

TEXTE

83/2024

Untersuchung der Krankheitslast in Deutschland durch Kohlekraftwerke

Abschlussbericht

TEXTE 83/2024

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3717 62 202 0
FB000996

Abschlussbericht

Untersuchung der Krankheitslast in Deutschland durch Kohlekraftwerke

von

Volker Diegmann, Lina Neunhäuserer
IVU Umwelt GmbH, Freiburg

Jeroen Kuenen, Richard Kranenburg, Ruud Janssen, Peter Coenen
Dept. of Climate, Air and Sustainability,
TNO, Utrecht

Barbara Hoffmann, Vanessa Soppa, Simone Ohlwein
Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin,
Heinrich-Heine-Universität, Düsseldorf

Claudia Hornberg, Michaela Liebig-Gonglach, Timothy Mc Call
Fakultät Gesundheitswissenschaften,
Universität Bielefeld, Bielefeld

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:

VU Umwelt GmbH
Emmy-Noether-Straße 2
79110 Freiburg

Abschlussdatum:

Oktober 2022

Redaktion:

Fachgebiet II 1.6 Expositionsschätzung, gesundheitsbezogene Indikatoren
Dr. Dietrich Plaß

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Mai 2024

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

Kurzbeschreibung

Ziel dieses Forschungsprojekts war es, die Exposition der in Deutschland lebenden Bevölkerung gegenüber Schadstoffen zu ermitteln, die von Kohlekraftwerken (KKW) in Deutschland und in Europa emittiert werden. Die daraus resultierenden gesundheitlichen Einschränkungen sollten möglichst umfassend beschrieben werden. Die Krankheitslast in Deutschland, die auf die Emissionen der luftgetragenen Schadstoffe Stickstoffdioxid (NO₂) und Feinstaub (PM_{2.5}) aus Kohlekraftwerken zurückgeführt werden kann, wurde unter Nutzung des Environmental Burden of Disease-Konzepts quantifiziert.

Die Abschätzung der Krankheitslast in der Bevölkerung durch die NO₂- und PM_{2.5}-Emissionen der Kohlekraftwerke erfolgte für das Jahr 2015 als Basisjahr sowie für ausgewählte Szenarien. Mit Hilfe von Ausbreitungsrechnungen mit einem Chemie-Transport-Modell (CTM) wurde für alle Szenarien der Beitrag der KKW zur gesamten Luftschadstoffbelastung berechnet. Darauf basierend erfolgte die Berechnung der Krankheitslast für krankheitsspezifische Endpunkte mit starker Evidenz. In Sensitivitätsanalysen wurde die Krankheitslast auch für krankheitsspezifische Endpunkte mit moderater Evidenz und für die natürliche Mortalität bestimmt.

Trotz einer erheblichen Abnahme der Emissionen aus deutschen KKW seit 1995 ist die Krankheitslast durch PM_{2.5} und NO₂ aus KKW in Deutschland im Jahr 2015 immer noch substantiell. Die Hauptkrankheitslast ist dabei auf Erkrankungen des Herzkreislaufsystems zurückzuführen. Die im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten attributablen Krankheitslasten bilden nur einen Teil der tatsächlichen Krankheitslasten ab, die in einem Zusammenhang mit Emissionen aus deutschen KKW bestehen. Zum einen wurden bei der Berechnung der attributablen Krankheitslasten ausschließlich luftgetragene Schadstoffe berücksichtigt. Zum anderen wurden ausschließlich gesundheitliche Endpunkte betrachtet, für die eine starke Evidenz besteht und für die geeignete Gesundheitsdaten für die Berechnung zur Verfügung standen.

Abstract

The aim of this project was to assess population exposure to pollutants emitted from German and European coal-fired power plants (CFPP) in Germany and to comprehensively describe the resulting burden of disease. The burden of disease due to nitrogen dioxide (NO₂) and fine particulate matter (PM_{2.5}) emissions was quantified according to the environmental burden of disease (EBD) concept.

Estimation of burden of disease due to NO₂ and PM_{2.5} was conducted for the year 2015 as well as for selected scenarios. Using dispersion and chemistry transport modelling (CTM), the contribution of coal-fired power plants to the total air pollution load in Germany was modelled. Based on this, the burden of disease was calculated for disease-specific endpoints with strong evidence for an exposure-outcome relationship. In sensitivity analyses, burden of disease was also assessed for disease endpoints for which there is only moderate evidence as well as for natural-cause mortality.

Despite a relevant decrease in airborne emissions from German CFPP since 1995, the burden of disease attributable to the NO₂ and PM_{2.5} contribution of CFPP to air pollution in 2015 is still substantial. Burden of disease is dominated by diseases of the cardiovascular system. The attributable burden of disease within this project represents an underestimation of true effects, as only airborne pollutants were considered. Moreover, only outcomes were considered for which there is strong evidence and for which suitable data were available for the calculation.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis	15
Abkürzungsverzeichnis	24
Zusammenfassung.....	30
Summary.....	43
1 Einführung	56
1.1 Hintergrund.....	56
1.2 Zielsetzung	57
1.3 Vorgehensweise.....	57
1.4 Struktur des Berichts	58
2 Methodisches Vorgehen zur Recherche der Gesundheitsdaten.....	59
2.1 Literatur- und Datenrecherche	59
2.1.1 Datenquellen und Datenbanken der Literaturrecherche	59
2.1.2 Literaturrecherche zu stofflichen Emissionen bei Verbrennung von Stein- und Braunkohle.....	59
2.1.2.1 Suchstrategien in wissenschaftlichen Datenbanken zu stofflichen Emissionen	60
2.1.2.2 Übersichtsliteratur zu stofflichen Emissionen im Rahmen der Kohleverbrennung	60
2.1.3 Literaturrecherche zu gesundheitlichen Effekten der stofflichen Emissionen	61
2.2 Auswahl von Gesundheitsendpunkten, Expositions-Endpunkt-Paaren und Expositions-Wirkungsfunktionen.....	64
2.2.1 Kriterien zur Auswahl der Expositions-Endpunkt-Paare	64
2.2.1.1 Luftgetragene Schadstoffe	65
2.2.1.2 Ableitung des Evidenzgrades für Expositions-Endpunkt-Paare durch das IHME	65
2.2.1.3 Ableitung des Evidenzgrades für NO ₂ -Endpunkte-Paare	66
2.2.1.4 Nicht-luftgetragene Schadstoffe	67
2.2.2 Quantifizierung der Stärke von Expositions-Endpunkt-Beziehungen	67
2.2.3 EWF aus Mehrschadstoffmodellen	68
2.3 Recherche der Gesundheitsdaten und Disability Weights	69
2.3.1 Gesundheitsdaten	69
2.3.2 Gesundheitlicher Gewichtungsfaktor Disability Weight	69
2.4 Methode zur Schätzung der umweltbedingten Krankheitslast (Environmental Burden of Disease-Methode).....	70
2.4.1 Disability-Adjusted Life Years (DALYs).....	70

2.4.2	Population Attributable Fraction (PAF) – Quantifizierung der Krankheitslast durch Kohlekraftwerksemissionen	71
2.4.3	Ermittlung der reduzierten Krankheitslast bzw. des Gesundheitsgewinns	71
2.4.4	Szenarien	71
2.4.5	Sensitivitätsanalysen	72
3	Ergebnisse der Literaturrecherche	72
3.1	Ergebnisse der Literaturrecherche zu stofflichen Emissionen bei Verbrennung von Stein- und Braunkohle	72
3.1.1	Relevante Literatur aus wissenschaftlichen Datenbanken	72
3.1.2	Relevante Übersichtsarbeiten von nationalen und internationalen Organisationen und „grauer“ Literatur	74
3.2	Gesundheitliche Effekte stofflicher Emissionen	76
3.2.1	Biologische Wirkmechanismen	79
3.2.1.1	Luftgetragene Schadstoffe	79
3.2.1.2	Nicht-luftgetragene Schadstoffe	80
3.2.2	Gesundheitseffekte der identifizierten luftgetragenen Schadstoffe	81
3.2.2.1	Stickstoffdioxid – gesundheitliche Relevanz, Evidenzkriterien und EWF	81
3.2.2.2	Feinstaub – gesundheitliche Relevanz, Evidenzkriterien und EWF	84
3.2.3	Weitere luftgetragene Schadstoffe.....	88
3.3	Charakterisierung der identifizierten nicht-luftgetragenen Schadstoffe	88
3.3.1	Quecksilber (Hg) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF.....	88
3.3.1.1	Transmissionspfade von Quecksilber	88
3.3.1.2	Gesundheitliche Effekte von Quecksilber	89
3.3.2	Arsen (As) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF.....	91
3.3.2.1	Transmissionspfade von Arsen	91
3.3.2.2	Gesundheitliche Effekte von Arsen	92
3.3.3	Blei (Pb) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF	94
3.3.3.1	Transmissionspfade von Blei	94
3.3.3.2	Gesundheitliche Effekte von Blei	95
3.3.4	Cadmium (Cd) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF.....	97
3.3.4.1	Transmissionspfade von Cadmium	97
3.3.4.2	Gesundheitliche Effekte von Cadmium	99
3.3.5	Nickel (Ni) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF.....	100
3.3.5.1	Transmissionspfade von Nickel	100
3.3.5.2	Gesundheitliche Effekte von Nickel	101
3.3.6	Zink (Zn) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF.....	102

3.3.6.1	Transmissionspfade von Zink	102
3.3.6.2	Gesundheitliche Effekte von Zink	103
3.4	Zusammenfassung zur Exposition gegenüber Schwermetallen aus Kohlekraftwerksemissionen.....	104
3.5	Verfügbare Gesundheitsdaten auf Bevölkerungsebene.....	104
3.5.1	Daten zur Mortalität.....	104
3.5.2	Daten zum Auftreten von ischämischen Herzkrankheiten, akutem Myokardinfarkt, Hypertonie, Herzinsuffizienz, Diabetes mellitus, Asthma bronchiale	105
3.5.3	Chronische Bronchitis / chronisch obstruktive Lungenerkrankung COPD.....	105
3.5.4	Schlaganfall	105
3.5.5	Lungenkrebs	106
3.5.6	Berücksichtigte Altersgruppen	106
3.5.7	Fazit zur Gesundheitsdatenauswahl und dem potentiellen Bezugsjahr.....	107
3.6	Auswahl der Disability Weights	108
4	Entwicklung von Szenarien	108
4.1	Auswahl der Bezugsjahre für das Basisszenario und die retrospektiven Szenarien.....	108
4.1.1	Grundlagen.....	108
4.1.2	Entwicklung der Emissionen der Kohlekraftwerke	109
4.1.3	Entwicklung der Luftschadstoff-Konzentrationen in Deutschland	112
4.1.3.1	Gebietseinteilung	114
4.1.3.2	PM _{2,5} -Konzentrationen in Deutschland	115
4.1.3.3	NO ₂ -Konzentrationen in Deutschland	117
4.1.3.4	Bewertung	119
4.1.4	Entwicklung der meteorologischen Situation in Deutschland	121
4.1.4.1	Mittelwerte über Deutschland für Temperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlag	121
4.1.4.2	Verteilung von Temperatur und Niederschlag in Deutschland	123
4.1.5	Verfügbarkeit von Eingangsdaten für die Modellierung.....	129
4.1.6	Fazit	131
4.2	Weitere Szenarien	132
4.2.1	Szenarien für Deutschland	132
4.2.2	Szenarien für Europa.....	134
4.3	Übersicht über die betrachteten Szenarien.....	135
5	Eingangsdaten Transport- und Expositionsmodellierung.....	136
5.1	Emissionsdaten Deutschland	136
5.1.1	Emissionsdaten Kohlekraftwerke.....	136

5.1.1.1	Übersicht über die verwendeten Daten	136
5.1.1.2	Emissionsdaten aus dem BUBE-Online System	138
5.1.1.3	Skalierung auf andere Bezugsjahre	148
5.1.1.4	Emissionen der Szenarien "Steinkohle" und "Braunkohle"	150
5.1.1.5	Übersicht über die Emissionen der Kohlekraftwerke in den Szenarien	152
5.1.2	Andere Emissionen.....	154
5.2	Emissionsdaten Europa.....	157
5.2.1	Luftschadstoff-Emissionen in Europa.....	157
5.2.2	Höhenprofile	159
5.2.3	Zeitliche Profile.....	161
5.3	Meteorologische Daten	162
5.3.1	Meteorologische Eingangsdaten für das RCG-Modell	162
5.3.2	Meteorologische Eingangsdaten für das LOTOS-EUROS Modell	164
5.4	Bevölkerungsdaten	166
5.5	Daten zur Qualitätssicherung	166
6	Ausbreitungsrechnungen.....	169
6.1	Auswahl der verwendeten Modelle	169
6.2	Beschreibung der verwendeten Modelle	173
6.2.1	RCG	173
6.2.2	LOTOS-EUROS.....	175
6.3	Modellgebiete.....	176
6.4	Gesamtbelastung im Basisszenario: Modellierung mittels RCG.....	178
6.4.1	Aufbereitung der Emissionen.....	178
6.4.2	Ergebnisse	183
6.5	Gesamtbelastung im Basisszenario: Modellierung mittels LOTOS-EUROS.....	186
6.5.1	Allgemeines	186
6.5.2	Ergebnisse	186
6.6	Qualitätssicherung.....	189
6.6.1	Vergleich der RCG-Ergebnisse mit Messdaten.....	189
6.6.2	Vergleich der RCG-Ergebnisse mit RCG-Ergebnissen des UBA.....	192
6.6.3	Vergleich der RCG-Ergebnisse mit den Ergebnissen von LOTOS-EUROS	198
6.7	Beitrag der Kohlekraftwerke im Basisszenario	202
6.7.1	Ergebnisse RCG.....	202
6.7.2	Ergebnisse LOTOS-EUROS und Vergleich mit den Ergebnissen von RCG.....	206
6.8	Beitrag der Kohlekraftwerke in den retrospektiven und weiteren Szenarien.....	209

7	Expositionsmodellierung	211
7.1	Allgemeines.....	211
7.2	Ergebnisse.....	212
8	Quantifizierung der Gesundheitsfolgen durch Kohlekraftwerke in Deutschland	219
8.1	Basisszenario 2015.....	219
8.1.1	Basisszenario 2015 – Krankheitslast durch PM _{2.5} -Emissionen aus Kohlekraftwerken	220
8.1.2	Basisszenario 2015 – Krankheitslast durch NO ₂ -Emissionen aus Kohlekraftwerken	221
8.1.3	Basisszenario 2015 – Sensitivitätsanalyse: Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz	222
8.1.4	Basisszenario 2015 – Sensitivitätsanalyse: Ein- und Mehrschadstoffmodelle für natürliche Mortalität	223
8.2	Prozentuale Anteile der betrachteten Gesundheitsendpunkte an der Krankheitslast	224
8.3	Krankheitslasten in den Szenarien Braun- und Steinkohlekraftwerke	226
8.3.1	Braun- und Steinkohlekraftwerke – Krankheitslast durch PM _{2.5} -Emissionen	226
8.3.2	Braun- und Steinkohlekraftwerke – Krankheitslast durch NO ₂ -Emissionen	228
8.3.3	Braun- und Steinkohlekraftwerke – Sensitivitätsanalyse: Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz	229
8.3.4	Braun- und Steinkohlekraftwerke – Sensitivitätsanalyse: Ein- und Mehrschadstoffmodelle für natürliche Mortalität.....	231
8.3.5	Relation der Krankheitslastkennzahlen in den Szenarien Stein- und Braukohlekraftwerke gegenüber dem Basisszenario 2015	233
8.4	Krankheitslasten in den retrospektiven Szenarien	234
8.4.1	Szenarien Retro1995 und Retro2005 – Krankheitslast durch PM _{2.5} -Emissionen aus Kohlekraftwerken.....	234
8.4.2	Szenarien Retro1995 und Retro2005 – Krankheitslast durch NO ₂ -Emissionen aus Kohlekraftwerken	236
8.4.3	Szenarien Retro1995 und Retro2005 – Sensitivitätsanalyse: Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz	237
8.4.4	Szenarien Retro1995 und Retro2005 – Sensitivitätsanalyse: Ein- und Mehrschadstoffmodelle für natürliche Mortalität.....	238
8.4.5	Relation der Krankheitslastkennzahlen im Szenario Retro1995 und Retro2005 gegenüber dem Basisszenario 2015	240
8.5	Krankheitslast in Deutschland durch Kohlekraftwerke in Europa	241
8.5.1	Krankheitslast durch PM _{2.5} -Emissionen aus europäischen Kohlekraftwerken	241
8.5.2	Krankheitslast durch NO ₂ -Emissionen aus europäischen Kohlekraftwerken.....	242
9	Diskussion der Ergebnisse	242
9.1	Emissionsdaten Kohlekraftwerke und Immissionsmodellierung.....	242

9.1.1	Emissionsdaten Kohlekraftwerke.....	242
9.1.2	Immissionsmodellierung.....	243
9.2	Berechnung der Krankheitslasten.....	245
9.2.1	Krankheitslasten im Basisszenario 2015	246
9.2.1.1	Krankheitslast durch PM _{2,5} für einzelne Gesundheitsendpunkte im Basisszenario 2015	248
9.2.1.2	Krankheitslast durch NO ₂ für einzelne Gesundheitsendpunkte im Basisszenario 2015	248
9.2.1.3	Fazit zur Krankheitslastberechnung im Basisszenario 2015	249
9.2.2	Expositionseffekte in den Szenarien	250
9.2.2.1	Braun- und Steinkohle 2015	250
9.2.2.2	Expositionsveränderungen seit 1995	250
9.2.2.3	Grenzüberschreitende Emissionen	251
9.2.3	Limitationen der Krankheitslastberechnung aus KKW.....	251
9.2.3.1	Datenverfügbarkeit	252
9.2.3.2	Datenquellen zur Mortalität und Morbidität	252
9.2.3.3	Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Gewichtung der Erkrankungsschwere	253
9.2.3.4	Fehlende Stratifizierung der exponierten Bevölkerung	253
9.2.3.5	Umgang mit negativen Werten für die PAF	254
9.2.4	Public Health Konsequenzen.....	254
9.2.5	Schlussfolgerungen	255
10	Anhang.....	256
10.1	Suchstrategie	256
10.2	Prävalenzdaten	259
11	Literaturverzeichnis	261

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schematische Darstellung der Emissionsmengen der fünf Szenarien, auf die der Haupt-fokus des Projekts liegt, im Vergleich	34
Abbildung 2:	Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur NO ₂ -Gesamtbelastung im Jahresmittel. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.	38
Abbildung 3:	Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur PM _{2,5} -Gesamtbelastung im Jahresmittel. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.....	39
Abbildung 4:	Flussdiagramm zur Studienselektion.....	73
Abbildung 5:	Emissionen der Kohlekraftwerke 1995 – 2017 für NO _x , PM _{2,5} und SO ₂ , bezogen auf 1995. Zur Orientierung: Jahre 1995 – 2005 – 2015 in Dunkelblau, Jahre 1996 – 2006 – 2016 in Grau.....	111
Abbildung 6:	Lage der durchgängig von 2010 bis 2017 messenden Hintergrundstationen mit Darstellung der gemessenen Schadstoffe	113
Abbildung 7:	Grobe Gebietseinteilung der Bundesländer nach Himmelsrichtung	114
Abbildung 8:	Gebietseinteilung für Wetterfühligkeit	115
Abbildung 9:	Jahresmittelwerte für PM _{2,5} , differenziert nach Bundesländern.....	115
Abbildung 10:	Jahresmittelwerte für PM _{2,5} , differenziert nach Grobgebieten.....	116
Abbildung 11:	Jahresmittelwerte für PM _{2,5} , differenziert nach Wetterfühligkeitsgebieten gemäß DWD, Legende gemäß Abbildung 8	116
Abbildung 12:	Jahresmittelwerte für NO ₂ , differenziert nach Bundesländern.....	117
Abbildung 13:	Jahresmittelwerte für NO ₂ , differenziert nach Grobgebieten.....	118
Abbildung 14:	Jahresmittelwerte für NO ₂ , differenziert nach Wetterfühligkeitsgebieten gemäß DWD, Legende gemäß Abbildung 8	118
Abbildung 15:	Abweichung der Jahresmitteltemperatur vom Normalwert für die Jahre 2012 – 2014; unten rechts: Verteilung der Normalwerte für die Referenzperiode 1961 – 1990	125
Abbildung 16:	Abweichung der Jahresmitteltemperatur vom Normalwert für die Jahre 2015 – 2017; unten rechts: Verteilung der Normalwerte für die Referenzperiode 1961 – 1990	126
Abbildung 17:	Abweichung der Jahressummen des Niederschlags vom Normalwert für 2012 – 2014; unten rechts: Verteilung der Normalwerte für die Referenzperiode 1961 – 1990	127
Abbildung 18:	Abweichung der Jahressummen des Niederschlags vom Normalwert für 2015 – 2017; unten rechts: Verteilung der Normalwerte für die Referenzperiode 1961 – 1990	128

Abbildung 19:	Schematische Darstellung der Emissionsmengen der fünf Szenarien, auf die der Hauptfokus der Studie liegt, im Vergleich.....	136
Abbildung 20:	Anteile der Wirtschaftszweige an der Gesamtemissionsmenge der abgefragten BUBE-Daten, differenziert nach Schadstoff	142
Abbildung 21:	Lage der Kohlekraftwerke gemäß BUBE-Online für die ausgewählten Wirtschaftszweige und zugeordnete PRTR-Standorte, 2016	144
Abbildung 22:	Emissionen der betrachteten Luftschadstoffe aus Kohlekraftwerken (KKW) für die betrachteten Bezugsjahre 1995, 2005 und 2015 sowie den Erklärungszeitraum der BUBE-Daten 2016, in Prozent bezogen auf 1995; Daten: ZSE, Submission 2019	149
Abbildung 23:	Lage der Stein- und Braunkohlekraftwerke gemäß BUBE-Online für die ausgewählten Wirtschaftszweige, 2016	151
Abbildung 24:	Emissionsmengen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den Szenarien für die Schadstoffe NO _x , PM _{2,5} und SO ₂	154
Abbildung 25:	PM ₁₀ -Emissionen der Kohlekraftwerke in Europa im Jahr 2015.....	158
Abbildung 26:	Zeitlicher Verlauf der Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland im Jahr 2015.....	162
Abbildung 27:	Verteilung der Hintergrund-Messstationen für NO ₂ im Jahr 2015...	167
Abbildung 28:	Verteilung der Hintergrund-Messstationen für PM _{2,5} im Jahr 2015.	168
Abbildung 29:	Modellgebiete für die CTM-Modellierung.....	177
Abbildung 30:	NO _x -Emissionen Basisszenario 2015 für RCG und LOTOS-EUROS, in [t/(a*km ²)], basierend auf CAMS-, GRETA- und BUBE-Daten. Oben: Deutschland und Europa in 7 x 8 km ² Auflösung. Unten: Deutschland und angrenzende Staaten in 1 x 1 km ² Auflösung.....	181
Abbildung 31:	PM _{2,5} -Emissionen Basisszenario 2015 für RCG und LOTOS-EUROS, in [t/(a*km ²)], basierend auf CAMS-, GRETA- und BUBE-Daten. Oben: Deutschland und Europa in 7 x 8 km ² Auflösung. Unten: Deutschland und angrenzende Staaten in 2 x 2 km ² Auflösung.....	182
Abbildung 32:	RCG-Modellergebnis für das Basisszenario, Auflösung ca. 2 x 2 km ² : Verteilung der NO ₂ -Gesamtbelastung 2015	184
Abbildung 33:	RCG-Modellergebnis für das Basisszenario, Auflösung ca. 2 x 2 km ² : Verteilung der PM _{2,5} -Gesamtbelastung 2015.....	185
Abbildung 34:	LOTOS-EUROS-Modellergebnis für das Basisszenario, Auflösung ca. 2 x 2 km ² : Verteilung der NO ₂ -Gesamtbelastung 2015	187
Abbildung 35:	LOTOS-EUROS-Modellergebnis für das Basisszenario, Auflösung ca. 2 x 2 km ² : Verteilung der PM _{2,5} -Gesamtbelastung 2015	188
Abbildung 36:	Regression der mit RCG modellierten Gesamtbelastung im Basisszenario 2015 an den Messorten gegen die Messwerte. Oben: NO ₂ . Unten: PM _{2,5}	191

Abbildung 37:	RCG-Modellergebnis für das Basisszenario: Verteilung der NO ₂ -Gesamtbelastung 2015. Oben links: UBA-Modellergebnisse. Oben rechts: UBA-Modellergebnisse mit Datenassimilation (OI). Unten links: aktuelle Modellergebnisse.	193
Abbildung 38:	RCG-Modellergebnisse für das Basisszenario: Verteilung der PM _{2,5} -Gesamtbelastung 2015. Oben links: UBA-Modellergebnisse. Oben rechts: UBA-Modellergebnisse mit Datenassimilation (OI). Unten links: aktuelle Modellergebnisse.	195
Abbildung 39:	Regressionsergebnisse für die modellierten Gesamtbelastungen im Jahresmittel. Links: NO ₂ . Rechts: PM _{2,5} . Oben: UBA-RCG-Modellergebnisse 2015 an den Messorten gegen die Messwerte. Mitte: RCG-Modellergebnisse im Basisszenario 2015 an den Messorten gegen die UBA-RCG-Modellergebnisse 2015 an den Messorten. Unten: UBA-RCG-Modellergebnisse 2015 nach OI an den Messorten gegen die Messwerte.	197
Abbildung 40:	Modellergebnis für das Basisszenario: Verteilung der NO ₂ -Gesamtbelastung 2015. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.	199
Abbildung 41:	Modellergebnis für das Basisszenario: Verteilung der PM _{2,5} -Gesamtbelastung 2015. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.	200
Abbildung 42:	Regressionsergebnisse für die modellierten Gesamtbelastungen im Jahresmittel, Basisszenario 2015. Links: NO ₂ . Rechts: PM _{2,5} . Oben: LOTOS-EUROS-Modellergebnisse an den Messorten gegen die Messwerte. Unten: RCG-Modellergebnisse an den Messorten gegen die LOTOS-EUROS-Modellergebnisse an den Messorten.	202
Abbildung 43:	Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur NO ₂ -Gesamtbelastung im Jahresmittel, berechnet mit RCG.	204
Abbildung 44:	Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur PM _{2,5} -Gesamtbelastung im Jahresmittel, berechnet mit RCG.	205
Abbildung 45:	Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur NO ₂ -Gesamtbelastung im Jahresmittel. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.	207
Abbildung 46:	Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur PM _{2,5} -Gesamtbelastung im Jahresmittel. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.	209
Abbildung 47:	Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der NO ₂ -Belastung durch Kohlekraftwerke im Basisszenario 2015 (oben Gesamtbereich, unten Ausschnitt mit höheren Konzentrationsklassen)	213
Abbildung 48:	Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der PM _{2,5} -Belastung durch Kohlekraftwerke im Basisszenario 2015 (oben Gesamtbereich, unten Ausschnitt mit höheren Konzentrationsklassen)	214

Abbildung 49:	PM _{2.5} - und NO ₂ -bezogene prozentuale Änderung der Krankheitslast in den Szenarien Steinkohle (SK-D 2015) und Braunkohle (BK-D 2015) gegenüber dem Basisszenario 2015 (100 %).	233
Abbildung 50:	PM _{2.5} - und NO ₂ -bezogene Änderungen der Krankheitslast in den Szenarien Retro1995 und Retro2005 in Relation zum Basisszenario 2015 (100 %)	241

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Expositions-Wirkungsfunktionen für chronische Belastung durch NO ₂ und Gesundheitseffekte mit mindestens moderater Evidenz; die Schätzer beschreiben einen linearen Anstieg pro 10 µg/m ³ NO ₂ . Die Evidenzbewertung beruht auf UBA (2018) und der Bewertung in Huangfu and Atkinson (2020). Altersgruppen angegeben für Krankheitslastberechnungen.....	31
Tabelle 2:	Schätzer extrahiert aus Expositions-Wirkungsfunktionen für chronische Belastung durch PM _{2,5} und Gesundheitseffekte mit mindestens wahrscheinlicher Evidenz. Die Evidenzbewertung beruht auf den Angaben des IHME. Für alle Endpunkte wurde die Krankheitslast ab 25 Jahre berechnet.	32
Tabelle 3:	Emissionsmengen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den Szenarien	36
Tabelle 4:	Minimum, Mittelwert und Maximum des Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch NO ₂ im jeweiligen Szenario im Jahresmittel, bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland	40
Tabelle 5:	Minimum, Mittelwert und Maximum des Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch PM _{2,5} im jeweiligen Szenario im Jahresmittel, bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland.....	40
Tabelle 6:	Übersichtsliteratur zu stofflichen Emissionen im Rahmen der Kohleverbrennung	61
Tabelle 7:	Übersichtsarbeiten nationaler und internationaler Organisationen mit aktuellen Daten zu EWF.....	63
Tabelle 8:	Übersichtsartikel als Ergebnisse der systematischen Recherche in Web of Science	74
Tabelle 9:	Stoffliche Emissionen, die bei der Verbrennung von Kohle entstehen	75
Tabelle 10:	Übersichtsarbeiten zu gesundheitlichen Effekten der von Kohlekraftwerken emittierten Schadstoffe.....	77
Tabelle 11:	Ausgewählte Expositions-Endpunkt-Paare einer Langzeitexposition gegenüber NO ₂ , basierend auf dem Bericht "Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland" (Umweltbundesamt, 2018) und auf der systematischen Übersichtsarbeit von Huangfu and Atkinson (2020).83	
Tabelle 12:	Expositions-Wirkungsfunktionen für chronische Belastung durch NO ₂ und Gesundheitseffekte mit mindestens moderater Evidenz; die Schätzer beschreiben einen linearen Anstieg pro 10 µg/m ³ NO ₂ . Die Evidenzbewertung beruht auf UBA (2018) und der Bewertung in Huangfu and Atkinson (2020). Altersgruppen angegeben für Krankheitslastberechnungen.....	84

Tabelle 13:	Ausgewählte Expositions-Endpunkt-Paare einer Langzeitexposition gegenüber PM _{2.5} basierend auf den Daten der Environmental Burden of Disease-Studie (Cohen et al., 2017) und der Global Burden of Disease-Studie (GBD, 2020).....	86
Tabelle 14:	Schätzer extrahiert von Expositions-Wirkungsfunktionen für chronische Belastung durch PM _{2.5} und Gesundheitseffekte mit mindestens wahrscheinlicher Evidenz. Basierend auf den Daten der EBD-Studie (Cohen et al., 2017), der GBD 2019 Risk Factors Collaboration Studie (GBD, 2020), Appendix I, der WHO-Studien (WHO 2013a, 2013b, 2016) und des PM ISA Berichts (U.S. EPA, 2018). Fett gedruckt sind die Schätzer, die für die Krankheitslastberechnungen aufgrund ihrer Aktualität und Übertragbarkeit für Deutschland ausgewählt wurden. Die Evidenzbewertung beruht auf den Angaben des IHME. Für alle Endpunkte wurde die Krankheitslast ab 25 Jahre berechnet.....	87
Tabelle 15:	Übersicht über die aktuell verfügbaren Studien und Daten zur Prävalenz, Inzidenz und Mortalität für die ausgewählten Gesundheitsendpunkte nach ICD-10 Codes (Quellen/Abkürzungen: BOLD Burden of Obstructive Lung Disease; GBE Gesundheitsberichterstattung des Bundes, BGS Bundesgesundheitsurvey, GEDA Gesundheit in Deutschland aktuell; DEGS1 Erfassung der Gesundheit Erwachsener in Deutschland; ESPro Erlanger Schlaganfall Register; ZfKD Zentrum für Krebsregisterdaten, RKI Robert-Koch-Institut, Angabe Jahr der Veröffentlichung)	107
Tabelle 16:	Ermittelte Gewichtungsfaktoren (DW, engl. disability weight) (mit Angabe der oberen und unteren Grenze des Konfidenzintervalls) für die Gesundheitsendpunkte mit starker bzw. mindestens moderater Evidenz. Berechnet anhand der Prävalenzangaben und YLD für Deutschland im Bezugsjahr 2015 (nach IHME). (Konfidenzintervall, KI 95 %)	108
Tabelle 17:	Aus Emissionszeitreihen der Kohlekraftwerke abgeleitete Bezugsjahre für das Basisszenario und zugehörige retrospektive Szenarien	110
Tabelle 18:	Anzahl der durchgängig von 2010 bis 2017 messenden Hintergrundstationen	112
Tabelle 19:	Spannweiten und deren Rangfolge für die nach Bundesländern differenzierten mittleren Luftschadstoff-Konzentrationen der einzelnen Jahre	120
Tabelle 20:	Spannweiten und deren Rangfolge für die nach Grobgebieten differenzierten mittleren Luftschadstoff-Konzentrationen der einzelnen Jahre	120
Tabelle 21:	Spannweiten und deren Rangfolge für die nach Wetterfühligkeitsgebieten gemäß DWD differenzierten mittleren Luftschadstoff-Konzentrationen der einzelnen Jahre	120
Tabelle 22:	Jährliche Mittelwerte über Deutschland für Jahresmitteltemperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlagssumme, 10-Jahres-Zeitraum 2008 – 2017. Quelle: Klimastatusberichte des DWD.....	122

Tabelle 23:	Abweichung der jährlichen Mittelwerte über Deutschland 2012 bis 2017 vom 10jährigen Mittelwert 2008 - 2017.....	122
Tabelle 24:	Rangfolge der Abweichungen der jährlichen Mittelwerte über Deutschland 2012 bis 2017 vom 10jährigen Mittelwert 2008 - 2017	122
Tabelle 25:	Abweichungen der jährlichen Mittelwerte über Deutschland für Jahresmitteltemperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlagssumme zur Referenzperiode 1961 – 1990. Quelle: Klimastatusberichte des DWD.	123
Tabelle 26:	Verfügbarkeit von Ergebnissen meteorologischer Modelle für Deutschland und Europa	129
Tabelle 27:	Verfügbarkeit von Emissionsdaten für Kohlekraftwerke.....	130
Tabelle 28:	Verfügbarkeit von Emissionsdaten für alle anderen Quellen (z. B. Verkehr, Landwirtschaft, Industrie).....	130
Tabelle 29:	Verfügbarkeit von Daten zur Bevölkerungsdichte und ihrer räumlichen Verteilung in Deutschland	131
Tabelle 30:	Verfügbarkeit von Luftschadstoff-Messdaten an Stationen in Deutschland zur Qualitätssicherung.....	131
Tabelle 31:	Übersicht über die zur Bestimmung der Emissionsdaten für Kohlekraftwerke verwendeten Quellen	138
Tabelle 32:	Abgefragte Parameter je Emissionsvorgang gemäß BUBE (2016b) .	140
Tabelle 33:	Abgefragte Parameter je Anlagenteil/Nebeneinrichtung	141
Tabelle 34:	Verteilung der Emissionsvorgänge (EV) der BUBE-Daten auf die Wirtschaftszweige gemäß NACE.....	141
Tabelle 35:	Liste der 81 Kohlekraftwerke in Deutschland gemäß BUBE-Online für die ausgewählten Wirtschaftszweige sowie zugeordnete PRTR-Standorte, sortiert nach Bundesländern, 2016	145
Tabelle 36:	Emissionen der betrachteten Luftschadstoffe aus Kohlekraftwerken (KKW) für die betrachteten Bezugsjahre 1995, 2005 und 2015 sowie den Erklärungszeitraum der BUBE-Daten 2016, in Prozent bezogen auf 1995; Daten: ZSE, Submission 2019	149
Tabelle 37:	Skalierungsfaktoren zur Abschätzung der Emissionen der Kohlekraftwerke für die Bezugsjahre 1995, 2005 und 2015 auf Basis der jährlich vorliegenden ZSE-Daten für Kohlekraftwerke (Submission 2019)	150
Tabelle 38:	Emissionssummen der Kohlekraftwerke aus BUBE-Online für 2016 sowie skaliert auf das Bezugsjahr des Basisszenarios 2015 und auf die retrospektiven Jahre 1995 und 2005.....	150
Tabelle 39:	Emissionen der Kohlekraftwerke aus BUBE-Online skaliert auf das Bezugsjahr 2015, getrennt nach Steinkohlekraftwerken, Braunkohlekraftwerken und Kraftwerken, die Stein- und Braunkohle verbrennen	152

Tabelle 40:	Anteil der Stein- bzw. Braunkohlekraftwerke an der Summe der Emissionen der Kohlekraftwerke aus BUBE-Online skaliert auf das Bezugsjahr 2015.....	152
Tabelle 41:	Emissionsmengen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den Szenarien	153
Tabelle 42:	Quellgruppenkategorisierung (Sektoren) gemäß SNAP und gemäß GNFR	156
Tabelle 43:	Emissionen für NO _x und PM _{2.5} aus Kohlekraftwerken (A1), übrigen Kraftwerken (A2) und anderen Quellen (B-L) für das Bezugsjahr 2015 sowie der länderspezifische Anteil der Kohlekraftwerke (A1-Anteil) für Deutschland, die Nachbarländer Deutschlands und für ganz UNECE-Europe (Emissionen in kt).....	159
Tabelle 44:	Aufteilung der Emissionen auf die Höhenklassen in Prozent für die Standardhöhenprofile der GNFR-Kategorien, wie geliefert in CAMS	160
Tabelle 45:	Gegenüberstellung der Verteilung der recherchierten 50 individuellen Schornsteinhöhen außerhalb Deutschlands und des Standardhöhenprofils der GNFR-Kategorie A aus CAMS.....	161
Tabelle 46:	Wesentliche meteorologische Variablen für LOTOS-EUROS und Beziehung zu den meteorologischen ECMWF Eingangsdaten	165
Tabelle 47:	Veröffentlichungen mit Übersichtscharakter zu Chemie-Transport-Modellen.....	170
Tabelle 48:	Vorauswahl CTM zur Verwendung im Rahmen dieses Projektes.....	171
Tabelle 49:	Modellgebiete für die CTM-Modellierung.....	177
Tabelle 50:	Summe der Emissionen aller in der Modellierung berücksichtigten Quellgruppen im Basisszenario 2015 im Nest 2 nach Ländern (in Tonnen/Jahr)	179
Tabelle 51:	Emissionen im Basisszenario 2015 in Deutschland nach Quellgruppen (in Tonnen/Jahr)	179
Tabelle 52:	Minimum, Mittelwert und Maximum des Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch NO ₂ im jeweiligen Szenario im Jahresmittel, bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland	210
Tabelle 53:	Minimum, Mittelwert und Maximum des Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch PM _{2.5} im jeweiligen Szenario im Jahresmittel, bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland.....	211
Tabelle 54:	Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der NO ₂ -Belastung durch Kohlekraftwerke in den betrachteten Szenarien	216
Tabelle 55:	Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der PM _{2.5} -Belastung durch Kohlekraftwerke in den betrachteten Szenarien	218

Tabelle 56:	<p>Krankheitslasten durch PM_{2.5} aus Kohlekraftwerksemissionen im Basisszenario 2015. Endpunkte mit starker Evidenz (Diabetes (DM), COPD, koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)) in Altersgruppen ab dem 25. Lebensjahr. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....</p>	221
Tabelle 57:	<p>Krankheitslasten durch NO₂ aus KKW im Basisszenario 2015. Krankheitslast für Endpunkte mit starker Evidenz (kardiovaskuläre (KV) Mortalität und COPD-Mortalität) in Altersgruppen ab dem 25. Lebensjahr. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....</p>	222
Tabelle 58:	<p>Krankheitslasten durch NO₂-Emissionen aus Kohlekraftwerken im Basisszenario 2015. Sensitivitätsanalysen: Summen der Krankheitslasten von Endpunkten mit moderater Evidenz für Mortalität (Diabetes (DM) ≥ 30 Lebensjahre) im Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....</p>	222
Tabelle 59:	<p>Krankheitslast durch NO₂-Emissionen aus Kohlekraftwerken im Basisszenario 2015. Sensitivitätsanalysen: Summen der Krankheitslasten von Endpunkten mit moderater Evidenz für Morbidität (Diabetes mellitus (DM, ≥ 30 Lebensjahre), Schlaganfall (ST, 40.-89. Lebensjahr) und Asthma bronchiale (AB, 30.-75. Lebensjahr)) im Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....</p>	223
Tabelle 60:	<p>Basisszenario 2015 – Krankheitslasten durch Emissionen aus Kohlekraftwerken in 2015 auf Basis der natürlichen Mortalität (ab dem 25. Lebensjahr) bei Nutzung von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO₂ und PM_{2.5}. Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM_{2.5} (NO₂-adjustiert) und Schätzer für NO₂ (PM_{2.5}-adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).</p>	224
Tabelle 61:	<p>Prozentuale Anteile an der Summe der Krankheitslasten durch alle betrachteten Endpunkte durch PM_{2.5} (100 %) in allen Szenarien. Endpunkte mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)) in Altersgruppen ab 25 Lebensjahren.</p>	225

Tabelle 62:	Prozentuale Anteile der Krankheitslasten aller betrachteten Endpunkte durch NO ₂ (100 %) in allen Szenarien: Endpunkte mit starker Evidenz (kardiovaskuläre (KV) Mortalität, COPD-Mortalität) in Altersgruppen ab 25 Lebensjahren. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). 225
Tabelle 63:	Prozentuale Anteile der Krankheitslasten aller betrachteten Endpunkte durch NO ₂ (100 %) in allen Szenarien: Endpunkte mit moderater Evidenz für Morbidität (Diabetes (DM, ≥ 30 Lebensjahre), Schlaganfall (ST, 40.-89. Lebensjahr) und Asthma bronchiale (AB, 30.-75. Lebensjahr)). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). 225
Tabelle 64:	Beitrag der Krankheitslasten 2015 durch PM _{2.5} aus Steinkohlekraftwerksemissionen. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)) ab 25 Lebensjahren. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction)..... 227
Tabelle 65:	Beitrag der Krankheitslasten 2015 durch PM _{2.5} aus Braunkohlekraftwerksemissionen. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)) ab 25 Lebensjahren. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction)..... 228
Tabelle 66:	Beitrag der Krankheitslasten durch NO ₂ aus Steinkohle- (SK-D) und Braunkohle-KW (BK-D). Krankheitslasten der Endpunkte mit starker Evidenz (kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität, ab 25 Lebensjahren). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction)..... 229
Tabelle 67:	Sensitivitätsanalyse – Krankheitslasten im Zusammenhang mit einer NO ₂ -Exposition aus Steinkohle- (SK-D) bzw. Braunkohle-KW (BK-D). Krankheitslast durch Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz für Mortalität durch Diabetes mellitus (DM, ≥ 30 Lebensjahre). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction)..... 230
Tabelle 68:	Sensitivitätsanalyse – Krankheitslasten im Zusammenhang mit einer NO ₂ -Exposition aus Steinkohle-KW (SK-D) bzw. Braunkohle-KW (BK-D). Krankheitslast durch Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz für Morbidität durch Diabetes mellitus (DM, ≥ 30 Lebensjahre), Schlaganfall (ST, 40.-89. Lebensjahr) und Asthma bronchiale (AB, 30.-75. Lebensjahr). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction). 230

Tabelle 69:	Krankheitslast infolge der natürlichen Mortalität durch Steinkohlekraftwerksemissionen, auf Basis von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO ₂ und PM _{2.5} . Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM _{2.5} (NO ₂ -adjustiert) und Schätzer für NO ₂ (PM _{2.5} -adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).232
Tabelle 70:	Krankheitslast infolge der natürlichen Mortalität durch Braunkohlekraftwerksemissionen, auf Basis von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO ₂ und PM _{2.5} . Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM _{2.5} (NO ₂ -adjustiert) und Schätzer für NO ₂ (PM _{2.5} -adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).232
Tabelle 71:	Krankheitslast durch PM _{2.5} aus Kohlekraftwerksemissionen im retrospektiven Szenario 1995. Erwartete Krankheitslast in 2015 bei einer Exposition gegenüber PM _{2.5} aus KKW wie im Jahr 1995. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....235
Tabelle 72:	Krankheitslast durch PM _{2.5} aus Kohlekraftwerksemissionen im retrospektiven Szenario 2005. Erwartete Krankheitslast in 2015 bei einer Exposition gegenüber PM _{2.5} aus KKW wie im Jahr 2005. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....236
Tabelle 73:	Krankheitslast durch NO ₂ aus Kohlekraftwerksemissionen in retrospektiven Szenarien für 1995 und 2005. Erwartete Krankheitslasten in 2015 bei einer Exposition gegenüber NO ₂ aus KKW wie in den Jahren 1995 und 2005. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (kardiovaskuläre Mortalität (KV) und COPD-Mortalität). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....237
Tabelle 74:	Krankheitslast durch NO ₂ -Emissionen aus Kohlekraftwerken in retrospektiven Szenarien. Erwartete Krankheitslast in 2015 bei einer Exposition gegenüber NO ₂ aus KKW wie im Jahr 1995 (Retro1995) und 2005 (Retro2005). Krankheitslast durch Diabetes mellitus mit moderater Evidenz für Mortalität (DM, ≥ 30 Jahre). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....237

Tabelle 75:	Krankheitslast durch NO ₂ -Emissionen aus Kohlekraftwerken in retrospektiven Szenarien. Erwartete Krankheitslast in 2015 bei einer Exposition gegenüber NO ₂ aus KKW wie im Jahr 1995 (Retro1995) und 2005 (Retro2005). Krankheitslast durch Diabetes mellitus mit moderater Evidenz für Morbidität (DM, ≥ 30 Lebensjahre), Schlaganfall (ST, 40.-89. Lebensjahr) und Asthma bronchiale (AB, 30.-75. Lebensjahr). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....	238
Tabelle 76:	Krankheitslast infolge der natürlichen Mortalität durch Emissionen aus Kohlekraftwerken im retrospektiven Szenario Retro1995, auf Basis von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO ₂ und PM _{2.5} . Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM _{2.5} (NO ₂ -adjustiert) und Schätzer für NO ₂ (PM _{2.5} -adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....	239
Tabelle 77:	Krankheitslast infolge der natürlichen Mortalität durch Emissionen aus Kohlekraftwerken im retrospektiven Szenario Retro2005, auf Basis von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO ₂ und PM _{2.5} . Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM _{2.5} (NO ₂ -adjustiert) und Schätzer für NO ₂ (PM _{2.5} -adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).....	240
Tabelle 78:	Krankheitslast durch PM _{2.5} -Emissionen aus aktiven Kohlekraftwerken in Europa (ohne KKW in Deutschland) in 2015. Summen der Krankheitslasten in der deutschen Bevölkerung durch Endpunkte mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (SA) und Lungenkrebs (LK)), die im Zusammenhang mit der Exposition durch PM _{2.5} aus europäischen KKW stehen.....	242
Tabelle 79:	Krankheitslasten durch NO ₂ -Emissionen aus aktiven europäischen Kohlekraftwerken (ohne KKW in Deutschland) in 2015. Summen der Krankheitslasten in der deutschen Bevölkerung durch Endpunkte mit starker Evidenz (kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität), die im Zusammenhang mit der Exposition durch NO ₂ aus europäischen KKW stehen.....	242
Tabelle 80:	Suchstrategie a) Basis	256
Tabelle 81:	Suchstrategie b) Erweiterung der key-terms coal-burning/coal-fired um den allgemeinen Suchbegriff "coal" bzw. eine Erweiterung der Suchtermini um „coal combustion“.....	256
Tabelle 82:	Suchstrategie c) Erweiterung des key-terms "power station" und „power plant“ um die Begriffe „energy generation“ und „power generation“	256

Tabelle 83:	Suchstrategie d) Eingrenzung der Suche mit den zusammengesetzten Begriffen “coalfired power plant/station, coal-burning power plant/station statt separater Abfrage nach coal-fired/coal burning AND power plant/station257
Tabelle 84:	Suchstrategie LUDOK: Eingrenzung der Suche nach den Schlagwörtern „coal“, „emission OR gas“; begrenzt auf Übersichtsarbeiten258
Tabelle 85:	12-Monatsprävalenzen des Typ-2-Diabetes in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Heidemann et al., 2017)259
Tabelle 86:	12-Monatsprävalenzen des Schlaganfalls in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Busch und Kuhnert, 2017b)259
Tabelle 87:	12-Monatsprävalenzen der koronaren Herzerkrankungen in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Busch und Kuhnert, 2017a)259
Tabelle 88:	12-Monatsprävalenzen der COPD in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Steppuhn et al., 2017b).....260
Tabelle 89:	12-Monatsprävalenzen des Asthma bronchiale in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Steppuhn et al., 2017a)260
Tabelle 90:	12-Monatsprävalenzen des Lungenkrebses in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (ZfKD, 2015)260

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
AB	Asthma bronchiale
ALAD	δ-Aminolävulin-Dehydratase
ALRI	Akute Infekte der unteren Atemwege
a. n. g.	anderweitig nicht genannt
AP	Air Pollution
AQG	Air Quality Guidelines
As	Arsen
ATS	American Thoracic Society
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BaP	Benzo[a]pyren
Be	Beryllium
BGS1998	Bundesgesundheitsurvey 1998
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BOLD	Burden of Obstructive Lung Disease
BUBE	Betriebliche Umweltdatenberichterstattung
BVT	beste verfügbare Technik
C₆H₆	Benzol
CAMS	Copernicus Atmosphere Monitoring Service
CBM	Carbon-Bond Mechanism
Cd	Cadmium
CH₄	Methan
CO	Kohlenstoffmonoxid
CO₂	Kohlenstoffdioxid
COMEAP	Committee on the Medical Effects of Air Pollutants
COPD	chronic obstructive pulmonary disease
COSMO	Consortium for Small-scale Modeling
Cr	Chrom
CTM	Chemie-Transport-Modell
Cu	Kupfer
CVD	Cardiovascular Disease
DALY(s)	Disability-Adjusted Life Year(s)

Abkürzung	Erläuterung
DEGS1	Studie zur „Erfassung der Gesundheit Erwachsener in Deutschland“
DGP	Deutsche Gesellschaft für Pneumologie und Beatmungsmedizin e.V.
DMI	Danmarks Meteorologiske Institut
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches
DW	Disability Weight
DWD	Deutscher Wetterdienst
EBD	Environmental Burden of Disease
ECMWF	European Centre for Medium-Range Weather Forecasts
EEA	European Environment Agency
EFSA	European Food Safety Authority
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EMMa	„Emissionsminderungsmaßnahmen“-Datenbank des UBA
ENTSO-E	European network for transmission system operators for electricity
ENTSO-G	European network for transmission system operators for gas
E-PRTR	European Pollutant Release and Transfer Register
ERS	European Respiratory Society
ESPro	Erlanger Schlaganfall Register
EU	Europäische Union
EV	Emissionsvorgang
EW	Einwohner*innen
EWf	Expositions-Wirkungs-Funktion(en)
FMI	Finnish Meteorological Institute
GBD MAPS	Global Burden of Disease – Major Air Pollution Sources
GBE	Gesundheitsberichterstattung des Bundes
GEDA	Gesundheit in Deutschland aktuell
GFA	Großfeuerungsanlagen
GNFR	Gridded Nomenclature For Reporting
GOLD	Global Initiative for Chronic Obstructive Lung Disease
GPL	GNU General Public License
GRETA	Gridding Emission Tool for ArcGIS
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs
HBM	Human-Biomonitoring
HCl	Chlorwasserstoff
HEAL	Health and Environment Alliance

Abkürzung	Erläuterung
HEI	Health Effects Institute
HF	Fluorwasserstoff
Hg	Quecksilber
HIRLAM	High Resolution Limited Area Model
HR	Hazard Ratio
HRAPIE	Health risks of air pollution in Europe
IARC	International Agency for Research on Cancer
ICD-10	International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems
IER	Integrated Exposure-Response
IHD	Ischaemic Heart Disease
IHME	Institute for Health Metrics and Evaluation
IIASA	Institut für Angewandte Systemanalyse
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
InorgBase	inorganic base
IZPH	Interdisziplinäres Zentrum für Health Technology Assessment und Public Health
k. A.	keine Angabe
KHK	Koronare Herzerkrankungen
KI	Konfidenzintervall
KKW	Kohlekraftwerk
KW	Kraftwerk
KWSB	Kommission für Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung
LCP	Large combustion plants
LPG	Liquefied petroleum gas
LRI	Lungenreifungsinduktion
LUDOK	Dokumentationsstelle Luftverschmutzung und Gesundheit
MEDLINE	Medical Literature Analysis and Retrieval System Online
MESAP	Modulare Energie System Analyse und Planung
MET Norway	Norwegian Meteorological Institute
MMS	Mit-Maßnahmen-Szenario
Mn	Mangan
MRL	minimales Risikolevel
MSC-W	Meteorological Synthesizing Centre-West
MWMS	Mit-Weiteren-Maßnahmen-Szenario
N₂O	Distickstoffmonoxid („Lachgas“)

Abkürzung	Erläuterung
NACE	Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne
NEC-Richtlinie	National Emission Ceilings Directive
NFR	Nomenclature For Reporting
NH₃	Ammoniak
Ni	Nickel
NMVOC	Non-Methane Volatile Organic Compounds
NO₂	Stickstoffdioxid
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NO_x	Stickstoffoxide
NRW	Nordrhein-Westfalen
O₃	Ozon
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OI	Optimale Interpolation
OR	Odds Ratio
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCDD/PCDF	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane
PM	Particulate Matter
PM₁	Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 1 Mikrometer
PM₁₀	Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer
PM_{2.5}	Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 2.5 Mikrometer
POP	Persistent Organic Pollutants
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register
Ra	Radium
RACM	Regional Atmospheric Chemistry Mechanism
RADM2	Regional Acid Deposition Model version 2
RCG	REM-CALGRID
REVIHAAP	Review of evidence on health aspects of air pollution
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RR	Relatives Risiko
Sb	Antimon
SCR	Selective Catalytic Reduction
SIA	Secondary Inorganic Aerosols
SMHI	Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut

Abkürzung	Erläuterung
Sn	Zinn
SNAP	Selected Nomenclature for Air Pollution
SNCR	Selective Non-Catalytic Reduction
SO₂	Schwefeldioxid
SOA	Secondary Organic Aerosols
SORGAM	Secondary Organic Aerosol Model
SO_x	Schwefeloxide
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
StW	Stadtwerke
Swiss TPH	Schweizerisches Tropen- und Public Health-Institut
T2DM	Diabetes mellitus Typ 2
Th	Thorium
Tl	Thallium
TNO	Nederlandse Organisatie voor toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek
TRAMPER	Troposphärische Analyse meteorologischer Parameter Tropospheric Realtime Applied Procedures for Environmental Research
TSP	Total Suspended Particles
TWI	Tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge
TYNDP	Ten-Year Network Development Plan
U	Uran
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
U.S. NEI	United States National Emission Inventory
UBA	Umweltbundesamt
UFP	Ultrafeine Partikel
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
UNEP	United Nations Environment Programme
UTM32	32. Zone des globalen Koordinatensystems UTM (Universal Transverse Mercator)
V	Vanadium
VBS	Volatility Basis Set
VegAs	Verteilungsbasierte Analyse gesundheitlicher Auswirkungen von Umwelt-Stressoren
VKoopUIS	Vereinbarung über die Kooperation bei Konzeptionen und Entwicklungen von Software für Umweltinformationssysteme zwischen Bundesumweltministerium und Umweltministerien der Bundesländer
VOCs	Volatile Organic Compounds
WAM	With Additional Measures

Abkürzung	Erläuterung
WCRF	World Cancer Research Fund
WHO	World Health Organization
WM	With Measures
WMO	World Meteorological Organization
WRF	Weather Research and Forecasting Model
YLD	Years Lived with Disability
YLL	Years of Life Lost
ZfKD	Zentrum für Krebsregisterdaten
Zn	Zink
ZNS	Zentrales Nervensystem
ZSE	Zentrales System Emissionen

Zusammenfassung

Braun- und Steinkohlekraftwerke (im Folgenden als Kohlekraftwerke (KKW) zusammengefasst) tragen relevante Mengen an unterschiedlichen Schadstoffen in die Umwelt ein. Hierzu gehören neben Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxiden (NO_x) und Feinstaub (PM₁₀, PM_{2.5}) z. B. auch Schwermetalle wie Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg). Die Aufnahme dieser Schadstoffe z. B. über die Atemluft kann zu erheblichen gesundheitlichen Einschränkungen beim Menschen führen. In Studien wie HEAL (2013), Jones et al. (2016) und Jones et al. (2018) wurden erste Berechnungen auf europäischer Ebene zur Abschätzung der Krankheitslast durch Emissionen aus Kohlekraftwerken in Europa durchgeführt.

Für die Nutzung der Kohle als Energieträger empfiehlt die KWSB¹ in ihrem Abschlussbericht vom Januar 2019 als Ausstiegsdatum das Jahr 2038 (KWSB, 2019). Ein Vorziehen des Ausstiegsdatums auf 2030 wird derzeit politisch diskutiert. In jedem Fall ist davon auszugehen, dass die derzeit vorhandenen Kohlekraftwerke in Deutschland noch über viele Jahre in Betrieb bleiben und somit auch langfristig die Gesundheit der Bevölkerung schädigen können. Ein Ausstieg aus der Kohleverstromung würde durch den Wegfall der vorgenannten Emissionen zu positiven Gesundheitseffekten führen, wenn Kohlekraftwerke nicht durch fossil befeuerte bzw. andere Kraftwerke ersetzt werden, die ihrerseits gesundheitsschädliche Emissionen freisetzen. Bislang gab es allerdings noch keine detaillierten Schätzungen der Krankheitslast, die zeigen, in welchem (Aus-)Maß die Bevölkerung in Deutschland durch Schadstoffe aus Kohlekraftwerksemissionen gesundheitlich belastet wird bzw. durch den Wegfall der Kohlekraftwerksemissionen gesundheitlich profitieren würde.

Vom Umweltbundesamt (UBA) wurde daher das Projekt „Untersuchung der Krankheitslast in Deutschland durch Kohlekraftwerke“ im Rahmen des Ressortforschungsplans initiiert. Das Ziel dieses Forschungsprojekts war es, die Exposition der in Deutschland lebenden Bevölkerung gegenüber Schadstoffen, die von Kohlekraftwerken in Deutschland und in Europa emittiert werden, zu ermitteln. Zudem sollten die daraus resultierenden gesundheitlichen Einschränkungen möglichst umfassend beschrieben und, wenn möglich, quantifiziert werden.

Im ersten Schritt wurde der aktuelle Stand der Wissenschaft zu den gesundheitlichen Auswirkungen der Schadstoffe, die von Kohlekraftwerken emittiert werden, zusammengestellt. Ziel der Literaturrecherche war es, die luftgetragenen und nicht-luftgetragenen Schadstoffe zu identifizieren und, soweit möglich, den Zusammenhang zwischen den Schadstoffen und gesundheitlichen Auswirkungen zu recherchieren. Wo dies möglich war (PM_{2.5}, NO₂), folgte eine Krankheitslastberechnung nach dem Environmental Burden of Disease Konzept. Wo dies aufgrund fehlender Angaben oder eingeschränkter Datenverfügbarkeit nicht möglich war (Ozon, Schwermetalle), erfolgte eine qualitative Beschreibung der gesundheitlichen Auswirkungen.

Für die Luftschadstoffe (PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂, O₃) sind die gesundheitlichen Auswirkungen durch zahlreiche Studien in Nordamerika, Europa und Asien belegt. Sie umfassen Krankheiten des Herz-Kreislaufsystems, der Atemwege, des Metabolismus und der kindlichen Entwicklung. Im Einzelnen sind dies für NO₂ und PM_{2.5} die in Tabelle 1 und Tabelle 2 genannten gesundheitlichen Wirkungen mit starker und moderater Evidenz, die in den Krankheitslastberechnungen genutzt wurden.

Anmerkung

Im Text wird die wissenschaftliche Zahlendarstellung mit dem Punkt als Dezimaltrennzeichen verwendet.

¹ Kommission für Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung

Tabelle 1: Expositions-Wirkungsfunktionen für chronische Belastung durch NO₂ und Gesundheitseffekte mit mindestens moderater Evidenz; die Schätzer beschreiben einen linearen Anstieg pro 10 µg/m³ NO₂. Die Evidenzbewertung beruht auf UBA (2018) und der Bewertung in Huangfu and Atkinson (2020). Altersgruppen angegeben für Krankheitslastberechnungen.

Endpunkt	Outcome-Typ	Evidenz	Schätzer RR ^a /HR ^b /OR ^c (KI ^d), Einschadstoff-Modelle (linearer Anstieg pro Einheit)	Quellen für Schätzer
Kardiovaskuläre Mortalität Alter: ≥ 25 Jahre	Mortalität	stark	1.089 (1.060-1.120)	Brunekreef et al. (2021)
Diabetes mellitus ^e Alter: ≥ 30 Jahre	Mortalität	moderat	1.116 (0.915-1.362)	UBA (2018)
	Morbidität	moderat	1.148 (1.024-1.288)	UBA (2018)
Bluthochdruck Alter: ≥ 30 Jahre	Morbidität	moderat	1.049 (0.892-1.234)	UBA (2018)
Ischämische Herzkrankheiten Alter: ≥ 35 Jahre	Mortalität	moderat	1.064 (1.030-1.099)	UBA (2018)
Herzinsuffizienz Alter: 40-89 Jahre	Mortalität	moderat	1.047 (0.953-1.149)	UBA (2018)
	Morbidität	moderat	1.081 (1.003-1.166)	UBA (2018)
Schlaganfall Alter: 40-89 Jahre	Mortalität	moderat	1.117 (0.957-1.305)	UBA (2018)
	Morbidität	moderat	1.003 (0.964-1.043)	UBA (2018)
Asthma bronchiale Alter: 30-75 Jahre	Morbidität	moderat	1.255 (1.001-1.573)	UBA (2018)
COPD Alter: 45-84 Jahre	Mortalität	stark	1.03 (1.00-1.05)	Huangfu and Atkinson (2020)
Natürliche Mortalität Alter: ≥ 25 Jahre	Mortalität	moderat	1.086 (1.070, 1.102)	Brunekreef et al. (2021)
Natürliche Mortalität, adjustiert für PM _{2.5} Alter: ≥ 25 Jahre	Mortalität	moderat	1.050 (1.031, 1.070)	Brunekreef et al. (2021)

^a: RR: Relatives Risiko ^b: HR: Hazard Ratio ^c: OR: Odds Ratio ^d: KI: Konfidenzintervall ^e: In Studien wird meist nicht zwischen T1DM und T2DM unterschieden. Die überwiegende Mehrheit der Fälle bei Erwachsenen sind jedoch T2DM. Der Einfachheit halber wird im Bericht der Term Diabetes mellitus genutzt, wenn nicht anders gekennzeichnet.

Tabelle 2: Schätzer extrahiert aus Expositions-Wirkungsfunktionen für chronische Belastung durch PM_{2,5} und Gesundheitseffekte mit mindestens wahrscheinlicher Evidenz. Die Evidenzbewertung beruht auf den Angaben des IHME. Für alle Endpunkte wurde die Krankheitslast ab 25 Jahre berechnet.

Endpunkt	Typ	Evidenzbewertung IHME	Schätzer RR ^a /HR ^b /OR ^c (KI ^d), Einschadstoff-Modelle (linearer Anstieg pro Einheit)	Quellen für Schätzer
Natürliche Mortalität	Mortalität	Nicht betrachtet	1.13 (1.106, 1.155) pro 5 µg/m ³	Brunekreef et al. (2021)
Natürliche Mortalität, adjustiert für NO ₂	Mortalität	Nicht betrachtet	1.083 (1.054, 1.113) pro 5 µg/m ³	Brunekreef et al. (2021)
Ischämische Herzkrankheiten	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.015 (1.010, 1.020) pro 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B
Schlaganfall (ischämisch und hämorrhagisch)	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.016 (1.012, 1.020) pro 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B
COPD	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.009 (1.007, 1.012) pro 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B
Lungenkrebs	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.010 (1.007, 1.013) pro 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B
Diabetes mellitus Typ 2	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.012 (1.009, 1.013) pro 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B

^a: RR: Relatives Risiko ^b: HR: Hazard Ratio ^c: OR: Odds Ratio ^d: KI: Konfidenzintervall

Die Evidenz zu spezifischen langfristigen Gesundheitsauswirkungen aufgrund einer inhalativen Belastung gegenüber einzelnen chemischen Stoffen (wie z. B. Arsen und Quecksilber) als Bestandteile eines komplexen Feinstaubgemisches, das von Kohlekraftwerken emittiert wird, ist bisher nur unzureichend erforscht. Bisherige Kenntnisse basieren hauptsächlich auf toxikologischen, experimentellen und zum Teil auch auf epidemiologischen Studien in speziellen Settings, z. B. im arbeitsmedizinischen Kontext mit hohen akuten oder chronischen und zudem nicht rein inhalativen Belastungen durch diese Stoffe. Nur wenige Studien untersuchen bisher einzelne Stoffe als Komponenten von Feinstaub im Hinblick auf Gesundheitseffekte (Lippmann et al., 2013; Stanek et al., 2011). Angesichts der sehr begrenzten Evidenzlage zu den Gesundheitseffekten von Staubinhaltsstoffen können daher keine separaten Expositions-Wirkungsfunktionen für eine langfristige chronische Belastung durch Inhalation dieser Inhaltsstoffe abgeleitet werden.

Die Belastung des Menschen durch die aus der Kohleverbrennung stammenden nicht-luftgetragenen Schadstoffe, wie Schwermetalle (z. B. Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd), Arsen (As), Blei (Pb), Chrom (Cr), Vanadium (V) und Beryllium (Be)) sowie radioaktive Metalle (z. B. Uran (U), Thorium (Th) und Radium (Ra)), beruht im Wesentlichen auf der oralen Aufnahme der Stoffe über die Nahrung oder das Trinkwasser. Anders als bei luftgetragenen Schadstoffen, die direkt über die Atemwege in den Menschen gelangen, ist der vorwiegend orale Aufnahmepfad für Schwermetalle über die Nahrung höchst

variabel. Eine Extrapolation der von Kraftwerken emittierten Schwermetallmengen und der daraus resultierenden Exposition für die allgemeine Bevölkerung bzw. für bestimmte Bevölkerungsgruppen ist äußerst schwierig. Da Schwermetalle aber gesundheitsrelevante Emissionen aus der Kohleverbrennung darstellen, müssen sie hinsichtlich ihres Beitrags zur Krankheitslast von Kohlekraftwerken zumindest qualitativ berücksichtigt werden.

Für die quantitative Abschätzung der Krankheitslast durch Emissionen luftgetragener Schadstoffe aus Kohlekraftwerken wurden im Rahmen des vorliegenden Projekts verschiedene Szenarien definiert, darunter ein Basisszenario und zwei retrospektiven Szenarien. In Abbildung 1 sind die Szenarien schematisch dargestellt, auf denen der Hauptfokus dieser Studie lag.

Die Bezugsjahre für das Basisszenario und die beiden retrospektiven Szenarien wurden in zwei Schritten festgelegt:

- ▶ Grundlage für die Auswahl der Bezugsjahre war eine Auswertung der Jahreszeitreihen der Emissionen der Kohlekraftwerke, der gemessenen Luftschadstoff-Konzentrationen sowie meteorologischer Größen wie Temperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlag in Deutschland. Daraus ergaben sich die Jahre 2015 und 2016 als mögliche Bezugsjahre für das Basisszenario. Für die Bezugsjahre der beiden retrospektiven Szenarien wurden basierend auf der Auswertung der Jahreszeitreihen der Emissionen, die ab 1995 vorlagen, Dekaden-Intervalle festgelegt.
- ▶ Die möglichen Bezugsjahre 2015 und 2016 für das Basisszenario wurden daraufhin untersucht, inwieweit die für die Ermittlung der Krankheitslast in Deutschland erforderlichen Eingangsdaten vorhanden sind. Ausschlaggebend für die letztliche Auswahl von 2015 als Bezugsjahr für das Basisszenario war, dass die Gesundheitsdaten als Eingangsdaten für die Berechnung der Krankheitslast für das Jahr 2015 in der höchsten Vollständigkeit vorlagen. Den retrospektiven Szenarien wurden entsprechend den zuvor festgelegten Dekaden-Intervallen die Bezugsjahre 1995 („Retro1995“) und 2005 („Retro2005“) zugewiesen.

Die retrospektiven Szenarien wurden betrachtet, um zu zeigen, welche Krankheitslast aus der Belastung durch Kohlekraftwerksemissionen wir in Deutschland im Bezugsjahr 2015 des Basisszenarios gehabt hätten, wenn die Emissionen aus Kohlekraftwerken im Jahr 2015 den Emissionsmengen der zu betrachtenden retrospektiven Szenarien entsprochen hätten. D. h., die beiden retrospektiven Szenarien dienen dazu, die Gesundheitsgewinne abzuschätzen, die auf die Verbesserung der Emissionssituation der Kohlekraftwerke in Deutschland zwischen 1995 bzw. 2005 und 2015 zurückzuführen sind.

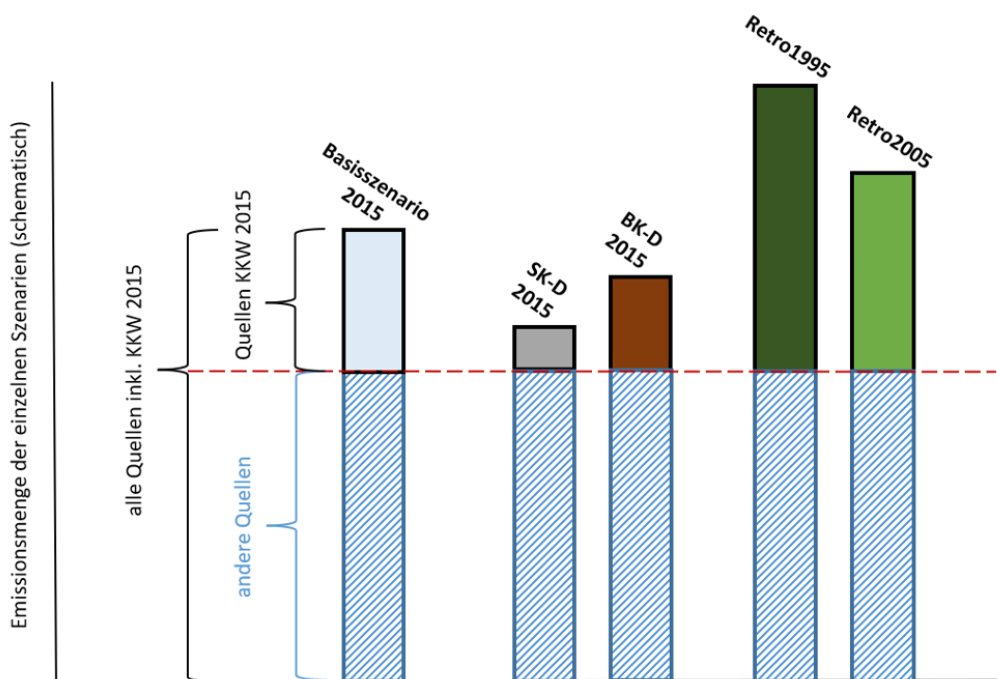
Vor diesem Hintergrund wurden für die retrospektiven Szenarien alle Eingangsdaten zur Berechnung der Krankheitslast bis auf die Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland gegenüber dem Basisszenario konstant gehalten. Durch dieses Vorgehen wurde erreicht, dass die Änderungen in der Krankheitslast in den verschiedenen Szenarien ausschließlich auf die Änderungen in den Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den verschiedenen Szenarien zurückzuführen sind.

Neben dem Basisszenario und den beiden retrospektiven Szenarien wurden verschiedene weitere Szenarienrechnungen durchgeführt. Diese Szenarienrechnungen waren ursprünglich als Prognoseszenarien geplant, sogenannte „Ausstiegsszenarien“, die einen Kohleausstieg mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten im Laufe der kommenden Jahre in Deutschland abbilden sollten. Aufgrund der intensiven politischen Debatte zur Entwicklung der Stromerzeugung aus Kohle während des Projektverlaufs wurde letztendlich davon Abstand genommen, im Rahmen des Projekts vor Erscheinen entsprechender gesetzlicher Regelungen konkrete Ausstiegspfade in bestimmten Prognoseszenarien zu realisieren. Mit dem Abschluss des Gesetzgebungsverfahrens zum Kohleausstieg im August 2020 (KohleAusG, 2020) liegt zwar mittlerweile ein belastbarer Ausstiegspfad für die Braunkohlekraftwerke in Deutschland vor. Gleichzeitig unterwirft aber das KohleAusG die Reihenfolge der Abschaltung der Steinkohlekraftwerke einem Ausschreibungsverfahren, flankiert von einer gesetzlichen Reduzierung der Steinkohleverstromung ab 2024 (Anwendung nur bei Unterzeichnung der Ausschreibung auf die

Differenz aus dem Ausschreibungsvolumen und der Summe der Gebotsmengen der bezuschlagten Gebote) bzw. 2031 (ausschließlich gesetzliche Reduzierung). Dementsprechend konnte für Steinkohlekraftwerke im Projektzeitraum kein den Braunkohlekraftwerken vergleichbarer belastbarer Ausstiegspfad festgelegt werden.

Als Alternative zu den Prognoseszenarien wurden daher zwei Szenarien definiert, in denen unabhängig vom Ausstiegspfad der Beitrag zum einen der Steinkohlekraftwerke und zum anderen der Braunkohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung und darüber hinaus zur Krankheitslast in Deutschland für das Bezugsjahr 2015 modelliert wurde. Diese beiden Szenarien wurden als „Steinkohle-Szenario“ („SK-D 2015“) bzw. „Braunkohle-Szenario“ („BK-D 2015“) bezeichnet. Analog zu den retrospektiven Szenarien wurden alle anderen Eingangsdaten zur Berechnung der Krankheitslast konstant gegenüber dem Basisszenario gehalten.

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Emissionsmengen der fünf Szenarien, auf die der Hauptfokus des Projekts liegt, im Vergleich



Welche Emissionen werden betrachtet?	Basisszenario KKW in D 2015	nur Steinkohle in D 2015	nur Braunkohle in D 2015	KKW in D 1995	KKW in D 2005
Bezeichnung des Szenarios	Basisszenario 2015	SK-D 2015	BK-D 2015	Retro1995	Retro2005

Quelle: Eigene Darstellung (Universität Bielefeld / IVU Umwelt GmbH)

Die Abschätzung der Krankheitslast in der Bevölkerung durch die luftgetragenen Emissionen der Kohlekraftwerke für die einzelnen Szenarien erfolgte, indem zunächst mit Hilfe von Ausbreitungsrechnungen mit einem Chemie-Transport-Modell (CTM) der Beitrag der Kohlekraftwerke an der durch alle

(bekannten) Emissionsquellen hervorgerufenen Luftschadstoffbelastung, der sogenannten Gesamtbelastung, berechnet wurde. Zur Bestimmung der Exposition der Bevölkerung wurde dann der Beitrag der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung in Deutschland im jeweiligen Szenario räumlich mit der Verteilung der Bevölkerung in Deutschland kombiniert. Darauf basierend wurde die Bevölkerung in Kategorien unterschiedlich hoher Exposition eingeteilt. Diese bevölkerungsbezogenen Expositionsdaten dienten als Grundlage für die Berechnung der Krankheitslast.

Die rechnerische Bestimmung der Beiträge von bestimmten Emittentengruppen zur Luftschadstoffbelastung auf regionaler oder nationaler Ebene erfordert die Anwendung eines Chemie-Transport-Modells (CTM), da z. B. NO₂ und Ozon auf dieser Skala überwiegend über chemische Prozesse gebildet werden. Auch die Partikel-Immissionen werden nicht nur durch die direkten Emissionen verursacht, sondern zu einem großen Teil durch die sekundäre Aerosolbildung. Im vorliegenden Projekt war es zudem von besonderer Bedeutung, dass das eingesetzte CTM es ermöglicht, die Emissionen von Kohlekraftwerken abgegrenzt von anderen Emissionsquellen und -sektoren zu betrachten. Das ausgewählte CTM sollte insbesondere dazu geeignet sein, Kohlekraftwerke als Punktquellen zu verarbeiten und sie so zu behandeln, dass Modellläufe mit den und ohne die Emissionen einzelner oder aller Kohlekraftwerke möglich sind. Für die Auswahl eines oder mehrerer entsprechend geeigneter CTM wurde daher zunächst auf der Basis relevanter Veröffentlichungen mit Übersichtscharakter aus den letzten Jahren eine Übersicht in Europa gängiger CTM erstellt und hinsichtlich ihrer Modelleigenschaften für den Einsatz in dem Projekt überprüft.

Auf Basis vorab definierter Auswahlkriterien wurden die Chemie-Transport-Modelle CAMx (CAMx, 2018), Chimere (Chimere, 2017), CMAQ (CMAQ, 2017), LOTOS-EUROS (Manders et al., 2016), RCG (Stern, 2010c) und WRF-Chem (WRF-Chem, 2018) als grundsätzlich für die vorliegende Aufgabenstellung geeignet angesehen. In Anbetracht der Erfahrung der Auftragnehmer mit den Modellen LOTOS-EUROS und RCG und der für diese Modelle bereits vorhandenen Schnittstellen zu den Emissionsdatensätzen des UBA wurden diese beiden Modelle im weiteren Projektverlauf verwendet. Dabei wurde RCG für die Bestimmung der Beiträge der Kohlekraftwerke zur Gesamtbelastung sowohl für das Basisszenario als auch für die anderen betrachteten Szenarien eingesetzt. Mit LOTOS-EUROS wurden zur Qualitätssicherung vergleichende Berechnungen für das Basisszenario durchgeführt.

Als Eingangsdaten für die Ausbreitungsrechnungen mit RCG und LOTOS-EUROS wurden die Emissionen der Kohlekraftwerke und aller anderen bekannten Quellen in Deutschland und den europäischen Nachbarländern benötigt. Beide CTM wurden mit den gleichen Emissionsdatensätzen betrieben. Wesentliche Grundlage für die Ermittlung der Emissionsdaten der betrachteten Kohlekraftwerke in Deutschland im Rahmen dieses Projektes waren die Daten aus dem BUBE²-Online System. Für das vorliegende Projekt wurden daraus Angaben aus der Emissionserklärung gemäß 11. BImSchV bei den Bundesländern abgefragt und ausgewertet. Die Daten gemäß 11. BImSchV liegen im 4-Jahres-Rhythmus vor, abgefragt wurden die zum Zeitpunkt der Datenabfrage aktuellsten Daten mit Bezugsjahr 2016. Wesentliche Daten aus der Abfrage waren neben den Emissionen auch quellspezifische Größen wie die Quellschöhe, der Abgasvolumenstrom oder die Abgastemperatur, die für die CTM-Modellierung benötigt wurden.

Für die Skalierung der Emissionsdaten der Kohlekraftwerke aus dem BUBE-Online System auf die Bezugsjahre 2015 für das Basisszenario sowie 1995 und 2005 für die beiden retrospektiven Szenarien wurden Daten aus dem ZSE³ herangezogen. In der Emissionsinventardatenbank ZSE erfasst das Umweltbundesamt seit dem Jahr 1990 jährlich die Emissionen bedeutsamer Emittentengruppe als räumlich undifferenzierte Jahreswerte für die gesamte Bundesrepublik Deutschland.

² Betriebliche Umweltdatenberichterstattung; <https://www.bube-online.org/>

³ Zentrales System Emissionen

Alle anderen für die CTM-Modellierung erforderlichen Emissionen in Deutschland wurden vom UBA aus dem Gridding Emission Tool for ArcGIS (GRETA) in der Submission 2020 für das Bezugsjahr 2015 zur Verfügung gestellt. In den GRETA-Daten sind die Emissionen von Kohlekraftwerken bereits enthalten, basierend auf den Angaben in der PRTR⁴-Datenbank des UBA. Allerdings stehen im PRTR aufgrund der Definition der darin bestehenden Berichtspflichten nicht alle im Rahmen dieses Projektes erforderlichen Schadstoffe zur Verfügung (z. B. kein PM_{2.5}). Zudem existieren im PRTR bestimmte Schwellenwerte, bei deren Unterschreitung keine Berichtspflicht besteht, so dass eine Reihe der Kohlekraftwerke, die im Rahmen dieses Projektes betrachtet werden sollen, keiner Berichtspflicht unterliegt und damit auch nicht im PRTR enthalten ist. Aus diesen Gründen wurden die in GRETA enthaltenen Kohlekraftwerke aus den für dieses Projekt erstellten Emissions-Datensätzen entfernt, um die aus dem BUBE-Online System abgefragten Daten verwenden zu können.

Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die Emissionsmengen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den im vorliegenden Projekt betrachteten Szenarien. Aufgeführt sind die im Rahmen des Projekts betrachteten Stoffe NO_x und PM_{2.5} sowie SO₂ als neben NO_x relevante Vorläufersubstanz für sekundär gebildete Partikel.

Tabelle 3: Emissionsmengen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den Szenarien

Stoff	Basisszenario 2015 [kg]	SK-D 2015 [kg]	BK-D 2015 [kg]	Retro 1995 [kg]	Retro 2005 [kg]
NO _x	176'096'121	57'056'034	114'608'566	253'411'766	195'434'541
PM _{2.5}	2'416'479	711'153	1'646'663	9'605'717	5'445'643
SO ₂	127'752'785	38'224'170	85'681'688	1'067'117'470	169'923'177

Für die vollständige CTM-Modellierung waren die Emissionsdaten Deutschlands um europäische Emissionsdaten zu ergänzen, da auch Emissionen außerhalb Deutschlands die Exposition der Bevölkerung in Deutschland beeinflussen.

Als Ausgangspunkt für das europäische Emissionsinventar dient das europäische CAMS-REG v2.2.1⁵ (eine Weiterentwicklung des in Kuenen et al. (2014) vorgestellten Inventars). Dieses Inventar enthält Emissionen aus allen relevanten anthropogenen europäischen Quellen. Alle wichtigen Luftschadstoffe werden erfasst: NO_x, SO₂, NMVOC, NH₃, CO, PM₁₀, PM_{2.5}. Für PM wird auch ein Speziationsprofil⁶ bereitgestellt, das die primären PM-Emissionen in elementarem Kohlenstoff (EC), organischen Kohlenstoff (OC) und andere Komponenten aufteilt. Die Auflösung des Datensatzes beträgt 0.1° x 0.05°, was etwa 6 x 6 km² entspricht.

Das Inventar wurde, so weit wie möglich, unter Verwendung der offiziell gemeldeten Emissionen nach Quellenkategorie aus jedem Land erstellt (in einigen Fällen sind die Daten ungenau oder unvollständig). Darüber hinaus wurde eine konsistente räumliche Verteilung angewendet. Für Punktquellen und

⁴ Pollutant Release and Transfer Register (Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister); <https://www.thru.de>

⁵ <https://eccad.aeris-data.fr/2019/06/05/cams-inventories/>

⁶ Partikelemissionen bestehen aus kleinen Partikeln unterschiedlicher chemischer Struktur, die sich in der Atmosphäre unterschiedlich verhalten können. Daher wird typischerweise ein Speziationsprofil verwendet, das für jede der Hauptgruppen die typische Zusammensetzung von Partikeln über ihre Hauptkomponenten (elementarer Kohlenstoff, organischer Kohlenstoff, Sulfat, Natrium und andere Mineralien) definiert.

insbesondere Kraftwerke wurde die E-PRTR-Berichterstattung⁷ in Kombination mit anderen Informationsquellen über Kraftwerke verwendet, einschließlich der Berichterstattung über Großfeuerungsanlagen (Large Combustion Plants, LCP)⁸ und Informationen aus der kommerziellen Datenbank Platts-WEPP⁹. Durch die Kombination dieser Datenbanken wurde ein konsistenter Punktquellen-Datensatz für alle europäischen Länder erstellt, der zeigt, dass die meisten Kraftwerke mit höheren PM-Emissionen östlich von Deutschland liegen. Dieser kombinierte und konsistente Punktquellen-Datensatz dient dazu, die Emissionen der Kraftwerke für jedes Land geographisch zu verteilen. Im Datensatz sind die Kohlekraftwerke gesondert ausgewiesen. Für dieses Projekt wurden spezifische Emissionshöhenprofile sowie spezifische Zeitprofile für die Kohlekraftwerke festgelegt.

Zur Qualitätssicherung der CTM-Modellergebnisse wurde die mit RCG und mit LOTOS-EUROS im Basisszenario 2015 mit allen bekannten Emissionsquellen einschließlich der Kohlekraftwerke ermittelte Gesamtbelastung sowohl mit Messdaten als auch untereinander verglichen.

Für die Bewertung der Vergleiche mit den Messdaten wurde die Richtlinie 2008/50/EG (EU, 2008) herangezogen. Diese gibt für Ausbreitungsrechnungen eine Genauigkeit von +/-30 % (für NO₂) bzw. von +/-50 % (für PM_{2.5}) um den jeweiligen Grenzwert vor. Zudem wurde eine lineare Regression der gemessenen und der modellierten Jahresmittelwerte über alle Stationsorte durchgeführt.

Demnach wird von den im Rahmen des vorliegenden Projekts erstellten RCG-Modellergebnissen für das Basisszenario 2015 für NO₂ an den Messorten das 30 %-Datenqualitätsziel für einen Teil der Stationen nicht erreicht. Tendenziell werden die Messwerte durch das Modell eher über- als unterschätzt. Für PM_{2.5} werden die Messdaten vom Modell fast überall unterschätzt. Das 50 %-Datenqualitätsziel wird allerdings an allen Messstationen eingehalten.

Wie von den RCG-Modellergebnissen wird auch von den LOTOS-EUROS-Modellergebnissen für NO₂ das 30 %-Datenqualitätsziel für einen Teil der Messstationen nicht erreicht, wobei bei den LOTOS-EUROS-Ergebnissen eher der Abweichungsbereich -30 % unter- als der Abweichungsbereich +30 % überschritten wird. Die PM_{2.5}-Messdaten werden von LOTOS-EUROS wie von RCG fast überall unterschätzt. Das 50 %-Datenqualitätsziel wird wie bei den RCG-Ergebnissen an allen Messstationen eingehalten.

Die hier beobachtete Unterschätzung der PM_{2.5}-Messdaten durch die Modellergebnisse lässt sich dadurch begründen, dass die Modellierung der Partikel-Immissionen auch heute noch mit beträchtlichen Schwierigkeiten verbunden ist. Generell werden die zeitweise beobachteten hohen Konzentrationen von den Modellen in den meisten Fällen nicht reproduziert. Dies betrifft sowohl nur lokal gemessene kurzzeitige Spitzenkonzentrationen als auch durch Ferntransport verursachte großflächigere Konzentrationsanstiege (Stern et al., 2008). Es kann aber davon ausgegangen werden, dass die Gründe, die zu einer Unterschätzung der Gesamtbelastung durch die Modellierung führen, für den im weiteren Projektverlauf betrachteten Beitrag der Quellgruppe Kohlekraftwerke keine wesentliche Bedeutung haben, weil einige der wesentlichen Ursachen der Unterschätzung, wie z. B. die Tatsache, dass nicht alle Quellen mit ihren Emissionen bekannt sind, bei Betrachtung der spezifischen Quelle „Kohlekraftwerke“ nicht zutreffen.

Die Beiträge der Kohlekraftwerke zur Gesamtbelastung wurden mit RCG über separate CTM-Rechenläufe mit allen (bekannten) Emissionen im Vergleich mit CTM-Rechenläufen ohne die Emissionen der im jeweiligen Szenario betrachteten Kohlekraftwerke ermittelt. Mit LOTOS-EUROS wurden die Bei-

⁷ <https://industry.eea.europa.eu/analyse/pollutant-and-sector>

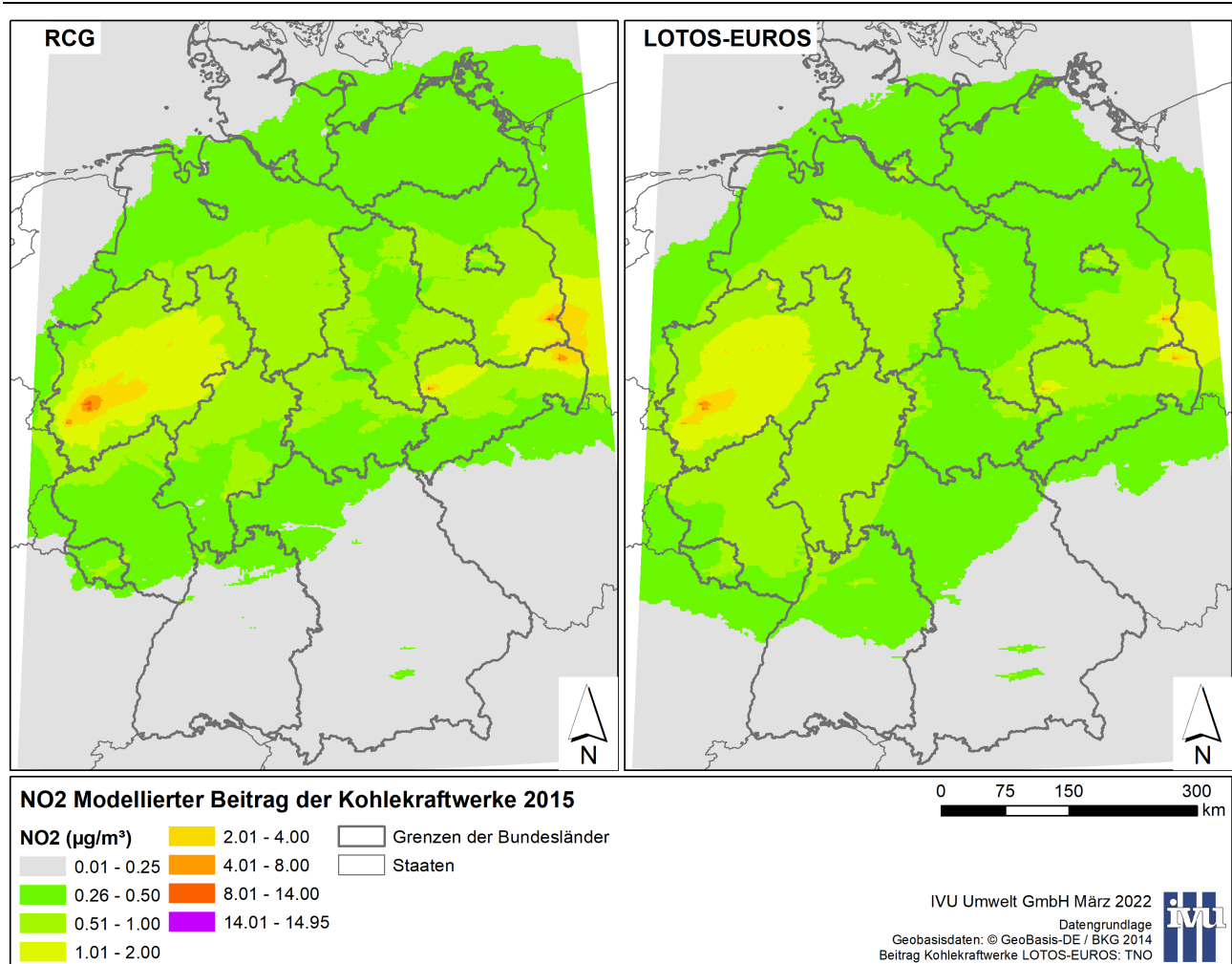
⁸ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/lcp-9>

⁹ <https://www.spglobal.com/platts/en/products-services/electric-power>

träge der Kohlekraftwerke über eine Source Apportionment-Technik, die sogenannte Labelling-Methode, bestimmt. Ausgewertet wurden die Ergebnisse für die luftgetragenen Schadstoffe NO_2 und $\text{PM}_{2.5}$, für die im weiteren Projektverlauf die Krankheitslast ermittelt wurde.

Für NO_2 zeigen die Ergebnisse beider Modelle große Ähnlichkeiten, sowohl, was die räumliche Verteilung, als auch, was das Konzentrationsniveau betrifft (Abbildung 2). Beide Modelle berechnen über weite Teile Deutschlands Beiträge der deutschen Kohlekraftwerke zwischen $0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0.50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in weiten Teilen von Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Hessen, Sachsen und Brandenburg Beiträge zwischen $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel. Für weite Gebiete Nordrhein-Westfalens sowie Bereiche im Süden Brandenburgs und im Norden Sachsens beträgt der Beitrag im Jahresmittel zwischen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Insgesamt berechnet RCG etwas höhere Beiträge der Kohlekraftwerke, umso mehr, je näher man den Kraftwerken kommt. Die größten Beiträge wurden erwartungsgemäß von beiden Modellen im Umfeld der großen Kraftwerke modelliert, d. h. in der Gitterzelle, in der das jeweilige Kraftwerk lokalisiert ist, und ggf. in einigen Nachbarzellen. Der maximale NO_2 -Beitrag der deutschen Kohlekraftwerke wurde mit LOTOS-EUROS zu knapp $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und mit RCG zu knapp $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt, und zwar von beiden Modellen für die Gitterzelle, in der sich das Kraftwerk Jämschwalde/Brandenburg befindet.

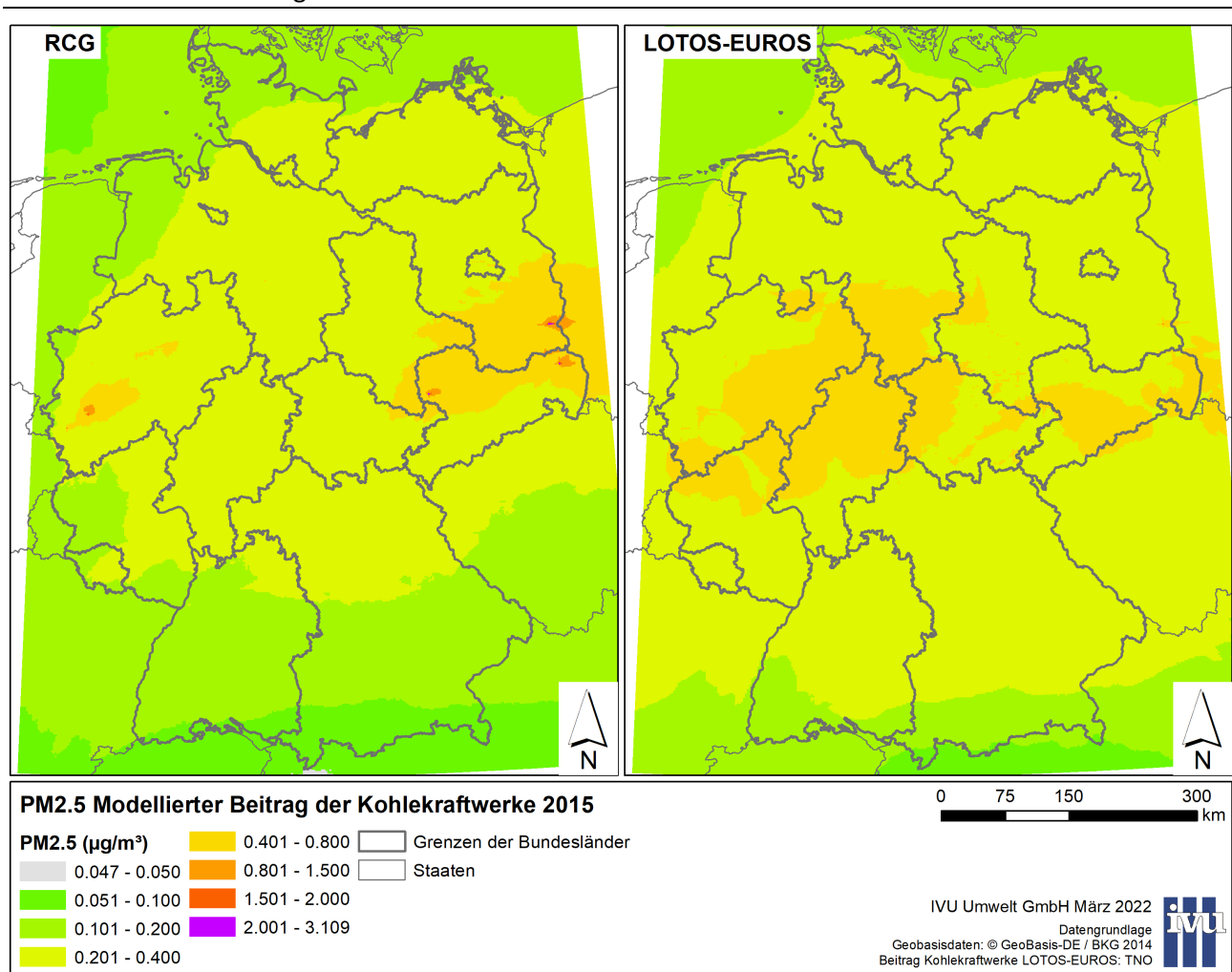
Abbildung 2: Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur NO_2 -Gesamtbelastung im Jahresmittel. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 3 zeigt die mit RCG bzw. mit LOTOS-EUROS modellierten Beiträge der Kohlekraftwerke zur PM_{2.5}-Gesamtbelastung für das Basisszenario 2015. Für PM_{2.5} liegen die modellierten Beiträge der Kohlekraftwerke in beiden Modellen über weite Teile Deutschlands im Jahresmittel zwischen 0.2 µg/m³ und 0.4 µg/m³. Insgesamt ist bei PM_{2.5} der Beitrag in LOTOS-EUROS jedoch großflächig etwas größer als in RCG, und auch die räumliche Verteilung ist anders. In RCG liegen die höchsten Beiträge (> 0.40 µg/m³) in der Nähe der Kohlekraftwerke, während in LOTOS-EUROS auch in größerer Entfernung von den Kohlekraftwerken Beiträge > 0.40 µg/m³ berechnet wurden, was z. B. große Teile von Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Thüringen betrifft. Grund dafür könnte die unterschiedliche Behandlung von primären und sekundären Partikeln in den beiden hier eingesetzten CTM sein. Der maximale PM_{2.5}-Beitrag der deutschen Kohlekraftwerke wurde mit LOTOS-EUROS zu rund 1 µg/m³ und mit RCG zu rund 3 µg/m³ ermittelt, und zwar von beiden Modellen für die Gitterzelle, in der sich das Kraftwerk Jämschwalde/Brandenburg befindet.

Abbildung 3: Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur PM_{2.5}-Gesamtbelastung im Jahresmittel. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

In Tabelle 4 sind Minimum, Mittelwert und Maximum der Jahresmittel des mit RCG modellierten Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch NO₂ in den eingangs beschriebenen Szenarien aufgeführt, bezogen auf die Fläche von Deutschland. Der niedrigste mittlere bzw. maximale Beitrag im Jahresmittel unter den dargestellten Szenarien wurde mit rund 0.1 µg/m³ bzw. knapp

2.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für das Steinkohle-Szenario berechnet. Der höchste maximale Beitrag ergibt sich erwartungsgemäß mit knapp 18.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im retrospektiven Szenario 1995, das mit knapp 0.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auch den höchsten mittleren Beitrag aufweist.

Tabelle 4: Minimum, Mittelwert und Maximum des Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch NO_2 im jeweiligen Szenario im Jahresmittel, bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland

	Basisszenario 2015 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	SK-D 2015 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	BK-D 2015 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Retro 1995 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Retro 2005 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Minimum	0.03	0.01	0.01	0.02	0.03
Mittelwert	0.48	0.14	0.33	0.67	0.53
Maximum	14.95	2.35	14.86	18.85	16.00

In Tabelle 5 sind die entsprechenden Werte für $\text{PM}_{2.5}$ zusammengestellt. Der niedrigste mittlere bzw. maximale Beitrag im Jahresmittel wurde mit 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. knapp 0.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für das Steinkohle-Szenario ermittelt, der höchste mittlere bzw. maximale Beitrag im Jahresmittel ergibt sich auch hier erwartungsgemäß im retrospektiven Szenario 1995 mit 1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. knapp 21.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabelle 5: Minimum, Mittelwert und Maximum des Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch $\text{PM}_{2.5}$ im jeweiligen Szenario im Jahresmittel, bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland

	Basisszenario 2015 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	SK-D 2015 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	BK-D 2015 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Retro 1995 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Retro 2005 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Minimum	0.05	0.03	0.02	0.33	0.07
Mittelwert	0.25	0.11	0.14	1.50	0.33
Maximum	3.11	0.36	3.03	21.45	4.55

Die bevölkerungsbezogene Exposition wurde im Rahmen dieses Projektes bezogen auf den Beitrag der Kohlekraftwerke zur Gesamtbelastung für die luftgetragenen Schadstoffe NO_2 und $\text{PM}_{2.5}$ ermittelt. Grundlage der Ermittlung war der mit RCG modellierte Beitrag der Kohlekraftwerke, der als Ergebnis der Ausbreitungsrechnungen flächendeckend im $2 \times 2 \text{ km}^2$ -Raster für jedes der betrachteten Szenarien vorlag. Als Bevölkerungsdaten wurden gitterzellenbasierte, räumlich verteilte Daten aus dem Zensus 2011 (Zensus, 2015) mit Bezugsjahr 2011 verwendet. Die Daten wurden auf ein $1 \times 1 \text{ km}^2$ -Gitter aggregiert und auf Basis jährlich vorliegender, summarischer Bevölkerungsdaten für Deutschland aus dem Informationssystem der Gesundheitsberichterstattung des Bundes auf das Bezugsjahr 2015 skaliert. Die Bevölkerungsdaten wurden auch für die retrospektiven Szenarien explizit konstant gehalten, um eine Aussage darüber treffen zu können, welche Krankheitslast aus der Belastung durch Kohlekraftwerksemissionen wir in Deutschland im Bezugsjahr 2015 des Basisszenarios gehabt hätten, wenn die Emissionen aus Kohlekraftwerken im Jahr 2015 den Emissionsmengen der betrachteten retrospektiven Szenarien entsprochen hätten.

Nach der Auswertung der Ergebnisse der Expositionsmodellierung sind im Basisszenario 83.2 % der Einwohner*innen in Deutschland einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt und 16.5 % einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 1 und 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Für rund

220'000 Personen bzw. knapp 0.3 % der Gesamtbevölkerung in Deutschland ergibt sich im Basisszenario eine Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei für die Klasse zwischen $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 3'855 Personen ermittelt wurden.

Im retrospektiven Szenario 1995, für das die höchsten Beiträge der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch NO_2 in Deutschland ermittelt wurden, sind mit 75.1 % deutlich weniger Einwohner*innen als im Basisszenario einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt und mit 24.1 % deutlich mehr Einwohner*innen als im Basisszenario einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Für 0.8 % der Bevölkerung in Deutschland wurde eine NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und maximal $18.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Im Steinkohle-Szenario sind 99.9 % der Bevölkerung in Deutschland einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt und 0.1 % einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und maximal $2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Bezüglich $\text{PM}_{2.5}$ erfährt der Großteil der Bevölkerung, d. h. 97.4 %, im Basisszenario eine Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Bereich von $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde ein Bevölkerungsanteil von 2.6 % ermittelt. Die Klasse zwischen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betrifft 30'191 Personen, und für die $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergeben sich 4'727 Personen.

Im retrospektiven Szenario 1995, das analog zu NO_2 den höchsten Beitrag der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch $\text{PM}_{2.5}$ in Deutschland aufweist, ergibt sich für 0.6 % der Bevölkerung eine $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. 15.4 % der Bevölkerung erfahren eine $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, und 37.7 % sind einer Belastung zwischen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt. Für 45.1 % der Bevölkerung ergibt sich eine Belastung zwischen $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, für 1.1 % der Bevölkerung eine Belastung zwischen $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, und für knapp 5'000 Personen wurde eine Belastung zwischen $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und maximal $21.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Im Steinkohle-Szenario, für das die niedrigsten Beiträge zur $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung berechnet wurden, sind 100 % der Bevölkerung in Deutschland einer $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt.

Die aus der Exposition gegenüber $\text{PM}_{2.5}$ bzw. NO_2 aus Kohlekraftwerken resultierende Krankheitslasten in der Bevölkerung in Deutschland wurden für die verschiedenen Szenarien berechnet. Die Berechnung der Krankheitslast durch die Exposition gegenüber $\text{PM}_{2.5}$ erfolgte dabei für die Endpunkte Diabetes mellitus Typ 2 (T2D, ICD-10-Kodierung: E11), chronisch obstruktive Lungenerkrankung (Chronic obstructive pulmonary disease, COPD, ICD-10-Kodierung: J44), koronare Herzerkrankungen (KHK, ICD-10-Kodierung: I20-25), Schlaganfall (ST, ICD-10-Kodierung: I60-69) und Lungenkrebs (LK, ICD-10-Kodierung: C34), ab einem Alter von 25 Lebensjahren.

Für die gesamte im Summenmaß Disability-Adjusted Life Year (DALYs) abgebildete Krankheitslast ergibt sich durch Abschaltung von KKW im Jahr 2015 der größte Gesundheitsgewinn durch Reduktion von $\text{PM}_{2.5}$ für koronare Herzerkrankungen mit rund 42 % der im Rahmen der Studie für $\text{PM}_{2.5}$ ermittelten DALYs. Für Lungenkrebs konnte ein Gesundheitsgewinn von 23 % der berechneten DALYs ermittelt werden, für die Endpunkte Typ-2-Diabetes, COPD und Schlaganfall liegt der Gesundheitsgewinn an DALYs bei 11-12 % (vgl. Tabelle 56).

Die Reduktion von $\text{PM}_{2.5}$ infolge einer Abschaltung aller KKW in Deutschland im Jahr 2015 trägt insbesondere zu einer Verminderung der durch koronare Herzerkrankungen verursachten YLL bei, die mit 49.7 % YLL (6'210 YLL; 95 % KI 4'239; 8'185) den größten Anteil an der Gesamtkrankheitslast, die auf Kohlekraftwerke zurückgeführt werden kann, ausmachen, gefolgt von Lungenkrebs mit 29.5 % (3'677

YLL; 95 % KI 2'642; 4'782). Für COPD konnten 8.9 %, d.h. 1'114 YLL (95 % KI 806; 1'411) und für Schlaganfälle 8.6 % bzw. 1'074 (95 % KI 802; 1'290) der durch PM_{2.5} verursachten YLL berechnet werden. Für Typ-2-Diabetes ergaben sich aus der Modellierung 408 YLL (95 % KI 301; 457), was 3.3 % der insgesamt ermittelten YLL für alle Endpunkte entspricht. Hinsichtlich der insgesamt 54'956 geschätzten Krankheitsfälle, die durch eine Abschaltung der PM_{2.5}-Emissionen aus deutsche KKW im Bezugsjahr 2015 hätten verhindert werden können, wäre der größte Gesundheitsgewinn für Typ-2-Diabetes mit geschätzten 36.8 % der Krankheitsfälle und koronaren Herzerkrankungen mit 30.9 % der Fälle zu erreichen. COPD und Schlaganfälle machen 21.3 % bzw. 10.8 % der Fälle aus, während PM_{2.5} aus KKW nur zu 0.2 % der Lungenkrebsfälle beiträgt.

Die Berechnung der Krankheitslasten im Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition erfolgte für die Endpunkte kardiovaskuläre Mortalität (ICD-10-Kodierung I00-I99) und COPD-Mortalität (ICD-10-Kodierung J44) ab einem Alter von 25 Lebensjahren. Bei diesen beiden betrachteten Endpunkten macht die Krankheitslast durch kardiovaskuläre Mortalität mit 17'720 YLL (95 % KI 12'131; 23'511) den größten Anteil an verlorenen Lebensjahren durch NO₂ aus Kohlekraftwerken in Deutschland aus, was etwa 97 % der berechneten YLL entspricht. Es sind 2'024 (95 % KI 1'386; 2'686) attributable Todesfälle ermittelt worden (vgl. Tabelle 57). Der Anteil an verlorenen Lebensjahren infolge von COPD liegt bei 3 % der YLL, was einer Anzahl von 660 YLL entspricht. Das Konfidenzintervall (95 % KI) schließt dabei den Wertebereich von Null bis 1'087 YLL ein. Die Zahl der errechneten attributablen Todesfälle beträgt 61 (95 % KI 0; 101).

In Sensitivitätsanalysen unter Einbeziehung von gesundheitlichen Endpunkten mit moderater Evidenz sowie insbesondere bei Betrachtung des Zusammenhangs zwischen Exposition und natürlicher Mortalität wurden zum Teil noch deutliche höhere Krankheitslasten berechnet. Bei der Stratifizierung der gesundheitlichen Effekte nach Braun- bzw. Steinkohle konnte festgestellt werden, dass die Abschaltung von Braunkohle-KW insgesamt einen größeren Gesundheitsgewinn erbracht hätte als eine Abschaltung der Steinkohle-KW. Insgesamt konnte seit 1995 eine deutliche Minderung der den Kohlekraftwerken zuzuschreibenden Krankheitslast gezeigt werden. Insbesondere die aus Emissionen der Braun- und Steinkohle-KW resultierende PM_{2.5}-Belastung konnte zwischen den Jahren 1995 und 2005 erheblich und bis 2015 noch weiter reduziert werden.

Die im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten attributablen Krankheitslasten, die im Zusammenhang mit den Emissionen von allen KKW in Deutschland auftraten, bilden nur einen Teil der tatsächlichen Krankheitslast ab, die in einem Zusammenhang mit Emissionen aus deutschen KKW besteht. Zum einen wurden ausschließlich primär luftgetragene Schadstoffe berücksichtigt. Zudem sind nur gesundheitliche Endpunkte betrachtet worden, für die eine starke Evidenz besteht und geeignete Gesundheitsdaten für die Berechnung zur Verfügung standen (Abschnitt 3.5). Die grenzüberschreitenden Emissionen aus Deutschland in europäische Nachbarländer wurden im Vorhaben nicht ermittelt. Es kann daher mit Sicherheit angenommen werden, dass die hier modellierte Abschaltung aller KKW in Deutschland in 2015 auch zu erheblichen Gesundheitsgewinnen für die Bevölkerung in europäischen Nachbarländern beigetragen hätte.

Das Vorhaben verdeutlicht erneut, dass durch Verstromung von Braun- und Steinkohle verursachte gesundheitliche Risikofaktoren wesentlich zum Mortalitäts- und Morbiditätsgeschehen in der Bevölkerung beitragen. Ein Ausstieg aus der Kohleverstromung würde die Emissionsmengen und die daraus resultierenden Immissionsbelastungen reduzieren und hat somit das Potential, zur Senkung von Krankheitslasten in Deutschland und darüber hinaus beizutragen. Der Kohleausstieg sollte folglich unverzüglich eingeleitet werden, um Krankheitslasten zu reduzieren und gleichzeitig einen Beitrag zum globalen Klimaschutz zu leisten.

Summary

Lignite and hard coal-fired power plants (summarized below as coal-fired power plants or CFPP) emit relevant quantities of various pollutants to the environment. In addition to sulfur dioxide (SO₂), nitrogen oxides (NO_x) and particulate matter (PM₁₀, PM_{2.5}), these emissions include, for example, heavy metals such as lead (Pb), cadmium (Cd) and mercury (Hg). The uptake of these pollutants, e.g., via the air we breathe, can lead to significant health impairments in humans. In studies such as HEAL (2013), Jones et al. (2016), and Jones et al. (2018), the first calculations have been performed at the European level to estimate the burden of disease due to emissions from coal-fired power plants in Europe.

The KWSB¹⁰ in its final report of January 2019 (KWSB, 2019) recommends 2038 as the phase-out date for the use of coal as an energy source. Currently, it is being discussed politically to bring the phase-out date forward to 2030. In any case, it can be assumed that the coal-fired power plants currently existing in Germany will remain in operation for many years to come, thus impairing the health of the population in the long term as well. A phase-out of coal-fired power generation would lead to positive health effects through the elimination of the aforementioned emissions, if coal-fired power plants are not replaced by fossil-fired or other power plants, which in turn release emissions that are harmful to health. To date, however, there have been no detailed estimates of the burden of disease that show the extent to which the population in Germany is burdened with pollutants from coal-fired power plant emissions in terms of health or would benefit in terms of health from the elimination of coal-fired power plant emissions.

The German Environment Agency (UBA) therefore initiated the project “Assessment of the burden of disease in Germany due to coal-fired power plants” as part of the “Ressortforschungsplan” of the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Nuclear Safety and Consumer Protection (BMUV). The aim of this research project was to determine the exposure of the population living in Germany to pollutants emitted by coal-fired power plants in Germany and in Europe. In addition, the resulting health impairments were to be described as comprehensively as possible and, if possible, quantified.

In a first step, we compiled the current scientific evidence on health effects of pollutants emitted by coal-fired power plants. Aim of the literature review was to identify airborne and non-airborne pollutants emitted by coal-fired power plants and to compile the evidence for their health effects. Where possible (PM_{2.5} and NO₂), we calculated burden of disease according to the environmental burden of disease concept. Where this was not possible due to missing or unsuitable data (ozone, heavy metals), a qualitative description of the related health effects followed.

For the air pollutants PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂ and O₃, health effects are well documented, based on numerous studies across North America, Europe and Asia. They include cardiovascular, respiratory, and metabolic diseases, and effects on child development. The following Table 1 und Table 2 list long-term health effects of PM_{2.5} and NO₂ for which there is strong and moderate evidence, that were included in the burden of disease calculations.

Note

In the text, the scientific number representation with the point as decimal separator is used.

¹⁰ Commission for Growth, Structural Change and Employment

Table 1: Exposure-response functions for long-term exposure to NO₂ and health effects with strong or moderate evidence; estimates are given per 10 µg/m³. The grading of evidence is based on UBA (2018) and Huangfu and Atkinson (2020). Age groups specified for burden of disease calculations.

Outcome	Outcome-Type	Grading of Evidence	Estimate RR ^a /HR ^b /OR ^c (CI ^d), Single-pollutant models (linear)	Reference
Cardiovascular mortality Age: ≥ 25 years	Mortality	strong	1.089 (1.060-1.120)	Brunekreef et al. (2021)
Diabetes mellitus Type 2 Age: ≥ 30 years	Mortality	moderate	1.116 (0.915-1.362)	UBA (2018)
	Morbidity	moderate	1.148 (1.024-1.288)	UBA (2018)
High blood pressure Age: ≥ 30 years	Morbidity	moderate	1.049 (0.892-1.234)	UBA (2018)
Ischemic heart disease Age: ≥ 35 years	Mortality	moderate	1.064 (1.030-1.099)	UBA (2018)
Congestive heart failure Age: 40-89 years	Mortality	moderate	1.047 (0.953-1.149)	UBA (2018)
	Morbidity	moderate	1.081 (1.003-1.166)	UBA (2018)
Stroke Age: 40-89 years	Mortality	moderate	1.117 (0.957-1.305)	UBA (2018)
	Morbidity	moderate	1.003 (0.964-1.043)	UBA (2018)
Asthma Age: 30-75 years	Morbidity	moderate	1.255 (1.001-1.573)	UBA (2018)
COPD Age: 45-84 years	Mortality	strong	1.03 (1.00-1.05)	Huangfu and Atkinson (2020)
Natural mortality Age: ≥ 25 years	Mortality	moderate	1.086 (1.070, 1.102)	Brunekreef et al. (2021)
Natural mortality, adjusted for PM _{2.5} Age: ≥ 25 years	Mortality	moderate	1.050 (1.031, 1.070)	Brunekreef et al. (2021)

^a: RR: Relative Risk ^b: HR: Hazard Ratio ^c: OR: Odds Ratio ^d: CI: confidence intervall

Table 2: Estimates extracted from exposure-response function for long-term exposure to PM_{2.5} and health effects with strong or moderate evidence; estimates are given per 10 µg/m³. The grading of evidence is based on the grading of IHME. Disease burden was calculated for all outcomes for age categories above 25 years.

Outcome	Outcome-Type	Grading of Evidence	Estimate RR ^a /HR ^b /OR ^c (CI ^d), Single-pollutant models (linear)	Reference
Natural Mortality	Mortality	Not conducted	1.13 (1.106, 1.155) per 5 µg/m ³	Brunekreef et al. (2021)
Natural Mortality, adjusted for NO ₂	Mortality	Not conducted	1.083 (1.054, 1.113) per 5 µg/m ³	Brunekreef et al. (2021)
Ischemic heart disease	Mortality and morbidity	Convincing or probable	1.015 (1.010, 1.020) per 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B
Stroke (ischemic and haemorrhagic)	Mortality and morbidity	Convincing or probable	1.016 (1.012, 1.020) per 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B
COPD	Mortality and morbidity	Convincing or probable	1.009 (1.007, 1.012) per 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B
Lung cancer	Mortality and morbidity	Convincing or probable	1.010 (1.007, 1.013) per 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B
Diabetes mellitus Type 2	Mortality and morbidity	Convincing or probable	1.012 (1.009, 1.013) per 1 µg/m ³	GBD (2020), Supplement Table S7B

^a: RR: Relative Risk ^b: HR: Hazard Ratio ^c: OR: Odds Ratio ^d: CI: confidence intervall

The evidence on long-term health effects due to inhalation exposure to single chemical pollutants (such as arsenic or mercury) as part of the complex particulate matter mixture emitted by coal-fired power plants is scarce. Knowledge to date on adverse health effects of these pollutants are mainly based on toxicologic and experimental studies as well as on epidemiological studies in specific settings such as occupational exposures with high acute and chronic inhalation or other exposures. Only few studies so far have investigated single pollutants as components of the particle mixture in epidemiologic studies (Lippmann et al. 2013; Stanek et al., 2011). Due to this scarcity of evidence, no separate exposure-response functions for long-term inhalation exposure were derived.

Human exposure to non-airborne pollutants from coal combustion, such as heavy metals (e.g., mercury (Hg), cadmium (Cd), arsenic (As), lead (Pb), chromium (Cr), vanadium (V), and beryllium (Be)) and radioactive metals (e.g., uranium (U), thorium (Th), and radium (Ra)), is largely due to oral uptake of the substances via food or drinking water. Unlike airborne pollutants, which enter humans directly through the respiratory tract, the predominantly oral uptake pathway for heavy metals via food is highly variable. It is extremely difficult to extrapolate the amounts of heavy metals emitted by power plants to the resulting exposure for the general population or for specific population groups. However, since heavy metals are health-relevant emissions from coal combustion, they must be considered, at least qualitatively, in terms of their contribution to the burden of disease of coal-fired power plants.

To estimate quantitatively the burden of disease caused by emissions of airborne pollutants from coal-fired power plants, different scenarios were defined within the framework of the present project, including a baseline scenario and two retrospective scenarios. Figure 1 shows schematically the scenarios that were the main focus of this study.

The reference years for the baseline scenario and the two retrospective scenarios were defined in two steps:

- ▶ The basis for selecting the reference years was an evaluation of the annual series of emissions from the coal-fired power plants, of the measured air pollutant concentrations and of meteorological variables such as temperature, sunshine duration and precipitation in Germany. This resulted in the years 2015 and 2016 as possible reference years for the baseline scenario. For the reference years of the two retrospective scenarios, decade intervals were defined based on the evaluation of the annual series of emissions which were available from 1995 onwards.
- ▶ The possible reference years 2015 and 2016 for the baseline scenario were examined with respect to which extent the input data required to determine the burden of disease in Germany are available. The decisive factor to select 2015 as the reference year for the baseline scenario was that the health data as input data for calculating the burden of disease were available in the highest completeness for the year 2015. The reference years 1995 ("Retro1995") and 2005 ("Retro2005") were then assigned to the retrospective scenarios according to the previously defined decade intervals.

The retrospective scenarios were implemented to show what burden of disease due to exposure to coal-fired power plant emissions we would have had in Germany in the reference year 2015 of the baseline scenario if the emissions from coal-fired power plants in 2015 had corresponded to the emission levels of the retrospective scenarios under consideration. In other words, the two retrospective scenarios serve to estimate the health gains that can be attributed to the improvement in the emissions situation of coal-fired power plants in Germany between 1995 or 2005 and 2015.

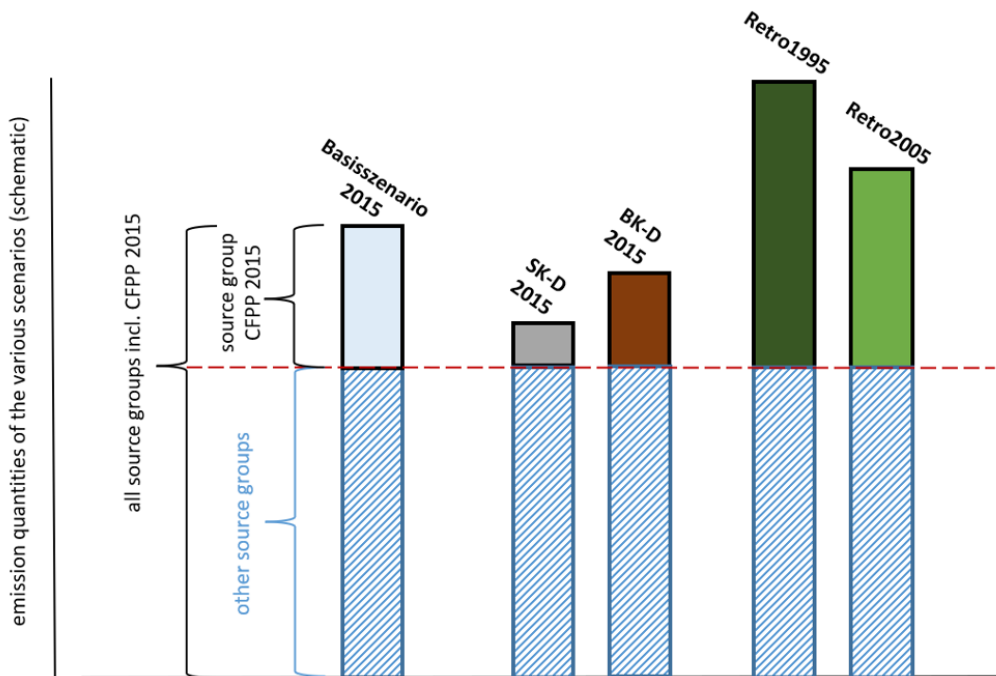
Correspondingly, all input data for calculating the burden of disease for the retrospective scenarios were kept constant compared to the baseline scenario, except for the emissions of the coal-fired power plants in Germany. This procedure ensured that the changes in the burden of disease in the various scenarios are exclusively attributable to the changes in the emissions of the coal-fired power plants in Germany in the various scenarios.

In addition to the baseline scenario and the two retrospective scenarios, various other scenario calculations were carried out. These scenario calculations were originally planned as forecast scenarios, so-called "phase-out scenarios", which were to depict a coal phase-out at different speeds over the course of the coming years in Germany. Due to the intensive political debate on the development of electricity generation from coal during the course of the project, it was ultimately decided not to realise specific phase-out paths in individual forecast scenarios within the framework of the project before the corresponding legal regulations appeared. With the completion of the legislative process for the coal phase-out in August 2020 (KohleAusG, 2020), a robust phase-out path for lignite-fired power plants in Germany is now available. At the same time, however, the KohleAusG subjects the sequence for shutting down hard-coal-fired power plants to a tendering procedure, flanked by a statutory reduction in hard-coal-fired power generation from 2024 (applied to the difference between the tender volume and the sum of the bid volumes of the bids accepted only in case the volume of the accepted bids is smaller than the tender volume) or 2031 (exclusively statutory reduction). Accordingly, no reliable phase-out path comparable to that for lignite power plants could be defined for hard coal power plants during the project.

As an alternative to the forecast scenarios, two scenarios were defined in which the contribution of hard coal-fired power plants on the one hand and lignite-fired power plants on the other hand to air

pollution and, moreover, to the burden of disease in Germany was modelled for the reference year 2015, irrespective of the phase-out path. These two scenarios were referred to as "hard coal scenario" ("SK-D 2015") and "lignite scenario" ("BK-D 2015"), respectively. As with the retrospective scenarios, all other input data for the calculation of the burden of disease were kept constant compared to the baseline scenario.

Figure 1: Schematic representation of the emission quantities of the five scenarios that were the main focus of this project, in comparison



Which emissions are considered?	baseline scenario CFPP in Germany 2015	only hard coal CFPP in Germany 2015	only lignite CFPP in Germany 2015	CFPP in Germany 1995	CFPP in Germany 2005
scenario name	Basisszenario 2015	SK-D 2015	BK-D 2015	Retro1995	Retro2005

Source: Own illustration (Universität Bielefeld / IVU Umwelt GmbH)

Estimation of the burden of disease in Germany due to airborne emissions of coal-fired power plants was carried out for the individual scenarios by first calculating the contribution of coal-fired power plants to the air pollution load caused by all (known) emission sources, the so-called total load, using a chemical transport model (CTM). The modelled contribution of coal-fired power plants for each scenario was then spatially combined with the population distribution in Germany to assess population exposure for each scenario. Based on this, the population was categorised into different levels of exposure which in turn served as input data for calculating the burden of disease.

The computational determination of contributions of certain groups of emitters to the total air pollutant load on a regional or national scale requires a chemical transport model (CTM), since e. g. NO₂ and ozone are predominantly formed via chemical processes on these scales. Particle concentrations, in

turn, are not only induced by direct emissions, but to a large extent by secondary aerosol formation. In the present project, it was also of particular importance that the CTM to be selected for use allows the emissions from coal-fired power plants to be considered separately from other emission sources and sectors. In particular, the CTM should be suitable for processing coal-fired power plants as point sources and treating them in such a way that model runs with and without the emissions of individual or all coal-fired power plants are possible. Hence, in order to select one or more suitable CTM, an overview of CTM commonly used in Europe was first compiled based on relevant publications from recent years and reviewed with regard to their model properties for use in the project.

Based on predefined selection criteria, the chemical transport models CAMx (CAMx, 2018), Chimere (Chimere, 2017), CMAQ (CMAQ, 2017), LOTOS-EUROS (Manders et al., 2016), RCG (Stern, 2010c) and WRF-Chem (WRF-Chem, 2018) were considered suitable in principle for the task at hand. In view of the contractors' experience with the LOTOS-EUROS and RCG models and the interfaces to the UBA emission datasets already available for these models, these two models were used in the further course of the project. RCG was used to determine the contributions of coal-fired power plants to the total load both for the baseline scenario and for the other scenarios considered. Comparative calculations for the baseline scenario were carried out with LOTOS-EUROS for quality assurance purposes.

Emissions from coal-fired power plants and all other known sources in Germany and neighbouring European countries were required as input data for the dispersion calculations with RCG and LOTOS-EUROS. Both CTM were operated with the same emission data sets. The main base to determine the emissions of the coal-fired power plants in Germany was the data from the BUBE¹¹-Online system. For this project, BUBE data from the emission declaration pursuant to the 11th BImSchV was requested from the federal states and evaluated. As the data according to the 11th BImSchV is available in a 4-year cycle, data with the reference year 2016 was requested, being the most recent data at the time of the data query. Additionally, the BUBE query yielded relevant data on source-specific variables such as source height, flue gas volume flow or flue gas temperature, which were required for the CTM modelling.

The emission data of the coal-fired power plants from the BUBE-Online system was scaled to the reference years 2015 for the baseline scenario and 1995 and 2005 for the two retrospective scenarios using data from the ZSE¹². In the emissions inventory database ZSE, UBA has been recording the emissions of significant groups of emitters as annual values without spatial differentiation for the entire Federal Republic of Germany since 1990.

All other emission data in Germany required for CTM modelling was provided by UBA from the Gridding Emission Tool for ArcGIS (GRETA) in the 2020 submission for the reference year 2015. The GRETA data already includes emissions from coal-fired power plants, based on the information in UBA's PRTR¹³ database. However, not all pollutants required in the context of this project are available in the PRTR due to the definition of the reporting obligations therein (e. g. no PM_{2.5}). In addition, there are certain threshold values in the PRTR below which there is no reporting obligation, so that a number of the coal-fired power plants to be considered in this project are not subject to any reporting obligation and are therefore not included in the PRTR. For these reasons, the coal-fired power plants included in GRETA were removed from the emission data sets created for this project in order to be able to use the data retrieved from the BUBE-Online system.

¹¹ Betriebliche Umweltdatenberichterstattung; <https://www.bube-online.org/>

¹² Zentrales System Emissionen

¹³ Pollutant Release and Transfer Register; <https://www.thru.de>

Table 3 provides an overview of the emission quantities of the coal-fired power plants in Germany in the scenarios considered in this project. Specified are the substances NO_x and PM_{2.5} considered in this project as well as SO₂ as a relevant precursor substance for secondary particles in addition to NO_x.

Table 3: Emission quantities of coal-fired power plants in Germany in the scenarios

Sub-stance	Basisszenario 2015 [kg]	SK-D 2015 [kg]	BK-D 2015 [kg]	Retro 1995 [kg]	Retro 2005 [kg]
NO _x	176'096'121	57'056'034	114'608'566	253'411'766	195'434'541
PM _{2.5}	2'416'479	711'153	1'646'663	9'605'717	5'445'643
SO ₂	127'752'785	38'224'170	85'681'688	1'067'117'470	169'923'177

For the complete CTM modelling, Germany's emission data had to be supplemented by European emission data, as emissions outside Germany also influence the exposure of the population in Germany.

The European CAMS-REG v2.2.1¹⁴ (a further development of the inventory presented in Kuenen et al. (2014)) serves as the starting point for the European emissions inventory. This inventory contains emissions from all relevant anthropogenic European sources. All major air pollutants are covered: NO_x, SO₂, NMVOC, NH₃, CO, PM₁₀, PM_{2.5}. For PM, a speciation profile¹⁵ is also provided that splits primary PM emissions into elemental carbon (EC), organic carbon (OC) and other components. The resolution of the data set is 0.1° x 0.05°, which corresponds to about 6 x 6 km².

The inventory was compiled, as far as possible, using officially reported emissions by source category from each country (in some cases the data are inaccurate or incomplete). In addition, a consistent spatial distribution was applied. For point sources and in particular power plants, E-PRTR reporting¹⁶ was used in combination with other sources of information on power plants, including Large Combustion Plants (LCP)¹⁷ reporting and information from the commercial database Platts-WEPP¹⁸. By combining these databases, a consistent point source dataset was created for all European countries, showing that most power plants with higher PM emissions are located east of Germany. This combined and consistent point source dataset is used to geographically distribute the emissions of the power plants for each country. In the dataset, coal-fired power plants are identified separately. For this project, specific emission height profiles as well as specific time profiles for the coal-fired power plants were defined.

To ensure the quality of the CTM model results, the total load determined with RCG and with LOTOS-EUROS in the 2015 baseline scenario with all known emission sources including the coal-fired power plants was compared both with measured data and with each other.

Directive 2008/50/EC (EU, 2008) was used to evaluate the comparisons with measured data. This directive specifies an accuracy of +/-30 % (for NO₂) and +/-50 % (for PM_{2.5}) around the respective limit

¹⁴ <https://eccad.aeris-data.fr/2019/06/05/cams-inventories/>

¹⁵ Particulate emissions consist of small particles of different chemical structure that may behave differently in the atmosphere. Therefore, a speciation profile is typically used that defines for each of the main source groups the typical composition of particles via their main components (elemental carbon, organic carbon, sulfate, sodium, and other minerals).

¹⁶ <https://industry.eea.europa.eu/analyse/pollutant-and-sector>

¹⁷ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/lcp-9>

¹⁸ <https://www.spglobal.com/platts/en/products-services/electric-power>

value for dispersion calculations. In addition, a linear regression of the measured and modelled annual mean values was carried out over all station locations.

According to this, the RCG model results for the baseline scenario 2015 for NO₂ at the measurement locations produced within the scope of the present project do not reach the 30 % data quality target for some of the locations. The model tends to overestimate the measured values rather than underestimate them. For PM_{2.5}, the measured data are underestimated by the model almost everywhere. However, the 50 % data quality target is met at all measuring stations.

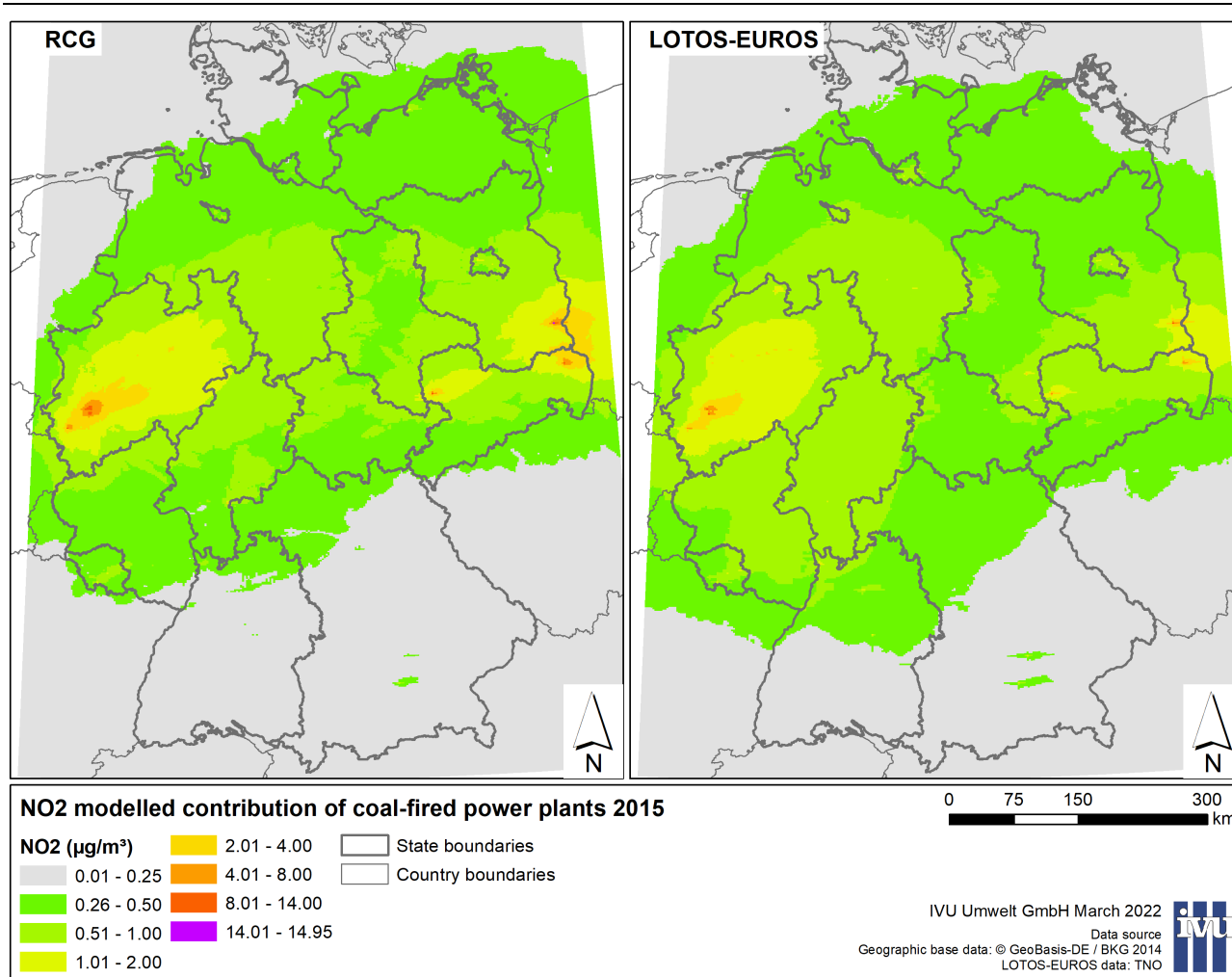
As with the RCG model results, the 30 % data quality target for NO₂ is not met by the LOTOS-EUROS model results for some of the monitoring stations, whereby the deviation range -30 % is underestimated rather than exceeded by the deviation range +30 % for the LOTOS-EUROS results. The PM_{2.5} measurement data are underestimated by LOTOS-EUROS as well as by RCG almost everywhere. The 50 % data quality target is met at all measuring stations, as with the RCG results.

The underestimation of PM_{2.5} measurement data by the model results observed here can be justified by the fact that the modelling of particle concentration is still associated with considerable difficulties today. In general, the high concentrations observed at times are not reproduced by the models in most cases. This applies both to short-term peak concentrations measured only locally and to large-scale increases in concentration caused by long-distance transport (Stern et al., 2008). However, it can be assumed that the reasons leading to an underestimation of the total load by the modelling are not of major significance for the contribution of the coal-fired power plants source group considered in the further course of the project, because some of the main causes of the underestimation, such as the fact that not all sources with their emissions are known, do not apply when considering the specific source "coal-fired power plants".

The contributions of the coal-fired power plants to the total load were determined with RCG via separate CTM calculation runs with all (known) emissions in comparison with CTM calculation runs without the emissions of the coal-fired power plants considered in the respective scenario. With LOTOS-EUROS, the contributions of the coal-fired power plants were determined using a source apportionment technique, the so-called labelling method. The results were evaluated for the airborne pollutants NO₂ and PM_{2.5}, for which the burden of disease was determined in the further course of the project.

For NO₂, the results of both models show great similarities, both in terms of spatial distribution and concentration level (Figure 2). Both models calculate contributions from German coal-fired power plants of between 0.25 µg/m³ and 0.50 µg/m³ over large parts of Germany and contributions of between 0.5 µg/m³ and 1 µg/m³ as an annual mean in large parts of North Rhine-Westphalia, Lower Saxony, Hesse, Saxony and Brandenburg. For large areas of North Rhine-Westphalia as well as areas in the south of Brandenburg and in the north of Saxony, the annual mean contribution is between 1 µg/m³ and 2 µg/m³. Overall, RCG calculates somewhat higher contributions from coal-fired power plants, the more so the closer one gets to the power plants. As expected, the largest contributions were modelled by both models in the vicinity of the large power plants, i.e. in the grid cell in which the respective power plant is located, and possibly in some neighbouring cells. The maximum NO₂ contribution of the German coal-fired power plants was determined with LOTOS-EUROS to be just under 10 µg/m³ and with RCG to be just under 15 µg/m³ by both models for the grid cell in which the power plant Jänschwalde/Brandenburg is located.

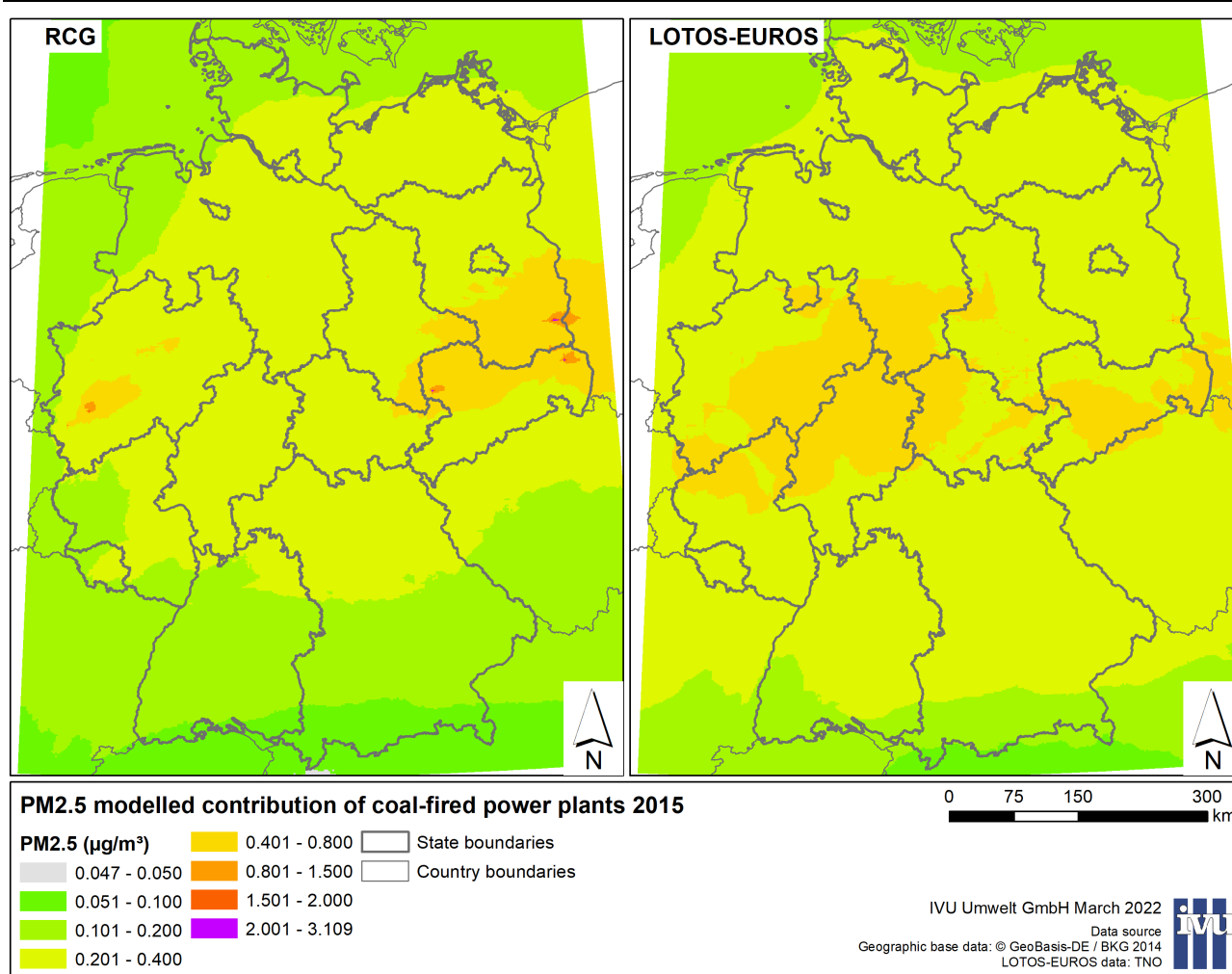
Figure 2: Contribution of coal-fired power plants in Germany to annual mean total NO₂ load for the 2015 baseline scenario. Left: RCG model. Right: LOTOS-EUROS model.



Source: Own illustration (IVU Umwelt GmbH)

Figure 3 shows the contributions of coal-fired power plants to the total PM_{2.5} load modelled with RCG and LOTOS-EUROS for the baseline scenario 2015. For PM_{2.5}, the modelled contributions of coal-fired power plants in both models are between 0.2 µg/m³ and 0.4 µg/m³ as an annual mean over large parts of Germany. Overall, however, the contribution of PM_{2.5} in LOTOS-EUROS is somewhat larger over large areas than in RCG, and the spatial distribution is also different. In RCG, the highest contributions (> 0.40 µg/m³) are in the vicinity of the coal-fired power plants, whereas in LOTOS-EUROS contributions > 0.40 µg/m³ were also calculated at a greater distance from the coal-fired power plants, affecting e. g. large parts of Hesse, Lower Saxony, North Rhine-Westphalia and Thuringia. The reason for this could be the different treatment of primary and secondary particles in the two CTM used here. The maximum PM_{2.5} contribution of the German coal-fired power plants was determined to be about 1 µg/m³ with LOTOS-EUROS and about 3 µg/m³ with RCG, by both models for the grid cell in which the Jänschwalde/Brandenburg power plant is located.

Figure 3: Contribution of coal-fired power plants in Germany to annual mean total PM_{2.5} load for the 2015 baseline scenario. Left: RCG model. Right: LOTOS-EUROS model.



Source: Own illustration (IVU Umwelt GmbH)

Table 4 presents the minimum, mean and maximum annual mean contribution of coal-fired power plants to the total NO₂ load modelled with RCG in the scenarios described above, based on the area of Germany. The lowest mean or maximum annual mean contribution among the scenarios listed here was calculated at around 0.1 µg/m³ and just under 2.4 µg/m³ for the hard coal scenario, respectively. As expected, the highest maximum contribution of almost 18.9 µg/m³ results from the retrospective 1995 scenario, which also has the highest mean contribution of almost 0.7 µg/m³.

Table 4: Minimum, mean and maximum annual mean contribution of coal-fired power plants to air pollution by NO₂ in the respective scenario, based on the area of the Federal Republic of Germany

	Basisszenario 2015 [µg/m ³]	SK-D 2015 [µg/m ³]	BK-D 2015 [µg/m ³]	Retro 1995 [µg/m ³]	Retro 2005 [µg/m ³]
Minimum	0.03	0.01	0.01	0.02	0.03
Mean	0.48	0.14	0.33	0.67	0.53
Maximum	14.95	2.35	14.86	18.85	16.00

Table 5 shows the corresponding values for PM_{2.5}. The lowest mean or maximum annual mean contribution was determined to be 0.1 µg/m³ or just under 0.4 µg/m³ for the hard coal scenario. The highest mean or maximum annual mean contribution results as expected from the retrospective scenario 1995 with 1.5 µg/m³ or just under 21.5 µg/m³.

Table 5: Minimum, mean and maximum annual mean contribution of coal-fired power plants to air pollution by PM_{2.5} in the respective scenario, based on the area of the Federal Republic of Germany

	Basisszenario 2015 [µg/m ³]	SK-D 2015 [µg/m ³]	BK-D 2015 [µg/m ³]	Retro 1995 [µg/m ³]	Retro 2005 [µg/m ³]
Minimum	0.05	0.03	0.02	0.33	0.07
Mean	0.25	0.11	0.14	1.50	0.33
Maximum	3.11	0.36	3.03	21.45	4.55

The population-related exposure determined within this project was calculated depending on the contribution of coal-fired power plants to the total load of the airborne pollutants NO₂ and PM_{2.5}. The calculation was based on the contribution of coal-fired power plants modelled with RCG, which was available in a 2x2 km² grid covering Germany as a result of the dispersion calculations for each of the considered scenarios. Grid cell-based, spatially distributed population data was available for Germany from the 2011 Census (Zensus, 2015) with 2011 as the reference year. The population data was aggregated to a 1 x 1 km² grid and scaled to the reference year 2015 of the baseline scenario based on annually available summary population data for Germany from the Federal Health Reporting Information System. As indicated above, the population data was explicitly kept constant for the retrospective scenarios to assess what burden of disease due to exposure to coal-fired power plant emissions we would have had in Germany in the reference year 2015 of the baseline scenario if the emissions from coal-fired power plants in 2015 had corresponded to the emission levels of the retrospective scenarios considered.

Evaluation of the exposure modelling results indicated that in the baseline scenario 2015 83.2 % of the inhabitants in Germany are exposed to a load of 1 µg/m³ or less NO₂ due to coal-fired power plants, and 16.5 % are exposed to a load ranging between 1 and 4 µg/m³ NO₂. For about 220'000 persons or just under 0.3 % of the total population in Germany, the baseline scenario results in a load of between 4 µg/m³ and 15 µg/m³ NO₂ due to coal-fired power plants, in which 3'855 persons were determined for the class between 12 µg/m³ and 15 µg/m³ NO₂.

In the retrospective scenario 1995, for which the highest contribution of coal-fired power plants to the total NO₂ load in Germany was determined, significantly fewer inhabitants than in the baseline scenario, i. e. 75.1 % of the inhabitants, are exposed to a maximum NO₂ load of 1 µg/m³ due to coal-fired power plant emissions. Instead, significantly more inhabitants than in the baseline scenario, i. e. 24.1 %, are exposed to a load between 1 µg/m³ and 4 µg/m³ NO₂. For 0.8 % of the population in Germany, an exposure between 4 µg/m³ and a maximum of 18.9 µg/m³ NO₂ due to coal-fired power plants was calculated.

In the hard coal scenario, 99.9 % of the population in Germany is exposed to a maximum NO₂ load of 1 µg/m³ and 0.1 % to a load of between 1 µg/m³ and a maximum of 2.4 µg/m³ NO₂ due to coal-fired power plants.

Regarding PM_{2.5}, the majority of the population, i. e. 97.4 %, is exposed to a load of maximum 0.5 µg/m³ due to coal-fired power plants in the baseline scenario. 2.6 % of the population are affected

by a PM_{2.5} load due to coal-fired power plants ranging between 0.5 µg/m³ and 1 µg/m³. The class between 1 µg/m³ and 1.6 µg/m³ affects 30'191 persons, and 4'727 persons are exposed to a PM_{2.5} load ranging between 1.6 µg/m³ and 3.5 µg/m³.

In the retrospective scenario 1995, which similar to NO₂ shows the highest contribution of coal-fired power plants to the total PM_{2.5} load in Germany, 0.6 % of the population is affected by a PM_{2.5} load due to coal-fired power plants of maximum 0.5 µg/m³. 15.4 % of the population is exposed to a PM_{2.5} load due to coal-fired power plants ranging between 0.5 µg/m³ and 1 µg/m³, and 37.7 % is exposed to a PM_{2.5} load ranging between 1 µg/m³ and 1.6 µg/m³. For 45.1 % of the population, the PM_{2.5} load is between 1.6 µg/m³ and 3.5 µg/m³, for 1.1 % of the population, it ranges between 3.5 µg/m³ and 10 µg/m³, and for just under 5'000 persons, exposure was calculated to be between 10 µg/m³ and a maximum of 21.5 µg/m³.

In the hard coal scenario, for which the lowest contribution of coal-fired power plants to the total PM_{2.5} load in Germany was calculated, 100 % of the population in Germany is exposed to a PM_{2.5} load due to coal-fired power plants of maximum 0.4 µg/m³.

The burden of disease in the German population resulting from exposure to PM_{2.5} and NO₂ from coal-fired power plants was calculated for the different scenarios. The burden of disease resulting from exposure to PM_{2.5} was calculated for the disease-specific outcomes diabetes mellitus type-2 (T2D, ICD 10 code: E11), COPD (chronic obstructive pulmonary disease, ICD 10 code: J44), coronary heart disease (CHD, ICD 10 codes: I20-25), stroke (ST, ICD 10 codes: I60-69) and lung cancer (LC, ICD 10 code: C34), from 25 years onwards.

As shown in the calculated burden of disease expressed by the metric of disability-adjusted life years (DALYs), the shutdown of coal-fired power plants in 2015 primarily contributes to a health gain for coronary heart disease, which accounts for 42 % of all DALYs assessed in this study for PM_{2.5}. The health gain for lung cancer reaches 23 % of DALYs, while diabetes mellitus type-2, COPD and stroke gain about 11-12 % of DALYs (Tabelle 56).

The reduction of PM_{2.5} by shutting down coal-fired power plants in Germany in 2015 thus particularly reduces YLL caused by coronary heart disease, which contributes predominantly to the burden of disease with 49.7 % (6'210 YLL; 95 % CI 4'239; 8'185) of YLL, followed by lung cancer with 29.5 % (3'677 YLL; 95 % CI 2'642; 4'782) of YLL. For COPD, 8.9 %, i. e. 1'114 YLL (95 % CI 806; 1'411) and for stroke 8.6 %, i. e. 1'074 (95 % CI 802; 1'290) of PM_{2.5}-related YLL were calculated. For diabetes mellitus type-2, the model yielded 408 YLL (95 % CI 301; 457), corresponding to 3.3 % of the total assessed YLL for all health outcomes. In terms of the estimated total number of 54'956 disease cases that could have been prevented by shutting down PM_{2.5} emissions from coal-fired power plants in 2015, however, the largest health gain would have been resulted for diabetes mellitus type-2 at 36.8 % and coronary heart disease at 30.9 % of cases. Beyond that, COPD and stroke would reach 21.3 % and 10.8 % of cases, respectively, while PM_{2.5} from coal-fired power plants would only contribute 0.2 % to lung cancer cases.

The burden of disease due to NO₂ exposure was calculated for the disease-specific outcomes cardiovascular mortality (ICD 10 code I00-I99) and COPD mortality from 25 years of age. The largest burden of disease of the two health effects is caused by cardiovascular mortality by 17'720 life years lost (95 % CI 12'131; 23'511), which corresponds to 97 % of all calculated YLL due to NO₂ from coal-fired power plants in Germany. The calculated number of attributable deaths was 2'024 (95 % CI 1'386; 2'686) (Tabelle 57). Accordingly, the years of life lost due to COPD amount to about 3 %, i. e. 660 YLL. The confidence interval includes values from zero to 1'087 YLL. The number of attributable deaths is 61 (95 % CI 0; 101).

In sensitivity analyses including disease-specific endpoints with moderate evidence and using natural mortality as an outcome, a higher burden of disease was estimated. Stratification of the impacts of lignite and anthracite showed that shutting down lignite power plants would have resulted in a higher health gain than shutting down hard coal power plants. Furthermore, there has been a relevant decrease in the burden of disease caused by coal-fired power plants since 1995. In particular, PM_{2.5} emissions from lignite and hard coal combustion continued to decrease substantially between 1995 and 2005 and until 2015.

The attributable burden of disease associated with emissions from coal-fired power plants in Germany, which were investigated in this study, represents only a part of the total burden of disease. First, only primarily airborne pollutants were considered. Furthermore, only health impacts for which there is strong evidence and for which adequate health data were available for calculation were considered (chapter 3.5). Also, cross-border emissions from Germany into neighbouring European countries were not considered. Therefore, we assume that the current modelling of a coal-fired power plant shutdown in Germany in 2015 would also have contributed to significant health gains in neighbouring countries.

The study shows that health risk factors caused by energy production with lignite and hard coal contribute significantly to mortality and morbidity in the population. Phasing out coal-fired power generation would reduce emissions and thus has the potential to reduce the burden of disease in Germany and beyond. The phase-out of coal combustion should take place immediately in order to reduce the burden of disease and contribute to global climate protection.

1 Einführung

1.1 Hintergrund

Ein besonders relevanter Umweltrisikofaktor für die Gesundheit des Menschen sind Schadstoffe in der Atemluft, die zu erheblichen gesundheitlichen Einschränkungen führen können, insbesondere bei vulnerablen Personen mit Vorerkrankungen. Schadstoffe in der Außenluft werden durch unterschiedliche Emissionsquellen verursacht. Zu diesen zählt neben Industrie, Straßenverkehr, Landwirtschaft und weiteren Emittentengruppen auch die Energieerzeugung durch Verbrennung fossiler Brennstoffe.

Braun- und Steinkohlekraftwerke (im Folgenden als Kohlekraftwerke (KKW) zusammengefasst) tragen relevante Mengen an unterschiedlichen Schadstoffen in die Umwelt ein. Hierzu gehören neben Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffoxiden (NO_x) und Feinstaub (PM₁₀, PM_{2.5}) z. B. auch Schwermetalle wie Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg). Während ein großer Anteil der Quecksilber- und Schwefeldioxidemissionen in Deutschland aus Kohlekraftwerken stammt, ist der direkte Beitrag der Kohlekraftwerke zu den PM₁₀- und PM_{2.5}-Emissionen deutlich geringer (UBA, 2020; UBA, 2020a). Allerdings sind Schwefeldioxid und Stickoxide relevante Vorläufersubstanzen für sekundär gebildete Partikel. Somit tragen die Emissionen dieser Stoffe aus Kohlekraftwerken ebenfalls zur Feinstaubbelastung bei. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, in welchem Maße die Emissionen von Kohlekraftwerken die Gesundheit der Bevölkerung in Deutschland belasten.

Für die Nutzung der Kohle als Energieträger empfiehlt die Kommission für Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung (KWSB) als Ausstiegsdatum das Jahr 2038 (KWSB 2019). Ein Vorziehen des Ausstiegsdatums auf 2030 wird derzeit politisch diskutiert. In jedem Fall ist davon auszugehen, dass die derzeit vorhandenen Kohlekraftwerke noch über Jahre in Betrieb bleiben und somit auch langfristig die Gesundheit der Bevölkerung schädigen können. Ein Ausstieg aus der Kohleverstromung würde durch den Wegfall der vorgenannten Emissionen zu positiven Gesundheitseffekten führen, wenn Kohlekraftwerke nicht durch fossil befeuerte bzw. andere Kraftwerke ersetzt werden, die gesundheits-schädliche Emissionen freisetzen.

Allerdings sind derzeit kaum valide Daten verfügbar, die den genauen Beitrag des Wegfalls dieser Emissionen in Hinblick auf die Minderung der Krankheitslast quantifizieren. Für einige Luftschadstoffe, wie Feinstaub, Ozon und Stickstoffdioxid, wurden von der Health and Environment Alliance (HEAL), basierend auf den Ergebnissen von Ausbreitungsrechnungen mit dem EMEP MSC-W Modell (Simpson et al., 2012), für das Jahr 2013 erste Berechnungen zur Krankheitslast durch Emissionen aus Kohlekraftwerken in Europa durchgeführt (Jones et al., 2016). Eine ähnliche Studie mit z. T. höherer räumlicher Auflösung wurde für das Jahr 2016 durchgeführt (Jones et al., 2018). Zwei frühere Untersuchungen präsentieren Ergebnisse für die Berichtsjahre 2009 (HEAL, 2013) und 2010 (Greenpeace, 2013). Bislang gab es allerdings noch keine detaillierten Schätzungen der Krankheitslast, die zeigen, in welchem (Aus-)Maß die Bevölkerung in Deutschland durch Schadstoffe aus Kohlekraftwerksemissionen insgesamt gesundheitlich belastet wird. Eine Quantifizierung der tatsächlichen Auswirkungen der genannten Schadstoffe auf die Gesundheit der in Deutschland lebenden Bevölkerung war daher notwendig.

Ein wichtiger Aspekt, der von den genannten Studien hervorgehoben wird, ist, dass es nicht ausreicht, bei der Betrachtung der Effekte von Kohlekraftwerken auf die Gesundheit der Bevölkerung ausschließlich nationale Emissionen zu berücksichtigen. Der Transport der Emissionen von Kohlekraftwerken in der Atmosphäre findet grenzüberschreitend statt. Kohlekraftwerke in Deutschland tragen zur Luftschadstoffbelastung und zur Krankheitslast in den Nachbarländern bei und umgekehrt. Eine Betrachtung aller Im- und Exporte war allerdings im Rahmen des vorliegenden Projekts nicht möglich.

Neben den Auswirkungen der nationalen Kohlekraftwerke auf die Bevölkerung in Deutschland wurden daher in diesem Projekt beispielhaft für eine grenzüberschreitende Betrachtung die Effekte der Abschaltung der europäischen Kohlekraftwerke auf die Krankheitslast in Deutschland berechnet.

1.2 Zielsetzung

Das Ziel dieses Forschungsprojekts war es, die Exposition der in Deutschland lebenden Bevölkerung gegenüber Schadstoffen, die von Kohlekraftwerken in Deutschland und in Europa emittiert werden, zu ermitteln und die daraus resultierenden gesundheitlichen Einschränkungen möglichst umfassend zu beschreiben und, wenn möglich, zu quantifizieren. Für die Quantifizierung der gesundheitlichen Auswirkungen wurde das Environmental Burden of Disease (EBD)-Konzept eingesetzt. Als Ergebnis wurden unter anderem die Informationen zu attributablen Todesfällen und verlorenen gesunden Lebensjahren ermittelt.

Die in diesem Vorhaben entwickelte Methodik wurde nicht nur für die Berechnung der Krankheitslast in einem aktuellen Beispieljahr, sondern auch für die Schätzung der Krankheitslast durch Emissionen vergangener Jahre eingesetzt. Für die Abschätzung der Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion der Kohleverstromung wurden darüber hinaus in unterschiedlichen Szenarien potentielle Gesundheitsgewinne, im Sinne der Reduktion von Krankheitslasten, berechnet. Bei allen hier betrachteten Szenarien wurden jeweils die Rahmenbedingungen, wie z. B. die Bevölkerungszahlen und -verteilung sowie die Gesundheitsdaten (Prävalenzen und Todesfallzahlen), konstant gehalten, um die Änderungen der Krankheitslast gezielt auf die Änderung der Emissionen in den einzelnen Szenarien zurückführen zu können.

1.3 Vorgehensweise

Im ersten Schritt wurde der aktuelle Stand der Wissenschaft zu den gesundheitlichen Auswirkungen der Schadstoffe, die von Kohlekraftwerken emittiert werden, zusammengestellt. Ziel der Literaturrecherche war die Identifikation aller relevanten Schadstoffe (auch der sekundär entstehenden) und der durch diese ausgelösten gesundheitlichen Effekte. Aus den betrachteten Studien wurden dann die relevanten Informationen zur Berechnung der gesundheitlichen Effekte extrahiert, z. B. Expositions-Wirkungs-Funktionen (EWF), die den Zusammenhang zwischen Schadstoffexposition und gesundheitlichen Effekten quantifizieren. Für die spätere Expositionsmodellierung wurden zudem die Verteilungswege der Schadstoffe in der Umwelt und die dominierenden Aufnahmepfade für den Menschen nachgezeichnet.

Für die Abschätzung der Änderung der Krankheitslast durch eine Änderung in den Emissionen der Kohlekraftwerke wurden insgesamt sechs Szenarien definiert. Neben einem Basisszenario und zwei retrospektiven Szenarien wurden insgesamt drei weitere Szenarien modelliert.

Um die Verteilung der relevanten Schadstoffe in Deutschland unter Berücksichtigung der deutschen und der europäischen Kohlekraftwerke zu ermitteln, wurden im Rahmen des Projekts Ausbreitungsrechnungen mit Chemie-Transport-Modellen (CTM) durchgeführt. Dazu wurde zunächst eine Übersicht in Europa gängiger CTM erstellt, um diese anschließend hinsichtlich ihrer Eigenschaften vor dem Hintergrund der Anforderungen im Projekt zu überprüfen. Darauf basierend erfolgte eine Auswahl geeigneter CTM für die Anwendung im vorliegenden Projekt. Für das Projekt war dabei von besonderer Bedeutung, dass die eingesetzten Modelle es ermöglichen, die Emissionen von Kohlekraftwerken abgegrenzt von anderen Emissionsquellen und -sektoren zu betrachten. Die ausgewählten Modelle sollten insbesondere dazu geeignet sein, Kohlekraftwerke als Punktquellen zu verarbeiten und sie so zu behandeln, dass Modellläufe mit und ohne Emissionen einzelner oder aller Kohlekraftwerke möglich sind.

Anschließend wurden die für die Ausbreitungsrechnungen erforderlichen Eingangsdaten für Deutschland und Europa beschafft und für die Anwendung in den ausgewählten CTM aufbereitet. Zusätzlich zu

den CTM-bezogenen Daten wurden auch die benötigten Gesundheitsdaten recherchiert, beschafft und für die Analyse vorbereitet. Bei der Prüfung der Eignung möglicher Datenquellen wurden im Umweltbundesamt bereits verfügbare Informationen (z. B. GRETA-Emissionsdaten, UBA (2016)) berücksichtigt.

Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen im Basisszenario wurden einer Qualitätssicherung unterzogen, u. a. durch einen Vergleich der Ergebnisse mit Messdaten und mit bereits im UBA verfügbaren Daten aus Modellrechnungen mit dem Chemie-Transport-Modell REM-CALGRID (RCG; Stern, 2003, 2006a, 2010c; Stern et al., 2008).

Basierend auf den Modellergebnissen der CTM-Simulationen wurde im dritten Schritt szenarienabhängig die bevölkerungsbezogene Exposition gegenüber den als relevant betrachteten Schadstoffen für die in Deutschland lebende Bevölkerung quantifiziert. Die Bevölkerung Deutschlands wurde dazu jeweils in Belastungskategorien eingeteilt, die dann im weiteren Verlauf mit den im Rahmen der Literaturrecherche ermittelten EWF verknüpft wurden.

Abschließend wurde auf Grundlage der ermittelten Exposition der Bevölkerung die Krankheitslast, die auf die Emissionen der Kohlekraftwerke zurückzuführen ist, bzw. die potentiellen Gesundheitsgewinne durch Reduktion der Kohleverstromung schadstoffspezifisch und für die jeweils betrachteten Szenarien geschätzt. Diese Schätzungen erfolgten für alle als relevant betrachteten gesundheitlichen Endpunkte, für die geeignete gesundheitliche Daten zur Verfügung standen.

Als zentrales Konzept zur Ermittlung der gesundheitlichen Effekte wurde die Environmental Burden of Disease (EBD)-Methode eingesetzt, die es bei ausreichender Datengrundlage ermöglicht, die Bevölkerungsgesundheit umfassend, vergleichbar und im idealen Fall in Form von definierten Summenmaßen (z. B. verlorene gesunde Lebensjahre bzw. „Disability-Adjusted Life Years“, DALYs) darzustellen.

Im Verlauf des Projekts wurden zur Qualitätssicherung zwei Workshops zur Diskussion der jeweils bis dahin erzielte Ergebnisse mit internen (UBA) und externen Expertinnen und Experten organisiert und durchgeführt.

1.4 Struktur des Berichts

Im Folgenden wird die Struktur des Abschlussberichts erläutert. Nach der Einführung in das Projekt in Abschnitt 1 wird in Abschnitt 2 die Methodik der Literaturrecherche zu den Gesundheitsdaten vorgestellt. Abschnitt 2.1 beschreibt die Ergebnisse der Recherche der Gesundheitsdaten und führt die im Rahmen dieses Projekts daraus verwendeten Daten aus. In Abschnitt 3.1 werden die sechs betrachteten Szenarien festgelegt. Abschnitt 4.1 zeigt dazu die Auswahl der Bezugsjahre für das Basisszenario und die beiden retrospektiven Szenarien und Abschnitt 4.2 die Entwicklung der drei weiteren Szenarien. Abschnitt 4.3 fasst die ausgewählten Szenarien zusammen.

Abschnitt 5 umfasst die Beschreibung sämtlicher Eingangsdaten für die Modellierung der Krankheitslast in Deutschland, die auf Emissionen der Kohlekraftwerke zurückgeführt werden kann. Abschnitt 5.1 enthält die Beschreibung der Emissionsdaten für Deutschland, insbesondere die Recherche und Aufbereitung der Emissionen aus Kohlekraftwerken. In Abschnitt 5.2 werden die Angaben zu den europäischen Emissionsdaten ausgeführt. Abschnitt 5.3 erläutert die von den im Rahmen des vorliegenden Projekts eingesetzten CTM verwendeten meteorologischen Eingangsdaten. In Abschnitt 5.4 werden die für die Expositionsmodellierung verwendeten Bevölkerungsdaten und in Abschnitt 5.5 die vom UBA zur Verfügung gestellten Vergleichsdaten für die Qualitätssicherung vorgestellt.

In Abschnitt 6 werden die Ausbreitungsrechnungen und ihre Ergebnisse beschrieben. Abschnitt 6.1 zeigt, welche CTM nach aktueller Literatur zum Zeitpunkt der Recherche in bzw. für Europa verwendet werden und nach welchen Kriterien die im weiteren Projektverlauf verwendeten Modelle ausgewählt wurden. Abschnitt 6.2 folgt mit der Beschreibung der für das vorliegende Projekt verwendeten Che-

mie-Transport-Modelle RCG und LOTOS-EUROS. In Abschnitt 6.3 werden die für das Projekt definierten Modellgebiete vorgestellt. Abschnitt 6.4 und Abschnitt 6.5 zeigen die Ergebnisse der CTM-Modellierung mit RCG und LOTOS-EUROS für das Basisszenario hinsichtlich der Gesamtbelastung, d. h. der durch alle (bekannten) Emissionsquellen hervorgerufenen Luftschadstoffbelastung. Die RCG-Ergebnisse zur Gesamtbelastung im Basisszenario wurden zur Qualitätssicherung mit Messdaten, mit bereits beim UBA vorliegenden Modellergebnissen und mit den im Rahmen dieses Projektes ebenfalls erstellten LOTOS-EUROS-Ergebnissen verglichen (Abschnitt 6.6). Die modellierten Beiträge der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung in Deutschland werden in Abschnitt 6.7 für das Basisszenario und in Abschnitt 6.8 für die weiteren Szenarien vorgestellt.

Die auf Basis der RCG-Ergebnisse für die verschiedenen betrachteten Szenarien vorgenommene Expositionsmodellierung wird in Abschnitt 7 beschrieben. Abschnitt 8 umfasst die Ergebnisse zur Krankheitslast in Deutschland, welche auf die Emissionen der Kohlekraftwerke zurückgeführt werden kann. Die Diskussion der erzielten Ergebnisse erfolgt in Abschnitt 9.

2 Methodisches Vorgehen zur Recherche der Gesundheitsdaten

2.1 Literatur- und Datenrecherche

2.1.1 Datenquellen und Datenbanken der Literaturrecherche

Für die Literaturrecherche wurde das Web of Science als Zitationsplattform mit den Schwerpunkten Naturwissenschaften, Gesellschaftswissenschaften und Lebenswissenschaften, Atmosphärenwissenschaften, Verfahrenstechniken genutzt. Im Suchmodus „advanced search“ durchsucht Web of Science wissenschaftliche Datenbanken gezielt nach Titel, Abstract und vom Autor vorgegebene Keywords nach einzelnen so genannten „topics“. Des Weiteren wurden mehrere Suchterme anhand Boolescher Operatoren verknüpft sowie die Suche auf Sprache des Dokuments (Englisch und Deutsch) und Publikationsjahr (1945-2021) eingeschränkt. Zum Vergleich verschiedener Suchstrategien wurden darüber hinaus Schnittmengen einzelner Suchstrategien abgefragt.

Neben der Recherche im Web of Science wurde die MEDLINE (Medical Literature Analysis and Retrieval System Online) Datenbank genutzt. MEDLINE ist eine umfassende Datenbank, welche internationale Literatur aus den Themengebieten Medizin, Psychologie und des öffentlichen Gesundheitswesens enthält. Aktuell können in der MEDLINE Datenbank mehr als 5'600 Fachzeitschriften systematisch durchsucht werden. Die Recherche in MEDLINE wurde über die Suchmaschine „PubMed“ durchgeführt, welche von der US National Library of Medicine zur Verfügung gestellt wird. Auch hier wurde mit Hilfe von vorher definierten Suchkriterien mittels Boolescher Operatoren gesucht.

Als dritte Datenquelle wurde die Datenbank „LUDOK - Dokumentationsstelle Luftverschmutzung und Gesundheit“ des Schweizer Tropen und Public Health Instituts (Swiss TPH) in Basel genutzt. Die LUDOK-Literaturdatenbank wird seit über 30 Jahren vom Swiss TPH im Auftrag des Schweizer Bundesamtes für Umwelt gepflegt und enthält Veröffentlichungen über epidemiologische und experimentelle Originalarbeiten zu den Auswirkungen der „klassischen“ Außenluftschadstoffe auf Menschen. Die Suchstrategie wurde in Anlehnung an die Recherche in MEDLINE durchgeführt.

Sämtliche Suchstrategien in den verschiedenen Datenbanken sind im Anhang (Tabelle 80 bis Tabelle 84) dargestellt.

2.1.2 Literaturrecherche zu stofflichen Emissionen bei Verbrennung von Stein- und Braunkohle

Um die stofflichen Emissionen, die durch Verbrennung von Steinkohle und Braunkohle entstehen, möglichst vollständig zu erfassen, wurden verschiedene Recherchestrategien im Hinblick auf geeignete Literatur angewandt. Erstens wurde eine systematische Suche mit Hilfe der Web of Science Plattform durchgeführt. Darüber hinaus wurde in der „grauen“ Literatur, z. B. auf Internetseiten von relevanten Institutionen, recherchiert.

Die Recherche umfasste ausschließlich die Schadstoffe, die bei der Verbrennung von Kohle zur Energiegewinnung freigesetzt werden. Die Stoffe, welche im Zusammenhang mit Abbau, Förderung, Vorbereitung (Trocknung, Zerkleinerung) und Entsorgung der End- und Nebenprodukte der Kohle emittiert werden sowie die Abgase der im Bereich der Kohlekraftwerke eingesetzten Kraftfahrzeuge wurden in diesem Vorhaben nicht berücksichtigt. Emissionen, welche im Kontext von Fernwärmeerzeugung mit Hilfe der Kohleverbrennung generiert werden, finden hier ebenfalls keine Berücksichtigung. Ebenso wurden keine Emissionen berücksichtigt, die beim häuslichen Heizen mit Kohle in Kleinfeuerungsanlagen entstehen.

2.1.2.1 Suchstrategien in wissenschaftlichen Datenbanken zu stofflichen Emissionen

Nach Erarbeitung einer initialen Suchstrategie wurden mehrere Varianten der verschiedenen Suchbegriffe bzw. Keyterms getestet (Anhang, Abschnitt 10.1). Diese bestanden aus den drei Keyterms „coal-burning OR coal-fired“, „power plant OR power station“ sowie „emission OR gas OR particle OR particulate OR air pollutant OR ash“. Als Varianten der Suchstrategie wurden beispielsweise die Suchbegriffe für Kohleverbrennung „coal-burning“ und „coal-fired“ durch den allgemeinen Begriff für Kohle „coal“ ersetzt bzw. um Begriffe wie „coal combustion“ und „lignite-fired“ erweitert. Des Weiteren wurden die Begriffe für „Kraftwerk“ variiert. In einer weiteren Variante wurden die Begriffe für „Kohleverbrennung“ und „Kraftwerk“ kombiniert.

Die initiale Suchstrategie ergab 2'081 Treffer, die Variante mit den kombinierten Suchbegriffen war mit 1'338 Treffern am spezifischsten. Die Differenz zwischen den Treffern wurde im Hinblick auf den Verlust von relevanten Studien hin untersucht, indem jeweils die ersten 50 Treffer gescreent wurden (Anhang). Dabei lag der hochgerechnete Verlust von relevanten Studien regelmäßig unter 5 %. Angesichts der weiterhin sehr hohen Trefferzahl wurde die Suche auf Übersichtsarbeiten zur Eingrenzung der Treffer beschränkt.

2.1.2.2 Übersichtsliteratur zu stofflichen Emissionen im Rahmen der Kohleverbrennung

Die Webseiten von einschlägigen Institutionen wurden nach Informationen über Emissionen von Kohlekraftwerken mittels Handrecherche durchsucht. Hierfür wurden die Webseiten von Institutionen wie der Weltgesundheitsorganisation (WHO), der internationalen Krebsforschungsagentur (International Agency for Research on Cancer (IARC)), der Europäischen Umweltagentur (European Environment Agency (EEA)), dem Umweltbundesamt (UBA), der US-amerikanischen Umweltschutzagentur (US Environmental Protection Agency (U.S. EPA)), dem Health Effects Institute (HEI) sowie der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (European Food Safety Authority (EFSA)) recherchiert. Darüber hinaus wurden über die Suchmaschinen „google“ und „google scholar“ weitere Webseiten mit so genannter „grauer“ Literatur identifiziert (Tabelle 6). Dazu wurden in die jeweiligen Suchfelder auf den Startseiten die Begriffe „Kohleverbrennung“, „Kohlekraftwerke“, „Luftverschmutzung Kohle“ u. ä. in Englisch und Deutsch eingegeben.

Die in Tabelle 6 gelisteten Veröffentlichungen wurden hinsichtlich der dort angegebenen stofflichen Emissionen durchsucht.

Tabelle 6: Übersichtsliteratur zu stofflichen Emissionen im Rahmen der Kohleverbrennung

Institution/ Autor	Jahr	Titel	Quelle
Environmental Health and Engineering, Inc.	2011	Emissions of Hazardous Air Pollutants from Coal-fired Power Plants	https://www.csu.edu/cerc/researchreports/documents/EmissionsOfHazardousAirPollutantsFromCoal-FiredPower-Plants2011.pdf
European Environment Agency (EEA)	2016	Plant-by-plant emissions of SO ₂ , NO _x and dust and energy input of large combustion plants covered by Directive 2001/80/EC	https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/plant-by-plant-emissions-of-so2-nox-and-dust-and-energy-input-of-large-combustion-plants-covered-by-directive-2001-80-ec-2
	2018	Mercury in Europe’s environment A priority for European and global action	https://www.eea.europa.eu/publications/mercury-in-europe-s-environment
Global 2000, Friends of the Earth Austria	2014	Auswirkungen der Kohleverbrennung in Österreich	https://www.global2000.at/sites/global/files/Auswirkungen%20von%20Kohle%20in%20%C3%96sterreich.pdf
Greenpeace e.V.	2013	Tod aus dem Schlot. Wie Kohlekraftwerke unsere Gesundheit ruinieren	https://www.greenpeace.de/publikationen/greenpeace-studie-tod-aus-dem-schlot-s01652.pdf
Health and Environment Alliance (HEAL) et al.	2016	1. Europe’s dark cloud	1. https://www.env-health.org/wp-content/uploads/2018/08/dark-cloud-full-report.pdf
	2016	2. Lifting Europe’s dark cloud	2. https://www.env-health.org/wp-content/uploads/2018/08/lifting-europe-s-dark-cloud.pdf
	2013	3. The unpaid health bill	3. http://www.env-health.org/IMG/pdf/heal_report_the_unpaid_health_bill_-_how_coal_power_plants_make_us_sick_finalpdf.pdf
Health Effects Institute, GBD MAPS ¹ Working Group	2016	Burdens of Disease Attributable to Coal-burning and Other Major Sources of Air Pollution in China	https://www.healtheffects.org/publication/burden-disease-attributable-coal-burning-and-other-air-pollution-sources-china
Umweltbundesamt (UBA)	2018	Emissionen von Wärmekraftwerken und anderen Verbrennungsanlagen (PRTR 2016)	https://www.umweltbundesamt.de/daten/energie/emissionen-von-waermekraftwerken-anderen#textpart-1
Umweltbundesamt	2018	1. Emissionen von Luftschadstoffen	https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen
		2. Luftschadstoffe im Überblick	https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschadstoffe-im-ueberblick

¹GBD MAPS: Global Burden of Disease – Major Air Pollution Sources

2.1.3 Literaturrecherche zu gesundheitlichen Effekten der stofflichen Emissionen

Die Emissionen von Kohlekraftwerken können unterschieden werden in Emissionen, die über den Luftweg als Immissionen auf die Bevölkerung einwirken und primär inhalativ aufgenommen werden. Diese werden im Folgenden als luftgetragene Schadstoffe oder Luftschadstoffe bezeichnet. Darüber hinaus werden Stoffe emittiert, die nach einer atmosphärischen Phase deponiert werden und über das Trinkwasser bzw. über die Nahrung und in geringem Maße auch über die Haut aufgenommen werden. Diese Schadstoffe werden im Weiteren als nicht-luftgetragene Schadstoffe bezeichnet.

Im weiteren Prozess wurden in einer weiteren Literaturrecherche die gesundheitlichen Wirkungen der identifizierten stofflichen Emissionen erfasst. Für luftgetragene Schadstoffe, deren Immissionen reguliert sind, wie z. B. Feinstaub (PM₁₀, PM_{2.5}), Stickstoffdioxid (NO₂), Schwefeldioxid (SO₂), oder für die es einen Zielwert gibt (Ozon, O₃), war eine Einschränkung auf Übersichtsarbeiten vorgesehen. Bei Ozon ist darüber hinaus zu beachten, dass Ozon nicht direkt von Kohlekraftwerken emittiert wird, sondern in atmosphärischen Prozessen aus Vorläufersubstanzen, die im Prozess der Kohleverbrennung emittiert werden, gebildet wird. Die aktuelle Literatur ist zum größten Teil in Übersichtsarbeiten der WHO, des UBA, des Committee for the Medical Effects of Air Pollution (COMEAP) der britischen Regierung, der U.S. EPA sowie in Publikationen im Kontext von Studien zur globalen Krankheitslast (Global Burden of Disease, GBD) zusammengefasst und bewertet und muss daher nicht erneut systematisch in Datenbanken recherchiert werden. Entscheidend für das Projekt ist die Ermittlung, welche Gesundheitseffekte von dem jeweiligen emittierten oder sekundär gebildeten Schadstoff in Deutschland bei den hier vorliegenden Konzentrationen ausgelöst werden und wie die jeweiligen Expositions-Wirkungsbeziehungen aussehen. Hierfür wurden die maßgeblichen relativen Risiken aus vorliegenden Expositions-Wirkungsfunktionen (EWF) extrahiert. Eine tabellarische Auflistung dieser Übersichtsarbeiten, die für das vorliegende Projekt genutzt wurden, findet sich in Tabelle 7.

Darüber hinaus wurde für Schwermetalle und radioaktive Metalle sowie für Schadstoffe, deren Immissionen keiner gesetzlichen Regulierung unterliegen und für die keine umfassenden Übersichtsarbeiten zu Gesundheitseffekten vorliegen, in einschlägigen Literatur-Plattformen (Web of Science, „MEDLINE“, LUDOK) recherchiert.

Tabelle 7: Übersichtsarbeiten nationaler und internationaler Organisationen mit aktuellen Daten zu EWF.

Institution / Autor, Veröffentlichungsjahr	Titel und Quelle	Inhalt
United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), 2019	<u>Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter.</u>	Umfassende Evidenzsynthese für Feinstaub
United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), 2013	<u>Integrated Science Assessment (ISA) for Ozone and Related Photochemical Oxidants (Final Report, Feb 2013).</u>	Umfassende Evidenzsynthese für Ozon und photochemische Oxidantien
Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP) Public Health England, 2018	<u>Nitrogen dioxide: effects on mortality.</u>	Zusammenhänge zwischen Langzeitbelastung gegenüber NO ₂ und Mortalität
United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), 2016	<u>Integrated Science Assessment (ISA) for Nitrogen Dioxide - Health Criteria.</u>	Evidenzsynthese für NO ₂ in Verbindung mit umfassenden Gesundheits-Endpunkten.
WHO, Regional Office for Europe, 2013	<u>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.</u>	Gesundheitsrisiken in Folge von Luftverschmutzung (“Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project”) - Empfehlungen für EWF für PM, O ₃ und NO ₂ .
WHO, Regional Office for Europe, 2013	<u>Review of evidence on health aspects of air pollution: REVIHAAP project: technical report.</u>	Übersichtsarbeit mit Evidenz zu Gesundheitsfolgen von Luftverschmutzung “Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project”
Umweltbundesamt, 2018	<u>Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffoxid-Exposition in Deutschland.</u>	Krankheitslastberechnung für NO ₂ in Deutschland, inklusive umfassender Literaturrecherche und Evidenzbewertung
Christopher J. L. Murray, Aleksandr Y. Aravkin, Peng Zheng et al. (GBD 2019 Risk Factors Collaborators), 2020	<u>Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019.</u> In The Lancet 396, p. 1223–1249	Synthese von Evidenz zur festgelegten Gesundheitsendpunkten, Angabe der EWF im Supplement
Jie Chen und Gerard Hoek, 2020	<u>Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis.</u> In Environment International 143, p. 105974.	Systematische Übersichtsarbeit und Metaanalyse für PM ₁₀ und PM _{2,5} beauftragt von WHO als Grundlage der WHO Luftqualitätsrichtlinien 2021

Institution / Autor, Veröffentlichungsjahr	Titel und Quelle	Inhalt
Peijue Huangfu und Richard Atkinson, 2020	<u>Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis.</u> In Environment International 144, p. 105998.	Systematische Übersichtsarbeit und Metaanalyse für NO ₂ beauftragt von WHO als Grundlage der WHO Luftqualitätsrichtlinien 2021
Bert Brunekreef, Maciej Strak, Jie Chen, Zorana J Andersen, Richard Atkinson, Mariska Bauwelincket al., 2021	<u>Mortality and Morbidity Effects of Long-Term Exposure to Low-Level PM_{2.5}, BC, NO₂ and O₃: An Analysis of European Cohorts in the ELAPSE Project: Effects of Low-Level Air Pollution.</u> In Health Effects Institute (HEI) Research Report 208.	EWF für PM _{2.5} , NO ₂ und Ozon unter Niedrigdosisbedingungen

2.2 Auswahl von Gesundheitsendpunkten, Expositions-Endpunkt-Paaren und Expositions-Wirkungsfunktionen

Eine belastbare Quantifizierung der Krankheitslast durch Schadstoffe aus Kraftwerksemissionen erfordert die Verfügbarkeit von epidemiologisch gesicherten Daten bzgl. gesundheitlicher Endpunkte und der Höhe der Assoziation mit dem jeweiligen Schadstoff. Zudem sind Kenntnisse über die Expositionsverteilung innerhalb der Bevölkerung bzw. bestimmter Bevölkerungsgruppen ein weiteres wichtiges Kriterium für den Einschluss von Studien zur Quantifizierung einer Schadstoff-bezogenen Krankheitslast. Für die meisten identifizierten luftgetragenen Schadstoffe und mehrere bevölkerungsrelevante gesundheitliche Endpunkte sind diese Voraussetzungen gegeben. Die Kriterien für die Aufnahme von einzelnen Expositions-Endpunkt-Paaren in die vorliegende Krankheitslastberechnung sind unten dargestellt.

Im Fall der betrachteten Schwermetalle und radioaktiven Stoffe wurden anhand der verfügbaren Literatur zunächst die unterschiedlichen Transmissionswege herausgestellt und beschrieben, und es wurde anschließend geprüft, ob die jeweilige Exposition in der Bevölkerung anhand von Umweltmessdaten überhaupt sinnvoll abgeschätzt werden kann.

Zur Beschreibung gesundheitlicher Endpunkte im Zusammenhang mit Schwermetallexpositionen und Belastungen durch radioaktive Metalle wurden keine arbeitsplatzbedingten oder aus Vergiftungsereignissen resultierenden Hochexpositionseffekte berücksichtigt, da im Zusammenhang mit Kraftwerksemissionen für die Allgemeinbevölkerung in Deutschland eine chronische Exposition lediglich im niedrigen Dosisbereich angenommen werden kann. Für die Recherche von Gesundheitseffekten und Expositions-Wirkungs-Zusammenhängen von Emissionen aus der Kohleverbrennung wurden daher nur Langzeiteffekte berücksichtigt. Kurzzeiteffekte durch eine Exposition gegenüber Schwermetallen und radioaktiven Stoffen wurden nicht berücksichtigt, da im Zusammenhang mit Kraftwerksemissionen in der Allgemeinbevölkerung nicht mit gesundheitlich relevanten kurzfristigen Expositionen gerechnet wird.

2.2.1 Kriterien zur Auswahl der Expositions-Endpunkt-Paare

Für die Modellierung der Krankheitslast in Deutschland durch Emissionen von europäischen Kohlekraftwerken wurden spezifische Expositions-Endpunkt-Paare ausgewählt, für die (1) mittels der Ausbreitungsmodellierungen ausreichende Daten zur Erfassung der Langzeitexposition der Bevölkerung ermittelt werden können, (2) eine nach dem aktuellen wissenschaftlichen Stand belegte Evidenz für

einen Zusammenhang zwischen Exposition und Endpunkt besteht, (3) die eine vermutete Relevanz für das Krankheitsgeschehen in der Bevölkerung haben und (4) für die geeignete Daten zur Morbidität und Mortalität in der Bevölkerung für die Berechnung von Krankheitslasten zur Verfügung stehen.

2.2.1.1 Luftgetragene Schadstoffe

Für die Beurteilung der Relevanz einzelner Expositions-Endpunkt-Paare für das Krankheitsgeschehen in der Bevölkerung ist zunächst wichtig, wie häufig eine Erkrankung in der Bevölkerung ist (Prävalenzen und Inzidenzen der Erkrankung), wie stark der Zusammenhang zwischen der Exposition und der Erkrankung ist (Expositions-Wirkungsfunktionen, EWF) und wie stark die Evidenz für eine kausale Beziehung ist (Evidenzgrad). Es ist daher wichtig, solche Expositions-Endpunkt-Paare zu identifizieren, die sowohl eine häufige Erkrankung beinhalten, und für die EWF mit belastbarer Evidenz für eine kausale Beziehung vorliegen. Darüber hinaus ist es für nationale und internationale Vergleiche von Krankheitslastberechnungen wünschenswert, sich in der Methodik und speziell hier bei der Auswahl von Expositions-Endpunkt-Paaren möglichst nahe an bereits bestehenden Verfahren zur Krankheitslastberechnung zu orientieren. Nach Sichtung der umfangreichen Literatur wurde im Rahmen dieses Projekts daher entschieden, bei der Auswahl der relevanten Expositions-Endpunkt-Paare für Feinstaub die Methodik des Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME), welches die Global Burden of Disease-Studien durchführt (GBD, 2020), zu übernehmen. Für NO₂ werden bisher in den GBD Studien keine Krankheitslastberechnungen durchgeführt. Es wurde deshalb entschieden, bei der Auswahl der relevanten Expositions-Endpunkt-Paare für NO₂ die Erkenntnisse aus der Krankheitslastberechnung des UBA (Umweltbundesamt, 2018) zu übernehmen. Darüber hinaus werden Expositions-Endpunkt-Paare berücksichtigt, für die nach Angaben der Übersichtsarbeit der WHO (Huangfu and Atkinson, 2020) eine starke Evidenz besteht. Für Ozon wurden keine Krankheitslastberechnungen durchgeführt, da der mit hoher Evidenz gesicherte Zusammenhang zwischen Ozon und COPD Mortalität nur für die Ozon-Konzentration im Sommer („warm season ozone“ oder „peak season ozone“) besteht (GBD, 2020). Die Daten für die COPD Mortalität lagen jedoch nicht jahreszeitlich aufgelöst vor (Gesundheitsberichterstattung des Bundes).

Für die vom IHME und vom UBA identifizierten Expositions-Endpunkt-Paare liegen bereits umfassenden Übersichtsarbeiten zu der Stärke des Zusammenhangs durch systematische Auswertung der Primärliteratur vor. Die in diesen Übersichtsarbeiten abgeleiteten Einschätzungen des Evidenzgrades für jedes Expositions-Endpunkt-Paar wurden in den hier vorliegenden Krankheitslastberechnungen verwendet (GBD, 2020, Umweltbundesamt, 2018).

2.2.1.2 Ableitung des Evidenzgrades für Expositions-Endpunkt-Paare durch das IHME

Das IHME, welches regelmäßig Studien zur GBD (GBD, 2020) durchführt und die aktuelle Environmental Burden of Disease-Studie zur Krankheitslast durch Luftverschmutzung publiziert (Cohen et al., 2017), wählt die Expositions-Endpunkt-Paare nach folgendem Schema aus: Zunächst werden potentielle Risikofaktoren identifiziert - in der aktuellen Studie war dies PM_{2.5} als für dieses Vorhaben relevanter Luftschadstoff (Cohen et al., 2017). Im zweiten Schritt werden aus systematischen Reviews von epidemiologischen Studien Daten zu Gesundheitseffekten für die jeweiligen Expositionen/Risikofaktoren zusammengeführt. Die analysierten Risikofaktoren müssen dabei den folgenden vier Einschlusskriterien entsprechen (Institute for Health Metrics and Evaluation, 2013):

- ▶ Die wahrscheinliche Relevanz des Risikofaktors für Entscheidungsträger oder für die Berechnung der Krankheitslast.
- ▶ Ausreichende Verfügbarkeit von Daten zur Schätzung der Exposition gegenüber einem spezifischen Risikofaktor.
- ▶ Belastbare wissenschaftliche Evidenz im Hinblick auf die kausale Wirkungsbeziehung zwischen Risikofaktor und Erkrankung.

- ▶ Wissenschaftliche Ergebnisse zu den Effekten der Risikofaktoren, welche für die Allgemeinbevölkerung von Bedeutung sind.

In der Studie zur Quantifizierung der globalen Krankheitslast (GBD, 2020) wurden Expositions-Endpunkt Paare mit „überzeugender“ oder „wahrscheinlicher“ Evidenz für einen kausalen Zusammenhang gemäß den Kriterien des „World Cancer Research Fund“ (WCRF) berücksichtigt. Demnach entspricht überzeugende Evidenz dem Vorhandensein biologisch plausibler Zusammenhänge zwischen Exposition und Erkrankung und zusätzlichen Erkenntnissen zahlreicher epidemiologischer Studien in unterschiedlichen Bevölkerungsgruppen. Die Evidenz-bildenden Studien müssen substantiell sein und prospektive Beobachtungsstudien beinhalten. „Wahrscheinliche“ Evidenz beruht ebenfalls auf epidemiologischen Studien mit konsistenten Zusammenhängen zwischen Exposition und Erkrankung, jedoch mit Defiziten z. B. im Hinblick auf die Anzahl an Beobachtungsstudien. Im Detail beruht die Evidenzbewertung des WCRF auf folgenden vier Bewertungsstufen (GBD, 2020)

- ▶ Überzeugende („convincing“) Evidenz:
Die Evidenz basiert auf epidemiologischen Studien mit konsistenten Assoziationen zwischen Exposition und Erkrankung, mit geringen Hinweisen auf nicht existente Zusammenhänge. Die verfügbare Evidenz basiert auf einer substantiellen Anzahl an Studien einschließlich prospektiver Kohortenstudien sowie, wenn möglich, randomisierten kontrollierten klinischen Studien ausreichender Größe, Dauer und Qualität mit konsistenten Effekten. Die Assoziation sollte biologisch plausibel sein.
- ▶ Wahrscheinliche („probable“) Evidenz:
Die Evidenz basiert auf epidemiologischen Studien mit vornehmlich konsistenten Zusammenhängen zwischen Exposition und Erkrankung. Es bestehen jedoch Defizite bezüglich der verfügbaren Evidenz oder Hinweise auf nicht existente Zusammenhänge („some evidence to the contrary“), welche eine definitive Bewertung verhindern. Evidenz-bezogene Defizite können beispielsweise auf nicht angemessener Stichprobengröße oder einer unvollständigen Nacherhebung beruhen. Experimentelle Evidenz ist zumeist unterstützend. Die Assoziation sollte zudem biologisch plausibel sein.
- ▶ Mögliche („possible“) Evidenz:
Die Evidenz basiert hauptsächlich auf Ergebnissen aus Fall-Kontroll- und Querschnittsstudien. Eine hinreichende Anzahl randomisierter klinischer Studien, Beobachtungsstudien oder nicht-randomisierter kontrollierter klinischer Studien ist nicht verfügbar. Evidenz basierend auf nicht-epidemiologischen Studien, wie klinische oder experimentelle Untersuchungen, ist unterstützend vorhanden. Weitere Studien sind nötig, um die vermuteten Assoziationen zu stützen, welche biologisch plausibel sein sollten.
- ▶ Unzureichende („insufficient“) Evidenz:
Die Evidenz basiert auf einer geringen Anzahl von Studien mit vermuteten („suggestive“), jedoch unzureichend belegten Assoziationen zwischen Exposition und Erkrankung. Aus randomisierten kontrollierten Studien ist geringe oder keine Evidenz verfügbar. Es besteht Bedarf an weiteren hochwertig gestalteten Forschungsarbeiten, um die vermuteten Assoziationen zu stützen.

2.2.1.3 Ableitung des Evidenzgrades für NO₂-Endpunkte-Paare

Die vom UBA angewandten Evidenz-Kriterien basieren auf einem für einen WHO-Bericht entwickelten Vorgehensmodell (WHO, 2004). Die Evidenzbewertung richtet sich dabei nach der Anzahl der prospektiven Studien, welche die Evidenz für einen Zusammenhang zeigen, nach der Anzahl der Studien, die Evidenz für einen Zusammenhang in die gegensätzliche Richtung zeigen, nach dem Vorhandensein einer Expositions-Wirkungsbeziehung sowie dem Vorhandensein einer biologischen Plausibilität (Umweltbundesamt, 2018).

Die Evidenz wird hierbei in die folgenden Grade aufgeteilt:

- ▶ **Starke Evidenz:**
Es liegt eine ausreichend große Anzahl von Studien vor, die eine konsistente Verbindung zwischen NO₂ und dem Endpunkt aufzeigen. „Ausreichend“ kann je nach Endpunkt unterschiedlich definiert sein. Der Zusammenhang zwischen NO₂ und Endpunkt ist bestätigt, d. h. mehrere Studien kommen zu einem vergleichbaren Ergebnis, und es liegen keine Studien vor, die dem Zusammenhang widersprechen (Nullergebnisse sind kein Widerspruch). Der Zusammenhang wurde in verschiedenen Populationen mit variierenden Studienmethoden nachgewiesen.
- ▶ **Moderate Evidenz:**
Die Ergebnisse einer relativ geringen Anzahl von Studien deuten auf eine Verbindung zwischen NO₂ und Endpunkt hin. Folgende Kriterien führen zu einer Einstufung mit moderater Evidenz:
 - Endpunkte, die bislang weniger ausführlich erforscht sind.
 - Für einzelne Alters- und Geschlechtsgruppen besteht starke Evidenz für den Zusammenhang zwischen der NO₂ und Endpunkt, jedoch nicht für die gesamte Studienpopulation.
 - Es besteht ausschließlich moderate Evidenz für den Zusammenhang zwischen NO₂ und Endpunkt. Für keine Untergruppe konnte eine starke Evidenz aufgezeigt werden.
 - Es besteht eine starke Evidenz für den Zusammenhang zwischen NO₂ und Endpunkt. Allerdings wurden weder verschiedene Populationen untersucht noch variierende Studienmethoden verwendet.
- ▶ **Schwache / Unzureichende Evidenz:**
Es liegen Studien vor, die dem vermuteten Zusammenhang widersprechen. Es liegt eine unzureichende Anzahl von Studien vor, die auf eine Verbindung zwischen NO₂ und Endpunkt hinweisen.“

Die auf diese Weise festgelegten Expositions-Endpunkt-Paare mit starker Evidenz wurden in der Hauptanalyse genutzt, ergänzt durch Expositions-Endpunkt-Paare, die in der Übersichtsarbeit für die WHO Luftqualitätsrichtlinien eine hohe Evidenz gezeigt haben (Huangfu and Atkinson, 2020). Durch dieses Vorgehen wird eine größtmögliche Vergleichbarkeit mit anderen (nationalen und internationalen) Studien erzielt. Als Sensitivitätsanalyse wurden darüber hinaus Expositions-Endpunkte-Paare mit moderater Evidenz und als umfassender Indikator für die Gesundheit auch die natürliche Mortalität untersucht. Diese Sensitivitätsanalyse erfolgt für die Expositions-Endpunkt-Paare Feinstaub (PM_{2,5}) und natürliche Mortalität sowie NO₂ und natürliche Mortalität, für welche ebenfalls starke Evidenz für Zusammenhänge vorliegt (Chen and Hoek, 2020; Huangfu and Atkinson, 2020).

2.2.1.4 Nicht-luftgetragene Schadstoffe

Für die nicht-luftgetragenen Schadstoffe wurden keine spezifischen Expositions-Endpunkt-Paare festgelegt und deren Zusammenhang quantifiziert, da eine Erfassung der bevölkerungsbezogenen Exposition im Rahmen dieses Projektes nicht möglich war.

2.2.2 Quantifizierung der Stärke von Expositions-Endpunkt-Beziehungen

Die Quantifizierung der Stärke des Zusammenhangs zwischen den Luftschadstoffen und den damit assoziierten Gesundheitsauswirkungen (die oben eingeführten Expositions-Wirkungsfunktionen, EWF) sind Basis für die Berechnung der Krankheitslast. Voraussetzung für die Entwicklung von EWF sind möglichst aktuelle Ergebnisse aus Übersichtsarbeiten und/ oder Meta-Analysen zu den Auswirkungen der jeweiligen Schadstoffexpositionen auf die zu untersuchenden Endpunkte (Héroux et al., 2015). Ein Überblick über vorhandene Sekundärliteratur mit EWF für verschiedene Expositions-Endpunkt-Beziehungen, herausgegeben von nationalen bzw. internationalen Organisationen, findet sich in Tabelle 7. Hierbei handelt es sich um Evidenzsynthesen - teilweise mit aktuellen EWF – aus Übersichtsarbeiten der amerikanischen Umweltbehörde (United States Environmental Protection Agency, U.S. EPA) zu PM

und NO₂, des britischen Komitees zu Gesundheitseffekten von Luftschadstoffen (Committee on the Medical Effects of Air Pollutants, COMEAP) sowie aus Berichten im Rahmen der WHO-Projekte „Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project“ und „Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project“ (WHO, 2013a, 2013b) sowie der Übersichtsarbeit und Krankheitslastberechnung des UBA für NO₂ (UBA, 2018). Ebenfalls zu nennen ist die Global Burden of Disease-Studie des IHME, welche regelmäßig die Krankheitslast durch verschiedene Risikofaktoren berechnet und vergleicht (GBD, 2020). Die Berechnungen für die Krankheitslast durch den Luftschadstoff PM_{2.5} basieren auf der sogenannten „Integrated Exposure Response“ (IER) Funktion (Burnett et al., 2014), einer global anwendbaren EWF.

Nach Sichtung der Literatur wurde für das vorliegende Projekt entschieden, die EWF aus den Publikationen des IHME und des UBA zu übernehmen. Hierdurch wird eine größtmögliche Vergleichbarkeit mit anderen nationalen und internationalen Studien erzielt. Darüber hinaus handelt es sich bei den dort genutzten EWF um konsentrierte und auf der wissenschaftlichen Primärliteratur basierenden Metaanalysen.

Die aus diesen vorliegenden Evidenzsynthesen entnommenen EWF wurden in Sensitivitätsanalysen ergänzt um EWF, welche aus aktuellen Publikationen (= Stichtag für Einschluss 31.10.2021) entnommen werden können. Der Hintergrund für dieses Vorgehen ist die Publikation von Übersichtsarbeiten der WHO im Rahmen der aktuellen Überarbeitung der Luftqualitätsrichtlinien im Frühjahr 2020 sowie die Publikationen aus dem Forschungsprogramm des Health Effects Institute (Brunekreef, 2021, HEI, 2014), in dem speziell Studien zu Gesundheitseffekten bei niedrigen Belastungen unterhalb heute gültiger Grenz- und Richtwerte untersucht werden. Damit sind diese Studien und die dort ermittelten EWF besser mit der heutigen Situation in Deutschland vergleichbar als die teilweise älteren und bei höheren Expositionen geschätzten EWF, die in die Ableitung der IER eingegangen sind.

2.2.3 EWF aus Mehrschadstoffmodellen

Die vorliegenden Schätzer aus der GBD-Studie des IHME (GBD, 2020) sowie aus der Übersichtsarbeit des UBA (UBA, 2018) beruhen auf Einzelstudien, die überwiegend nicht für das gleichzeitige Auftreten von begleitenden Schadstoffen kontrolliert haben. So sind z. B. die Schätzer für PM_{2.5} nicht für die Wirkung von NO₂ adjustiert und die Schätzer von NO₂ nicht für die Wirkung von PM_{2.5}. Damit lassen sich die Wirkungen und damit auch die Krankheitslast nicht eindeutig auf den betrachteten Schadstoff zurückführen. In dem Maße, wie zwei gleichzeitig auftretende Schadstoffe korrelieren, können sich die geschätzten Wirkungen überlappen. Die errechneten Krankheitslasten für mehrere Schadstoffe lassen sich daher nicht einfach aufaddieren, ohne eine Überschätzung der Krankheitslast zu verursachen. Eine gemeinsame, umfassende Kennzahl für die Krankheitslast kann daher nicht angegeben werden. Dieses Problem ist speziell bei der Krankheitslastberechnung durch die Emissionen der Kohleverbrennung relevant, da bei der Kohleverbrennung mehrere Schadstoffe mit sich überlappenden Wirkungen (hier vor allem wichtig PM_{2.5} und NO₂) emittiert werden.

Um die unabhängigen Wirkungen der einzelnen Schadstoffe erfassen zu können und darüber hinaus eine über mehrere Schadstoffe integrierte Kennzahl für die Krankheitslast durch Kohleverbrennung in Deutschland ermitteln zu können, können adjustierte Schätzer aus Mehrschadstoffmodellen verwendet werden. Historisch begründet liefern nur wenige epidemiologische Studien systematisch solche Mehrschadstoffmodelle. Dies ist unter anderem methodisch bedingt, da in vielen Studien nur ein Luftschadstoff als Indikator für die Luftqualität insgesamt analysiert wurde oder bei Vorliegen von mehreren Luftschadstoffen keine Mehrschadstoffmodellierungen durchgeführt wurden. Um diese Lücke zu schließen, werden in dem zurzeit durchgeführten Forschungsprogramm des Health Effects Institute, Boston, USA, zu Gesundheitseffekten von Luftschadstoffen bei Konzentrationen unterhalb heute gültiger Grenz- und Richtwerte auch routinemäßig Mehrschadstoffmodelle kalkuliert (HEI, 2014).

Folgendes Vorgehen wurde daher für dieses Projekt ausgewählt:

- a) Die Hauptanalysen wurden mit den Schätzern aus Einschadstoffmodellen des IHME (PM_{2.5} und O₃) und des UBA (NO₂) durchgeführt (GBD, 2020, UBA, 2018). Endpunkte, die seit dem Erscheinen des UBA-Berichtes neu mit „starker Evidenz“ bewertet wurden, wurden hinzugefügt. Maßgeblich hierfür war die Übersichtsarbeit zu Langzeiteffekten von NO₂ im Auftrag der WHO (Huang and Atkinson, 2020). Eine Addition der Krankheitslasten aus diesen Hauptanalysen ist nicht zulässig und kann zu einer Überschätzung um bis zu 33 % der Krankheitslast führen (EEA Air Quality Report, 2017).
- b) In Sensitivitätsanalysen für die Analyse der natürlichen Mortalität wurden Einschadstoffmodelle für PM_{2.5} genutzt. Für diese Berechnungen wurden die Schätzer der ELAPSE (Effects of Low Level of Air Pollution – a Study in Europe) -Studie (Brunekreef et al., 2021) aus dem HEI Low Exposure Programm (HEI, 2014) genutzt.
- c) In weiteren Sensitivitätsanalysen wurden Schätzer aus Mehrschadstoffmodellen für PM_{2.5} und NO₂ aus der ELAPSE-Studie (Brunekreef et al., 2021) des HEI Low Exposure Programms (HEI, 2014) genutzt. Die Krankheitslasten aus diesen Berechnungen können bei entsprechender Adjustierung zu einer Gesamtlast aufaddiert werden. Dafür werden zur Berechnung der Gesamtkrankheitslast die nicht adjustierten PM_{2.5} Schätzer und die für PM_{2.5} adjustierten NO₂ Schätzer genutzt.

Durch dieses Vorgehen wird einerseits eine größtmögliche Vergleichbarkeit mit bereits bestehenden Krankheitslastberechnungen erzielt. Diese ist deshalb von großer Bedeutung, weil die Krankheitslastberechnungen nur in Verbindung mit anderen Krankheitslasten (z. B. im Zeitverlauf, im Vergleich zur Krankheitslast anderer Risikofaktoren, etc.) aussagekräftig sind. Andererseits wird durch die Sensitivitätsanalysen in c) eine Darstellung der unabhängigen Effekte einzelner Schadstoffe und eine Addition zu einer Gesamtkrankheitslast ermöglicht.

2.3 Recherche der Gesundheitsdaten und Disability Weights

2.3.1 Gesundheitsdaten

Zur Berechnung der Schadstoff-assoziierten Krankheitslast werden zum einen epidemiologische Daten zur Prävalenz von relevanten Gesundheitsendpunkten als Eingangsdaten benötigt. Zur Einschätzung der Krankheitsprävalenzen wurden repräsentative Erhebungen und (nationale) Surveys gesichtet sowie Krebsregisterdaten herangezogen.

Zum anderen fließen in die Krankheitslastberechnungen Daten zur Mortalität ein. Die jährlichen Sterbefälle können in der vom Bund (Gesundheitsberichterstattung des Bundes, GBE) veröffentlichten Todesursachenstatistik abgerufen werden. Darin werden die Sterbefälle stratifiziert nach Geschlecht und Alter und spezifiziert nach ICD-10-Kodierung erfasst (<https://www.icd-code.de/>).

Die für Deutschland ermittelte, aktuelle Lebenserwartung wurde den vom Statistischen Bundesamt veröffentlichten Daten zur Lebenserwartung der Bevölkerung im Jahr 2015/17 entnommen (<https://www.gbe-bund.de/>). Entsprechend dem ausgewählten Basisjahr 2015 (Abschnitt 4.1.6) wurden im Projekt auch die Bevölkerungszahlen in Deutschland aus dem Zensus für das Jahr 2011 zugrunde gelegt.

2.3.2 Gesundheitlicher Gewichtungsfaktor Disability Weight

Der in die Berechnung der Kennzahl YLD einfließende Gewichtungsfaktor (DW, engl. disability weight), dient zur Einstufung des Schweregrades einer Erkrankung bzw. eines Erkrankungszustands (Tobollik et al., 2016). Dafür wird eine Bewertung des Schweregrades anhand einer Skala von 0 (perfekte Gesundheit) bis 1 (ein mit dem Tod gleichzusetzender Zustand) vorgenommen (Prüss-Üstün et al., 2003). Die wissenschaftliche Herleitung von DWs erfolgt an ausgewählten Studienpopulationen mittels eines standardisierten Verfahrens (Tobollik et al., 2016).

Um ein einheitliches Vorgehen bei der Auswahl der DWs zu gewährleisten, wurden als Quelle der DWs für die vorliegende Studie die Daten des Institute for Health Metrics and Evaluation zur Global Burden of Disease (GBD) 2015 zugrunde gelegt. Das IHME ermittelt für zahlreiche gesundheitliche Endpunkte die jährlichen, endpunktspezifischen Prävalenzen und Todesfälle und bestimmt die DALYs bzw. YLD und YLL (<http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>).

Auf Basis der vom IHME im Rahmen der GBD für Deutschland veröffentlichten Daten für Prävalenz und YLD konnten die DWs für die hier betrachteten Gesundheitsendpunkte mit der Formel **DW = YLD/Jahresprävalenz** berechnet werden. Diese im Rahmen der GBD ermittelten DWs für Deutschland sind bereits an die Verteilung der prävalenten Schweregrade angepasst und für Komorbiditäten adjustiert.

2.4 Methode zur Schätzung der umweltbedingten Krankheitslast (Environmental Burden of Disease-Methode)

Das Burden of Disease (BoD)-Konzept ermöglicht es, Sterbefälle und den Verlust von Gesundheit aufgrund von Krankheiten und Verletzungen auf Bevölkerungsebene zu schätzen und zudem den Anteil zu bestimmen, der auf einzelne Risikofaktoren zurückgeführt werden kann. Diese quantitative Beschreibung der Krankheitslast wird anhand eines ermittelten Summenmaßes für verlorene gesunde Lebensjahre, den Disability-Adjusted Life Years (DALYs), abgebildet.

Die Anwendung des EBD-Konzepts erfolgt nach einer systematischen Vorgehensweise. Je nach Format und Verfügbarkeit der benötigten Daten müssen diese für die Berechnungen entsprechend angepasst werden.

2.4.1 Disability-Adjusted Life Years (DALYs)

DALYs verbinden Mortalitäts- und Morbiditätseffekte in einer Kennzahl. Mithilfe von DALYs kann die Krankheitslast infolge unterschiedlicher Erkrankungen und Risikofaktoren erfasst werden und sowohl untereinander als auch in verschiedenen Ländern und über die Zeit hin miteinander verglichen werden. DALYs tragen dazu bei, die gesundheitlichen Auswirkungen, die bspw. von umweltbedingten Risikofaktoren wie Schadstoffemissionen ausgehen, quantifizierbar zu machen und mit anderen Risikofaktoren vergleichen zu können.

Die für die Quantifizierung der umweltbedingten Krankheitslast notwendigen DALYs ergeben sich, gemäß dem BoD-Konzept, aus der Summe von verlorenen Lebensjahren (Years of Life Lost due to Mortality, YLL) und den durch das Leben mit der Erkrankung verlorenen Lebensjahren (Years Lived with Disability, YLD):

$$\text{DALY} = \text{YLL} + \text{YLD}$$

YLL stellen die Mortalitätskomponente (durch Versterben gemäß Statistik verlorene Lebensjahre) der DALYs dar. Zur Ermittlung der YLL wird im vorliegenden Ansatz zunächst die durchschnittliche altersgruppenspezifische statistische Lebenserwartung der Bevölkerung in Deutschland im Jahr 2015 als Referenz festgelegt. Die Berechnung der YLL erfolgt, indem die Restlebenserwartung zum Zeitpunkt des Todes mit der Anzahl der verstorbenen Personen in diesem Alter multipliziert wird.

$$\text{YLL} = \text{Mortalität} * \text{altersspezifische Lebenserwartung zum Zeitpunkt des Todes der Bevölkerung in Deutschland (in Jahren)}$$

Diese Berechnungen werden jeweils für alle betrachteten gesundheitlichen Endpunkte durchgeführt.

Die YLD bezeichnen die Lebensjahre, die mit eingeschränkter Gesundheit verbracht werden. Diese stellen die Morbiditätskomponente (durch Erkrankung verlorene gesunde Lebensjahre) der DALYs dar. Zur

Berechnung der YLD werden die Erkrankungsfälle mit einem Gewichtungsfaktor für den Schweregrad dieser Erkrankung (Disability Weight) multipliziert (WHO 2018b; Prüss-Üstün et al. 2003):

$$\text{YLD} = \text{Prävalenz} * \text{Disability Weight}$$

Angelehnt an die Empfehlungen aus dem Forschungsprojekt „EBDreview“ (Srebotnjak und Porsch 2015) erfolgte bei der Berechnung der DALYs keine Gewichtung verlorener Lebensjahre in Abhängigkeit vom Alter, zudem wurde auf eine Diskontierung von in Zukunft verlorenen Lebensjahren verzichtet.

Die Berechnung der DALYs erfolgt entsprechend der Environmental Burden of Disease (EBD)-Methode, bei der ein Verlust gesunder Lebensjahre aufgrund einer Exposition gegenüber einem bestimmten Umweltstressor quantifiziert wird (Prüss-Üstün et al. 2003).

2.4.2 Population Attributable Fraction (PAF) – Quantifizierung der Krankheitslast durch Kohlekraftwerksemissionen

Neben den DALYs, die zunächst für entsprechende gesundheitliche Endpunkte berechnet werden, bildet die sogenannte Population Attributable Fraction (PAF) den zweiten Parameter zur EBD-Berechnung. Die PAF bestimmt den Anteil der Krankheitslast, der auf einen Risikofaktor zurückzuführen ist.

Im Vorhaben wird der Anteil der Krankheitslast bzw. dessen Reduktion (Gesundheitsgewinn) in der Bevölkerung ermittelt, der durch die Expositionsminde rung infolge der Abschaltung von Kohlekraftwerken erreicht wird. Dabei wird die Expositionsminde rung als **Expositionskategorie Delta (Δ)** betrachtet, die sich aus der Differenz zwischen der Exposition bei Betrieb der Kohlekraftwerke und nach Abschaltung der Anlagen ergibt.

Für die betroffene Bevölkerung wird das Relative Risiko bzw. die Risikominderung RR_{Δ_i} zu erkranken bzw. zu versterben betrachtet, die aus der Reduktion entsprechend Expositionskategorie Δ_i resultiert.

Für die Ermittlung des RR_{Δ_i} wird die Annahme zugrunde gelegt, dass das Risiko zu erkranken bzw. zu versterben in einem linearen Zusammenhang mit der Expositionsänderung steht und durch eine lineare Expositions-Wirkungsfunktion (**β Schätzer der Expositions-Wirkungsfunktion**) abgebildet wird. In die Berechnung des PAF fließt neben der Risikominderung in der **Expositionskategorie Δ_i** die absolute **Bevölkerungszahl p_i** ein, die von der jeweiligen Kategorie der Schadstoffminderung betroffen ist:

$$PAF = \sum_i p_i e^{-\beta \Delta_i}$$

2.4.3 Ermittlung der reduzierten Krankheitslast bzw. des Gesundheitsgewinns

Als Ergebnis der vorliegenden EBD-Studie wurde die endpunktspezifische attributable Krankheitslast bzw. der Gesundheitsgewinn durch Multiplikation der PAF mit den Krankheitslastkennzahlen bzw. der Gesamtkrankheitslast geschätzt. Das bedeutet, es wurden soweit möglich die YLL, YLD und DALYs ermittelt, die sich bei Abschaltung der Kohlekraftwerke durch die Expositionsminde rung mit einem Schadstoff ergeben hätten (Prüss-Üstün et al. 2003).

2.4.4 Szenarien

Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurde die Krankheitslast berechnet, die durch eine Reduktion der $PM_{2.5}$ - und NO_2 -Exposition bei einer Abschaltung der KKW in Deutschland in verschiedenen Szenarien vermindert worden wäre. Das Basisszenario 2015 zeigt dabei die geschätzten Krankheitslasten, die bei Abschaltung aller aktiven Kohlekraftwerke Deutschlands im Jahr 2015 hätten verhindert werden können. In weiteren Szenarien wurden die Effekte der Expositionsveränderung von NO_2 und $PM_{2.5}$

in verschiedenen Abschalt- und retrospektiven Szenarien auf die Krankheitslast ermittelt und dem Basisszenario 2015 gegenübergestellt (Abschnitt 4.3).

In zwei der Modellszenarien erfolgte eine differenzierte Berechnung der jeweiligen Beiträge der aktiven Braun- bzw. Steinkohlekraftwerke an der Krankheitslast in 2015 (Abbildung 19). Außerdem wurde mittels einer retrospektiven Modellierung der Exposition gezeigt, welche Krankheitslasten durch Emissionen aus Kohlekraftwerken zu erwarten gewesen wären, wenn im Jahr 2015 noch die Expositionsverteilung der Jahre 1995 (Retro1995) bzw. 2005 (Retro2005) aufgetreten wäre.

Zudem wurden in einem ersten Ansatz die Effekte von grenzüberschreitenden Emissionen auf die Krankheitslast ermittelt. Dafür wurde ein Szenario für 2015 entwickelt, in dem die Effekte einer Abschaltung der europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands auf die Krankheitslast in Deutschland geschätzt wurden.

2.4.5 Sensitivitätsanalysen

In allen Szenarien wurde die Krankheitslast für gesundheitliche Endpunkte mit starker Evidenz für einen Zusammenhang mit einer Exposition von NO₂ bzw. PM_{2.5} ermittelt.

In zusätzlichen Sensitivitätsanalysen wurde zudem die Krankheitslast für Gesundheitsendpunkte im Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition geschätzt, für die nach der aktuellen Studienlage nur eine moderate Evidenz besteht. Somit kann die damit im Zusammenhang stehende Krankheitslast dem Schadstoff nicht mit hoher Sicherheit zugewiesen werden.

Die bei der Kohleverbrennung emittierten Schadstoffe NO₂ und PM_{2.5} können unterschiedliche Gesundheitseffekte auslösen, teilweise kann ihre Wirkung aber auch für die gleichen gesundheitlichen Outcomes verantwortlich sein. Die in den Analysen eingesetzten Effektschätzer für die betrachteten Expositions-Endpunkt-Paare wurden im Allgemeinen nicht für das gleichzeitige Auftreten von begleitenden Schadstoffen kontrolliert und können daher nur die unabhängigen Wirkungen der einzelnen Schadstoffe aufzeigen. Da in den zugrunde liegenden Modellen nicht bekannt ist, inwieweit die geschätzten Wirkungen überlappen, lassen sich die errechneten Krankheitslasten für NO₂ und PM_{2.5} nicht aufaddieren, ohne eine Überschätzung der resultierenden gesamten Krankheitslast zu verursachen.

Für NO₂ bzw. PM_{2.5} und die Mortalität sind neben den jeweiligen Einschadstoffmodellen mittlerweile auch Mehrschadstoffmodelle entwickelt worden, aus denen für NO₂ und PM_{2.5} adjustierte EWF-Schätzer abgeleitet wurden. Damit konnten in der vorliegenden Studie im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse additive Mortalitätskennzahlen für den Zusammenhang des Endpunkts Mortalität mit NO₂ und PM_{2.5} ermittelt werden (Abschnitt 2.2.3).

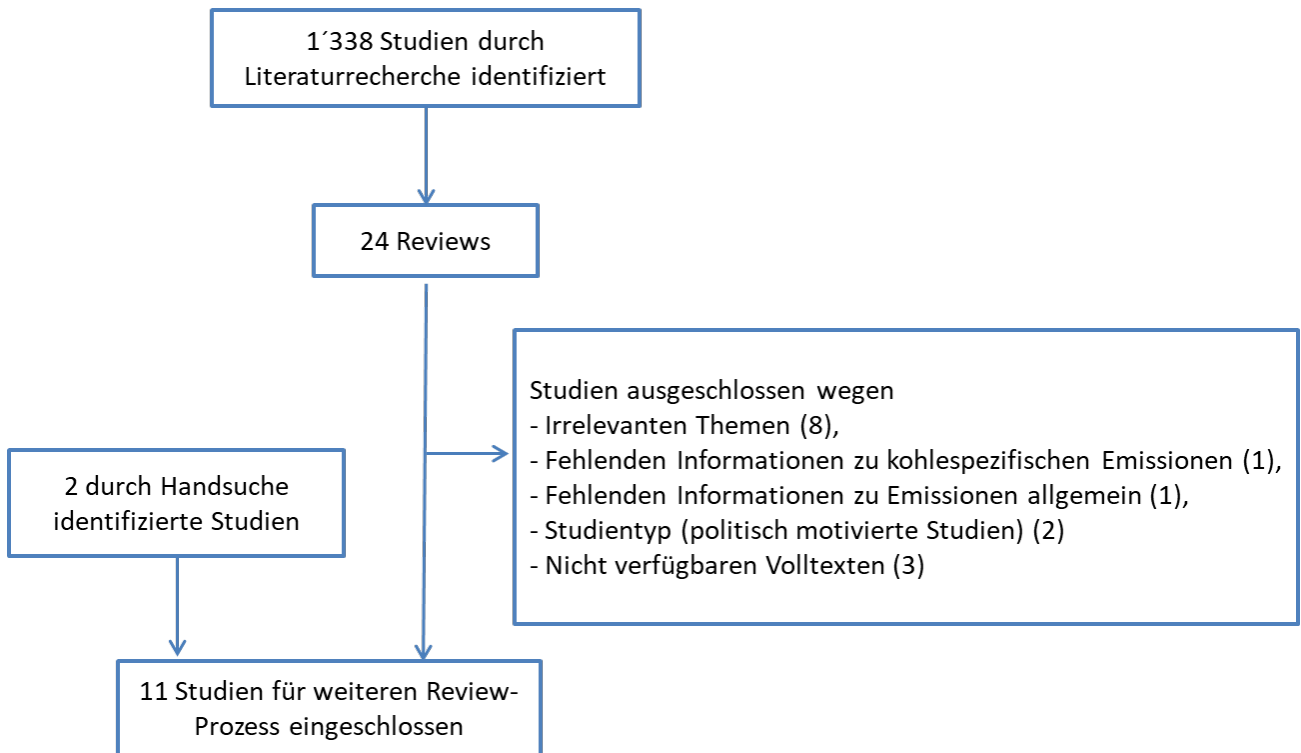
3 Ergebnisse der Literaturrecherche

3.1 Ergebnisse der Literaturrecherche zu stofflichen Emissionen bei Verbrennung von Stein- und Braunkohle

3.1.1 Relevante Literatur aus wissenschaftlichen Datenbanken

Die Anwendung der Suchstrategie (Anhang) ergab 1'338 Studien (Abbildung 4). Nach Einschränkung der Suchstrategie auf Reviews konnten 24 Übersichtsarbeiten identifiziert werden. Von diesen 24 Übersichtsarbeiten wurden neun Übersichtsarbeiten als potentiell relevant eingestuft. Über Handsuchen sind zudem zwei weitere relevante Studien identifiziert worden, so dass insgesamt 11 Übersichtsarbeiten nach stofflichen Emissionen von Kohlekraftwerken durchsucht wurden (Tabelle 8).

Abbildung 4: Flussdiagramm zur Studienselektion



Quelle: Eigene Darstellung (Universität Düsseldorf). Das Ausschlusskriterium „Nicht verfügbare Volltexte“ bezieht sich auf Abstracts für nicht veröffentlichte Berichte.

Tabelle 8: Übersichtsartikel als Ergebnisse der systematischen Recherche in Web of Science

	Autor und Quelle
1	Blaha, U.; Sapkota, B.; Appel, E.; Stanjek, H.; Rosler, W. (2008): Micro-scale grain-size analysis and magnetic properties of coal-fired power plant fly ash and its relevance for environmental magnetic pollution studies. In: Atmospheric Environment 42 (36), S. 8359–8370. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.07.051 .
2	Bonaventura, D.; Chacartegui, R.; Valverde, J. M.; Becerra, J. A.; Ortiz, C.; Lizana, J. (2018): Dry carbonate process for CO ₂ capture and storage: Integration with solar thermal power. In: Renewable and Sustainable Energy Reviews 82, S. 1796-1812. DOI: 10.1016/j.rser.2017.06.061 .
3	Gonzalez-Salazar, Miguel Angel; Kirsten, Trevor; Prchlik, Lubos (2018): Review of the operational flexibility and emissions of gas- and coal-fired power plants in a future with growing renewables. In: Renewable and Sustainable Energy Reviews 82, S. 1497-1513. DOI: 10.1016/j.rser.2017.05.278
4	Hime, Neil J.; Marks, Guy B.; Cowie, Christine T. (2018): A Comparison of the Health Effects of Ambient Particulate Matter Air Pollution from Five Emission Sources. In: International journal of environmental research and public health 15 (6). DOI: 10.3390/ijerph15061206 .
5	Jayaranjan, Madawala Liyanage Duminda; van Hullebusch, Eric D.; Annachhatre, Ajit P. (2014): Re-use options for coal fired power plant bottom ash and fly ash. In: Rev Environ Sci Biotechnol 13 (4), S. 467–486. DOI: 10.1007/s11157-014-9336-4 .
6	Litynski, John T.; Klara, Scott M.; McIlvried, Howard G.; Srivastava, Rameshwar D. (2006): The United States Department of Energy's Regional Carbon Sequestration Partnerships program: a collaborative approach to carbon management. In: Environment international 32 (1), S. 128-144. DOI: 10.1016/j.envint.2005.05.047 .
7	Liu, Yan; Bisson, Teresa M.; Yang, Hongqun; Xu, Zhenghe (2010): Recent developments in novel sorbents for flue gas clean up. In: Fuel Processing Technology 91 (10), S. 1175–1197. DOI: 10.1016/j.fuproc.2010.04.015 .
8	Park, Jaesung; Son, Younghwan; Noh, Sookack; Bong, Taeho (2018): An Evaluation of the Environmental Safety and Geochemical Characteristics of Coal Combustion Products. In: KSCE J Civ Eng 22 (5), S. 1700-1708. DOI: 10.1007/s12205-017-1806-0 .
9	Pavlish, John H.; Sondreal, Everett A.; Mann, Michael D.; Olson, Edwin S.; Galbreath, Kevin C.; Laudal, Dennis L.; Benson, Steven A. (2003): Status review of mercury control options for coal-fired power plants. In: Fuel Processing Technology 82 (2-3), S. 89-165. DOI: 10.1016/S0378-3820(03)00059-6 .
10	Toftegaard, Maja B.; Brix, Jacob; Jensen, Peter A.; Glarborg, Peter; Jensen, Anker D. (2010): Oxy-fuel combustion of solid fuels. In: Progress in Energy and Combustion Science 36 (5), S. 581-625. DOI: 10.1016/j.pecs.2010.02.001 .
11	Yi, Honghong; Guo, Xingming; Hao, Jiming; Duan, Lei; Li, Xinghua (2006): Characteristics of Inhalable Particulate Matter Concentration and Size Distribution from Power Plants in China. In: Journal of the Air & Waste Management Association 56 (9), 1243-1251. DOI: 10.1080/10473289.2006.10464590

3.1.2 Relevante Übersichtsarbeiten von nationalen und internationalen Organisationen und „grauer“ Literatur

Zusätzlich zu den Angaben aus den identifizierten Übersichtsarbeiten wurden die in Tabelle 6 genannten Veröffentlichungen durchsucht. Die Ergebnisse der gesamten, kombinierten Literaturrecherche sind zusammengefasst in Tabelle 9. Neben den Feinstaubfraktionen PM₁₀ und PM_{2,5} werden die gasförmigen Luftschadstoffe Stickoxide und SO₂ direkt emittiert. Die emittierten Stoffe NH₃, SO₂ und NO_x

sind wichtige Vorläufersubstanzen für die Bildung von Ozon und sekundärem Feinstaub. Mehrere Spurenelemente, darunter Schwermetalle und Übergangsmetalle, werden bei der Kohleverbrennung emittiert und werden zum Teil an Feinstäube gebunden in der Atmosphäre verteilt. Weitere Schadstoffe sind die Gruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, die als Verbrennungsprodukte ebenfalls an Partikel gebunden transportiert werden. CO₂ ist im Rahmen dieses Projektes als Luftschadstoff in der Umgebungsluft unbedeutend und geht nicht in die Krankheitslastberechnungen ein. Als Treibhausgas hat es jedoch eine hohe politische und indirekt auch gesundheitsrelevante Bedeutung. Diese indirekten Gesundheitseffekte durch Erwärmung der Atmosphäre, Zunahme von Extremwetterereignissen, Änderung des Allergenspektrums, Zunahme von Vegetationsbränden, Zunahme von aufgewirbeltem Erdkrustenmaterial etc. werden in diesem Projekt jedoch nicht untersucht und quantifiziert.

Tabelle 9: Stoffliche Emissionen, die bei der Verbrennung von Kohle entstehen

Luftschadstoff	Quellen
PM ₁₀	Umweltbundesamt, 2017; Environmental Health and Engineering, 2011; Health Effects Institute, 2016; CAN Europe, HEAL, WWF European Policy Office, Sandbag, 2016; Greenpeace, 2013; Global, 2000, 2014; Yi et al., 2006
PM _{2.5}	Umweltbundesamt, 2017; European Environment Agency, 2017; Environmental Health and Engineering, 2011; Pui et al., 2014; Hime et al., 2018; Yi et al., 2006; Health Effects Institute, 2016; CAN Europe, HEAL, WWF European Policy Office, Sandbag, 2016; HEAL, 2016; Greenpeace, 2013; Global, 2000, 2014
NO ₂	Environmental Health and Engineering, 2011; Toftegaard et al., 2010b; CAN Europe, HEAL, WWF European Policy Office, Sandbag, 2016; HEAL, 2016; Global, 2000, 2014
NO _x	Umweltbundesamt, 2017; Health Effects Institute, 2016; CAN Europe, HEAL, WWF European Policy Office, Sandbag, 2016; HEAL, 2016; Greenpeace, 2013; Toftegaard et al., 2010a, 2010b; Liu et al., 2010
SO ₂	Umweltbundesamt, 2017; European Environment Agency, 2016; Toftegaard et al., 2010b; Bonaventura et al., 2018; Liu et al., 2010; Hime et al., 2018; Health Effects Institute, 2016; CAN Europe, HEAL, WWF European Policy Office, Sandbag, 2016; HEAL, 2016; Greenpeace, 2013
NH ₃	Umweltbundesamt, 2017; Health Effects Institute, 2016
CO	Umweltbundesamt, 2017
CO ₂	Umweltbundesamt, 2017; German Advisory Council on the Environment, 2015; Bonaventura et al., 2018; Liu et al., 2010; Litynski et al., 2006; Toftegaard et al., 2010b; CAN Europe, HEAL, WWF European Policy Office, Sandbag, 2016; Global, 2000, 2014
Ozon	Health Effects Institute, 2016; CAN Europe, HEAL, WWF European Policy Office, Sandbag, 2016; HEAL, 2016; Greenpeace, 2013
Arsen	Jayaranjan et al., 2014; Toftegaard et al., 2010b; Liu et al., 2010; Environmental Health and Engineering, 2011; Greenpeace, 2013
Nickel	European Environment Agency, 2017; Jayaranjan et al., 2014; Umweltbundesamt, 2017; Greenpeace, 2013

Luftschadstoff	Quellen
Quecksilber	Umweltbundesamt, 2017; European Environment Agency, 2017; European Environment Agency, 2018; Jayaranjan et al., 2014; Environmental Health and Engineering, 2011; CAN Europe, HEAL, WWF European Policy Office, Sandbag, 2016; HEAL, 2016; Greenpeace, 2013; Global, 2000, 2014; Liu et al., 2010; Pavlish et al., 2003
Selenium	Jayaranjan et al., 2014; Environmental Health and Engineering, 2011
Polyaromatische Kohlenwasserstoffe: Benzo[a]pyren	Environmental Health and Engineering, 2011; European Environment Agency, 2017
Beryllium, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Radium, Thorium, Uran	Environmental Health and Engineering, 2011
Aluminium, Calcium, Eisen, Kalium, Magnesium, Mangan, Natrium, Phosphor, Schwefel, Silicium, Titan	Blaha et al., 2008
Barium, Blei, Bor, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Lithium, Mangan, Molybdän, Titan, Uran, Vanadium, Zink, Zinn	Jayaranjan et al., 2014; Meawad et al., 2010
Flüchtige organische Verbindungen	Umweltbundesamt, 2017; Environmental Health and Engineering, 2011; Health Effects Institute, 2016

3.2 Gesundheitliche Effekte stofflicher Emissionen

Sowohl die primär bei der Kohleverbrennung emittierten Luftschadstoffe wie auch die sekundär aus emittierten Vorläufersubstanzen entstehenden Luftschadstoffe haben eine Vielzahl von gesundheitlichen Auswirkungen. Dabei sind für das Ausmaß der gesundheitlichen Effekte die Immissionen, also die Konzentrationen der Schadstoffe in der Atemluft des Menschen, sowie die Dauer dieser Belastungen – also die Exposition gegenüber diesen Schadstoffen – entscheidend. So können sich Gesundheitseffekte sowohl nach kurz- als auch nach langfristigen Belastungen manifestieren.

Für einige der Luftschadstoffe (PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂, O₃) sind die gesundheitlichen Auswirkungen durch zahlreiche Studien in Nordamerika, Europa und Asien belegt und in umfangreichen Übersichtsarbeiten detailliert mit Bezug auf die zu Grunde liegenden Einzelstudien dargestellt (Tabelle 10). In diesen Übersichtsarbeiten werden zu einzelnen Expositions-Endpunkt-Beziehungen die vorliegenden Evidenzen detailliert erläutert und die Einzelstudien beschrieben und zitiert. Aus diesem Grund erfolgt in den folgenden Abschnitten jeweils nur eine Zusammenfassung der Evidenz, ohne dass die einzelnen Studien zitiert werden.

Die Evidenz zu spezifischen langfristigen Gesundheitsauswirkungen aufgrund einer inhalativen Belastung gegenüber einzelnen chemischen Stoffen innerhalb des komplexen Feinstaubgemisches, das von Kohlekraftwerken emittiert wird, wie z. B. Arsen und Quecksilber, ist bisher nur unzureichend er-

forscht. Bisherige Kenntnisse basieren hauptsächlich auf toxikologischen, experimentellen und zum Teil auch auf epidemiologischen Studien in speziellen Settings mit hohen akuten oder chronischen, nicht rein inhalativen Belastungen gegenüber solchen einzelnen Stoffen, z. B. im arbeitsmedizinischen Kontext. Nur wenige Studien untersuchen bisher einzelne Stoffe als Komponenten von Feinstaub im Hinblick auf Gesundheitseffekte (Lippmann et al., 2013; Stanek et al., 2011). Angesichts der sehr begrenzten Evidenzlage zu den Gesundheitseffekten von Staubinhaltsstoffen können daher keine separaten Expositions-Wirkungsfunktionen für eine langfristige chronische Belastung durch Inhalation dieser Staubinhaltsstoffe abgeleitet werden. Die Wirkung einzelner emittierter Stoffe, wie beispielsweise Arsen oder Quecksilber, wird somit im Rahmen der Toxizität von PM miterfasst.

Die Belastung des Menschen durch die aus der Kohleverbrennung stammenden nicht-luftgetragenen Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle und radioaktive Metalle, beruht im Wesentlichen auf der oralen Aufnahme der Stoffe über die Nahrung oder das Trinkwasser. Anders als bei luftgetragenen Schadstoffen, die direkt über die Atemwege in den Menschen gelangen, ist der orale Aufnahmepfad für Schwermetalle über die Nahrung höchst variabel. Eine Extrapolation der von Kraftwerken emittierten Schwermetallmengen und der daraus resultierenden Exposition für die allgemeine Bevölkerung bzw. für bestimmte Bevölkerungsgruppen ist daher äußerst schwierig. Da Schwermetalle aber gesundheitsrelevante Emittenten der Kohleverbrennung darstellen, müssen sie hinsichtlich ihres Beitrags zur Krankheitslast durch Kohlekraftwerke prinzipiell zumindest qualitativ berücksichtigt werden.

Zu den wichtigsten hier betrachteten gesundheitsrelevanten Schwermetallen zählen Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd), Arsen (As), Blei (Pb), Chrom (Cr), Vanadium (V) und Beryllium (Be) sowie die radioaktiven Metalle Uran (U), Thorium (Th) und Radium (Ra).

Tabelle 10: Übersichtsarbeiten zu gesundheitlichen Effekten der von Kohlekraftwerken emittierten Schadstoffe

Schadstoffe	Quellen	Hauptinhalte der Übersichtsarbeiten
NO ₂	Umweltbundesamt (2018): Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffoxid-Exposition in Deutschland.	Morbidität und todesursachenspezifische Mortalität für insgesamt acht Endpunkte, YLL, YLD und DALYs. Kurzzeitwirkungen nur in ergänzenden Analysen.
	COMEAP (2018): Associations of long -term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality. A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants.	Übersichtsarbeit für Langzeitexposition gegenüber NO ₂ und Mortalität, Ableitung der Effektgröße mit und ohne Adjustierung für PM _{2.5} .
	U.S. EPA (2016): Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen – Health Criteria. Hg. v. U.S. Environmental Protection Agency. WHO (2013b): Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP project.	Umfassende systematische Übersichtsarbeit mit Evidenzbewertungen zu allen relevanten Endpunkten. Umfassende Zusammenstellung der Evidenz.
	WHO (2021): Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide und sulfur dioxide.	Ableitung von Richtwerten.
PM	COMEAP (2018): Particulate air pollution: effects on mortality.	Update der EWF gemäß WHO.

Schadstoffe	Quellen	Hauptinhalte der Übersichtsarbeiten
	GBD 2019 Risk Factors Collaborators. Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019.	Expositions-Wirkungsfunktion für PM _{2.5} und Ozon für Gesundheitsendpunkte mit starker Evidenz.
	Cohen et al. (2017): Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015.	Expositions-Wirkungsfunktion für PM _{2.5} für Gesundheitsendpunkte mit starker Evidenz.
	U.S. EPA (2018): Integrated Science Assessment for Particulate Matter (External Review Draft, 2018).	Umfassender systematischer Review mit Evidenzbewertungen zu PM ₁₀ , PM _{2.5} , PM _{2.5-10} und UFP in Verbindung mit allen relevanten Endpunkten.
	WHO (2013a): 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.	Empfehlungen zu EWF für Kosten-Nutzen-Analysen.
	WHO (2013b): Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP project.	Umfassende Zusammenstellung der Evidenz für die wichtigsten Luftschadstoffe.
	WHO (2016): Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease.	Todesursachenspezifische Mortalität für fünf Todesursachen, YLD, YLL und DALYs; keine Kurzzeitwirkungen.
	WHO (2021): Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.	Ableitung von Richtwerten.
O₃	COMEAP (2015): Quantification of Mortality and Hospital Admissions Associated with Ground-level Ozone. Hg. v. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (978-0-85951-776-8).	Krankheitslastberechnungen for O ₃ und Mortalität sowie Krankenhausaufnahmen
	GBD 2019 Risk Factors Collaborators. Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019.	Expositions-Wirkungsfunktion für PM _{2.5} und Ozon für Gesundheitsendpunkte mit starker Evidenz.
	Cohen et al. (2017): Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015.	Expositions-Wirkungsfunktion für Ozon für Gesundheitsendpunkte mit starker Evidenz.

Schadstoffe	Quellen	Hauptinhalte der Übersichtsarbeiten
	WHO (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. WHO (2013b): Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP project.	Empfehlungen zu EWF für Kosten-Nutzen-Analysen. Umfassende Zusammenstellung der Evidenz.
	WHO (2021) Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide und sulfur dioxide.	Ableitung von Richtwerten.
SO₂	U.S. EPA (2017): Integrated Science Assessment for Sulfur Oxides - Health Criteria.	Umfassende systematische Übersichtsarbeit mit Evidenz zu allen relevanten Endpunkten.
	WHO (2013a): 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. WHO (2021) Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide und sulfur dioxide.	Empfehlungen zu EWF für Kosten-Nutzen-Analysen. Ableitung von Richtwerten.
Sekundär gebildete Stoffe, Schwermetalle, PAK	WHO (2013b): Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP project.	Umfassende Zusammenstellung der Evidenz.
Hg	Hu et al. (2018): Mercury Exposure, Blood Pressure, and Hypertension: A Systematic Review and Dose-response Meta-analysis Karagas et al. (2012): Evidence on the Human Health Effects of Low-Level Methylmercury Exposure. Cariccio et al. (2018): Mercury Involvement in Neuronal Damage and in Neurodegenerative Diseases	Zusammenhang von Hg-Exposition und Bluthochdruck. Evidenz für verschiedene gesundheitliche Endpunkte bei niedrigen MeHg-Expositionen. Evidenz für neurodegenerative Erkrankungen.
As, Pb, Cd, Co, Hg	Chowdhury et al. (2018): Environmental toxic metal contaminants and risk of cardiovascular disease: systematic review and meta-analysis	Relatives Risiko für kardiovaskuläre Erkrankungen nach Schwermetall-Exposition.

3.2.1 Biologische Wirkmechanismen

3.2.1.1 Luftgetragene Schadstoffe

Das Verständnis über die biologischen Wirkungspfade und die gesundheitlichen Auswirkungen von gasförmigen und vor allem von partikulären Luftschadstoffen ist aufgrund zahlreicher toxikologischer,

experimenteller und epidemiologischer Studien in den letzten Jahren stark angewachsen (Franklin et al., 2015). Es konnten dabei drei Hauptwirkungspfade identifiziert werden, die zu kardiovaskulären, respiratorischen, metabolischen und kanzerogenen Gesundheitseffekten führen können. Da sich die biologischen Wirkungspfade zum Teil bei allen Luftschadstoffen wiederfinden, werden sie in diesem Abschnitt gemeinsam dargestellt und diskutiert, bevor die Evidenz aus epidemiologischen Studien zu spezifischen Gesundheitsfolgen in den einzelnen Schadstoff-bezogenen Abschnitten berichtet wird.

Nach Inhalation von Feinstaubpartikeln (PM unterschiedlicher Größenfraktionen) werden diese je nach Größe unterschiedlich tief im Atemtrakt deponiert. Die Reizgase NO_2 , O_3 , SO_2 zeichnen sich durch eine geringe Wasserlöslichkeit aus und können daher bis in die tiefen Lungenabschnitte und in die Alveolen gelangen. In der Bronchialschleimhaut und in den Alveolen lösen die Schadstoffe durch Kontakt mit den Zellen lokale entzündliche Mechanismen aus, die mit einer Ausschüttung von Entzündungsmediatoren (z. B. Interleukine) einhergehen. Darüber hinaus können die als Oxidationsmittel wirkenden Schadstoffe zur Produktion von Sauerstoffradikalen führen und hierdurch oxidativen Stress auslösen, der wiederum die Entzündungsreaktion verstärken kann. Durch Übertritt der Entzündungsmediatoren in die Blutbahn kommt es zu einer subklinischen systemischen Entzündungsreaktion, die mit einer Produktion von akute-Phase-Proteinen in der Leber (z. B. C-reaktives Protein) einhergeht. Dieser Vorgang wird auch als „spill over“ Hypothese bezeichnet (Wirkungspfad 1). Die systemische Entzündungsaktivität bewirkt biologische Vorgänge im Organismus, die dauerhaft zur Entwicklung und Progression einer Vielzahl von gesundheitlichen Störungen beitragen können. So lassen sich eine Abnahme der endothelialen Funktion und der Reaktivität der Blutgefäße, eine Zunahme der Thromboseneigung und eine Abnahme der Insulinsensitivität zeigen (Brook et al., 2010).

Ein zweiter Wirkungspfad besteht in einer Beeinflussung des autonomen Nervensystems durch Aktivierung von pulmonalen Rezeptoren. Hierdurch kommt es zu einer verstärkten sympathotonen Reaktion, was wiederum zu einem Anstieg von Herzfrequenz und Blutdruck sowie einer Zunahme der Arrhythmieneigung führt (Brook et al., 2010).

Ein dritter Wirkungspfad ist beschränkt auf die Wirkungen von partikulären Bestandteilen. Dabei kommt es zum Eindringen von Partikeln oder Komponenten von Partikeln bzw. angelagerten Schadstoffen über die Luft-Blut-Schranke direkt in die Blutbahn und von dort potentiell in die Organe. Damit können sich direkt nachteilige Auswirkungen auf alle Organe ergeben. Speziell für die feinsten Partikel (ultrafeine Partikel (UFP) <100 nm), die vor allem bei Verbrennungsprozessen entstehen, konnte gezeigt werden, dass sie auch biologische Membranen passieren können (Franklin et al., 2015). Darüber hinaus wurde gezeigt, dass ultrafeine Partikel entlang des Nervus olfactorius direkt ins Gehirn gelangen können (Block et al. 2012). Durch den Übertritt von Partikeln oder Partikelbestandteilen in die Blutbahn und in die Organe können prinzipiell alle Organe von Gesundheitseffekten betroffen sein.

Die hier geschilderten biologischen Wirkungspfade manifestieren sich sowohl als akute gesundheitliche Auswirkungen von Luftschadstoffen als auch als langfristige. So können akute Anstiege von Luftschadstoffen über ihre Wirkung auf die lokale entzündliche Aktivität in der Bronchialschleimhaut zu der Auslösung von Asthmaanfällen führen. Herzinfarkte und Schlaganfälle können akut durch einen entzündungsbedingten Anstieg der Thromboseneigung oder durch Arrhythmien ausgelöst werden. Langfristig können durch Eingreifen in basale physiologische Vorgänge (oxidativer Stress, Erschöpfung der antioxidativen Kapazitäten, systemische Entzündung und Thromboseneigung, Insulinresistenz, direkte toxische und kanzerogene Wirkungen von Schadstoffen) ungünstige Prozesse wie Kanzerogenese, die Entwicklung einer Hypertonie, Arteriosklerose, Diabetes und chronische Lungenerkrankungen eintreten (Langrish et al., 2012).

3.2.1.2 Nicht-luftgetragene Schadstoffe

Für zahlreiche Schwermetalle aus Kraftwerksemissionen bildet die orale Aufnahme über die Nahrung oder das Trinkwasser den wichtigsten Aufnahmepfad.

Für die Betrachtung der gesundheitlichen Relevanz von Schwermetallen aus Kohlekraftwerksemissionen sind die Effekte einer nicht-akuten Intoxikation von Bedeutung; also gesundheitliche Folgen, die durch eine mittel- und langfristige Schwermetallaufnahme in kleinen Dosen bzw. durch ihre Akkumulation im Organismus auftreten können.

Die schädigende Wirkung von Schwermetallen und radioaktiven Metallen im Organismus bzw. in bestimmten Organen erfolgt durch ihr Eingreifen in biochemische bzw. bioregulatorische Prozesse. Abhängig von ihren chemischen Eigenschaften können sie in unterschiedliche Kompartimente des menschlichen Organismus eindringen (z. B. Zellen oder Plasma) und dort akkumulieren. Ihre gesundheitsschädigende Wirkung wird letztlich dadurch bestimmt, mit welchen funktionellen Gruppen die Metalle in Biomolekülen reagieren. Durch eine chronische Belastung mit Schwermetallen können so anhaltende Veränderungen oder Störungen der Stoffwechselregulation in verschiedenen Organen, dem Nerven- oder Immunsystem resultieren, die sich langfristig in schweren Erkrankungen manifestieren.

Hinsichtlich des Risikos einer Akkumulation von Schwer- und radioaktiven Metallen im Organismus ist ihre individuelle Ausscheidungsgeschwindigkeit („biologische Halbwertszeit“) maßgebend. Bei radioaktiven Metallen ist zudem die physikalische Halbwertszeit, d. h. die Abklingzeit der jeweiligen Strahlung, zu berücksichtigen. Radioaktive Metalle besitzen also neben der chemischen Toxizität auch ein gesundheitliches Risiko durch die Emission von Strahlung.

Die biologischen Wirkmechanismen der emittierten Schwermetalle und radioaktiven Stoffe (bzw. ihren Isotopen) müssen also individuell, unter Berücksichtigung der Aufnahmepfade betrachtet werden.

3.2.2 Gesundheitseffekte der identifizierten luftgetragenen Schadstoffe

Für alle identifizierten Schadstoffe aus Kraftwerksemissionen werden im Folgenden die Gesundheitseffekte bzw. ihre gesundheitliche Relevanz beschrieben sowie die primären Transmissionswege. Darüber hinaus wird der Evidenzgrad für einzelne Expositions-Endpunkt-Paare aus den genutzten Übersichtsarbeiten zitiert und die im Projekt genutzten EWF dargestellt.

3.2.2.1 Stickstoffdioxid – gesundheitliche Relevanz, Evidenzkriterien und EWF

Stickstoffdioxid ist ein Reizgas und wirkt als sehr reaktive Verbindung (Oxidationsmittel). Es entsteht überwiegend bei Verbrennungsprozessen unter hohen Temperaturen durch die Reaktion von Sauerstoff mit Stickstoff. Neben der Kohleverbrennung sind weitere wichtige Quellen von NO₂ Feuerungsanlagen für Öl, Gas, Holz und Abfälle, Verbrennungsmotoren von Fahrzeugen, Industrieprozesse und die Landwirtschaft. NO₂ ist sehr reaktiv und führt in Verbindung mit organischen Verbindungen und Sauerstoff unter Sonneneinstrahlung zur Bildung von Ozon. Außerdem ist NO₂ eine Vorläufersubstanz für die Bildung von sekundärem Feinstaub (z. B. Ammoniumnitrat) und trägt somit zur PM-Belastung bei (U.S. EPA, 2016; DGP, 2018).

Für den Menschen stellt die NO₂-Aufnahme über die Atmung (Inhalation) den Hauptaufnahmeweg dar. NO₂ wird wegen seiner geringen Wasserlöslichkeit bis in die tiefergelegenen Atemwege in der Lunge transportiert. Im Atemtrakt werden entzündliche Prozesse ausgelöst, die wiederum zu Funktionsstörungen der Atemmechanik, aber auch zu subklinischen, systemischen Entzündungsprozessen führen können (U.S. EPA, 2016).

Die Erkenntnisse zu den gesundheitlichen Kurz- und Langzeitwirkungen von Stickstoffdioxid auf den Menschen wurden anhand von Tierversuchen, experimentellen Untersuchungen an Menschen (Kammerexperimente) und aus epidemiologischen Studien gewonnen. Bei den experimentellen Untersuchungen können durch gezielte Manipulationen der Exposition die Wirkungen von NO₂ isoliert werden. Aus solchen Untersuchungen sind vor allem kurzfristige Wirkungen auf den Bronchialtrakt bekannt. Hierzu gehört eine lokale Hyperreagibilität der Atemwege, die zu vermehrten Exazerbationen

bei bestehenden Atemwegserkrankungen führen können. Darüber hinaus wird dieser Pathomechanismus für die Entwicklung allergischer Atemwegserkrankungen mit verantwortlich gemacht. Für akute Wirkungen auf das kardiovaskuläre System liegen limitierte Ergebnisse aus kontrollierten Experimenten an Menschen vor (U.S. EPA, 2016).

Bei der Untersuchung der kurz- und langfristigen gesundheitlichen Auswirkungen von NO₂ in epidemiologischen Studien besteht das Problem, dass NO₂ und andere Luftschadstoffe zum Teil die gleichen Quellen haben und daher sowohl langfristige als auch kurzfristige Expositionsmuster, welche die Basis für die Schätzung von Gesundheitseffekten sind, ähnlich sein können. Dies manifestiert sich in zum Teil moderaten Korrelationen der geschätzten Belastung von NO₂ und PM_{2.5} (COMEAP, 2018b). Darüber hinaus korreliert NO₂ zum Teil stark mit anderen, nicht routinemäßig gemessenen Schadstoffen aus derselben Quelle, wie z. B. mit den ultrafeinen Partikeln. In dem Maße, wie die NO₂-Konzentration daher mit anderen Schadstoffen korreliert, können Wirkungen von NO₂ nicht isoliert werden (Karner et al., 2010; COMEAP, 2018a). Dies führt dazu, dass die Interpretation der Effektschätzer nicht eindeutig ist.

Die Auswahl der Expositions-Endpunkt-Paare für NO₂, die in die Krankheitslastberechnungen einfließen, erfolgte analog des Berichts zur „Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland“ (Umweltbundesamt, 2018) (Tabelle 11). Hierdurch wurde eine größtmögliche Übereinstimmung der Methodik zur Krankheitslastberechnung mit der Vorpublikation des Umweltbundesamtes erzielt. Im Falle von neu erschienenen Publikationen während der Projektlaufzeit (Stichtag: 31.5.2020), die dazu genutzt werden konnten, die vorliegende Evidenzbewertung zu modifizieren, wurden entsprechende Sensitivitätsanalysen durchgeführt.

Für NO₂ wurden folgende Gesundheitseffekte nach Langzeitexposition berücksichtigt: Kardiovaskuläre Mortalität (Evidenz stark); Ischämische Herzkrankheiten; Diabetes mellitus; Bluthochdruck; Herzinsuffizienz; Schlaganfall; Asthma bronchiale (alle Evidenz moderat) (Umweltbundesamt, 2018). Für COPD Mortalität war der Evidenzgrad in der UBA-Publikation von 2018 (Umweltbundesamt, 2018) moderat, wurde jedoch in der späteren systematischen Übersichtsarbeit, die für die Ableitung der WHO Luftqualitätsrichtlinien durchgeführt wurde, als stark eingeschätzt (Huangfu and Atkinson, 2020). Für die vorliegende Arbeit wurde die neuere Evidenz berücksichtigt. Für die Hauptanalyse der Krankheitslastberechnungen wurden ausschließlich Expositions-Endpunkt-Paare mit starker Evidenz einbezogen. In zusätzlichen Sensitivitätsanalysen wurden auch Expositions-Endpunkt-Paare mit moderater Evidenz berücksichtigt.

Tabelle 11: Ausgewählte Expositions-Endpunkt-Paare einer Langzeitexposition gegenüber NO₂, basierend auf dem Bericht "Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland" (Umweltbundesamt, 2018) und auf der systematischen Übersichtsarbeit von Huangfu and Atkinson (2020).

Endpunkt - Langzeitexposition	ICD-10 Code	Evidenzbewertung	Quelle
Gesamtmortalität ^a	A00-Z99	moderat	WHO (2021) und Huangfu and Atkinson (2020)
Kardiovaskuläre Mortalität	I00-I99	stark	UBA (2018)
Ischämische Herzkrankheiten, Mortalität, Morbidität	I20-I25	moderat (Mortalität stark; Morbidität unzureichend)	UBA (2018)
COPD Mortalität	J44	stark	WHO (2021) und Huangfu and Atkinson (2020)
Diabetes mellitus ^{b,c}	E10-E14	moderat	UBA (2018)
Bluthochdruck	I10-I15	Morbidität (Erwachsene: Mortalität: unzureichend, Morbidität stark; Kinder: unzureichend)	UBA (2018)
Herzinsuffizienz ^c	I50	moderat	UBA (2018)
Schlaganfall ^c	I60-I69	moderat	UBA (2018)
Asthma bronchiale	J45-J46	moderat (Mortalität unzureichend; Morbidität moderat für Erwachsene, schwach für Kinder)	UBA (2018)

^a: Der Endpunkt Mortalität wird je nach Studie als Gesamtmortalität oder als natürliche Mortalität untersucht. In Metaanalysen wird dies meist nicht differenziert ^b: In Studien wird meist nicht zwischen T1DM und T2DM unterschieden. Die überwiegende Mehrheit der Fälle bei Erwachsenen sind jedoch T2DM. Der Einfachheit halber wird im Bericht der Term Diabetes mellitus genutzt, wenn nicht anders gekennzeichnet ^c: keine Differenzierung nach Mortalität und Morbidität.

Für die festgelegten Expositions-Endpunkt-Paare wurden aus der vorliegenden Übersichtsarbeit des UBA (Umweltbundesamt, 2018), der systematischen Übersichtsarbeit von Huangfu and Atkinson (2020) und der Publikation des ELAPSE-Projekts (Brunekreef et al., 2021) die in Tabelle 12 genannten Effektschätzer extrahiert. Aus der ELAPSE-Studie wurden die Schätzer für die Ein- und Mehrschadstoffmodelle zur Mortalität entnommen (Brunekreef et al., 2021). Die Effektschätzer für die natürliche Mortalität wurden für Sensitivitätsanalysen genutzt.

Tabelle 12: Expositions-Wirkungsfunktionen für chronische Belastung durch NO₂ und Gesundheitseffekte mit mindestens moderater Evidenz; die Schätzer beschreiben einen linearen Anstieg pro 10 µg/m³ NO₂. Die Evidenzbewertung beruht auf UBA (2018) und der Bewertung in Huangfu and Atkinson (2020). Altersgruppen angegeben für Krankheitslastberechnungen.

Endpunkt	Outcome-Typ	Evidenz	Schätzer RR ^a /HR ^b /OR ^c (KI ^d), Einschadstoff-Modelle (linearer Anstieg pro Einheit)	Quellen für Schätzer
Kardiovaskuläre Mortalität Alter: ≥ 25 Jahre	Mortalität	stark	1.089 (1.060-1.120)	Brunekreef et al. (2021)
Diabetes mellitus ^e Alter: ≥ 30 Jahre	Mortalität	moderat	1.116 (0.915-1.362)	UBA (2018)
	Morbidität	moderat	1.148 (1.024-1.288)	UBA (2018)
Bluthochdruck Alter: ≥ 30 Jahre	Morbidität	moderat	1.049 (0.892-1.234)	UBA (2018)
Ischämische Herzkrankheiten Alter: ≥ 35 Jahre	Mortalität	moderat	1.064 (1.030-1.099)	UBA (2018)
Herzinsuffizienz Alter: 40-89 Jahre	Mortalität	moderat	1.047 (0.953-1.149)	UBA (2018)
	Morbidität	moderat	1.081 (1.003-1.166)	UBA (2018)
Schlaganfall Alter: 40-89 Jahre	Mortalität	moderat	1.117 (0.957-1.305)	UBA (2018)
	Morbidität	moderat	1.003 (0.964-1.043)	UBA (2018)
Asthma bronchiale Alter: 30-75 Jahre	Morbidität	moderat	1.255 (1.001-1.573)	UBA (2018)
COPD Alter: 45-84 Jahre	Mortalität	stark	1.03 (1.00-1.05)	Huangfu and Atkinson (2020)
Natürliche Mortalität Alter: ≥ 25 Jahre	Mortalität	moderat	1.086 (1.070, 1.102)	Brunekreef et al. (2021)
Natürliche Mortalität, adjustiert für PM _{2.5} Alter: ≥ 25 Jahre	Mortalität	moderat	1.050 (1.031, 1.070)	Brunekreef et al. (2021)

^a: RR: Relatives Risiko ^b: HR: Hazard Ratio ^c: OR: Odds Ratio ^d: KI: Konfidenzintervall ^e: In Studien wird meist nicht zwischen T1DM und T2DM unterschieden. Die überwiegende Mehrheit der Fälle bei Erwachsenen sind jedoch T2DM. Der Einfachheit halber wird im Bericht der Term Diabetes mellitus genutzt, wenn nicht anders gekennzeichnet.

3.2.2.2 Feinstaub – gesundheitliche Relevanz, Evidenzkriterien und EWF

Feinstaub ist ein Teil des Gesamtschwebstaubes in der Umgebungsluft, der aufgrund seiner kleinen Größe und geringen Masse nur sehr langsam deponiert und deswegen über große Entfernungen transportiert werden kann. Feinstaub ist ein komplexes Gemisch bestehend aus festen und flüssigen Partikeln, die je nach Quelle, Jahreszeit und Ort aus unterschiedlichen Anteilen von organischen und anorganischen Komponenten bestehen. Feinstaub wird üblicherweise nach der Größe seiner Teilchen in

verschiedene Feinstaubfraktionen eingeteilt. Vereinfacht gesagt beinhaltet PM_{10} alle Teilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser $<10\ \mu\text{m}$, $PM_{2.5}$ alle Teilchen $<2.5\ \mu\text{m}$. Als submikrone Partikel werden diejenigen Partikel bezeichnet, deren aerodynamischer Durchmesser $<1\ \mu\text{m}$ ist. Davon abzugrenzen sind die Ultrafeinstäube mit einem Durchmesser $<100\ \text{nm}$. Die Menge von PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_1 wird üblicherweise als Massenkonzentration angegeben, während für ultrafeine Partikel üblicherweise die Anzahlkonzentration angegeben wird. Ruß aus Verbrennungsprozessen findet sich überwiegend in den submikronen und ultrafeinen Fraktionen. Der Rußanteil wird in der vorliegenden Arbeit als Teil des $PM_{2.5}$ mitberücksichtigt (WHO, 2005a; U.S. EPA, 2018).

Wichtige anthropogene Emittenten von Feinstaub sind neben der Kohleverbrennung zur Energieproduktion die Industrie, der Transportsektor und die Landwirtschaft (EEA, 2002). Neben diesen überregional bedeutsamen Quellen finden sich auch lokal begrenzte Quellen wie z. B. Holzverbrennung in Kaminöfen/Kleinf Feuerungsanlagen und Müllverbrennungsanlagen.

Feinstaubpartikel können direkt emittiert werden (primäre Partikel) oder sich nach chemischer Reaktion von Vorläufersubstanzen bilden (sekundäre Partikel). Zu diesen sekundären Partikeln gehören unter anderem Ammoniumnitrate und Ammoniumsulfate, die sich aus den Vorläufersubstanzen Ammoniak, Schwefeldioxid und Stickoxiden bilden.

Vorhandene Quellen, Topographie, Jahreszeit und Meteorologie bestimmen die Größen- und Inhaltsstoffverteilungen der Partikel. Typische Komponenten des Feinstaubgemisches sind Sulfate, Nitrate, Ammonium, Ruß, Silikate, Natriumchlorid und Wasser. Feinstaubpartikel sind darüber hinaus oft inhomogen, das heißt, sie können aus unterschiedlichen Substanzen bestehen. So sind Feinstaubpartikel, die primär bei der Verbrennung entstehen (Kleinf Feuerungsanlagen, Verkehr, Industrie, etc.), häufig beladen mit weiteren Schadstoffen, wie z. B. mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) oder Schwermetallen (WHO, 2013b; EEA, 2017).

Innerhalb der verschiedenen Größenfraktionen von PM ist die Evidenzlage bezüglich gesundheitlicher Wirkungen für $PM_{2.5}$ in aller Regel am stärksten, was unter anderem darauf zurückzuführen ist, dass hierfür die meisten Studien existieren (U.S. EPA, 2018). Die Evidenz für die kleineren Feinstaubfraktionen (PM_1 , UFP) ist noch begrenzt, und es liegen derzeit noch keine ausreichenden Daten vor, die eine unabhängige Wirkung dieser Feinstaubfraktionen zweifelsfrei belegen (HEI Review Panel on Ultrafine Particles, 2013; Ohlwein et al., 2019). In der vorliegenden Arbeit wird daher lediglich die Feinstaubfraktion $PM_{2.5}$ betrachtet.

Aufgrund der unterschiedlichen Quellen und Staubinhaltsstoffe ist davon auszugehen, dass nicht alle Feinstäube der Fraktion $PM_{2.5}$ die gleiche Toxizität und gesundheitliche Wirkung haben. Insbesondere für Feinstäube aus Verbrennungsprozessen wird eine höhere Toxizität als für Feinstäube aus Erdkrustenmaterial oder aus der sekundären Feinstaubbildung vermutet, weshalb umfangreiche Studien zur Identifizierung besonders schädlicher Feinstaubanteile durchgeführt wurden (Lippmann et al., 2013). Während Lippmann et al. (2013) unter anderem PM aus der Kohleverbrennung (Sulfate als Indikatoren für diese Quelle) als einen wichtigen Anteil des PM-Gemisches erkennen konnten, konnte keine Feinstaubkomponente durchgängig als schädlicher als andere Feinstaubkomponenten erkannt werden und keine Feinstaubkomponente als konsistent unschädlich identifiziert werden (Vedal et al., 2013; Lippmann et al., 2013). Wegen der fehlenden Belege für die abweichende Toxizität von $PM_{2.5}$ aus der Kohleverbrennung von der Toxizität des Gesamt- $PM_{2.5}$ werden daher im Rahmen dieser Arbeit die Schätzer für Gesundheitseffekte von Gesamt- $PM_{2.5}$ zu Grunde gelegt.

Für $PM_{2.5}$ wurden in der vorliegenden Arbeit entsprechend der Global Burden of Disease-Studie (Cohen, 2017; GBD, 2020) die Endpunkte Mortalität und Morbidität aufgrund von ischämischen Herzerkrankungen, zerebrovaskulären Erkrankungen, Lungenkrebs, Infektionen der unteren Atemwege (ALRI), Schlaganfall, COPD sowie Diabetes mellitus festgelegt (Tabelle 13). In den meisten zugrunde liegenden epidemiologischen Studien wird nicht nach Diabetes mellitus Typ 1 (T1DM) oder Typ 2

(T2DM) unterschieden. Da die überwiegende Mehrheit der Fälle unter Erwachsenen jedoch T2DM-Fälle sind, wird der Einfachheit halber in diesem Bericht der Term Diabetes mellitus (DM) genutzt, sofern dies nicht anders gekennzeichnet ist. Nach den Kriterien der Global Burden of Disease-Studie (Cohen, 2017; GBD, 2020) ist die Evidenz für diese Expositions-Endpunkt-Paare als überzeugend oder wahrscheinlich eingestuft. Darüber hinaus wird die Assoziation zwischen PM_{2.5} und der natürlichen Mortalität im Rahmen von Sensitivitätsanalysen berücksichtigt (Brunekreef 2021).

Tabelle 13: Ausgewählte Expositions-Endpunkt-Paare einer Langzeitexposition gegenüber PM_{2.5} basierend auf den Daten der Environmental Burden of Disease-Studie (Cohen et al., 2017) und der Global Burden of Disease-Studie (GBD, 2020).

Endpunkt ^a	ICD-10 Code	Evidenzbewertung IHME (Cohen et al., 2017)
Gesamtmortalität	A00-Z99	Nicht erfolgt
Natürliche Mortalität	A00-R99	Nicht erfolgt
Bösartige Neubildung der Trachea, Bronchien, Lunge	C33-C34	Überzeugend oder wahrscheinlich
Ischämische Herzkrankheiten	I20-I25	Überzeugend oder wahrscheinlich
Schlaganfall (ischämisch und hämorrhagisch)	I60-I69	Überzeugend oder wahrscheinlich
COPD	J44	Überzeugend oder wahrscheinlich
Akute Infektionen der unteren Atemwege (ALRI)	J09-J22	Überzeugend oder wahrscheinlich
Diabetes mellitus ^b	E10-E14	Überzeugend oder wahrscheinlich

^a: Wenn nicht anders gekennzeichnet, handelt es sich sowohl um Morbidität als auch um Mortalität. ^b: In Studien wird meist nicht zwischen T1DM und T2DM unterschieden. Die überwiegende Mehrheit der Fälle bei Erwachsenen sind jedoch T2DM. Der Einfachheit halber wird im Bericht der Term Diabetes mellitus genutzt, wenn nicht anders gekennzeichnet.

Für die festgelegten Expositions-Endpunkt-Paare für PM_{2.5} wurden aus vorliegenden Übersichtsarbeiten die in Tabelle 14 genannten Effektschätzer extrahiert. Aus der ELAPSE-Studie wurden die Schätzer für die Ein- und Mehrschadstoffmodelle zur natürlichen Mortalität entnommen (Brunekreef et al., 2021). Die Effektschätzer für natürliche Mortalität wurden für Sensitivitätsanalysen genutzt.

Tabelle 14: Schätzer extrahiert von Expositions-Wirkungsfunktionen für chronische Belastung durch PM_{2,5} und Gesundheitseffekte mit mindestens wahrscheinlicher Evidenz. Basierend auf den Daten der EBD-Studie (Cohen et al., 2017), der GBD 2019 Risk Factors Collaboration Studie (GBD, 2020), Appendix I, der WHO-Studien (WHO 2013a, 2013b, 2016) und des PM ISA Berichts (U.S. EPA, 2018). Fett gedruckt sind die Schätzer, die für die Krankheitslastberechnungen aufgrund ihrer Aktualität und Übertragbarkeit für Deutschland ausgewählt wurden. Die Evidenzbewertung beruht auf den Angaben des IHME. Für alle Endpunkte wurde die Krankheitslast ab 25 Jahre berechnet.

Endpunkt	Typ	Evidenzbewertung IHME	Schätzer RR ^a /HR ^b /OR ^c (KI ^d), Einschadstoff-Modelle (linearer Anstieg pro Einheit)	Quellen
Mortalität ^e	Mortalität	Nicht betrachtet	kein Summenschätzer angegeben, 26 Studien	U.S. EPA (2018), Figure 11-18
Mortalität, Alter > 30 Jahre	Mortalität	Nicht betrachtet	1.062 (1.040, 1.083) pro 10 µg/m ³	WHO (2013a): Hoek (2013)
Mortalität	Mortalität	Nicht betrachtet	1.15 (1.13, 1.16) pro 10 µg/m ³	WHO Europe (2016): Crouse (2012)
Natürliche Mortalität	Mortalität	Nicht betrachtet	1.13 (1.106, 1.155) pro 5 µg/m³	Brunekreef et al. (2021)
Natürliche Mortalität, adjustiert für NO₂	Mortalität	Nicht betrachtet	1.083 (1.054, 1.113) pro 5 µg/m³	Brunekreef et al. (2021)
Mortalität	Mortalität	Nicht betrachtet	1.08 (1.02, 1.13) pro 10 µg/m ³	WHO Europe (2016): (Shi et al. 2016)
Mortalität	Mortalität	Nicht betrachtet	1.03 (1.00, 1.05) pro 10 µg/m ³	WHO Europe (2016): Thurston (2016)
Ischämische Herzkrankheiten	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.015 (1.010, 1.020) pro 1 µg/m³	GBD (2020), Supplement Table S7B
Schlaganfall (ischämisch und hämorrhagisch)	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.016 (1.012, 1.020) pro 1 µg/m³	GBD (2020), Supplement Table S7B
COPD	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.009 (1.007, 1.012) pro 1 µg/m³	GBD (2020), Supplement Table S7B
Bösartige Neubildung der Lunge	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.010 (1.007, 1.013) pro 1 µg/m³	GBD (2020), Supplement Table S7B
Diabetes mellitus Typ 2	Mortalität und Morbidität	Überzeugend oder wahrscheinlich	1.012 (1.009, 1.013) pro 1 µg/m³	GBD (2020), Supplement Table S7B

^a: RR: Relatives Risiko ^b: HR: Hazard Ratio ^c: OR: Odds Ratio ^d: KI: Konfidenzintervall ^e: In Metaanalysen wird meist nicht differenziert nach individuellen Studien zur Gesamtmortalität und zur natürlichen Mortalität. Es wird daher der Term Mortalität genutzt, wenn nicht anders gekennzeichnet.

3.2.3 Weitere luftgetragene Schadstoffe

Weitere von Kohlekraftwerken emittierte luftgetragene Schadstoffe, die in der Literaturrecherche identifiziert wurden, wurden nicht in die Krankheitslastberechnungen einbezogen, da sie entweder primär als Vorläufersubstanzen für erfasste Luftschadstoffe dienen, oder als Bestandteile des Feinstaubes gebunden sind und als Staubinhaltsstoffe (als Anteil an der Gesamtmasse der betrachteten Staubfraktion) in die Berechnungen eingehen.

Ozon als sekundärer Schadstoff wurde wegen der fehlenden geeigneten Gesundheitsdaten (saisonal differenzierte Mortalitätsdaten nicht verfügbar) nicht in die Krankheitslastberechnungen aufgenommen. Ozon (O_3) ist ein farbloses Reizgas und Oxidationsmittel, welches in Bodennähe bei intensiver Sonneneinstrahlung durch komplexe photochemische Prozesse aus Vorläuferschadstoffen (vor allem aus Stickstoffdioxid und flüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC)) entsteht. In der Abwindfahne von Kohlekraftwerken bildet sich Ozon in der Luft u. a. aus den bei der Kohleverbrennung emittierten Vorläufersubstanzen als sekundärer Luftschadstoff.

Wegen der Abhängigkeit von der Sonneneinstrahlung unterliegt die Ozonkonzentration sowohl im Tages- als auch im jahreszeitlichen Verlauf starken Veränderungen. Wird Ozon eingeatmet, kann es wegen seiner geringen Wasserlöslichkeit analog zu NO_2 tief in die Lunge eindringen. In der Bronchialschleimhaut und im Lungengewebe werden durch die starke Oxidationswirkung von Ozon entzündliche Prozesse ausgelöst, die wiederum zu Funktionsstörungen der Atemmechanik, aber auch zu subklinischen, systemischen Entzündungsprozessen führen können (U.S. EPA, 2013b). Die Ozonkonzentration während des Sommers erhöht die COPD-Mortalität mit einem relativen Risiko von 1,029 (95 % KI 1,01; 1,048) per 10 ppb (GBD, 2020).

3.3 Charakterisierung der identifizierten nicht-luftgetragenen Schadstoffe

Es konnte eine Vielzahl unterschiedlicher Schwermetalle und radioaktiver Elemente in Kohle identifiziert werden, die bei deren Verbrennung potentiell in die Umwelt freigesetzt werden können. Prinzipiell stellen all diese Stoffe, abhängig von der Expositionshöhe, ein mögliches gesundheitliches Risiko dar. Die gesundheitlichen Wirkungen der Schwermetalle Quecksilber (Hg), Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Nickel (Ni) und Zink (Zn) werden im Folgenden qualitativ näher beschrieben und erläutert, inwieweit der Beitrag dieser Stoffe an der Krankheitslast berücksichtigt werden kann.

3.3.1 Quecksilber (Hg) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF

3.3.1.1 Transmissionspfade von Quecksilber

Elementares Quecksilber (Hg^0) gelangt in erster Linie durch Inhalation in den menschlichen Organismus, während organisches Methyl-Quecksilber ($MeHg$ oder CH_3Hg^+) über den oralen Aufnahmepfad aufgenommen wird (Arndt, 2012).

Die chronische Intoxikation durch eine anhaltende Inhalation von elementarem Hg^0 als Quecksilberdampf spielt insbesondere als „arbeitsplatzbedingte Exposition“ (z. B. im Zusammenhang mit der Goldgewinnung in Minen Afrikas, Asiens und Südamerikas) eine primäre Rolle (Steckling et al., 2017).

Die Aufnahme von elementarem Quecksilber durch Inhalation von vaporisiertem Hg^0 aus Emissionen von Kohlekraftwerken stellt hingegen kein relevantes Risiko für die Allgemeinbevölkerung dar (European Commission, 2001b).

Im Zusammenhang mit Kraftwerksemissionen besitzt die über die Nahrung, insbesondere durch den Verzehr von Fisch, aufgenommene organische $MeHg$ -Verbindung die höchste toxische Relevanz für den Menschen. Eine wichtige Voraussetzung für die Aufnahme dieser Quecksilberverbindung über die Nahrung bildet der Biomethylierungsprozess von anorganischem Hg^0 durch Mikroorganismen (Clarkson und Magos, 2006). Dieser Umwandlungsprozess von elementarem Quecksilber in die stabile

MeHg-Verbindung durch Mikroorganismen findet verstärkt in aquatischen Sedimenten statt und ermöglicht so den Eintritt von MeHg in die Nahrungskette der aquatischen Fauna. Aufgrund seiner lipophilen Eigenschaften kann sich MeHg in Fischen anreichern (Clarkson und Magos, 2006). Abhängig von Faktoren wie Fettgehalt der Nahrung, Ernährungsweise und Alter der Exponierten kann die akkumulierte Menge in Fischen erheblich variieren (Clarkson und Magos, 2006).

Die Deposition von atmosphärischem Hg⁰ in Seen und Gewässern steht also im Zusammenhang mit der Bildung und Konzentration von MeHg im Sediment. Da das im Sediment angereicherte MeHg als Hauptaufnahmequelle für Fische angenommen werden kann, führt eine Reduktion des atmosphärischen Quecksilbers nicht unmittelbar zu einer Reduktion der Quecksilbermengen in Fischen (Harris et al., 2007). Eine Verringerung der atmosphärischen Hg-Konzentrationen wird daher vermutlich erst langfristig zur Reduktion der MeHg-Konzentration in Fischen beitragen (Harris et al., 2007).

Eine Erfassung der äußeren Exposition bzw. eine Ermittlung der aufgenommenen Schadstoffdosis als Maß für die Exposition eines Menschen kann bei Schwermetallen wie Quecksilber, aufgrund der komplexen Transmissionswege, im Rahmen dieses Projekts nicht angewandt werden. Studien, in denen die gesundheitlichen Effekte von Quecksilber im Menschen untersucht werden, nutzen Human-Biomonitoring (HBM)-Daten zur Bestimmung der inneren Exposition von Betroffenen. Das bedeutet, die Exposition gegenüber MeHg wird anhand seiner Konzentrationen im Blut von Betroffenen ermittelt, elementares Quecksilber wird im Urin nachgewiesen (UBA, 2013).

Die individuelle Aufnahme von Quecksilber in der Allgemeinbevölkerung wird also zu einem wesentlichen Anteil von den Ernährungsgewohnheiten der Menschen bestimmt.

Ein Review von Basu et al. (2018) fasst die aktuell verfügbaren Daten zu Bioparametern zusammen, die im Zusammenhang mit Quecksilberexpositionen zwischen 2000 und 2018 veröffentlicht wurden. Demzufolge sind grundsätzlich alle Menschen der Weltbevölkerung einer Quecksilberexposition ausgesetzt, wobei allerdings erhebliche Variationen zwischen den Expositionsmengen in den einzelnen Ländern und Regionen bestehen (Basu et al., 2018).

Als besonders belastet gelten Populationen, bei denen Fisch und Meerestiere die Haupt- oder zumindest eine wichtige Nahrungsgrundlage darstellen. Das sind insbesondere Menschen aus arktischen Regionen und Gemeinschaften, die an Küsten, Flussläufen oder auf kleinen Inseln leben sowie Menschen, die an Orten der Goldgewinnung arbeiten oder leben.

Neben Fisch als Hauptquelle für oral aufgenommenes Quecksilber können aber auch andere Lebensmittel zur unerwünschten Aufnahme von Quecksilber beitragen. So wurden in Deutschland in der Vergangenheit immer wieder Überschreitungen von Quecksilber-Höchstgehalten bzw. -Richtwerten in Nahrungsmitteln festgestellt, bspw. wiederholt in importiertem Reis (Blume, 2010).

Die aufgenommene Quecksilbermenge des Menschen über die Nahrung variiert also abhängig von der Art des Lebensmittels, dessen Herkunftsort bzw. der lokalen Hg-Depositionsmenge am Gewinnungsort sowie von der individuellen Verzehrmenge des belasteten Lebensmittels (European Commission, 2001b).

Demzufolge kann die durchschnittliche Aufnahmemenge von Quecksilber bzw. MeHg über die Nahrung sowie seine Akkumulation und Verweildauer im Organismus für die Allgemeinbevölkerung nur eingeschränkt abgeschätzt werden. Ein Rückschluss auf den Beitrag von Kohlekraftwerksemissionen zur korporalen Belastung ist äußerst schwierig.

3.3.1.2 Gesundheitliche Effekte von Quecksilber

Das Risiko von gesundheitlichen Folgeschäden durch die Aufnahme von Quecksilber in den Organismus steht im Zusammenhang mit der aufgenommenen Form und Menge sowie der Expositionsdauer. Zur Ermittlung der inneren Exposition gegenüber Quecksilber gilt die Bestimmung der Konzentration im Blut gemeinhin als verlässlicher Expositionsmarker. Im Blut liegen etwa 90 % des MeHg in den

Blutzellen an Hämoglobin gebunden vor, während anorganisches Hg^0 und Hg^+ sich zwischen Blutzellen und Plasma (5-35 %) verteilt (Branco et al., 2017). Die Exposition gegenüber Hg^0 wird standardmäßig anhand der über den Urin ausgeschiedenen Mengen bestimmt (Järup, 2003).

Gesicherte Erkenntnisse über körperliche Symptome und Schädigungen, die infolge einer chronischen Intoxikation mit elementarem Quecksilber auftreten können, stammen aus Beobachtungen bei akuten Belastungen im höheren Dosisbereich. So konnte bspw. bei Minenarbeitern, die häufig Quecksilberdämpfen ausgesetzt sind, neben Nierenschädigungen, insbesondere neurologische bzw. psychologische Störungen, wie Zittern der Hände (Tremor), Sprach- und Sehstörungen, eingeschränkte Koordinationsfähigkeit, motorische Störungen und Erschöpfung beobachtet werden (Steckling et al., 2015). Auch Persönlichkeitsstörungen und Depressionen stehen mit einer chronischen Intoxikation von elementarem Quecksilber in Zusammenhang (Järup, 2003). Diese Störungen gelten allerdings als bedingt reversibel und können ohne eine anhaltende Exposition ggf. wieder abklingen.

Auch Erkenntnisse über die neurotoxische Wirkung von organischem MeHg stammen vorwiegend aus epidemiologischen Studien in Hochexpositionsgebieten mit Vergiftungsereignissen (Järup, 2003) oder aus Studien durchgeführt in Populationen mit hohem Fischkonsum (Grandjean et al., 1997).

Die neurotoxische Wirkung von Quecksilber im Organismus beruht darauf, dass sowohl elementares, vaporisiertes Hg^0 als auch das organische MeHg die Bluthirnschranke passiert und ins zentrale Nervensystem gelangt, wo es bei Erwachsenen und Kindern Schäden verursachen kann (Cariccio et al., 2018). Schwangere und Kinder gelten als besondere Risikogruppen, da in der frühen Lebensphase eine besondere Suszeptibilität für Hg besteht (Schwedler et al., 2013). Eine pränatale Belastung mit Quecksilber(-verbindungen) kann neuronale Dysfunktionen und Entwicklungsstörungen verursachen, die die Sprachentwicklung, das Gedächtnis sowie die motorische Entwicklung betreffen (Grandjean et al., 1997).

Zur Abschätzung des gesundheitlichen Risikos durch die Exposition gegenüber Quecksilber aus Kraftwerken ist jedoch die Betrachtung von möglichen Gesundheitsfolgen bei niedrigen (chronischen) Expositionen von Bedeutung.

Es sind aktuell verschiedene Übersichtsarbeiten verfügbar; sie versuchen, die möglichen Zusammenhänge von niedrigen Quecksilberbelastungen im menschlichen Körper und assoziierten gesundheitlichen Endpunkten aus epidemiologischen Studien herauszustellen. Dabei werden sowohl verschiedene Bioparameter als auch die verschiedenen toxikologisch relevanten Formen des Quecksilbers (besonders elementares Hg^0 und MeHg) bei unterschiedlichen Bevölkerungsstichproben betrachtet.

Die Ergebnisse ergeben Hinweise darauf, dass bereits im niedrigeren Dosisbereich eine chronische Quecksilberintoxikation bestehen kann, die ggf. Schädigungen der Nieren, der Lunge, des Herz-Kreislaufsystems und des zentralen Nervensystems (ZNS) verursacht und langfristig zu ernsthaften Erkrankungen führen kann (Cariccio et al., 2018; Castoldi et al., 2008; Chowdhury et al., 2018; Clarkson und Magos, 2006).

Es ist bekannt, dass Quecksilber(-verbindungen) unterschiedliche potentielle Bindungspartner auf zellulärer Ebene besitzen (Branco et al., 2017). Die Bindung von Hg an funktionelle Proteingruppen kann so bspw. zur Deaktivierung von Hormonen und Ko-Faktoren führen. Durch Erkenntnisse über den potentiellen Einfluss von Hg auf bestimmte Proteinfunktionen und Regulationsmechanismen aus in vitro Experimenten wird bspw. ein möglicher Zusammenhang bzw. Beitrag von Hg bei der Entstehung von neurodegenerativen Erkrankungen, wie Morbus Alzheimer und Morbus Parkinson, vermutet. Die aktuelle Datenlage von Patienten, die diesen Zusammenhang stützen, wird allerdings noch kontrovers diskutiert (Cariccio et al., 2018). Zum aktuellen Zeitpunkt können die gesundheitlichen Folgen einer Quecksilber-Exposition gegenüber niedrigen bis mittleren korporalen Spiegeln, nicht deutlich abgegrenzt werden. Außerdem konnten bislang weder valide Schwellenwerte festgelegt noch verlässliche

Biomarker für bspw. die Neurotoxizität von MeHg identifiziert werden, um eine frühe Toxizität zu erkennen (Branco et al., 2017; Castoldi et al., 2008).

Die gesundheitliche Risikobewertung von Quecksilberexpositionen beruht aktuell also insbesondere auf den Erkenntnissen aus Hochexpositionsstudien, was für die mögliche Krankheitslast durch Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerken in Deutschland allerdings keine Relevanz besitzt. Es gibt keine eindeutigen Evidenzen über die gesundheitlichen Endpunkte bei einer chronischen Belastung im niedrigen Expositionsbereich (Branco et al., 2017; Castoldi et al., 2008; Khan et al., 2019).

3.3.2 Arsen (As) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF

3.3.2.1 Transmissionspfade von Arsen

Global stellt das Grundwasser die häufigste für den Menschen relevante Arsen-(As)-Quelle dar. In einigen Regionen der Welt, bspw. Argentinien, den Vereinigten Staaten, Mexiko, Bangladesch und Indien, treten über weite Teile natürlicherweise hohe As-Spiegel im Grundwasser auf (Singh et al., 2015). Neben Trinkwasser bildet die Nahrung eine wichtige Quelle für die Aufnahme von Arsen (EFSA, 2009b).

Arsen gelangt in Form von verschiedenen organischen und anorganischen Verbindungen vor allem auf oralem oder inhalativem Weg in den Körper, auch eine dermale Aufnahme ist in geringem Maße möglich. Organische Arsenverbindungen, z. B. Arsenobetain oder Arsenzucker, werden hauptsächlich über die Nahrung u.a. durch den Verzehr von Fisch aufgenommen, während anorganische Arsenverbindungen (Arsenit, Arsenat) nicht nur über die Nahrung, sondern insbesondere über das Trinkwasser oder inhalativ in den menschlichen Organismus gelangen (EFSA, 2009b; IARC, 2012).

Aufgrund der geringen As-Konzentration in der Außenluft trägt die Inhalation von Arsen in der Allgemeinbevölkerung zu keinem nennenswerten Anteil an der Gesamtbelastung bei (IARC, 2012). Der inhalative Aufnahmepfad ist vorwiegend für Beschäftigte von Relevanz, die in der (nicht eisenhaltigen) Metallverarbeitung, in Kohlekraftwerken oder in der Produktion von Batterien tätig sind (EFSA, 2009b; IARC, 2012).

Arsen wird in seiner anorganischen Form sowohl aus natürlichen Quellen, z. B. infolge von Vulkanausbrüchen, als auch aus anthropogenen Quellen wie Kohlekraftwerken, Schmelzanlagen und Minen in Form von As_2O_3 oder an Feinstaub gebunden in die Atmosphäre emittiert. In der Folge lagert sich das in der Atmosphäre befindliche As im Wasser und im Boden ab (ATSDR, 2007). Im Boden ist Arsen, abhängig von Faktoren wie Eisengehalt und pH-Wert, zumeist sehr immobil und verbleibt in den obersten Schichten. Auch durch ein natürliches Vorkommen in arsenhaltigen Gesteinsformationen oder durch die Verwendung von Düngern sowie Klärschlamm kann der Boden mit Arsen belastet sein (IARC, 2012; ATSDR, 2007). Pflanzen nehmen As in unterschiedlichem Maße auf und speichern es in verschiedenen Formen. Besonders in Getreide und hier vor allem im Reis lassen sich häufig größere Mengen anorganischen Arsens nachweisen, die bei regelmäßigem und reichlichem Verzehr eine gesundheitsrelevante Belastung erreichen können (EFSA, 2009b).

As verteilt sich in der Umwelt vor allem über das Medium Wasser. Die Form und Menge des transportierten Arsens hängt dabei von verschiedenen Faktoren ab, wie dem Sauerstoffgehalt oder der chemischen Zusammensetzung, d. h. ob es sich bspw. um Grundwasser, Fluss- oder Salzwasser handelt (IARC, 2012).

Arsen kann in Fischen, Krustentieren und Algen akkumulieren. Dabei handelt es sich aber, mit wenigen Ausnahmen, wie bestimmten Algenarten, im Wesentlichen um organische As-Verbindungen. Von diesen wird angenommen, dass sie keine nennenswerte gesundheitliche Bedrohung für den menschlichen Organismus darstellen (EFSA, 2009b). Im Trinkwasser liegt Arsen fast ausschließlich in anorganischer Form vor. In Regionen wie China, Bangladesch oder Taiwan, in denen das Wasser natürlicher-

weise bzw. durch anthropogenen Eintrag verstärkt mit As belastet ist, trägt der Verzehr oder die Zubereitung von Speisen mit belastetem Wasser zu einem großen Teil der Gesamtbelastung mit anorganischem Arsen bei (IARC, 2012).

Eine Erfassung der äußeren Exposition lässt nur bedingt Rückschlüsse auf die individuelle endogene Arsenbelastung und einen Zusammenhang mit möglichen gesundheitlichen Endpunkten zu. Die Menge des vom Organismus resorbierten As ist von der Löslichkeit, d. h. von der Art der (an-bzw. organischen) Verbindung sowie vom Aufnahmeweg abhängig (ATSDR, 2007; WHO, 2011a). Des Weiteren beeinflussen individuelle Faktoren wie das Geschlecht und der Ernährungsstatus (z B. der Folsäure-, Vitamin B12- und Cholin-Spiegel) die Aufnahme von Arsenverbindungen. Die individuell unterschiedlich hohe Empfindlichkeit gegenüber einer Exposition gegenüber Arsen ist zudem auf die genetischen Polymorphismen von Enzymen des Arsenstoffwechsels zurückzuführen. Dazu zählen insbesondere die Arsen-Methyltransferase und die Glutathion-S-Transferase (EFSA, 2009b).

Zeitnah aufgenommenes Arsen kann über den Urin nachgewiesen werden, da As innerhalb weniger Tage vom Körper über die Nieren ausgeschieden wird. Die As-Langzeitbelastung wird über Messungen in den Haaren, Fuß- und Fingernägeln ermittelt, da sich anorganisches Arsen langfristig vor allem in Kreatin-reichen Geweben einlagert (EFSA, 2009b; IARC, 2012).

Anorganisches Arsen wird vom Menschen in erster Linie durch den vermehrten Verzehr bestimmter Lebensmittel (z. B. Getreide und insbesondere Reis) sowie über belastetes Trinkwasser aufgenommen (WHO, 2011b). Gemäß der WHO-Richtlinie liegt der empfohlene Richtwert bei 10 µg/l im Trinkwasser. In Deutschland wird dieser Wert im Allgemeinen nicht überschritten, da die Wasserversorger das Arsen aus dem Trinkwasser entfernen. Allerdings können Betreiber eigener Hausbrunnen durchaus mit Arsen belastetes Wasser aus dem Grundwasser gewinnen. Im europäischen Raum, in dem das Trinkwasser zumeist keine erhöhten Arsenwerte aufweist, stellen daher insbesondere pflanzliche Lebensmittel die Quelle für die Aufnahme von anorganischem Arsen dar (EFSA, 2009b). Der quantitative Beitrag von Kohlekraftwerken an der Gesamtbelastung der Bevölkerung mit Arsen lässt sich aufgrund des komplexen Transmissionspfades, d. h. vom Eintrag der As-haltigen Emissionen in die Umwelt bis in den Menschen, nur unzureichend ermitteln. Dies ist zum einen dadurch bedingt, dass die Aufnahme nicht direkt erfolgt, sondern oral über die Nahrung und das Trinkwasser, die prinzipiell aus unterschiedlichen Quellen mit As belastet werden können. Zudem wird die Quantität der endogenen Synthese von humantoxischen As-Methylverbindungen in hohem Maße von individuellen Faktoren, wie den Ernährungsgewohnheiten bzw. dem -status, sowie vom Geschlecht und genetischen Faktoren bestimmt.

3.3.2.2 Gesundheitliche Effekte von Arsen

Die Folgeschäden von Belastungen mit Arsen sind abhängig von der Menge und Form des aufgenommenen As sowie der Dauer der Belastung. Oral oder inhalativ aufgenommenes Arsen wird zum Großteil innerhalb von ein bis zwei Tagen über die Nieren ausgeschieden. Nicht ausgeschiedenes Arsen wird über das Blut in verschiedenen Organen wie Leber, Nieren und Lunge verteilt, bis es nach einigen Wochen zum Großteil in Fuß- und Fingernägeln, den Haaren und der Haut eingelagert wird.

Im Zusammenhang mit gesundheitsschädigenden Wirkungen sind fast ausschließlich die anorganischen Arsenverbindungen, v. a. Arsenit (As(III)) und Arsenat (As(V)), von Relevanz. Über die Nahrung aufgenommene organische Arsenverbindungen wie Arsenobetain, die häufigste organische Arsenverbindung, besitzen überwiegend keine toxische Bedeutung für den Menschen. Allerdings bergen organische As-Verbindungen, die endogen in der Leber durch die Methylierung von As(III) und As(V) entstehen oder in dieser Form in geringen Mengen aus exogenen Quellen wie tierischen Nahrungsmitteln aufgenommen werden können, nachweislich eine potentiell genotoxische Wirkung (ATSDR, 2007).

Arsenit (As(III)) und Arsenat (As(V)) sind die am häufigsten auftretenden anorganischen As-Verbindungen. In den Zellen wird As(V) zu As(III) reduziert und kann zu einer Erhöhung des oxidativen

Stresses beitragen, indem es die Bildung von Sauerstoffradikalen wie Hydrogenperoxid anregt. Letzteres hat eine schädigende Wirkung auf die DNA- und RNA-Komplexe sowie Proteinstrukturen in der Zelle (Dopp, 2007). Die kanzerogene Wirkung von anorganischen As-Verbindungen wird zum einen auf die durch Sauerstoffradikale vermehrt ausgelösten DNA-Strangbrüche zurückgeführt sowie auf die Störung der Reparationsprozesse an der DNA durch Radikale. As(III) und As(V) können zudem in der Leber zu mono-, di- und trimethylierten Verbindungen umgewandelt werden. Dieser Prozess wurde lange Zeit als Detoxifizierung angesehen, jedoch bergen insbesondere die dreiwertigen methylierten Verbindungen (Monomethylarsonsäure(III) & Dimethylarsinsäure(III)) durch ihre verstärkt DNA-schädigende Wirkung ein hohes genotoxisches Potential (EFSA, 2009b; Dopp, 2007).

Die gesundheitlichen Auswirkungen von Arsen im Zusammenhang mit chronischen Belastungen sind besonders im hohen Dosisbereich z. B. durch belastetes Trinkwasser gut belegt. Bei Studien in Regionen mit entsprechenden Belastungen konnten Hautveränderungen, wie verstärkte Pigmentierung, Hautläsionen oder Hautkrebs, aber auch Blasen- und Lungenkrebs nachgewiesen werden (EFSA, 2009b; IARC, 2012). Arsen kann auch auf das zentrale Nervensystem schädigend wirken, insbesondere da es die Blut-Hirn-Schranke frei passieren kann. Sowohl im Zusammenhang mit akuter als auch einer chronischen Exposition können bspw. symmetrische, sensorische Neuropathien ausgelöst werden. Außerdem können die Gedächtnisleistung, die Konzentrationsfähigkeit und die verbale Lernfähigkeit beeinträchtigt werden (Khaja et al., 2015; Rehman et al., 2018). Als Folgen einer hohen chronischen As-Exposition wurde zudem ein Zusammenhang mit einem erhöhten Risiko von kardiovaskulären Erkrankungen sowie Diabetes mellitus beschrieben (EFSA, 2009b). Auch erhöhte Komplikationen im Rahmen der Schwangerschaft, wie Plazenta- und Uteruswachstumsdefizite und spontane Fehlgeburten sowie eine erhöhte Säuglingssterblichkeit, konnten im Zusammenhang mit einer Hochexposition gegenüber Arsen festgestellt werden (Khaja et al., 2015).

Emissionen aus Kohlekraftwerken bilden für die Allgemeinbevölkerung aber lediglich eine mögliche Quelle für eine niedrige und chronische Arsenbelastung. Evidenzen für gesundheitliche Auswirkungen im hohen Expositionsbereich sind daher nicht übertragbar.

Zum aktuellen Zeitpunkt sind verschiedene Übersichtsarbeiten zu finden, die die Evidenz verschiedener epidemiologischer Studien im Zusammenhang mit Expositionen im geringen Konzentrationsbereich zusammentragen. Epidemiologische Studien ermitteln die Belastung der Proband*innen je nach Methode entweder extern durch die Messung der As-Konzentrationen im Trinkwasser, da dies die Hauptquelle für As-Exposition darstellt, und/oder mittels HBM über die Bestimmung des im Urin ausgeschiedenen anorganischen Arsens und seiner Methylverbindungen (EFSA, 2009b).

Eine Metaanalyse von Chowdhury et al. (2018) konnte bspw. herausstellen, dass offensichtlich ein linearer Zusammenhang zwischen der As-Konzentration (mit einem Spektrum von 0 µg/l bis hin zu 369 µg/l) in Brunnenwasser und dem relativen Risiko des Auftretens von kardiovaskulären Erkrankungen besteht. Chowdhury et al. (2018) stellt zudem fest, dass eine Assoziation von As, gemessen im Trinkwasser (0.7 bis 131.1 µg/l), aber auch in Urin (3.7-4.9 µg/l) oder Nagelproben, und einem erhöhten Risiko von kardiovaskulären und koronaren Herzerkrankungen sowie Schlaganfall besteht (Chowdhury et al., 2018).

Karagas et al. (2015) stellten in ihrem Review einen Zusammenhang zwischen der Häufigkeit arseninduzierter Hautläsionen und des As-Spiegels in einem Bereich von <100 µg/l im Trinkwasser fest, wobei die untersuchten Studien aus China und Südasien (Indien, Bangladesch) stammten (Karagas et al., 2015). Hinweise aus Studien in Taiwan, Mexiko, Osteuropa und den USA belegen eine ähnliche Tendenz bei Hautkrebserkrankungen. Die Autoren wiesen darauf hin, dass die zellulären Abwehrmechanismen, die die Arsentoxizität mindern, durch genetische Variationen beeinflusst werden. Es sind weitere Studien erforderlich, die den Zusammenhang zwischen Hautläsionen und Hautkrebs und der Exposition gegenüber As im niedrigen Belastungsbereich, d.h. unterhalb von 10 µg/l im Trinkwasser (WHO, 2011b) untersuchen.

In der Literatur lassen sich außerdem noch Hinweise darauf finden, dass eine chronische Arsenbelastung in geringer Konzentration unter Umständen zu Hautläsionen (Karagas et al., 2015; Chen et al., 2009), kardiovaskulären Erkrankungen (Medrano et al., 2010), Diabetes mellitus (Mauil et al., 2012; Grau-Perez et al., 2018), neurologischen Erkrankungen wie Morbus Alzheimer (O'Bryant et al., 2011) und Krebserkrankungen, u. a. Hautkrebs (Leonardi et al., 2012; Karagas et al., 2015), führen kann.

Einzelne gesundheitliche Endpunkte wie z. B. nicht krebsartige Lungenerkrankungen sind im Zusammenhang mit niedrigen As-Konzentrationen gegenwärtig nur in wenigen wissenschaftlichen Arbeiten untersucht worden (Sanchez et al., 2016).

Es sind weitere Studien nötig, um die gesundheitlichen Auswirkungen im niedrigen Expositionsbereich besser beurteilen zu können. Häufig werden in Studien, die den Zusammenhang von gesundheitlichen Endpunkten mit einer As-Belastung untersuchen, Rückschlüsse ausschließlich auf Basis der exogenen Trinkwasserbelastung gezogen. Die parallele Ermittlung des korporalen Arsen-Spiegels durch z. B. Urinproben erfolgt meistens nicht, obwohl damit eine genauere Aussage über die tatsächlich auftretende individuelle As-Exposition getroffen werden könnte.

Eine valide Beurteilung des Beitrags von Kohlekraftwerken zu einer gesundheitsrelevanten Belastung mit As ist problematisch. Zum einen ist die Evidenz für gesundheitliche Endpunkte im niedrigen, chronischen Expositionsbereich in vielen Fällen nicht klar belegt. Zudem hängt die korporale Belastung des Einzelnen nicht nur von der As-Quelle ab, sondern ist sie auch von individuellen Faktoren wie Alter, Geschlecht, Ernährungsstatus sowie Genetik beeinflusst (EFSA, 2009b). Der Anteil, den Kohlekraftwerke an der gesundheitlichen Belastung der Allgemeinbevölkerung in Deutschland durch Arsen haben, lässt sich daher nicht verlässlich ermitteln.

3.3.3 Blei (Pb) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF

3.3.3.1 Transmissionspfade von Blei

Blei (Pb) ist in der Erdkruste vor allem in Form von Galenit (PbS) zu finden, dies stellt auch die bedeutendste abbaubare Bleiverbindung dar (ATSDR, 2019). Durch Verbrennungs- oder Schmelzprozesse wird Blei insbesondere an Partikel gebunden freigesetzt und kann in Verbindung mit Feinstaubpartikeln unterschiedlicher Größe transportiert werden. Von gesundheitlicher Relevanz sind insbesondere anorganische Bleiverbindungen. Die Aufnahme von Blei erfolgt insbesondere oral über Nahrung oder Trinkwasser und nur in einem geringen Maß inhalativ, während der Anteil dermalen Resorption vernachlässigbar gering ist (ATSDR, 2019; U.S. EPA, 2013a). Für die nichtrauchende Bevölkerung bilden sowohl pflanzliche als auch tierische Nahrungsmittel die Hauptbelastungsquellen.

Chronische bzw. hohe Belastungen mit Blei finden sich vor allem im Rahmen von beruflicher Exposition z. B. in der bleiverarbeitenden Industrie und bei der professionellen Entfernung von bleihaltigen Farben. Außerdem können Personen verstärkt durch Blei belastet werden, die in der Nähe von Emissionsquellen wie Schmelzanlagen oder auch belasteten Mülldeponien wohnen bzw. sich aus beruflichen Gründen häufig in der Nähe aufhalten (Flora et al., 2006).

Kohlekraftwerke emittieren Blei in Form von Partikeln. Als Feinstaub können sehr feine bleihaltige Partikel (< 2.5 µm) mehrere tausend Kilometer weit transportiert werden. Größere bleibeladene Partikel lagern sich hingegen vermehrt in der Nähe der Emissionsquelle ab (Deposition). Blei wird vom Boden sehr gut gebunden, besonders organische Materie adsorbiert Blei in hohem Maße. Die Mobilität von Blei im Boden ist aber eingeschränkt und wird u.a. vom Anteil der organischen Materie, dem pH-Wert und der Zusammensetzung mit Huminsäuren bestimmt (U.S. EPA, 2013a). Blei ist bei saurem pH für Pflanzen gut verfügbar. Besonders Getreide, Kartoffeln und Blattgemüse wie Feldsalat stellen eine wichtige Quelle für die Konsumenten dar (EFSA, 2010; UNEP, 2010), aber auch Meeresfrüchte und Innereien von Schlachttieren.

Die bis zum Jahr 1973 häufig als Trinkwasserleitungen in (Wohn-) Gebäuden verbauten Bleirohre stellen auch heute noch vereinzelt eine relevante Quelle für eine gesundheitsbelastende Bleiexposition dar. Besonders längere Stagnationsphasen z. B. über Nacht können zu erhöhten Blei-Werten im Leitungswasser führen. Dieses Wasser sollte nicht zum Kochen verwendet und auch nicht getrunken werden. Insbesondere vom Anrühren von Babynahrung mit Leitungswasser, das über einen längeren Zeitraum in den Leitungen stand, wird abgeraten (RKI, 2008).

Für Kleinkinder und Säuglinge bilden zudem (Haus-)Staub, bspw. durch Altlasten stark belasteter Oberboden oder auch bleihaltige Farbe wichtige Aufnahmequellen. Aufgrund ihres vermehrten Hand-Mund-Kontakts und ihrer physisch bedingten Nähe zum Boden inhalieren bzw. verschlucken Kleinkinder und Säuglinge mehr Blei über die o. g. Trägerstoffe als ältere Kinder oder Erwachsene. Besonders in Wohnlagen in der Nähe von Emissionsquellen wie Schmelzanlagen oder Kohlekraftwerken können höhere Belastungen des (Haus-)Staubes und des Oberbodens auftreten, und die Exposition von Kleinkindern und Säuglingen mit Blei kann dadurch erhöht sein (ATSDR, 2019; EFSA, 2010).

Bei der Inhalation von Blei können kleinere Partikel ($< 2.5 \mu\text{m}$) bis in die Alveolen der Lunge gelangen und dort aufgenommen werden. Größere bleibeladene Partikel werden vom Flimmerepithel der Lunge gefiltert, können durch mukoziliären Transport in die Speiseröhre gelangen und von dort schließlich über den Magen-Darm-Trakt resorbiert werden (ATSDR, 2019).

Die Versorgungslage mit Eisen und Calcium, aber auch mit Vitamin D beeinflusst nachweislich die Resorption von Blei ins Blut. So konnte eine inverse Beziehung zwischen der Aufnahme von Eisen und Calcium über die Nahrung und dem Bleigehalt im Blut beobachtet werden. Bei einem geringen Eisen- oder Calciumspiegel war der Blut-Bleigehalt tendenziell erhöht. Generell scheint die Verfügbarkeit von Nahrung im Magen-Darm-Trakt die Bleiresorption zu beeinflussen, da Fastende vermehrt Blei über den Magen-Darm-Trakt aufnehmen (ATSDR, 2019; EFSA, 2010).

Die Aufnahmewege für Blei in den menschlichen Organismus sind vielfältig und von individuellen, endogenen Faktoren sowie von bspw. der Interaktion der Blei-Ionen mit den Bestandteilen der Nahrung abhängig. Die individuelle (innere) Exposition wird insbesondere durch die Ermittlung der Blut-Blei-Werte und der Blei-Spiegel im Knochen bestimmt (ATSDR, 2019). Die Blut-Blei-Konzentration lässt Aussagen über die kurzfristig erfolgte Aufnahme zu, da Blei im Blut eine Halbwertszeit von ca. 30-40 Tagen hat. Außerdem können auch bedingt Aussagen über chronische Expositionen gemacht werden, da Blei aus dem Knochen ins Blut zurückmobilisiert wird. Im Knochengewebe sind bis zu 94 % der gesamten Blei-Körperlast eingelagert, deren Halbwertszeit 10 bis 30 Jahre beträgt. Die Bestimmung der Bleikonzentration in Knochen liefert daher exakte Aussagen über die Gesamtbelastung des Individuums (EFSA, 2010; Flora et al., 2006). Bei Kindern ist der Anteil von mobilisierbarem Blei allerdings höher als bei Erwachsenen, es befinden sich daher nur etwa 60 % der gesamten Blei-Last im Knochen.

3.3.3.2 Gesundheitliche Effekte von Blei

Blei hat eine Vielzahl von gesundheitsschädigenden Wirkungen. Diese stehen in Zusammenhang mit der Dosis und Dauer der Blei-Exposition, welche in der Regel über den Blei-Spiegel im Blut ermittelt wird (ATSDR, 2019).

Akute Bleivergiftungen treten vor allem im Zusammenhang mit einer beruflichen Exposition oder einer einmaligen hohen Bleiaufnahme auf. Letzteres ist besonders für Kinder relevant, da sie Blei stärker resorbieren und endogene, schützende Barrieren, wie z. B. die Blut-Hirn-Schranke, noch nicht vollständig ausgebildet sind (Flora et al., 2012; ATSDR, 2019).

Bei akuter Bleiintoxikation sind vor allem der Magen-Darm-Trakt, das blutbildende System sowie das neuronale System betroffen. Symptome sind u.a. Koliken, Erbrechen, Anämie, periphere Nervenläsungen und Enzephalopathie. Kindern, die an einer Enzephalopathie erkranken, können langfristige Folgeschäden, z. B. verringerte kognitive Fähigkeiten oder Aufmerksamkeitsdefizite, davontragen. Die

Agency for Toxic Substances and Diseases Registry (ATSDR) (2019) weist allerdings darauf hin, dass die aktuelle Datenlage nicht ausreichend ist, um eine sichere Dosis-Wirkungsbeziehung für akute Bleivergiftungen bei Menschen aufzustellen (ATSDR, 2019; EFSA, 2010).

Im Zusammenhang mit einer chronischen Bleiexposition gelten Kinder, Säuglinge und Schwangere als besonders vulnerabel. Die Resorptionsrate von Blei im Magen-Darm-Trakt ist bei Kindern bzw. Säuglingen mit schätzungsweise 40-50 % im Vergleich zu Erwachsenen mit nur 3-10 % deutlich höher (ATSDR, 2019). Bei Frauen kann eine Schwangerschaft, Stillen und die Menopause zu einer erhöhten Resorptionsrate führen; zudem wird im Knochengewebe eingelagertes Blei vermehrt ins Blut mobilisiert. Des Weiteren ist Blei plazentagängig und kann somit bereits den ungeborenen Fötus belasten (ATSDR, 2019; EFSA, 2010).

Die European Food Safety Authority (EFSA) (2010) und ATSDR (2019) haben die verfügbaren Daten in Bezug auf Bleiexpositionen bei Kindern und den gesundheitlichen Wirkungen zusammengetragen. Demzufolge führt Blei bei Kindern bereits bei Blei-Konzentrationen im Blut unterhalb von 5 µg/dl zu einer abnehmenden kognitiven Leistungsfähigkeit. Die EFSA (2010) und ATSDR (2019) leiten aus diesen Ergebnissen ab, dass es für Kinder keine tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge (TWI) oder ein minimales Risikolevel (MRL) gibt.

Die pathologischen Effekte von Blei auf körperliche Prozesse sind vielfältig analysiert worden. Blei ist in der Lage, verschiedene Kationen wie Mg^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} oder Ca^{2+} zu ersetzen und dadurch eine Vielzahl von biochemischen Prozessen zu beeinflussen (Flora et al., 2012; Garza et al., 2006). Blei kann bspw. die Regulation intrazellulärer Signalwege stören, indem es als potentielles Substitut von Calcium die enzymatische Funktion der Proteinkinase C beeinflusst. Diese spielt eine zentrale Rolle bei der Regulation des Zellwachstums und bei der Zelldifferenzierung sowie bei der Gedächtnisbildung (ATSDR, 2019; Flora et al., 2012). Als Calcium-Substitut vermag Blei sowohl bei Kindern als auch bei Erwachsenen ungehindert die Blut-Hirn-Schranke passieren. Im kindlichen Hirn kann Blei nachhaltig in den Entwicklungsprozess der Blut-Hirn-Schranke eingreifen (Flora et al., 2012).

Ein weiteres gesundheitliches Risiko besteht durch das Potential von Blei, den oxidativen Stress in Körperzellen zu erhöhen, indem es auf der einen Seite die Produktion von Sauerstoffradikalen anregt und auf der anderen Seite die für die Pufferung der Radikale erforderlichen Antioxidantien wie Glutathion oder Enzyme wie die Superoxid-Dismutase (SOD) und Katalasen deaktiviert. Dieser doppelte Wirkmechanismus kann den oxidativen Stress in der Zelle soweit erhöhen, dass es zur Induktion von Apoptoseprozessen und somit zum Zelltod kommt (Flora et al., 2012).

Außerdem kann Blei Einfluss auf die Blutzusammensetzung nehmen und eine Anämie verursachen, indem es als Zink-Substitut die Enzyme δ -Aminolävulin-Dehydratase (ALAD) und Ferrochelatase inhibiert. Letzteres ist an der Eingliederung von Eisen in Häm beteiligt. Die Abschwächung von ALAD führt zu einer Erhöhung des δ -Aminolävulinsäure-Spiegels im Blut, aus dem wiederum eine Anreicherung von Wasserstoffperoxid und Superoxid-Anionen erfolgt. In der Folge wird Hämoglobin vermehrt oxidiert, was in einem direkten Zusammenhang mit der Hämolyse von Erythrozyten im Blut steht (Flora et al., 2012; Rehman et al., 2018).

Die körperlichen Auswirkungen von anhaltenden Bleiexpositionen sind in einer Vielzahl von Studien analysiert worden. Am frühesten und prominentesten ist das Nervensystem betroffen, es können z. B. Kopfschmerzen und Muskeltremor auftreten, und hohe chronische Expositionen können Ataxie, Delirium oder komatöse Zustände zur Folge haben (Flora et al., 2006). Besonders bei Kindern lassen Studien auf einen Zusammenhang zwischen chronischer Bleibelastung im niedrigen Blutkonzentrationsbereich (<10 µg/dl) mit einer Beeinträchtigung der Hämoglobinsynthese sowie verschiedenen Entwicklungs- und Verhaltensauffälligkeiten wie schlechtere schulische Leistungen oder Hyperaktivität schließen (Sioen et al., 2013; Zhang et al., 2013). Auch im Erwachsenenalter kommt es in Folge von

chronischen Blei-Belastungen u. a. zu Beeinträchtigungen der Gedächtnisleistungen oder der kognitiven Leistungsfähigkeit (Power et al., 2014; Seo et al., 2014).

Außerdem lassen sich Hinweise für Veränderungen im Blut und der blutbildenden Systeme im Zusammenhang mit chronischen Bleibelastungen finden. Mögliche Folgen sind eine verringerte Hämoglobinkonzentration (Queirolo et al., 2010), Anämie (Shah et al., 2010; Karita et al., 2005) und Veränderungen in der Blutzusammensetzung (Mohammad et al., 2008). Weitere in Studien ermittelte mögliche Endpunkte einer chronischen Bleiexposition sind Nierenschäden (Pollack et al., 2015), Beeinträchtigung der Reproduktionsfähigkeit bei Männern (Telisman et al., 2007) und Frauen (Chang et al., 2006) sowie kardiovaskuläre Erkrankungen (Lanphear et al., 2018).

Im Hinblick auf die gesundheitlichen Folgen von Bleibelastungen im Zusammenhang mit Kohlekraftwerken ist die chronische Exposition im Niedrigdosisbereich von Relevanz. Aufgrund der langen Verweildauer von Blei im Körper kann eine chronische Bleibelastung zu einer Akkumulation und schließlich zu gesundheitlichen Folgeschäden führen. Akute Vergiftungen sind im Zusammenhang mit Kraftwerksemissionen allerdings eher auszuschließen.

Dass Blei auch in geringen Dosen gesundheitsschädigende Wirkungen hat, konnte in diversen epidemiologischen Studien belegt werden. Eine Berechnung der Krankheitslast, die auf Bleiemissionen aus Kohlekraftwerken zurückzuführen ist, ist allerdings nicht möglich. Da die Exposition der Bevölkerung mit Blei potentiell aus zahlreichen verschiedenen Quellen und über unterschiedliche Transmissionspfade erfolgt, lassen sich Blut-Bleigehalte und gesundheitliche Wirkungen nicht kausal mit Kraftwerksemissionen in Verbindung bringen (ATSDR, 2019).

3.3.4 Cadmium (Cd) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF

3.3.4.1 Transmissionspfade von Cadmium

Cadmium (Cd) wird inhalativ vor allem in Verbindung mit feinen und ultrafeinen Partikeln (≤ 100 nm), als Cadmium-Oxid (CdSO_4) oder in Form von Cadmium-Chlorid (CdCl_2) aufgenommen. Oral gelangt Cd insbesondere über die Nahrung in den Organismus (European Commission, 2001a).

Die nichtrauchende Bevölkerung nimmt Cadmium im Allgemeinen zu 90 % über die Nahrung auf. Menschen mit einem hohen Verzehr an pflanzlichen Lebensmitteln oder Fisch und anderen Meerestieren können durch die Ernährung verstärkt mit Cd belastet werden (EFSA, 2009a; Umweltbundesamt, 2011). Raucher können Cd inhalativ über den Zigarettenrauch in vergleichbar hohen Mengen aufnehmen wie über die Nahrung, da auch die Tabakpflanze Cadmium aus dem Boden aufnimmt und in den Blättern akkumuliert. Durch den Verbrennungsprozess wird Cd im Rauch freigesetzt (European Commission, 2001a; UNEP, 2010).

Eine berufsbedingte Exposition in Form einer erhöhten Inhalation von Cd-Oxiden oder Cd-haltigen Dämpfen betrifft insbesondere Beschäftigte in der Produktion oder der verarbeitenden Industrie (European Chemicals Bureau, 2008). Industrielle Verwendung findet Cd beispielsweise in rostschützenden Überzügen auf Eisen- und Stahlteilen, als Bestandteil von Nickel-Cadmium-Batterien sowie in modernen Technologien wie der Photovoltaik und bei Herstellung von Nanomaterialien (Hardman, 2006; Fowler, 2009). Gewonnen wird Cadmium u. a. bei der Verhüttung von Zink-, Kupfer- und Bleierzen.

Für die allgemeine Bevölkerung besitzt der inhalative Aufnahmepfad von Cadmium über die Atemluft keine gesundheitliche Relevanz, was letztlich auch die Cd-Emissionen aus Kohlekraftwerken einschließt (European Commission, 2001a).

Bezüglich des durch Kraftwerksemissionen freigesetzten Cadmiums stellt die Aufnahme durch die Nahrung den gesundheitlich relevanten Pfad für die nichtrauchende Allgemeinbevölkerung dar. Über Emissionen ausgestoßenes Cadmium verbleibt, anders als bspw. Quecksilber, nur für kurze Zeit ungebunden in der Atmosphäre. Meist wird es an (Ultra-)Feinstaubpartikel gebunden und kann so über

mittlere oder lange Strecken transportiert werden, bevor es schließlich auf dem Boden, auf Pflanzenoberflächen und im Wasser deponiert wird (European Commission, 2001a; United Nations Environment Programme, 2010). Pflanzen absorbieren Cd aus dem Boden, wobei der Anteil des aufgenommenen Cadmiums je nach Pflanzenart stark variiert. Weizen, Kartoffeln und Spinat beispielsweise nehmen verstärkt Cadmium auf (Umweltbundesamt, 2011; United Nations Environment Programme, 2010; EFSA, 2009a). Die Resorption von Cd in Pflanzen hängt dabei von seiner Bioverfügbarkeit im Boden ab, welche durch verschiedene Faktoren, wie dem pH-Wert, beeinflusst wird (EFSA, 2009a).

Neben der Deposition aus der Atmosphäre trägt auch Cd aus anderen Quellen, wie etwa cadmiumhaltigen Düngemitteln oder das Ausbringen von Klärschlamm auf Felder, zur Bodenbelastung und der auf diesem wachsenden Pflanzen bei (EFSA, 2009a; Järup und Åkesson, 2009). Als Schwermetall wird Cadmium nicht biologisch abgebaut, kann sich in Böden anreichern und über die Pflanzen in die Nahrungskette sowie das Grundwasser gelangen (UBA, 2022; BfR, 2009).

Die Belastung von limnischen Systemen mit Cd bildet einen weiteren relevanten Transmissionspfad für den Menschen. In Meerwasser liegt Cadmium fast ausschließlich in Form von Chlorid-Verbindungen (CdCl^+ , CdCl_2 , CdCl_3^-) vor, in Süßwasser überwiegend als hydriertes Ion oder in Form von Karbonat-Verbindungen. Cd gelangt über belastetes Wasser in Fische und andere Meerestiere. In diesen für eine große Anzahl von Menschen wichtigen Nahrungsquellen kann sich Cd akkumulieren und teilweise sehr hohe Konzentrationen erreichen (EFSA, 2009a).

Sowohl eine vorwiegend pflanzliche Nahrungszusammensetzung als auch eine in hohem Maße auf Fisch und anderen Meerestieren basierende Ernährung können eine erhöhte Cd-Aufnahme bewirken (United Nations Environment Programme, 2010). Diese kann zusätzlich von verschiedenen individuellen Faktoren beeinflusst werden. So kommt es vor allem in Folge von Eisen- (Serum-Ferritin)-mangel, aber auch bei Protein- oder Calciummangel zu einer verstärkten Cd-Resorption des Magen-Darm-Traktes. Dies tritt vor allem bei Frauen im gebärfähigen Alter oder während der Schwangerschaft auf (Umweltbundesamt, 2011; EFSA, 2009a).

Auch der Beitrag von Zigarettenrauch zu einer erhöhten Cadmiumaufnahme kann erheblich sein. Je nach Marke und Menge der Zigaretten kann das Rauchen die Menge des durch die Nahrung aufgenommenen Cadmiums erreichen oder sogar übersteigen. Auch Passivrauchen trägt zu einer relevanten Aufnahme von Cd bei (European Commission, 2001a; United Nations Environment Programme, 2010). Im Rahmen einer Untersuchung der Cd-Konzentration im Blut bei Rauchern wurde eine vier- bis fünf-fach höhere Konzentration im Vergleich zu Nichtrauchern festgestellt (Umweltbundesamt, 2011).

Die Belastung der allgemeinen Bevölkerung oder bestimmter Bevölkerungsgruppen durch Schwermetalle wie Cadmium wird im Rahmen von Human-Biomonitoring-Studien (HBM) erfasst. Darin wird zum einen die Konzentration von Cd im Blut ermittelt, welche als Indikator für die vor Tagen oder Wochen aufgenommene Menge an Cadmium gilt. Zum anderen wird die Cd-Konzentration im Urin dokumentiert, welche insbesondere Auskunft über die chronische Körperlast gibt, da Cadmium in erster Linie in den Nieren eingelagert wird (Umweltbundesamt, 2011). Der Zusammenhang der äußeren Exposition gegenüber den aufgenommenen Schadstoffmenge bzw. den korporalen Cd-Spiegeln, kann allerdings nicht zufriedenstellend hergestellt werden.

Durch die Abhängigkeit der Cd-Aufnahme von individuellen Faktoren wie Rauchverhalten und Ernährungszusammensetzung sowie externen Faktoren wie die Herkunft der verzehrten Lebensmittel lässt sich eine durchschnittliche Expositionsmenge der Gesamtbevölkerung nicht sinnvoll abschätzen. Auch der Beitrag von Kohlekraftwerksemissionen an der Exposition gegenüber Cd lässt sich aufgrund der komplexen Transmissionspfade nicht ermitteln.

3.3.4.2 Gesundheitliche Effekte von Cadmium

Die gesundheitlichen Schäden durch Cadmium sind von Menge und Dauer der Exposition abhängig. Im Blut wird Cd überwiegend an Blutzellen und Albumin-gebunden transportiert. Die mittlere Verweildauer im Blut beträgt ca. 50 bis 100 Tage, weshalb eine Blutspiegelmessung Rückschlüsse auf vor kurzem aufgenommenes Cadmium zulässt (Umweltbundesamt, 2011). Cd wird aus dem Blut in die Leber transportiert und dort an Metallothioneine (Proteine) gebunden, wodurch Cd gegenüber dem freien Ion deutlich an Toxizität verliert. Als Cd-Metallothionein gelangt es schließlich in die Niere und sammelt sich infolge der glomerulären Filtration insbesondere in der Nierenrinde an (Hays et al., 2008). Dort kann es, vor allem in den proximalen Tubuluszellen, zwischen 10 und 30 Jahren verbleiben. Die Messung der Cadmiumkonzentration im Urin kann als Indikator für die gesamte Körperlast herangezogen werden (Umweltbundesamt, 2011; Åkesson et al., 2014). Oral aufgenommenes Cd wird nur in geringem Maße vom Magen-Darm-Trakt resorbiert (3-5 %), während ca. 25-50 % des inhalierten, insbesondere an Feinstaub gebundenen Cadmiums aufgenommen werden (Hays et al., 2008).

Expositionen mit hohen Cd-Dosen treten vorwiegend bei Unfällen im beruflichen Umfeld auf, wobei die Betroffenen vor allem Cadmium-Oxiddämpfen ausgesetzt sind. Diese können zu Ödemen in der Lunge und bis zum Tod durch respiratorisches Versagen führen. Bei Überlebenden einer hohen akuten Exposition können Lungenschäden zurückbleiben. Im Falle von chronisch hoch exponierten Personen, insbesondere bei Individuen mit einem niedrigen Eisenspiegel, kann es zum Auftreten der sogenannten Itai-Itai-Krankheit kommen, die sich in starken Nierenschäden und fortgeschrittener Osteoporose mit dem stark erhöhten Risiko von Knochenbrüchen manifestiert (European Chemicals Bureau, 2008; ATSDR, 2012).

Eine mögliche gesundheitliche Belastung durch die Exposition von Cadmium aus Kraftwerken ist jedoch nicht im Hochexpositionsbereich zu erwarten, sondern in erster Linie im Zusammenhang mit niedrigen Expositionsmengen. Verschiedene Übersichtsarbeiten haben bereits epidemiologische Studien zu den gesundheitlichen Folgen einer chronischen, geringen Cadmiumexposition zusammengetragen. In diesen Studien werden Zusammenhänge zwischen der korporalen Cd-Belastungen, insbesondere anhand der Cd-Spiegel im Urin und/oder Blut per HBM ermittelt, mit verschiedenen gesundheitlichen Endpunkten statistisch überprüft.

Bei den Untersuchungen des Zusammenhangs von Cadmiumexpositionen und Nierenschädigungen werden zudem verschiedene Nierenfunktionsparameter betrachtet. Dabei gilt die verstärkte Ausscheidung von Beta-2-Mikroglobulin (β 2-M), einem niedermolekularen Protein, das bei physiologischer Nierenfunktion im proximalen Tubulus rückresorbiert wird, gemeinhin als sicherer und sensitiver Indikator einer Cd-induzierten Tubulusschädigung (Umweltbundesamt, 2011; EFSA, 2009a). Chronische Cadmiumexpositionen im niedrigen Dosisbereich schädigen vornehmlich die proximalen Nierentubuli, in denen sich Cadmium insbesondere anreichert (Fowler, 2009). Nierenschäden werden in verschiedenen Studien mit chronischer, niedriger Cd-Exposition in Zusammenhang gebracht (Suwazono et al., 2000; Uno et al., 2005; Ferraro et al., 2010).

Åkesson et al. (2014) stellten in einem Review heraus, dass es ausreichende Hinweise für eine besondere Relevanz von chronischer, niedriger Exposition und einer Verringerung der Knochendichte gibt. Diese Reduzierung kann zu Osteoporose und Osteomalazie führen (Åkesson et al., 2014). Studien, die den Zusammenhang zwischen Cadmiumexposition und Knochendichte analysieren, ermitteln die Blut- und/oder Urinkonzentration und setzen diese in Relation mit entweder dem Z-Score oder dem T-Score. Diese dienen zur Beurteilung der Knochendichte verschiedener Körperteile (z.B. Hüfte oder Wirbelsäule) (EFSA, 2009a; Åkesson et al., 2014). Bei der Analyse von Bevölkerungsgruppen, die langfristig niedrigen Dosen Cadmium ausgesetzt waren, gibt es deutliche Indikationen, dass eine chronische Cd-Exposition zu einem erhöhten Osteoporose-Risiko und damit einhergehenden vermehrten Knochenbrüchen führt (Engström et al., 2011; Wu et al., 2010).

Des Weiteren wurden Cadmium und verschiedene Cadmiumverbindungen von der International Agency for Research on Cancer (IARC, 2012) als krebserregend bzw. von der European Commission (European Commission, 2001a) als möglicherweise krebserregend eingestuft. Cd wird u. a. in Verbindung mit Nieren-, Blasen- oder Lungenkrebs gebracht (EFSA, 2009a; ATSDR, 2012; Umweltbundesamt, 2011). Epidemiologische Studien haben einen Zusammenhang zwischen verschiedenen Krebserkrankungen, wie Endometriumkarzinomen bei Frauen nach der Menopause (Åkesson et al., 2008) oder Lungenkrebs (Nawrot et al., 2006), und einer chronischen, niedrigen Cd-Exposition festgestellt.

Bekannt ist, dass Cadmium bereits in geringer Dosis das Erkrankungsrisiko verschiedener schwerwiegender Krankheiten erhöht (Åkesson et al., 2014; United Nations Environment Programme, 2010). Da die Aufnahme von Cd jedoch nur zu einem verschwindend geringen Anteil über die Atemluft erfolgt und der Transmissionspfad zur Aufnahme über die Nahrung sehr komplex ist, lassen sich keine quantitativen Rückschlüsse auf die zu erwartende Krankheitslast im Zusammenhang mit Kraftwerksemissionen ziehen.

3.3.5 Nickel (Ni) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF

3.3.5.1 Transmissionspfade von Nickel

Der Mensch nimmt Nickel (Ni) vor allem in Form von Ni²⁺-Ionen oral über die Nahrung und das Trinkwasser auf. Inhalativ erfolgt die Aufnahme insbesondere gebunden an Feinstaubpartikel (EFSA, 2015; Genchi et al., 2020). Innerhalb der Allgemeinbevölkerung stellt die Ernährung die wichtigste Quelle für die Aufnahme von Nickel dar, während die Aufnahme durch das Trinkwasser, über Inhalation und durch eine dermale Absorption nur einen geringen Anteil zur Gesamtbelastung beiträgt (EFSA, 2015; ATSDR, 2005).

Die inhalative und dermale Aufnahme einer potenziell toxischen Nickel-Menge spielt vorwiegend für Beschäftigte in der nickelherstellenden und -verarbeitenden Industrie (z. B. in Schmelzanlagen, Gießereien und bei der Herstellung von rostfreiem Stahl) durch die Exposition gegenüber nickelhaltigen Dämpfen, Stäuben oder Aerosolen eine Rolle (IARC, 2012; Cameron et al., 2011).

Der Eintrag von Nickel in die Atmosphäre erfolgt zu einem gewissen Teil durch die Erosion von Gesteinen. Eine höhere Relevanz besitzt die Freisetzung aus anthropogenen Quellen, z. B. bei der Verbrennung fossiler Energieträger oder bei der Müllverbrennung (Genchi et al., 2020; ATSDR, 2005). In die Atmosphäre emittiertes Nickel liegt zumeist an Feinstaub gebunden vor, bis es nach der Deposition auf Böden und Oberflächengewässern schließlich ins Grundwasser gelangen kann (EFSA, 2015; OEHHA, 2012). Obwohl der Nickelgehalt in Gewässern bei nahegelegenen Emissionsquellen erhöht sein kann (ATSDR, 2005; EFSA, 2015), bildet Trinkwasser aufgrund der im allgemeinen eher niedrigen Nickelkonzentrationen nur eine unbedeutende Aufnahmequelle für den Menschen (IARC, 2012; WHO, 2005b).

Pflanzliche Nahrungsmittel stellen für den Menschen die wichtigste Aufnahmequelle von Nickel dar. Über die Wurzeln nehmen Pflanzen Nickel aus dem Boden auf, wobei die Aufnahmemenge u. a. vom Pflanzentyp und Faktoren, wie der lokalen Nickelkonzentration im Boden sowie dessen pH-Wert, abhängig ist. Insbesondere Kakao, Nüsse, Bohnen, Erbsen und Getreide sowie Gemüse reichern vermehrt Nickel an und können so zu einer erhöhten Aufnahme beitragen (OEHHA, 2012; EFSA, 2015; Genchi et al., 2020). In der allgemeinen Bevölkerung ist die Nickelaufnahme daher vor allem von der individuellen Ernährungsweise abhängig. Da Nickel plazentagängig ist und in geringen Dosen auch in die Muttermilch gelangt, können auch Föten und Säuglinge mit Nickel belastet werden (ATSDR, 2005; Cameron et al., 2011).

Auch in Zigarettenrauch ist Nickel enthalten, allerdings wird der Ni-Beitrag durch die Inhalation von Zigarettenrauch an der Gesamtbelastung bei Rauchern als eher gering eingestuft (ATSDR, 2005; Cameron et al., 2011).

Eine Quantifizierung der individuellen Exposition gegenüber Nickel und die Bestimmung der tatsächlich aufgenommenen Mengen ist aufgrund der Vielzahl an möglichen Aufnahmequellen bzw. der individuellen Resorptionsmenge aus den unterschiedlichen Quellen nur sehr unzureichend möglich. Demzufolge lässt sich die individuelle Belastung mittels einer Messung der äußeren Exposition, z. B. dem Ni-Gehalt in Feinstaubpartikeln, Nahrungsmitteln oder dem Trinkwasser, nicht verlässlich ableiten.

Zur Feststellung der individuellen, inneren Exposition gegenüber Nickel werden Human-Biomonitoring-Daten (HBM) gewonnen, d. h. es werden die Nickelkonzentrationen in Urin und Blutserum ermittelt (OEHHA, 2012; IARC, 2012). Die Resorptionsmenge von Nickel über den Magen-Darmtrakt variiert zwischen 3-40 % der oral aufgenommenen Nickelmenge (Das et al., 2008; OEHHA, 2012). Das in Trinkwasser enthaltene Nickel wird vom Organismus besonders effizient resorbiert. Auch durch einen Fastenzustand kann die Nickelaufnahme deutlich erhöht werden (ebd.).

Aufgrund der genannten Variabilität zwischen unterschiedlichen Aufnahmequellen und individuellen Faktoren, wie dem Ernährungsstatus sowie den unterschiedlichen chemischen und physikalischen Eigenschaften von gebundenem Nickel und freien Nickel-Ionen, können HBM-Daten allerdings nur Auskunft über die korporale Gesamtbelastung der untersuchten Personen(gruppen) geben (EFSA, 2015). Der jeweilige Beitrag einzelner Expositionsquellen zur Gesamtbelastung lässt sich dabei jedoch nicht differenzieren. Lediglich mittels einer Analyse der Belastungen durch eine spezifische Exposition, z. B. am Arbeitsplatz, bei der die beobachtete Gruppe, z. B. Hochexponierte, vorwiegend einer Nickelquelle und einem relevanten Aufnahmepfad ausgesetzt sind, kann anhand von HBM-Daten ggf. ein Zusammenhang zwischen der äußeren Expositionsmenge und der korporalen Nickelbelastung abgeschätzt werden (EFSA, 2015).

3.3.5.2 Gesundheitliche Effekte von Nickel

Die chronische Belastung und damit einhergehende gesundheitliche Schädigungen durch Nickel wurden vor allem im Rahmen von Hochexpositionsstudien im Arbeitsumfeld wissenschaftlich untersucht. Das gesundheitliche Risiko im Zusammenhang mit einer Nickelexposition steigt mit der Menge des aufgenommenen Nickels und der Dauer der Exposition. Im menschlichen Organismus besitzt Nickel eine Halbwertszeit von 19 bis 37 Stunden und wird über den Urin ausgeschieden (EFSA, 2015). Im Organismus verteilt sich Nickel über den Blutkreislauf. Der Transport im Blut erfolgt an Proteine gebunden, insbesondere an Albumin (Buxton et al., 2019; Das et al., 2008).

Bei Personen, die aufgrund ihrer beruflichen Tätigkeit Nickel inhalativ aufnehmen, konnten in der Lunge, der Nasenscheidewand, in der Leber und den Nieren erhöhte Nickelkonzentrationen nachgewiesen werden (Buxton et al., 2019; Das et al., 2008). Epidemiologische Studien belegen, dass die langfristige inhalative Belastung mit Nickel die Wahrscheinlichkeit erhöht, an Nasennebenhöhlen- und Lungenkarzinomen zu erkranken (Lightfoot et al., 2010; Pavela et al., 2017). Die Internationale Agentur für Krebsforschung (IARC) stuft Nickel und nickelhaltige Verbindungen (Legierungen) daher als krebserregenden Schadstoff ein (IARC, 2012). Das erhöhte Risiko einer Entstehung von bösartigen Neubildungen durch intrazelluläres Nickel steht im Zusammenhang mit einer Erhöhung des oxidativen Stresses in den Körperzellen. Ni kann bspw. an die Thiol-Gruppen von Redox-regulierten Proteinen gebunden werden und infolgedessen zur Bildung freier Radikale beitragen (Rehman et al., 2018; Cameron et al., 2011). Durch hohe Nickelkonzentrationen bedingter hoher oxidativer Stress kann zu vermehrten DNA-Strangbrüchen, oxidativen DNA-Läsionen und Einschränkungen der natürlichen DNA-Reparatur bis hin zur Apoptose der Zelle führen (IARC, 2012; Genchi et al., 2020).

Eine anhaltende berufliche Exposition gegenüber Nickeldämpfen oder -staub kann zudem zu respiratorischen Erkrankungen, wie z. B. Asthma bronchiale und Bronchitis, führen (Das et al., 2018; Rehman et al., 2018). Auch eine allergische Kontaktdermatitis kann beim Umgang mit Nickel auftreten (Buxton et al., 2019).

Bei der Beurteilung des gesundheitlichen Risikos von Nickel aus Kohlekraftwerksemissionen für die Allgemeinbevölkerung sind Gesundheitsbeschwerden von Bedeutung, die bei einer Belastung im niedrigen, chronischen Expositionsbereich ausgelöst werden. Hingegen sind mögliche Gesundheitsfolgen, die bei einer hohen Exposition auftreten, im Zusammenhang mit Emissionen aus Kohlekraftwerken nicht relevant.

Im niedrigen Dosisbereich sind insbesondere die immunologischen Folgen einer chronischen Nickelexposition gut belegt. Weltweit ist Ni der häufigste Grund für eine Kontaktdermatitis (Saito et al., 2016). Sie betrifft schätzungsweise 8 % bis 19 % der Erwachsenen, mit einer erhöhten Prävalenz bei Frauen, und 8 % bis 10 % der Kinder und Jugendlichen in Europa (Ahlström et al., 2019). Die allergische Kontaktdermatitis kann bei sensibilisierten Personen nach anhaltendem Hautkontakt mit nickelhaltigen Metallgegenständen, z. B. Schmuck, Jeansknöpfen und Münzen, auftreten (Thierse und Luch 2019), aber auch durch nickelhaltige kieferorthopädische Implantate ausgelöst werden (Ahlström et al., 2019; Genchi et al., 2020). Eine Sensibilisierung für Nickel erfolgt dabei möglicherweise durch den anhaltenden Kontakt der Haut mit metallischen Gegenständen. Bei langfristigem Kontakt mit dem Körperschweiß können sich infolge von Korrosionsprozessen Nickel-Ionen aus den Metallgegenständen lösen und von der Haut aufgenommen werden. Die aufgenommenen Nickel-Ionen können schließlich allergische Reaktion auslösen (Genchi et al., 2020). Die allergische Folgereaktion manifestiert sich zu meist in einer lokal begrenzten Hautreaktion, die im akuten Stadium als erythematöse, ödematöse Hautveränderung mit Papeln auftritt bzw. mit trockener, schuppiger und rissiger Haut im chronischen Stadium (Ahlström et al., 2019). Auch infolge einer nickelreichen Ernährung kann bei sensibilisierten Personen eine systemische Kontaktdermatitis auftreten, die mit ekzematösen Hautreaktionen einhergeht (Jensen et al., 2006; Ahlström et al., 2019; Das et al., 2018).

Gesicherte Erkenntnisse bezüglich der gesundheitlichen Auswirkungen einer chronischen Exposition im geringen Belastungsbereich beschränken sich aktuell im Wesentlichen auf die allergische Kontaktdermatitis, deren systemische Form durch eine orale Aufnahme von Nickel ausgelöst werden kann (Ahlström et al., 2019; Jensen et al., 2006). Die in Tierexperimenten festgestellten Schädigungen der Leber oder der Nieren sowie die schädigenden Einflüsse auf die Reproduktionsfähigkeit (Rehman et al., 2018; Genchi et al., 2020) konnten zum aktuellen Zeitpunkt nicht mit einer anhaltenden, niedrigen Nিকেlexposition beim Menschen in Verbindung gebracht werden.

Insgesamt lässt sich die Exposition der Allgemeinbevölkerung mit Nickel nur sehr unzureichend abschätzen, da die Aufnahmemenge von individuellen Faktoren wie Ernährung und dem Expositionspfad abhängig ist. Eine Abschätzung der individuellen korporalen Belastung mittels HBM ist zwar prinzipiell möglich, eine Differenzierung der quantitativen Beiträge einzelner Expositionsquellen an der Gesamtbelastung, einschließlich der Emissionen aus Kohlekraftwerken, ist aber praktisch nicht möglich.

3.3.6 Zink (Zn) – Transmissionspfade, gesundheitliche Relevanz und EWF

3.3.6.1 Transmissionspfade von Zink

Zink (Zn) ist ein essenzielles Spurenelement, das vom Menschen über die Nahrung aufgenommen wird. Es besitzt im Allgemeinen nur eine geringe humantoxikologische Relevanz.

Zink liegt in der Natur nicht elementar vor, sondern vorwiegend in gebundener Form als z. B. Zinkchlorid, Zinkoxid oder Zinksulfat. In biologischen Systemen kann es allerdings auch in verschiedenen Oxidationsstufen als bspw. Zn^{2+} oder Zn^0 vorliegen.

Der anthropogene Eintrag von Zink in die Umwelt bzw. den Boden erfolgt über verschiedene Quellen, wie der Industrie und dem Verkehr. Insbesondere die Freisetzung aus verzinkten Materialien im Dach- und Fassadenbereich gilt als primäre Emissionsquelle für Zink sowie Produkte in Privathaushalten, z. B. Kosmetikartikel (BfR, 2015). Über Abwässer und durch die Deposition in Böden kann der Eintrag

hoher Zinkmengen schließlich zu einer Belastung von Grund- und Oberflächengewässern führen (Hüffmeyer et al., 2009).

Für die Versorgung des Menschen mit Zink gelten Fleisch, Schalentiere, Fisch und Milchprodukte als wichtige Quellen, aber auch pflanzliche Lebensmittel, wie Getreide, Bohnen und Nüsse, tragen zu einer ausreichenden Versorgung mit Zink bei (Zazgornik, 2008).

In der Literatur gibt es keine Hinweise auf ein gesundheitsrelevantes Risiko durch die Inhalation von Zn als Bestandteil der Atemluft. Auch eine emissionsbedingte starke Belastung von Lebensmitteln mit Zink ist nicht beschrieben.

3.3.6.2 Gesundheitliche Effekte von Zink

Zink zählt zu den Spurenelementen, für die es im Organismus ein individuelles Konzentrationsoptimum gibt. Sowohl eine zu hohe als auch eine zu niedrige Konzentration resultiert in Fehlfunktionen und kann bis hin zum Tod führen (Huat et al., 2019). Zink bildet das zweithäufigste Übergangselement im Körper. Es übernimmt in Enzymen drei potenzielle Funktionen als katalytischer, ko-katalytischer oder struktureller Faktor. Zn besitzt in der Zelle eine zentrale Funktion bei der DNA-Replikation, Transkription und Proteinsynthese und ist somit am Zellwachstum und der Zelldifferenzierung beteiligt (Takeda, 2000).

Außerdem sind zinkhaltige Enzyme an der Freisetzung von Wachstumshormonen und Insulin beteiligt, fördern die Kollagensynthese und die Regeneration des Bindegewebes. Zn schützt zudem die Gelenkflüssigkeit und Knorpel vor degenerativen und entzündlichen Prozessen (Zazgornik, 2008). Die Bedeutung von Zn für ein intaktes Immunsystem ist bereits seit langem bekannt, auch wenn seine genauen (mechanistischen) Funktionen noch nicht geklärt sind (Ibs und Rink, 2003).

Von allen Organen enthält das Gehirn die höchste Zn-Konzentration. Bei etwa 70 % der im Gehirn lokalisierten Enzyme stellt Zink eine strukturelle oder katalytische Komponente dar (Huat et al., 2019). Im Laufe der kindlichen Gehirnentwicklung nimmt die Zn-Konzentration stetig zu und erreicht im erwachsenen Alter seine maximale, konstante Menge. Über die Nahrung aufgenommenes Zink wird im Jejunum absorbiert und an Albumin oder andere Proteine gebunden transportiert. Zink wird im Körper nicht gespeichert bzw. akkumuliert. Die Ausscheidung erfolgt hauptsächlich über den Darm. Eine Bestimmung des endogenen Zn-Spiegels ist im Blutserum oder Plasma möglich.

Der Transport von Zink ins Gehirn erfolgt über die Blut-Hirn- und die Blut-Zerebrospinal-Schranken hinweg. Die Zn-Homöostase im Gehirn wird streng reguliert (Huat et al., 2019). Im Gehirn liegt Zink auch als freies Ion (Zn^{2+}) vor. Es wird in präsynaptischen Vesikeln an glutamatergen Nervenenden gespeichert und ist an der Regulation von neuronalen Aktivierungs- und Inhibitionsprozessen, insbesondere im Zusammenhang mit Gedächtnisbildung und Verhalten, beteiligt (Takeda, 2000; Sensi et al., 2011).

Es gibt Hinweise darauf, dass Zn^{2+} im Gehirn eine dynamische, d. h. sowohl physiologische als auch pathophysiologische Funktion besitzt (Sensi et al., 2011). Hohe Zn-Konzentrationen in der extrazellulären Flüssigkeit wirken neurotoxisch und beeinflussen die Proteinaggregation (Huat et al., 2019). Eine gestörte Zn-Homöostase im Gehirn steht zudem offenbar in einem engen Zusammenhang mit der Pathogenese von Morbus Alzheimer. Inwieweit dabei ein Zusammenhang mit einer erhöhten Zn-Aufnahme besteht, ist allerdings nicht untersucht.

Der tägliche Bedarf von essenziellem Zink wird über die Nahrung gedeckt. Es gibt in der wissenschaftlichen Literatur keine Hinweise auf eine besonders hohe Belastung von bestimmten Lebensmitteln mit Zink, die eine gesundheitliche Relevanz für den Menschen besitzen. Das Risiko einer übermäßigen Zn-Aufnahme kann allerdings infolge der Einnahme von Zn-Präparaten zur Nahrungsergänzung bestehen sowie bei der Verwendung von zinkhaltigen Mundhygieneprodukten (BfR, 2015). Zu einer erhöhten

Zn-Aufnahme in der allgemeinen Bevölkerung kann es in einzelnen Fällen auch durch bspw. die Verwendung von Trinkwasser aus Leitungen kommen, in denen galvanische Korrosion auftritt. Einen vorgeschriebenen Grenzwert für die Zn-Belastung von Trinkwasser gibt es nicht (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches (DVGW), 2019).

Das Risiko einer gesundheitsrelevanten Hochexposition durch Zink besteht im Wesentlichen nur für Mitarbeitende in Gießereien und der metallverarbeitenden Industrie, wie der Automobilherstellung und im Maschinenbau. Als Folge einer akuten Vergiftung mit Zn nach der Inhalation von Zinkoxiden in Dampf oder Staub tritt das sogenannte Gieß- oder Metallfieber auf, welches sich wenige Stunden nach der Exposition in grippeähnlichen Symptomen mit Fieber, Schmerzen und Erbrechen manifestiert (Ahsan et al., 2009). Bei Vermeidung einer weiteren Zn-Zufuhr ebbt die auftretenden Beschwerden nach etwa 24-48 h ab, sobald im Körper wieder ein weitgehend physiologischer Zinkspiegel erreicht wird. Für die allgemeine Bevölkerung besitzt der Inhalationspfad normalerweise keinerlei gesundheitliche Relevanz.

Eine chronisch erhöhte Belastung des Organismus mit Zn kann zu einer Störung des Kupferstoffwechsels führen, da die Zink- und Kupferhomöostase eng miteinander verknüpft sind (BfR, 2015). Eine chronische Zinkübersättigung manifestiert sich daher meistens in einem gestörten Kupferstatus. Dieser kann vor allem zu einer verminderten Aufnahme von Eisen führen und schließlich eine Anämie verursachen. Kupfermangel kann außerdem in neuromotorischen Störungen und einer Schwächung des Immunsystems resultieren (BfR, 2015).

Es gibt keine schlüssigen Hinweise darauf, dass Zn aus Kraftwerksemissionen zu einer erhöhten Belastung von Nahrungsmitteln beiträgt. Ein für die allgemeine Bevölkerung bestehendes Risiko einer übermäßigen bzw. chronisch erhöhten Aufnahme von Zink durch den Verzehr von (belasteten) Lebensmitteln ist nicht beschrieben. Es lässt sich daher kein evidenten Zusammenhang von bestimmten gesundheitlichen Endpunkten und Zinkemissionen aus Kohlekraftwerken herstellen.

3.4 Zusammenfassung zur Exposition gegenüber Schwermetallen aus Kohlekraftwerksemissionen

Aufgrund der z. T. sehr komplexen Transmissionspfade der Schwermetalle (z. B. über Nahrung und Trinkwasser) ist es nicht möglich zu bestimmen, welcher Anteil der Gesamtexposition der Bevölkerung mit den betrachteten Schwermetallen aus Kohlekraftwerksemissionen stammt bzw. diesen Anteil vom Beitrag aus anderen Quellen zu differenzieren. Demzufolge kann auch kein plausibler Zusammenhang zwischen einer emissionsbedingten Exposition und den ausgewählten gesundheitlichen Endpunkten hergestellt werden. Die Schwermetalle werden daher nur qualitativ beschrieben und können nicht als quantifizierbare Krankheitslast diskutiert werden.

3.5 Verfügbare Gesundheitsdaten auf Bevölkerungsebene

Im Folgenden wird eine Übersicht über die verfügbaren Daten zur Prävalenz, Inzidenz und Mortalität für die festgelegten gesundheitlichen Endpunkte gegeben (Tabelle 15). Ihre Verfügbarkeit wird außerdem hinsichtlich der potentiellen Bezugsjahre 2015/2016 und der zugehörigen retrospektiven Jahre 1995/1996 und 2005/2006 (Abschnitt 4.1) geprüft.

3.5.1 Daten zur Mortalität

Zur Abschätzung der Mortalität können die im Rahmen der Gesundheitsberichtserstattung (GBE) des Bundes seit dem Jahr 1998 veröffentlichten ICD-kodierten Todesursachen abgerufen werden, die lückenlos für die Jahre 1998 bis 2016 verfügbar sind (<http://www.gbe-bund.de/stichworte/Todesursachenstatistik.html>). Da diese Daten anhand der amtlich ausgestellten Totenscheine erfasst werden, handelt es sich dabei um eine Vollerhebung.

3.5.2 Daten zum Auftreten von ischämischen Herzkrankheiten, akutem Myokardinfarkt, Hypertonie, Herzinsuffizienz, Diabetes mellitus, Asthma bronchiale

Die Schätzung der Prävalenz für die ausgewählten Gesundheitsendpunkte ischämischen Herzkrankheiten, akutem Myokardinfarkt, Hypertonie, Herzinsuffizienz, Diabetes mellitus, Asthma bronchiale erfolgte anhand von Daten aus bundesweit durchgeführten repräsentativen Bevölkerungsbefragungen. Die darin erhobenen Daten beruhen auf Selbstauskünften der befragten Teilnehmer/-innen.

Im Rahmen der Studien des RKI „Gesundheit in Deutschland aktuell (GEDA)“ sind (12-Monats-) Prävalenzdaten für die Jahre 2009 und 2014/15 verfügbar (RKI, 2017, 2009). Zudem können Daten aus dem Zeitraum 2008-2011 der Studie zur „Erfassung der Gesundheit Erwachsener in Deutschland“ (DEGS1) (RKI, 2013) genutzt werden.

Für das Jahr 1998 sind Prävalenzdaten verfügbar, die im Rahmen des Bundesgesundheits surveys 1998 (BGS1998) (RKI, 1998) erfasst wurden. Allerdings wurden bzgl. der Gesundheitsendpunkte fast ausschließlich „Lebenszeitprävalenzen“ abgefragt („Hatten sie jemals...?“). Lediglich für den Gesundheitsendpunkt Asthma bronchiale wurde auch die 12-Monats-Prävalenz abgefragt.

3.5.3 Chronische Bronchitis / chronisch obstruktive Lungenerkrankung COPD

Im Rahmen der Studie Burden of Obstructive Lung Disease (BOLD) (Geldmacher et al., 2008) wurde die Prävalenz der chronisch obstruktiven Lungenerkrankung (COPD) in Deutschland geschätzt. Die Datenerhebung dafür erfolgte im Jahr 2005. Auch die GEDA-Studie 2014/15 (RKI, 2017) liefert Angaben zur 12-Monatsprävalenz der COPD. Hier muss allerdings angemerkt werden, dass die COPD in der Studie mittels eines zusammengefassten Indikators aus den Diagnosen „chronische Bronchitis, chronisch obstruktive Lungenerkrankung, Lungenemphysem“ erhoben wurde (Steppuhn et al., 2017). Die Diagnose und Einstufung des Schweregrades (GOLD I-IV) einer COPD bedarf neben spirometrisch erfassten Kriterien auch der Erfüllung weiterer definierter Kriterien. Die Autoren von GEDA 2014/15 merken diesbezüglich an, dass bei der Betrachtung der wenigen verfügbaren Studien häufig keine konsistente Übereinstimmung zwischen COPD-Prävalenzschätzungen auf der Grundlage von spirometrischen Messdaten und Selbstangaben zur COPD besteht (Steppuhn et al., 2017b).

In der GEDA-Studie 2014/15 wurden nach Autorenangabe daher „auch Personen mit chronischem Husten und Auswurf miteingefasst, die normale Lungenfunktionswerte aufweisen und auch im weiteren Verlauf keine COPD entwickeln“ (Steppuhn et al., 2017, S. 51).

In der GEDA-Studie 2009 wird lediglich die 12-Monats-Prävalenz der chronischen Bronchitis erhoben. Von den Autoren wird zwar angemerkt, dass sich aus einer chronischen Bronchitis ein „klinisch bedeutsames Krankheitsbild“ entwickeln kann, wenn zu der chronischen Bronchitis eine dauerhafte Atemwegsverengung hinzutritt (Lange und Lampert, 2011, S.88). Die Prävalenz einer COPD wird aber nicht explizit ermittelt.

Im Rahmen des BGS1998 wurde nur die Lebenszeitprävalenz einer chronischen Bronchitis erfasst.

3.5.4 Schlaganfall

Die 12-Monats-Prävalenz des Schlaganfalls wurde in GEDA 2009 und 2014/15 erfasst. Daten zur Schlaganfallinzidenz werden auch im Erlanger Schlaganfallregister (ESPro) erfasst. Hierbei handelt es sich allerdings um ein regionales, bevölkerungsbasiertes Register, in dem Informationen zu Epidemiologie, Krankheitsverlauf, Versorgung und Gesundheitsökonomie des Schlaganfalls gesammelt werden (IZPH, 2020). Die GBE hat daraus für die Jahre 1994/96 Schlaganfallinzidenzen für die Region Erlangen veröffentlicht. Zahlen zur Inzidenz bzw. Prävalenz des Schlaganfalls aus den anderen potentiellen Bezugsjahren 2005/2006 und 2015/2016 (Abschnitt 4.1) sind nicht veröffentlicht und wurden aufgrund der regionalen Beschränkung nicht eingesetzt.

3.5.5 Lungenkrebs

1-Jahres-Prävalenzen bzw. Inzidenzen sowie Mortalitätsdaten für Lungenkrebs können beim Zentrum für Krebsregisterdaten (RKI) für die Jahre 1999-2018 bezogen werden. Für das Jahr 1999 liegen allerdings nur Daten zur Inzidenz vor. Derzeit stehen noch nicht für alle Bundesländer belastbare Daten zur Häufigkeit von Krebsneuerkrankungen und zu den Überlebenschancen zur Verfügung. Daher werden vom Zentrum für Krebsregisterdaten (ZfKD) aktuell neben der Vollzähligkeit der Erfassung in den einzelnen Registern u. a. auch die Prävalenz von Krebserkrankungen geschätzt (ZfKD, 2020).

3.5.6 Berücksichtigte Altersgruppen

Bei der EBD-Berechnung für die hier berücksichtigten Risikofaktoren (NO_2 und $\text{PM}_{2.5}$) wird die Altersgruppe 0 – 17 Jahre nicht betrachtet. Im Rahmen der GEDA-Studie werden lediglich die Gesundheitsdaten von Erwachsenen erfasst. Für das Jahr 2015 sind keine Studien bzw. Gesundheitsdaten von Kindern und Jugendlichen verfügbar. Der Ausschluss der Altersgruppe 0-17 Jahre ist insofern vertretbar, da es sich bei der Auswahl der betrachteten Gesundheitsendpunkte im Wesentlichen um Erkrankungen handelt, die im Kindesalter keine Relevanz besitzen. Ausnahmen bilden die Endpunkte „akute Infektionen der unteren Atemwege“ und Asthma bronchiale sowie die chronische Bronchitis, da diese auch Kinder und Jugendliche betreffen. Die Prävalenz von „akuten Infektionen der unteren Atemwege“ wurde allerdings in dem einzigen verfügbaren Gesundheitssurvey von Kindern (KiGGS) nicht erfasst.

Tabelle 15: Übersicht über die aktuell verfügbaren Studien und Daten zur Prävalenz, Inzidenz und Mortalität für die ausgewählten Gesundheitsendpunkte nach ICD-10 Codes (Quellen/Abkürzungen: BOLD Burden of Obstructive Lung Disease; GBE Gesundheitsberichterstattung des Bundes, BGS Bundesgesundheitsurvey, GEDA Gesundheit in Deutschland aktuell; DEGS1 Erfassung der Gesundheit Erwachsener in Deutschland; ESPro Erlanger Schlaganfall Register; ZfKD Zentrum für Krebsregisterdaten, RKI Robert-Koch-Institut, Angabe Jahr der Veröffentlichung)

ICD-10 Code	Endpunkt	Mortalität 1998-2016	Farbcodes zur Anzeige der Datenverfügbarkeit:		
			12-Monats-Prävalenz	(Lebenszeit-) Prävalenz	Inzidenz
I20-I25	Ischämische Herzkrankheiten	GBE	BGS1998	DEGS 2008/11	GEDA2014/15
I21	Akuter Myokardinfarkt	GBE	BGS1998	GEDA2009	GEDA2014/15
I10-I15	Hypertonie	GBE	BGS1998	GEDA2009	GEDA2014/15
I50	Herzinsuffizienz	GBE	BGS1998	GEDA2009	GEDA2014/15
I60-I69	Schlaganfall (ischämisch und hämorrhagisch)	GBE	ESPro	GEDA2009	GEDA2014/15
E10-E14	Diabetes mellitus	GBE	BGS1998	GEDA2009	GEDA2014/15
J45-J46	Asthma bronchiale	GBE	BGS1998	GEDA2009	GEDA2014/15
J44	COPD *(inkl. chronischer Bronchitis, Lungenemphysem)	GBE	BGS1998*	BOLD-Studie 2008 GEDA2009*	GEDA2014/15*
C33-C34	Bösartige Neubildung der Trachea, Bronchien, Lunge	GBE	ZfKD/RKI 1999 (+ Mortalität)	ZfKD/RKI 1999-2014 (+ Mortalität)	
			ZfKD/RKI 1999	ZfKD/RKI 1999-2014	

3.5.7 Fazit zur Gesundheitsdatenauswahl und dem potentiellen Bezugsjahr

Für die festgelegten Gesundheitsendpunkte stehen hinsichtlich der potentiellen Bezugsjahre 2015/2016 und der zugehörigen retrospektiven Jahre 1995/1996 und 2005/2006 (Abschnitt 4.1) keine lückenlosen Gesundheitsdaten für alle Zeitpunkte zur Verfügung. Für das Jahr 2015 lag die umfassendste Datenbasis für die im Vorhaben betrachteten Gesundheitsendpunkte vor.

Aufgrund der verfügbaren Datenlage zu den Krankheitsprävalenzen wurde zur Schätzung des Beitrags von Kohlekraftwerken an der Krankheitslast das Jahr 2015 für das Basisszenario gewählt (Abschnitt 4.1.6). Als Datenbasis wurden die Prävalenzdaten für die betrachteten Gesundheitsendpunkte der repräsentativen Studie „Gesundheit in Deutschland aktuell“ (GEDA) des Robert Koch-Instituts (RKI

2017) aus dem Jahr 2014/15 verwendet (vgl. Anhang, Abschnitt 10.2). Die Daten der GEDA-Studie zu 12-Monatsprävalenzen liegen stratifiziert nach Geschlecht (Männer und Frauen) in den Altersgruppen 18-29 Jahre, 30-44 Jahre, 45-64 Jahre und ab 65 Jahren vor. Für den Endpunkt Lungenkrebs wurde die 1-Jahres-Prävalenz aus dem deutschen Krebsregister entnommen (ZfKD, 2020).

3.6 Auswahl der Disability Weights

Für die Berechnung der Krankheitslastkennzahl zu den in Krankheit verbrachten Lebensjahren (YLD) wurden die Gewichtungsfaktoren Disability weights (vgl. Abschnitt 2.3) aus den in der Datenbank des IHME (<https://vizhub.healthdata.org/gbd-results/>) verfügbaren Prävalenzdaten und YLD für Deutschland für das Bezugsjahr 2015 berechnet. Die Berechnung erfolgte für die in der Studie betrachteten Gesundheitsendpunkte mit starker oder moderater Evidenz (koronare Herzerkrankungen, COPD, Diabetes, Schlaganfall, Lungenkrebs und Asthma bronchiale) (Tabelle 16).

Tabelle 16: Ermittelte Gewichtungsfaktoren (DW, engl. disability weight) (mit Angabe der oberen und unteren Grenze des Konfidenzintervalls) für die Gesundheitsendpunkte mit starker bzw. mindestens moderater Evidenz. Berechnet anhand der Prävalenzangaben und YLD für Deutschland im Bezugsjahr 2015 (nach IHME). (Konfidenzintervall, KI 95 %)

Endpunkt	Prävalenz Deutschland (IHME)	YLD Deutschland (IHME)	Gewichtungsfaktor (DW) (IHME)
Koronare Herzerkrankungen	3'460'061 (3'209'768; 3'731'596)	92'296 (61'659; 131'469)	0.027 (0.019; 0.035)
COPD	5'588'695 (5'315'556; 5'867'436)	358'337 (284'601; 421'161)	0.064 (0.054; 0.072)
Diabetes mellitus	9'737'752 (8'797'252; 10'619'440)	680'805 (457'910; 940'700)	0.070 (0.052; 0.089)
Schlaganfall	1'343'039 (1'266'797; 1'427'207)	207'619 (152'444; 258'323)	0.155 (0.120; 0.181)
Lungenkrebs	102'430 (95'342; 110'303)	15'573 (11'340; 19'952)	0.152 (0.119; 0.181)
Asthma bronchiale	3'520'314 (2'985'127; 4'127'250)	135'266 (87'578; 196'900)	0.038 (0.029; 0.048)

4 Entwicklung von Szenarien

4.1 Auswahl der Bezugsjahre für das Basisszenario und die retrospektiven Szenarien

4.1.1 Grundlagen

Für die CTM-Modellierung, die Expositionsmodellierung und die Berechnung der gesundheitlichen Auswirkungen für ein bestimmtes Jahr sind grundsätzlich folgende Eingangsdaten erforderlich:

- ▶ Ergebnisse eines meteorologischen Modells für Deutschland und Europa
- ▶ Emissionen der Kohlekraftwerke für Deutschland und Europa
- ▶ Emissionen aller anderen Quellen (z. B. Verkehr, Landwirtschaft, Industrie) in Deutschland und Europa
- ▶ Daten zur Bevölkerungsdichte und ihrer räumlichen Verteilung in Deutschland
- ▶ Gesundheitsdaten für die Bevölkerung Deutschlands

Im Sinne einer Abschätzung der Änderung der Krankheitslast durch eine Änderung in den Emissionen der Kohlekraftwerke wurden im Rahmen des Projekts insgesamt sechs Szenarien betrachtet. Neben einem Basisszenario und zwei retrospektiven Szenarien wurden drei weitere Szenarien untersucht. In diesem Abschnitt 4.1 wird die Auswahl der Bezugsjahre für das Basisszenario und die beiden retrospektiven Szenarien beschrieben. Die drei weiteren Szenarien werden in Abschnitt 4.2 definiert.

Die Auswahl der Bezugsjahre für das Basisszenario und die beiden retrospektiven Szenarien und der jeweils zu verwendenden Daten muss im Gesamtkontext der vorliegenden Daten zu Emissionen, Immissionen, meteorologischen Bedingungen und Verfügbarkeit der Gesundheitsdaten erfolgen. Es wurden dazu folgende Datengrundlagen für Deutschland untersucht:

- ▶ Emissionsentwicklung der Kohlekraftwerke (Abschnitt 4.1.2)
- ▶ Entwicklung der gemessenen Luftschadstoff-Konzentrationen (Abschnitt 4.1.3)
- ▶ Meteorologische Situation (Abschnitt 4.1.4)
- ▶ Verfügbarkeit von Eingangsdaten (Abschnitt 4.1.5)

Die Betrachtung der retrospektiven Szenarien soll zeigen, welche Krankheitslast aus der Belastung durch Kohlekraftwerksemissionen wir in Deutschland im Bezugsjahr des Basisszenarios gehabt hätten, wenn die Emissionen aus Kohlekraftwerken in diesem Jahr den Emissionsmengen der zu betrachtenden retrospektiven Szenarien entsprochen hätten. D. h., die beiden retrospektiven Szenarien dienen dazu, die Gesundheitsgewinne abzuschätzen, die auf die Verbesserung der Emissionssituation der Kohlekraftwerke in Deutschland zwischen den Bezugsjahren der retrospektiven Szenarien und dem Bezugsjahr des Basisszenarios zurückzuführen sind.

Vor diesem Hintergrund wurden als meteorologischen Daten, Bevölkerungsdaten, Gesundheitsdaten und Emissionsdaten aller anderen Quellen für die retrospektiven Szenarien die entsprechenden Daten des Basisszenarios verwendet. Gleiches gilt für die Emissionen der europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands. Durch dieses Vorgehen wurde erreicht, dass die Änderungen in der Krankheitslast in den verschiedenen Szenarien ausschließlich auf die Änderungen in den Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den verschiedenen Szenarien zurückzuführen sind.

4.1.2 Entwicklung der Emissionen der Kohlekraftwerke

Im Folgenden wird die zeitliche Entwicklung der Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland betrachtet, um daraus mögliche Bezugsjahre für das Basisszenario und die beiden retrospektiven Szenarien ableiten zu können. Datengrundlage für diese Untersuchung sind die jährlich vorliegenden Emissionssummen der Kohlekraftwerke der Jahre 1990 bis einschließlich 2017 (Submission 2019) für Deutschland aus dem ZSE (vgl. Abschnitt 5.1.1.1). Die Daten wurden durch das Umweltbundesamt bereitgestellt. Für PM_{2,5} liegen vor 1995 keine Emissionsdaten vor. Daher wurden die Emissionen für den Zeitraum 1995 bis 2017 betrachtet.

Die Emissionen aus dem ZSE wurden mit folgenden Filter-Einstellungen abgefragt (Abschnitt 5.1.1.3):

- ▶ Technik: Industriekessel oder leer
- ▶ Maßnahme: 13. BImSchV (Anlagen > 50 MW)
- ▶ Material: Braun- oder Steinkohle
- ▶ Verwendungsart: Strom- oder Wärmeerzeugung

Im Hinblick auf die Luftschadstoffe NO_2 und $\text{PM}_{2.5}$, für die im Rahmen dieses Projekts eine Expositionsmodellierung und eine Berechnung der Krankheitslast vorgenommen wurde (vgl. Abschnitt 3.2 und Abschnitt 3.4), wurde für die Auswahl der Bezugsjahre die zeitliche Entwicklung der jährlichen Emissionssummen für NO_x , $\text{PM}_{2.5}$ und SO_2 betrachtet. NO_x und SO_2 sind dabei relevante Vorläufersubstanzen für die sekundäre Partikelbildung und beeinflussen somit neben den primären $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen die Höhe der Luftschadstoffbelastung durch $\text{PM}_{2.5}$.

Abbildung 5 zeigt den relativen zeitlichen Verlauf der betrachteten Emissionen aus Kohlekraftwerken, bezogen auf 1995. Zwischen 1995 und 1999 (SO_2 : 1995 und 2000) sinken die Emissionen der Kohlekraftwerke für die hier betrachteten Stoffe deutlich. Danach stagnieren die Emissionsmengen von NO_x mit leichten Schwankungen bis 2007, um dann bis 2009 wieder stärker abzunehmen. Für $\text{PM}_{2.5}$ nehmen die Emissionen zwischen 1999 und 2009 weiter ab, wenn auch weniger stark als in den Jahren zuvor. Die SO_2 -Emissionen sinken zwischen 2000 und 2009 nur noch leicht. Nach 2009 bis 2013 folgt ein Anstieg der Emissionen für NO_x . $\text{PM}_{2.5}$ nimmt weiter ab, SO_2 stagniert. Ab 2013 bis 2017 nehmen die Emissionen wieder für alle betrachteten Stoffe ab.

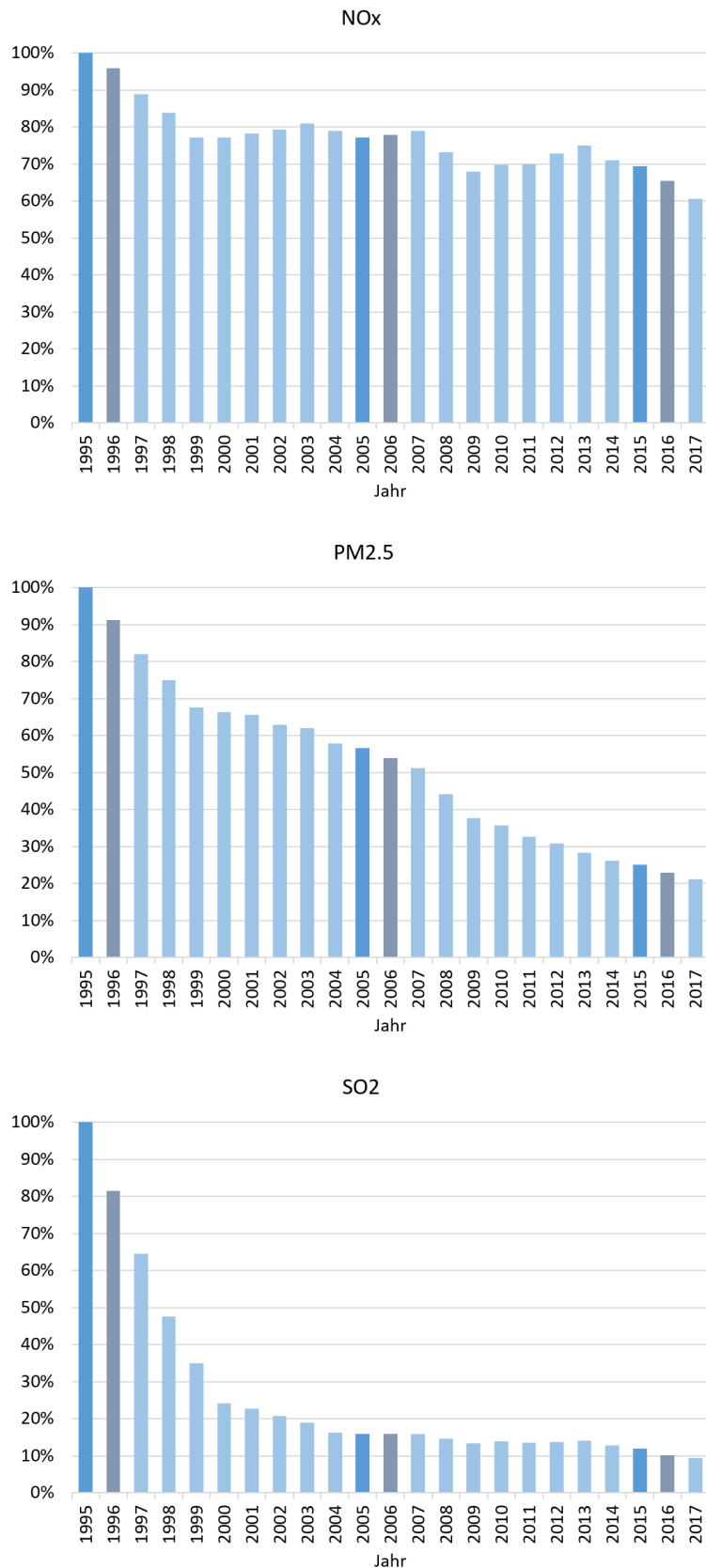
Darauf basierend erschien es sinnvoll, mit den Bezugsjahren für das Basisszenario und die beiden retrospektiven Szenarien die drei wesentlichen Phasen der Emissionsentwicklung aus Kohlekraftwerken zu betrachten, d. h. die höchsten Werte zu Beginn der Zeitreihe, das mittlere Niveau vor 2007 sowie das aktuellere, niedrigere Niveau der Zeitreihe ab 2015. Für die Festlegung der Bezugsjahre der beiden retrospektiven Szenarien bot es sich an, in Dekaden-Intervallen vorzugehen, jedes andere Intervall wäre sonst explizit zu begründen gewesen. Damit ergaben sich folgende Optionen, die in Abbildung 5 zur Orientierung auch farblich hervorgehoben sind:

Tabelle 17: Aus Emissionszeitreihen der Kohlekraftwerke abgeleitete Bezugsjahre für das Basisszenario und zugehörige retrospektive Szenarien

Option	Bezugsjahr Basisszenario	Bezugsjahre retrospektive Szenarien
A	2015	1995, 2005
B	2016	1996, 2006

Das Bezugsjahr 2017 wurde hier nicht favorisiert, weil für das Jahr 1997 die Emissionen der Kohlekraftwerke gegenüber 1995 z. T. schon erheblich gesunken sind. Die endgültige Festlegung der Bezugsjahre erfolgt im Gesamtkontext der vorliegenden Daten zu Emissionen, Immissionen, meteorologischen Bedingungen und Verfügbarkeit der Gesundheitsdaten in Abschnitt 4.1.6.

Abbildung 5: Emissionen der Kohlekraftwerke 1995 – 2017 für NO_x, PM_{2.5} und SO₂, bezogen auf 1995. Zur Orientierung: Jahre 1995 – 2005 – 2015 in Dunkelblau, Jahre 1996 – 2006 – 2016 in Grau.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

4.1.3 Entwicklung der Luftschadstoff-Konzentrationen in Deutschland

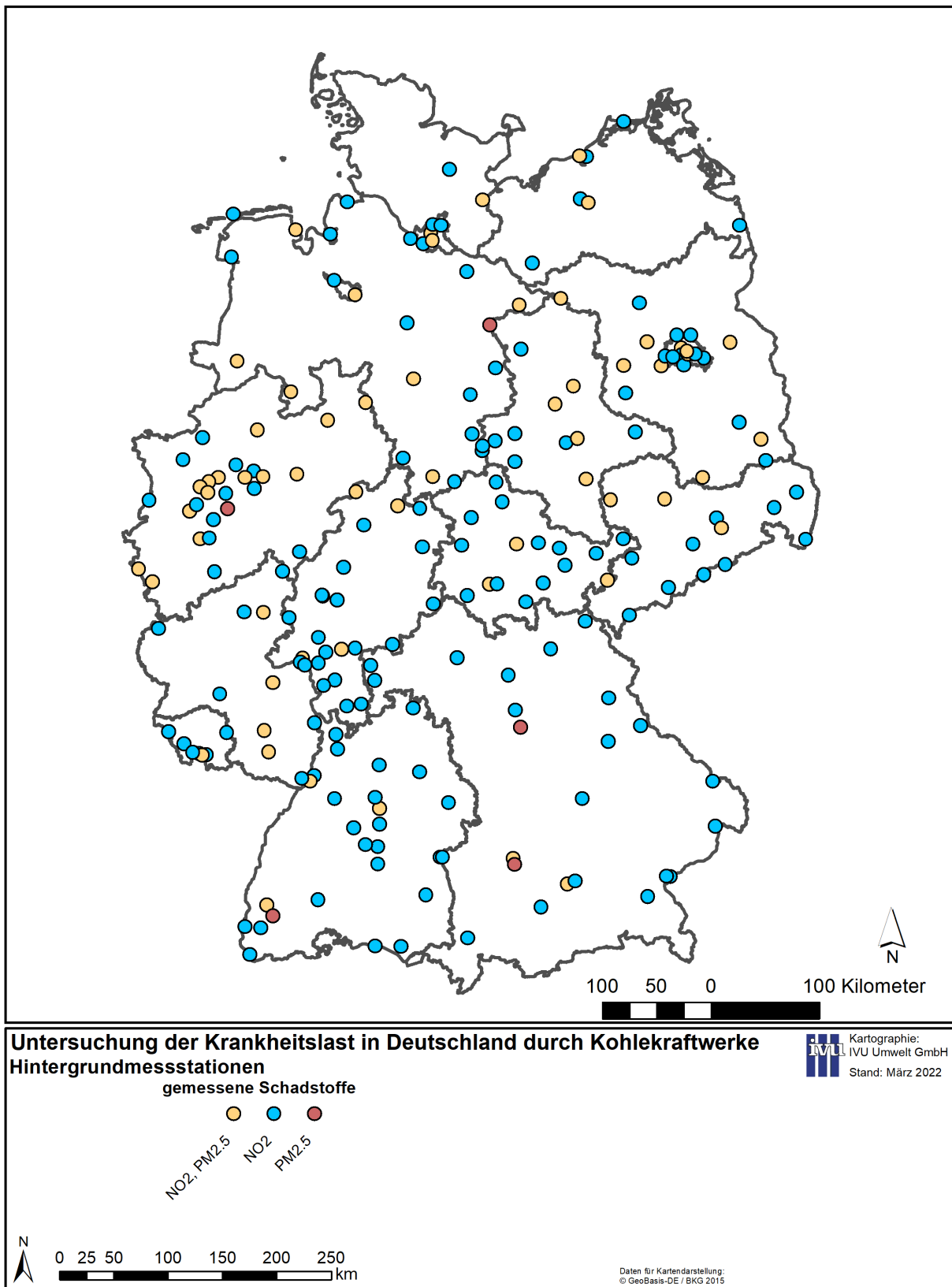
Datengrundlage sind die Messdaten der Bundesländer und des Umweltbundesamtes von 2010 bis 2017, die als Jahresmittelwerte für PM_{2.5} und NO₂ vorliegen. Die Daten wurden vom Umweltbundesamt bereitgestellt. Die Auswertung erfolgte für den Stationstyp „Hintergrund“. Tabelle 18 gibt die Anzahl der durchgängig von 2010 bis 2017 messenden Hintergrundstationen für die beiden betrachteten Schadstoffe an. In Abbildung 6 ist die Lage dieser Hintergrundstationen in Deutschland dargestellt.

Tabelle 18: Anzahl der durchgängig von 2010 bis 2017 messenden Hintergrundstationen

	Anzahl
PM _{2.5}	72
NO ₂	212

Die Auswertungen wurden für verschiedene Gebietseinteilungen gemäß Abschnitt 4.1.3.1 vorgenommen. Abschnitt 4.1.3.2 und Abschnitt 4.1.3.3 zeigen die grafische Aufbereitung der Jahresmittelwerte für die betrachteten Schadstoffe und Gebietseinteilungen. Eine Bewertung der Daten hinsichtlich der Auswahl eines Bezugsjahrs für das Basisszenario erfolgt in Abschnitt 4.1.3.4.

Abbildung 6: Lage der durchgängig von 2010 bis 2017 messenden Hintergrundstationen mit Darstellung der gemessenen Schadstoffe



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

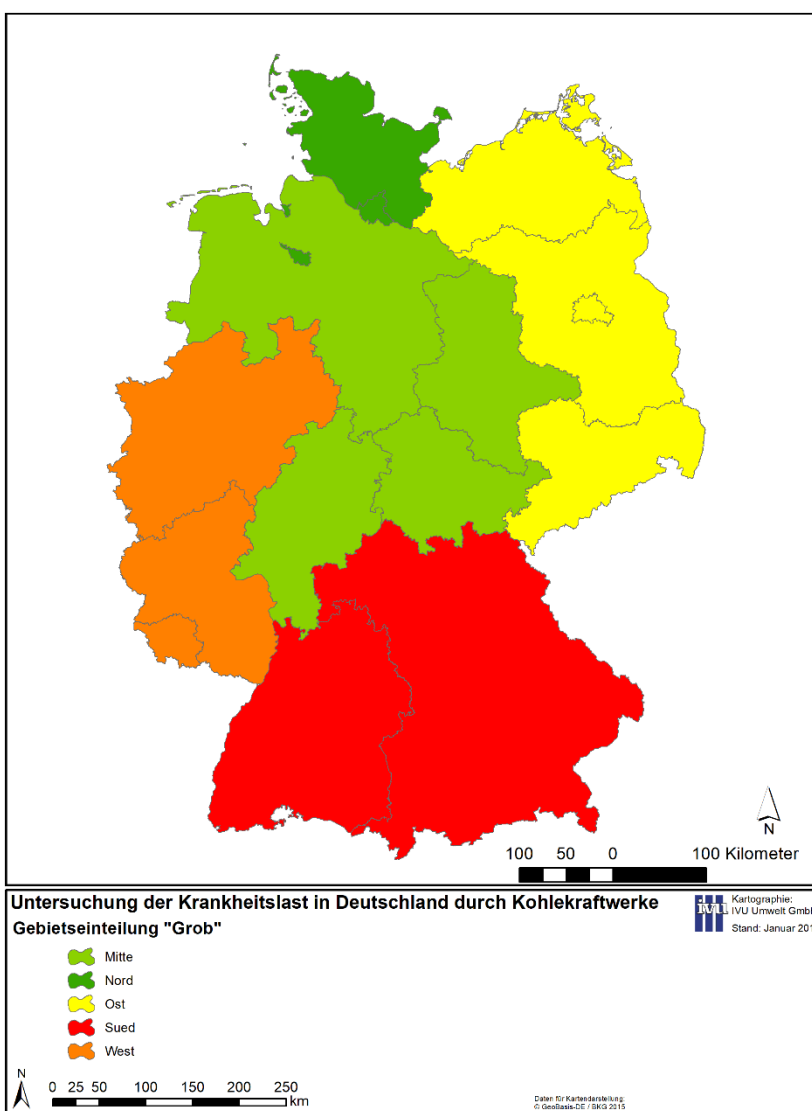
4.1.3.1 Gebietseinteilung

Um die Belastungsniveaus der einzelnen Schadstoffe zu vergleichen, wurden die jeweiligen Jahresmittelwerte aller Stationen, die in dem untersuchten Zeitraum kontinuierlich gemessen haben, ausgewertet. Zusätzlich wurden drei verschiedene Gebietszuordnungen vorgenommen, um zu untersuchen, inwiefern räumliche Besonderheiten in den zeitlichen Variationen der Belastungsniveaus auftreten.

Folgende Gebietseinteilungen wurden vorgenommen:

- ▶ nach Bundesländern sowie Messstandorte des UBA,
- ▶ nach einer Grobeinteilung in 5 Gebiete, entsprechend Abbildung 7 mit einer Zuordnung der Bundesländer zu den Regionen Nord, Ost, Süd, West, Mitte und
- ▶ nach Einteilung der Wetterfühligkeit des DWD¹⁹ (Abbildung 8).

Abbildung 7: Grobe Gebietseinteilung der Bundesländer nach Himmelsrichtung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

¹⁹ https://www.dwd.de/DE/leistungen/ Gefahrenindizesbiowetter/allgemeines.pdf?_blob=publicationFile&v=3

Abbildung 8: Gebietseinteilung für Wetterföhligkeit

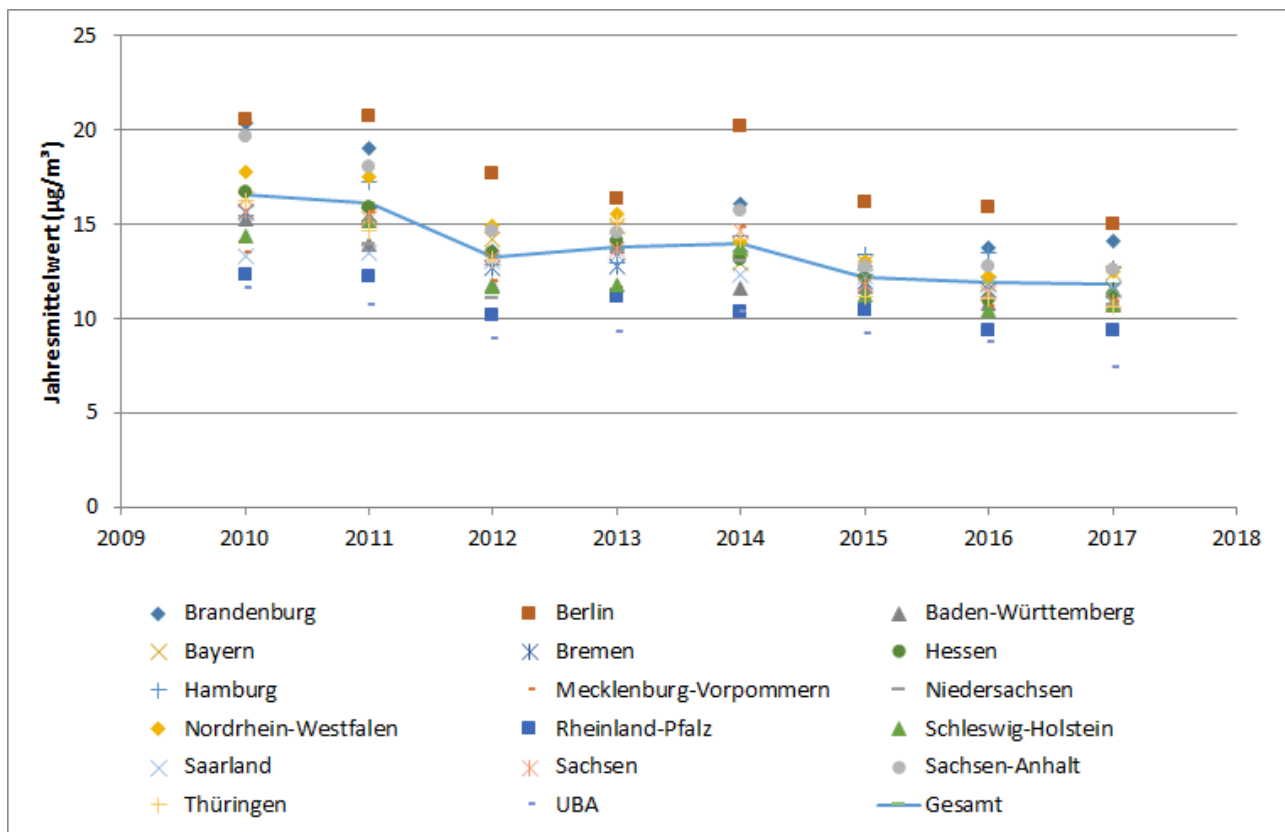


1	Schleswig-Holstein, Hamburg, Bremen, nördliches Niedersachsen
2	Mecklenburg-Vorpommern
3	Südwestliches Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen
4	Östliches und südliches Niedersachsen
5	Berlin, Brandenburg, nördliches Sachsen-Anhalt
6	Südliches Sachsen-Anhalt, Thüringen, Sachsen
7	Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland
8	Baden
9	Württemberg, Franken ohne östliches Oberfranken
10	Niederbayern, Oberpfalz, östliches Oberfranken
11	Schwaben, Oberbayern

Quelle: DWD²⁰

4.1.3.2 PM_{2.5}-Konzentrationen in Deutschland

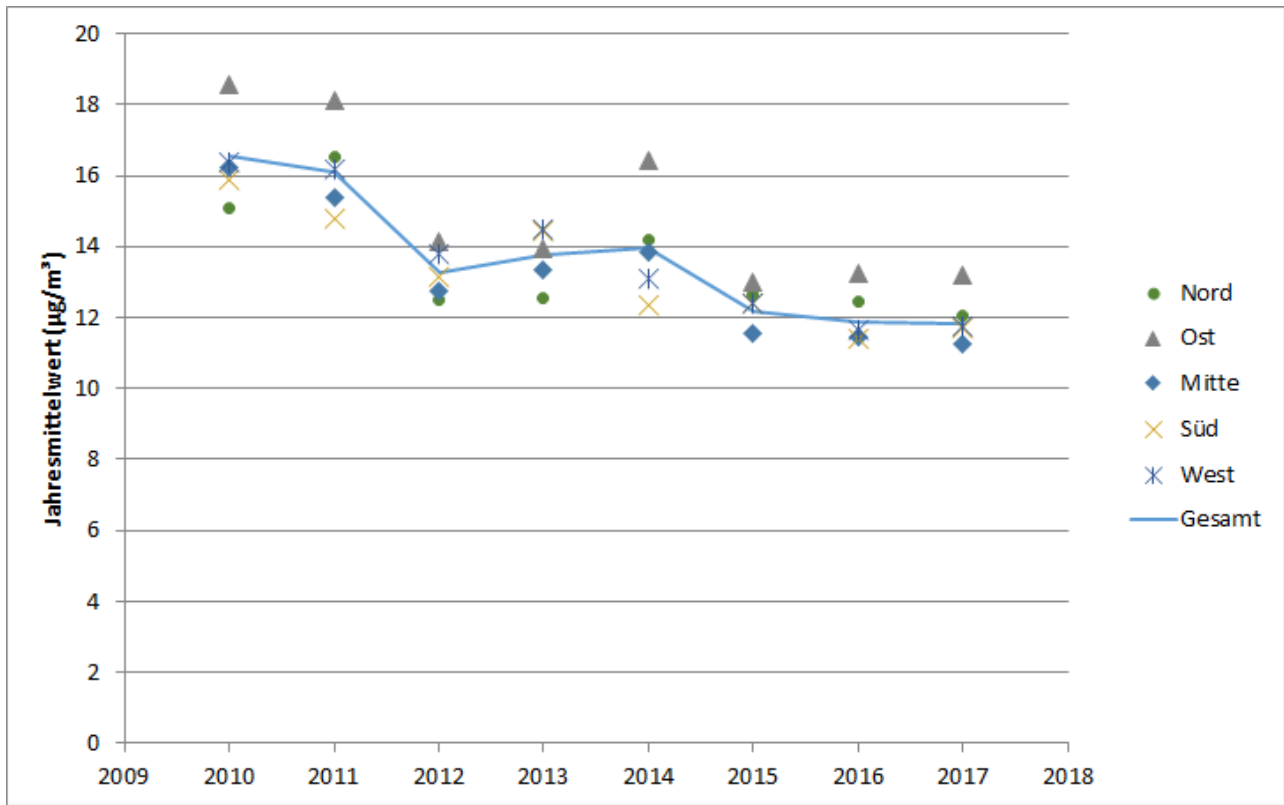
Abbildung 9: Jahresmittelwerte für PM_{2.5}, differenziert nach Bundesländern



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

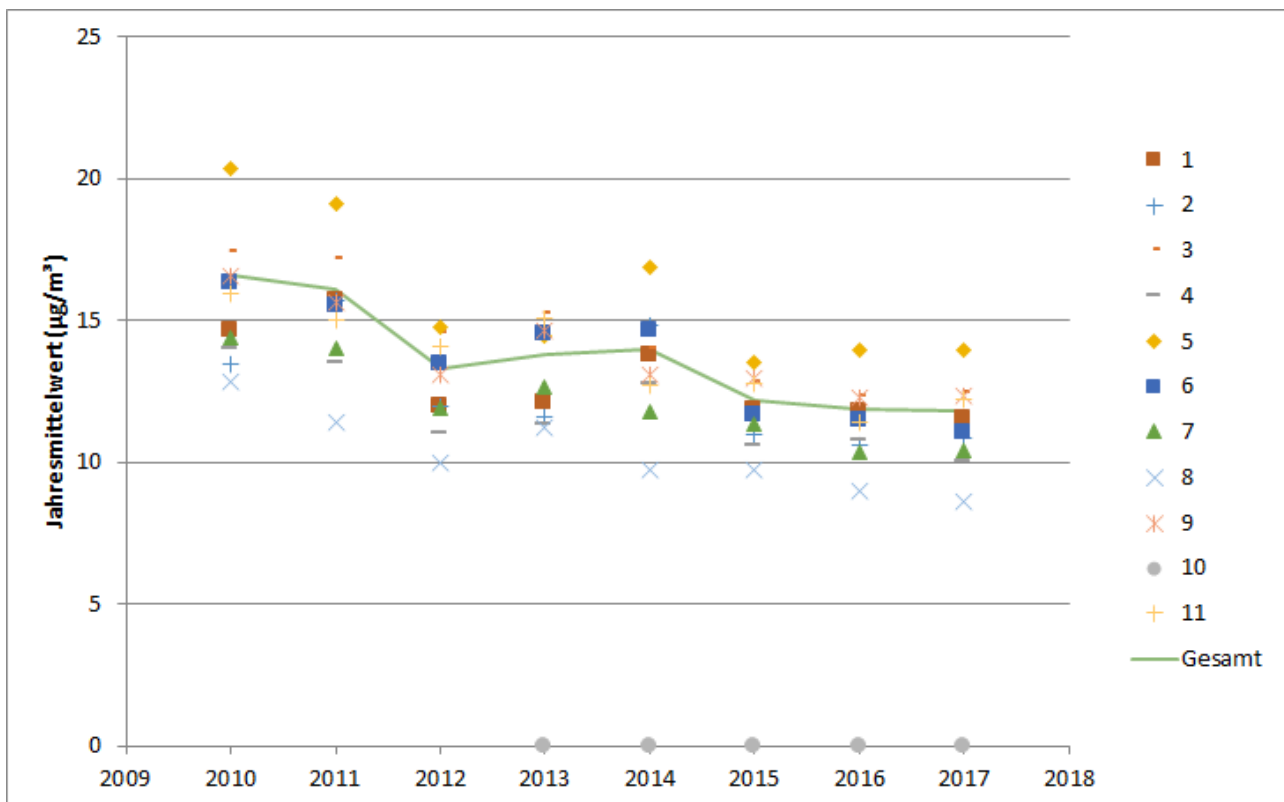
²⁰ <https://www.dwd.de/DE/leistungen/ Gefahrenindizesbiowetter/Gebiete.html?nn=16102&lsbId=463520>, abgerufen zuletzt am 28.10.2019

Abbildung 10: Jahresmittelwerte für PM_{2.5}, differenziert nach Grobgebieten



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

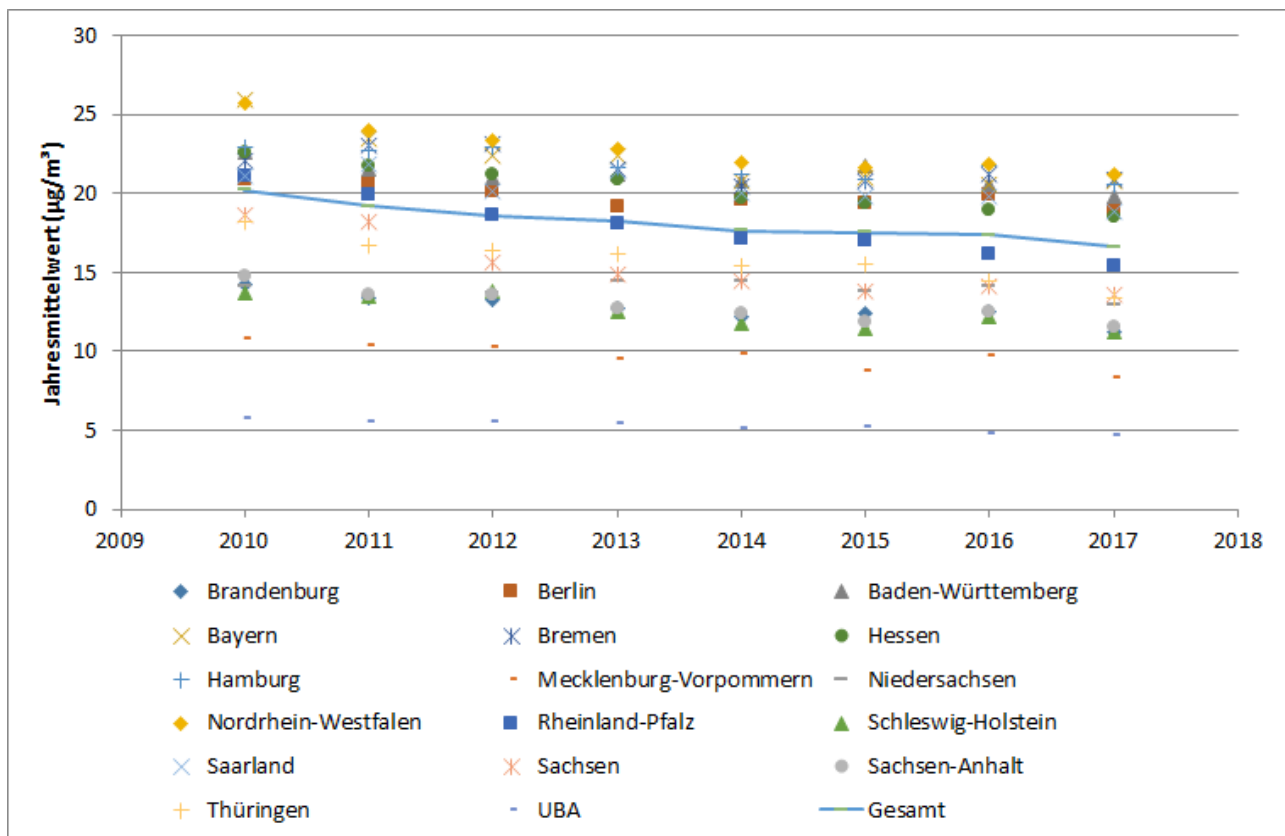
Abbildung 11: Jahresmittelwerte für PM_{2.5}, differenziert nach Wetterfühligkeitsgebieten gemäß DWD, Legende gemäß Abbildung 8



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

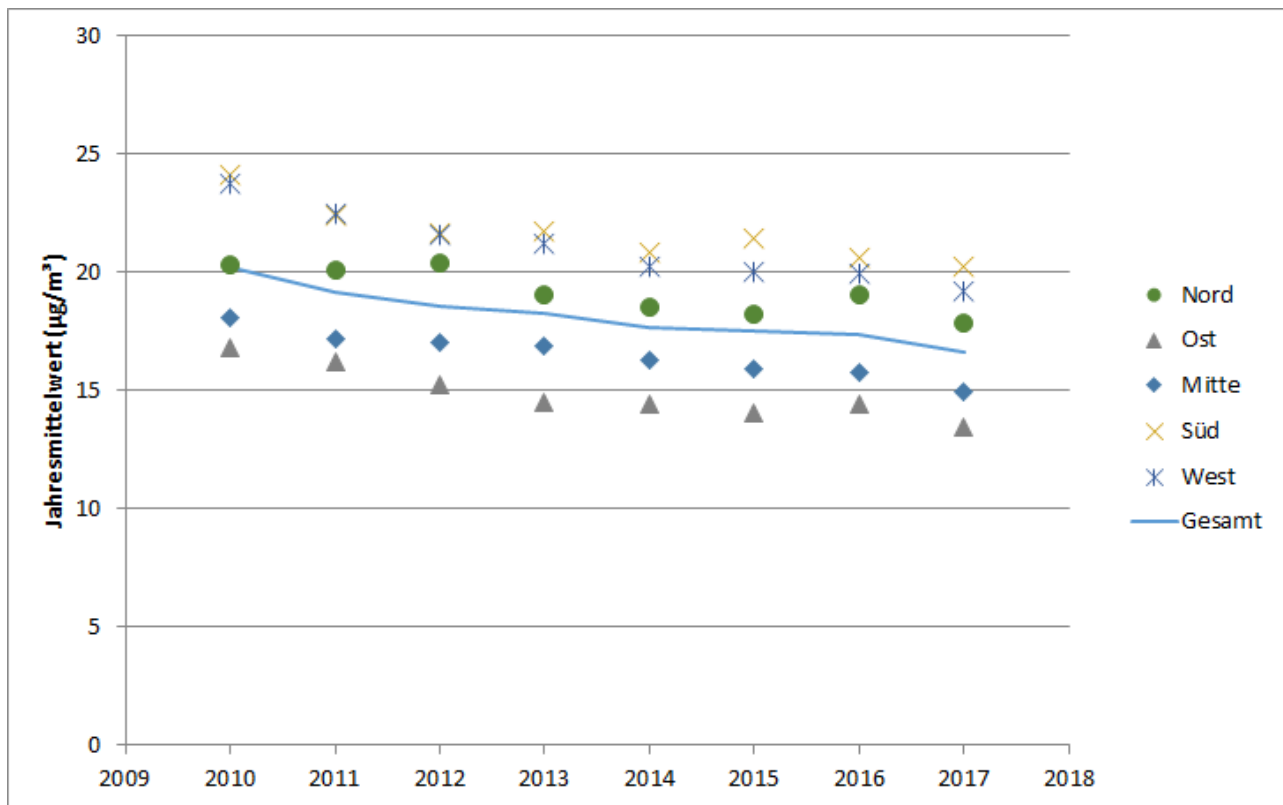
4.1.3.3 NO₂-Konzentrationen in Deutschland

Abbildung 12: Jahresmittelwerte für NO₂, differenziert nach Bundesländern



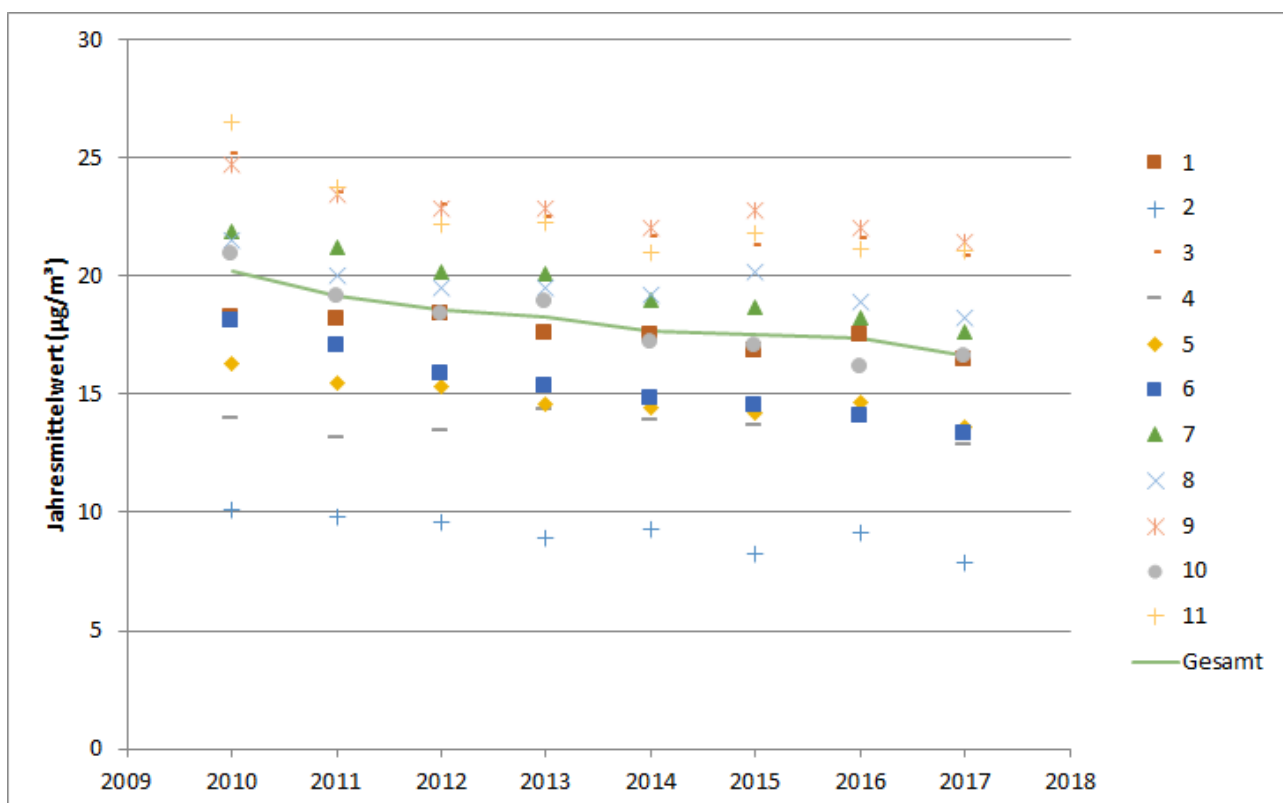
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 13: Jahresmittelwerte für NO₂, differenziert nach Grobgebieten



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 14: Jahresmittelwerte für NO₂, differenziert nach Wetterfühligkeitsgebieten gemäß DWD, Legende gemäß Abbildung 8



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

4.1.3.4 Bewertung

Bei der Bewertung der Entwicklung der Luftschadstoff-Konzentrationen in Deutschland im Hinblick auf die Auswahl eines Bezugsjahres wurde zum einen der Verlauf der Mittelwerte über die Jahresmittelwerte der Konzentrationen aller Stationen in Deutschland betrachtet und zum anderen die Spannweite der mittleren Konzentrationen der einzelnen Jahre für verschiedene Gebietsklassifikationen (Bundesländer, Grobeinteilung, Wetterfühligkeit). Als Spannweite wird dabei die Differenz zwischen dem Minimum und dem Maximum aller Mittelwerte eines Jahres über die jeweils betrachteten Teilgebiete einer Gebietsklassifikation definiert.

PM_{2.5} zeigt im Verlauf der Mittelwerte über die Jahresmittelwerte aller Stationen in Deutschland von 2010 bis 2017 mehr oder weniger kontinuierlich abnehmende Konzentrationen, die Werte sinken von 16.6 µg/m³ auf 11.8 µg/m³ (Abbildung 9 bis Abbildung 11). Das Jahr 2012 fällt insofern auf, als es einen deutlich niedrigeren mittleren Jahresmittelwert aufweist als es bei einer gleichmäßigen Abnahme der Konzentrationen zu erwarten gewesen wäre. Danach steigen die Werte zunächst wieder leicht an, bevor 2015 wieder eine deutliche Abnahme zu verzeichnen ist. Die mittleren PM_{2.5}-Jahresmittelwerte für 2016 und 2017 sind fast identisch und nur geringfügig niedriger als der Wert für 2015.

Die mittleren NO₂-Konzentrationen nehmen zwischen 2010 und 2017 kontinuierlich von 20.2 µg/m³ auf 16.6 µg/m³ ab (Abbildung 12 bis Abbildung 14). Dabei sind die Abnahmen in den Jahren 2014 bis 2016 sehr gering, die mittleren NO₂-Jahresmittelwerte für diese drei Jahre sind fast identisch.

Auf Basis des Verlaufs der Mittelwerte über die Jahresmittelwerte aller Stationen in Deutschland bieten sich demnach die Jahre 2015 bis 2017 als Bezugsjahre an. Ältere Bezugsjahre erscheinen aufgrund der mehr oder weniger kontinuierlichen Abnahmen der mittleren Jahresmittelwerte bei PM_{2.5} und NO₂ und insbesondere der deutlichen Abnahme der mittleren PM_{2.5}-Konzentrationen von 2014 nach 2015 weniger sinnvoll, wenn ein möglichst aktuelles Konzentrationsniveau in den Modellrechnungen berücksichtigt werden soll.

Wird die Spannweite der mittleren Konzentrationen der einzelnen Jahre für verschiedene Gebietsklassifikationen betrachtet (Tabelle 19 bis Tabelle 21), so ergibt sich, dass diese sowohl bei der Einteilung nach Grobgebieten als auch bei der Einteilung nach Wetterfühligkeit in der Summe über die betrachteten Schadstoffe in den Jahren 2012 und 2016 am geringsten ist. Die Jahre 2015 und 2017 weisen für diese Gebietsklassifikationen eine mittlere Spannweite auf. Bei der Einteilung nach Bundesländern ist die Spannweite in den Jahren 2015 und 2017 am geringsten, für 2016 ergibt sich ebenfalls eine eher geringe Spannweite. Eine geringe Spannweite der gebietsbezogenen Konzentrationen weist auf eine weitgehend homogene Verteilung der Belastungen in Deutschland hin. Damit wird vermieden, dass Expositionsbetrachtungen durch regional spezifische Besonderheiten für ein ausgewähltes Jahr beeinflusst werden.

Werden für diesen Zeitraum die einzelnen Schadstoffe betrachtet, dann zeigt PM_{2.5} im Jahr 2015 die geringste Spannweite und in den Jahren 2016 und 2017 eine mittlere Spannweite. NO₂ zeigt bei der Einteilung nach Grobgebieten und nach Wetterfühligkeit im Jahr 2015 eine große, im Jahr 2016 eine geringe und im Jahr 2017 eine mittlere Spannweite. Bei der Einteilung nach Bundesländern ergibt sich für NO₂ für die Jahre 2015 und 2017 eine geringe und für das Jahr 2016 eine mittlere Spannweite. Das Jahr 2016 weist damit in der Summe über die beiden betrachteten Schadstoffe und die drei betrachteten Gebietsklassifikationen die geringste Spannweite der Mittelwerte der jeweiligen Teilgebiete auf, gefolgt von 2015.

Tabelle 19: Spannweiten und deren Rangfolge für die nach Bundesländern differenzierten mittleren Luftschadstoff-Konzentrationen der einzelnen Jahre

Stoff		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
PM _{2.5}	Spannweite	9.0	10.0	8.8	7.1	9.9	7.0	7.1	7.6
	Rang	6	8	5	2	7	1	3	4
NO ₂	Spannweite	20.1	18.4	17.9	17.3	16.8	16.6	17.2	16.6
	Rang	8	7	6	5	3	2	4	1
Summe Rang		14	15	11	7	10	3	7	5

Tabelle 20: Spannweiten und deren Rangfolge für die nach Grobgebieten differenzierten mittleren Luftschadstoff-Konzentrationen der einzelnen Jahre

Stoff		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
PM _{2.5}	Spannweite	3.5	3.4	1.6	2.0	4.1	1.4	1.9	2.0
	Rang	7	6	2	5	8	1	3	4
NO ₂	Spannweite	7.4	6.3	6.4	7.2	6.4	7.4	6.2	6.8
	Rang	7	2	3	6	4	8	1	5
Summe Rang		14	8	5	11	12	9	4	9

Tabelle 21: Spannweiten und deren Rangfolge für die nach Wetterfühligkeitsgebieten gemäß DWD differenzierten mittleren Luftschadstoff-Konzentrationen der einzelnen Jahre

Stoff		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
PM _{2.5}	Spannweite	7.5	7.7	4.8	4.0	7.2	3.8	5.0	5.3
	Rang	7	8	3	2	6	1	4	5
NO ₂	Spannweite	16.4	13.9	13.4	14.0	12.8	14.5	12.9	13.5
	Rang	8	5	3	6	1	7	2	4
Summe Rang		15	13	6	8	7	8	6	9

4.1.4 Entwicklung der meteorologischen Situation in Deutschland

4.1.4.1 Mittelwerte über Deutschland für Temperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlag

Im Hinblick auf die Auswahl eines Bezugsjahres für das Basisszenario wurde die Entwicklung der meteorologischen Situation in Deutschland für die Jahre 2012 bis 2017 betrachtet, da für die Modellierung im Rahmen des Projekts ein möglichst aktuelles Jahr gefunden werden sollte, das gleichzeitig eine gewisse Repräsentativität für die aktuellen klimatischen Bedingungen aufweisen sollte. Für die Bewertung der Repräsentativität der meteorologischen Bedingungen der Jahre 2012 bis 2017 wurde der Mittelwert über den 10-Jahres-Zeitraum 2008 bis 2017 herangezogen. Grundlage der Auswertung waren die Klimastatusberichte des DWD. Das Jahr 2017 war das zum Zeitpunkt der Auswertung aktuellste Jahr, für das meteorologische Daten aus den Klimastatusberichten des DWD vorlagen, entsprechend war der Zeitraum 2008 bis 2017 der zum Zeitpunkt der Auswertung aktuellste 10-Jahres-Zeitraum, der als Referenzzeitraum herangezogen werden konnte.

Tabelle 22 zeigt die aus den Klimastatusberichten des DWD entnommenen jährlichen Mittelwerte über Deutschland für Jahresmitteltemperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlagssumme für den Zeitraum 2008 bis 2017 sowie den Mittelwert über diesen 10-Jahres-Zeitraum. In Tabelle 23 wird die Abweichung der jährlichen Mittelwerte der betrachteten klimatischen Größen der als mögliche Bezugsjahre für das Basisszenario betrachteten Jahre 2012 bis 2017 vom 10jährigen Mittel der Jahre 2008 bis 2017 aufgeführt und in Tabelle 24 die Rangfolge dieser Abweichungen sowie als zusammenfassende Größe deren Summe.

Aus Tabelle 23 und Tabelle 24 geht hervor, dass die Jahre 2012 und 2016 im Bundesdurchschnitt die geringsten Abweichungen vom 10jährigen Mittel der Jahre 2008 bis 2017 aufweisen. 2013 ist im Vergleich dazu ein eher kühleres Jahr mit deutlich weniger Sonnenstunden. 2014 ist das wärmste Jahr in der 10-Jahres-Zeitreihe. 2015 ist ebenfalls deutlich wärmer als der 10-Jahres-Durchschnitt, außerdem ist die Anzahl der Sonnenstunden überdurchschnittlich hoch, und es war sehr trocken. 2017 wiederum weist deutlich mehr Niederschlag auf als der 10-Jahres-Durchschnitt.

Tabelle 22: Jährliche Mittelwerte über Deutschland für Jahresmitteltemperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlagssumme, 10-Jahres-Zeitraum 2008 – 2017.
Quelle: Klimastatusberichte des DWD²¹.

Jahr	Temperatur [°C]	Sonnenscheindauer [h]	Niederschlag [mm]
2008	9.5	1'634.9	778.3
2009	9.2	1'683.5	812.7
2010	7.8	1'538.2	868.5
2011	9.6	1'847.3	722
2012	9.1	1'673.5	767.5
2013	8.7	1'507.6	778.7
2014	10.3	1'620.9	727.1
2015	9.9	1'742.6	701.3
2016	9.5	1'607.4	733.1
2017	9.6	1'596.1	858.7
Mittelwert 2008 - 2017	9.3	1'645.2	774.8

Tabelle 23: Abweichung der jährlichen Mittelwerte über Deutschland 2012 bis 2017 vom 10jährigen Mittelwert 2008 - 2017

Jahr	Temperatur [K]	Sonnenscheindauer [h]	Niederschlag [mm]
2012	-0.2	28.3	-7.3
2013	-0.6	-137.6	3.9
2014	1.0	-24.3	-47.7
2015	0.6	97.4	-73.5
2016	0.2	-37.8	-41.7
2017	0.3	-49.1	83.9

Tabelle 24: Rangfolge der Abweichungen der jährlichen Mittelwerte über Deutschland 2012 bis 2017 vom 10jährigen Mittelwert 2008 - 2017

Jahr	Rang Temperatur	Rang Sonnenscheindauer	Rang Niederschlag	Rang Summe
2012	2	2	2	6
2013	5	6	1	12
2014	6	1	4	11
2015	4	5	5	14
2016	1	3	3	7
2017	3	4	6	13

²¹ Die Klimastatusberichte des DWD werden jährlich veröffentlicht und können herunter geladen werden unter: www.ksb.dwd.de. Zitiert wird hier stellvertretend für alle betrachteten Jahre 2008 – 2017: DWD (2008): Klimastatusbericht 2008. Herausgeber und Verlag Deutscher Wetterdienst, Frankfurter Str. 135, 63067 Offenbach

4.1.4.2 Verteilung von Temperatur und Niederschlag in Deutschland

Um auch einen Anhaltspunkt für die räumliche Verteilung der betrachteten klimatischen Größen und deren Repräsentativität für einen längeren Zeitraum zu erlangen, wurden Karten des DWD aus dem Deutschen Klimaatlas²² herangezogen. Abbildung 15 bis Abbildung 18 zeigen Karten für Deutschland mit den Abweichungen der Jahresmitteltemperatur bzw. der Jahressummen des Niederschlags des jeweils betrachteten Jahres von der Verteilung der Normalwerte über Deutschland. Die Verteilung der Normalwerte über Deutschland wird als der Mittelwert der Messdaten über einen 30-jährigen Zeitraum, interpoliert auf ein 1 km-Raster, berechnet. Sie ist zur Orientierung in Abbildung 15 bis Abbildung 18 jeweils unten rechts dargestellt. Der 30jährige Zeitraum bezog sich zum Zeitpunkt der Auswertung auf die Jahre 1961 – 1990, er ist durch die Weltorganisation für Meteorologie (WMO) als internationale klimatologische Referenzperiode festgelegt worden²³. Dies entspricht nicht dem in Abschnitt 4.1.4.1 betrachteten 10-Jahres-Zeitraum von 2008 bis 2017, ermöglicht aber immerhin Aussagen darüber, ob die Verteilung der betrachteten Größen in einem Jahr stark von langjährigen Mittelwerten abweicht und damit auch einen Vergleich der Bezugsjahre untereinander.

Tabelle 25 zeigt als Zusatzinformation die Abweichungen der jährlichen Mittelwerte über Deutschland für Jahresmitteltemperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlagssumme von den über Deutschland gemittelten Normalwerten. Das Mittel dieser Abweichungen über den betrachteten 10-Jahres-Zeitraum von 2008 bis 2017 zeigt, dass in diesem Zeitraum im Mittel über Deutschland ca. 1 K höhere Temperaturen und ca. 14 mm weniger Niederschlag zu erwarten sind als in der Referenzperiode 1961 bis 1990. Das kühlste Jahr aus dem Zeitraum 2008 bis 2017, 2013, kommt den Normalwerten der Referenzperiode am nächsten. Die in Abschnitt 4.1.4.1 als „Jahre mit den geringsten Abweichungen vom 10jährigen Mittel“ bezeichneten Jahre 2012 und 2016 kommen in der Summe über alle drei Parameter auch der mittleren Abweichung des Zeitraums 2008 bis 2017 von der Referenzperiode am nächsten.

Tabelle 25: Abweichungen der jährlichen Mittelwerte über Deutschland für Jahresmitteltemperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlagssumme zur Referenzperiode 1961 – 1990.
Quelle: Klimastatusberichte des DWD²⁴.

Jahr	Temperatur [K]	Sonnenscheindauer [h]	Niederschlag [mm]
2008	1.2	106.5	-10.7
2009	0.9	155.2	23.7
2010	-0.4	9.8	79.5
2011	1.4	319	-66.9
2012	0.9	145.1	-21.5
2013	0.5	-20.8	-10.3
2014	2.1	92.5	-61.8
2015	1.7	198.6	-87.6
2016	1.3	63.4	-55.8
2017	1.4	52.1	69.8
Mittelwert 2008 - 2017	1.1	112.14	-14.16

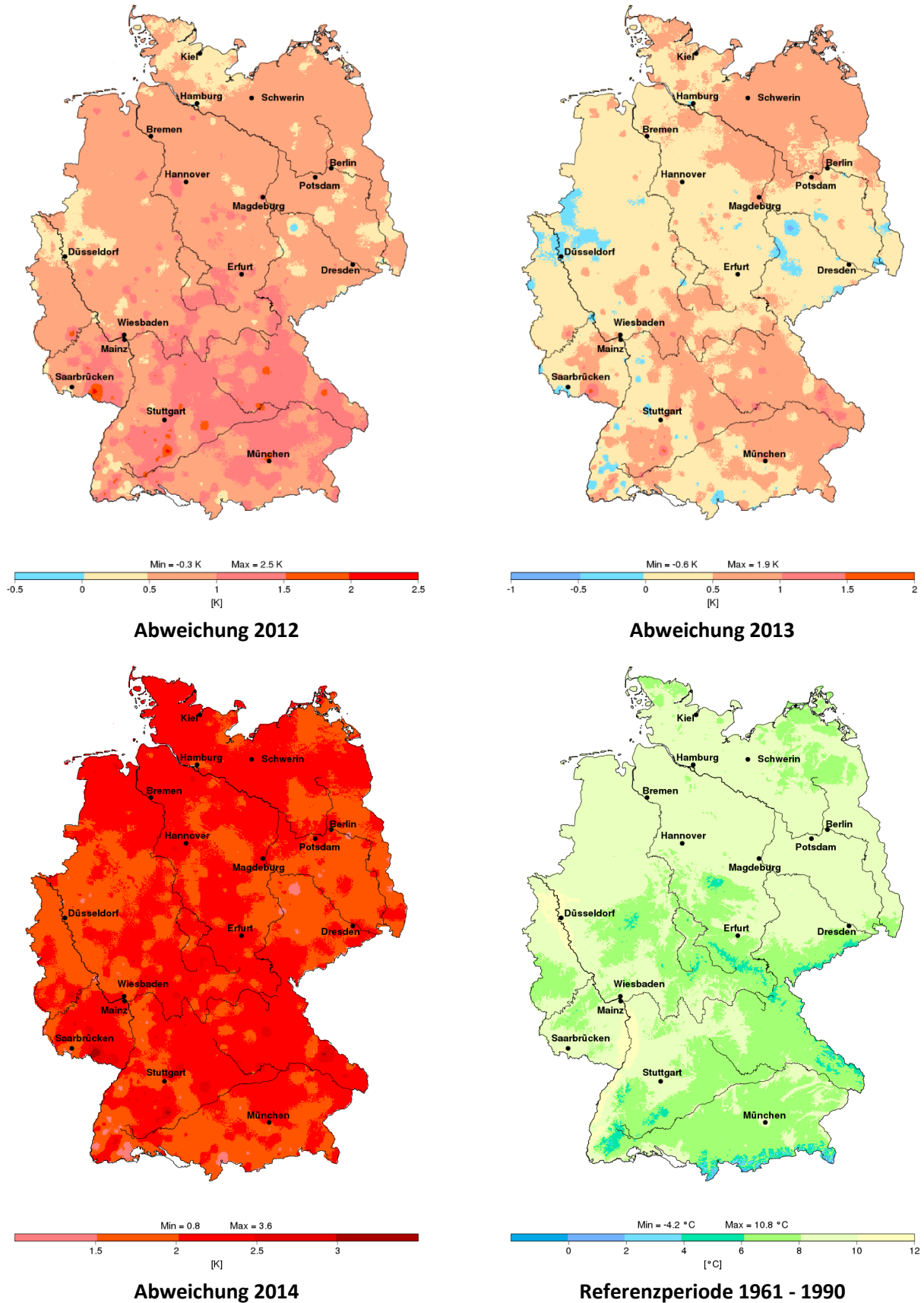
²² https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/klimaatlas/klimaatlas_node.html

²³ https://www.dwd.de/DE/leistungen/deutscherklimaatlas/erlaeuterungen/normalwerte/normalwerte_node.html

²⁴ Die Klimastatusberichte des DWD werden jährlich veröffentlicht und können herunter geladen werden unter: www.ksb.dwd.de. Zitiert wird hier stellvertretend für alle betrachteten Jahre 2008 – 2017: DWD (2008): Klimastatusbericht 2008. Herausgeber und Verlag Deutscher Wetterdienst, Frankfurter Str. 135, 63067 Offenbach

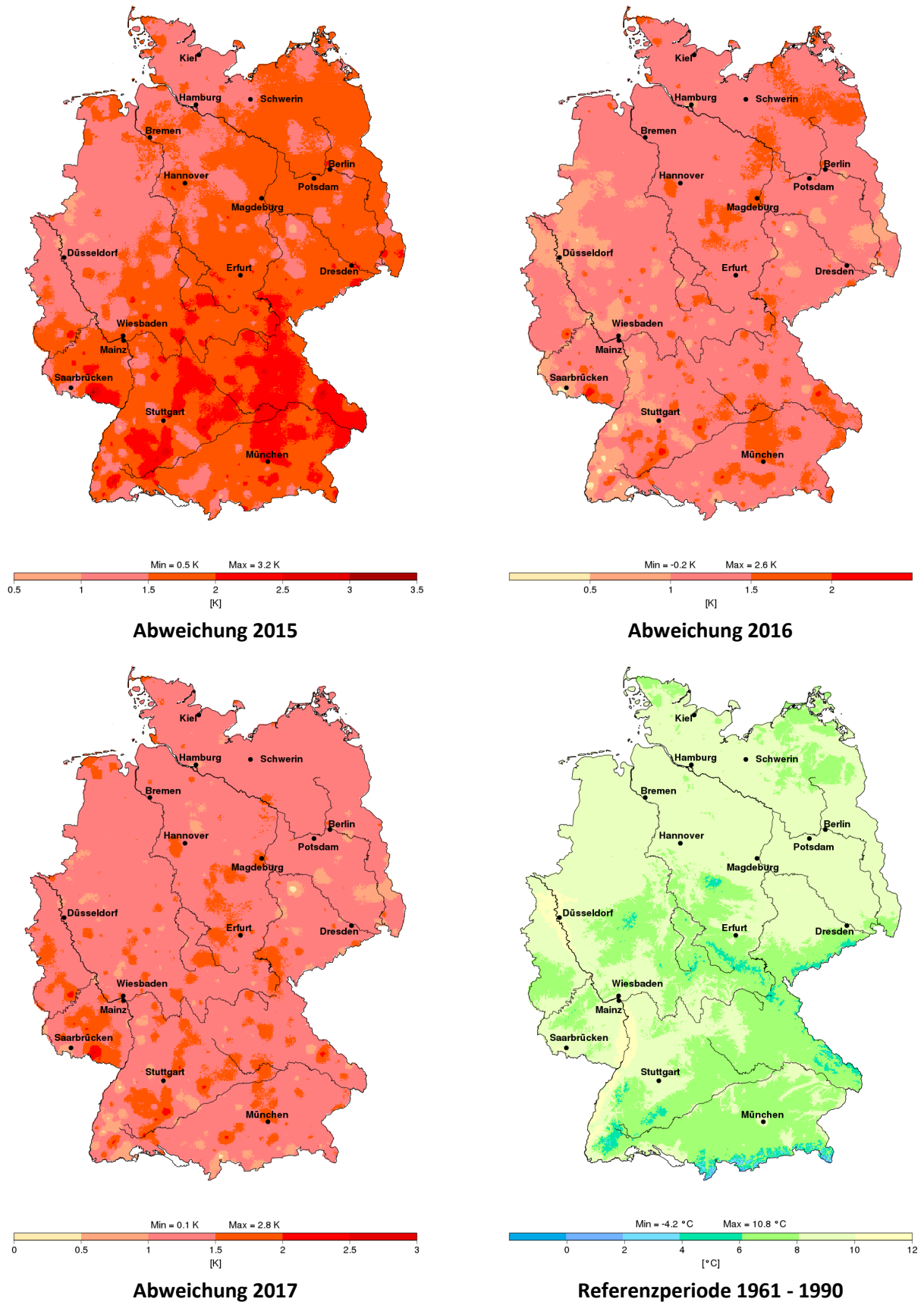
Abbildung 15 und Abbildung 16 zeigen, dass sich für die Jahre 2012 und 2016 die Abweichungen der Jahresmitteltemperatur von den Normalwerten räumlich relativ gleichmäßig über ganz Deutschland verteilen, so dass die langjährige räumliche Temperaturverteilung der Normalwerte weitgehend erhalten bleibt. Für den Niederschlag in Abbildung 17 und Abbildung 18 zeigen die Jahre 2012, 2014 und 2016 relativ moderate Abweichungen in Richtung Abnahme der Niederschläge, was die langjährige räumliche Verteilung der Niederschläge in der Referenzperiode weitgehend erhält. Für die Jahre 2013 und 2015 zeigen sich sowohl Zu- als auch Abnahmen gegenüber den Normalwerten, und 2017 zeigt deutliche Zunahmen im Norden und Osten, während in den übrigen Gebieten Deutschlands nur geringe Abweichungen von den Normalwerten zu verzeichnen sind.

Abbildung 15: Abweichung der Jahresmitteltemperatur vom Normalwert für die Jahre 2012 – 2014; unten rechts: Verteilung der Normalwerte für die Referenzperiode 1961 – 1990



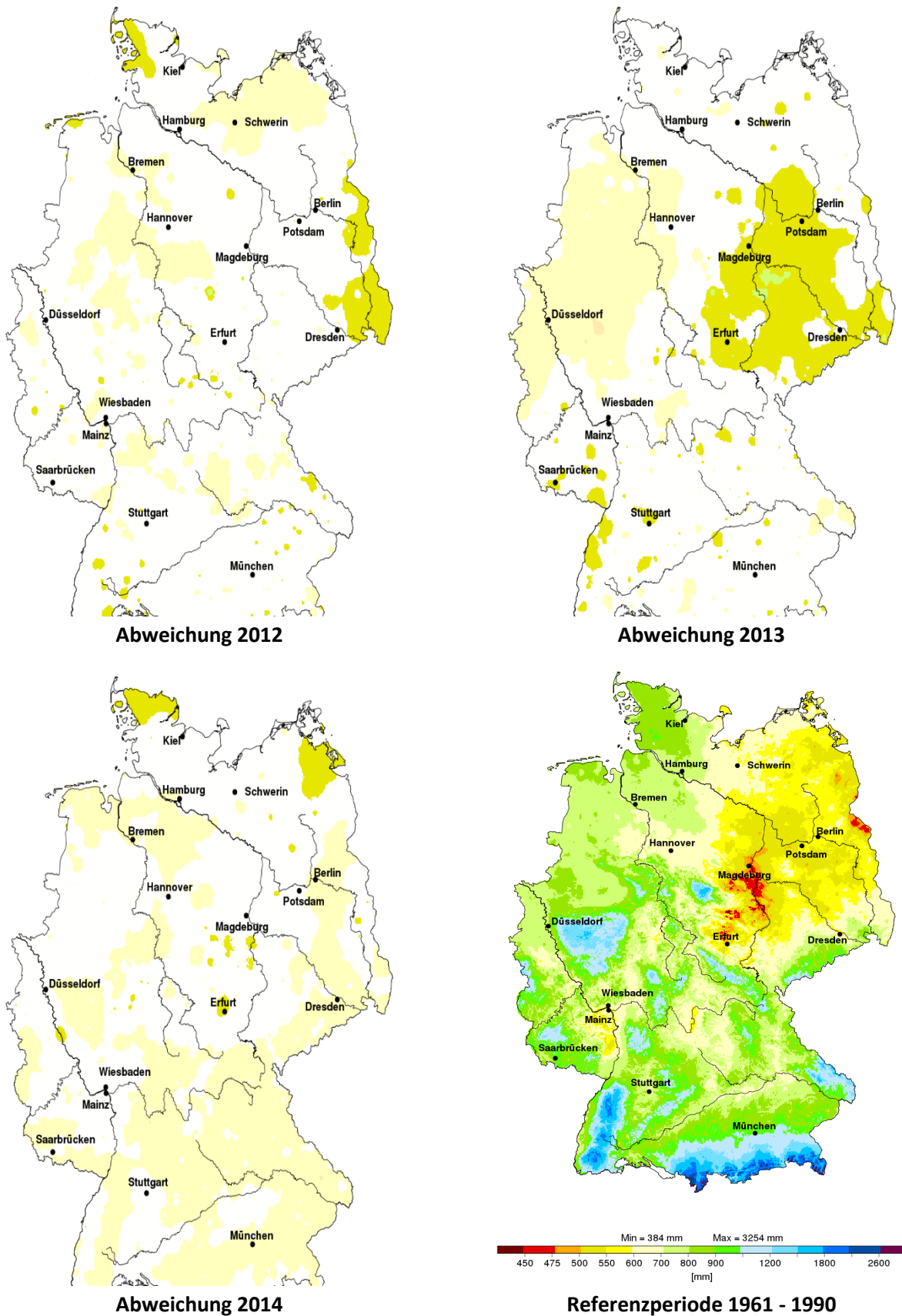
Quelle: DWD (Deutscher Klimaatlas)

Abbildung 16: Abweichung der Jahresmitteltemperatur vom Normalwert für die Jahre 2015 – 2017; unten rechts: Verteilung der Normalwerte für die Referenzperiode 1961 – 1990



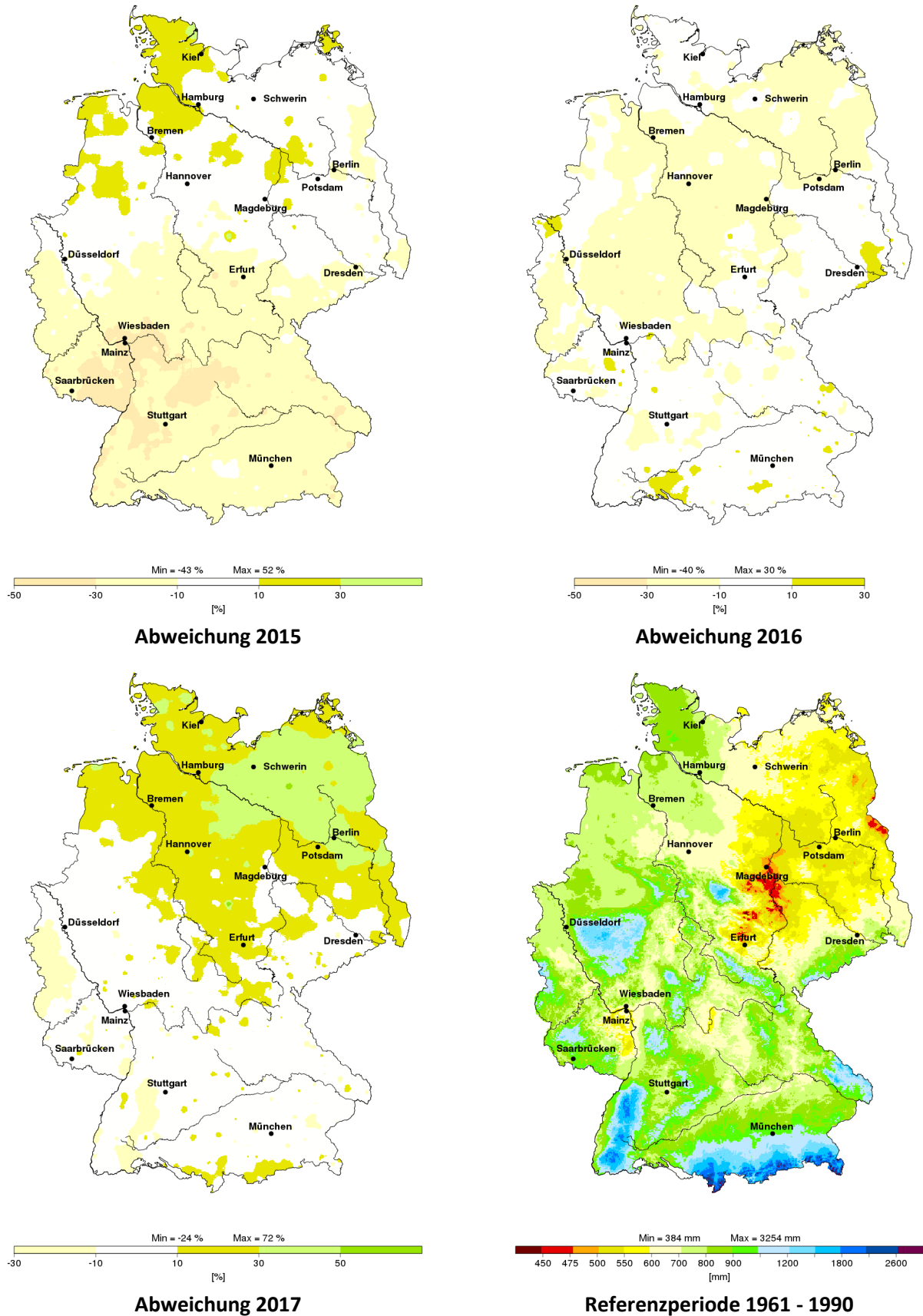
Quelle: DWD (Deutscher Klimaatlas)

Abbildung 17: Abweichung der Jahressummen des Niederschlags vom Normalwert für 2012 – 2014; unten rechts: Verteilung der Normalwerte für die Referenzperiode 1961 – 1990



Quelle: DWD (Deutscher Klimaatlas)

Abbildung 18: Abweichung der Jahressummen des Niederschlags vom Normalwert für 2015 – 2017; unten rechts: Verteilung der Normalwerte für die Referenzperiode 1961 – 1990



Quelle: DWD (Deutscher Klimaatlas)

4.1.5 Verfügbarkeit von Eingangsdaten für die Modellierung

In Tabelle 26 bis Tabelle 29 wird zusammengestellt, welche der Daten, die gemäß Abschnitt 4.1.1 für die Modellierung und die Berechnung der Krankheitslast erforderlich sind, für welche Jahre für das Projekt verfügbar waren.

Die Ausbreitungsrechnungen für das Basisszenario wurden im Rahmen des Projekts mit zwei unterschiedlichen CTM, RCG und LOTOS-EUROS, durchgeführt (Abschnitt 6). Entsprechend wurden für beide Modelle meteorologische Eingangsdaten benötigt (Tabelle 26). LOTOS-EUROS kann neben den in Tabelle 26 aufgeführten meteorologischen Daten des ECMWF²⁵ auch Daten aus WRF²⁶ und aus COSMO²⁷ verarbeiten, insofern diese vorliegen.

Emissionsdaten aus Kohlekraftwerken (Tabelle 27) lagen in erster Linie aus dem BUBE-Online-System²⁸ vor. Diese Daten wurden im Rahmen des Projekts durch eine Länderabfrage (Abschnitt 6) akquiriert. Sie sind sehr detailliert und beziehen sich auf das Jahr 2016. Weitere Emissionsdaten mit geringerem Detaillierungsgrad lagen aus der Emissionsinventardatenbank ZSE sowie der PRTR-Datenbank des UBA für jedes Bezugsjahr aus dem in Tabelle 27 jeweils aufgeführten Zeitraum vor (Abschnitt 5.1.1.1).

Zur Verfügbarkeit der Gesundheitsdaten wird auf Abschnitt 3.3 bzw. auf Tabelle 15 verwiesen.

Für einen Vergleich der CTM-Modellergebnisse mit Messdaten im Rahmen der Qualitätssicherung (Abschnitt 6.6) waren zudem Messdaten der zu untersuchenden Luftschadstoffe in Deutschland erforderlich (Tabelle 30).

Tabelle 26: Verfügbarkeit von Ergebnissen meteorologischer Modelle für Deutschland und Europa

Meteorologisches Modell	räumliche Auflösung	Jahre
Meteorologische Eingangsdaten für RCG:		
TRAMPER	7 x 8 km ²	2000 - 2003
TRAMPER	2 x 2 km ²	2004 - 2016
COSMO	2 x 2 km ²	2016 - 2020
Meteorologische Eingangsdaten für LOTOS-EUROS:		
ECMWF	40 x 40 km ²	2000 - 2005
ECMWF	25 x 25 km ²	2005 - 2010
ECMWF	16 x 16 km ²	2010 - 2016
ECMWF	9 x 9 km ²	2016 - 2020

²⁵ European Centre for Medium-Range Weather Forecasts

²⁶ Weather Research and Forecasting model, numerisches Wettervorhersagemodell

²⁷ numerisches Wettervorhersagemodell des Deutschen Wetterdienstes

²⁸ Betriebliche Umweltdatenberichterstattung, <https://www.bube-online.org/>

Tabelle 27: Verfügbarkeit von Emissionsdaten für Kohlekraftwerke

Quelle	Quellkategorisierung	Quellgruppe	Zeitraum	Stoffe
Deutschland				
BUBE	Feuerungsanlagen, alle Wirtschaftszweige	Anlagen und Anlagen-teile mit Kohlebrennstoffen, die eine Leistung von mehr als 40 MW aufweisen	2016	33 Stoffe, inklusive NO _x , SO ₂ , NMVOC, CO, TSP, PM ₁₀ , PM _{2.5}
ZSE ¹ Submission 2019	Strom- und Wärme-erzeugung in Großfeue-rungsanlagen (GFA)	Braunkohle, Steinkohle	1995 - 2017	NO _x , SO ₂ , NMVOC, CO, TSP, PM ₁₀ , PM _{2.5}
GRETA ¹ Version 1.0.4.2	PRTR ¹	alle PRTR-Sektoren	2007 -2018	NO _x , SO ₂ , NMVOC, NH ₃ , CO, PM ₁₀ , PM _{2.5} ²
Europa				
E-PRTR	E-PRTR Sektor-Klassifi-zierung	alle PRTR-Sektoren	2007 - 2017	91 Stoffe, inklusive NO _x , SO ₂ , NMVOC, NH ₃ , CO, PM ₁₀
LCP	Stromerzeugung, Fern-wärme, Heizkraftwerke	Braunkohle, Steinkohle	2004 - 2016	NO _x , SO _x , Staub (TSP)

¹: s. Abschnitt 5.1.1.1

²: PM_{2.5} wird nicht an das PRTR gemeldet, in der Richtlinie 166/2006/EG ist kein Schwellenwert für die Freisetzung bezüglich PM_{2.5} genannt. Die in GRETA für das PRTR vorliegenden PM_{2.5}-Werte werden anteilig aus den gemeldeten PM₁₀-Werten und dem Verhältnis PM_{2.5}/PM₁₀ im ZSE¹ abgeschätzt.

Tabelle 28: Verfügbarkeit von Emissionsdaten für alle anderen Quellen (z. B. Verkehr, Landwirtschaft, Industrie)

Quelle	Zeitraum	Bemerkung
Deutschland		
GRETA Version 1.0.4.2	ab 1990, für unterschiedliche Submissionen	vom UBA in der erforderlichen Gitterauflö-sung zur Verfügung gestellt
Europa		
CAMS-REG	2000 - 2015	--

Tabelle 29: Verfügbarkeit von Daten zur Bevölkerungsdichte und ihrer räumlichen Verteilung in Deutschland

Quelle	Zeitraum	Bemerkung
Zensus 2011 ²⁹	2011; Demografiedaten werden für alle Szenarien konstant gehalten	räumlich verteilte Daten verfügbar
Gesundheitsberichterstattung des Bundes ³⁰	2010 - 2018	unterteilt nach Alter und Geschlecht; keine räumliche Verteilung

Tabelle 30: Verfügbarkeit von Luftschadstoff-Messdaten an Stationen in Deutschland zur Qualitätssicherung

Quelle	Zeitraum	Bemerkung
UBA	ab 1995	vom UBA zur Verfügung gestellt

4.1.6 Fazit

Aus der Emissionsbetrachtung (Abschnitt 4.1.2) wurden gemäß Tabelle 17 für das Basisszenario die Bezugsjahre 2015 und 2016 favorisiert, das Bezugsjahr 2017 hingegen nicht, weil für das zugehörige retrospektive Jahr 1997 die Emissionen der Kohlekraftwerke gegenüber 1995 z. T. schon erheblich gesunken sind.

Aus der Betrachtung der Luftschadstoff-Konzentrationen (Abschnitt 4.1.3) boten sich auf Basis des Verlaufs der Mittelwerte über die Jahresmittelwerte aller Stationen in Deutschland die Jahre 2015 bis 2017 als Bezugsjahre für das Basisszenario an. Die zusätzliche Betrachtung der Spannweite der mittleren Konzentrationen der einzelnen Jahre für verschiedene Gebietsklassifikationen führte wie die Emissionsbetrachtung auf die Jahre 2015 und 2016 als mögliche Bezugsjahre für das Basisszenario.

Die Auswertung der meteorologischen Situation auf Basis der klimatologischen Parameter Lufttemperatur, Sonnenscheindauer und Niederschlag (Abschnitt 4.1.4) ergab, dass die Jahre 2012 und 2016 im Bundesdurchschnitt die geringsten Abweichungen vom 10jährigen Mittel 2008 – 2017 zeigen und auch in ihrer räumlichen Verteilung weitgehend der räumlichen Verteilung der klimatologischen Normalwerte der Referenzperiode 1961 – 1990 entsprechen.

Eingangsdaten für die CTM- und Expositionsmodellierung lagen weitgehend sowohl für 2015 als auch für 2016 vor. Eine Ausnahme bilden die Emissionen aus Kohlekraftwerken, die sich aus der Länderabfrage ergeben haben (BUBE-Daten, Abschnitt 5.1.1.2) und die sich auf das Jahr 2016 beziehen, sowie die europäischen Emissionen aller anderen Quellen, die bis einschließlich 2015 vorlagen.

Auf Basis der Betrachtung der Emissions-, Konzentrations- und meteorologischen Daten sowie der Verfügbarkeit der Eingangsdaten für die CTM- und Expositionsmodellierung bot sich demnach zunächst 2016 als Bezugsjahr für das Basisszenario an. Gesundheitsdaten als Eingangsdaten für die Berechnung der Krankheitslast lagen hingegen in der höchsten Vollständigkeit für 2015 vor. In Abstimmung der Projektpartner und des Auftraggebers wurde daher 2015 als Bezugsjahr für das Basisszenario festgelegt. Dies entspricht Option A aus Tabelle 17. Für die Emissionen der Kohlekraftwerke aus

²⁹ <https://www.zensus2011.de>

³⁰ www.gbe-bund.de

der Länderabfrage war dementsprechend eine Anpassung auf das Bezugsjahr 2015 erforderlich, die auf Basis der zeitlichen Entwicklung der Emissionsdaten aus dem ZSE erfolgte (Abschnitt 5.1.1.3).

Als zugehörige Bezugsjahre der beiden retrospektiven Szenarien wurden entsprechend der Argumentation in Abschnitt 4.1.2 und Tabelle 17 die Jahre 1995 und 2005 festgelegt. Die für die Anpassung der Emissionen der Kohlekraftwerke aus der Länderabfrage auf die Bezugsjahre der retrospektiven Szenarien erforderlichen Emissionsdaten aus dem ZSE lagen ab 1995 in jährlicher Auflösung vor (Abschnitt 5.1.1.1), so dass hier ein Abweichen von den Dekaden-Intervallen zwischen den retrospektiven Szenarien untereinander und zum Basisszenario nicht erforderlich war.

4.2 Weitere Szenarien

4.2.1 Szenarien für Deutschland

Im Rahmen dieses Projektes waren neben dem Basisszenario und den beiden retrospektiven Szenarien insgesamt drei weitere Szenarienrechnungen durchzuführen. Diese drei Szenarienrechnungen waren ursprünglich als Prognoseszenarien geplant, sogenannte „Ausstiegsszenarien“, die einen Kohleausstieg mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten im Laufe der kommenden Jahre in Deutschland abbilden sollten.

Im weiteren Verlauf wurden daher zunächst bereits vorliegende Studien zur Ableitung möglicher Ausstiegspfade recherchiert und geprüft, ob sich daraus pauschale oder anlagenbezogene Kenngrößen für die zu erwartenden Emissionen von Kohlekraftwerken ableiten lassen. Analysiert wurden in diesem Zusammenhang

- a) die Stellungnahme „Kohleausstieg jetzt einleiten“ des Sachverständigenrats für Umweltfragen (SRU) vom Oktober 2017 (SRU, 2017),
- b) der Klimaschutzplan 2050 der Bundesregierung (BMU, 2016),
- c) die Ergebnisse des Projekts „Klimaschutzszenario 2050“, mit dem das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit das Konsortium aus Öko-Institut und Fraunhofer-ISI beauftragt hatte, Szenarien mit verschiedenen klimapolitischen Ambitionsniveaus für den Zeithorizont bis 2050 zu erstellen und zu analysieren (Öko-Institut 2015a, Öko-Institut 2015b),
- d) der Abschlussbericht der „Kommission für Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung“ (KWSB, oft auch Kohle-Kommission genannt) und darauf aufbauend die modellgestützte Analyse für die deutsche Kohle-Verstromung bis 2030 von Matthes et al. (2019) und
- e) das nationale Luftreinhalteprogramm der Bundesregierung (BMU, 2019).

Zur Ableitung möglicher Ausstiegspfade und damit Prognoseszenarien wurde dann auf die beiden aktuellsten und konkretesten Studien d) und e) fokussiert. Dabei beziehen sich die Szenarien aus Matthes et al. (2019) konkret auf den Ausstieg aus der Kohle-Verstromung und bieten zudem eine Unterteilung nach Braun- und Steinkohle. Allerdings liegen als Ergebnis der Untersuchungen zwar Prognosen zum Stromaufkommen und zu den CO₂-Emissionen vor, nicht aber zu den im vorliegenden Projekt zu betrachtenden Luftschadstoff-Emissionen. Da aus der Untersuchung von Matthes et al. (2019) keine Ausstiegspfade und Annahmen zu den Wirkungsgraden und Emissionen der einzelnen Anlagen abgeleitet werden können, hätte eine Prognose der erforderlichen Luftschadstoff-Emissionen auf Basis von Matthes et al. (2019) nur über eine sehr grobe anteilige Abschätzung auf Basis der Luftschadstoff-Emissionen des Basisszenarios und der Entwicklung z. B. der CO₂-Emissionen aus Matthes et al. (2019) durchgeführt werden können. Zudem ist die räumliche Verteilung der prognostizierten Emissionen in Deutschland unbekannt.

Das nationale Luftreinhalteprogramm (BMU, 2019) unterscheidet zwei verschiedene Szenarien, für die Emissionsprognosen im Hinblick auf die Einhaltung der Emissionsreduktionsverpflichtungen erstellt wurden:

- ▶ Mit-Maßnahmen-Szenario (With Measures/WM)
- ▶ NEC-Compliance-Szenario (With Additional Measures/WAM)

Beide Szenarien beziehen sich nicht explizit auf den Ausstieg aus der Kohle-Verstromung, sondern umfassen alle Quellgruppen. Das Mit-Maßnahmen-Szenario (WM) umfasst bereits beschlossene Maßnahmen, die im Bereich Klimaschutz bis zum 31.07.2016 und im Bereich Luftreinhaltung bis zum 01.09.2017 verabschiedet worden sind. Für den Fall einer prognostizierten Nichteinhaltung der Reduktionsverpflichtungen im Mit-Maßnahmen-Szenario (WM) müssen die Mitgliedstaaten für die einzelnen Luftschadstoffe auch ein NEC-Compliance-Szenario (WAM) vorlegen. Das NEC-Compliance-Szenario beinhaltet weitere Maßnahmen, die zum Stichtag noch nicht formal rechtsgültig beschlossen wurden, sowie Strategien, auf deren Umsetzung sich die Bundesregierung zur Einhaltung der Reduktionsverpflichtungen der NEC-Richtlinie (EU, 2016) geeinigt hat.

Die Emissionsinventardatenbank „Zentrales System Emissionen“ (ZSE) des UBA enthält die nationalen quellgruppenspezifischen Emissionssummen pro Jahr für ausgewählte Luftschadstoffe in Zeitreihen ab 1990 (vgl. Abschnitt 5.1.1.1). Diese Zeitreihen werden im jährlichen Turnus fortgeschrieben und aktualisiert. Für die Prognosen wurde am UBA eine „Emissionsminderungsmaßnahmen“-Datenbank (EMMa) mit identischem Detaillierungsgrad zum ZSE aufgebaut, um die Zeitreihen der Emissionsberichterstattung unter Berücksichtigung der potenziellen Wirkungen von Strategien und Maßnahmen in die Zukunft zu projizieren. Für die beiden Szenarien aus BMU (2019) liegen darin Emissionsprojektionen in der für das Projekt erforderlichen quellgruppenspezifischen Auflösung vor. Die Emissionsprojektionen basieren zum einen auf projizierten Entwicklungen der Aktivitätsraten aus dem Projektionsberichts der Bundesregierung 2017 (PB, 2017) und zum anderen im NEC-Compliance-Szenario auch auf „diversen Annahmen bezüglich der Abschaltreihenfolge, der Wirkungsgrade und Emissionswerte der einzelnen Anlagen, des Gesamtstrombedarfs in bestimmten Sektoren, dem Import-Export-Saldo der Stromproduktion sowie dem Kapazitätsausbau emissionsarmer erneuerbarer Energieträger (insbesondere Wind und Photovoltaik)“ (BMU, 2019) und sind daher mit den entsprechenden Unsicherheiten behaftet. Zudem ist auch hier die räumliche Verteilung der prognostizierten Emissionen in Deutschland unbekannt, da in EMMa ebenso wie im ZSE keine Informationen über die räumliche Verteilung der Emissionen vorgehalten werden. Dies hätte entweder eine pauschale prozentuale Minderung der Emissionen an allen Kohlekraftwerksstandorten um das Emissionsverhältnis von Prognose zu Basisszenario erfordert oder aber analog zu BMU (2019) eine auf diversen Annahmen basierende Festlegung eines Ausstiegspfad.

Aufgrund der intensiven politischen Debatte zur Entwicklung der Stromerzeugung durch Kohlekraftwerke während des Projektverlaufs wurde letztendlich davon Abstand genommen, im Rahmen des Projekts vor Erscheinen entsprechender gesetzlicher Regelungen konkrete Ausstiegspfade in bestimmten Prognoseszenarien zu realisieren. Mit dem Abschluss des Gesetzgebungsverfahrens zum Kohleausstieg im August 2020 (KohleAusG, 2020) liegt zwar mittlerweile ein belastbarer Ausstiegspfad für die Braunkohlekraftwerke in Deutschland vor. Gleichzeitig unterwirft aber das KohleAusG die Reihenfolge der Abschaltung der Steinkohlekraftwerke einem Ausschreibungsverfahren, flankiert von einer gesetzlichen Reduzierung der Steinkohleverstromung ab 2024 (Anwendung nur bei Unterzeichnung der Ausschreibung auf die Differenz aus dem Ausschreibungsvolumen und der Summe der Gebotsmengen der bezuschlagten Gebote) bzw. 2031 (ausschließlich gesetzliche Reduzierung). Dementsprechend konnte für Steinkohlekraftwerke im Projektzeitraum kein den Braunkohlekraftwerken vergleichbarer belastbarer Ausstiegspfad festgelegt werden.

Als Alternative zu den Prognoseszenarien wurden daher in Abstimmung mit dem Auftraggeber zwei Szenarien definiert, in denen unabhängig vom Ausstiegspfad der Beitrag zum einen der Steinkohlekraftwerke und zum anderen der Braunkohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung und darüber hinaus zur Krankheitslast in Deutschland modelliert wird. Diese beiden Szenarien werden im Folgenden als „Steinkohle-Szenario“ bzw. „Braunkohle-Szenario“ bezeichnet.

Der Transport der Emissionen von Kohlekraftwerken in der Atmosphäre findet grenzüberschreitend statt. Kohlekraftwerke in Deutschland tragen zur Luftschadstoffbelastung und zur Krankheitslast in den Nachbarländern bei und umgekehrt. Eine Betrachtung aller Im- und Exporte hätte allerdings den Rahmen des vorliegenden Projektes überschritten, insbesondere auch, was die Recherche der Gesundheitsdaten betrifft, die für die Modellierung der Krankheitslast in den Nachbarländern erforderlich sind. Dies wäre eher eine Aufgabenstellung für ein europäisches Projekt. Da andererseits alle notwendigen Daten für Deutschland aus dem Projekt heraus bereits vorlagen, wurde im dritten Szenario beispielhaft für eine grenzüberschreitende Betrachtung die Krankheitslast in Deutschland basierend auf den Emissionen der europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands modelliert („EU-Szenario“).

4.2.2 Szenarien für Europa

Für die ursprünglich als Prognoseszenarien geplanten weiteren Szenarien für Deutschland (Abschnitt 4.2.1) sollten die Emissionen der Kohlekraftwerke in Europa außerhalb Deutschlands zunächst ebenfalls variiert werden. Dazu wurde recherchiert, ob es neue relevante EU-weite Szenarien gibt, die kompatibel sind mit den deutschen Szenarien, und ob sie entsprechend angepasst werden können.

Die Recherche ergab, dass für Europa bisher keine Szenarien entwickelt wurden, die speziell auf den Ausstieg aus der Kohleverstromung abzielen. Alle Szenarien beziehen sich auf die gesamte Energiebilanz und alle Wirtschaftssektoren.

- ▶ Die jüngsten Szenarien für Europa wurden von ENTSO-E³¹ und ENTSO-G³² entwickelt, den europäischen Firmennetzwerken der Netzbetreiber für Strom bzw. Gas. Die Entwicklung ihres Zehnjahres-Netzentwicklungsplans (TYNDP³³) 2018 (ENTSO-G & ENTSO-E 2018) bildet den Hintergrund dieser Szenarien. Die Qualität der ENTSO-E-Szenarien wird als hoch angesehen. Beispielsweise wurden die ENTSO-E-Szenarien 2016 als Grundlage für den niederländischen Energie-Ausblick verwendet. Die Szenarien erstrecken sich auf ganz Europa, einschließlich der Türkei.
- ▶ Die etwas ältere EUCO-Szenarien Familie (EUCO27, EUCO30, +33, +35, +40 und 3030) wurde für die Folgenabschätzung 2016 der Klima- und Energievorschläge der EU-Kommission (ENTSO-G & ENTSO-E 2018) erstellt. Sie wurden von einem von E3Mlab³⁴ (angesiedelt an der Nationalen Technischen Universität von Athen (NTUA)) geleiteten Konsortium und dem Internationalen Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA) vorbereitet. EUCO27 und EUCO30 sind die zentralen politischen Szenarien. Die anderen können als Sensitivitätsanalysen betrachtet werden. Die Szenarien wurden bis 2030 durchgeführt und decken die EU-Mitgliedstaaten ab.
- ▶ Die von der Klimaforschungsgemeinschaft entwickelten SSP-Szenarien (Shared Socioeconomic Pathways) (Keywan et al., 2017) für die integrierte Analyse künftiger Klimafolgen, -anfälligkeiten, -anpassungen und Maßnahmen zum Klimaschutz scheinen in diesem Zusammenhang weniger geeignet zu sein, da die räumliche Auflösung zu gering ist. Die Energieprojektionen sind nur auf der Ebene der Weltregionen verfügbar.
- ▶ Im Bereich der Luftqualitätspolitik stammen die neuesten Szenarien aus den Jahren 2017-2018. Sie unterstützen das Clean Air-Programm für Europa (COM 2013), das eine regelmäßige Aktualisierung der Analyse der Folgenabschätzung vorsieht, um die Fortschritte bei der Errei-

³¹ European network for transmission system operators for electricity

³² European network for transmission system operators for gas

³³ Ten-Year Network Development Plan

³⁴ <http://www.e3mlab.eu>

chung der Ziele der überarbeiteten NEC-Richtlinie zu verfolgen. Es handelt sich um eine Aktualisierung früherer Bewertungen mit dem integrierten GAINS³⁵-Bewertungsmodell. Diese neueste Version enthält das neue Referenzszenario für PRIMES³⁶ 2016 (European Commission 2016a) und alle Entwicklungen der CAPRI- und TREMOVE-Modelle, die Auswirkungen der Klima- und Energiepolitik, wie sie von der EU-Kommission am 20. Juli 2016 vorgeschlagen wurden, sowie die Auswirkungen einer Reihe kürzlich verabschiedeter Maßnahmen bezüglich bestimmter Quellen der Luftverschmutzung, insbesondere der Ökodesign-Richtlinie für Öfen und Kessel, der Richtlinie über mittelgroße Verbrennungsanlagen, der Komitologie-Bestimmungen für Euro 6, der Richtlinie über mobile Maschinen und Geräte für den Straßenverkehr und neuer BVT³⁷-Schlussfolgerungen gemäß der Richtlinie über Industrieemissionen (Amann 2018).

Im weiteren Projektverlauf wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber entschieden, dass die europäischen Emissionen sowohl der Kohlekraftwerke als auch aller anderen Quellen in den drei weiteren Szenarien (s. Abschnitt 4.2.1) analog zu den retrospektiven Szenarien konstant gegenüber dem Basisszenario gehalten werden. Auf diese Weise können zum einen die Änderungen in der für das Stein- und das Braunkohle-Szenario berechneten Krankheitslast gegenüber dem Basisszenario eindeutig den Änderungen in den Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den beiden Szenarien zugeordnet werden, und zum anderen kann so mit dem EU-Szenario der Einfluss der Emissionen der europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands auf die Krankheitslast in Deutschland für das Basisszenario berechnet werden, entsprechend den Überlegungen in Abschnitt 4.2.1 als Beispiel für eine grenzüberschreitende Betrachtung.

4.3 Übersicht über die betrachteten Szenarien

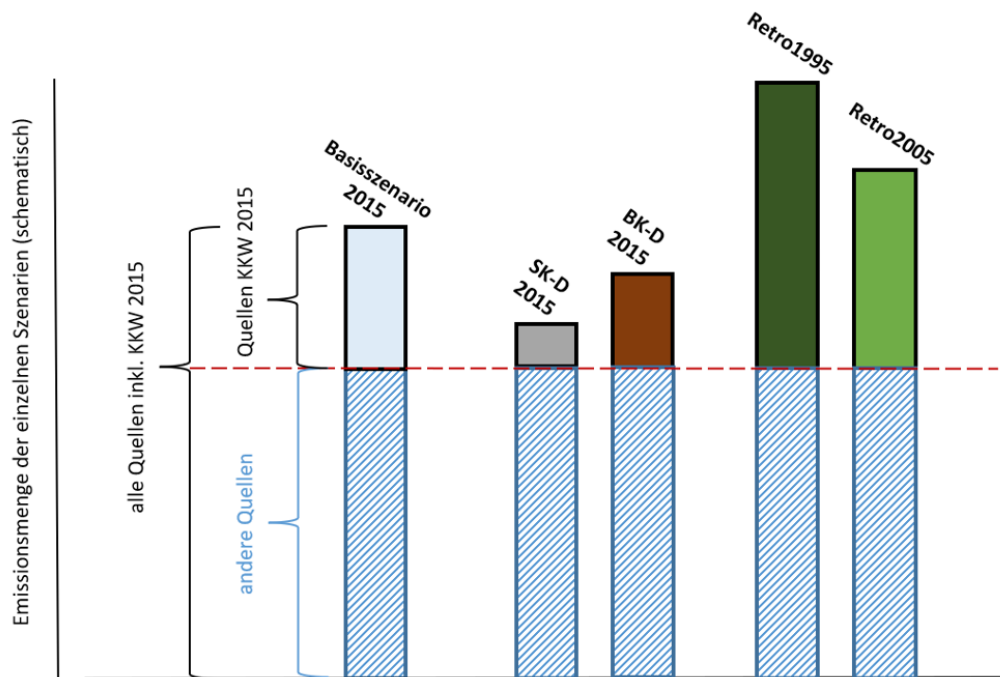
Abbildung 19 gibt eine schematische Übersicht über die 5 Szenarien aus Abschnitt 4.2.1 und Abschnitt 4.2.2, auf deren Betrachtung im Weiteren der Hauptfokus der vorliegenden Studie liegt: Basisszenario, Steinkohle-Szenario, Braunkohle-Szenario sowie die beiden retrospektiven Szenarien 1995 und 2005. Dargestellt sind die Emissionsmengen der 5 Szenarien im schematischen Verhältnis zueinander. Wie in Abschnitt 4.2.1 und Abschnitt 4.2.2 beschrieben, wurden die Emissionen aller anderen Quellen in Deutschland sowie aller Quellen inklusive der Kohlekraftwerke in Europa außerhalb Deutschlands über die Szenarien konstant gehalten. Diese Emissionen werden durch den blau schraffierten Bereich der Balken unterhalb der gestrichelten roten Linie symbolisiert. Die einfarbig gefärbten Bereiche der Balken oberhalb der gestrichelten roten Linie repräsentieren die im jeweiligen Szenario betrachteten Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland im schematischen Verhältnis zueinander. In der Tabelle unterhalb der Grafik in Abbildung 19 wird erläutert, in welchem Szenario welche Kohlekraftwerksemissionen betrachtet werden. Zusätzlich wurde, wie in Abschnitt 4.2.1 ausgeführt, ein Szenario als Beispiel für eine grenzüberschreitende Betrachtung („EU-Szenario“) berechnet.

³⁵ Greenhouse gas and Air Pollution Information and Simulation model;
https://climate.ec.europa.eu/eu-action/climate-strategies-targets/economic-analysis/modelling-tools-eu-analysis_en#GAINS

³⁶ EU-Energiesystemmodell, das den Energieverbrauch und das Energieversorgungssystem simuliert;
https://climate.ec.europa.eu/eu-action/climate-strategies-targets/economic-analysis/modelling-tools-eu-analysis_en#PRIMES

³⁷ beste verfügbare Technik

Abbildung 19: Schematische Darstellung der Emissionsmengen der fünf Szenarien, auf die der Hauptfokus der Studie liegt, im Vergleich



Welche Emissionen werden betrachtet?	Basisszenario KKW in D 2015	nur Steinkohle in D 2015	nur Braunkohle in D 2015	KKW in D 1995	KKW in D 2005
Bezeichnung des Szenarios	Basisszenario 2015	SK-D 2015	BK-D 2015	Retro1995	Retro2005

Quelle: Eigene Darstellung (Universität Bielefeld / IVU Umwelt GmbH)

5 Eingangsdaten Transport- und Expositionsmodellierung

5.1 Emissionsdaten Deutschland

5.1.1 Emissionsdaten Kohlekraftwerke

5.1.1.1 Übersicht über die verwendeten Daten

Wesentliche Grundlage für die Ermittlung der Emissionsdaten der betrachteten Kohlekraftwerke im Rahmen dieses Projektes waren die Daten aus dem BUBE³⁸-Online System (Abschnitt 5.1.1.2). Den Bundesländern liegen aus den Berichtspflichten der Betreiber von Betriebseinrichtungen gemäß PRTR³⁹-Verordnung (166/2006/EG), 11. BImSchV (Emissionserklärung), 13. BImSchV (GFA-Meldung) und 17. BImSchV (Verbrennung/Mitverbrennung von Abfällen) u. a. Emissionsdaten spezifisch für Kohlekraftwerke vor. Diese Daten werden bundeseinheitlich über die Software BUBE-Online erfasst.

³⁸ Betriebliche Umweltdatenberichterstattung; <https://www.bube-online.org/>

³⁹ Pollutant Release and Transfer Register (Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister); <https://www.thru.de>

Für das vorliegende Projekt wurden Angaben aus der Emissionserklärung gemäß 11. BImSchV abgefragt und ausgewertet. Die Daten gemäß 11. BImSchV liegen im 4-Jahres-Rhythmus vor. Der erste Erklärungszeitraum für die Emissionserklärung war das Kalenderjahr 2008, die aktuellsten Daten hatten zum Zeitpunkt der Datenabfrage das Bezugsjahr 2016.

Für die Skalierung der für 2016 abgefragten Emissionsdaten der Kohlekraftwerke aus dem BUBE-Online System auf die in Abschnitt 3.1 festgelegten Bezugsjahre 2015 für das Basisszenario sowie 1995 und 2005 für die beiden retrospektiven Szenarien wurden Daten aus dem ZSE herangezogen. In der Emissionsinventardatenbank ZSE erfasst das Umweltbundesamt seit dem Jahr 1990 die Emissionen bedeutsamer Emittentengruppen. Das ZSE dient u. a. der Inventarberichterstattung an die UNECE. Im ZSE liegen die emissionsrelevanten Daten wie z. B. Aktivitätsraten und Emissionsfaktoren quellgruppenspezifisch vor. Die im ZSE vorliegenden Emissionsdaten können nach verschiedenen Filtereinstellungen, z. B. für die Inventarberichterstattung nach NFR-Sektoren (Nomenclature For Reporting), aggregiert und exportiert werden. Da die Emissionsmengen aus dem ZSE als Jahreswerte für die gesamte Bundesrepublik Deutschland vorliegen und die räumliche Verteilung der Emissionen innerhalb Deutschlands nicht bekannt ist, eignen sich diese Daten nicht direkt für die CTM-Modellierung, für die die räumliche Verortung der Emissionen im Modellgebiet relevant ist. Sie wurden im Rahmen dieses Projekts jedoch verwendet, um die für 2016 abgefragten BUBE-Daten auf die oben aufgeführten Bezugsjahre zu skalieren (Abschnitt 5.1.1.3).

Alle anderen Emissionen für die CTM-Modellierung wurden vom UBA aus GRETA für das Bezugsjahr 2015 zur Verfügung gestellt (Abschnitt 5.1.2). GRETA (Gridding Emission Tool for ArcGIS) ist eine ArcGIS-basierte, im UBA eingesetzte Software, die es erlaubt, auf der Grundlage allgemein verfügbarer Informationen eine flächenhafte Zuordnung der nur national verfügbaren quellgruppenspezifischen Emissionsdaten (nationale Jahreswerte) auf die gesamte Fläche der Bundesrepublik vorzunehmen (UBA, 2016). Eine wesentliche Datenquelle für die räumliche Zuordnung der nationalen Emissionen aus den Bereichen Energieversorgung und Industrie in GRETA stellt die PRTR³⁹-Datenbank des UBA dar. In der PRTR-Datenbank sammelt das UBA die Daten, die Industriebetriebe jährlich dem UBA über ihre Emissionen in Luft, Wasser und Boden berichten. Die Betriebe müssen nur dann berichten, wenn die Kapazität der jeweiligen Anlage eine bestimmte Schwelle und wenn der Schadstoffausstoß einen bestimmten Schwellenwert überschreitet. Das UBA leitet die Daten an die Europäische Kommission weiter und stellt sie im Internet³⁹ der Öffentlichkeit zur Verfügung. Die Rechtsgrundlage für die PRTR-Berichterstattung sind das PRTR-Protokoll der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE) vom 21. Mai 2003 (UNECE, 2003), die Europäische Verordnung 166/2006/EG von 18. Januar 2006 und das deutsche PRTR-Gesetz vom 06. Juni 2007 (SchadRegProtAG, 2007). Das erste Berichtsjahr, für das Daten an das PRTR gemeldet wurden, ist 2007.

Im PRTR werden industrielle Tätigkeiten für neun definierte Sektoren erfasst, von denen einer der Energiesektor ist. Die hier betrachteten Kohlekraftwerke sind im Wesentlichen einem Subsektor des Energiesektors zugeordnet, dem Sektor 1 (c) „Wärmeleistungwerke und andere Verbrennungsanlagen“. Allerdings sind dem Sektor 1 (c) auch andere Kraftwerke zugeordnet, insofern sind unter den im PRTR-Sektor 1 (c) gemeldeten Kraftwerken die Kohlekraftwerke nicht eindeutig identifizierbar. Zudem können in Einzelfällen Kohlekraftwerke auch einem anderen PRTR-Sektor als 1 (c) zugeordnet sein.

Die im PRTR erfassten Emissionsdaten sind räumlich verortet, d. h. sie sind einer Betriebseinrichtung zugeordnet, wobei eine Betriebseinrichtung eine oder mehrere Anlagen am gleichen Standort umfassen kann. In GRETA werden die PRTR-Emissionen als Punktquellen behandelt, und ihnen wird in Abhängigkeit von der PRTR-Branche jeweils eine effektive Quellhöhe zugewiesen (UBA, 2016). Damit sind die in GRETA erfassten Kohlekraftwerke grundsätzlich für die Verwendung in der CTM-Modellierung geeignet. Allerdings stehen im PRTR aufgrund der Definition der Berichtspflichten nicht alle im Rahmen dieses Projektes erforderlichen Schadstoffe zur Verfügung (z. B. kein PM_{2,5}). Zudem existieren

im PRTR, wie oben bereits ausgeführt, für die zu berichtenden Schadstoffe Schwellenwerte für die Freisetzung dieser Stoffe, bei deren Unterschreitung keine Berichtspflicht besteht. Kohlekraftwerke, die dementsprechend oder auch wegen Unterschreitung der im PRTR für den Sektor 1 (c) definierten Kapazitätsschwelle von 50 MW keiner Berichtspflicht unterliegen, sind demnach nicht im PRTR enthalten, sollen aber im Rahmen dieses Projektes explizit mit betrachtet werden.

Aus diesen Gründen wurden die in GRETA enthaltenen Kohlekraftwerke aus den für dieses Projekt erstellten Emissions-Datensätzen entfernt, um die aus dem BUBE-Online System abgefragten Daten verwenden zu können, die auch die im PRTR nicht berücksichtigten Daten enthalten und die zudem detaillierte, für die CTM-Modellierung relevante quellspezifische Informationen wie geometrische Quellhöhe, Abgasvolumenstrom und Abgastemperatur beinhalten. Da sich die Kohlekraftwerke im PRTR und damit in GRETA nicht eindeutig identifizieren lassen, wurde vom UBA ein georeferenzierter PRTR-Datensatz für das Bezugsjahr 2015 des Basisszenarios zur Verfügung gestellt. Die Identifikation der Kohlekraftwerke im PRTR erfolgte dann durch einen räumlichen Abgleich mit den Kohlekraftwerken aus dem BUBE-Online System (Abschnitt 5.1.1.2).

Tabelle 31 gibt eine Übersicht über die zur Bestimmung der Emissionsdaten für Kohlekraftwerke verwendeten Quellen.

Tabelle 31: Übersicht über die zur Bestimmung der Emissionsdaten für Kohlekraftwerke verwendeten Quellen

Quelle	Quellkategorisierung	angegebene Quellgruppen	Zeitraum	Georeferenzierung	Verwendung
BUBE-Online	Feuerungsanlagen, alle Wirtschaftszweige	Anlagen > 40 MW mit Kohlebrennstoffen	2016	ja	Ermittlung der anlagenbezogenen Emissionsmengen und quellspezifischen Informationen
ZSE Submission 2019	Strom- und Wärmezeugung	Anlagen > 50 MW, die Stein- oder Braunkohle verbrennen	1990-2017 (PM: ab 1995)	nein	Skalierung der Daten aus BUBE-Online auf die Bezugsjahre 2015, 2005 und 1995
GRETA Version 1.0.4.2	PRTR	alle PRTR-Sektoren	2015	ja	Identifikation der Kohlekraftwerke aus BUBE-Online im PRTR

5.1.1.2 Emissionsdaten aus dem BUBE-Online System

Für die Zusammenstellung der Emissionsdaten für Kohlekraftwerke aus dem BUBE-Online System wurde eine Länderabfrage durchgeführt. Dazu wurden im ersten Schritt die in den einzelnen Bundesländern zuständigen Ansprechpartner*innen für die Abfrage recherchiert und kontaktiert. Im zweiten Schritt wurden mit dem UBA die abzufragenden Parameter abgestimmt. Die Abfrage wurde dann vom LANUV NRW programmiert und in das BUBE-Online System eingestellt. Danach wurde die Abfrage von allen Bundesländern durchgeführt. Die Ergebnisse der Abfrage wurden in Form von Excel-Tabellen bereitgestellt, sie beziehen sich auf das Jahr 2016.

Tabelle 32 und Tabelle 33 zeigen die abgefragten Parameter. Abgefragt wurden die Emissions- und weitere Daten für alle Anlagen und Anlagenteile mit Kohlebrennstoffen, die eine Leistung von mehr als 40 MW aufweisen. Die Schwelle von 40 MW wurde bewusst gewählt, um zu untersuchen, ob es eine große Anzahl von Anlagen gibt, deren Leistungsgrenze knapp unter der für Großfeuerungsanlagen gül-

tigen Kapazitätsschwelle von 50 MW gibt. Wesentliche Daten aus der Abfrage waren neben den Emissionen auch quellspezifische Größen wie die Quelhöhe, der Abgasvolumenstrom oder die Abgastemperatur, die für die in Abschnitt 6 beschriebenen Ausbreitungsrechnungen mit den CTM benötigt wurden und z. B. in GRETA nicht oder nur als Abschätzung vorliegen.

Emissionsdaten, Betriebsstunden, Abgasvolumenstrom, Abgastemperatur und -feuchte lagen aus der BUBE-Abfrage pro Emissionsvorgang vor (Tabelle 32). Ein Emissionsvorgang bezeichnet dabei in den abgefragten Daten aus dem BUBE-Online System einen emissionsverursachenden Vorgang gemäß 11. BImSchV (BUBE, 2016b; 11. BImSchV, 2017). Pro Quelle können mehrere Emissionsvorgänge angegeben sein. Es wird darauf hingewiesen, dass es in der Emissionserklärung keinen formalen Bezug zwischen den Emissionen und den Brennstoffen gibt. Angegeben wird nur, welche Brennstoffe (hier: Kohlebrennstoffe) in einer bestimmten Anlage oder einem bestimmten Anlagenteil verbrannt wurden (Tabelle 33). D. h., dass die angegebenen Emissionen eines Emissionsvorgangs ggf. auch aus dem Verbrennen mehrerer verschiedener Brennstoffe entstanden sein können.

Tabelle 32: Abgefragte Parameter je Emissionsvorgang gemäß BUBE (2016b)

Datenfeld gemäß BUBE	Bemerkungen
Berichtsjahr	2016
Land	Bundesland
Behörde	Dient der Identifikation bei Rückfragen
AST-Nr.	Arbeitsstätten-Nr.; dient der Identifikation bei Rückfragen
Anlage Nr.	Dient der Identifikation bei Rückfragen
AN Nr.	Nr. Anlagenteil/Nebeneinrichtung; dient der Identifikation bei Rückfragen
Anlage/AN Bezeichnung	Bezeichnung "Feuerungsanlage"
4. BImSchV	Nr. und Bezeichnung der Anlagenart nach Anhang der 4. BImSchV
Wirtschaftszweig (NACE)	Nr. und Bezeichnung des Wirtschaftszweigs (NACE)
PRTR-Tätigkeit	Nr. und Bezeichnung der PRTR-Tätigkeit
FWL	Feuerungswärmeleistung der Anlage/AN
Einheit	Einheit der Feuerungswärmeleistung
Quelle Nr.	Nummer der Quelle
Quelle Bezeichnung	Bezeichnung der Quelle
Hoch-/Nordwert [m]	Koordinate Hoch-/Nordwert
Koordinatensystem	Koordinatensystem
geom. Höhe [m]	Geometrische Höhe der Quelle
Fläche [m ²]	Austrittsfläche der Quelle
EV Nr.	Nr. des Emissionsvorgang
EV Bezeichnung	Bezeichnung des Emissionsvorgang
EV Art	Nr. und Bezeichnung der Art des Emissionsvorgang
Betriebsstunden [h/a]	Betriebsstunden des Emissionsvorgangs
Volumenstrom [m ³ /h]	Volumenstrom des Emissionsvorgangs
Temperatur [°C]	Temperatur des Emissionsvorgangs
Feuchte [%]	Feuchte des Emissionsvorgangs
Abgasgeschw [m/s]	Berechnete Abgasgeschwindigkeit
Emittierter Stoff	Nr. und Bezeichnung des/der emittierten Stoffes/Stoffgruppe
Jahresfracht Gesamt [kg/a]	Jahresfracht
Jahresfracht (M) [kg/a]	Gemessene Jahresfracht (M: measured)
Jahresfracht (C) [kg/a]	Gerechnete Jahresfracht (C: calculated)
Jahresfracht (E) [kg/a]	Geschätzte Jahresfracht (E: estimated)

Tabelle 33: Abgefragte Parameter je Anlagenteil/Nebeneinrichtung

Datenfeld	Bemerkungen
Berichtsjahr	2016
Land	Bundesland
Behörde	Dient der Identifikation bei Rückfragen
AST-Nr.	Arbeitsstätten-Nr.; dient der Identifikation bei Rückfragen
Anlage Nr.	Dient der Identifikation bei Rückfragen
AN Nr.	Nr. Anlagenteil/Nebeneinrichtung; dient der Identifikation bei Rückfragen
Kohlebrennstoff	Nr. und Bezeichnung des Kohlebrennstoffes

Die Ergebnisse der Länderabfrage zu den Emissionsdaten aus dem BUBE-Online System (im Folgenden kurz „BUBE-Daten“) lagen für alle Bundesländer vor. Für Thüringen ergab die Abfrage keine Feuerungsanlagen aus dem Bereich der Kohleverbrennung. Die von den Ländern übermittelten Daten wurden zunächst auf Vollständigkeit hinsichtlich der Einträge überprüft und, wo erforderlich, hinsichtlich der Koordinatenangaben ergänzt. Anschließend wurden die Daten durch Projektion in ein einheitliches Koordinatensystem (UTM32) gebracht und zusammengeführt. Insgesamt ergaben sich aus der Abfrage 458 Emissionsvorgänge für Feuerungsanlagen > 40 MW mit Kohlebrennstoffen in Deutschland. Diese Emissionsvorgänge verteilen sich wie folgt auf 14 Wirtschaftszweige gemäß NACE⁴⁰:

Tabelle 34: Verteilung der Emissionsvorgänge (EV) der BUBE-Daten auf die Wirtschaftszweige gemäß NACE

NACE	Anzahl EV
0520 - Braunkohlenbergbau	11
1081 - Herstellung von Zucker	17
1712 - Herstellung von Papier, Karton und Pappe	19
1920 - Mineralölverarbeitung	2
2012 - Herstellung von Farbstoffen und Pigmenten	3
2013 - Herstellung von sonstigen anorganischen Grundstoffen und Chemikalien	2
2014 - Herstellung von sonstigen organischen Grundstoffen und Chemikalien	6
2016 - Herstellung von Kunststoffen in Primärformen	4
2059 - Herstellung von sonstigen chemischen Erzeugnissen a. n. g.	2
2910 - Herstellung von Kraftwagen und Kraftwagenmotoren	21
3511 - Elektrizitätserzeugung	313
3530 - Wärme- und Kälteversorgung	53
3700 - Abwasserentsorgung	2
3821 - Behandlung und Beseitigung nicht gefährlicher Abfälle	3
Summe	458

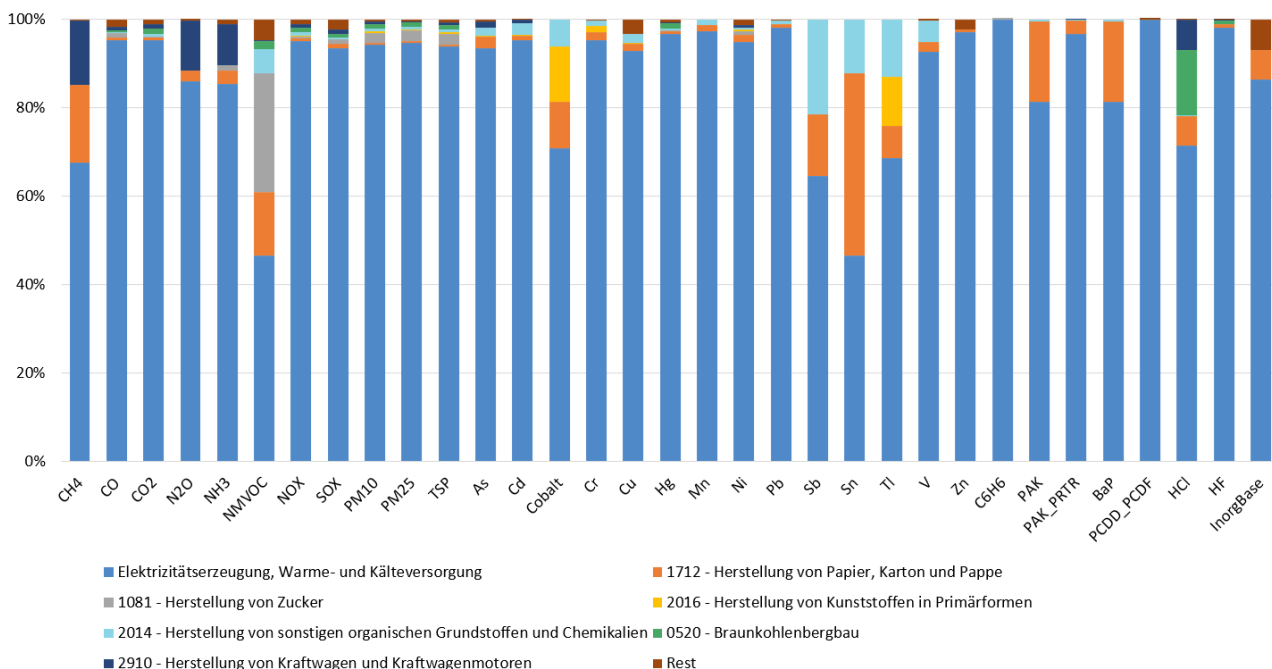
⁴⁰ NACE: Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne (Statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft)

Das Gros der abgefragten Emissionsvorgänge bezieht sich demnach auf die Wirtschaftszweige „Elektrizitätserzeugung“ und „Wärme- und Kälteversorgung“. Nennenswerte Anzahlen von Emissionsvorgängen finden sich auch für die Wirtschaftszweige „Herstellung von Kraftwagen und Kraftwagenmotoren“, „Herstellung von Papier, Karton und Pappe“, „Herstellung von Zucker“ und „Braunkohlenbergbau“.

Abbildung 20 zeigt, sortiert nach Schadstoff, welche Wirtschaftszweige welche Anteile an der Gesamtemissionsmenge der abgefragten BUBE-Daten haben. Dabei wurden zum einen die Wirtschaftszweige „Elektrizitätserzeugung“ und „Wärme- und Kälteversorgung“ zusammengefasst und zum anderen alle Wirtschaftszweige, auf die weniger als 4 Emissionsvorgänge entfallen („Rest“).

Demnach wurde im Jahr 2016 für fast alle Schadstoffe der überwiegende Anteil der Emissionen der abgefragten Anlagen durch die Wirtschaftszweige „Elektrizitätserzeugung“ und „Wärme- und Kälteversorgung“ produziert. Relevante Anteile an einzelnen Luftschadstoffen wie z. B. CH₄, NMVOC, Zinn oder PAK wurden durch den Wirtschaftszweig „Herstellung von Papier, Karton und Pappe“ emittiert, der Wirtschaftszweig „Herstellung von sonstigen organischen Grundstoffen und Chemikalien“ produzierte relevante Anteile der Emissionsmengen von Antimon, Zinn und Thallium. Ein gutes Viertel der NMVOC-Emissionen der abgefragten Anlagen wurde durch den Wirtschaftszweig „Herstellung von Zucker“ erzeugt.

Abbildung 20: Anteile der Wirtschaftszweige an der Gesamtemissionsmenge der abgefragten BUBE-Daten, differenziert nach Schadstoff



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Im Rahmen des Projekts sollte die Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion der Kohleverstromung auf die Krankheitslast in Deutschland abgeschätzt werden. In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurden aus den abgefragten BUBE-Daten alle Emissionsvorgänge berücksichtigt, die den Wirtschaftszweigen „Elektrizitätserzeugung“, „Wärme- und Kälteversorgung“ und „Behandlung und Beseitigung nicht gefährlicher Abfälle“ zugeordnet sind. Dem Wirtschaftszweig „Behandlung und Beseitigung nicht gefährlicher Abfälle“ ist dabei genau ein Standort zugeordnet, an dem sich ein Kraftwerk für die öffentliche Versorgung befindet und an dem neben Kohle auch Müll verbrannt wird.

Insgesamt ergeben sich aus den betrachteten Wirtschaftszweigen 81 Standorte mit Anlagen, die Kohlebrennstoffe verbrennen. Diese sind in Abbildung 21 dargestellt und in Tabelle 35 aufgelistet. 74 dieser Standorte konnte ein Standort aus dem georeferenzierter PRTR-Datensatz gemäß Tabelle 31 zugeordnet werden. Diese 74 Standorte sind im Wesentlichen dem PRTR-Sektor 1 (c)⁴¹ zugeordnet, ein Standort ist dem Sektor 5 (a)⁴² zugeordnet, und zwei Standorte sind dem PRTR-Sektor 5 (b)⁴³ zugeordnet. Für zwei der 81 Standorte ist eine Feuerungswärmeleistung < 50 MW angegeben. An 56 der 81 Standorte wird Steinkohle verbrannt, an 20 Standorten Braunkohle und an 4 Standorten sowohl Stein- als auch Braunkohle. An 3 Standorten wird zusätzlich Petrolkoks verbrannt. Für einen Standort lagen keine Angaben zum eingesetzten Kohlebrennstoff vor.

Ein Standort kann ein oder mehrere Anlagen, Anlagenteile und/oder Quellen (z. B. Kamin, Kühlturm) aufweisen. Jeder Quelle können in den BUBE-Daten ein oder mehrere Emissionsvorgänge zugewiesen sein. Wie bereits weiter oben ausgeführt, gibt es in der Emissionserklärung gemäß 11. BImSchV und damit auch in BUBE-Online keinen formalen Bezug zwischen den Emissionen und den Brennstoffen. Angegeben wird nur, welche Brennstoffe (hier: Kohlebrennstoffe) in einer bestimmten Anlage oder einem bestimmten Anlagenteil verbrannt wurden (Tabelle 33). D. h., dass die angegebenen Emissionen eines Emissionsvorgangs ggf. auch aus dem Verbrennen mehrerer verschiedener Brennstoffe entstanden sein können. Hinweise darauf finden sich in vielen, aber nicht allen Fällen in der abgefragten Bezeichnung des Emissionsvorgangs, z. B. „Verbrennen von Steinkohle“, „Verbrennung von Steinkohlen und Zusatzstoffen“ oder „Verbrennen von Erdgas zum Anfahren Kohlekessel“.

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurde entschieden, alle für die drei ausgewählten Wirtschaftszweige abgefragten Emissionsvorgänge für die weiteren Rechnungen im Projekt zu berücksichtigen. Selbst wenn die Bezeichnung des Emissionsvorgangs „Verbrennen von Heizöl“ ist, so ist im Regelfall davon auszugehen, dass diese Verbrennung zusammen mit oder in Zusammenhang mit (z. B. Anfahrvorgänge) der Verbrennung von Kohlebrennstoffen stattgefunden hat und somit entfällt, sobald auch die Kohleverbrennung entfällt.

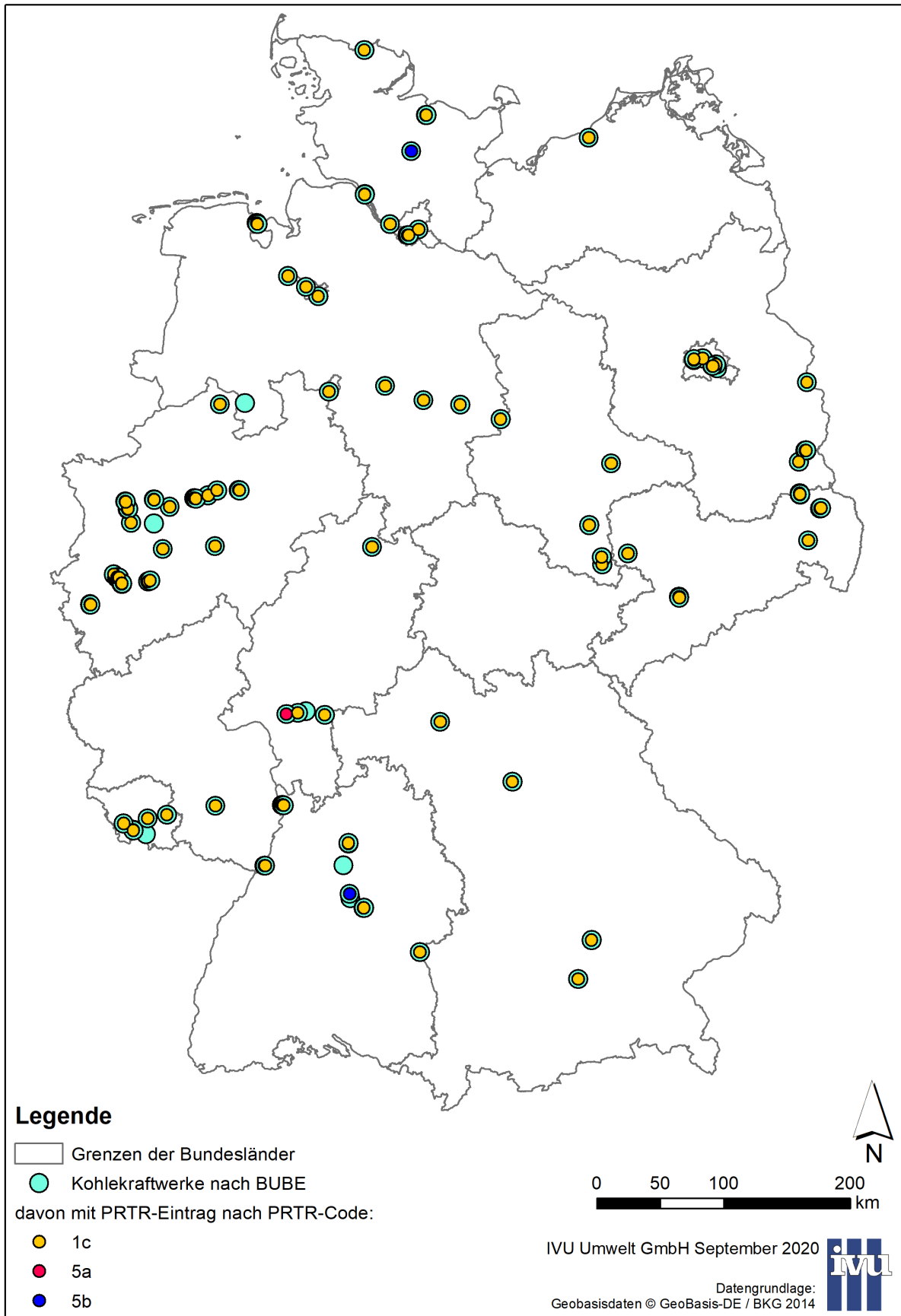
Des Weiteren wurden die ausgewählten Emissionsvorgänge auf mögliche Doppelzählungen hin untersucht. Hintergrund ist, dass an einigen Standorten die Emissionsvorgänge einer Quelle dergestalt aufgeteilt werden, dass ein Emissionsvorgang die gemessenen Emissionsfrachten für einen Teil der nach 11. BImSchV anzugebenden Schadstoffe enthält und weitere Emissionsvorgänge die berechneten oder geschätzten Emissionsfrachten für die restlichen der nach 11. BImSchV anzugebenden Schadstoffe. Ergeben sich bei der Berechnung der restlichen Schadstoffe auch Anteile für Schadstoffe, die bereits durch die gemessenen Werte abgedeckt sind (z. B. TSP, wenn Schwermetalle berechnet werden), so ergäbe sich bei Addition der gemessenen und der berechneten Werte eine Doppelzählung der berechneten Emissionsfrachten. Summation und Vergleich der Werte zeigte jedoch, dass der Anteil der auf diese Weise doppelt gezählten Emissionsfrachten für die Stoffe TSP, PM₁₀, PM_{2,5}, Ni und N₂O maximal 1 % an der gesamten Emissionsfracht beträgt und für Hg maximal 2 %. Dies wurde angesichts der übrigen Unsicherheiten (siehe auch Abschnitt 5.1.1.3) als vernachlässigbar eingestuft, und die in den ausgewählten Emissionsvorgängen aufgeführten Emissionsfrachten wurden vollständig berücksichtigt.

⁴¹ Wärmekraftwerke und andere Verbrennungsanlagen

⁴² Anlagen zur Verwertung oder Beseitigung gefährlicher Abfälle

⁴³ Anlagen für die Verbrennung nicht gefährlicher Abfälle, die unter die Richtlinie 2000/76/EG [...] fallen

Abbildung 21: Lage der Kohlekraftwerke gemäß BUBE-Online für die ausgewählten Wirtschaftszweige und zugeordnete PRTR-Standorte, 2016



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Tabelle 35: Liste der 81 Kohlekraftwerke in Deutschland gemäß BUBE-Online für die ausgewählten Wirtschaftszweige sowie zugeordnete PRTR-Standorte, sortiert nach Bundesländern, 2016

Betreiber	Ort	Bundesland ¹	Steinkohle	Braunkohle	PRTR-ID ²	PRTR-Code
Heizkraftwerk Cottbus	Cottbus	BB	-	x	210171	1c
LEAG, Kraftwerk Schwarze Pumpe	Spremberg	BB	-	x	210172	1c
LEAG, Kraftwerk Jänschwalde	Teichland	BB	-	x	210204	1c
Stadtwerke Frankfurt (Oder) GmbH	Frankfurt (Oder)	BB	-	x	210332	1c
BTB Heizkraftwerk Schöneweide	Berlin	BE	x	-	-	-
Vattenfall Europe Wärme HKW Klingenberg	Berlin	BE	-	x	210398	1c
Vattenfall Europe Wärme HKW Reuter	Berlin	BE	x	-	210401	1c
Vattenfall Europe Wärme HKW Moabit	Berlin	BE	x	-	210403	1c
Vattenfall Europe Wärme HKW Reuter-West	Berlin	BE	x	-	210406	1c
FHW Neukölln AG	Berlin	BE	x	-	210447	1c
Heizkraftwerk Stuttgart-Gaisburg	Stuttgart	BW	x	-	-	-
Kraftwerk Walheim	Walheim	BW	x	-	-	-
Fernwärme Ulm GmbH HKW Ulm	Ulm	BW	x	-	210553	1c
Heizkraftwerk Altbach/Deizisau	Altbach	BW	x	-	210595	1c
Heizkraftwerk Stuttgart-Münster (mit MVA)	Stuttgart	BW	x	-	210597	5b
Rheinhafen-Dampfkraftwerk Karlsruhe	Karlsruhe	BW	x	-	210599	1c
Großkraftwerk Mannheim AG / Elektrizitätswerk	Mannheim	BW	x	-	210625	1c
Heizkraftwerk Heilbronn	Heilbronn	BW	x	-	210977	1c
Heizkraftwerk Erlangen	Erlangen	BY	x	-	211069	1c
SWM Heizkraftwerk Nord	Unterföhring	BY	x	-	211097	1c
GKS-Hafen	Schweinfurt	BY	x	-	211190	1c
ENGIE Deutschland AG Standort Kraftwerk Zolling	Zolling	BY	x	-	211483	1c
ENGIE Kraftwerk Farge GmbH & Co. KGaA	Bremen	HB	x	-	211752	1c
swb Erzeugung AG & Co. KG / Heizkraftwerk Hastedt	Bremen	HB	x	-	211753	1c
swb Erzeugung AG & Co. KG / Heizkraftwerk Hafen	Bremen	HB	x	-	211754	1c
EVO - Heizkraftwerk Offenbach	Offenbach a. M.	HE	x	-	-	-

Betreiber	Ort	Bundesland ¹	Steinkohle	Braunkohle	PRTR-ID ²	PRTR-Code
Städtische Werke, Kraftwerk Kassel	Kassel	HE	-	x	211858	1c
Mainova, HKW West	Frankfurt a. M.	HE	x	-	211869	1c
Uniper Kraftwerk Staudinger	Großkrotzenburg	HE	x	-	211977	1c
InfraServ GmbH & Co. Höchst KG	Frankfurt a. M.	HE	x	-	211989	5a
Vattenfall Wärme Hamburg GmbH Kraftwerk Tiefstack	Hamburg	HH	x	-	212076	1c
Vattenfall Heizkraftwerk Moorburg GmbH HKW Moorburg	Hamburg	HH	x	-	212087	1c
KNG Kraftwerks- und Netzgesellschaft mbH Kraftwerk Rostock	Rostock	MV	x	-	212149	1c
KÄMMERER Energie GmbH	Osnabrück	NI	x	x	-	-
GDF SUEZ Kraftwerk Wilhelmshaven GmbH & Co. KG	Wilhelmshaven	NI	x	-	212363	1c
Uniper Kraftwerke GmbH Kraftwerk Wilhelmshaven	Wilhelmshaven	NI	x	x	212366	1c
GKH – Gemeinschaftskraftwerk Hannover GmbH	Hannover	NI	x	-	212479	1c
Kraftwerk Buschhaus Helmstedter Revier GmbH	Büddenstedt	NI	-	x	212607	1c
Braunschweiger Versorgungs AG, Heizkraftwerk Mitte	Braunschweig	NI	x	-	212656	1c
Kraftwerk Mehrum GmbH	Hohenhameln	NI	x	-	212711	1c
STEAG Fernwärme GmbH Heizwerk Essen-Rüttenscheid	Essen	NW	x	-	-	-
RWE Generation SE Kraftwerk Westfalen	Hamm	NW	x	-	212903	1c
Gemeinschaftskraftwerk Bergkamen A beschränkt haftende OHG	Bergkamen	NW	x	-	212925	1c
RWE Generation SE Kraftwerk Werne	Werne	NW	x	x	212975	1c
Trianel Kohlekraftwerk Lünen GmbH & Co. KG	Lünen	NW	x	-	213031	1c
Stadtwerke Duisburg AG Heizkraftwerk I	Duisburg	NW	x	-	213079	1c
RWE Power AG Kraftwerk Frimmersdorf	Grevenbroich	NW	-	x	213105	1c
Mark-E Aktiengesellschaft	Werdohl	NW	x	-	213155	1c
RWE Power AG	Grevenbroich	NW	-	x	213157	1c
STEAG GmbH Heizkraftwerk Walsum	Duisburg	NW	x	-	213184	1c
Kraftwerk Voerde beschränkt haftende oHG Kraftwerk Voerde Blöcke A und B	Voerde	NW	x	-	213204	1c
Gemeinschaftskraftwerk West GbR der STEAG GmbH STEAG Kraftwerk West	Voerde	NW	x	-	213234	1c

Betreiber	Ort	Bundesland ¹	Steinkohle	Braunkohle	PRTR-ID ²	PRTR-Code
RWE Power AG	Eschweiler	NW	-	x	213432	1c
RheinEnergie AG (HKW Merkenich)	Köln	NW	-	x	213451	1c
CURRENTA GmbH & Co. OHG	Leverkusen	NW	x	x	213521	1c
STEAG GmbH HKW Herne	Herne	NW	x	-	213645	1c
Steag GmbH KW Lünen	Lünen	NW	x	-	213658	1c
Uniper Kraftwerk Scholven	Gelsenkirchen	NW	x	-	213678	1c
RWE Generation SE Kraftwerk Ibbenbüren	Ibbenbüren	NW	x	x	213709	1c
Uniper Kraftwerke GmbH Kraftwerk Heyden	Petershagen	NW	x	-	213727	1c
WSW Energie & Wasser AG	Wuppertal	NW	x	-	213737	1c
RWE Power AG Kraftwerk Niederaußem	Bergheim	NW	-	x	213857	1c
k. A.	k. A.	RP	x	-	214104	1c
Steinbeis Energie GmbH	Glückstadt	SH	x	-	214388	1c
SWN Stadtwerke Neumünster GmbH	Neumünster	SH	x	-	214392	5b
Gemeinschaftskraftwerk Kiel GmbH GKK	Kiel	SH	x	-	214422	1c
Stadtwerke Flensburg GmbH	Flensburg	SH	x	-	214446	1c
Vattenfall Wärme Hamburg GmbH	Wedel / Holstein	SH	x	-	214449	1c
Energie SaarLorLux AG Heizkraftwerk Römerbrücke	Saarbrücken	SL	x	-	-	-
Kraftwerk Bexbach	Bexbach	SL	x	-	214463	1c
Kraftwerk Fenne	Völklingen	SL	x	-	214464	1c
Kraftwerk Weiher	Quierschied	SL	x	-	214465	1c
VSE Kraftwerk Ensdorf	Ensdorf	SL	k. A.	k. A.	214510	1c
Kraftwerk Boxberg	Boxberg	SN	-	x	214654	1c
Heizkraftwerk Bautzen-Teichnitz	Bautzen	SN	-	x	214655	1c
LEAG Lausitz Energie Kraftwerke AG Kraftwerk Lippendorf	Neukieritzsch	SN	-	x	214728	1c
Heizkraftwerk Nord II	Chemnitz	SN	-	x	214866	1c
Kraftwerk Dessau GmbH	Dessau-Roßlau	ST	-	x	214905	1c
Uniper Kraftwerke GmbH	Schkopau	ST	-	x	215013	1c
MIBRAG Deuben	Teuchern	ST	-	x	215159	1c
MIBRAG Währlitz	Hohenmölsen	ST	-	x	215160	1c

¹: BB: Brandenburg; BE: Berlin; BW: Baden-Württemberg; BY: Bayern; HB: Bremen; HE: Hessen; HH: Hamburg; MV: Mecklenburg-Vorpommern; NI: Niedersachsen; NRW: Nordrhein-Westfalen; RP: Rheinland-Pfalz; SH: Schleswig-Holstein; SL: Saarland; SN: Sachsen; ST: Sachsen-Anhalt

²: PRTR-ID gemäß PRTR-Berichterstattung 2017

5.1.1.3 Skalierung auf andere Bezugsjahre

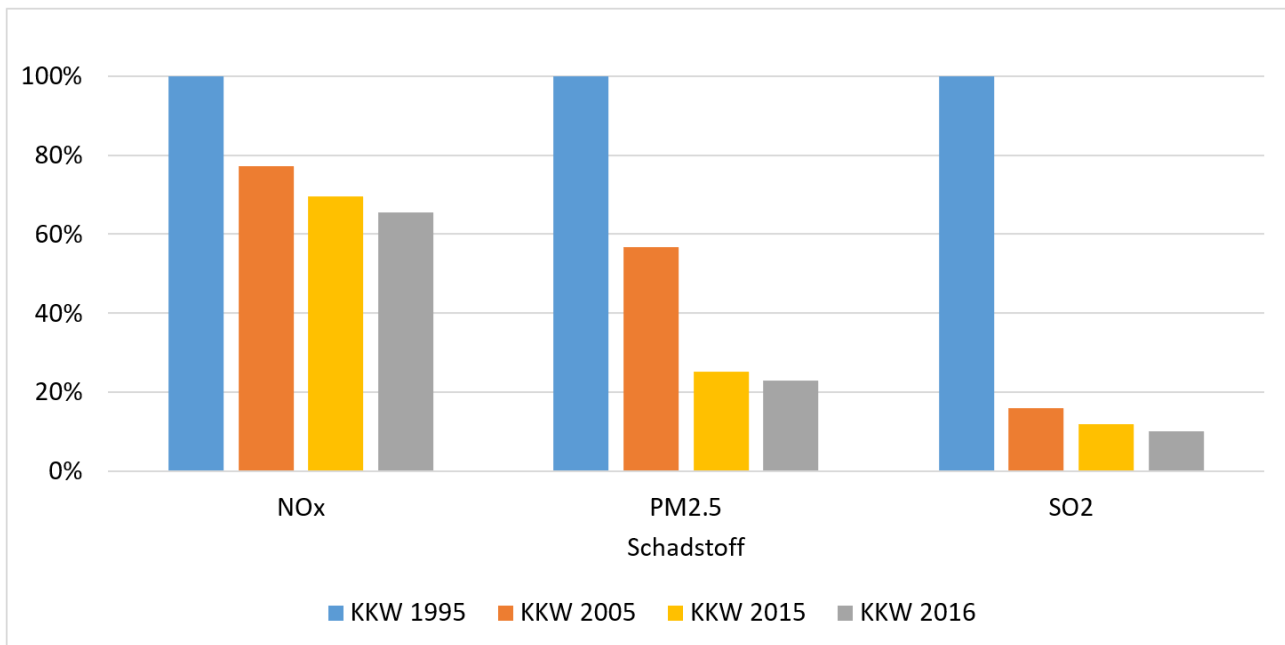
Wie in Abschnitt 5.1.1.1 ausgeführt, wurden für die Skalierung der für 2016 abgefragten Emissionsdaten der Kohlekraftwerke aus dem BUBE-Online System auf die in Abschnitt 3.1 festgelegten Bezugsjahre 2015 für das Basisszenario sowie 1995 und 2005 für die beiden retrospektiven Szenarien Emissionsdaten aus dem ZSE herangezogen. Dazu wurden die Jahressummen der Emissionen 1990 bis 2017 aus dem ZSE vom UBA für die Submission 2019 mit folgenden Filtereinstellungen abgefragt und zur Verfügung gestellt (s. a. Abschnitt 4.1.2):

- ▶ Technik: Industriekessel oder leer
- ▶ Maßnahme: 13. BImSchV (Anlagen > 50 MW)
- ▶ Material: Braun- oder Steinkohle
- ▶ Verwendungsart: Strom- oder Wärmeerzeugung

Die aus der Abfrage resultierenden Emissionsmengen beinhalten ausschließlich die Emissionen von Kohlekraftwerken, allerdings im Unterschied zu den in diesem Projekt betrachteten und aus den BUBE-Daten ausgewählten Kraftwerken der öffentlichen Versorgung (Abschnitt 5.1.1.2) beispielsweise auch Kraftwerke aus den Bereichen des Bergbaus (NFR-Sektor 1A1c „Manufacture of solid fuels and other energy industries“) und der übrigen Industrie (NFR-Sektor 1A2gviii „Stationary combustion in manufacturing industries and construction: Other“). Die Grenze zwischen Kraftwerken der öffentlichen Versorgung und anderen Kraftwerken ist dabei nicht immer eindeutig zu ziehen. Da der Anteil der Emissionen der Kohlekraftwerke der öffentlichen Versorgung an den Gesamtemissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland sehr hoch ist (Abbildung 20), insbesondere auch für die im Rahmen des Projekts betrachteten Stoffe NO_x und $\text{PM}_{2.5}$ sowie die für die sekundäre Partikelbildung relevante Vorläufersubstanz SO_2 , wurde davon ausgegangen, dass die aus dem ZSE abgefragten Emissionsfrachten eine hinreichende Annäherung an die in diesem Projekt betrachteten Kohlekraftwerke darstellen und dass vor allem der durch die abgefragten ZSE-Daten beschriebene zeitliche Trend der Emissionen die zeitliche Entwicklung der Emissionen der betrachteten Kohlekraftwerke hinreichend genau wiedergibt.

Die zeitlichen Verläufe der abgefragten Kohlekraftwerks-Emissionen aus dem ZSE wurden bereits in Abschnitt 4.1.2 im Zusammenhang mit der Auswahl der Bezugsjahre für das Basisszenario und die retrospektiven Szenarien auf Jahresbasis ausführlich diskutiert. Abbildung 22 und Tabelle 36 zeigen noch einmal explizit für die Bezugsjahre des Basisszenarios 2015 und der retrospektiven Szenarien 1995 und 2005 sowie den Erklärungszeitraum der BUBE-Daten 2016 die relative Entwicklung der Luftschadstoff-Emissionen der Kohlekraftwerke aus dem ZSE, bezogen auf das Jahr 1995. Die Emissionen der hier betrachteten Luftschadstoffe aus Kohlekraftwerken sind seit 1995 deutlich zurückgegangen, wobei der stärkste Rückgang in der Dekade von 1995 bis 2005 zu verzeichnen ist. Insbesondere gilt dies für SO_2 , dessen Ausstoß von 1995 bis 2005 um fast 85 % gesenkt wurde. Für $\text{PM}_{2.5}$ zeigt sich auch noch in der zweiten Dekade von 2005 bis 2015 eine deutliche Minderung der emittierten Menge von knapp 57 % auf rund 25 % des Wertes von 1995.

Abbildung 22: Emissionen der betrachteten Luftschadstoffe aus Kohlekraftwerken (KKW) für die betrachteten Bezugsjahre 1995, 2005 und 2015 sowie den Erklärungszeitraum der BUBE-Daten 2016, in Prozent bezogen auf 1995; Daten: ZSE, Submission 2019



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Tabelle 36: Emissionen der betrachteten Luftschadstoffe aus Kohlekraftwerken (KKW) für die betrachteten Bezugsjahre 1995, 2005 und 2015 sowie den Erklärungszeitraum der BUBE-Daten 2016, in Prozent bezogen auf 1995; Daten: ZSE, Submission 2019

	NO _x [%]	PM _{2.5} [%]	SO ₂ [%]
KKW 1995	100.0	100.0	100.0
KKW 2005	77.1	56.7	15.9
KKW 2015	69.5	25.2	12.0
KKW 2016	65.5	22.9	10.2

Die Abschätzung der deutschen Kohlekraftwerksemissionen an jedem einzelnen Anlagen-Standort für die drei betrachteten Bezugsjahre 1995, 2005 und 2015 erfolgte durch Skalierung der Emissionen aus BUBE-Online pauschal über die oben beschriebenen, vom UBA bereitgestellten Jahressummen aus dem ZSE. Daraus ergeben sich folgende Unsicherheiten für die skalierten Emissionsdaten:

- ▶ Die Skalierung mit den ZSE-Daten erfolgte unter der Annahme, dass der zeitliche Trend in den Emissionen der betrachteten Kohlekraftwerke durch die abgefragten ZSE-Daten hinreichend genau beschrieben wird.
- ▶ Die pauschale Skalierung an den für das Jahr 2016 aus BUBE-Online berichteten Anlagen-Standorten berücksichtigt nicht, dass seit 1995 Anlagen-Standorte geschlossen oder neu eröffnet wurden.
- ▶ Die pauschale Skalierung an den für das Jahr 2016 aus BUBE-Online berichteten Anlagen-Standorten berücksichtigt auch nicht die spezifische Entwicklung der einzelnen Standorte wie z. B. Einbau von Abgasreinigungsanlagen, Zu- oder Abbau von Anlagenteilen etc.

In Tabelle 37 sind die aus den abgefragten ZSE-Daten für Kohlekraftwerke für die drei Bezugsjahre 1995, 2005 und 2015 im Verhältnis zu 2016 abgeleiteten Skalierungsfaktoren für die im Rahmen des Projekts betrachteten Stoffe NO_x und PM_{2.5} sowie die für die sekundäre Partikelbildung relevante Vorläufersubstanz SO₂ aufgeführt. Die Skalierungsfaktoren verdeutlichen noch einmal, wie stark insbesondere die SO₂-Emissionen, aber auch die PM_{2.5}-Emissionen der Kohlekraftwerke zwischen 1995 und 2016 reduziert wurden. Tabelle 38 zeigt für NO_x, PM_{2.5} und SO₂ die Emissionssummen der in diesem Projekt betrachteten Kohlekraftwerke aus BUBE-Online für 2016 und die daraus mit Hilfe der Skalierungsfaktoren aus Tabelle 37 abgeschätzten Emissionssummen der Kohlekraftwerke für 1995, 2005 und 2015.

Tabelle 37: Skalierungsfaktoren zur Abschätzung der Emissionen der Kohlekraftwerke für die Bezugsjahre 1995, 2005 und 2015 auf Basis der jährlich vorliegenden ZSE-Daten für Kohlekraftwerke (Submission 2019)

Stoff	1995/2016	2005/2016	2015/2016
NO _x	1.527	1.178	1.061
PM _{2.5}	4.358	2.471	1.096
SO ₂	9.798	1.560	1.173

Tabelle 38: Emissionssummen der Kohlekraftwerke aus BUBE-Online für 2016 sowie skaliert auf das Bezugsjahr des Basisszenarios 2015 und auf die retrospektiven Jahre 1995 und 2005

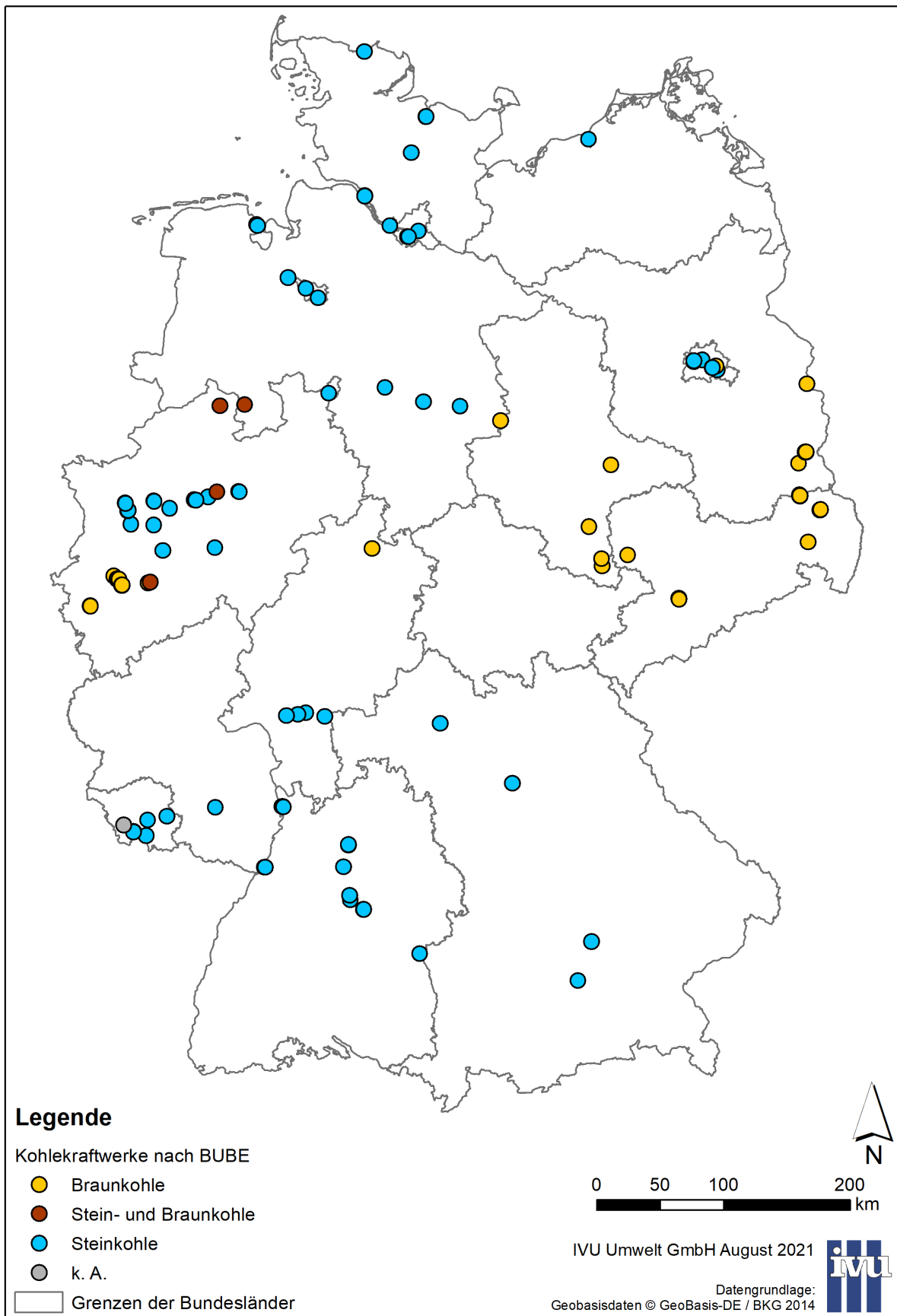
Stoff	2016 [kg]	1995 ¹ [kg]	2005 ¹ [kg]	2015 ¹ [kg]
NO _x	165'924'090	253'411'766	195'434'541	176'096'121
PM _{2.5}	2'204'091	9'605'717	5'445'643	2'416'479
SO ₂	108'907'461	1'067'117'470	169'923'177	127'752'784

¹: für die Skalierung wurden die nicht gerundeten Werte verwendet

5.1.1.4 Emissionen der Szenarien "Steinkohle" und "Braunkohle"

Entsprechend den Brennstoffangaben aus BUBE Online wurden die Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland aus dem Basisszenario 2015 den beiden Szenarien „Steinkohle“ und „Braunkohle“ zugeordnet. Abbildung 23 zeigt die Verteilung der Stein- und Braunkohlekraftwerke in Deutschland basierend auf den Angaben in BUBE Online. An 56 der 81 hier betrachteten Kohlekraftwerks-Standorte (siehe Abschnitt 5.1.1.2) wird demnach Steinkohle verbrannt, an 20 Standorten Braunkohle. Für 4 Standorte waren sowohl Stein- als auch Braunkohle als Brennstoff angegeben. Für ein Kohlekraftwerk lagen in den zur Verfügung gestellten Daten aus BUBE Online keine Informationen zum Brennstoff vor. Dieses Kraftwerk wurde entsprechend den Angaben in der Saarbrücker Zeitung (2017) im weiteren Projektverlauf den Steinkohlekraftwerken zugeordnet.

Abbildung 23: Lage der Stein- und Braunkohlekraftwerke gemäß BUBE-Online für die ausgewählten Wirtschaftszweige, 2016



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

In Tabelle 39 sind die Emissionen der Kohlekraftwerke zusammengestellt, die sich daraus für die Szenarien „Steinkohle“ und „Braunkohle“ für die im Rahmen des Projekts betrachteten Stoffe NO_x und PM_{2.5} sowie SO₂ ergeben. Für die 4 Kohlekraftwerke, die sowohl Stein- als auch Braunkohle verbrennen, ist nicht bekannt, wie sich die Emissionen auf die beiden Brennstoffe verteilen. Es wurde daher angenommen, dass diese 4 Kraftwerke nicht mehr laufen, wenn einer der beiden Brennstoffe nicht mehr zur Verfügung steht, und ihre Emissionen wurden in keinem der beiden Szenarien berücksichtigt. D.h., sowohl beim Stein- als auch beim Braunkohleszenario wurden die Emissionen dieser 4 Kraftwerke „ausgestellt“. Die Summe über die Emissionen im Stein- und im Braunkohle-Szenario und über die 4 Kraftwerke, die sowohl Stein- als auch Braunkohle verbrennen, entspricht den Emissionen der Kohlekraftwerke im Basisszenario 2015.

Tabelle 39: Emissionen der Kohlekraftwerke aus BUBE-Online skaliert auf das Bezugsjahr 2015, getrennt nach Steinkohlekraftwerken, Braunkohlekraftwerken und Kraftwerken, die Stein- und Braunkohle verbrennen

Stoff	Steinkohle [kg]	Braunkohle [kg]	Stein- und Braunkohle [kg]	Summe ¹ [kg]
NO _x	57'056'034	114'608'566	4'431'521	176'096'121
PM _{2.5}	711'153	1'646'663	58'663	2'416'479
SO ₂	38'224'170	85'681'688	3'846'926	127'752'785

¹: für die Summenbildung wurden die nicht gerundeten Werte verwendet

In Tabelle 40 sind die Anteile der Stein- bzw. Braunkohlekraftwerke sowie der Kraftwerke, die sowohl Stein- als auch Braunkohle verbrennen, an der Summe der Emissionen der Kohlekraftwerke im Basisszenario 2015 dargestellt. Demnach werden bei NO_x, PM_{2.5} und SO_x ca. zwei Drittel der Emissionen durch Braunkohlekraftwerke erzeugt. Der Anteil der Kraftwerke, die sowohl Stein- als auch Braunkohle verbrennen, liegt bei den Luftschadstoffen im niedrigen einstelligen Prozentbereich.

Tabelle 40: Anteil der Stein- bzw. Braunkohlekraftwerke an der Summe der Emissionen der Kohlekraftwerke aus BUBE-Online skaliert auf das Bezugsjahr 2015

Stoff	Steinkohle [%]	Braunkohle [%]	Stein- und Braunkohle [%]	Summe ¹ [%]
NO _x	32.4	65.1	2.5	100
PM _{2.5}	29.4	68.1	2.4	100
SO ₂	29.9	67.1	3.0	100

¹: für die Summenbildung wurden die nicht gerundeten Werte verwendet

5.1.1.5 Übersicht über die Emissionen der Kohlekraftwerke in den Szenarien

Tabelle 41 gibt eine Übersicht über die Emissionsmengen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den in Abschnitt 4.3 und in Abschnitt 5.1.1.3 bis Abschnitt 5.1.1.4 vorgestellten Szenarien. Im EU-Szenario wurden für die Kohlekraftwerke in Deutschland die Emissionen des Basisszenarios 2015 angesetzt. Aufgeführt sind wie bisher die im Rahmen des Projekts betrachteten Stoffe NO_x und PM_{2.5} sowie SO₂.

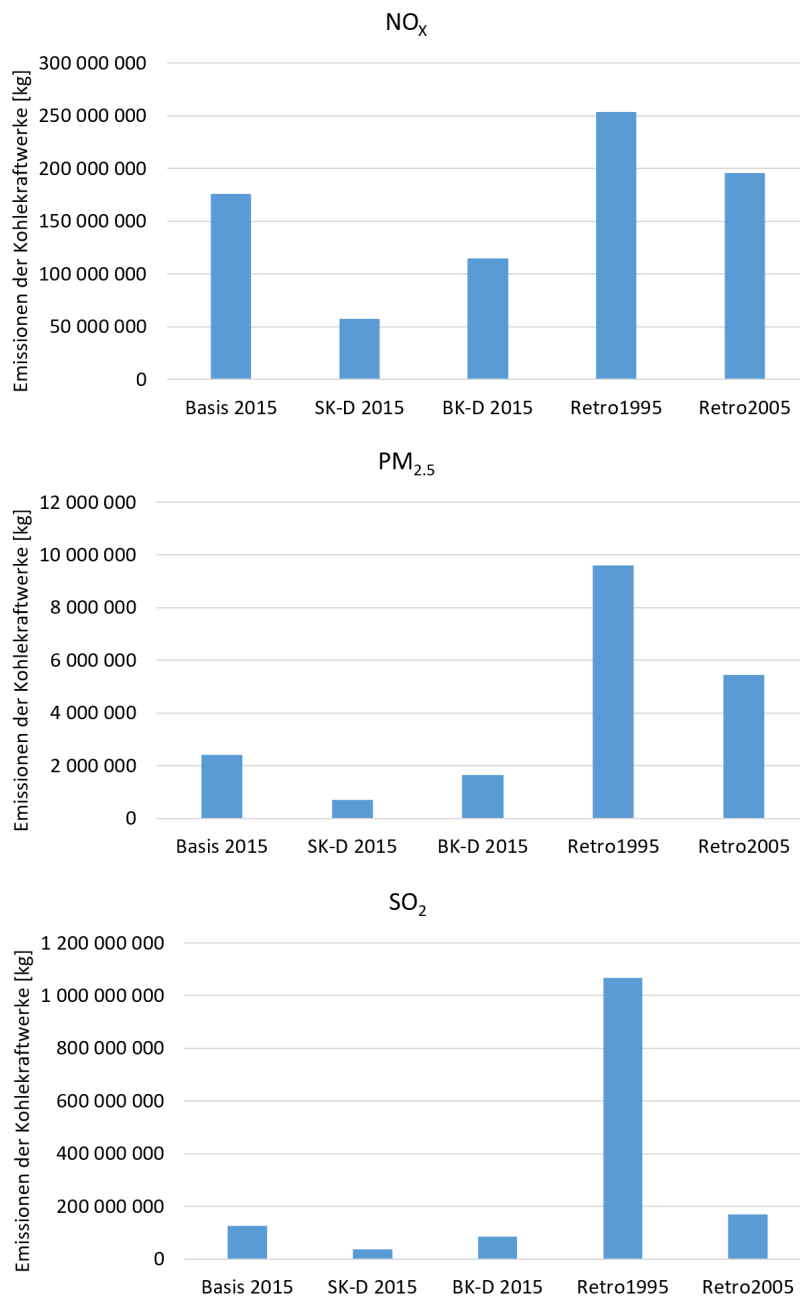
Abbildung 24 zeigt für die in Tabelle 41 aufgeführten Stoffe die Emissionsmengen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den einzelnen Szenarien im Vergleich. Darin wird zum einen noch einmal das Verhältnis der Emissionsmengen von Steinkohle- und Braunkohle-Szenario zueinander deutlich mit rund doppelt so hohen Emissionsmengen im Braunkohle-Szenario im Vergleich zum Steinkohle-Szenario.

rio, was die Schadstoffe NO_x , $\text{PM}_{2.5}$ und SO_2 betrifft. Zum anderen ist auch der deutliche Rückgang insbesondere der SO_2 - und der $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen seit 1995 ersichtlich. SO_2 ist ebenso wie NO_x eine relevante Vorläufersubstanz für die sekundäre Partikelbildung und beeinflusst somit neben den primären $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen die Höhe der Luftschadstoffbelastung durch $\text{PM}_{2.5}$. Entsprechend zeigen die Ergebnisse der CTM-Modellierung zu den Szenarien, dass der Rückgang der $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung im Basisszenario gegenüber dem retrospektiven Szenario 1995 erheblich stärker ausfällt, als es der Rückgang der $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen zwischen 1995 und 2015 allein erwarten lässt (vgl. Abschnitt 6.8).

Tabelle 41: Emissionsmengen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den Szenarien

Stoff	Basisszenario 2015 [kg]	SK-D 2015 [kg]	BK-D 2015 [kg]	Retro 1995 [kg]	Retro 2005 [kg]
NO_x	176'096'121	57'056'034	114'608'566	253'411'766	195'434'541
$\text{PM}_{2.5}$	2'416'479	711'153	1'646'663	9'605'717	5'445'643
SO_2	127'752'785	38'224'170	85'681'688	1'067'117'470	169'923'177

Abbildung 24: Emissionsmengen der Kohlekraftwerke in Deutschland in den Szenarien für die Schadstoffe NO_x, PM_{2.5} und SO₂



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.1.2 Andere Emissionen

Die Emissionsdaten aller anderen für die CTM-Modellierung zu berücksichtigenden Emissionsquellen in Deutschland (z. B. Verkehr, Landwirtschaft, Industrie) wurden vom UBA aus GRETA (UBA, 2016; s. a. Abschnitt 5.1.1.1) für das Bezugsjahr 2015 zur Verfügung gestellt. Verwendet wurde die Submission 2020 der GRETA-Daten, die die Kfz-Emissionen nach HBEFA 4.1 (INFRAS, 2019) enthält. Hinsichtlich der Quellgruppen wurden die GRETA-Daten vom UBA entsprechend den Anforderungen der verwendeten CTM für RCG nach SNAP und für LOTOS-EUROS nach GNFR gegliedert (Tabelle 42). Des Weiteren enthalten die GRETA-Daten für die aufgeführten Quellen in Abhängigkeit von der jeweiligen Quellgruppe standardisierte effektive Quellhöhen bzw. Quellhöhenverteilungen (UBA, 2016).

Bei der CTM-Modellierung wurden für die Kohlekraftwerke die detaillierten, aufbereiteten BUBE-Daten aus Abschnitt 5.1.1.3 bzw. Abschnitt 5.1.1.4 verwendet, sowohl hinsichtlich der Emissionsdaten als auch hinsichtlich der Quell-Charakteristika (geometrische Quellhöhe, Quellbezeichnung, Abgasvolumenstrom, Abgastemperatur). Um zu vermeiden, dass die Emissionen der Kohlekraftwerke bei der CTM-Modellierung doppelt gezählt werden, wurden die im PRTR für 2015 gemeldeten Emissionen aller Kohlekraftwerke, die auch in den BUBE-Daten identifiziert wurden (Tabelle 35), aus den für das vorliegende Projekt erstellten GRETA-Datensätzen entfernt.

Tabelle 42: Quellgruppenkategorisierung (Sektoren) gemäß SNAP und gemäß GNFR

SNAP Kategorie	SNAP Name	entsprechender GNFR-Sektor	Beschreibung
1	Combustion_in_energy_and_transformation_industries (only power and heat)	A, B	Verbrennung bei der Energieerzeugung und -umwandlung (stationäre Quellen)
2	Non-industrial_combustion_plants	C	Verbrennung in kommerziellen, institutionellen und privaten Einrichtungen sowie Land- und Forstwirtschaft, Haushalten und Kleinverbrauchern
3	Combustion_in-manufacturing_industry	B	Verbrennung in der Industrie (inkl. Prozessfeuerung)
4	Production_processes	B	Produktionsprozesse (stationäre Quellen) in der Industrie (ohne Feuerungen)
5	Extraction_and_distribution_of_fossil_fuels	D	Förderung und Verteilung fossiler Brennstoffe
6	Solvent_and_other_product_use	E	Lösemittel- und andere Produktverwendung
7.1	Road_Transport_Gasoline	F1	Straßenverkehr (Benzin)
7.2	Road_Transport_Diesel	F2	Straßenverkehr (Diesel)
7.3	Road_Transport_LPG	F3	Straßenverkehr (LPG)
7.4	Road_Transport_Volatilisation_Losses	F4	Straßenverkehr (Verdampfungsemissionen, nur NMVOC)
7.5	Brake_and_Tyrewear	F4	Straßenverkehr (Abrieb, nur PM ₁₀ und PM _{2,5})
8.1	Other_mobile_sources_and_machinery: Aviation	H	Übriger Verkehr und mobile Quellen: Flugverkehr
8.2	Other_mobile_sources_and_machinery: the rest	I	Übriger Verkehr und mobile Quellen außer Flugverkehr und Schifffahrt
8.3	Other_mobile_sources_and_machinery: Shipping	G	Übriger Verkehr und mobile Quellen: Binnenschifffahrt
8.4	International Shipping	G	Internationale Schifffahrt
9	Waste_Handling_and_Disposal	J	Abfallbehandlung und -beseitigung, Deponien
10	Agriculture	K, L	Land- und Forstwirtschaft sowie landnutzungsbedingte Veränderungen

Nicht enthalten in den GRETA-Daten sind die Emissionen der internationalen Schifffahrt auf dem Nord-Ostsee-Kanal und der Elbe. Grundsätzlich liegen diese Emissionen in den europäischen CAMS-REG v2.2.1-Daten (Abschnitt 5.2.1) vor, jedoch ist deren räumliche Auflösung für die CTM-Modellierung auf der nationalen Skala von $2 \times 2 \text{ km}^2$ (Abschnitt 6.3) nicht fein genug. Daher wurde für diese Emissionen vom UBA ein separater Datensatz in $1 \times 1 \text{ km}^2$ horizontaler Gitterauflösung bereitgestellt, der auf dem MACC_III-Datensatz der TNO basiert (Kuenen et al., 2014).

5.2 Emissionsdaten Europa

Für die vollständige CTM-Modellierung sind die Emissionsdaten Deutschlands um europäische Emissionsdaten zu ergänzen, da auch die Emissionen außerhalb Deutschlands die Exposition der Bevölkerung in Deutschland beeinflussen.

5.2.1 Luftschadstoff-Emissionen in Europa

Als Ausgangspunkt für das europäische Emissionsinventar dient das europäische CAMS-REG v2.2.1⁴⁴ (eine Weiterentwicklung des in Kuenen et al. (2014) vorgestellten Inventars). Dieses Inventar enthält Emissionen aus allen relevanten anthropogenen Quellen im Bereich zwischen 30°W und 60°O sowie zwischen 30°N und 72°N und liefert damit ein vollständiges Bild der europäischen Emissionen. Alle wichtigen Luftschadstoffe werden erfasst: NO_x , SO_2 , NMVOC, NH_3 , CO, PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$. Für PM wird auch ein Speziationsprofil⁴⁵ bereitgestellt, das die primären PM-Emissionen in elementaren Kohlenstoff (EC), organischen Kohlenstoff (OC) und andere Komponenten aufteilt. Die räumliche Auflösung des Datensatzes beträgt $0.1^\circ \times 0.05^\circ$, was etwa $6 \times 6 \text{ km}^2$ entspricht.

Das Inventar wurde so weit wie möglich unter Verwendung der offiziell gemeldeten Emissionen nach Quellenkategorie aus jedem Land erstellt (in einigen Fällen sind die Daten ungenau oder unvollständig). Darüber hinaus wurde eine konsistente räumliche Verteilung angewendet. Für Punktquellen und insbesondere Kraftwerke wurde die E-PRTR-Berichterstattung⁴⁶ in Kombination mit anderen Informationsquellen über Kraftwerke verwendet, einschließlich der Berichterstattung über Großfeuerungsanlagen (Large Combustion Plants, LCP)⁴⁷ und Informationen aus der kommerziellen Datenbank Platts-WEPP⁴⁸. Durch die Kombination dieser Datenbanken wurde ein konsistenter Punktquellen-Datensatz für alle europäischen Länder erstellt (Abbildung 25), der zeigt, dass die meisten Kraftwerke mit höheren PM-Emissionen östlich von Deutschland liegen. Dieser kombinierte und konsistente Punktquellen-Datensatz dient dazu, die Emissionen der Kraftwerke für jedes Land geographisch zu verteilen. Im Datensatz werden die Kohlekraftwerke in der Datenbank gesondert ausgewiesen (normalerweise werden alle Kraftwerke als Teil der GNFR-Kategorie A zusammengefasst), so dass ihre spezifischen Auswirkungen auf Luftschadstoffkonzentrationen und Gesundheit gezielt berücksichtigt werden können.

Während der Erstellung der Emissionsdateien und der Implementierung der Höhenprofile (siehe Abschnitt 5.2.2) wurde festgestellt, dass der für CAMS-REG-v2.2.1 verwendete E-PRTR-Datensatz einen Fehler in den Koordinaten für drei bestimmte Kohlekraftwerke (zwei in Frankreich, eines in den Niederlanden) enthielt. Dieser Fehler in der Berichterstattung wurde für diese drei spezifischen Kohlekraftwerke korrigiert.

⁴⁴ <https://eccad.aeris-data.fr/2019/06/05/cams-inventories/>

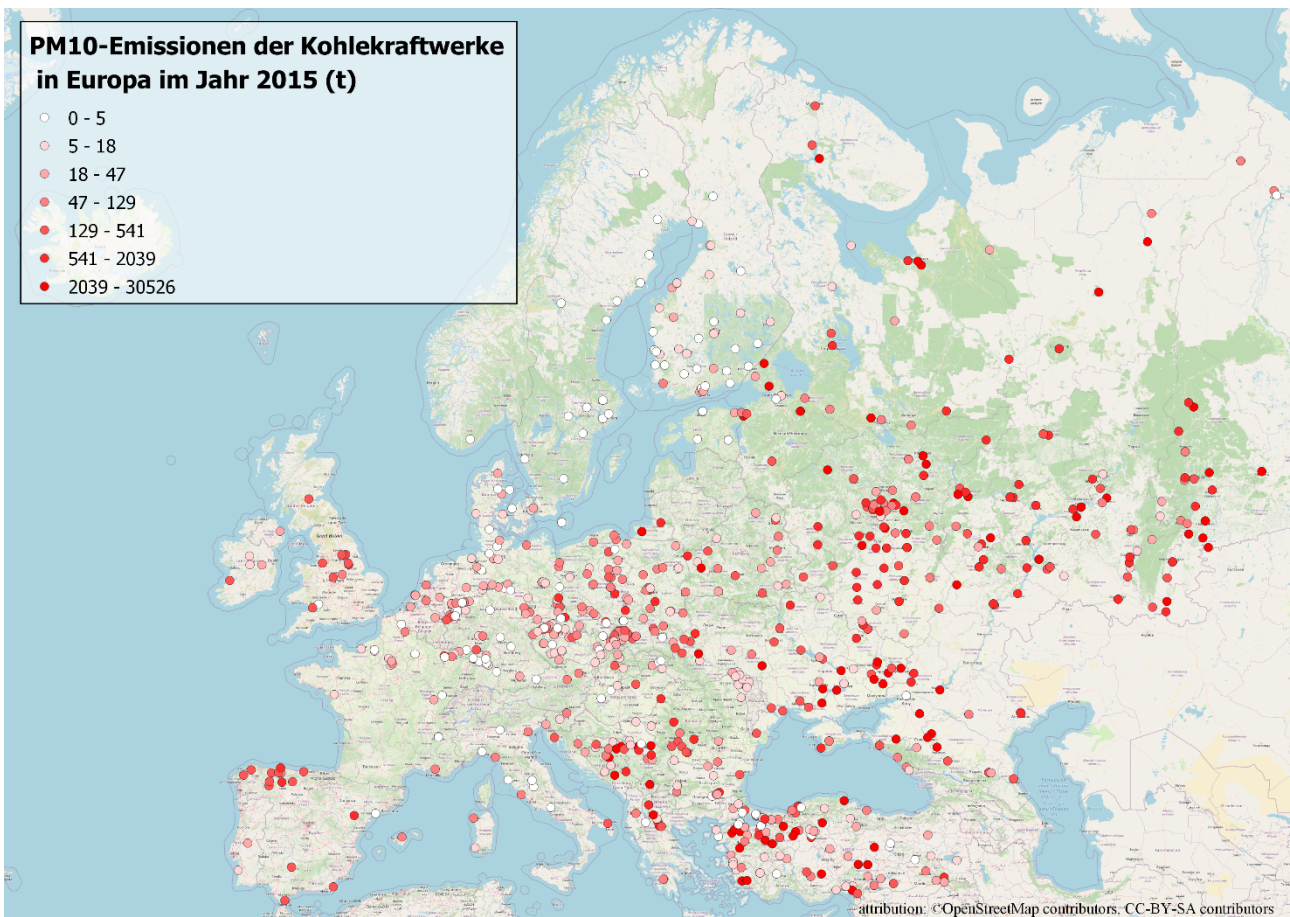
⁴⁵ Partikelemissionen bestehen aus kleinen Partikeln unterschiedlicher chemischer Struktur, die sich in der Atmosphäre unterschiedlich verhalten können. Daher wird typischerweise ein Speziationsprofil verwendet, das für jede der Hauptgruppen die typische Zusammensetzung von Partikeln über ihre Hauptkomponenten (elementarer Kohlenstoff, organischer Kohlenstoff, Sulfat, Natrium und andere Mineralien) definiert.

⁴⁶ <https://industry.eea.europa.eu/analyse/pollutant-and-sector>

⁴⁷ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/lcp-9>

⁴⁸ <https://www.spglobal.com/platts/en/products-services/electric-power>

Abbildung 25: PM₁₀-Emissionen der Kohlekraftwerke in Europa im Jahr 2015



Quelle: Eigene Darstellung (TNO)

Tabelle 43 zeigt die resultierenden Emissionen für NO_x und PM_{2.5} für Deutschland und seine Nachbarländer sowie für Europa insgesamt. Der spezifische Beitrag von Kohlekraftwerken, anderen Kraftwerken und anderen Quellen ist angegeben. Es zeigt sich, dass die bedeutendsten NO_x-Emissionen aus Kraftwerken außerhalb Deutschlands in Polen, der Tschechischen Republik und in geringerem Maße in den Niederlanden auftreten. Für PM_{2.5} werden ähnliche Beobachtungen gemacht, aber die Beiträge von Kohlekraftwerken sind geringer, da andere Quellen (z. B. Kleinf Feuerungen, Industrie und Verkehr) für die Gesamtemissionen relativ gesehen wichtiger sind.

Tabelle 43: Emissionen für NO_x und PM_{2,5} aus Kohlekraftwerken (A1), übrigen Kraftwerken (A2) und anderen Quellen (B-L) für das Bezugsjahr 2015 sowie der länderspezifische Anteil der Kohlekraftwerke (A1-Anteil) für Deutschland, die Nachbarländer Deutschlands und für ganz UNECE-Europa (Emissionen in kt)

Land	NO _x				PM _{2,5}			
	A1	A2	Andere	A1-Anteil	A1	A2	Andere	A1-Anteil
DEU	171	95	804	21 %	3.5	4.7	90	4 %
NLD	10	10	191	5 %	0.1	0.2	12	1 %
BEL	1.1	9.4	176	1 %	0.02	0.3	27	0.06 %
LUX	-	1.2	11	-	-	0.006	1.9	-
FRA	10	23	774	1 %	0.4	1.3	158	0.3 %
CHE	-	2.2	58	-	-	0.07	7.7	-
AUT	0.8	8.9	129	1 %	0.1	0.8	16	0.3 %
CZE	47	3.8	114	41 %	1.3	0.3	25	5 %
POL	165	54	450	37 %	4.9	8.8	114	4 %
DNK	1.7	8.3	71	2 %	0.09	0.2	19	0.5 %
UNECE-Europa	1'155	1'003	9'067	13 %	176	36	3'244	5 %

DEU: Deutschland; NLD: Niederlande; BEL: Belgien; LUX: Luxemburg; FRA: Frankreich; CHE: Schweiz; AUT: Österreich; CZE: Tschechische Republik; POL: Polen; DNK: Dänemark

5.2.2 Höhenprofile

Das CAMS-Emissionsinventar, wie in Abschnitt 5.2.1 beschrieben, enthält Standardhöhenprofile pro GNFR-Kategorie (Tabelle 44). Diese Höhenprofile basieren auf Berechnungen unter Berücksichtigung der Fahnenüberhöhung auf europäischer Ebene. Die Abgrenzung der verschiedenen Höhenprofile basiert auf den vom EMEP-Modell verwendeten Höhenklassen (Bieser et al., 2011). Diese stellen die effektive Quelhöhe dar, d. h. die Schornsteinhöhe inklusive einer angenommenen Fahnenüberhöhung. Letztere ist abhängig von der Wärmeabgabe des Schornsteins. Tabelle 44 zeigt für die Standardhöhenprofile pro GNFR-Kategorie die Aufteilung der Emissionen auf die Höhenklassen in Prozent. Demnach werden ca. 95 % der Emissionen von Kohlekraftwerken (GNFR-Kategorie A) effektiv in einer Höhe zwischen 184 – 522 m über Grund emittiert.

Tabelle 44: Aufteilung der Emissionen auf die Höhenklassen in Prozent für die Standardhöhenprofile der GNFR-Kategorien, wie geliefert in CAMS

GNFR-Kategorie	0-20 m	20-92 m	92-184 m	184-324 m	324-522 m	522-781 m	781-1'106 m
A	0 %	0 %	0.25 %	51 %	45.3 %	3.25 %	0.2 %
B	6 %	16 %	75 %	3 %	0 %	0 %	0 %
C	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
D	2 %	8 %	60 %	30 %	0 %	0 %	0 %
E	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
F	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
G	20 %	80 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
H	25 %	25 %	10 %	10 %	10 %	10 %	10 %
I	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
J	0 %	0 %	41 %	57 %	2 %	0 %	0 %
K	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
L	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %

A: Public Power; B: Industry; C: Other Stationary Combustion; D: Fugitives; E: Solvents; F: Road Transport; G: Shipping; H: Aviation; I: OffRoad; J: Waste; K: Agriculture Livestock; L: Agriculture Other

Da sich der Zweck dieses Projekts jedoch auf Kraftwerke und deren Auswirkungen auf die Gesundheit konzentriert, wurden zusätzliche Anstrengungen unternommen, um die Schornsteinhöhen für Kraftwerke außerhalb Deutschlands zu untersuchen. Es muss betont werden, dass es keine konsistente europäische Datenquelle für Schornsteinhöhen von Großkraftwerken gibt und dass die gesamte Modellierung der Luftqualität in diesem Maßstab unter Verwendung von Höhenprofilen auf sektoraler Basis erfolgt, z. B. des Höhenprofils, das mit dem CAMS-Emissionsinventar geliefert wird.

Da der Schwerpunkt dieser Studie auf den Auswirkungen in Deutschland liegt, wurde versucht, eine Verbesserung der Höheninformation für die Kraftwerke an der Grenze zu Deutschland zu erreichen. In einem ersten Schritt wurden alle Kraftwerke, die außerhalb von Deutschland im Nest 2 des CTM-Modellgebietes (Abschnitt 6.3) liegen, im Internet recherchiert, um Informationen über die Höhe der jeweils zugehörigen Schornsteine zu finden. In einem zweiten Schritt wurden auch die weiter von der deutschen Grenze entfernten Kraftwerke mit einem relativ großen Beitrag zu den Emissionen, die in den Nachbarländern Deutschlands liegen, in die Analyse einbezogen. Es handelt sich um Kohlekraftwerke aus den Niederlanden, der Tschechischen Republik sowie aus Polen.

Nicht für alle Kraftwerke konnten entsprechende Informationen gefunden werden. In einigen Fällen waren die gefundenen Informationen nicht eindeutig, da für die Anlagen unterschiedliche Namen verwendet wurden. Letztendlich wurden für insgesamt 50 Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands individuelle Informationen zur Schornsteinhöhe ermittelt.

Für diese 50 Kraftwerke, für die individuelle Informationen zur Schornsteinhöhe ermittelt wurden, ist die Verteilung der Schornsteinhöhen in Tabelle 45 dem Standardhöhenprofil aus CAMS gegenübergestellt. Die Tabelle zeigt den prozentualen Anteil der Emissionenhöhen in jeder der definierten Höhenklassen. Demnach sind bei Verwendung der individuellen Schornsteinhöhen die Emissionshöhen unter 184 Meter im Vergleich zum Standardhöhenprofil stärker repräsentiert. Das Standardhöhenprofil ordnet dafür den höheren Schornsteinhöhen-Kategorien mehr Emissionen zu. Diese Diskrepanz steht im

Einklang mit der Tatsache, dass im Standardhöhenprofil (Bieser et al., 2011) die Abgasfahnenüberhöhung bereits berücksichtigt wird („effektive Quellhöhe“). Die Fahnenüberhöhung ist bei hohen Windgeschwindigkeiten am geringsten, und unter diesen Bedingungen ist die Verdünnung der Fahne in der Atmosphäre am größten. Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten ist die Fahnenüberhöhung generell am höchsten. Die Fahnenüberhöhung kann bis zu 200 % der geometrischen Schornsteinhöhe betragen (Bieser et al., 2011). Bei Verwendung der individuellen Schornsteinhöhen in der CTM-Modellierung muss die Fahnenüberhöhung entsprechend im Modell berechnet werden (vgl. Abschnitt 6.4.1).

Tabelle 45: Gegenüberstellung der Verteilung der recherchierten 50 individuellen Schornsteinhöhen außerhalb Deutschlands und des Standardhöhenprofils der GNFR-Kategorie A aus CAMS

Höhenklasse	individuelle Schornsteinhöhen	Standardhöhenprofil
0-20 m	0 %	0 %
20-92 m	8 %	0 %
92-139 m	20 %	0.25 %
139-184 m	26 %	
184-254 m	20 %	51.0 %
254-324 m	26 %	
324-522 m	0 %	45.3 %
> 522 m	0 %	3.45 %

5.2.3 Zeitliche Profile

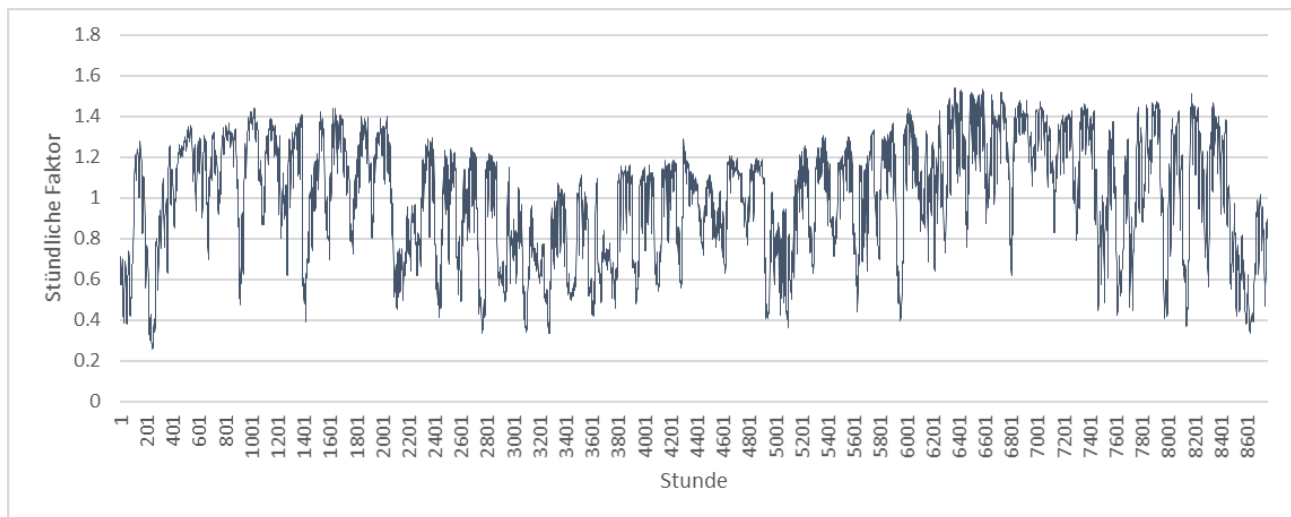
Ähnlich wie die Höhenprofile enthält das CAMS-Emissionsinventar, wie in Abschnitt 5.2.1 beschrieben, Standardprofile pro GNFR-Kategorie für den zeitlichen Verlauf der Emissionen.

Für kohlebefeuerte Kraftwerke wurden die Daten des European Network of Transmission System Operators for Electricity (ENTSO-E) über die stündliche Last des Stromnetzes verwendet. Diese Daten sind auf Website des ENTSO-E⁴⁹ frei verfügbar und bieten nach Ländern unterteilt einen stündlichen Überblick über die durch das Netz transportierte Strommenge. Diese Informationen sind auch nach Kraftwerkstypen verfügbar (Unterscheidung zwischen verschiedenen fossilen Brennstoffen, Kernbrennstoffen usw.). Im vorliegenden Fall wurden die Daten zur stündlichen Last für feste Brennstoffe verwendet. Diese stündlichen Werte wurden dann als Proxy für die zeitliche Variation der Stromproduktion aller Kohlekraftwerke in jedem Land verwendet.

Abbildung 26 zeigt das zeitliche Profil der Kohlekraftwerke für Deutschland im Jahr 2015 auf der Grundlage dieses Datensatzes. Der Stundenfaktor beträgt im Mittel 1 und wird als Multiplikationsfaktor auf die durchschnittliche stündliche Emissionsrate angewendet. Der Faktor schwankt im Laufe des Jahres aufgrund der veränderten Betriebsweise der Anlagen und des Strombedarfs erheblich.

⁴⁹ <https://www.entsoe.eu/data/power-stats/>

Abbildung 26: Zeitlicher Verlauf der Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland im Jahr 2015



Quelle: Eigene Darstellung (TNO)

5.3 Meteorologische Daten

5.3.1 Meteorologische Eingangsdaten für das RCG-Modell

Die meteorologischen Eingangsdaten für das Chemie-Transport-Modell RCG für das Bezugsjahr 2015 wurden vom UBA für das Projekt zur Verfügung gestellt. Dabei handelt es sich um Ergebnisse des Modells TRAMPER in den Auflösungen 30 km x 30 km, 7 km x 8 km und 2 km x 2 km.

Das diagnostische Analysesystem TRAMPER⁵⁰ wurde an der FU Berlin entwickelt (Reimer & Scherer, 1992; Reimer et al., 1995; Kerschbaumer & Reimer, 2003). Das TRAMPER-System basiert, wie auch in IVU Umwelt (2017b) beschrieben, auf einer Optimalen Interpolation der verfügbaren meteorologischen Daten. Der Interpolation zugrunde gelegt wurden die meteorologischen Datensätze des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Form von Radiosonden- und Pilotmeldungen der synoptischen Aerologiestationen sowie stündliche und dreistündliche Beobachtungen von Teilen der synoptischen Beobachtungsnetze der in der World Meteorological Organisation (WMO) organisierten Wetterdienste. Die meteorologischen Felder werden auf die gewünschte Auflösung interpoliert, wobei über verschiedene Grenzschichtmodule (Massekonsistenz, Hang-, Berg- und Talwind usw.) eine Anpassung an die hoch aufgelöste Topographie und Landnutzung erfolgt.

Das angewandte Analyseverfahren besteht im Kern aus einer statistischen Interpolation (Optimale Interpolation) beobachteter und abgeleiteter Feldgrößen auf isentropen Flächen am Gitterpunkt und einem physikalischen Abgleich der Felder mittels Variationsrechnung.

Die dreidimensional analysierten Variablen sind

- ▶ Montgomery-Potenzial,
- ▶ Druck (Temperatur),
- ▶ lokale Stabilität,
- ▶ Windvektorkomponenten,
- ▶ vertikale Windscherung und
- ▶ relative Feuchte,

⁵⁰ Tropospheric Realtime Applied Procedures for Environmental Research

die auf 24 isentropen Flächen und einer Bodenfläche (Sigma-Koordinate) dargestellt werden.

Zweidimensional werden dargestellt:

- ▶ Bewölkung und Wetter aus Bodenbeobachtungen,
- ▶ Potentielle Temperatur in 2 m Höhe,
- ▶ Bodendrucktendenz (dreistündlich),
- ▶ Inversionshöhen aus Radiosonden und
- ▶ Niederschlag.

Das Schema ist als skalenabhängiges Korrekturverfahren aufgebaut und verwendet großräumige Analysen oder Vorhersagefelder als Ausgangspunkt. Der Verfahrensablauf gliedert sich auf in die Schritte:

- ▶ Analysen der Boden- und Radiosondenbeobachtungen,
- ▶ zeitliche Interpolation auf stündliche Zwischentermine und
- ▶ Berechnung der Grenzschichtvariablen.

In die Analyse sind die räumliche und zeitliche Erfassung der Temperaturinversionen und ihrer Mächtigkeit sowie die horizontale Interpolation von Niederschlag, Bedeckungsgrad, Wolkentyp usw. eingebunden. Nach der dreidimensionalen Analyse werden die Grenzschichtvariablen und, unter Berücksichtigung der beobachteten Temperaturinversionen, der tägliche Verlauf der Mischungshöhe berechnet. Die Parameter am Boden sind auf einer dem Terrain folgenden Koordinatenfläche definiert und werden auf die Modelltopographie abgestimmt.

Das Ergebnis der Analyse sind dreidimensionale Felder von Windkomponenten, Temperatur und Feuchte, zweidimensionale Felder der meteorologischen Bodenbeobachtungen und der Grenzschichtparameter einschließlich Mischungshöhen sowie eine dreidimensionale Inversionsdarstellung im gesamten Modellgebiet.

Für die kleinräumigen Analysen werden charakteristische orographische Effekte des untersuchten Gebietes in die dreidimensionale Strömung integriert, insbesondere Hangwind- und Barriereneffekte. Der generalisierte Hang- und Talwind ist abhängig von der gegebenen Überströmung, wobei Kaltluftzufuhr implizit durch die dreidimensionale Temperaturentwicklung der Beobachtungen enthalten ist. Dabei werden mit Hilfe von Strömungsadaptationsalgorithmen alle Windfelder im orographisch gegliederten Gelände angepasst. Gegenüber einem prognostisch-numerischen Modellierungsansatz hat die diagnostische Methode des TRAMPER-Systems den Vorteil, dass sie sich wesentlich auf vorhandene meteorologische Messungen stützt.

Pro Tag wurden zusammenhängend 24 Analysen ausgeführt. Die Ausgangsfelder wurden aus der großräumigen Analyse erstellt und im feinen Gitter mit den vorhandenen Daten korrigiert. Dabei wurden alle isentropen Flächen neu angepasst, um eine optimale vertikale Auflösung der Felder in dem kleinen Gebiet zu erhalten.

Die Grenzschichtgrößen wurden in stündlicher Folge berechnet, wobei die Topographie in der Bestrahlung beachtet wurde. Die Mischungshöhe wurde in diesem Zusammenhang einer speziellen Glättung unterzogen, um im Gegensatz zur sehr detaillierten Topographie und Landnutzung eine generalisierte Grenzschichthöhe zu erhalten, die kleinere Täler nicht zu stark berücksichtigt.

Das diagnostische Strömungsmodul arbeitet in zwei Schritten. Im ersten Schritt wird das mittlere Strömungsgrundfeld der Modellregion erzeugt und an das thermodynamisch und topographisch bedingte Strömungsverhalten adaptiert. Im zweiten Schritt werden Stationsmessdaten mit räumlich begrenzter Wichtung in das Grundfeld integriert und die vertikale Geschwindigkeitskomponente physikalisch adaptiert. Das endgültige Strömungsfeld wird mittels eines iterativen Verfahrens zur Massenerhaltung gezwungen.

5.3.2 Meteorologische Eingangsdaten für das LOTOS-EUROS Modell

Für die Modellierung mit dem Chemie-Transport-Modell LOTOS-EUROS wurden die meteorologischen Daten des ECMWF⁵¹ für das Jahr 2015 benutzt.

Die Tabelle 46 zeigt die verschiedenen meteorologischen Parameter, die von LOTOS-EUROS verwendet werden, einschließlich der im ECMWF-Datensatz verfügbaren Parameter. Falls erforderlich, werden die ECMWF-Daten mit Hilfe von Standardroutinen in die LOTOS-EUROS Parameter umgewandelt.

Alle dreidimensionalen Eingabeparameter haben eine zeitliche Auflösung von drei Stunden, und alle Oberflächenparameter haben eine zeitliche Auflösung von einer Stunde.

⁵¹ <https://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets/set-i>

Tabelle 46: Wesentliche meteorologische Variablen für LOTOS-EUROS und Beziehung zu den meteorologischen ECMWF Eingangsdaten

LOTOS-EUROS	ECMWF
Pressure (p)	Half-level pressure
Temperature (T)	Temperature
Windspeed (u)	Wind velocity u
Windspeed (v)	Wind velocity v
Specific humidity (q)	Specific humidity
Total cloud cover (tcc)	Total cloud cover tcc
In-cloud cover (icc)	cc
Below-cloud cover (bcc)	Cc, tcc
Overhead cloud cover (occ)	Cc, tcc
Cloud liquid water content (clwc)	Specific clwc (kg/kg)
Potential rain intensity	Total cloud cover, Cloud liquid water content, pressure
Orography (oro)	Orography
Land/Sea mask (lsm)	Land-sea mask
Soiltype (slt)	Soil type
Boundary layer height (blh)	Boundary layer height
Windspeed 10 m (v10)	Wind velocity v at 10 m
Temperature 2 m (tsurf)	Temperature 2 m
Dewpoint 2 m (dsurf). Used to calculate relative humidity at 2 m	Dewpoint temperature 2 m
Surface solar radiation downwards (ssrd)	Surface solar radiation downward
Surface latent heat flux (slhf)	Surface latent heat flux
Surface sensible heatflux (sshf)	Surface sensible heat flux
Stability	Stability → (slhf, sshf)
Total rain (rain)	Large-scale precipitation, convective precipitation
Snow depth (sd)	Snow depth
Snowfall (sf)	Snow fall
Sea surface temperature (sstk)	Sea surface temperature
Volumetric soil water layer 1-4 (swvl(1-4))	Volumetric soil water content (layer 1-4)
Air mass	Half level pressures
Air Density (dens)	Air mass → half level pressures
Hor. volume fluxes (uflux, vflux)	Windspeed u, v
Vert. volume flux (wflux)	uflux,wflux → u, v
Soil moisture index (smi(1-3))	Volumetric soil water content, soiltype, land/sea mask
Gravimetric soil water (swg)	Volumetric soil water content, land/sea mask

5.4 Bevölkerungsdaten

Vom UBA wurden für die Jahre 2010 bis 2018 Bevölkerungsdaten aus dem Informationssystem der Gesundheitsberichterstattung des Bundes⁵² als Summen für Gesamtdeutschland zur Verfügung gestellt. Diese Bevölkerungsdaten sind nach Alter und Geschlecht unterteilt, weisen jedoch keine räumliche Verteilung auf.

Für die Expositionsmodellierung sind räumlich verteilte Bevölkerungsdaten für Deutschland erforderlich. Dazu wurden Daten aus dem Zensus 2011 (Zensus, 2015) verwendet, die im Internet als gitterzellenbasierte Daten veröffentlicht werden. Diese räumlich verteilten Daten beziehen sich auf das Jahr 2011. Für die in diesem Projekt durchgeführten Auswertungen der Exposition wurden die gitterzellenbasierten Ergebnisse der „Bevölkerung im 100 Meter-Gitter“ heruntergeladen⁵³. Die im 100 Meter-Gitter bereitgestellten Einwohnerdaten wurden auf ein 1 x1 km²-Gitter aggregiert und als punktbezogener GIS-Datensatz abgelegt. Zusätzlich wurden die räumlich verteilten Bevölkerungsdaten pauschal mit Hilfe der für 2010 bis 2018 vorliegenden Summendaten aus der Gesundheitsberichterstattung des Bundes auf das im Projekt festgelegte Bezugsjahr 2015 skaliert.

5.5 Daten zur Qualitätssicherung

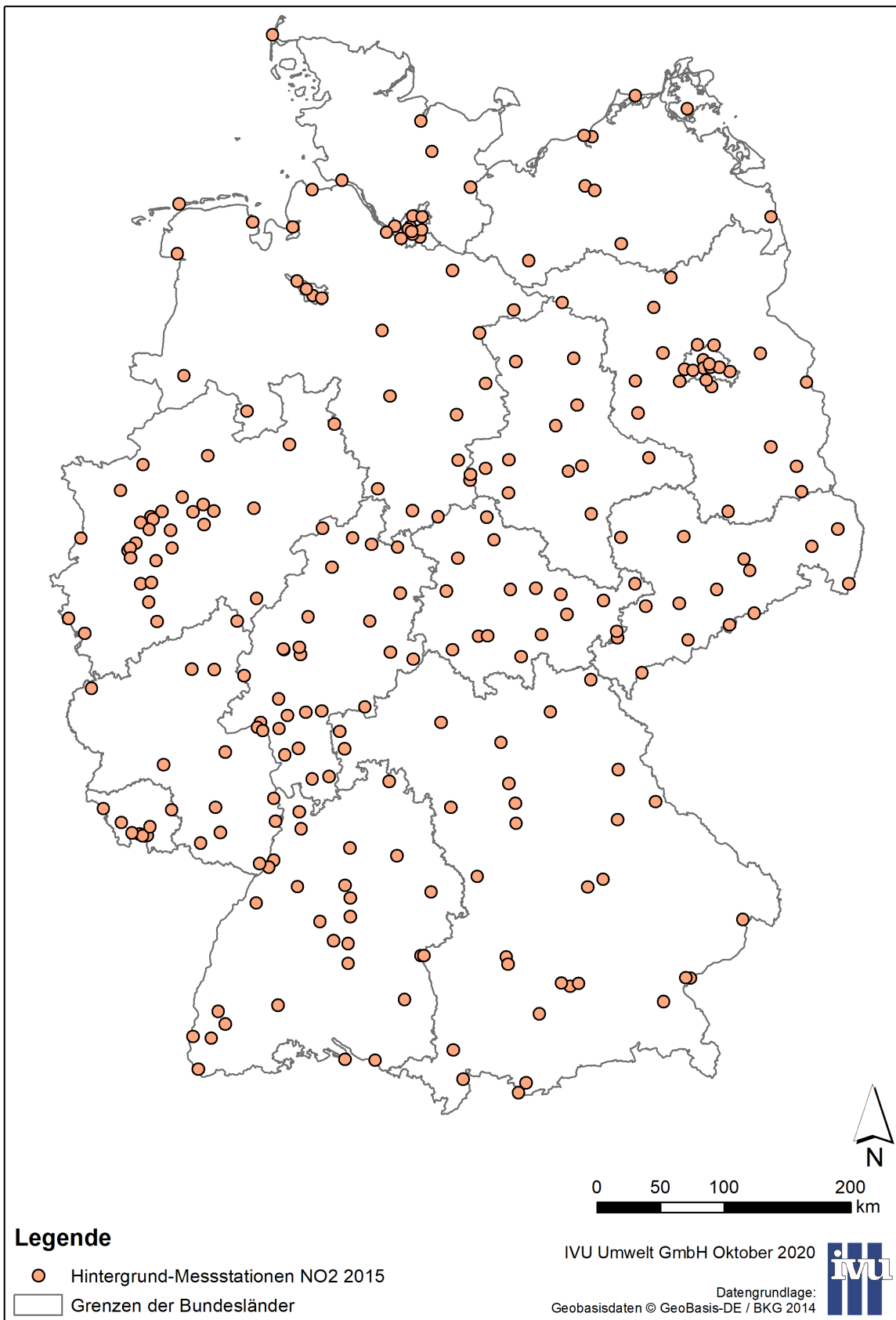
Im Rahmen des Projekts wurden zur Qualitätssicherung u. a. Vergleiche der Modellergebnisse des Basisszenarios mit Messdaten des Bezugsjahrs 2015 sowie mit bereits beim UBA vorliegenden RCG-Modellergebnissen durchgeführt.

Dazu wurden vom UBA die Messdaten der bundesdeutschen Luftqualitätsmessstationen für die im Rahmen dieses Projekts modellierten Luftschadstoffe NO₂, und PM_{2.5} als Stunden- und für PM_{2.5} auch als Tagesmittelwerte für 2015 zur Verfügung gestellt. Da der Vergleich von Modelldaten in einer räumlichen Auflösung von 2 x 2 km² mit Messdaten eine gewisse räumliche Repräsentativität derjenigen Messdaten erfordert, die für den Vergleich herangezogen werden, wurden ausschließlich ländliche, vorstädtische und städtische Hintergrund-Messstationen für den Vergleich verwendet. Insgesamt wurde im Jahr 2015 in der Bundesrepublik Deutschland an 254 Hintergrund-Messstationen NO₂ gemessen und an 98 Hintergrund-Messstationen PM_{2.5}. Abbildung 27 und Abbildung 28 zeigen die räumliche Verteilung der Hintergrund-Messstationen für die beiden Stoffe.

⁵² <http://www.gbe-bund.de>

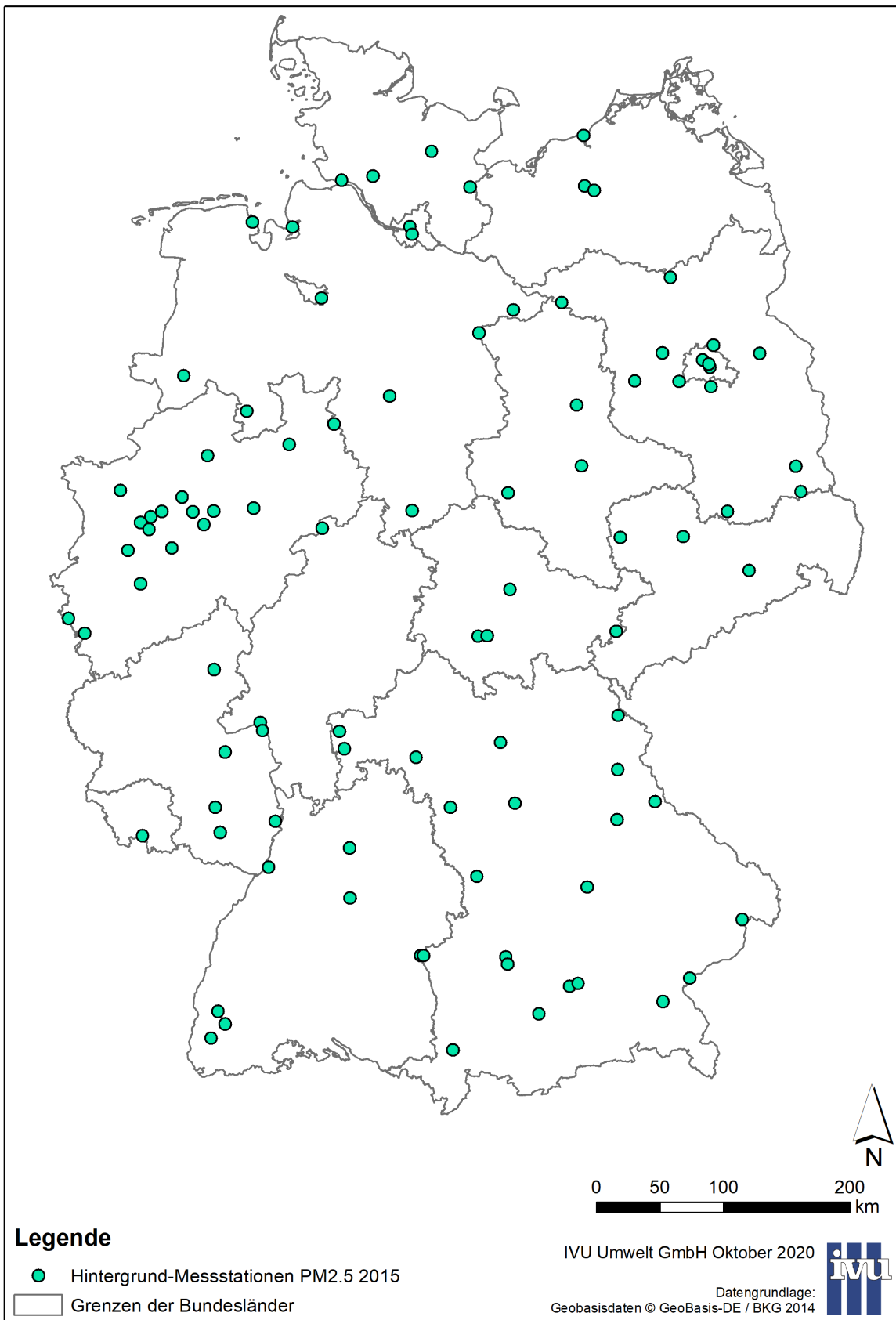
⁵³ https://www.zensus2011.de/SharedDocs/Downloads/DE/Pressemitteilung/DemografischeGrunddaten/csv_Bevoelkerung_100m_Gitter.zip?__blob=publicationFile&v=3 (Download 11.08.2020)

Abbildung 27: Verteilung der Hintergrund-Messstationen für NO₂ im Jahr 2015



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 28. Verteilung der Hintergrund-Messstationen für PM_{2.5} im Jahr 2015



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Die vom UBA für die Qualitätssicherung zur Verfügung gestellten RCG-Modellergebnisse für 2015 wurden 2017 mit der damals aktuellen RCG-Version erstellt. Grundlage der damaligen RCG-Modellierung waren die gleichen meteorologischen Eingangsdaten wie im vorliegenden Projekt (Abschnitt 5.3.1) sowie die GRETA-Emissionen für das Bezugsjahr 2015 aus der Submission 2017. Die Daten wurden vom UBA für das Nest 2 der nationalen Skala in $2 \times 2 \text{ km}^2$ räumlicher Auflösung (Abschnitt 6.3) für die gleichen Schadstoffe wie die Messdaten, d. h. für NO_2 und $\text{PM}_{2,5}$, bereitgestellt.

Für Veröffentlichungen von Ergebnissen einer CTM-Modellierung für vergangene Zeiträume werden die Modellergebnisse häufig einer Datenassimilation unterzogen, um unter Beibehaltung der in den Modellergebnissen enthaltenen Emissionsstrukturen die Differenz zwischen Messung und Modell zu verringern und zu räumlichen Darstellungen der Konzentrationsverteilung zu kommen, die dem Konzentrationsniveau der Messdaten entsprechen.

Für die in diesem Projekt vorliegende Aufgabenstellung ist eine Datenassimilation nicht sinnvoll, weil hier ausschließlich Konzentrationsdifferenzen zwischen den Modellergebnissen verschiedener Szenarien ausgewertet wurden und für Szenarien-Ergebnisse i. Allg. keine Datenassimilation möglich ist.

Das UBA hat für die oben beschriebenen RCG-Modellergebnisse 2015 eine Datenassimilation durchgeführt und die entsprechenden Ergebnisse für dieses Projekt zur Verfügung gestellt. An diesem Beispieldatensatz soll der Einfluss der Datenassimilation auf die Modellergebnisse gezeigt werden.

Als Assimilationsverfahren wird vom UBA die Optimale Interpolation (OI) nach Flemming et al. (2005) eingesetzt, ein geostatistisches Verfahren, das Modellwerte auf der Basis von Messwerten räumlich differenziert in Abhängigkeit von Struktur und Einflussbereich der Messdaten korrigiert. Ziel der Optimalen Interpolation ist es, die Modellergebnisse in Richtung der Messdaten zu adjustieren und die mittleren Feldstrukturen der gesuchten Größe in der Skala des Interpolationsrasters wiederzugeben.

6 Ausbreitungsrechnungen

6.1 Auswahl der verwendeten Modelle

Die rechnerische Bestimmung der Beiträge von bestimmten Emittentengruppen zu den NO_2 -, PM_{10} -, $\text{PM}_{2,5}$ -, Ozon- und NH_3 -Immissionen erfordert die Anwendung eines Chemie-Transport-Modells (CTM), da NO_2 und insbesondere Ozon überwiegend über chemische Prozesse in der Atmosphäre gebildet werden. Auch die Partikel-Immissionen werden nicht nur durch die direkten Emissionen verursacht, sondern zu einem großen Teil durch die sekundäre Aerosolbildung, in der aus gasförmigen Vorläuferstoffen wie NO_2 , SO_2 und NH_3 sekundäre Partikel wie Sulfate, Nitrate und Ammonium entstehen.

Für die Auswahl eines oder mehrerer geeigneter CTM für die im Rahmen dieses Projektes erforderlichen Ausbreitungsrechnungen wurde zunächst eine Übersicht in Europa gängiger CTM erstellt und hinsichtlich ihrer Modelleigenschaften überprüft. Für das Projekt war dabei von besonderer Bedeutung, dass die eingesetzten Modelle es ermöglichen, die Emissionen von Kohlekraftwerken abgegrenzt von anderen Emissionsquellen und -sektoren zu betrachten. Das ausgewählte Modell sollte insbesondere dazu geeignet sein, Kohlekraftwerke als Punktquellen zu verarbeiten und sie so zu behandeln, dass Modellläufe mit den und ohne die Emissionen einzelner oder aller Kohlekraftwerke möglich sind.

Tabelle 47 zeigt eine Auswahl relevanter Veröffentlichungen mit Übersichtscharakter aus den letzten Jahren, in denen Vergleiche in Europa angewandeter CTM durchgeführt wurden, zumeist im Rahmen europäischer länderübergreifender Projekte wie EURODELTA III (z. B. Bessagnet et al., 2016), TRANSPHORM (z. B. Prank et al., 2016) oder AQMEII3 (z. B. Solazzo et al., 2017). Zudem wurden die Modelle berücksichtigt, die im Rahmen des europäischen Copernicus-Programms vom Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) eingesetzt werden, um täglich Prognosen verschiedener Schadstoffe für

Europa für die nächsten 96 h zu erzeugen (Marécal et al., 2015). In den in Tabelle 47 aufgeführten Veröffentlichungen wurden sowohl Modelleigenschaften als auch Modellergebnisse miteinander verglichen.

Tabelle 47: Veröffentlichungen mit Übersichtscharakter zu Chemie-Transport-Modellen

Autor	Jahr	Titel
Kukkonen et al.	2012	A review of operational, regional-scale, chemical weather forecasting models in Europe
Cuvelier et al.	2013	ScaleDep: Performance of European chemistry-transport models as function of horizontal spatial resolution
Baklanov et al.	2014	Online coupled regional meteorology chemistry models in Europe: current status and prospects
Marécal et al.	2015	A regional air quality forecasting system over Europe: the MACC-II daily ensemble production
Schaap et al.	2015	Performance of European chemistry transport models as function of horizontal resolution
Bessagnet et al.	2016	Presentation of the EURODELTA III intercomparison exercise – evaluation of the chemistry transport models' performance on criteria pollutants and joint analysis with meteorology
Prank et al.	2016	Evaluation of the performance of four chemical transport models in predicting the aerosol chemical composition in Europe in 2005
Solazzo et al.	2017	Evaluation and error apportionment of an ensemble of atmospheric chemistry transport modeling systems: multivariable temporal and spatial breakdown

Aus den genannten Veröffentlichungen wurden insgesamt 22 CTM extrahiert. Diese wurden für eine Vorauswahl zunächst hinsichtlich ihrer Verfügbarkeit im Rahmen des Projekts als auch hinsichtlich des Vorhandenseins einer frei verfügbaren Dokumentation untersucht. Es verblieben insgesamt 12 CTM, die im weiteren Verlauf auf ihre Eignung für eine Anwendung im Rahmen dieses Projekts betrachtet wurden und die in Tabelle 48 aufgeführt sind.

Tabelle 48: Vorauswahl CTM zur Verwendung im Rahmen dieses Projektes

Name	Ersteller	Quelle
LOTOS-EUROS	TNO, Niederlande	Manders et al. (2016)
RCG	Dr. Rainer Stern, Berlin	Stern (2010c)
CAMx	Ramboll Environment and Health, USA	CAMx (2018)
Chimere	INERIS, Frankreich	Chimere (2017)
CMAQ	U.S. EPA, USA	CMAQ (2017)
EMEP/MSC-W	MET Norway, Norwegen	Simpson et al. (2012); Gauss et al. (2015); EMEP MSC-W (2018)
Enviro	DMI, Dänemark	Baklanov et al. (2017)
SILAM	FMI, Finnland	SILAM (2012); Sofiev et al. (2015)
WRF-Chem	NOAA, USA	WRF-Chem (2018)
EURAD/-IM ¹	Uni Köln, Deutschland	EURAD-IM: CAMS (2016)
MATCH	SMHI, Schweden	CAMS (2016), Andersson et al. (2015), Andersson et al. (2016)
MOCAGE	Meteo France, Frankreich	CAMS (2016)

¹ Bei EURAD und EURAD-IM handelt es sich um zwei unterschiedliche CTM, die am Rheinischen Institut für Umweltforschung an der Universität Köln entwickelt und betrieben werden (EURAD, 2021).

Als Grundlage für die weitere Modellauswahl wurden zunächst die technischen Eigenschaften der 12 vorausgewählten CTM zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Studie zusammengestellt, soweit sie aus der öffentlich zugänglichen Dokumentation abgeleitet oder aus Veröffentlichungen zu konkreten Modellrechnungen abgeschätzt werden konnten. Betrachtet wurden hierbei die Möglichkeiten der horizontalen und vertikalen Modellauflösung, die jeweils implementierten Verfahren zur Berücksichtigung von trockener und nasser Deposition, Gasphasen-, Wolken- und Aerosolchemie, die berücksichtigten Quellgeometrien sowie die Optionen, Szenarien zu rechnen und Verursacheranteile zu bestimmen.

Darauf basierend wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber eine Reihe von Kriterien für die Auswahl geeigneter CTM für die Anwendung im vorliegenden Projekt definiert und, soweit möglich, für die CTM aus Tabelle 48 ermittelt. Als Auswahlkriterien wurden ein weiteres Mal die Verfügbarkeit für das Projekt und das Vorhandensein einer frei verfügbaren Modelldokumentation herangezogen. Im Hinblick auf die Anforderung, dass die eingesetzten Modelle es ermöglichen sollen, die Emissionen von Kohlekraftwerken abgegrenzt von anderen Emissionsquellen und -sektoren zu betrachten, wurden die ermittelten Angaben zu Verursacheranteilen und Szenarien berücksichtigt. Es wurde recherchiert, ob das jeweilige Modell einer Modellevaluierung unterzogen wurde, entweder durch eine eigenständige Evaluierung oder durch Teilnahme an einem Modellvergleich, und, ob das jeweilige Modell bereits für Deutschland oder zumindest für Europa angewendet wurde. Im Hinblick auf die Abbildung von Kraftwerksemissionen als Punktquellen wurde die minimale bisher verwendete Gitterauflösung sowie die Fähigkeit des jeweiligen Modells, Punktquellen als Quellgeometrie zuzulassen, untersucht. Weiterhin wurde zusammengestellt, welche meteorologischen Eingangsdaten die einzelnen CTM benötigen und welche Emissionsschnittstellen vorhanden sind. Schlussendlich wurden die Aufwände für die Aufbereitung der Eingangsdaten und die Anwendung, die Rechenzeit und die Anforderungen an den Rechner, die Erfahrung der Anwender*innen (Mitarbeitende in der Projektgruppe) mit dem jeweiligen Modell sowie der Aufwand für die Einarbeitung in das jeweilige CTM abgeschätzt.

Die horizontale Gitterauflösung, mit der die 12 näher betrachteten CTM arbeiten, ist in der Regel variabel, die feinste Auflösung bewegt sich zwischen 1000 m und ca. 5000 m, für RCG liegt sie bei 500 m. Für die hier vorliegende Fragestellung der Untersuchung von Kraftwerksemissionen ist zu bedenken, dass die Emissionen von Punktquellen in Euler-Modellen, wie sie CTM darstellen, unmittelbar nach Freisetzung in der Gitterzelle verteilt werden, in der sie lokalisiert sind. Insofern ist bei der Modellierung eine Auflösung in der Größenordnung von maximal 2000 m anzustreben, um die im Moment der Freisetzung durch die Verteilung in der Gitterzelle bewirkte Verdünnung der Kraftwerksemissionen möglichst gering zu halten.

Verursacheranteile werden mit den meisten CTM mit Hilfe von Szenarienrechnungen bestimmt. Dazu wird üblicherweise ein Modelllauf mit allen zu betrachtenden Emissionsquellen durchgeführt und ein Modelllauf, für den explizit eine Quelle (z. B. der Kfz-Verkehr) ausgeschaltet wird. Der Beitrag der ausgeschalteten Quelle wird dann als die Differenz der Ergebnisse der beiden Modellläufe berechnet. Alternativ zu den Szenarienrechnungen bieten CAMx und LOTOS-EUROS für bestimmte Luftschadstoffe (PM, O₃) die Möglichkeit, die Verursacheranteile über Source Apportionment zu bestimmen. Mit CMAQ und WRF-Chem wurden Studien durchgeführt, für die eine Source-Apportionment-Technik an das CTM gekoppelt wurde (z. B. Zhang et al., 2012; Gao et al., 2016; Zhang et al., 2017). Source-Apportionment-Techniken ermöglichen es, Modellläufe mit allen zu betrachtenden Emissionen durchzuführen und im Ergebnis die Anteile bestimmter vorgegebener Vorläufersubstanzen, Quellgruppen oder Quellbereiche zu identifizieren. Die mit Hilfe von Szenarienrechnungen bestimmten Verursacheranteile beschreiben demnach, um wieviel das Konzentrationsniveau sinkt, wenn die zu untersuchende Quelle ausgeschaltet wird, während die mit Hilfe von Source Apportionment bestimmten Verursacheranteile angeben, wieviel die zu untersuchende Quelle im laufenden Betrieb zum Konzentrationsniveau beiträgt. Die Ergebnisse beider Varianten (Szenarienrechnung und Source Apportionment) sind auf Grund der Nichtlinearität der berücksichtigten chemischen Prozesse nur dann vergleichbar groß, wenn der Anteil der zu untersuchenden Quelle an den Gesamt-Emissionen klein ist, weil nur dann alle Berechnungen im gleichen chemischen Regime stattfinden. Andernfalls können die beiden Verfahren unterschiedliche Verursacheranteile liefern.

Auf Basis der oben genannten Auswahlkriterien wurden EMEP/MSC_W, Enviro, EURAD/-IM, MATCH und MOCAGE grundsätzlich als nicht geeignet für die Anwendung im vorliegenden Projekt angesehen, weil eine explizite Definition der Kraftwerksemissionen als Punktquellen zumindest nach den im Rahmen der Recherche erlangten Informationen nicht möglich ist bzw. deren Verwendbarkeit nicht geklärt werden konnte. Für EURAD/-IM, MATCH und MOCAGE ist zudem die Verfügbarkeit für das Projekt nicht geklärt. Für SILAM wird als untere Grenze der horizontalen Gitterauflösung ca. 3000 m angegeben, was für die explizite Betrachtung von Punktquellen wie oben diskutiert möglicherweise zu grob ist. In der engeren Auswahl grundsätzlich für die vorliegende Aufgabenstellung geeigneter CTM waren damit CAMx, Chimere, CMAQ, LOTOS-EUROS, RCG und WRF-Chem.

In Anbetracht der Erfahrung der Auftragnehmer mit den Modellen LOTOS-EUROS und RCG und der für diese Modelle bereits vorhandenen Schnittstellen zu den GRETA-Emissionsdatensätzen des UBA (Abschnitt 5.1.1.1) wurden diese beiden Modelle im weiteren Projektverlauf verwendet. Dabei wurde RCG (Abschnitt 6.2.1) für die Bestimmung der Verursacheranteile der Kohlekraftwerke an der durch alle (bekannten) Emissionsquellen hervorgerufenen Luftschadstoffbelastung, der sogenannten Gesamtbelastung, sowohl für das Basisszenario als auch für die anderen fünf hier betrachteten Szenarien eingesetzt. Die Verursacheranteile der Kohlekraftwerke wurden dabei über separate CTM-Rechenläufe mit allen (bekannten) Emissionen im Vergleich mit CTM-Rechenläufen ohne die Emissionen der im jeweiligen Szenario betrachteten Kohlekraftwerke ermittelt. Mit LOTOS-EUROS (Abschnitt 6.2.2) wurden vergleichende Berechnungen für das Basisszenario durchgeführt, wobei die Verursacheranteile der Kohlekraftwerke hier über eine Source Apportionment-Technik, die sogenannte Labelling-Methode, bestimmt wurden.

6.2 Beschreibung der verwendeten Modelle

6.2.1 RCG

REM-CALGRID (RCG) ist ein Chemie-Transport-Modell, das an der FU Berlin entwickelt wurde (Stern, 2003, 2006a, 2010c; Stern et al., 2008). Mit dem RCG-Modell lassen sich die Ursachen für Luftbelastungen analysieren und die Beiträge von unterschiedlichen Emittenten zur Luftqualität bestimmen. Die Anwendung von sogenannten genesteten Feldern erlaubt es, je nach Fragestellung und Gebietsgröße, unterschiedlich hohe räumliche Auflösungen abzubilden.

Wie auch in IVU Umwelt (2020) beschrieben, wurde das RCG-Modell in den letzten Jahren vielfach auf Bundes- und Länderebene im Rahmen der Erstellung von Luftreinhalteplänen und der Berechnung von Hintergrundkonzentrationen (z. B. IVU Umwelt, 2006, 2009, 2011, 2012a, 2012b, 2014, 2016, 2017a, 2017b, 2020), der Maßnahmenanalyse oder zur Analyse grenzüberschreitender Stofftransporte (Stern, 2006b, 2010a, 2010b) eingesetzt, und es ist das Ausbreitungsmodell im vom Umweltbundesamt beauftragten PAREST-Projekt zur Entwicklung von Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung (Bultjes et al., 2012; Stern, 2013) und dem Nachfolgeprojekt „Luftqualität 2020/2030“ (UBA, 2014). Das Modell wird auch vom Umweltbundesamt selbst zur Berechnung von Immissionsbelastungen in Deutschland eingesetzt (z. B. Dauert & Kessinger, 2019 und Nordmann et al., 2020).

Das RCG-Modell berechnet die Konzentration von Stoffen an einem oder mehreren Orten in Abhängigkeit von der Emission, von physikalischen und chemischen Prozessen während des Transportvorgangs in der Atmosphäre sowie von meteorologischen und topographischen Einflüssen. Dazu wird der relevante Ausbreitungsraum, der ganz Europa oder auch nur eine Stadt oder ein Emittentengebiet umfassen kann, mit einem dreidimensionalen Gitter überspannt, in dessen Gitterzellen die Berechnung der Konzentrationen erfolgt. Das RCG-Modell betrachtet alle in den EU-Richtlinien für Luftqualität festgelegten Schadstoffe, wie z. B. Feinstaub, Stickstoffoxide oder Ozon. Die Berechnung der Konzentrationen erfolgt auf Stundenbasis für das ganze Jahr.

Zur Behandlung der chemischen Reaktionen in der Gasphase wird der Carbon Bond-IV-Mechanismus (CBM-IV) benutzt. Dieser Mechanismus ist ein so genannter „lumped-structure“-Mechanismus, bei dem die Kohlenwasserstoffe in symbolische Gruppen entsprechend den Bindungseigenschaften der C-Atome aufgeteilt werden (Gery et al., 1989). Der Mechanismus enthält die von Carter (1996) entwickelte 1-Produkt-Isopren-Chemie. Der CBM-IV-Mechanismus im RCG-Modell entspricht der im CMAQ-Modellsystem der U.S. EPA verwendeten Form (Gipson & Young, 1999).

Der photochemische Gasphasenmechanismus enthält auch die Gasphasenoxidation des Schwefeldioxids zu Schwefelsäure und eine einfache Parametrisierung der Nassphasenoxidation unter Berücksichtigung der O_3 - und H_2O_2 -Reaktionen in der Nassphase (Beekmann et al., 2007).

Die Aerosolbehandlung in RCG wird relativ einfach gehandhabt, um den Charakter eines operationell einsetzbaren Langfristmodells nicht zu verlieren. Das RCG-Modell unterscheidet folgende Partikelarten im Größenbereich kleiner $10\ \mu\text{m}$:

- ▶ primär emittierte anthropogene und natürliche Partikel (organisch und anorganisch) sowie
- ▶ über physikalische und chemische Prozesse aus anthropogenen und natürlichen Vorläuferstoffen sekundär gebildete organische und anorganische Partikel.

Ein anorganisches Aerosolmodul (ISORROPIA; Nenes et al., 1999) behandelt die thermodynamischen Gleichgewichtsreaktionen der Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumaerosolkomponenten (SO_4 , NO_3 , NH_4) sowie von Na und Cl in Abhängigkeit von Temperatur, Feuchte und den Gasphasenkonzentrationen von Salpetersäure, Schwefelsäure und Ammoniak. Die anorganischen Aerosole werden unter dem Begriff SIA (Secondary Inorganic Aerosols) zusammengefasst. Ein organisches Modul SORGAM (Secondary

Organic Aerosol Model) (Schell et al., 2001) liefert die Konzentrationen der organischen Aerosole, die unter dem Begriff SOA (Secondary Organic Aerosols) zusammengefasst werden. Damit setzt sich PM₁₀ wie folgt zusammen:

$$PM_{10} = PM_{25} + PMCO + SIA + SOA + Na + Cl$$

PM₂₅ und PMCO bezeichnen die primär emittierten Aerosole im Größenbereich < 2.5 µm bzw. im Größenbereich > 2.5 µm und < 10 µm, SIA und SOA die Summe der anorganischen bzw. organischen Aerosole. Na und Cl sind die betrachteten Seesalzkomponenten. Dynamische Prozesse, die zur Größenänderung von Aerosolen beitragen, wie die Koagulation und die Kondensation, werden nicht betrachtet. Alle PM₁₀-Komponenten werden transportiert und unterliegen der nassen und trockenen Deposition.

Das RCG-Modell enthält ein detailliertes Modul zur Berechnung der Entfernung von Stoffen aus der Atmosphäre durch trockene Deposition. Die trockene Ablagerung von Gasen und Partikeln erfolgt durch Transport aus der atmosphärischen Grenzschicht zur Oberfläche, wo die Stoffe aufgenommen werden. Die Entfernung der Luftbeimengungen aus der Atmosphäre wird, analog zum Stromfluss, durch einen elektrischen Schaltkreis über Widerstandsgesetze beschrieben. Der Transport von Gasen durch die bodennahe Atmosphäre zu einer Oberfläche wird danach durch einen „atmosphärischen Widerstand“ und einen „Oberflächenwiderstand“ bestimmt. Der atmosphärische Widerstand setzt sich zusammen aus dem turbulenten Widerstand, der vom Turbulenzzustand der bodennahen Atmosphäre abhängt, und dem quasi-laminaren oder viskosen Widerstand, der eine Funktion des Zustandes der Oberfläche und der molekularen Diffusivität der Luftbeimengung ist. Der Oberflächenwiderstand charakterisiert den Transfer durch die Oberfläche von Pflanzen, Böden oder Wasser und wird durch Größen wie dem Öffnungszustand der Stomata, Reifegrad der Pflanzen und der Feuchtigkeit der Unterlage gekennzeichnet.

Die komplexen physikalischen Prozesse innerhalb („in-cloud-scavenging“) und unterhalb („below-cloud-scavenging“) von Wolken, die zur nassen Deposition führen, werden mit Hilfe einfacher Auswaschkoeffizienten parametrisiert. „In-cloud-scavenging“ umfasst alle innerhalb einer Wolke ablaufenden Prozesse, wie Tröpfchenbildung durch Anlagerung von Wasser an Aerosolen und die Aufnahme von Spurenstoffen in Wolkentropfen. Die Effektivität der Spurenstoffaufnahme in Tropfen wird durch die Löslichkeit der Gase in Wasser sowie durch den pH-Wert und die chemische Zusammensetzung des Tropfens bestimmt. Die mögliche Dissoziation der Spurenstoffe und chemische Reaktionen in der Nassphase tragen zur weiteren Komplexität bei. Mit „below-cloud-scavenging“ wird das Einfangen von Spurenstoffen durch fallende Hydrometeore unterhalb einer Wolke bezeichnet. Die Wirksamkeit dieses Prozesses wird im Wesentlichen bestimmt durch die Intensität des Niederschlags und die Größenverteilung der Regentropfen. Die gesamte mit dem Niederschlag am Boden deponierte Spurenstoffmenge setzt sich aus den Beiträgen dieser beiden Prozesse zusammen. Mit der Definition von Auswaschkoeffizienten werden alle zur nassen Deposition beitragenden Effekte in einer aus Messungen oder theoretischen Überlegungen abgeleiteten Größe zusammengefasst (Seinfeld & Pandis, 1998). Die im RCG-Modell verwendeten Auswaschkoeffizienten werden für Gase in Abhängigkeit von der Löslichkeit des Gases berechnet. Die dazu verwendeten Henry-Konstanten berücksichtigen, unter der Annahme eines konstanten pH-Wertes von 5, das Säure/Basengleichgewicht (effektive Henry-Konstante). Zusätzlich wird die Temperaturabhängigkeit der Henry-Konstante berücksichtigt.

B[a]P wird im Modell als inerter Stoff betrachtet und lediglich emittiert, transportiert und deponiert.

Emissionen der Stoffgruppen SO_x, NO_x, CO, NH₃, PM₁₀, PM_{2.5} und VOC, sowie ggf. B[a]P, müssen dem Modell in Form von Punkt- oder Flächenquellen vorgegeben werden. Für die Punktquellen wird aus den Kenndaten der Quelle und lokalen meteorologischen Größen eine effektive Schornsteinhöhe bestimmt. Die Übergabe der Emissionen erfolgt dann in die dazugehörige Modellschicht. Flächen- und Punktquellen werden im Modell als Volumenquellen behandelt, d. h. die Emissionen verteilen sich unmitttelbar in der betreffenden Gitterzelle.

Das Modell verarbeitet jahresspezifische Emissionsdaten für alle benötigten Spezies unterteilt nach Verursachergruppen. Für jede Verursachergruppe werden im Modell, ausgehend von den Jahreswerten, stündliche Emissionen abgeleitet. Die dazu verwendeten Monats-, Wochentag- und Stundenfaktoren berücksichtigen die Zeit- und Temperaturabhängigkeit der Emissionen der einzelnen Verursachergruppen.

Bei den Kohlenwasserstoffen verlangt das Modell die Gesamtemissionen für die definierten Verursachergruppen und ein zu jeder Verursachergruppe gehöriges Kohlenwasserstoffprofil, das die prozentualen Anteile der spezifischen Kohlenwasserstoffe an der Gesamtemission der Verursachergruppe angibt. Jeder Kohlenwasserstoff wird dann den entsprechenden Klassen des verwendeten chemischen Mechanismus (CBM-IV) zugeordnet. Biogene VOC- und NO_x-Emissionen, Seesalzemissionen sowie die Aufwirbelung von Staub aus naturbelassenen Böden werden stündlich modellintern auf Basis von Landnutzungsdaten, meteorologischen Daten und entsprechenden Emissionsfaktoren berechnet.

6.2.2 LOTOS-EUROS

LOTOS-EUROS ist ein Open-Source 3D-Chemie-Transport-Modell, das die Prozesse der Emission, Konzentration und Deposition chemischer Stoffe in der unteren Troposphäre simuliert. Das Modell wurde am TNO in Zusammenarbeit mit Partnern wie RIVM und der Freien Universität Berlin entwickelt. Das Modell wird breit eingesetzt, sowohl in wissenschaftlichen Forschungsarbeiten als auch für regulatorische Beurteilungen, zum Beispiel für Prognosen der Luftqualität oder Szenario-Rechnungen in Klimastudien. Das Modell ist Teil des regionalen Ensembles Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS), das operative Prognosen und Analysen für ganz Europa liefert. In diesem Zusammenhang wird das Modell regelmäßig aktualisiert und validiert, indem Daten aus Boden- und Satellitenbeobachtungen verwendet werden. Für eine detaillierte Beschreibung des LOTOS-EUROS-Modells, seine Historie und Anwendungen verweisen wir auf Manders et al. (2017) und darin angegebene Referenzen.

Das LOTOS-EUROS-Modell simuliert Luftschadstoffkonzentrationen in der Troposphäre auf einem regelmäßigen Euler-Gitter mit variabler Auflösung über Europa. Das ursprüngliche vertikale Gitter basiert auf geländefolgenden Koordinaten und erstreckt sich in dieser Anwendung bis zu 5 km über dem Meeresspiegel. Das Modell verwendet dynamische Grenzschichthöhen zur Bestimmung der vertikalen Struktur, d. h., die vertikalen Schichten variieren in Raum und Zeit. Diese Struktur macht das Modell weniger rechenintensiv und ist ein realistischer Ansatz für eine horizontale Auflösung im Bereich 5-25 km. Eine relativ neue Entwicklung ist, dass das Modell auch auf den vertikalen Schichten der antreibenden Meteorologie gerechnet werden kann. Das erlaubt eine bessere Darstellung des vertikalen Austauschs von Stoffen, was vor allem wichtig ist, wenn eine höhere horizontale Auflösung gewünscht ist (2-5 km).

Das Modell ist von mittlerer Komplexität in dem Sinne, dass die Prozessbeschreibungen optimiert sind auf die Rechenanforderungen. Dadurch können die Inhalte der Emission, Konzentration und Deposition mit einer stündlichen Frequenz über mehrere Jahre in akzeptabler Rechenzeit berechnet werden. In dem Euler-Gitter werden die Konzentrationsänderungen durch Advektion, vertikale Durchmischung, chemische Umwandlung, physikalische Aerosol-Prozesse und Abreicherung durch nasse und trockene Deposition berechnet. Die Prozessbeschreibung erfordert Informationen über die anthropogenen Emissionen, die Flächennutzung und die meteorologischen Bedingungen. Die Ergebnisse des Modells werden in Ausgabedateien gespeichert, welche die modellierten Konzentrationen und Depositionsflüsse enthalten.

Die Chemie der Gase wird mit dem modifizierten CMB-IV Schema beschrieben, für sekundäres anorganisches Aerosol wird ISORROPIA II verwendet. Trockene Depositionsflüsse für Gase werden nach dem Widerstandsansatz berechnet, der im Modul DEPAC (DEPosition of Acidifying Compounds) (Van Zanten et al., 2010) implementiert ist. Darüber hinaus ist im Trockendepositionsmodul ein Kompensationspunktansatz für Ammoniak enthalten (Wichink Kruit et al., 2012). Für Partikeldeposition wird das

Schema von Zhang (Zhang, 2001) verwendet. Das Nassdepositionsmodul berücksichtigt die Sättigung der Wassertröpfchen (Banzhaf et al., 2012). Die horizontale Advektion von Schadstoffen wird nach einem monotonen Advektionsschema berechnet (Walcek, 2000).

Die LOTOS-EUROS-Rechenläufe werden mit meteorologischen Daten vom ECMWF-Modell (European Centre for Medium-range Weather Forecasts, Abschnitt 5.3.2) durchgeführt.

Kennzeichnung (Source Apportionment)

Im Rahmen des FP7-Projekts EnerGEO (EnerGEO, 2013) hat TNO ein System zur Verfolgung der Auswirkungen von Emissionskategorien innerhalb einer LOTOS-EUROS-Simulation basierend auf einer Kennzeichnungstechnik entwickelt (Kranenburg et al., 2013). Neben den Spezieskonzentrationen werden die Beiträge der vordefinierten Quellkategorien berechnet. Die Kennzeichnungsroutine wird sowohl für primäre, inerte Aerosol-Tracer als auch für chemisch aktive Tracer mit einem C-, N- (reduziert und oxidiert) oder S-Atom durchgeführt, da diese konserviert und rückverfolgbar sind. Das Quellzuordnungsmodul für LOTOS-EUROS bietet eine Quellzuordnung, die für die aktuellen atmosphärischen Bedingungen gültig ist, da alle chemischen Umwandlungen bei gleichen Konzentrationen von Oxidanten erfolgen. Zu Einzelheiten und Validierung dieses Quellzuordnungsmoduls verweisen wir auf (Kranenburg et al., 2013). Die Technik der Quellzuordnung wurde bisher zur Untersuchung der Herkunft von PM (Episoden) (Hendriks et al., 2016; Timmermans et al., 2017) und Stickstoffdioxid (Schaap et al., 2013) genutzt.

6.3 Modellgebiete

Die Anwendung der beiden CTM-Modelle RCG und LOTOS-EUROS erfolgte genestet in den drei Skalen:

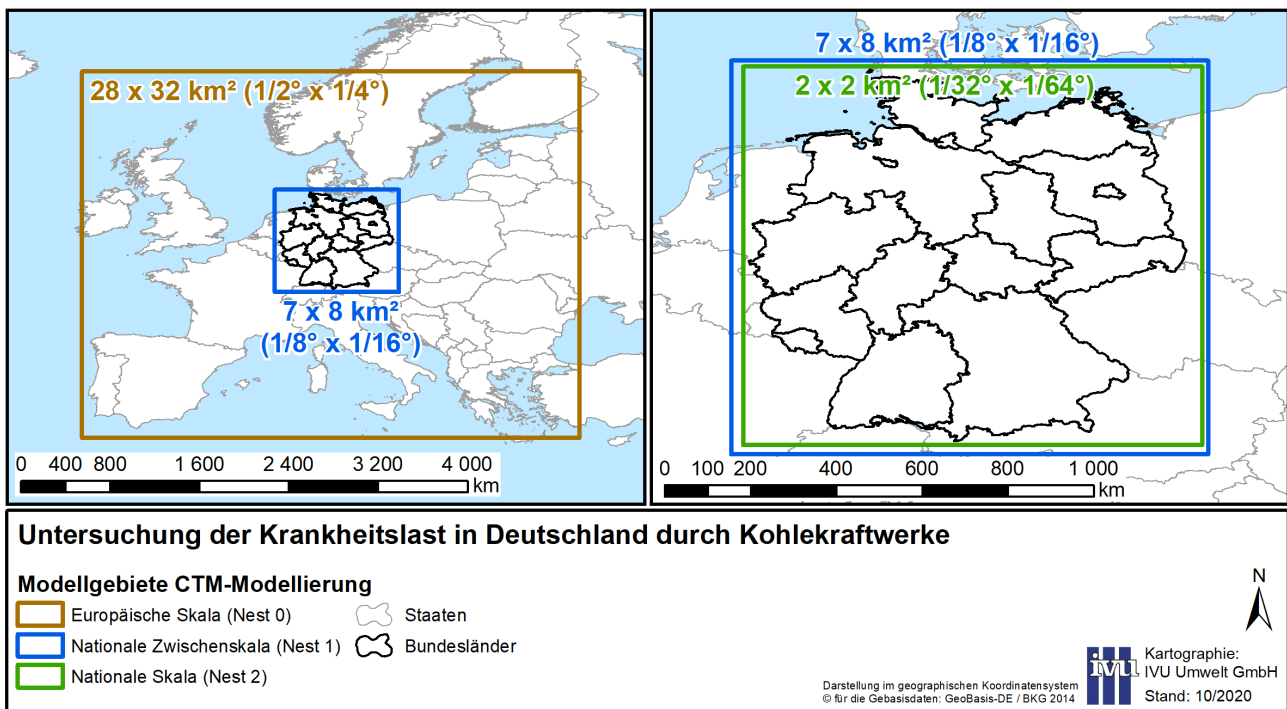
- ▶ europäische Skala in einer Auflösung von circa 28 x 32 km² (Modellgebiet Nest 0),
- ▶ nationale Zwischenskala in einer Auflösung von circa 7 x 8 km² (Deutschland und Randgebiete angrenzender Staaten, Modellgebiet Nest 1),
- ▶ nationale Skala in einer Auflösung von circa 2 x 2 km² (Deutschland und Randgebiete angrenzender Staaten, Modellgebiet Nest 2)

Die europaweite Rechnung liefert dabei die Hintergrundkonzentrationen für die nationale Zwischenskala mit circa 7 x 8 km² Auflösung (Nest 1) und diese wiederum die Hintergrundkonzentrationen für die nationale Skala mit 2 x 2 km² Auflösung (Nest 2) („one-way-nesting“). Die Zwischenstufe der nationalen Skala mit grober Auflösung (Nest 1) wurde eingeführt, um die über die Grenzen des eigentlichen CTM-Untersuchungsgebiets (Nest 2) einströmenden Stoffmassen in höherer Auflösung als der von Nest 0 berücksichtigen zu können. Die Gitter des jeweils untergeordneten Nestes sind dabei in das Gitter des jeweils übergeordneten Nestes eingepasst, um eine direkte Übergabe der Randbedingungen zu ermöglichen. Dies ist nur in einem geographischen Koordinatensystem möglich, da die großräumigen Datenbasen und damit alle überregionalen Rechnungen nur in solch einem System vorliegen.

Um den Vergleich der Modellergebnisse zu vereinfachen, wurden RCG und LOTOS-EUROS auf die identischen Modellgitter angewendet. Für die europaweite Rechnung wurden die beiden CTM-Modelle auf das in Abbildung 29 links in braun dargestellte Modellgebiet angewendet. Die horizontale Gitterauflösung beträgt im geographischen Koordinatensystem 0.5° Länge und 0.25° Breite (circa 28 x 32 km²). Die Rechnung für Deutschland und Teilgebiete der umliegenden Staaten in der nationalen Zwischenskala (Nest 1, blau dargestellt) erfolgte mit einer Auflösung von 0.125° Länge und 0.0625° Breite (7 x 8 km²). Nest 1 dient lediglich dazu, den Sprung in der Gitterauflösung von Nest 0 zu Nest 2 zu verkleinern und ist daher nur geringfügig größer als Nest 2. Nest 2 umfasst demnach wie Nest 1 Deutschland und Teilgebiete der umliegenden Staaten. Dieses Gebiet wurde so gewählt, dass alle relevanten Emissionsgebiete im Umfeld von Deutschland und damit der Transport nach Deutschland in dieser Auflösung gerechnet werden können. Die Berechnungen im Nest 2 für Deutschland erfolgten dann im geographischen Koordinatensystem für Gitterzellen mit 1/32° Länge und 1/64° Breite (circa

2 x 2 km²). Diese Auflösung führt zu einem das Land umfassenden Gitter mit 308x 508, also etwa 156'000, Gitterzellen pro Modellschicht. Das Nest 2 ist das eigentliche Untersuchungsgebiet. Es ist in Abbildung 29 rechts in grün dargestellt. Die genauen Maße der Modellgebiete sind in Tabelle 49 zusammengestellt.

Abbildung 29: Modellgebiete für die CTM-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Tabelle 49: Modellgebiete für die CTM-Modellierung

Gebiet	Ausdehnung	Auflösung
Nest 0: Europa	10° W bis 30° O 35.25° N bis 64.75° N	0.5° Länge, ca. 28 km 0.25° Breite, ca. 32 km
Nest 1: Deutschland und Teile umliegender Staaten in grober Auflösung	5.5° O bis 15.5° O 47° N bis 55.25° N	0.125° Länge, ca. 7 km 0.0625° Breite, ca. 8 km
Nest 2: Deutschland und Teile umliegender Staaten in feiner Auflösung	5.75° O bis 15.375° O 47.1875° N bis 55.125° N	0.03125° Länge, ca. 2 km 0.015625° Breite, ca. 2 km

In vertikaler Richtung wurden die RCG-Modellrechnungen mit einem terrainfolgenden Gitter mit zeitlich konstanten Schichtgrenzen aufgesetzt. Es wurden insgesamt acht Schichten definiert mit folgenden Schichtgrenzen (Angaben in Meter über dem Gelände):

0 m – 25 m – 100 m – 300 m – 800 m – 1'600 m – 2'400 m – 3'200 m – 4'000 m.

Nest 0 der RCG-Modellrechnungen deckt dabei alle acht Schichten ab, Nest 1 deckt die unteren sieben und Nest 2 die unteren sechs Schichten ab. Auf diese Weise werden die Randbedingungen an der Oberkante des jeweiligen Nests vom übergeordneten Nest übernommen.

In LOTOS-EUROS wurden für die vertikale Struktur 12 Schichten mit unterschiedlichen Schichtdicken verwendet. Für diese Schichtung wurde ein Hybridsystem angesetzt, in dem die Schichtdicken über

Deutschland in der Zeit nahezu konstant sind. Die erste, untere Schicht hat eine Dicke von etwa 20 m. Von der Erdoberfläche bis zu der Oberkante des Modellgebiets in etwa 10 km Höhe steigt die Schichtdicke an bis auf etwa 2000 m für die 12. Schicht.

Für die Auswertungen der Modellergebnisse im Rahmen dieses Projekts wurden jeweils die für die unterste Modellschicht berechneten Konzentrationen verwendet.

6.4 Gesamtbelastung im Basisszenario: Modellierung mittels RCG

6.4.1 Aufbereitung der Emissionen

Die in Abschnitt 5.1.1.3, Abschnitt 5.1.2 und Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Emissionsdaten wurden für die CTM-Modellierung aufbereitet und zusammengeführt. Es wurden folgende Datensätze verwendet:

- ▶ Europa außerhalb Deutschlands: CAMS-REG v2.2.1
- ▶ Deutschland: GRETA (ohne Kohlekraftwerke), BUBE (Kohlekraftwerke), internationale Schifffahrtsemissionen in $1 \times 1 \text{ km}^2$ horizontaler Gitterauflösung auf Basis TNO-MACC_III

Die Emissionen wurden in zwei unterschiedlichen Auflösungen aufbereitet, zum einen in $7 \times 8 \text{ km}^2$ horizontaler Gitterauflösung und zum anderen in $1 \times 1 \text{ km}^2$ horizontaler Gitterauflösung. Das gröbere der beiden Raster mit Emissionsdaten wurde für die Ausbreitungsrechnungen in den Nestern 0 und 1 (Abschnitt 6.3) verwendet, das feinere für die Ausbreitungsrechnungen im Nest 2. Die Aggregation von feiner gerasterten Emissionsdaten auf ein ggf. gröber gerastertes Rechengitter wie hier vom $7 \times 8 \text{ km}^2$ -Emissionsraster auf das Nest 0 oder vom $1 \times 1 \text{ km}^2$ -Emissionsraster auf das Nest 2 erfolgt jeweils direkt im CTM.

Die CAMS-REG v2.2.1-Daten wurden von der TNO direkt in passender $7 \times 8 \text{ km}^2$ Gitterauflösung erzeugt und zur Verfügung gestellt, so dass diese Daten direkt für das gröbere Emissionsraster verwendet werden konnten. Aus den CAMS-REG v2.2.1-Daten wurden die Emissionen für Deutschland entfernt und durch die GRETA-Daten ersetzt, ergänzt durch die BUBE-Daten für das Basisszenario 2015 und die Daten zur internationalen Schifffahrt auf dem Nord-Ostsee-Kanal und der Elbe.

Für das feinere Raster wurden die CAMS-REG v2.2.1-Daten außerhalb von Deutschland auf die Gitterauflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ verfeinert, wobei innerhalb jeder Ursprungsgitterzelle eine Gleichverteilung der Emissionen angenommen werden musste. In Ursprungsgitterzellen, die von einer Landesgrenze geschnitten werden, wurden die Emissionen der betroffenen Länder bei der Verteilung auf die feineren Gitterzellen auf die Gitterzellen des jeweiligen Landes beschränkt.

In Tabelle 50 und Tabelle 51 sind die sich für die RCG-Modellierung des Basisszenarios 2015 ergebenden Emissionssummen für die im Rahmen des Projekts betrachteten Stoffe NO_x und $\text{PM}_{2,5}$ sowie die für die sekundäre Partikelbildung relevante Vorläufersubstanz SO_2 aufgeführt, zum einen in Tabelle 50 für das gesamte Nest 2 unterteilt nach Ländern und zum anderen in Tabelle 51 für Deutschland unterteilt nach SNAP-Kategorien gemäß Tabelle 42. In Tabelle 51 wurden die Emissionen aus SNAP 1, d. h. aus der Verbrennung bei der Energieerzeugung und -umwandlung, getrennt nach Kohlekraftwerken (KK) und Nicht-Kohlekraftwerken (ohne KK) dargestellt. Die Emissionen der Kohlekraftwerke entsprechen dabei den auf das Bezugsjahr 2015 skalierten Emissionen aus BUBE für das Basisszenario 2015 gemäß Tabelle 41. Des Weiteren ist in der letzten Zeile der Tabelle 51 der Anteil der Kohlekraftwerksemissionen des Basisszenarios an den Gesamt-Emissionen in Deutschland in der RCG-Modellierung für das Bezugsjahr 2015 angegeben. Demnach erzeugen die Kohlekraftwerke im Basisszenario 2015 vor allem für die Luftschadstoffe NO_x und SO_2 relevante Anteile an den Gesamt-Emissionen in Deutschland, das sind knapp 13 % bei NO_x und knapp 38 % bei SO_2 .

Tabelle 50: Summe der Emissionen aller in der Modellierung berücksichtigten Quellgruppen im Basisszenario 2015 im Nest 2 nach Ländern (in Tonnen/Jahr)

Land	NO _x	PM _{2.5}	SO ₂
AUT	67'292	7'929	9'172
BEL	9'803	1'799	941
CHE	27'159	3'510	2'564
CZE	90'417	13'042	75'851
DEU	1'384'552	105'417	339'201
DNK	6'575	2'096	754
FRA	83'932	15'338	16'143
LUX	12'082	1'862	1'232
NLD	68'069	4'232	3'861
POL	36'616	6'566	37'551
SHP	110'790	4'607	27'616
Summe	1'897'288	166'398	514'885

AUT: Österreich; BEL: Belgien; CHE: Schweiz; CZE: Tschechische Republik; DEU: Deutschland; DNK: Dänemark; FRA: Frankreich; LUX: Luxemburg; NLD: Niederlande; POL: Polen; SHP: Internationale Schifffahrt

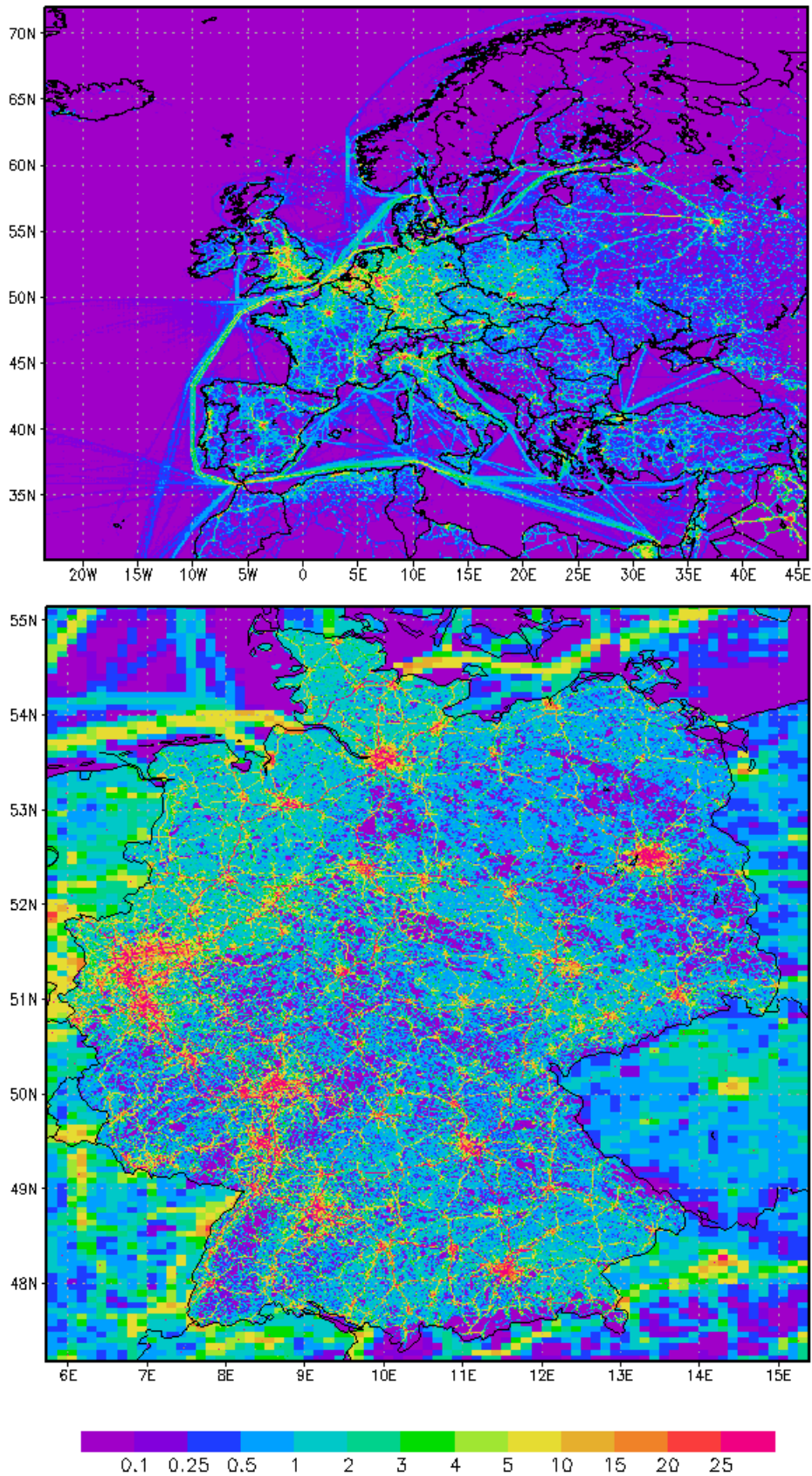
Tabelle 51: Emissionen im Basisszenario 2015 in Deutschland nach Quellgruppen (in Tonnen/Jahr)

SNAP	NO _x	PM _{2.5}	SO ₂
1 ohne KK	126'584	4'040	77'158
1 KK	176'096	2'416	127'753
2	83'731	22'248	20'263
3	73'894	2'284	37'426
4	86'816	9'547	73'429
5	16	668	1
6	463	19'130	138
7.1-7.5	591'068	22'304	844
8.1-8.3	111'689	11'594	1'024
9	1'214	6'534	1'165
10	132'981	4'651	0
Summe	1'384'552	105'417	339'201
Anteil KK an Gesamt-EM	12.7 %	2.3 %	37.7 %

KK: Kohlekraftwerke

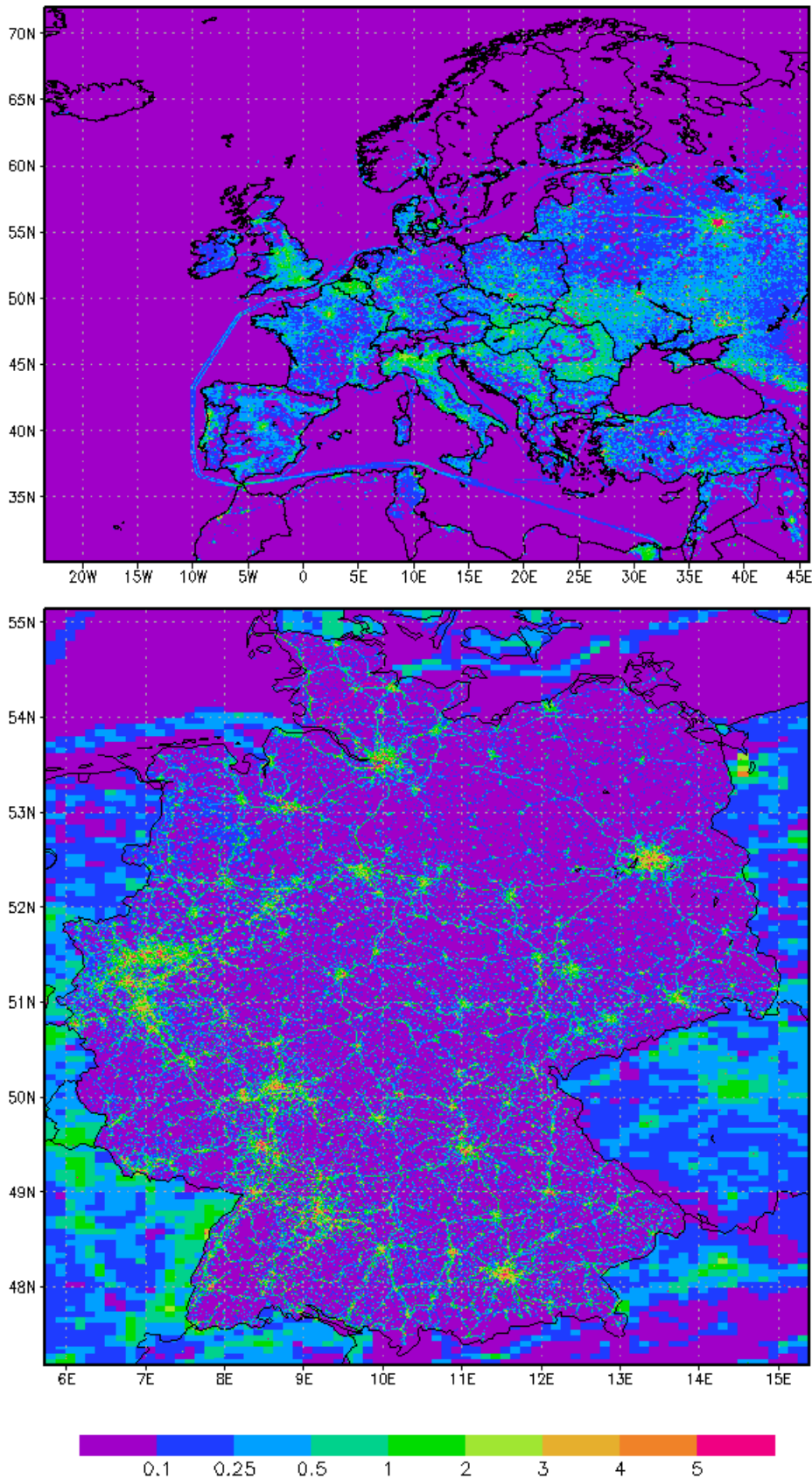
Abbildung 30 und Abbildung 31 zeigen die Verteilung der Emissionen für die RCG-Modellierung des Basisszenarios 2015 im groben und im feinen Raster beispielhaft für die Stoffe NO_x (Abbildung 30) und $\text{PM}_{2.5}$ (Abbildung 31). Bei NO_x sind deutlich die Ballungszentren und Verkehrswege in Europa und in Deutschland zu erkennen, insbesondere auch die Emissionen der Schifffahrt auf dem Meer. Auch bei den $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen sind grundsätzlich Ballungszentren und Verkehrswege zu erkennen, wobei die Verkehrswege hier nicht so dominieren wie bei NO_x . Dafür treten andere Emissionsstrukturen auf, v. a. in Südost-Europa, z. B. in Serbien, Rumänien oder der Ukraine. Diese Länder haben einen sehr hohen Anteil ihrer $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen im Bereich von SNAP 2 (Verbrennung in kommerziellen, institutionellen und privaten Einrichtungen sowie Land- und Forstwirtschaft, Haushalten und Kleinverbrauchern), aber auch von SNAP3 und 4 (Verbrennung in der Industrie, Produktionsprozesse in der Industrie) und von SNAP 10 (Land- und Forstwirtschaft).

Abbildung 30: NO_x-Emissionen Basisszenario 2015 für RCG und LOTOS-EUROS, in [t/(a*km²)], basierend auf CAMS-, GRETA- und BUBE-Daten. Oben: Deutschland und Europa in 7 x 8 km² Auflösung. Unten: Deutschland und angrenzende Staaten in 1 x 1 km² Auflösung.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 31: PM_{2,5}-Emissionen Basisszenario 2015 für RCG und LOTOS-EUROS, in [t/(a*km²)], basierend auf CAMS-, GRETA- und BUBE-Daten. Oben: Deutschland und Europa in 7 x 8 km² Auflösung. Unten: Deutschland und angrenzende Staaten in 2 x 2 km² Auflösung.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Die Quelhöhe der einzelnen Quellgruppen im Modell wurde je nach Herkunft unterschiedlich gehandhabt. Für die Kohlekraftwerke aus BUBE wurde die dort angegebene, reale, geometrische Schornsteinhöhe angesetzt in Verbindung mit Abgasvolumenstrom und Abgastemperatur. Aus diesen Daten berechnet RCG für jeden Zeitschritt der Modellrechnung in Abhängigkeit von der vorherrschenden Windgeschwindigkeit eine Abgasfahnenüberhöhung nach Briggs (1975), die zusammen mit der geometrischen Schornsteinhöhe die effektive Quelhöhe ergibt.

Für insgesamt 24 Quellstandorte aus BUBE fehlten die Angaben zu Abgasvolumenstrom und Abgastemperatur. Um den Vorteil der zeitlichen Variabilität der Abgasfahnenüberhöhung in Abhängigkeit der meteorologischen Gegebenheiten beizubehalten, wurde keine fixe effektive (Standard-)Quelhöhe für diese 24 Quellstandorte vorgegeben. Stattdessen wurden die Angaben zu Abgasvolumenstrom und Abgastemperatur der anderen Quellstandorte aus BUBE statistisch ausgewertet und der jeweilige Median dieser Parameter für die 24 Quellstandorte angesetzt:

Abgasvolumenstrom $V_{\text{Median}} = 251'000 \text{ m}^3/\text{h}$

Abgastemperatur $T_{\text{Median}} = 118^\circ\text{C}$

Für alle anderen Quellgruppen in Deutschland, d. h. für die Emissionen aus dem vom UBA zur Verfügung gestellten GRETA-Datensatz, wurden die in GRETA angegebenen (ggf. effektiven) Quelhöhen angesetzt. Für die europäischen Emissionen aus CAMS-REG v2.2.1 wurde die Standardverteilung der Emissionshöhen entsprechend Tabelle 44 in Abschnitt 5.2.2 angesetzt. Eine Ausnahme davon bilden die 50 Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands, für die im Rahmen dieses Projektes individuelle Schornsteinhöhen recherchiert wurden (Abschnitt 5.2.2). Für diese 50 Kohlekraftwerke wurden die recherchierten Schornsteinhöhen in Verbindung mit dem oben abgeleiteten Abgasvolumenstrom V_{Median} und der Abgastemperatur T_{Median} angesetzt, so dass hier analog zu den Kohlekraftwerken in Deutschland für jeden Zeitschritt der RCG-Modellrechnung eine Abgasfahnenüberhöhung in Abhängigkeit von der vorherrschenden Windgeschwindigkeit berechnet werden konnte.

Die zeitliche Verteilung der Emissionen erfolgte für alle Quellgruppen außer den Kohlekraftwerken mit Hilfe der länderspezifischen, schadstoffspezifischen und sektorspezifischen Monats-, Wochentag- und Stundenfaktoren gemäß Stern (2010c) zum Ableiten der stündlichen Emissionen aus den Jahresemissionen. Für die Kohlekraftwerke wurden die entsprechenden Monats-, Wochentag- und Stundenfaktoren länderspezifisch aus den stündlichen Zeitreihen des CAMS-Emissionsinventars gemäß Abschnitt 5.2.3 bestimmt.

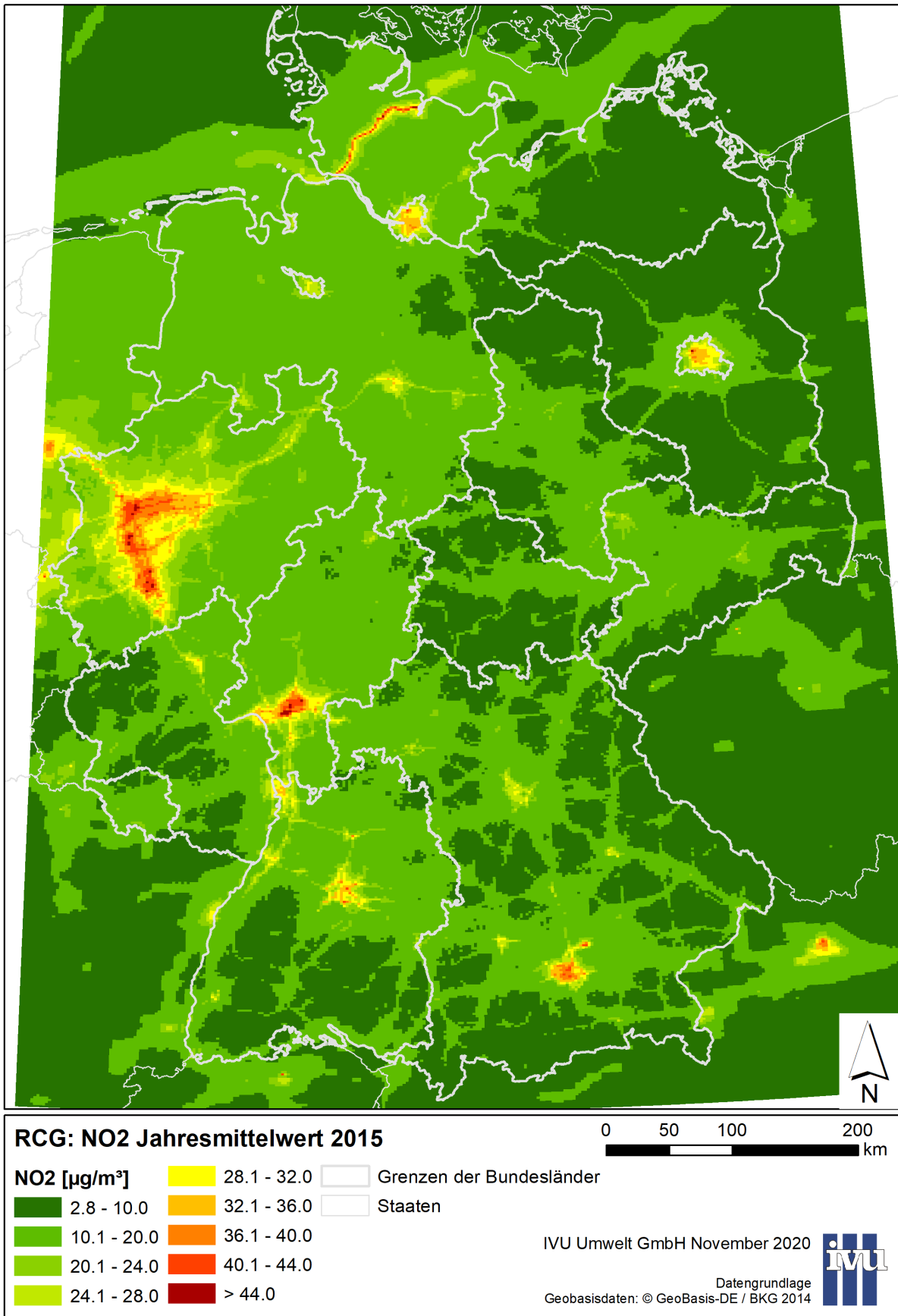
6.4.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der RCG-Modellrechnung für das Basisszenario mit Bezugsjahr 2015 sind im Folgenden als räumliche Verteilung der Jahresmittelwerte der Gesamtbelastung für das Nest 2 (horizontale räumliche Auflösung ca. $2 \times 2 \text{ km}^2$) beispielhaft für NO_2 (Abbildung 32) und $\text{PM}_{2.5}$ (Abbildung 33) kartographisch dargestellt.

Die mittlere NO_2 -Belastung (Abbildung 32) ist gekennzeichnet durch hohe Belastungen entlang der großen Verkehrsachsen und in den Großstädten bzw. Ballungsräumen und geringen Belastungen in den ländlichen Räumen, insbesondere auch auf den Höhenlagen z. B. der Alpen, des Schwarzwalds oder des Bayerischen Waldes.

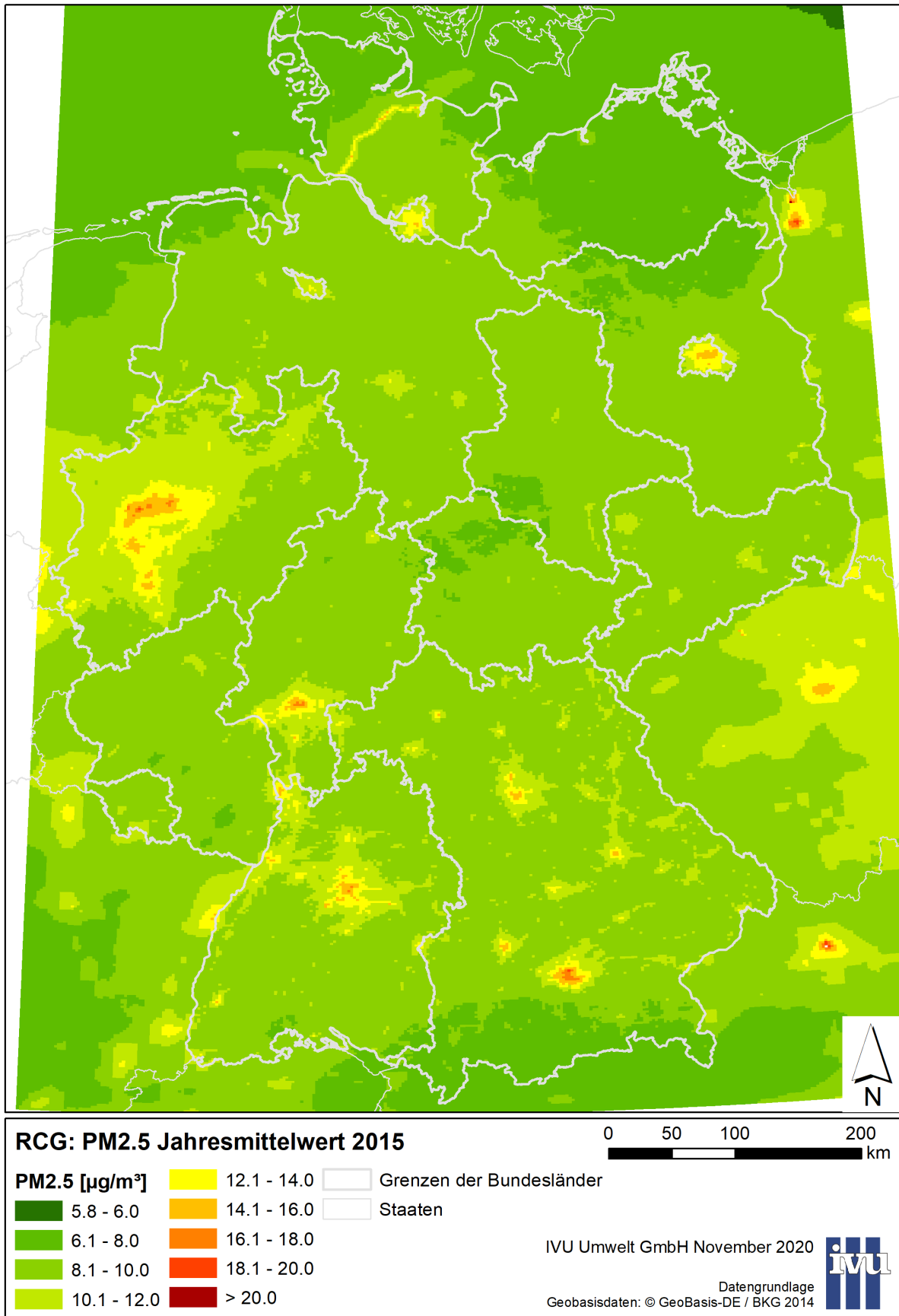
Das räumliche Muster der mittleren $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung (Abbildung 33) zeigt ebenfalls hohe Belastungen in den Großstädten und Ballungsräumen, im Gegensatz zu NO_2 sind aber die Verkehrsachsen nicht so ausgeprägt. Das mittlere Konzentrationsniveau beträgt großflächig $8\text{-}10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Strukturen niedrigerer Konzentrationen z. B. in ländlichen Gebieten oder in den Höhenlagen fehlen hier weitgehend.

Abbildung 32: RCG-Modellergebnis für das Basisszenario, Auflösung ca. 2 x 2 km²: Verteilung der NO₂-Gesamtbelastung 2015



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 33: RCG-Modellergebnis für das Basisszenario, Auflösung ca. 2 x 2 km²: Verteilung der PM_{2.5}-Gesamtbelastung 2015



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

6.5 Gesamtbelastung im Basisszenario: Modellierung mittels LOTOS-EUROS

6.5.1 Allgemeines

Mit dem Chemie-Transport-Modell LOTOS-EUROS wurden für dieses Projekt stündlich Luftschadstoff-Konzentrationsfelder für Deutschland für das Bezugsjahr 2015 berechnet. Das Modell wurde analog zu den RCG-Modellläufen (Abschnitt 6.4) auf die drei genesteten Modellgebiete für Europa ($\sim 28 \times 32 \text{ km}^2$), Deutschland grob ($\sim 7 \times 8 \text{ km}^2$) und Deutschland fein ($\sim 2 \times 2 \text{ km}^2$) angewendet (Abbildung 29).

Für die Emissionen in diesen Modellläufen wurde eine Kombination verschiedener Datensätze (ebenefalls analog zu Abschnitt 6.4) verwendet:

- ▶ Europa: CAMS-REG v2.2.1, Emissionen der Kohlekraftwerke sind gesondert ausgewiesen
- ▶ Deutschland: GRETA-Emissionen + dedizierte Emissionen für Kohlekraftwerke (BUBE)
- ▶ Nord-Ostsee-Kanal und Elbe: Hochauflösende Schiffsemissionen in $\sim 1 \times 1 \text{ km}^2$ Auflösung

Die Modellläufe mit LOTOS-EUROS wurden für das Basisszenario mit den Standard-Einstellungen durchgeführt. Die Standardberechnungen von LOTOS-EUROS verwenden eine Höhenverteilung für jede GNFR-Quellenkategorie, entsprechend den Profilen aus CAMS (CAMS-REG), die eine pauschale Abgasfahnenüberhöhung abbilden (Tabelle 44). Mit dieser Höhenverteilung werden alle Abgasfahnen von (Kohle-)Kraftwerken in gleicher Weise auf mehrere Modellschichten aufgeteilt (Abschnitt 5.2.2).

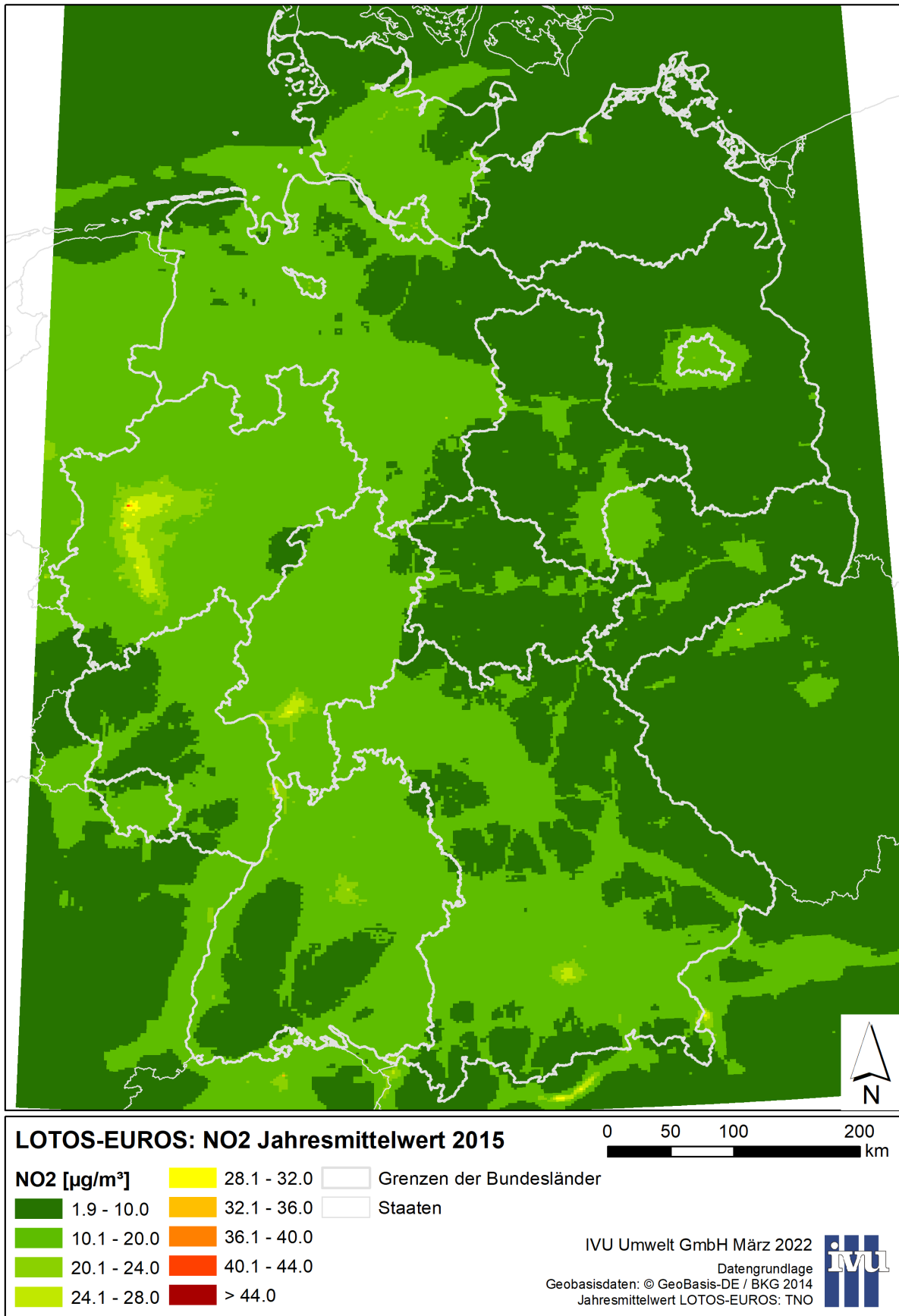
6.5.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der LOTOS-EUROS-Modellrechnung für das Basisszenario mit Bezugsjahr 2015 sind im Folgenden als räumliche Verteilung der Jahresmittelwerte beispielhaft für NO_2 (Abbildung 34) und $\text{PM}_{2.5}$ (Abbildung 35) kartographisch dargestellt.

Die mittlere jährliche NO_2 -Belastung liegt in den westlichen und südlichen Teilen Deutschlands zwischen 10 und $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, während sie in der östlichen Hälfte des Landes zwischen 5 und $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt (Abbildung 34). Erhöhte Konzentrationen (bis zu $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) finden sich in der Nähe von Wohn- und Industriegebieten wie dem Ruhrgebiet und in der Nähe der wichtigsten Autobahnen, während die niedrigsten Konzentrationen in Gebirgsregionen wie dem Schwarzwald und abgelegenen Regionen in Mecklenburg-Vorpommern zu finden sind.

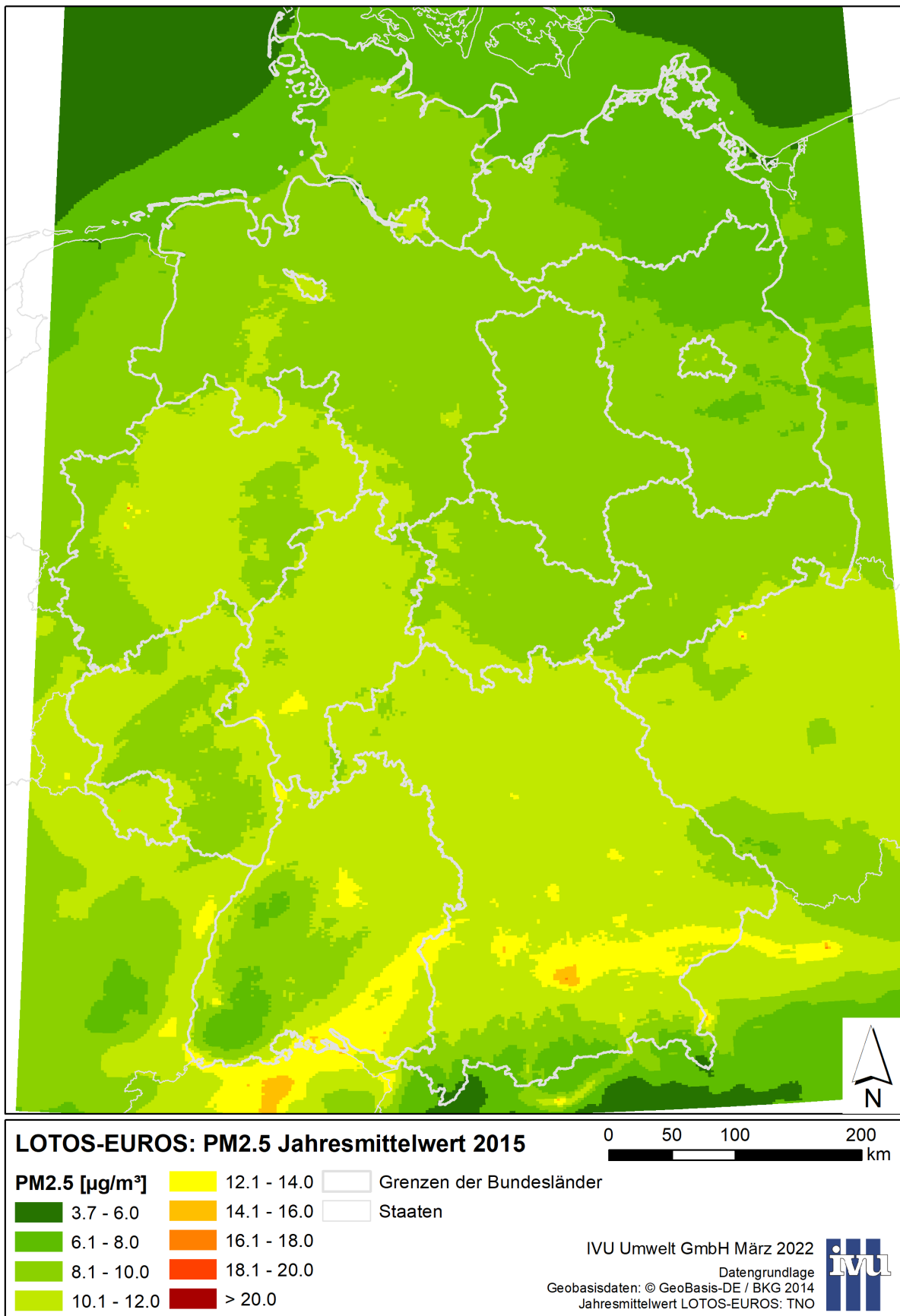
Das räumliche Muster der mittleren jährlichen $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung (Abbildung 35) zeigt ebenfalls erhöhte Belastungen in den Großstädten und Ballungsräumen. Allerdings sind die Gradienten für $\text{PM}_{2.5}$ gleichmäßiger und weniger stark ausgeprägt als für die NO_2 -Konzentration, da ein großer Teil der $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung von sekundären Komponenten geprägt wird. Das modellierte mittlere Konzentrationsniveau beträgt großflächig 8 - $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Nordosten Deutschlands werden niedrigere Werte berechnet als im Süden.

Abbildung 34: LOTOS-EUROS-Modellergebnis für das Basisszenario, Auflösung ca. 2 x 2 km²: Verteilung der NO₂-Gesamtbelastung 2015



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 35: LOTOS-EUROS-Modellergebnis für das Basisszenario, Auflösung ca. 2 x 2 km²: Verteilung der PM_{2.5}-Gesamtbelastung 2015



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

6.6 Qualitätssicherung

6.6.1 Vergleich der RCG-Ergebnisse mit Messdaten

Die Richtlinie EU 2008/50/EG (EU, 2008) fordert bei der Anwendung von Modellen in der Luftreinhaltung einen Vergleich von Messwerten und Modellergebnissen. Zur Qualitätssicherung wurden daher für die RCG-Ergebnisse des Basisszenarios 2015, die auf Basis der Eingangsdaten für das Bezugsjahr 2015 berechnet wurden, Scatterplots erstellt, in denen die Jahresmittelwerte der modellierten Gesamtbelastung an den Stationsorten den Jahresmittelwerten der entsprechenden Messdaten gegenübergestellt sind.

Abbildung 36 zeigt die Scatterplots exemplarisch für NO₂ (Abbildung 36, oben) und PM_{2.5} (Abbildung 36, unten). Die RCG-Ergebnisse des Basisszenarios beruhen u. a. auf den GRETA-Emissionen der Submission 2020 (Abschnitt 5.1.2) und werden daher in den Grafiken als „RCG 2020“ bezeichnet. Die grauen, gestrichelten Linien kennzeichnen den Abweichungsbereich von +/-30 % (für NO₂) bzw. von +/-50 % (für PM_{2.5}) um den Messwert. Die Richtlinie 2008/50/EG (EU, 2008) gibt für Ausbreitungsrechnungen eine Genauigkeit von +/-30 % bzw. von +/-50 % um den jeweiligen Grenzwert vor. Insofern stellt der hier eingezeichnete Abweichungsbereich unterhalb des Grenzwerts ein etwas schärferes Beurteilungskriterium dar. Die graue, durchgezogene Linie dient der Orientierung, sie weist eine Steigung von 1 auf (Modell = Messung). Zudem wurde die Regressionsgerade als schwarze Linie sowie die zugehörige lineare Regressionsgleichung, das Bestimmtheitsmaß R² und der Mittelwert der gemessenen und der modellierten Jahresmittelwerte über alle Stationsorte angegeben.

Demnach weisen die RCG-Modellergebnisse 2015 für NO₂ an den Messorten ein Bestimmtheitsmaß von knapp 64 % auf. Das 30 %-Datenqualitätsziel wird allerdings für einen Teil der Stationen nicht erreicht. Tendenziell werden die Messwerte eher über- als unterschätzt.

Für PM_{2.5} weisen die RCG-Modellergebnisse 2015 an den Messorten ein Bestimmtheitsmaß von ca. 28 % auf. Die Messdaten werden vom Modell fast überall unterschätzt. Das 50 %-Datenqualitätsziel wird allerdings an allen Messstationen eingehalten.

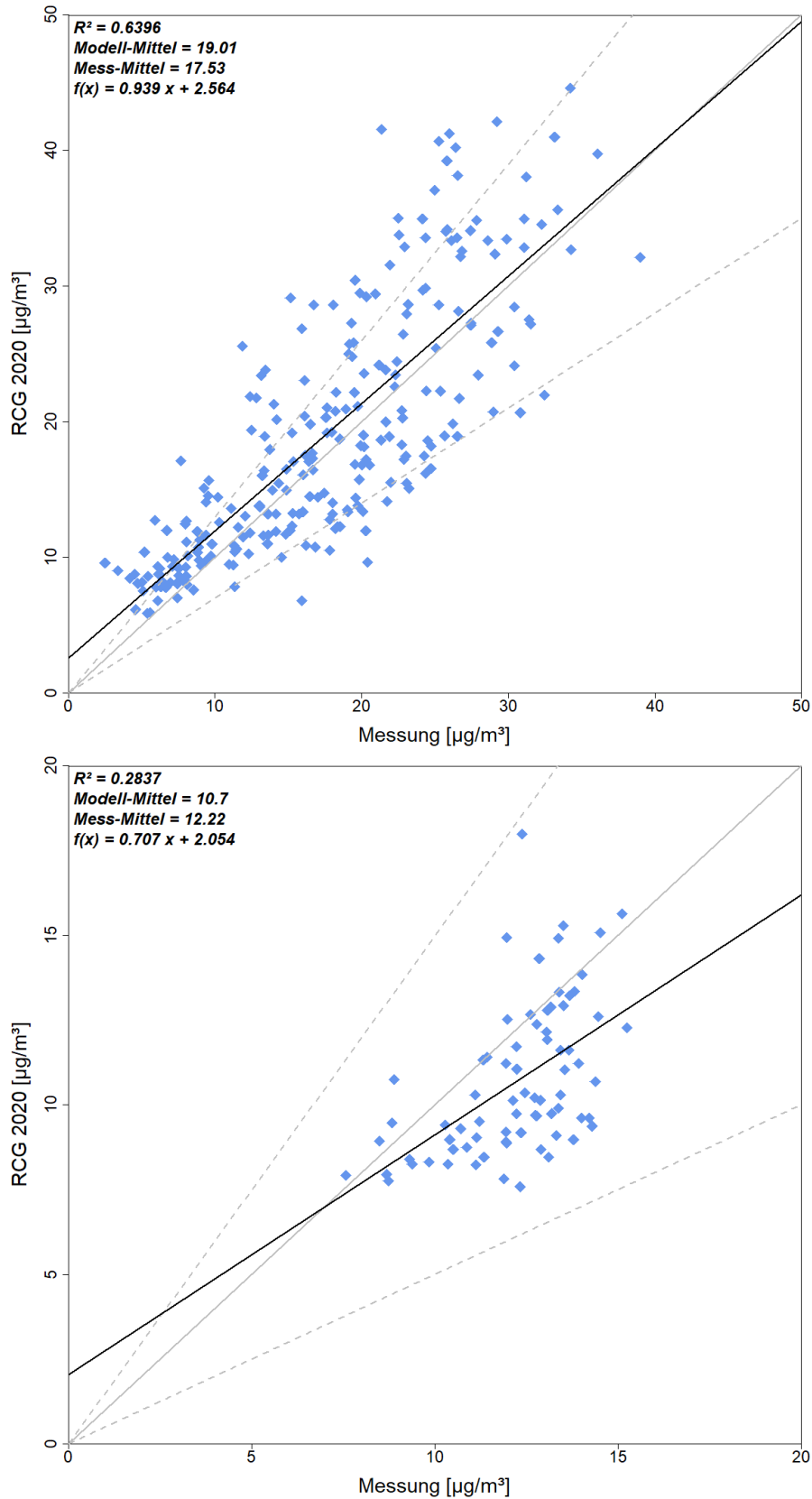
Die hier beobachtete Unterschätzung der PM_{2.5}-Messdaten durch die Modellergebnisse lässt sich dadurch begründen, dass die Modellierung der Partikel-Immissionen auch heute noch mit beträchtlichen Schwierigkeiten verbunden ist, wie auch in IVU Umwelt (2020) beschrieben wurde. Generell werden die zeitweise beobachteten hohen Konzentrationen von den Modellen in den meisten Fällen nicht reproduziert. Dies betrifft sowohl nur lokal gemessene kurzzeitige Spitzenkonzentrationen als auch durch Ferntransport verursachte großflächigere Konzentrationsanstiege (Stern et al., 2008).

Eine der wesentlichen Ursachen dieser üblicherweise systematischen Unterschätzung insbesondere der hohen beobachteten Partikel-Konzentrationen ist die Unsicherheit der Partikel-Emissionen und deren zeitliche Schwankungen. Nicht alle Quellen mit ihren Emissionen sind bekannt, und auch die Qualität der verfügbaren anthropogenen Partikel-Emissionsdaten ist geringer als diejenige der klassischen Schadstoffe, wie z. B. NO_x und SO₂. Hier ist insbesondere der wahrscheinlich unterschätzte Partikel-Emissionsanteil aus Holzverbrennung zu nennen, dessen quantitative Bestimmung eine große Unsicherheit in den gegenwärtigen Emissionsinventaren darstellt (Denier van der Gon et al., 2015). Auch Partikel-Emissionen aus landwirtschaftlichen Aktivitäten, windbedingte Staubaufwirbelung von naturbelassenen Böden oder in Stadtgebieten (z. B. aus Baustellentätigkeit oder Wiederaufwirbelung durch den Kfz-Verkehr) sowie biogene Aerosole sind unvollständig oder gar nicht erfasst, da diese Emissionen zum Teil stark von den meteorologischen Bedingungen und der Beschaffenheit des Untergrundes abhängen und daher zeitlich stark schwanken können. Eine weitere Quelle der Unsicherheit sind die gasförmigen Primäremissionen (z. B. biogen emittierte Isoprene und Terpene, anthropogene flüchtige organische Kohlenwasserstoff- und NH₃-Emissionen), die in der Atmosphäre zu den organischen und anorganischen Sekundäraerosolen führen. Die Modelle liefern trockene PM-Konzentrationen. Gravimetrische Messungen beinhalten aber auch unter den Laborbedingungen der Wiegeprozedur (20° C

bei 50 % relativer Feuchte) unter Umständen noch Aerosol-gebundenes Wasser, das bis zu 30 % zur gesamten PM_{10} -Masse beitragen kann (Putaud et al., 2004). Dieses Wasser ist neben dem Abdampfen flüchtiger Aerosolbestandteile ein weiterer Grund, warum auf physikalischen Messprinzipien beruhende PM-Messungen gegenüber dem gravimetrischen Referenzverfahren Minderbefunde aufweisen, die typischerweise im Bereich von 20 % bis 30 % liegen. Sensitivitätsuntersuchungen mit einer approximativen Nachberechnung des Aerosol-gebundenen Wassers zeigen, dass die Berücksichtigung des Aerosol-gebundenen Wassers zu einer deutlichen Verringerung der PM_{10} -Unterschätzung führt (Tsyro, 2005; Prank et al., 2016).

Die Ergebnisse mehrerer internationaler Modellvergleiche zeigen, dass diese Unsicherheiten in den meisten Modellrechnungen mit Chemie-Transport-Modellen in der Regel zu einer Unterschätzung der beobachteten Partikelmasse führen (Stern et al., 2008; Sartelet et al., 2007; Vautard et al., 2007; Whyatt et al., 2007, Bessagnet et al., 2016; Im et al., 2015; Prank et al., 2016). Das allgemeine Partikel-Konzentrationsniveau wird von den Modellen in den meisten Fällen reproduziert, die an einzelnen Tagen auftretenden hohen Spitzenwerte werden aber nicht erreicht, und die mögliche Nicht-Erfassung beobachteter lokaler und auch großflächig auftretender Spitzenwerte bleibt ein generelles Problem der Modellrechnung.

Abbildung 36: Regression der mit RCG modellierten Gesamtbelastung im Basisszenario 2015 an den Messorten gegen die Messwerte. Oben: NO₂. Unten: PM_{2.5}.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

6.6.2 Vergleich der RCG-Ergebnisse mit RCG-Ergebnissen des UBA

Die in diesem Projekt erzielten RCG-Modellergebnisse aus Abschnitt 6.4.2 für das Basisszenario wurden zur Qualitätssicherung mit RCG-Modellergebnissen für das Bezugsjahr 2015 ohne und mit Datenassimilation (OI) verglichen, die das UBA 2017 u. a. auf Basis der GRETA-Emissionen für 2015 aus der Submission 2017 erstellt hat (Abschnitt 5.5). Der Vergleich erfolgte für die Stoffe NO₂ und PM_{2.5}.

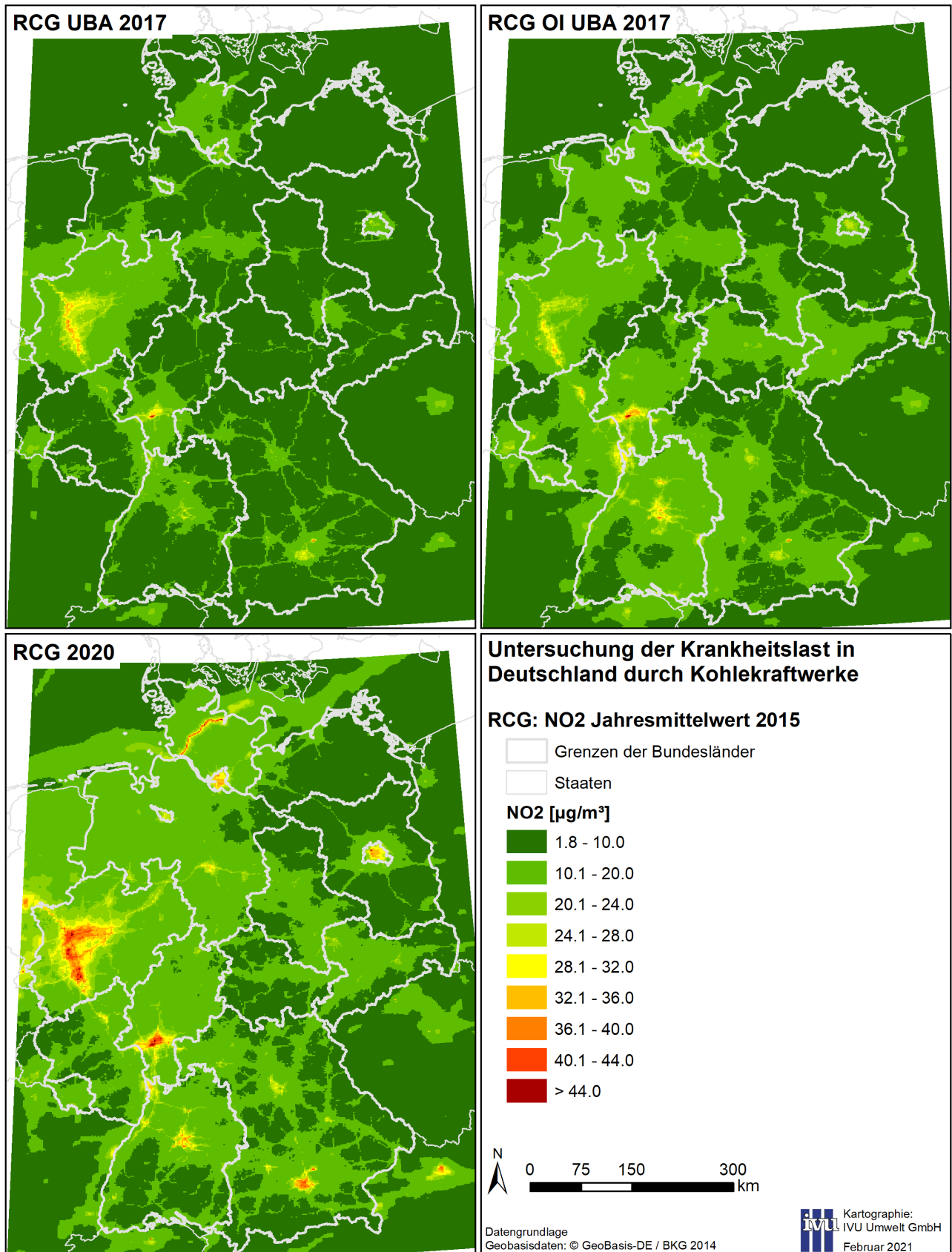
Abbildung 37 zeigt die Verteilung der mit RCG berechneten NO₂-Gesamtbelastung 2015 im Jahresmittel, links oben die vom UBA zur Verfügung gestellten Ergebnisse auf Basis der GRETA-Emissionen der Submission 2017, rechts oben die vom UBA zur Verfügung gestellten RCG-Modellergebnisse, die einer OI unterzogen wurden, und links unten die aktuellen Ergebnisse auf Basis der GRETA-Emissionen der Submission 2020 und der Emissionen der Kohlekraftwerke aus BUBE im Basisszenario 2015.

Werden die UBA-RCG-Ergebnisse ohne OI mit den aktuellen RCG-Ergebnissen verglichen, so zeigt sich, dass die grundsätzliche Struktur der Verteilung der jeweils berechneten NO₂-Jahresmittelwerte 2015 mit hohen bzw. erhöhten Konzentrationen in den Ballungsräumen und entlang der Verkehrsachsen zwischen den beiden Modellläufen sehr ähnlich ist, dass aber die aktuellen Ergebnisse insgesamt ein höheres Konzentrationsniveau haben.

Da die meteorologischen und sonstigen (Topographie, Landnutzung) Eingangsdaten für die beiden Modellläufe identisch sind, ist der Unterschied in den Ergebnissen im Wesentlichen auf die Änderungen in den Emissionsdaten zurückzuführen, hier insbesondere auf die Änderungen in den Kfz-Emissionen, die für die GRETA-Daten aus der Submission 2020 nach HBEFA 4.1 (INFRAS, 2019) berechnet wurden. Das HBEFA 4.1 weist dem Kfz-Verkehr wesentlich höhere NO_x-Emissionen zu als frühere Versionen des HBEFA. Auch am Beispiel der Konzentrationen im Bereich des Nord-Ostseekanals ist erkennbar, dass unterschiedliche Emissionseingangsdatensätze verwendet wurden. Ein weiterer Grund für die Differenzen in den Modellergebnissen liegt möglicherweise in der Verwendung einer aktuelleren RCG-Version für die in diesem Projekt berechneten Modellergebnisse, deren Einfluss wird jedoch als eher nachgeordnet eingeschätzt.

Abbildung 37, rechts oben, zeigt, dass durch die OI das Konzentrationsniveau der UBA-Daten angehoben wurde, insbesondere die Bereiche mit NO₂-Konzentrationen zwischen 10 µg/m³ und 20 µg/m³ haben sich damit den entsprechenden Bereichen in den aktuellen RCG-Ergebnissen deutlich angeglichen. Aber auch einige Ballungszentren wie Frankfurt am Main, Mannheim, Stuttgart oder – in geringem Maße – Hamburg und Berlin zeigen nach der Datenassimilation mit der OI höhere Konzentrationen, die eher den aktuellen RCG-Modellergebnissen entsprechen. Im Ruhrgebiet hingegen wurden durch die OI die Modellergebnisse des UBA gemindert, was im Gegensatz zu den aktuellen RCG-Modellergebnissen mit deutlich höheren Konzentrationen in diesem Gebiet steht.

Abbildung 37: RCG-Modellergebnis für das Basisszenario: Verteilung der NO₂-Gesamtbelastung 2015. Oben links: UBA-Modellergbnisse. Oben rechts: UBA-Modellergbnisse mit Datenassimilation (OI). Unten links: aktuelle Modellergbnisse.

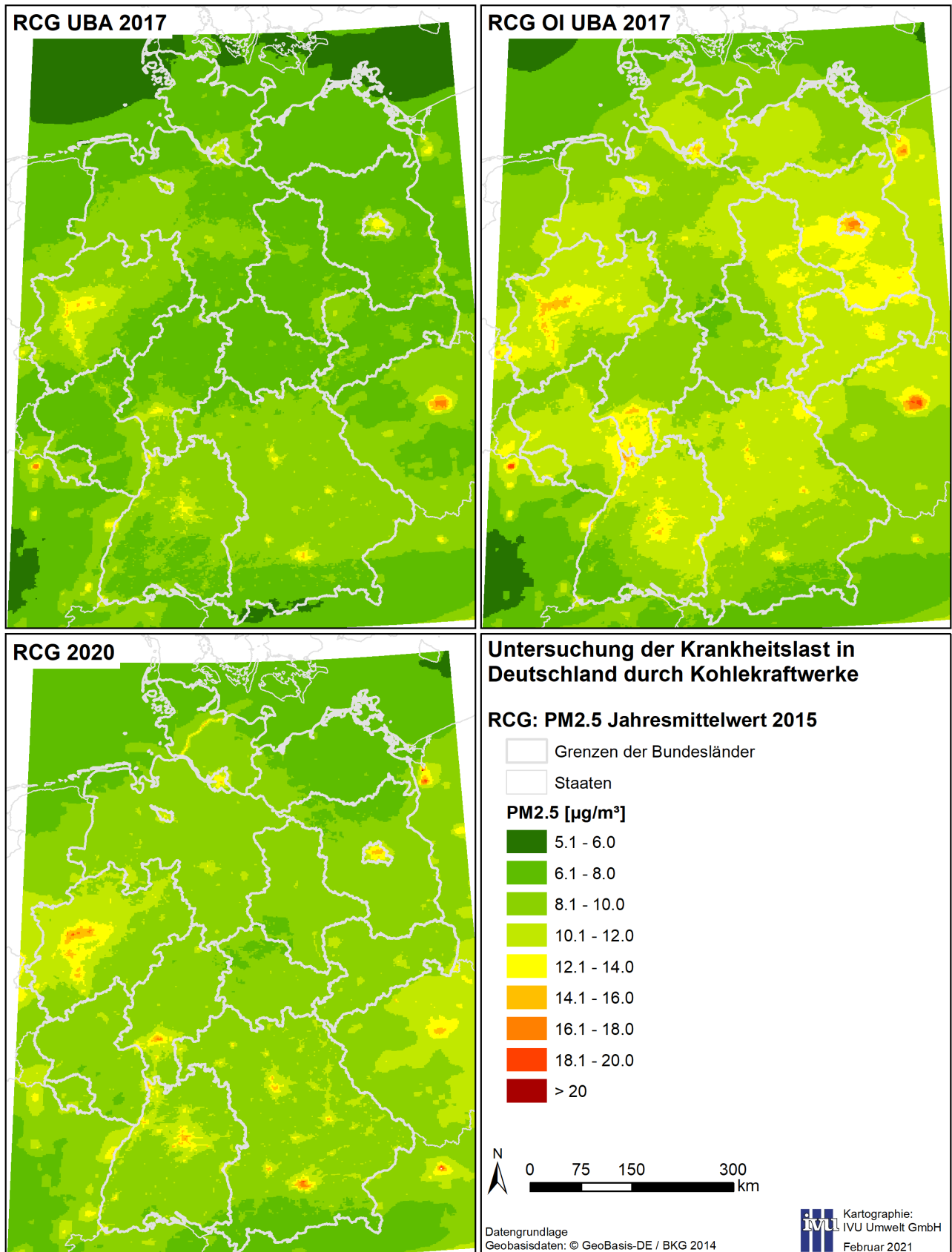


Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Für die PM_{2.5}-Gesamtbelastung 2015 ergibt der Vergleich der aktuellen RCG-Modellergebnisse im Basisszenario 2015 (Abbildung 38, links unten) mit den 2017 vom UBA erstellten RCG-Modellergebnissen ohne OI (Abbildung 38, links oben) ein ähnliches Bild wie für NO₂: bei ähnlicher Struktur der Konzentrationsverteilung zeigen die aktuellen Ergebnisse ein insgesamt höheres Konzentrationsniveau.

In Abbildung 38, rechts oben, sind die vom UBA zur Verfügung gestellten RCG-Modellergebnisse mit OI für PM_{2.5} dargestellt. Demnach wurden die UBA-RCG-Ergebnisse durch die Datenassimilation stark nach oben korrigiert, so dass hier insbesondere in Ost- und Süddeutschland Konzentrationsbereiche zwischen 10 µg/m³ und 12 µg/m³ berechnet wurden, wo die aktuellen RCG-Ergebnisse (ohne Datenassimilation) Konzentrationen zwischen 8 µg/m³ und 10 µg/m³ aufweisen. Auch der Bereich in und um Berlin sowie im südlichen Brandenburg weist in den assimilierten RCG-Modellergebnissen des UBA höhere Konzentrationen auf als in den aktuellen RCG-Modellergebnissen. Im Ruhrgebiet sind die Konzentrationen für beide Ergebnisvarianten ähnlich hoch.

Abbildung 38: RCG-Modellergebnisse für das Basisszenario: Verteilung der PM_{2.5}-Gesamtbelastung 2015. Oben links: UBA-Modellergebnisse. Oben rechts: UBA-Modellergebnisse mit Datenassimilation (OI). Unten links: aktuelle Modellergebnisse.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 39 zeigt analog zu den Auswertungen in Abschnitt 6.4.2 Grafiken mit Scatterplots für NO_2 (Abbildung 39, links) und $\text{PM}_{2.5}$ (Abbildung 39, rechts). In der oberen Zeile von Abbildung 39 wurden die vom UBA zur Verfügung gestellten Modellergebnisse ohne OI mit Messdaten verglichen. In der mittleren Zeile wurden die Werte der aktuellen und der UBA RCG-Modellergebnisse ohne OI an den Stationsorten gegeneinander aufgetragen, wobei die aktuellen Modellergebnisse auf der y-Achse und die vom UBA zur Verfügung gestellten Modellergebnisse auf der x-Achse dargestellt sind. Dabei wurden die gestrichelten Linien, die die Abweichungsbereiche von $\pm 30\%$ (für NO_2) bzw. von $\pm 50\%$ (für $\text{PM}_{2.5}$) um den auf der x-Achse aufgetragenen Wert kennzeichnen, zur Orientierung beibehalten. In der unteren Zeile wurden die vom UBA zur Verfügung gestellten Modellergebnisse mit OI mit Messdaten verglichen. Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die in den Grafiken angegebenen Mittelwerte sich leicht unterscheiden, je nachdem, ob Modelldaten im Vergleich mit Messdaten dargestellt werden oder Modellergebnisse im Vergleich mit Modellergebnissen. Grund dafür ist, dass beim Vergleich mit Messdaten einzelne Stationsorte aus dem Vergleich herausfallen können, wenn für diese Station keine oder nur wenige Messdaten für das Jahr 2015 vorliegen. Die Modellergebnisse hingegen wurden immer an allen Stationsorten gemäß Abschnitt 5.5 miteinander verglichen.

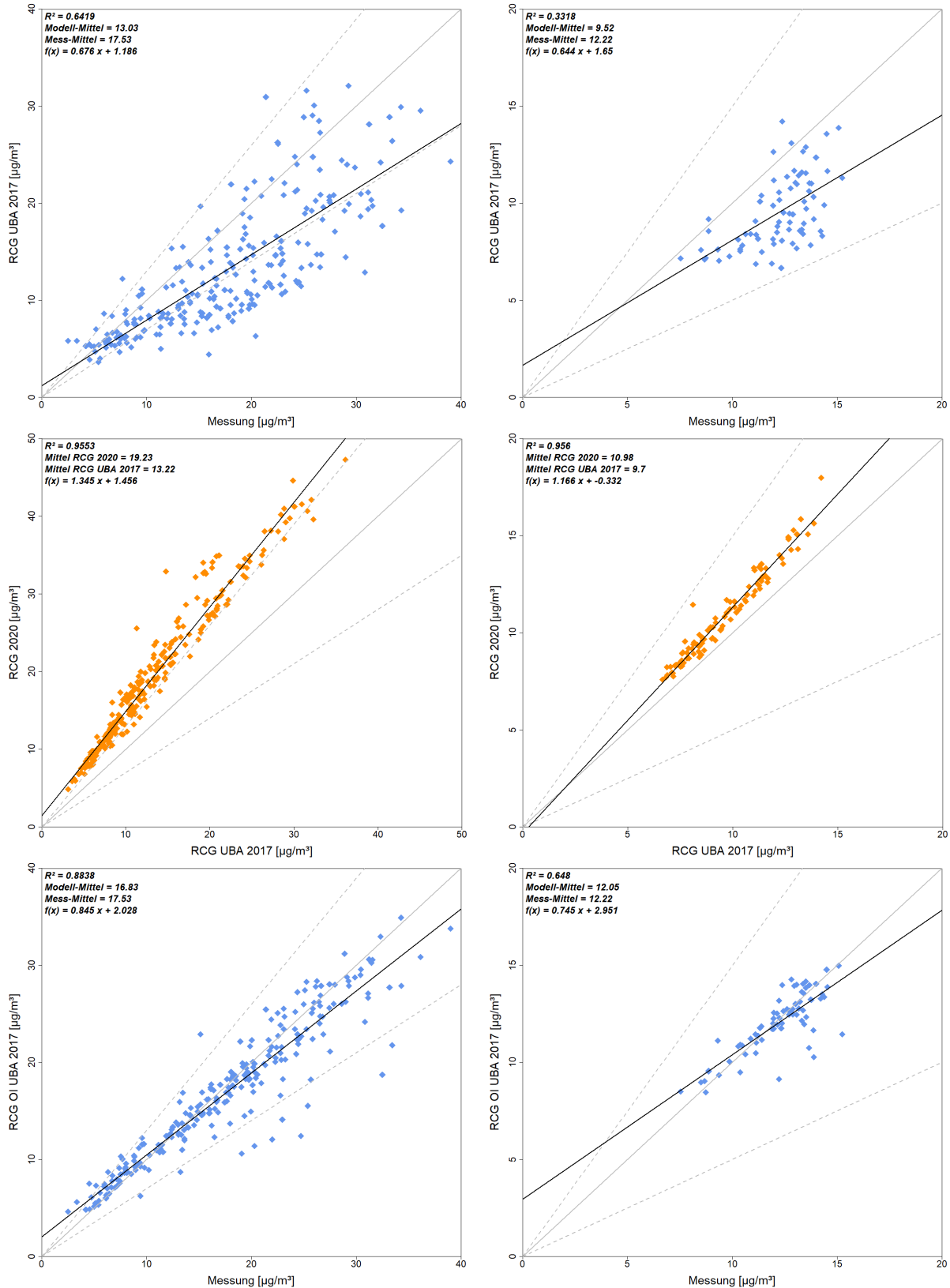
Die Regression der UBA-RCG-Modellergebnisse 2015 ohne OI an den Messorten gegen die Messwerte in Abbildung 39, oben, führt zu ähnlichen Ergebnissen wie die Regression der im Rahmen dieses Projekts erstellten aktuellen RCG-Modellergebnisse im Basisszenario 2015 gegen die Messwerte in Abbildung 36. Für NO_2 ergibt sich auch hier ein Bestimmtheitsmaß von ca. 64 %, und das 30 %-Datenqualitätsziel wird für einen Teil der Stationen nicht erreicht. Für $\text{PM}_{2.5}$ ist das Bestimmtheitsmaß bei der UBA-Modellierung mit 33 % etwas höher als bei der Regression der aktuellen RCG-Modellergebnisse in Abbildung 36, und das 50 %-Datenqualitätsziel wird an allen Stationen eingehalten. Allerdings liegt in Übereinstimmung mit dem Ergebnis des flächenhaften Vergleichs in Abbildung 37 der Mittelwert der UBA-RCG-Modellergebnisse 2015 an den Messorten sowohl für NO_2 als auch für $\text{PM}_{2.5}$ nicht nur niedriger als der Mittelwert der Messwerte, sondern auch als der Mittelwert der aktuell erstellten RCG-Modellergebnisse an den Stationsorten (Abbildung 36). Zudem ist die Steigung der Regressionsgeraden der UBA-RCG-Modellergebnisse 2015 geringer als für die aktuell erstellten RCG-Modellergebnisse.

Der Vergleich der aktuell im Basisszenario 2015 erstellten und der vom UBA zur Verfügung gestellten RCG-Modellergebnisse ohne OI an den Stationsorten in Abbildung 39, Mitte, zeigt für beide hier betrachteten Stoffe ein hohes Bestimmtheitsmaß von ca. 95 %. Der Vergleich der Mittelwerte der beiden RCG-Ergebnisversionen zeigt, dass die aktuellen RCG-Modellergebnisse an den Messorten für NO_2 im Mittel um $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für $\text{PM}_{2.5}$ im Mittel um $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher liegen als die RCG-Modellergebnisse 2015 des UBA.

Die RCG-Modellergebnisse des UBA mit OI erreichen im Vergleich mit den Messdaten 2015 mit ca. 88 % für NO_2 und knapp 65 % für $\text{PM}_{2.5}$ wie zu erwarten ein deutlich höheres Bestimmtheitsmaß als ohne OI und auch als die aktuell im Basisszenario 2015 erstellten RCG-Modellergebnisse ohne Datenassimilation (Abbildung 39, unten). Die Steigung der Regressionsgeraden entspricht für die assimilierten Modellergebnisse in etwa derjenigen der aktuellen RCG-Modellergebnisse (Abbildung 36). Der Mittelwert der assimilierten Modellergebnisse an den Stationsorten unterschätzt den Mittelwert der Messdaten nur noch um $-0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (NO_2) bzw. um knapp $-0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\text{PM}_{2.5}$).

Allgemein zeigen diese Vergleiche den deutlichen Einfluss der OI auf die RCG-Modellergebnisse. Der Einfluss der Anwendung der OI bei gleichzeitiger Verwendung des älteren Emissionsdatensatzes der Submission 2017 liegt hier in einer vergleichbaren Größenordnung wie der Einfluss der Verwendung des aktuelleren Emissionsdatensatzes der Submission 2020 ohne Anwendung der OI.

Abbildung 39: Regressionsergebnisse für die modellierten Gesamtbelastungen im Jahresmittel. Links: NO₂. Rechts: PM_{2.5}. Oben: UBA-RCG-Modellergebnisse 2015 an den Messorten gegen die Messwerte. Mitte: RCG-Modellergebnisse im Basisszenario 2015 an den Messorten gegen die UBA-RCG-Modellergebnisse 2015 an den Messorten. Unten: UBA-RCG-Modellergebnisse 2015 nach OI an den Messorten gegen die Messwerte.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

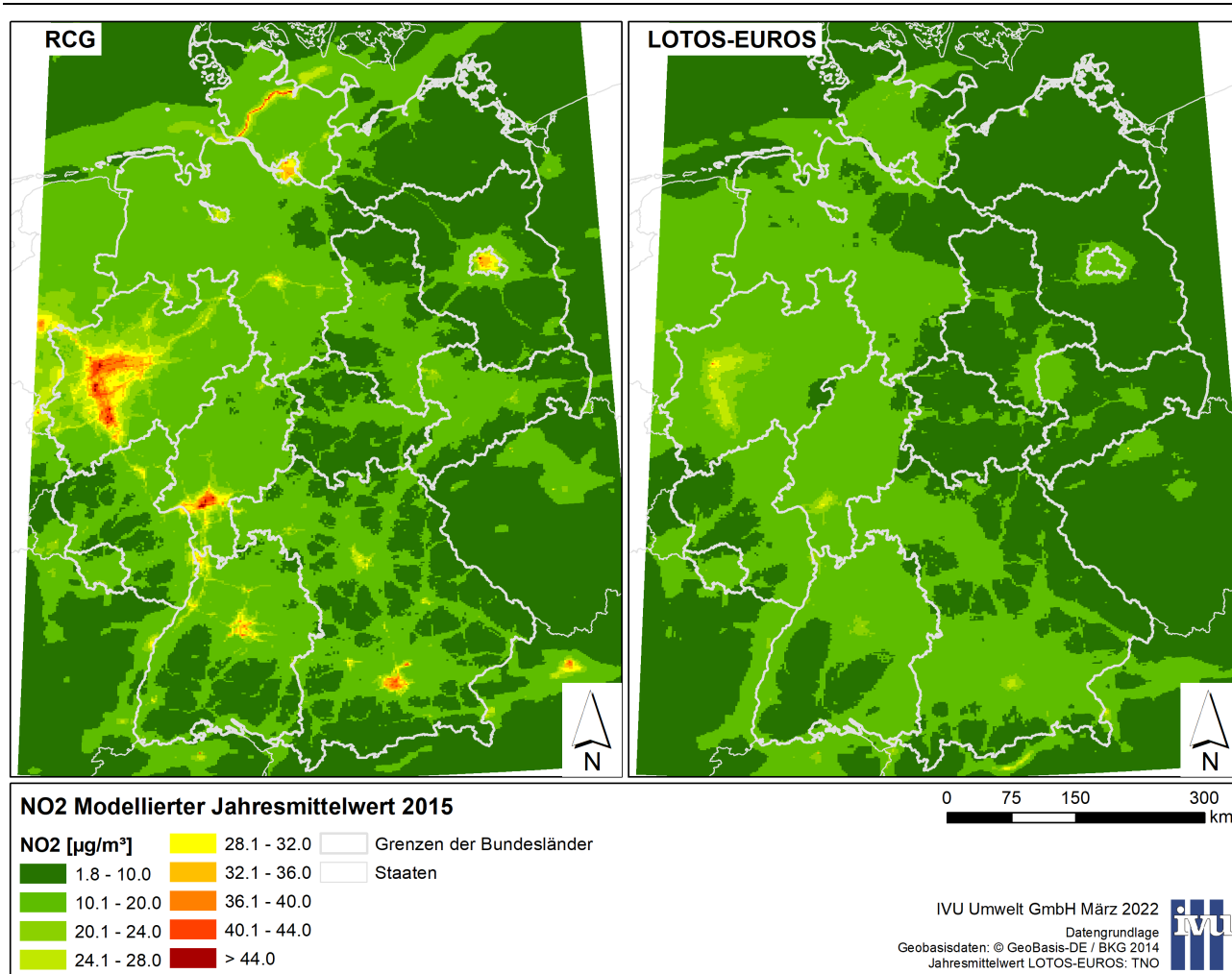
6.6.3 Vergleich der RCG-Ergebnisse mit den Ergebnissen von LOTOS-EUROS

Die RCG-Modellergebnisse aus Abschnitt 6.4.2 für das Basisszenario 2015 wurden zur Qualitätssicherung auch mit den Ergebnissen der LOTOS-EUROS-Modellierung zum Basisszenario verglichen. Der Vergleich erfolgte wie zuvor für die Stoffe NO_2 und $\text{PM}_{2.5}$. Im Gegensatz zu dem Vergleich der verschiedenen RCG-Modellergebnisse in Abschnitt 6.6.2 sind hier die Emissionen der beiden verglichenen Modellläufe identisch, stattdessen unterscheiden sich die Modelle selbst und die verwendeten meteorologischen Eingangsdaten.

Abbildung 40 zeigt links die Verteilung der mit RCG berechneten NO_2 -Gesamtbelastung 2015 im Jahresmittel im Basisszenario 2015 und rechts die entsprechende Verteilung, die mit LOTOS-EUROS modelliert wurde.

Demnach ist die grundsätzliche Struktur der Verteilung der jeweils berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte 2015 mit hohen bzw. erhöhten Konzentrationen in den Ballungsräumen und entlang der Verkehrsachsen zwischen den beiden Modellläufen sehr ähnlich. Dabei tritt die Quellstruktur bei LOTOS-EUROS etwas weniger deutlich hervor als bei RCG. Abseits der Ballungsräume und Verkehrsachsen liegen die berechneten Jahresmittelwerte bei beiden Modellen im Westen und um München herum zwischen $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ und $20\mu\text{g}/\text{m}^3$, während im Osten teilweise eher unter $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet wurden. Grundsätzlich erscheint das mit RCG modellierte Konzentrationsniveau etwas höher als bei LOTOS-EUROS. Dies betrifft vor allem die Ballungsräume und Verkehrsachsen, in geringerem Maß aber auch den großräumigen Hintergrund.

Abbildung 40: Modellergebnis für das Basisszenario: Verteilung der NO₂-Gesamtbelastung 2015. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

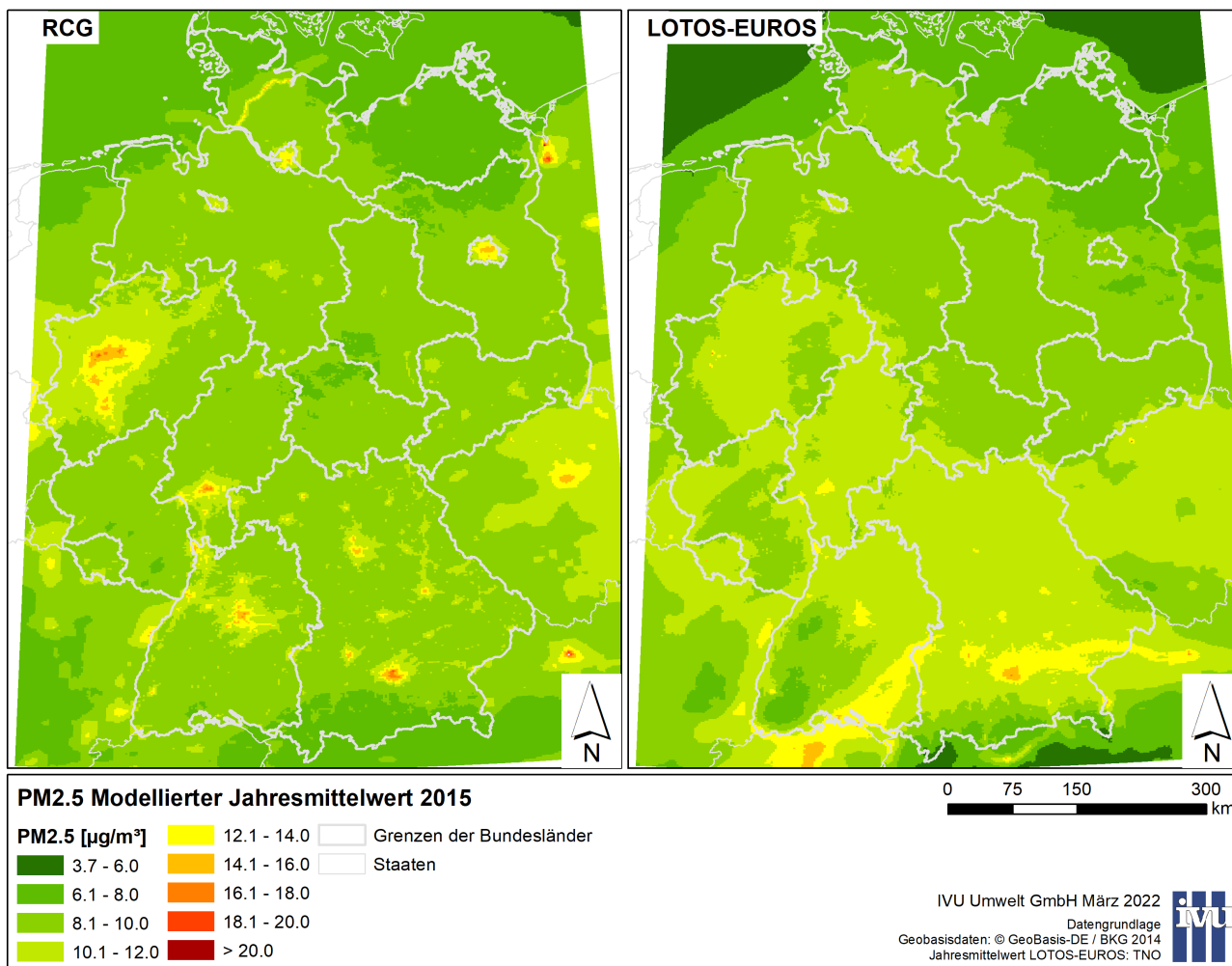
Im Gegensatz zu NO₂ zeigen die Ergebnisse der beiden Modelle für die PM_{2.5}-Gesamtbelastung im Basisszenario 2015 eine durchaus unterschiedliche Struktur (Abbildung 41, links RCG und rechts LOTOS-EUROS). Während in den RCG-Ergebnissen die Quellstruktur sichtbar wird, wenn auch nicht in dem Maße wie bei NO₂, zeigen sich in den LOTOS-EUROS-Ergebnissen eher großräumige, flächige Strukturen mit einem Gradienten von Nordost nach Südwest.

Da die räumlichen Strukturen der Ergebnisse der beiden Modelle bei NO₂ relativ ähnlich sind, ist davon auszugehen, dass die Unterschiede bei PM_{2.5} weniger auf die Unterschiede in den meteorologischen Eingangsdaten der beiden Modelle zurückzuführen sind, sondern vielmehr mit der Darstellung der primären und sekundären Partikel in den beiden Modellen zusammenhängen: Wenn primäre Partikel überwiegen, sind die Konzentrationen in der Nähe der Quellen höher, aber wenn relativ viel sekundäre Partikel gebildet werden, können auch abseits der Quellen erhöhte Konzentrationen modelliert werden.

Abseits der Quellstrukturen, bei PM_{2.5} insbesondere der Ballungsräume, wurde im großräumigen Hintergrund von beiden Modellen eine Gesamtbelastung von 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bis 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Mecklenburg-Vorpommern und von 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bis 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen berechnet. Insbesondere in Hessen, Bayern und Baden-Württemberg bewegt sich die PM_{2.5}-Belastung

im großräumigen Hintergrund bei RCG ebenfalls zwischen $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, während sie bei LOTOS-EUROS mit $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etwas höher liegt.

Abbildung 41: Modellergebnis für das Basisszenario: Verteilung der $\text{PM}_{2.5}$ -Gesamtbelastung 2015. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 42 zeigt analog zu den Auswertungen in Abschnitt 6.6.2 Grafiken mit Scatterplots für NO_2 (Abbildung 42, links) und $\text{PM}_{2.5}$ (Abbildung 42, rechts). In der oberen Zeile von Abbildung 42 wurden die von LOTOS-EUROS im Basisszenario 2015 berechneten Modellergebnisse mit Messdaten verglichen. In der unteren Zeile wurden die Werte der RCG- und der LOTOS-EUROS-Modellergebnisse an den Stationsorten gegeneinander aufgetragen, wobei die RCG-Modellergebnisse auf der y-Achse und die LOTOS-EUROS-Modellergebnisse auf der x-Achse dargestellt sind. Dabei wurden die gestrichelten Linien, die die Abweichungsbereiche von $\pm 30\%$ (für NO_2) bzw. von $\pm 50\%$ (für $\text{PM}_{2.5}$) um den auf der x-Achse aufgetragenen Wert kennzeichnen, zur Orientierung beibehalten. Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die in den Grafiken angegebenen Mittelwerte sich leicht unterscheiden, je nachdem, ob Modelldaten im Vergleich mit Messdaten dargestellt werden oder Modelldaten im Vergleich mit Modelldaten. Grund dafür ist, dass beim Vergleich mit Messdaten einzelne Stationsorte aus dem Vergleich herausfallen können, wenn für diese Station keine oder nur wenige Messdaten für das Jahr 2015 vorliegen. Die Modelldaten hingegen wurden immer an allen Stationsorten gemäß Abschnitt 5.5 miteinander verglichen.

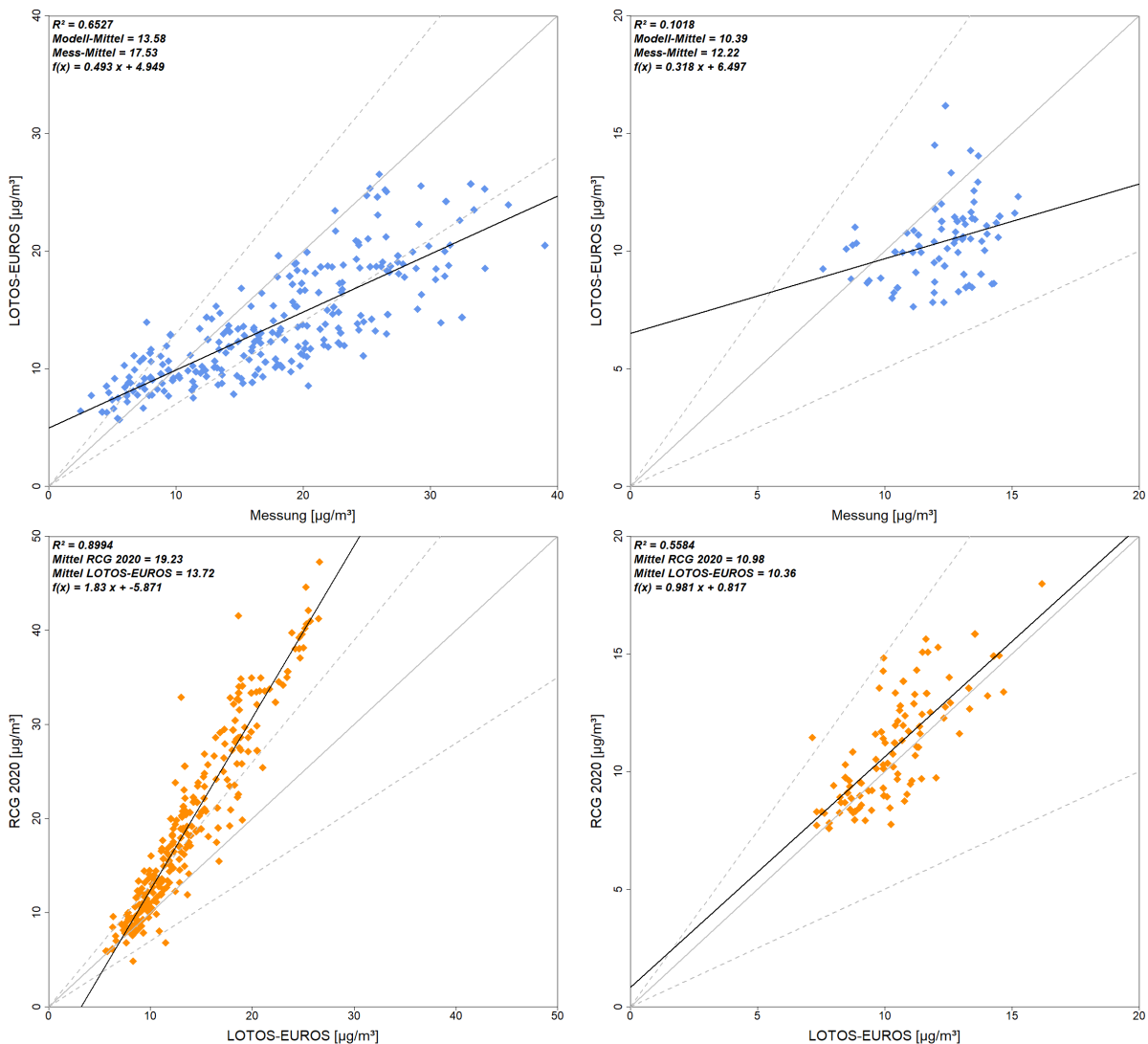
Bei der Regression der LOTOS-EUROS-Modellergebnisse für NO_2 im Basisszenario 2015 an den Messorten gegen die Messwerte in Abbildung 42, links, ergibt sich mit rund 65 % ein ähnliches Bestimmtheitsmaß wie für die entsprechenden RCG-Modellergebnisse (Abbildung 36, oben), für die ein Bestimmtheitsmaß von knapp 64 % berechnet wurde. Während die RCG-Modellergebnisse die Messwerte tendenziell leicht überschätzen, zeigen die LOTOS-EUROS-Modellergebnisse insbesondere in den höheren Konzentrationsbereichen, aber auch im Mittel über alle betrachteten Werte an den Stationsorten, eine Unterschätzung. Wie bei den RCG-Ergebnissen wird das 30 %-Datenqualitätsziel für einen Teil der Stationen nicht erreicht, wobei bei den LOTOS-EUROS-Ergebnissen eher der Abweichungsbereich -30 % unter- als der Abweichungsbereich +30 % überschritten wird.

Für $\text{PM}_{2.5}$ ist das Bestimmtheitsmaß bei den LOTOS-EUROS-Modellergebnissen im Basisszenario 2015 mit rund 10 % deutlich niedriger als bei den RCG-Modellergebnissen mit rund 28 %. Bei beiden Modellen wird aber das 50 %-Datenqualitätsziel an allen Stationen eingehalten. Der Mittelwert über alle betrachteten Werte an den Stationsorten ist für RCG und LOTOS-EUROS ähnlich und für beide Modelle niedriger als der Mittelwert über die entsprechenden Messdaten. Damit zeigen auch die LOTOS-EUROS-Ergebnisse für $\text{PM}_{2.5}$ die bereits in Abschnitt 6.6.1 in Zusammenhang mit den RCG-Modellergebnissen beobachtete und diskutierte Unterschätzung.

Der Vergleich der RCG- und der LOTOS-EUROS-Modellergebnisse im Basisszenario 2015 an den Messorten in Abbildung 42, unten, zeigt für NO_2 mit knapp 90 % ein relativ hohes Bestimmtheitsmaß. Die Streuung der Datenpunkte ist etwas größer als bei dem Vergleich der unterschiedlichen RCG-Modellrechnungen in Abschnitt 6.6.2, was möglicherweise vor allem auf die hier verwendeten unterschiedlichen meteorologischen Eingangsdaten zurückzuführen ist. Der Mittelwert über alle betrachteten Werte an den Stationsorten liegt bei NO_2 für RCG um $5.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher als bei LOTOS-EUROS.

Für $\text{PM}_{2.5}$ zeigen die Werte der beiden Modelle an den Messorten eine deutlich größere Streuung der Datenpunkte, sowohl, was den Vergleich mit Abschnitt 6.6.2 als auch, was den Vergleich mit NO_2 angeht. Als Grund dafür wird neben den unterschiedlichen meteorologischen Eingangsdaten hier vor allem der Einfluss der unterschiedlichen Aerosolbehandlung und Partikelbildung angesehen. Es wird ein Bestimmtheitsmaß von nur knapp 56 % erreicht. Der Mittelwert über alle betrachteten Werte an den Stationsorten liegt bei $\text{PM}_{2.5}$ für RCG und LOTOS-EUROS auf ähnlichem Niveau.

Abbildung 42: Regressionsergebnisse für die modellierten Gesamtbelastungen im Jahresmittel, Basisszenario 2015. Links: NO₂. Rechts: PM_{2.5}. Oben: LOTOS-EUROS-Modellergbnisse an den Messorten gegen die Messwerte. Unten: RCG-Modellergbnisse an den Messorten gegen die LOTOS-EUROS-Modellergbnisse an den Messorten.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

6.7 Beitrag der Kohlekraftwerke im Basisszenario

6.7.1 Ergebnisse RCG

Um mit RCG den Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland zur Luftschadstoffbelastung im Basisszenario 2015 zu modellieren, wurde, wie in Abschnitt 6.1 beschrieben, zunächst ein Modelllauf durchgeführt, bei dem in den RCG-Eingangsdaten die Emissionen aller aus dem BUBE-Datensatz berücksichtigten Kohlekraftwerke innerhalb Deutschlands auf Null gesetzt wurden. Alle anderen Eingangsdaten wurden unverändert gegenüber dem Basisszenario beibehalten. Der Beitrag der ausgeschalteten Quellen, d. h. hier der Kohlekraftwerke in Deutschland, wurde dann berechnet als Differenz zwischen der Gesamtbelastung durch alle Quellen im Basisszenario (Abschnitt 6.4.2) und der berechneten Belastung ohne Kohlekraftwerke.

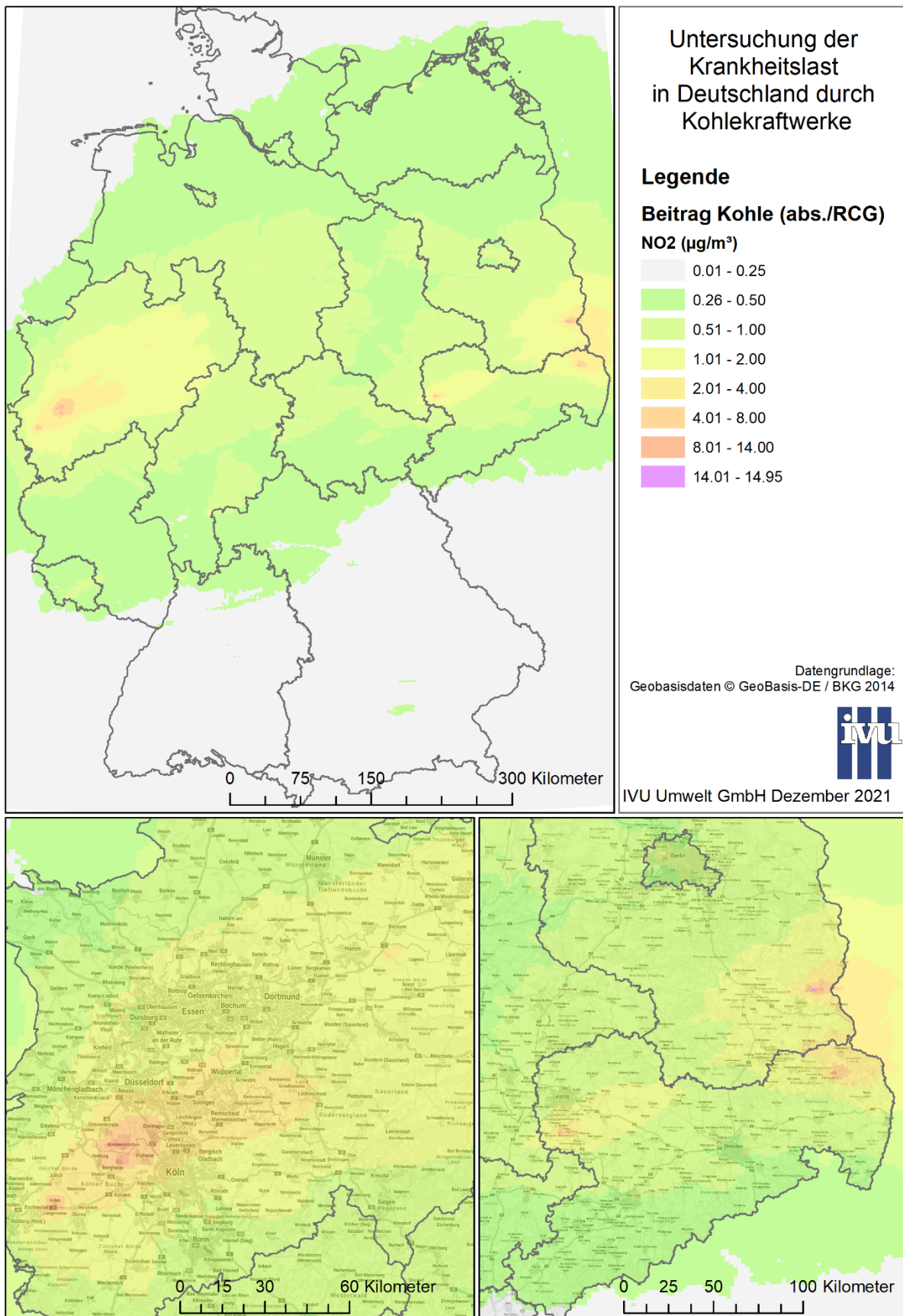
Abbildung 43 und Abbildung 44 zeigen als Ergebnis für NO_2 und $\text{PM}_{2.5}$ den modellierten Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland zur Luftschadstoffbelastung im Basisszenario 2015 im Jahresmittel in seiner räumlichen Verteilung.

Für NO_2 liegt demnach der Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Jahresmittel großflächig, d. h. in einem breiten Band von Nordrhein-Westfalen über Niedersachsen, Hessen und Thüringen bis nach Sachsen-Anhalt, Sachsen und Brandenburg, zwischen $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Für weite Gebiete Nordrhein-Westfalens sowie Bereiche im Süden Sachsen-Anhalts und Brandenburgs sowie im Norden Sachsens liegt der Beitrag im Jahresmittel zwischen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die größten Beiträge treten erwartungsgemäß im Nahbereich der großen Kraftwerke auf, d. h. in der Gitterzelle, in der das jeweilige Kraftwerk lokalisiert ist, und ggf. in einigen Nachbarzellen. Der maximale Beitrag ergibt sich mit ca. $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Kraftwerk Jänschwalde/Brandenburg, dann folgen Niederaußem/NRW und Grevenbroich/NRW mit einem Beitrag von ca. $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Boxberg/Sachsen mit einem Beitrag von ca. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie Eschweiler/NRW und Lippendorf/Sachsen mit einem Beitrag von jeweils ca. $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Diese Anlagen weisen mit Anteilen von 5 % bis 13 % auch die höchsten Einzelbeiträge zur Gesamtsumme der verwendeten NO_x -Kraftwerksemissionen auf. Im nahen Umfeld dieser Anlagen bis zu einer Entfernung von ca. zwei bis wenigen zehn Kilometern wurden im Jahresmittel Beiträge zwischen $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $8 \mu\text{g}/\text{m}^2$ modelliert, im weiteren Umfeld bis zu einer Entfernung von einigen zehn bis ca. hundert Kilometern Beiträge zwischen $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Für $\text{PM}_{2.5}$ ist der Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland zur Luftschadstoffbelastung deutlich geringer als für NO_2 . Dies korrespondiert damit, dass der Anteil der Kohlekraftwerksemissionen an den Gesamt-Emissionen in Deutschland für direkt emittiertes $\text{PM}_{2.5}$ mit 2.3 % deutlich geringer ist als für NO_2 mit 12.7 % (Tabelle 51). Der maximale Beitrag der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch $\text{PM}_{2.5}$ (primär und sekundär gebildet) ergibt sich mit im Jahresmittel ca. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Kraftwerk Jänschwalde/Brandenburg, gefolgt von den Kraftwerken Lippendorf/Sachsen, Boxberg/Sachsen, Niederaußem/NRW und Schwarze Pumpe/Brandenburg mit Beiträgen von jeweils ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Großflächig über fast ganz Deutschland verteilt ergeben sich im Jahresmittel Beiträge zwischen $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in größeren Bereichen Nordrhein-Westfalens sowie im Süden Sachsen-Anhalts und Brandenburgs und im Norden Sachsens ergeben sich Beiträge zwischen $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im nahen Umfeld der oben genannten Kraftwerke, an denen die größten Beiträge zur $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung berechnet wurden, d. h. bis zu einer Entfernung von ca. zwei bis wenigen zehn Kilometern um diese Anlagen, wurden im Jahresmittel Beiträge zwischen $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

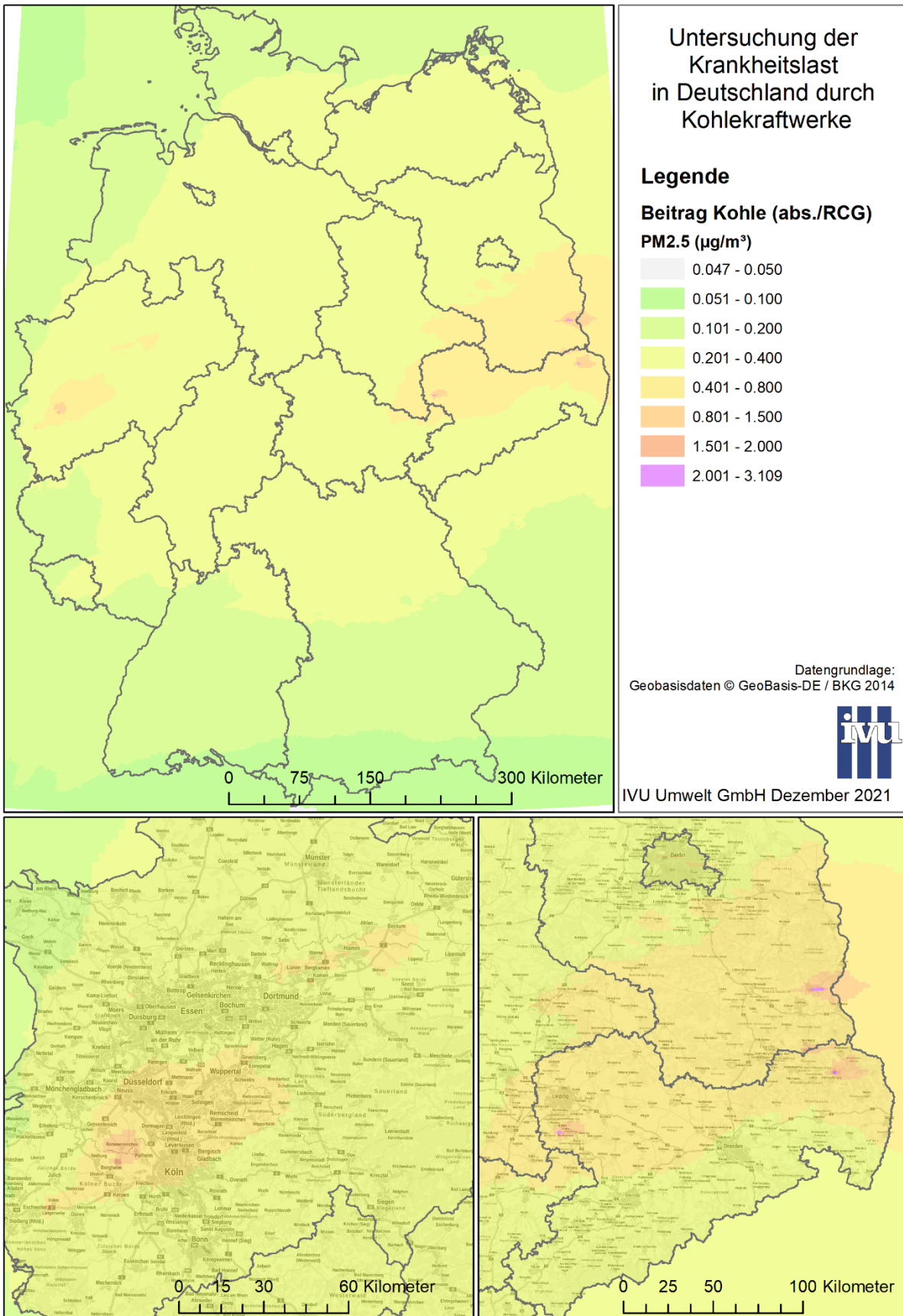
Bei der Betrachtung der oben genannten Beiträge der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung ist zu berücksichtigen, dass CTM wie RCG oder LOTOS-EUROS als Eulersche Gittermodelle aufgebaut sind, in denen die Emissionen innerhalb des Volumens der Gitterzelle, in der sie freigesetzt werden, gleichmäßig verteilt werden. Dies mag für eine eher gleichmäßig verteilte Flächenquelle angemessen sein, ist aber für hoch gelegene Punktquellen etwas problematischer, insbesondere, wenn Konzentrationen quellnah ausgewertet werden. Gittermodelle mit einer im Verhältnis zum anfänglichen Durchmesser der Abgasfahne relativ groben Auflösung können die quellnahen starken Konzentrationsgradienten zwischen der Abgasfahne und der Hintergrundluft nicht abbilden. Dies führt bei der Modellierung hochgelegener Punktquellen wie den hier betrachteten Kohlekraftwerksemissionen zu Unsicherheiten im Modellergebnis, wie sie in Abschnitt 9.1.2 ausführlich diskutiert werden. Daher sollten die Werte in den Gitterzellen, in denen Kohlekraftwerke lokalisiert sind, und deren direkten Nachbarzellen mit einer gewissen Vorsicht interpretiert werden.

Abbildung 43: Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur NO₂-Gesamtbelastung im Jahresmittel, berechnet mit RCG



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 44: Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur PM_{2.5}-Gesamtbelastung im Jahresmittel, berechnet mit RCG



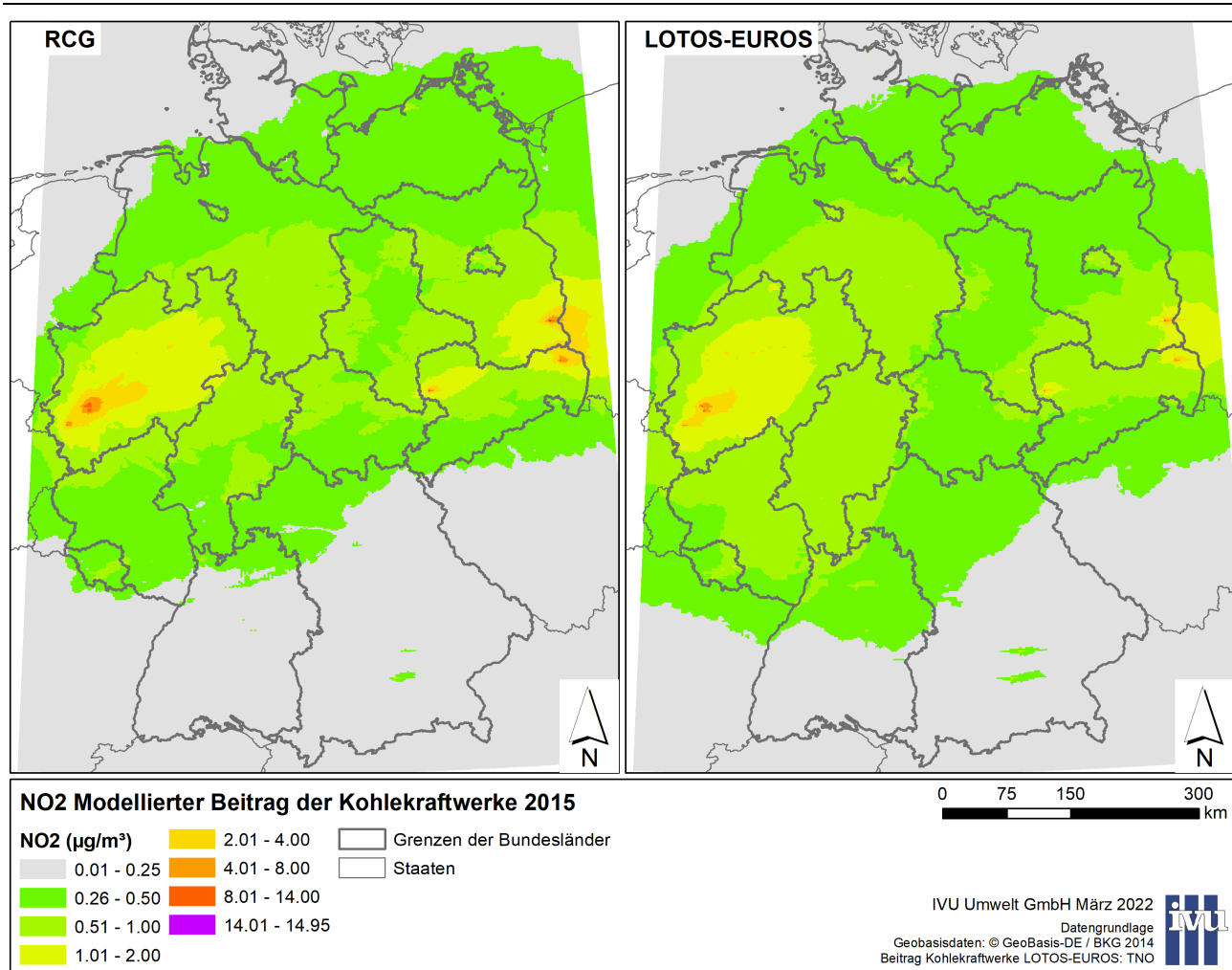
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

6.7.2 Ergebnisse LOTOS-EUROS und Vergleich mit den Ergebnissen von RCG

Mit LOTOS-EUROS wurde der Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland zur Gesamtbelastung auf Basis des in Abschnitt 6.2.2 beschriebenen Source Apportionment berechnet. In Abbildung 45 sind die mit LOTOS-EUROS für das Basisszenario 2015 modellierten Beiträge im Vergleich mit den entsprechenden RCG-Ergebnissen für NO₂ dargestellt, links RCG und rechts LOTOS-EUROS. Hinsichtlich der Interpretation der Modellergebnisse für einzelne Gitterzellen wird auf die in Abschnitt 6.7.1 und Abschnitt 9.1.2 diskutierten Unsicherheiten verwiesen.

Die Ergebnisse beider Modelle zeigen große Ähnlichkeiten, sowohl, was die räumliche Verteilung, als auch, was das Konzentrationsniveau betrifft. Beide Modelle berechnen über weite Teile Deutschlands Beiträge der deutschen Kohlekraftwerke zwischen 0.25 µg/m³ und 0.50 µg/m³ und in weiten Teilen von Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Hessen, Sachsen und Brandenburg Beiträge zwischen 0.5 µg/m³ und 1 µg/m³ im Jahresmittel. Für weite Gebiete Nordrhein-Westfalens sowie Bereiche im Süden Brandenburgs und im Norden Sachsens beträgt der Beitrag im Jahresmittel zwischen 1 µg/m³ und 2 µg/m³. Insgesamt berechnet RCG etwas höhere Beiträge der Kohlekraftwerke, um so mehr, je näher man den Kraftwerken kommt. Die größten Beiträge wurden erwartungsgemäß von beiden Modellen im Umfeld der großen Kraftwerke modelliert, d. h. in der Gitterzelle, in der das jeweilige Kraftwerk lokalisiert ist, und ggf. in einigen Nachbarzellen. Der maximale NO₂-Beitrag der deutschen Kohlekraftwerke wurde mit LOTOS-EUROS zu knapp 10 µg/m³ und mit RCG zu knapp 15 µg/m³ ermittelt, und zwar von beiden Modellen für die Gitterzelle, in der sich das Kraftwerk Jänschwalde/Brandenburg befindet.

Abbildung 45: Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur NO₂-Gesamtbelastung im Jahresmittel. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

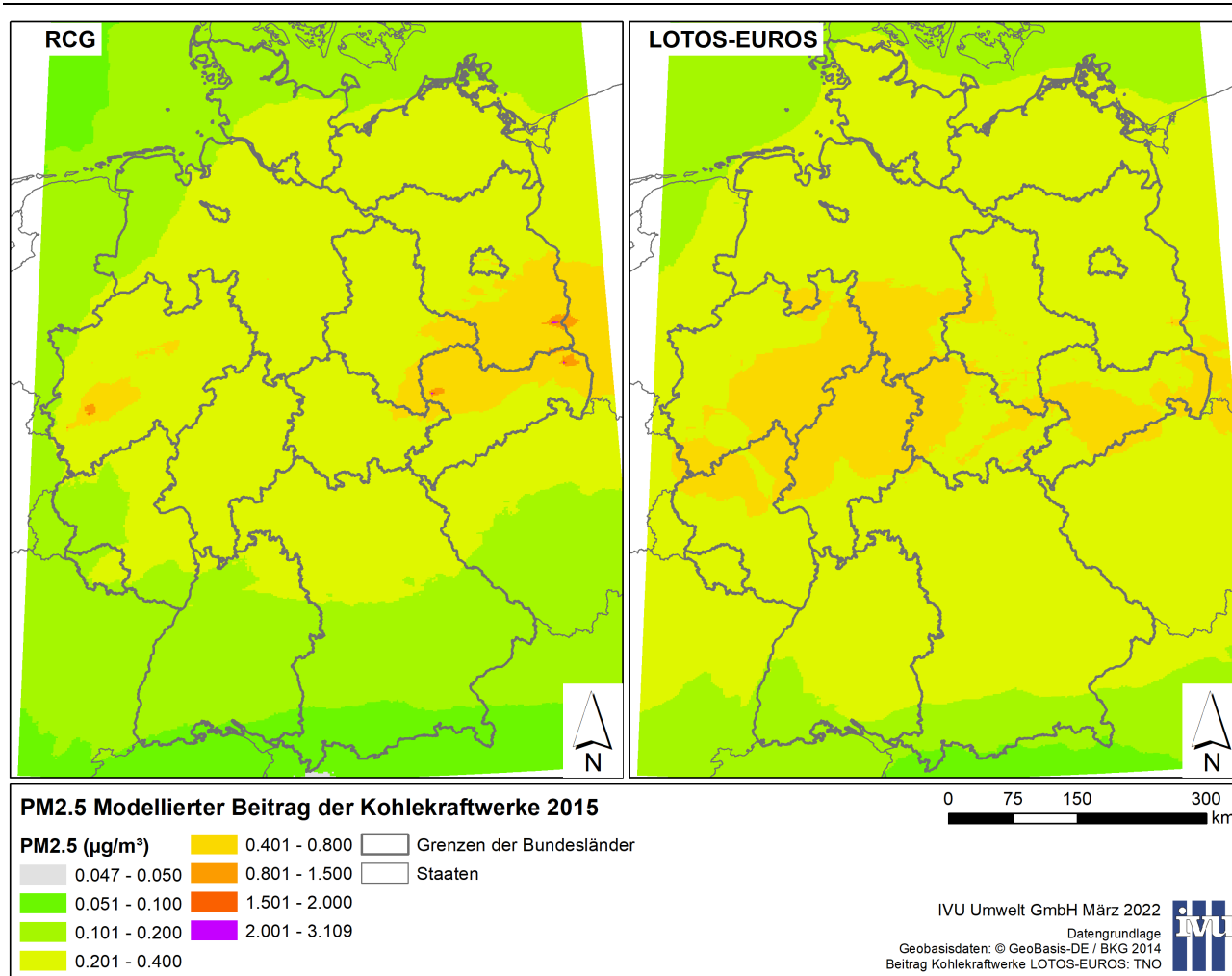
Abbildung 46 zeigt die mit RCG bzw. mit LOTOS-EUROS modellierten Beiträge der Kohlekraftwerke zur PM_{2.5}-Gesamtbelastung für das Basisszenario 2015. Für PM_{2.5} liegen die modellierten Beiträge der Kohlekraftwerke in beiden Modellen über weite Teile Deutschlands im Jahresmittel zwischen 0.2 µg/m³ und 0.4 µg/m³. Insgesamt ist bei PM_{2.5} der Beitrag in LOTOS-EUROS jedoch großflächig etwas größer als in RCG, und auch die räumliche Verteilung ist anders. In RCG liegen die höchsten Beiträge (> 0.40 µg/m³) in der Nähe der Kohlekraftwerke, während in LOTOS-EUROS auch in größerer Entfernung von den Kohlekraftwerken Beiträge > 0.40 µg/m³ berechnet wurden, was z. B. große Teile von Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Thüringen betrifft. Dies könnte analog zur Diskussion der PM_{2.5}-Gesamtbelastung in Abschnitt 6.6.3 mit der unterschiedlichen Behandlung von primären und sekundären Partikeln in den beiden hier eingesetzten CTM zusammenhängen. Der maximale ermittelte PM_{2.5}-Beitrag der deutschen Kohlekraftwerke liegt mit LOTOS-EUROS bei rund 1 µg/m³ und mit RCG bei rund 3 µg/m³. Von beiden Modellen wurde er für die Gitterzelle berechnet, in der sich das Kraftwerk Jänschwalde/ Brandenburg befindet.

Eine Validierung der modellierten Beiträge einer einzelnen Quellgruppe (hier: der Kohlekraftwerke) ist viel schwieriger als die Validierung der modellierten Gesamtbelastung, weil in der Regel keine Messdaten vorliegen, mit denen verglichen werden könnte, bzw. solche Messdaten, wenn sie z. B. aus einem Vorher-Nachher-Vergleich bei Kraftwerksneubau abgeleitet werden, immer mit der Unsicher-

heit sich ändernder meteorologischer Bedingungen und sich ändernder Emissionen anderer Quellgruppen behaftet sind. Für $PM_{2.5}$ kann zumindest davon ausgegangen werden, dass die in Abschnitt 6.6.1 und Abschnitt 6.6.3 diskutierten Gründe der Unterschätzung einer Gesamtbelastung für den hier betrachteten Verursacheranteil der Quellgruppe Kohlekraftwerke keine wesentliche Bedeutung haben, weil einige der wesentlichen Ursachen der Unterschätzung wie der Tatsache, dass nicht alle Quellen mit ihren Emissionen bekannt sind, bei Betrachtung der spezifischen Quelle „Kohlekraftwerke“ nicht zutreffen. Für LOTOS-EUROS konnte in einer Studie gezeigt werden, dass das Modell bei der Abbildung der gesamten verbrennungsbedingten Beiträge bessere Ergebnisse liefert als bei der Abbildung der nicht-verbrennungsbedingten Beiträge (Timmermans et al., 2021).

Wie in Abbildung 45 und Abbildung 46, jeweils rechts, zu erkennen ist, treten in den LOTOS-EUROS-Ergebnissen sowohl für NO_2 als auch für $PM_{2.5}$ Kreuzmuster auf. Diese Kreuzmuster sind am deutlichsten in der Nähe von Punktquellen (z. B. Kraftwerken) zu erkennen, wenn das Modell mit hoher Auflösung (hier: $2 \times 2 \text{ km}^2$) betrieben wird. Als Ursache dafür wurde das Advektionsschema von LOTOS-EUROS identifiziert, da es den Transport entlang des Modellgitters in vertikaler und horizontaler Richtung gegenüber dem Transport in diagonaler Richtung bevorzugt. Dieses Verhalten des Advektionsschemas führt zu Kreuzmustern, die eine begrenzte Anzahl von Gitterzellen um Punktquellen herum betreffen. Die Konzentrationen abseits der Punktquellen und die durchschnittlichen Konzentrationen in größeren Flächenbereichen um die Punktquellen sind von diesen Kreuzmustern jedoch nicht betroffen, da die Gesamtmasse des Tracers im Advektionsschema erhalten bleibt.

Abbildung 46: Beitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland im Basisszenario 2015 zur PM_{2.5}-Gesamtbelastung im Jahresmittel. Links: RCG-Modell. Rechts: LOTOS-EUROS-Modell.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

6.8 Beitrag der Kohlekraftwerke in den retrospektiven und weiteren Szenarien

Der Beitrag der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung in Deutschland in den retrospektiven und weiteren Szenarien wurde im Regelfall mit RCG modelliert. Eine Ausnahme bildet das EU-Szenario. Hierzu liegen auch Ergebnisse aus LOTOS-EUROS vor, da in LOTOS-EUROS die Beiträge der Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands zur Gesamtbelastung in Deutschland mit Hilfe des Source Apportionment im Rahmen der Berechnungen zum Basisszenario 2015 mit ermittelt wurden.

Mit RCG wurde zunächst für jedes der Szenarien ein Modelllauf durchgeführt, in dem die Emissionen der im jeweiligen Szenario betrachteten Kohlekraftwerke im jeweiligen Bezugsjahr gemäß Tabelle 41 in Abschnitt 5.1.1.5 angesetzt und die Emissionen aller anderen Quellen konstant gehalten wurden. Analog zum Basisszenario in Abschnitt 6.7.1 berechnete sich der Beitrag der Kohlekraftwerke im jeweiligen Szenario dann als Differenz zwischen der Gesamtbelastung aus dem zum jeweiligen Szenario gehörenden Modelllauf mit den entsprechenden Kohlekraftwerksemissionen und der berechneten Belastung aus dem in Abschnitt 6.7.1 beschriebenen Modelllauf ohne Kohlekraftwerke innerhalb Deutschlands. Eine Ausnahme davon bildet das EU-Szenario. Hier wurde zunächst ein Modelllauf ohne die Kohlekraftwerke in der EU außerhalb Deutschlands durchgeführt, während innerhalb Deutschlands die Emissionen des Basisszenarios 2015 für die Kohlekraftwerke angesetzt wurden. Der Beitrag

der europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands zur Luftschadstoffbelastung in Deutschland wurde dann berechnet als Differenz zwischen der Gesamtbelastung durch alle Quellen im Basisszenario (Abschnitt 6.4.2) und der berechneten Belastung ohne die europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands.

In Tabelle 52 sind Minimum, Mittelwert und Maximum der Jahresmittel des mit RCG modellierten Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch NO₂ im jeweiligen Szenario aufgeführt, bezogen auf die Fläche von Deutschland. Zudem sind die entsprechenden Werte auch für das Basisszenario 2015 aus Abschnitt 6.7.1 angegeben. Die aufgeführten Mittel- und Maximalwerte der einzelnen Szenarien stehen in einem ähnlichen Verhältnis zueinander wie die den Ausbreitungsrechnungen zu Grunde liegenden NO_x-Emissionen der Kohlekraftwerke in den einzelnen Szenarien (siehe Abschnitt 5.1.1.5). Der maximale Beitrag der europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands ist mit unter 2 µg/m³ der niedrigste der betrachteten Szenarien, ebenso wie der mittlere Beitrag von unter 0.1 µg/m³. Der höchste maximale Beitrag ergibt sich erwartungsgemäß im retrospektiven Szenario 1995, das mit knapp 0.7 µg/m³ auch den höchsten mittleren Beitrag aufweist. Insgesamt fallen die mittleren Beiträge mit unter 1 µg/m³ sehr gering aus. Hier spiegelt sich wider, dass in weiten Teilen Nord- und vor allem Süddeutschlands der Beitrag der Kohlekraftwerke zur Gesamtbelastung mit Luftschadstoffen nur wenige Zehntel Mikrogramm beträgt (siehe z. B. Abschnitt 6.7.1).

Von LOTOS-EUROS wurden für das EU-Szenario mit minimal 0.02 µg/m³ und maximal 2 µg/m³ Beiträge der europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands zur NO₂-Gesamtbelastung in Deutschland in genau der gleichen Größenordnung wie von RCG ermittelt. Der von LOTOS-EUROS im Mittel über Deutschland berechnete Beitrag liegt mit 0.15 µg/m³ etwas höher als der mit RCG modellierte Beitrag.

Tabelle 52: Minimum, Mittelwert und Maximum des Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch NO₂ im jeweiligen Szenario im Jahresmittel, bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland

	Basisszenario 2015 [µg/m ³]	SK-D 2015 [µg/m ³]	BK-D 2015 [µg/m ³]	Retro 1995 [µg/m ³]	Retro 2005 [µg/m ³]	EU 2015 [µg/m ³]
Minimum	0.03	0.01	0.01	0.02	0.03	0.02
Mittelwert	0.48	0.14	0.33	0.67	0.53	0.09
Maximum	14.95	2.35	14.86	18.85	16.00	1.91

In Tabelle 53 sind die entsprechenden Werte für PM_{2.5} zusammengestellt. Die aufgeführten Mittel- und Maximalwerte der einzelnen Szenarien stehen auch hier meist in einem ähnlichen Verhältnis zueinander wie die den Ausbreitungsrechnungen zu Grunde liegenden PM_{2.5}-Emissionen der Kohlekraftwerke in den einzelnen Szenarien (siehe Abschnitt 5.1.1.5), aufgrund der Nichtlinearität der berücksichtigten Bildungsprozesse gibt es aber auch Abweichungen davon. Der niedrigste mittlere bzw. maximale Beitrag im Jahresmittel wurde mit 0.1 µg/m³ bzw. knapp 0.4 µg/m³ für das Steinkohle-Szenario ermittelt, der höchste mittlere bzw. maximale Beitrag im Jahresmittel ergibt sich erwartungsgemäß im retrospektiven Szenario 1995 mit 1.5 µg/m³ bzw. knapp 21.5 µg/m³. Analog zu NO₂ fallen auch für PM_{2.5} die mittleren Beiträge insgesamt mit hier deutlich unter 1 µg/m³ sehr gering aus. Eine Ausnahme bildet das retrospektive Szenario 1995, dessen Mittel- und Maximalwert mit 1.5 µg/m³ und 21.5 µg/m³ im Vergleich zum Verhältnis der PM_{2.5}-Emissionen in den betrachteten Szenarien (Abschnitt 5.1.1.5) überproportional hoch sind. Grund dafür sind die in diesem Szenario sehr hohen SO₂-Emissionen (Abschnitt 5.1.1.5), die über die sekundäre Partikelbildung zur PM_{2.5}-Belastung beitragen.

Für PM_{2.5} ergeben sich aus den LOTOS-EUROS-Ergebnissen für das EU-Szenario mit im Minimum 0.16 µg/m³ und im Maximum knapp 1 µg/m³ ähnlich hohe Beiträge der europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands zur PM_{2.5}-Gesamtbelastung in Deutschland wie aus den RCG-Ergebnissen. Im Mittel über Deutschland ergeben sich mit LOTOS-EUROS mit 0.4 µg/m³ leicht höhere Beiträge als mit RCG.

Tabelle 53: Minimum, Mittelwert und Maximum des Beitrags der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung durch PM_{2.5} im jeweiligen Szenario im Jahresmittel, bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland

	Basisszenario 2015 [µg/m ³]	SK-D 2015 [µg/m ³]	BK-D 2015 [µg/m ³]	Retro 1995 [µg/m ³]	Retro 2005 [µg/m ³]	EU 2015 [µg/m ³]
Minimum	0.05	0.03	0.02	0.33	0.07	0.23
Mittelwert	0.25	0.11	0.14	1.50	0.33	0.37
Maximum	3.11	0.36	3.03	21.45	4.55	1.33

7 Expositionsmodellierung

7.1 Allgemeines

Im Rahmen dieses Projektes wurde die bevölkerungsbezogene Exposition nur für die luftgetragenen Schadstoffe NO₂ und PM_{2.5} ermittelt (vgl. Abschnitt 3.2 und Abschnitt 3.4). Das Vorgehen dazu entspricht dem Vorgehen aus dem UBA-Vorhaben „Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland“ (FKZ 3715612010, UBA, 2018). Als Daten zur Bevölkerungsverteilung wurden die in Abschnitt 0 beschriebenen, im 1 x1 km²-Gitter räumlich über Deutschland verteilt und auf das Bezugsjahr 2015 des Basisszenarios skalierten Zensus-Daten verwendet.

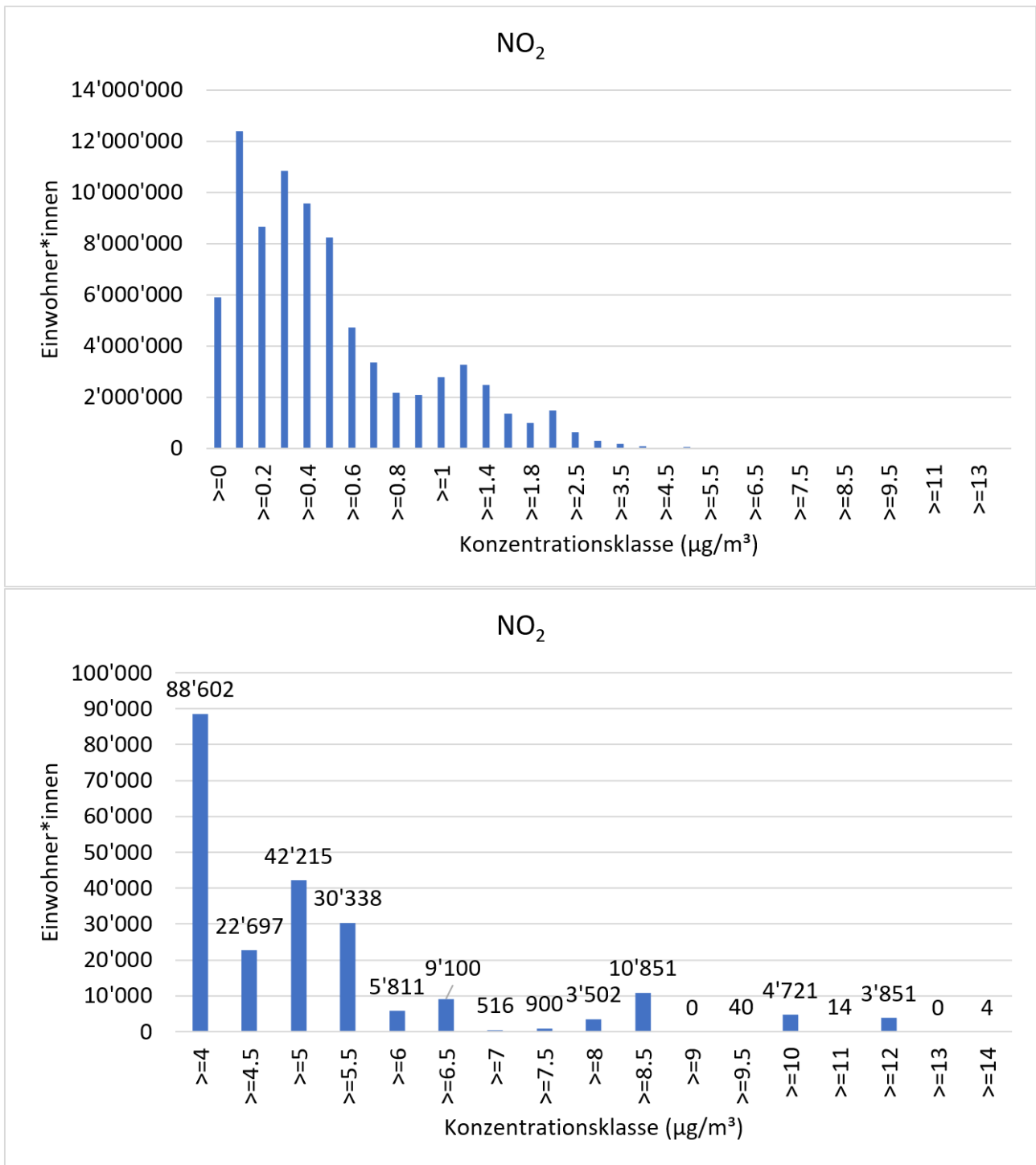
Im o. g. Projekt wurde die Exposition der Bevölkerung bezogen auf die Gesamtbelastung, d. h. die durch alle (bekannten) Emissionsquellen hervorgerufene Luftschadstoffbelastung, ermittelt. Im Unterschied dazu wurde im hier vorliegenden Projekt die Exposition der Bevölkerung explizit bezogen auf den Beitrag der Kohlekraftwerke zur Gesamtbelastung betrachtet. Dazu wurde der Beitrag der Kohlekraftwerke, der entsprechend der Beschreibung in Abschnitt 6.7.1 und Abschnitt 6.8 flächendeckend im 2x2 km²-Raster für jedes Szenario modelliert wurde, räumlich mit dem 1 x1 km²-Gitter verschnitten, in dem die Bevölkerungsverteilung vorliegt. Auf diese Weise konnte jeder Gitterzelle im 1 x1 km²-Gitter der Bevölkerungsverteilung für jedes Szenario ein Konzentrationswert zugeordnet werden, der dem berechneten Beitrag der Kohlekraftwerke im jeweiligen Szenario entspricht. Zudem wurde der Konzentrationsbereich, der durch den Konzentrationsbeitrag der Kohlekraftwerke in Deutschland definiert wird, in Konzentrationsklassen unterteilt. Die Gitterzellen im 1 x1 km²-Gitter wurden dann szenarienweise entsprechend dem jeweils zugeordneten Konzentrationsbeitrag der Kohlekraftwerke einer der festgelegten Konzentrationsklassen zugewiesen. Anschließend wurde für jedes Szenario für jede Konzentrationsklasse die Anzahl der Einwohner*innen aller der jeweiligen Konzentrationsklasse zugeordneten Gitterzellen aufsummiert. Damit ergab sich für jedes Szenario eine Verteilung der Einwohner*innen auf die klassifizierten Beiträge der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung in Deutschland.

7.2 Ergebnisse

In Abbildung 47 ist für NO₂ die Verteilung der Einwohner*innen auf die klassifizierte Beiträge der Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung in Deutschland beispielhaft für das Basisszenario dargestellt. Zur besseren Lesbarkeit ist die Einteilung der Konzentrationsklassen nicht äquidistant. In Abbildung 47, oben, ist der gesamte Konzentrationsbereich und in Abbildung 47, unten, der Bereich mit betragsmäßig höheren Beiträgen der Kohlekraftwerke dargestellt. Nach dieser Auswertung sind im Basisszenario 83.2 % der Einwohner*innen in Deutschland einer NO₂-Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal 1 µg/m³ ausgesetzt und 16.5 % einer NO₂-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 1 und 4 µg/m³. Für rund 220'000 Personen bzw. knapp 0.3 % der Gesamtbevölkerung in Deutschland ergibt sich im Basisszenario eine Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 4 µg/m³ und 13 µg/m³, wobei für die Klasse zwischen 12 µg/m³ und 13 µg/m³ 3'851 Personen ermittelt wurden. Für 4 Personen wurde im Basisszenario eine NO₂-Belastung durch Kohlekraftwerke von 14 µg/m³ bis 15 µg/m³ berechnet.

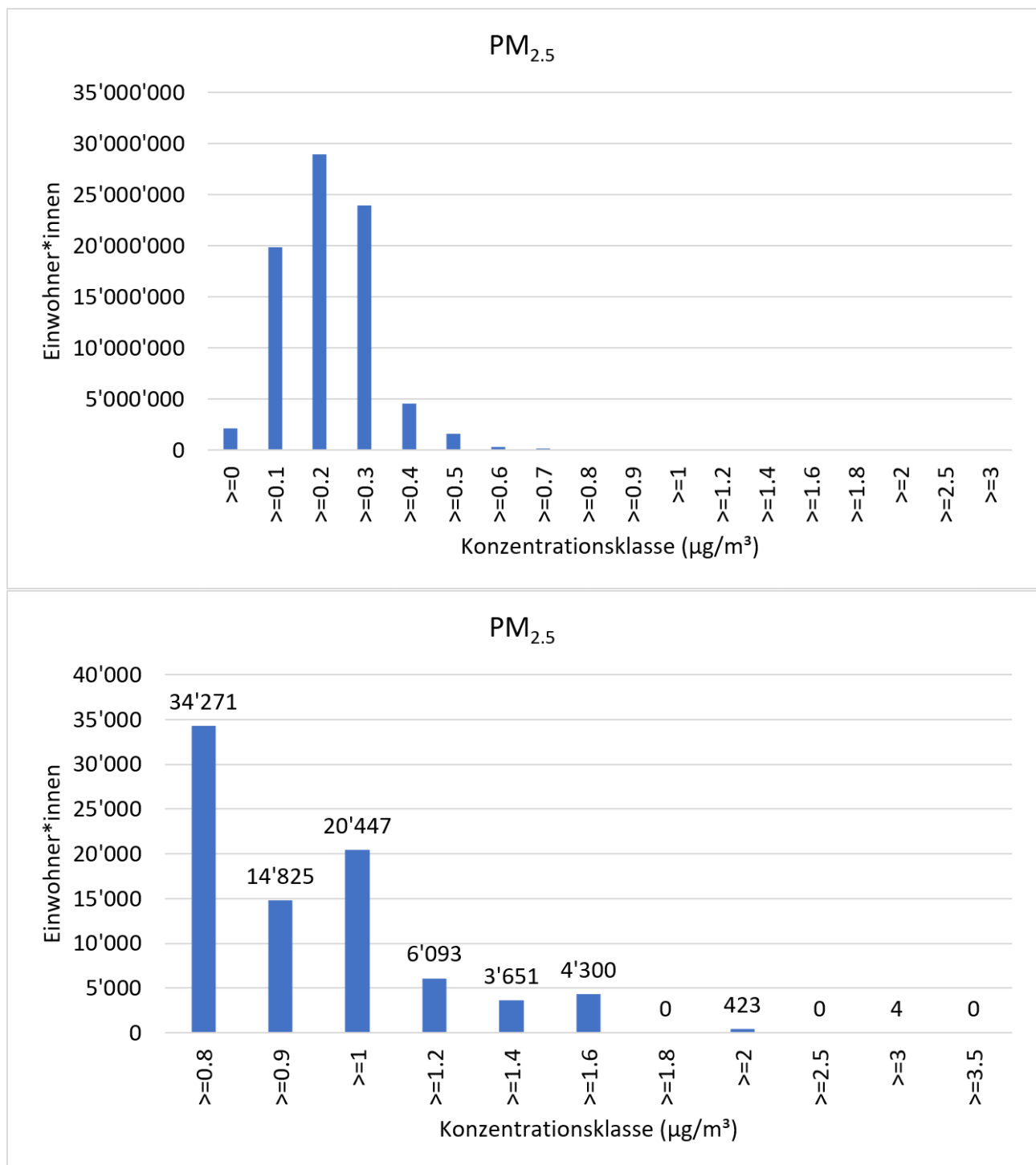
In Abbildung 48 ist die entsprechende Auswertung für PM_{2.5} dargestellt. Der Großteil der Bevölkerung, d. h. 97.4 %, erfährt demnach im Basisszenario eine PM_{2.5}-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 0 µg/m³ und 0.5 µg/m³. Im Bereich von 0.5 µg/m³ bis 1 µg/m³ wurde ein Bevölkerungsanteil von 2.6 % ermittelt. Die Klasse zwischen 1 µg/m³ und 1.6 µg/m³ betrifft 30'191 Personen, und für die PM_{2.5}-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 1.6 µg/m³ und 3.5 µg/m³ ergeben sich knapp 4'727 Personen, wobei der obersten Klasse zwischen 3.0 µg/m³ und 3.5 µg/m³ wie bei NO₂ nur 4 Personen zugeordnet sind.

Abbildung 47: Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der NO₂-Belastung durch Kohlekraftwerke im Basisszenario 2015 (oben Gesamtbereich, unten Ausschnitt mit höheren Konzentrationsklassen)



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 48: Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der PM_{2.5}-Belastung durch Kohlekraftwerke im Basisszenario 2015 (oben Gesamtbereich, unten Ausschnitt mit höheren Konzentrationsklassen)



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

In Tabelle 54 ist die Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der NO₂-Belastung durch Kohlekraftwerke für alle in diesem Projekt betrachteten Szenarien aufgeführt. Demnach zeigt das Braunkohle-Szenario eine der Größenordnung nach ähnliche Verteilung der NO₂-Belastung durch Kohlekraftwerke auf die Bevölkerung wie das Basisszenario 2015. Allerdings gibt es im Braunkohle-Szenario größere Bereiche in Deutschland mit einem nur geringen Beitrag der

Kohlekraftwerke zur Luftschadstoffbelastung im Vergleich zum Basisszenario, nämlich dort, wo im Wesentlichen Steinkohlekraftwerke lokalisiert sind. Entsprechend sind im Braunkohle-Szenario 88.7 % der Bevölkerung in Deutschland einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt und 11.1 % einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In den oberen Klassen sind sich Braunkohle- und Basisszenario sehr ähnlich, was darauf hindeutet, dass dieser Bereich im Basisszenario hauptsächlich – aber nicht nur – durch die Braunkohlekraftwerke bestimmt wird. Im Steinkohle-Szenario, das grundsätzlich mit einem niedrigeren Beitrag zur NO_2 -Belastung einhergeht (Tabelle 52), sind 99.9 % der Bevölkerung in Deutschland einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt und 0.1 % einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 1 und maximal $2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

In den retrospektiven Szenarien zeigt sich eine Verschiebung der exponierten Bevölkerung hin zu den höheren Konzentrationsklassen. Wie in Abschnitt 4.1.1 ausgeführt, wurden die Bevölkerungsdaten auch für die retrospektiven Szenarien explizit konstant gehalten, um eine Aussage darüber treffen zu können, welche Krankheitslast aus der Belastung durch Kohlekraftwerksemissionen in Deutschland wir im Bezugsjahr des Basisszenarios 2015 gehabt hätten, wenn die Emissionen aus Kohlekraftwerken im Jahr 2015 den Emissionsmengen der betrachteten retrospektiven Szenarien entsprochen hätten. Im retrospektiven Szenario 1995 sind mit 75.1 % deutlich weniger Einwohner*innen als im Basisszenario einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt und mit 24.1 % deutlich mehr Einwohner*innen als im Basisszenario einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Für 0.8 % der Bevölkerung in Deutschland wurde eine NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und maximal $18.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet, wobei wie schon bei den bisher betrachteten Szenarien (außer Steinkohle) der obersten Klasse zwischen $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nur 4 Personen zugeordnet sind. Im retrospektiven Szenario 2005 zeigt sich bereits eine Besserung der Situation, hier erfahren 80.9 % der Bevölkerung in Deutschland eine NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und 18.7 % eine NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Für 0.4 % der Bevölkerung in Deutschland wurde eine NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und maximal $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Im EU-Szenario, das mit den niedrigsten Beiträgen zur NO_2 -Belastung einhergeht (Tabelle 52), sind fast 100 % der Bevölkerung in Deutschland einer NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt, für rund 9'500 Personen ergibt sich eine NO_2 -Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 1 und maximal $1.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabelle 54: Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der NO₂-Belastung durch Kohlekraftwerke in den betrachteten Szenarien

Konzentrationsklasse [µg/m ³]	Basis 2015 [µg/m ³]	SK-D 2015 [µg/m ³]	BK-D 2015 [µg/m ³]	Retro 1995 [µg/m ³]	Retro 2005 [µg/m ³]	EU 2015 [µg/m ³]
0 ≤ x < 0.1	5'899'285	26'969'413	24'125'840	2'618'528	4'537'217	69'535'278
0.1 ≤ x < 0.2	12'399'833	30'279'877	14'017'266	9'924'122	12'068'178	8'720'162
0.2 ≤ x < 0.3	8'662'896	16'105'511	7'900'029	7'296'505	7'603'303	1'474'773
0.3 ≤ x < 0.4	10'845'747	5'210'562	9'642'426	6'278'916	9'588'262	1'044'043
0.4 ≤ x < 0.5	9'574'792	1'758'738	5'489'506	7'721'629	8'452'124	423'567
0.5 ≤ x < 0.6	8'244'125	822'219	2'876'480	6'562'354	9'352'459	234'325
0.6 ≤ x < 0.7	4'728'568	218'243	2'499'365	6'770'024	6'193'350	96'363
0.7 ≤ x < 0.8	3'371'282	118'159	2'314'450	6'810'922	3'535'649	52'971
0.8 ≤ x < 0.9	2'175'961	85'074	1'723'703	4'381'665	2'807'062	77'036
0.9 ≤ x < 1	2'079'723	17'035	1'836'087	2'943'154	1'923'076	18'571
1 ≤ x < 1.2	2'790'268	79'271	2'619'193	4'176'961	3'553'662	4'014
1.2 ≤ x < 1.4	3'257'266	11'356	1'604'510	3'091'571	2'394'531	562
1.4 ≤ x < 1.6	2'493'754	8'349	1'165'379	1'942'054	2'809'871	956
1.6 ≤ x < 1.8	1'359'922	298	990'071	2'351'263	2'231'171	3'123
1.8 ≤ x < 2	992'773	1'262	588'810	2'243'056	1'026'640	889
2 ≤ x < 2.5	1'476'607	1'266	1'061'314	3'342'259	1'891'237	0
2.5 ≤ x < 3	639'120	0	615'121	1'433'862	704'192	0
3 ≤ x < 3.5	305'339	0	260'854	602'808	460'438	0
3.5 ≤ x < 4	166'210	0	149'144	533'084	216'997	0
4 ≤ x < 4.5	88'602	0	78'171	206'128	148'101	0
4.5 ≤ x < 5	22'697	0	22'160	189'584	61'294	0
5 ≤ x < 5.5	42'215	0	46'144	82'897	17'182	0
5.5 ≤ x < 6	30'338	0	21'299	55'133	49'810	0
6 ≤ x < 6.5	5'811	0	9'513	15'931	21'430	0
6.5 ≤ x < 7	9'100	0	5'402	30'498	735	0
7 ≤ x < 7.5	516	0	717	26'691	13'242	0
7.5 ≤ x < 8	900	0	2'447	15'724	1'537	0
8 ≤ x < 8.5	3'502	0	4'110	5'811	900	0
8.5 ≤ x < 9	10'851	0	8'492	8'605	1'789	0
9 ≤ x < 9.5	0	0	40	1'011	9'902	0
9.5 ≤ x < 10	40	0	0	837	2'662	0
10 ≤ x < 11	4'721	0	4'721	8'416	333	0
11 ≤ x < 12	14	0	23	6'000	4'442	0
12 ≤ x < 13	3'851	0	3'842	40	9	0
13 ≤ x < 14	0	0	0	4'721	3'842	0
14 ≤ x < 15	4	0	4	14	0	0
15 ≤ x < 16	0	0	0	3'851	0	0
16 ≤ x < 17	0	0	0	0	4	0
17 ≤ x < 18	0	0	0	0	0	0
18 ≤ x < 19	0	0	0	4	0	0

Tabelle 55 zeigt die entsprechende Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der PM_{2,5}-Belastung durch Kohlekraftwerke für alle in diesem Projekt betrachteten Szenarien. Für das Braunkohle-Szenario ist im Vergleich zum Basisszenario 2015 eine noch etwas stärkere Verschiebung der exponierten Bevölkerung hin zu den niedrigeren Konzentrationsklassen zu beobachten als bei NO₂, wobei sich auch hier – wie bei NO₂ – die oberen Klassen von Braunkohle- und Basisszenario in ihrer Belegung und ihren Maximalwerten sehr ähnlich sind. Dementsprechend erfährt im Braunkohle-Szenario mit 99.2 % der überwiegende Teil der Bevölkerung in Deutschland eine PM_{2,5}-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 0 µg/m³ und 0.5 µg/m³. Im Bereich von 0.5 µg/m³ bis 1 µg/m³ wurde ein Bevölkerungsanteil von 0.7 % ermittelt. Die Klasse zwischen 1 µg/m³ und 1.6 µg/m³ betrifft 20'412 Personen, und für die PM_{2,5}-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 1.6 µg/m³ und 3.5 µg/m³ ergeben sich genau wie im Basisszenario 4'727 Personen, wobei der obersten Klasse zwischen 3.0 µg/m³ und 3.5 µg/m³ wie bisher 4 Personen zugeordnet sind. Im Steinkohle-Szenario, für das die niedrigsten Beiträge zur PM_{2,5}-Belastung berechnet wurden (Tabelle 53), sind 100 % der Bevölkerung in Deutschland einer PM_{2,5}-Belastung durch Kohlekraftwerke von maximal 0.4 µg/m³ ausgesetzt.

Für das retrospektive Szenario 1995, für das der höchste Beitrag der Kohlekraftwerke zur PM_{2,5}-Belastung in Deutschland modelliert wurde (Tabelle 53), wurde eine gegenüber dem Basisszenario erhebliche Verschiebung der exponierten Bevölkerung hin zu höheren Konzentrationsklassen ermittelt. Für 0.6 % der Bevölkerung ergibt sich hier eine PM_{2,5}-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 0 µg/m³ und 0.5 µg/m³. 15.4 % der Bevölkerung erfahren eine PM_{2,5}-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 0.5 µg/m³ und 1 µg/m³, und 37.7 % sind einer Belastung zwischen 1 µg/m³ und 1.6 µg/m³ ausgesetzt. Für 45.1 % der Bevölkerung ergibt sich eine Belastung zwischen 1.6 µg/m³ und 3.5 µg/m³, für 1.1 % der Bevölkerung eine Belastung zwischen 3.5 µg/m³ und 10 µg/m³, und für knapp 5'000 Personen wurde eine Belastung zwischen 10 µg/m³ und maximal 21.5 µg/m³ berechnet, wobei der obersten Klasse zwischen 21 µg/m³ und 22 µg/m³ wie bisher 4 Personen zugeordnet sind und die nächste, mit 14 Personen belegte Klasse die Klasse zwischen 16 µg/m³ und 17 µg/m³ ist. Das retrospektive Szenario 2005 ist dem Basisszenario 2015 in seiner Bevölkerungsverteilung auf die Konzentrationsklassen schon deutlich näher, hier erfahren 84.4 % der Bevölkerung eine PM_{2,5}-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 0 µg/m³ und 0.5 µg/m³, 15.4 % der Bevölkerung sind einer Belastung zwischen 0.5 µg/m³ und 1 µg/m³ ausgesetzt, und für 0.2 % ergibt sich eine Belastung zwischen 1 µg/m³ und 1.6 µg/m³. Rund 19'000 Personen sind einer PM_{2,5}-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 1.6 µg/m³ und maximal 4.6 µg/m³ ausgesetzt.

Im EU-Szenario ergibt sich für 94.4 % der Bevölkerung in Deutschland eine PM_{2,5}-Belastung durch Kohlekraftwerke zwischen 0 µg/m³ und 0.5 µg/m³, für 5.6 % der Bevölkerung eine Belastung zwischen 0.5 µg/m³ und 1 µg/m³ und für rund 45'000 Personen eine Belastung zwischen 1 und maximal 1.3 µg/m³.

Tabelle 55: Verteilung der Einwohner*innen in Deutschland auf die Konzentrationsklassen der PM_{2.5}-Belastung durch Kohlekraftwerke in den betrachteten Szenarien

Konzentrationsklasse [µg/m ³]	Basis 2015 [µg/m ³]	SK-D 2015 [µg/m ³]	BK-D 2015 [µg/m ³]	Retro 1995 [µg/m ³]	Retro 2005 [µg/m ³]	EU 2015 [µg/m ³]
0 <= x < 0.1	2'175'289	29'490'596	29'188'576	0	382'636	0
0.1 <= x < 0.2	19'871'303	51'973'316	31'687'830	0	10'020'486	0
0.2 <= x < 0.3	28'961'408	221'408	14'632'914	0	19'412'202	18'917'328
0.3 <= x < 0.4	23'969'800	1'313	3'865'990	97'798	21'405'039	47'135'784
0.4 <= x < 0.5	4'556'485	0	1'696'337	431'929	17'722'963	11'038'915
0.5 <= x < 0.6	1'587'649	0	372'405	1'377'251	7'917'022	2'463'820
0.6 <= x < 0.7	343'528	0	142'079	1'344'852	2'882'628	1'350'517
0.7 <= x < 0.8	137'157	0	47'970	3'427'494	1'122'510	430'664
0.8 <= x < 0.9	34'271	0	17'564	2'978'274	415'571	193'209
0.9 <= x < 1	14'825	0	9'829	3'467'749	207'801	111'116
1 <= x < 1.2	20'447	0	16'321	8'764'475	135'878	40'362
1.2 <= x < 1.4	6'093	0	3'865	9'346'349	21'267	4'918
1.4 <= x < 1.6	3'651	0	226	12'718'126	21'516	0
1.6 <= x < 1.8	4'300	0	4'300	8'002'941	7'706	0
1.8 <= x < 2	0	0	110	8'076'018	4'584	0
2 <= x < 2.5	423	0	313	15'522'200	2'495	0
2.5 <= x < 3	0	0	0	3'600'631	4'018	0
3 <= x < 3.5	4	0	4	1'647'808	293	0
3.5 <= x < 4	0	0	0	524'245	14	0
4 <= x < 4.5	0	0	0	162'613	0	0
4.5 <= x < 5	0	0	0	106'255	4	0
5 <= x < 5.5	0	0	0	38'556	0	0
5.5 <= x < 6	0	0	0	11'820	0	0
6 <= x < 6.5	0	0	0	7'989	0	0
6.5 <= x < 7	0	0	0	85	0	0
7 <= x < 7.5	0	0	0	12'023	0	0
7.5 <= x < 8	0	0	0	9'648	0	0
8 <= x < 8.5	0	0	0	1'126	0	0
8.5 <= x < 9	0	0	0	1'817	0	0
9 <= x < 9.5	0	0	0	45	0	0
9.5 <= x < 10	0	0	0	1'563	0	0
10 <= x < 11	0	0	0	226	0	0
11 <= x < 12	0	0	0	60	0	0
12 <= x < 13	0	0	0	4'240	0	0
13 <= x < 14	0	0	0	110	0	0
14 <= x < 15	0	0	0	293	0	0
15 <= x < 16	0	0	0	6	0	0
16 <= x < 17	0	0	0	14	0	0
17 <= x < 18	0	0	0	0	0	0
18 <= x < 19	0	0	0	0	0	0
19 <= x < 20	0	0	0	0	0	0
20 <= x < 21	0	0	0	0	0	0
21 <= x < 22	0	0	0	4	0	0

8 Quantifizierung der Gesundheitsfolgen durch Kohlekraftwerke in Deutschland

Kennzahlen zur Krankheitslast umfassen unter anderem die attributablen Todes- und Krankheitsfällen. Die attributablen Todesfälle beschreiben den Anteil der Sterbefälle, die statistisch betrachtet auf einen Schadstoff aus KKW zurückgeführt werden können. Diese Kennzahl gibt aber keine Hinweise darauf, wie viel Lebenszeit die Menschen durch das Versterben verlieren. Aus diesem Grund wird häufig das Summenmaß DALYs als Indikator für die Krankheitslast in einer Bevölkerung eingesetzt. Dieses Summenmaß ergibt sich aus der Anzahl von verlorenen Lebensjahren (Years of Life Lost due to death, YLL) durch Versterben infolge der betrachteten Gesundheitsendpunkte und der Anzahl von Lebensjahren, die verloren gehen, weil Personen mit einer gesundheitlichen Einschränkung gelebt haben (Years Lived with Disability, YLD) (vgl. Abschnitt 02.4.1). Die ermittelten verlorenen Lebensjahre verteilen sich nicht gleichmäßig auf alle Altersgruppen der Bevölkerung. Abhängig vom endpunktspezifischen Krankheitsverlauf und dem Zeitpunkt des Versterbens verlieren bestimmte Altersgruppen mehr gesunde Lebensjahre (DALYs) als andere.

Bei den Indikatoren der Krankheitslast handelt es sich grundsätzlich um statistische Kennwerte. Das bedeutet, dass diese berechneten Indikatoren der Krankheitslast keine exakt messbaren und anhand von Gesundheitsstatistiken validierbaren Zahlen abbilden, sondern eher als Größenordnungen zu verstehen sind. Die im Rahmen des hier verwendeten Krankheitslastmodells ermittelten Kennzahlen besitzen grundsätzlich eine hohe Präzision, sie sind aber mit Unsicherheiten behaftet – und zwar sowohl was die Modellannahmen als auch, was die Qualität der verfügbaren Eingangsdaten betrifft. Ein Vergleich der Kennzahlen mit den aus anderen Erhebungen ist zudem nur unter der Voraussetzung adäquat, wenn eine vergleichbare Methodik zugrunde liegt. Das heißt, dass Vergleiche zumeist nur innerhalb eines konsistenten Systems sinnvoll sind. Sind alle Annahmen transparent dargestellt können Ergebnisse unterschiedlicher Studien, unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Annahmen, verglichen und interpretiert werden.

In den nachfolgenden Kapiteln werden zunächst die Ergebnisse der Berechnungen der Krankheitslasten für das Basisszenario 2015 gezeigt sowie die geschätzten Krankheitslasten, die auf eine Exposition gegenüber NO_2 und $\text{PM}_{2.5}$ ausgehend von Stein- bzw. Braunkohlekraftwerken (SK-D und BK-D) zurückzuführen sind. Es erfolgt zudem eine Gegenüberstellung der Krankheitslasten für zwei retrospektive Modellszenarien -Retro1995 und Retro2005- mit dem Basisszenario 2015.

Zudem wurden Krankheitslasten für 2015 in Deutschland ermittelt, die auf die Emissionen von Kohlekraftwerken in Europa zurückgeführt werden können (EU-Szenario, KKW-EUR).

In allen Szenarien wurde die Krankheitslast für gesundheitliche Endpunkte mit starker Evidenz für einen Zusammenhang mit einer Exposition gegenüber NO_2 bzw. $\text{PM}_{2.5}$ ermittelt.

Des Weiteren wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, die zusätzlich eine Schätzung der Krankheitslast für gesundheitliche Endpunkte im Zusammenhang mit einer NO_2 -Exposition abbilden, für die nur eine moderate Evidenz für einen Zusammenhang zwischen Exposition und Erkrankung besteht.

Weitere Sensitivitätsanalysen sollen mögliche Unsicherheiten bei der Schätzung der Krankheitslast aufzeigen, indem die Zusammenhänge zwischen NO_2 bzw. $\text{PM}_{2.5}$ und der natürlichen Mortalität bei Verwendung von Schätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen gegenübergestellt werden.

8.1 Basisszenario 2015

Im Folgenden werden die geschätzten attributablen Krankheitslasten für definierte gesundheitliche Endpunkte im Basisszenario 2015 präsentiert, die bei Abschaltung aller aktiven Kohlekraftwerke in Deutschland im Jahr 2015 hätten vermieden werden können.

Abhängig von der jeweiligen Evidenz für den Zusammenhang von Schadstoff und dem betrachteten Gesundheitsendpunkt werden als Kennzahlen jeweils die verlorenen Lebensjahre durch Versterben (Years of Life Lost due to death, YLL) und die Anzahl von Lebensjahren dargestellt, die verloren gehen, weil die Personen mit einer gesundheitlichen Beeinträchtigung gelebt haben (Years Lived with Disability, YLD), sowie ggf. das Summenmaß DALYs. Die Darstellung erfolgt in absoluten Zahlen bzw. als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). Zudem werden die geschätzten attributablen Todes- und Krankheitsfälle für das Szenario aufgeführt.

8.1.1 Basisszenario 2015 – Krankheitslast durch PM_{2.5}-Emissionen aus Kohlekraftwerken

Die Berechnung der Krankheitslasten erfolgte für gesundheitliche Endpunkte, für die eine starke Evidenz eines Zusammenhangs mit einer PM_{2.5}-Exposition besteht. Dies umfasst die Endpunkte Diabetes mellitus (ICD-10-Kodierung: E10-14), chronisch obstruktive Lungenerkrankung (Chronic obstructive pulmonary disease, COPD, ICD-10-Kodierung: J44), koronare Herzerkrankungen (KHK, ICD-10-Kodierung: I20-25), Schlaganfall (ST, ICD-10-Kodierung: I60-69) und Lungenkrebs (LK, ICD-10-Kodierung: C34). Geschätzt wurde für diese Endpunkte der attributable Anteil der Krankheitslast, ab einem Alter von 25 Lebensjahren, der auf die Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland (KKW) zurückgeführt werden kann.

Für die Berechnung der Krankheitslast wurden für alle Endpunkte sowohl für die Mortalität als auch für Morbidität die jeweils gleichen EWF-Schätzer eingesetzt, so dass sich für die Endpunkte (Mortalität und Morbidität) jeweils die gleichen attributablen Anteile ergaben (Tabelle 56). Dabei entspricht der „attributable Anteil“ der PAF (Population Attributable Fraction) und damit dem prozentualen Anteil der Krankheitslast, die auf dem Schadstoff aus KKW-Emissionen zurückzuführen ist.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Reduktion von PM_{2.5} infolge einer Abschaltung aller KKW in Deutschland im Jahr 2015 insbesondere zu einer Verminderung der durch koronare Herzerkrankungen und Schlaganfälle verursachten Krankheitslasten beiträgt.

Bei der Betrachtung der verlorenen Lebensjahre infolge des Versterbens vor Erreichen der durchschnittlichen Lebenserwartung (der jeweiligen Altersgruppe) machen bei den betrachteten Endpunkten koronare Herzerkrankungen mit 49.7 % YLL (6'210 YLL; 95 % KI 4'239; 8'185) den größten Anteil aus, gefolgt von Lungenkrebs mit 29.5 % (3'677 YLL; 95 % KI 2'642; 4'782). Für COPD konnten 8.9 %, d.h. 1'114 YLL (95 % KI 806; 1'411) und für Schlaganfälle 8.6 % bzw. 1'074 (95 % KI 802; 1'290) der YLL für den Endpunkt Schlaganfall berechnet werden. Für Diabetes ergaben sich aus der Modellierung 408 YLL (95 % KI 301; 457), was 3.3 % der insgesamt ermittelten YLL für alle Endpunkte entspricht.

Von der hier geschätzten Summe von 1'187 attributablen Todesfällen in der Altersgruppe ab 25 Jahren infolge von Feinstaub-Emissionen (PM_{2.5}) aus KKW in Deutschland hätten 52.2 % (623 Fälle; 95 % KI 425; 821) durch KHK und 24.8 % (294 Fälle; 95 % KI 220; 353) durch Schlaganfälle verursachte Todesfälle verhindert werden können. Während COPD 7.8 % und Lungenkrebs 11.9 % der attributable Todesfälle ausmachen, machen die Todesfälle von Diabetes mit 3 % (36 Fälle, 95 % KI 26; 40) den geringsten Anteil aus.

Hinsichtlich der hier insgesamt 54'956 geschätzten Krankheitsfälle, die durch eine Vermeidung der PM_{2.5}-Emissionen aus deutschen KKW im Bezugsjahr 2015 hätten verhindert werden können, wäre der größte Gewinn für Diabetes mit geschätzten 36.8 % der Krankheitsfälle und bei koronaren Herzerkrankungen mit 30.9 % der Fälle zu erwarten gewesen. COPD und Schlaganfälle machen 21.3 % bzw. 10.8 % der Fälle aus, während PM_{2.5} aus KKW nur zu 0.2 % der Lungenkrebsfälle beiträgt.

Bei der im Modell berechneten Anzahl der YLD für die betrachteten Endpunkte macht Diabetes auch hier den größten Anteil mit 1'416 YLD (39.8 %) (95 % KI 1'045; 1'585) aus. YLD durch Schlaganfälle folgen mit 919 (25.9 %) (95 % KI 686; 1'104) und COPD mit 749 (21.1 %) (95 % KI 542; 949) geschätzten YLD, die im Zusammenhang mit einer PM_{2.5} Exposition aus KKW in 2015 stehen.

Für die gesamte im Summenmaß DALYs abgebildete Krankheitslast, ergibt sich im Jahr 2015 der größte Gesundheitsgewinn durch Vermeidung von PM_{2,5}-Emissionen bei Abschaltung der KKW in Deutschland für koronare Herzerkrankungen mit rund 42 % der hier geschätzten DALYs. Für Lungenkrebs konnte bei Betrachtung der DALYs ein Gesundheitsgewinn von 23 % ermittelt werden, für die Endpunkte Diabetes, COPD und Schlaganfall liegt der Gewinn an DALYs bei 11-12 % (Tabelle 56).

Tabelle 56: Krankheitslasten durch PM_{2,5} aus Kohlekraftwerksemissionen im Basisszenario 2015. Endpunkte mit starker Evidenz (Diabetes (DM), COPD, koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)) in Altersgruppen ab dem 25. Lebensjahr. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Basisszenario 2015	DM	COPD	KHK	ST	LK
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.377 (0.278; 0.422)	0.299 (0.216; 0.379)	0.486 (0.332; 0.641)	0.517 (0.386; 0.620)	0.313 (0.225; 0.406)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	36 (26; 40)	93 (67; 118)	623 (425; 821)	294 (220; 353)	141 (102; 184)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	408 (301; 457)	1'114 (806; 1'411)	6'210 (4'239; 8'185)	1'074 (802; 1'290)	3'677 (2'642; 4'782)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	0.5 (0.4; 0.6)	1.4 (1.0; 1.7)	7.6 (5.2; 10.0)	1.3 (1.0; 1.6)	4.5 (3.2; 5.9)
Attributable Krankheitsfälle (95 % KI)	20'251 (14'949; 22'665)	11'681 (8'449; 14'802)	16'962 (11'578; 22'356)	5'946 (4'438; 7'141)	116 (83; 150)
Years Lived with Disability (YLD) (95 % KI)	1'416 (1'045; 1'585)	749 (542; 949)	452 (309; 596)	919 (686; 1'104)	18 (13; 23)
YLD pro 100'000 EW (95 % KI)	1.7 (1.3; 1.9)	0.9 (0.7; 1.2)	0.6 (0.4; 0.7)	1.1 (0.8; 1.4)	0.02 (0.02; 0.03)
DALYs (95 % KI)	1'824 (1'346; 2'041)	1'863 (1'347; 2'360)	6'663 (4'548; 8'782)	1'993 (1'488; 2'394)	3'695 (2'655; 4'805)

8.1.2 Basisszenario 2015 – Krankheitslast durch NO₂-Emissionen aus Kohlekraftwerken

Die Berechnung der Krankheitslasten für gesundheitliche Endpunkte im Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition erfolgte für Endpunkte mit starker Evidenz. Dies umfasst die Endpunkte kardiovaskuläre Mortalität (ICD-10-Kodierung I00-I99) und COPD-Mortalität (ICD-10-Kodierung J44), ab einem Alter von 25 Lebensjahren.

Bei den beiden betrachteten Endpunkten kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität macht die Krankheitslast durch kardiovaskuläre Mortalität mit 17'720 YLL (95 % KI 12'131; 23'511) den größten Anteil an verlorenen Lebensjahren durch NO₂ aus Kohlekraftwerken in Deutschland aus, was etwa 97 % der berechneten YLL entspricht. In diesem Zusammenhang sind 2'024 (95 % KI 1'386; 2'686) attributable Todesfälle ermittelt worden (Tabelle 57).

Der Anteil an verlorenen Lebensjahren infolge von COPD liegt demnach bei 3 % der YLL, was einer Anzahl von 660 YLL entspricht. Das Konfidenzintervall (95 % KI) schließt dabei die Möglichkeit von Null bis 1'087 YLL ein. Die Zahl der attributablen Todesfälle beträgt 61 (95 % KI 0; 101).

Tabelle 57: Krankheitslasten durch NO₂ aus KKW im Basisszenario 2015. Krankheitslast für Endpunkte mit starker Evidenz (kardiovaskuläre (KV) Mortalität und COPD-Mortalität) in Altersgruppen ab dem 25. Lebensjahr. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Basisszenario 2015	KV	COPD
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.568 (0.389; 0.754)	0.198 (0; 0.326)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	2'024 (1'386; 2'686)	61 (0; 101)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	17'720 (12'131; 23'511)	660 (0; 1'087)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	22 (15; 29)	0.8 (0; 1.3)

8.1.3 Basisszenario 2015 – Sensitivitätsanalyse: Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde eine mögliche zusätzliche Minderung der Krankheitslasten bei Berücksichtigung der Endpunkte Diabetes, Schlaganfall (ST) und Asthma bronchiale (AB) durch die Reduktion der NO₂-Exposition nach Abschaltung der KKW im Basisszenario 2015 ermittelt.

Durch den Wegfall der NO₂-Emissionen aus den betrachteten KKW hätten 790 (95 % KI 0; 2'195) der YLL durch Diabetes vermieden werden können (Tabelle 58).

Insbesondere die mögliche Reduktion von 3'416 YLD (591; 6'217) durch Diabetes und 1'792 YLD (95 % KI 8; 3'523) durch Asthma bronchiale, hätte zu einem Gesundheitsgewinn durch Abschaltung der NO₂-Emissionen aus KKW beigetragen (Tabelle 59). Die Schätzung der YLD durch Schlaganfall, die in 2015 möglicherweise auch durch NO₂ aus KKW verursacht wurden, läge demgegenüber bei 33 YLD (95 % KI 0; 468).

Die Minderung der Exposition durch NO₂ aus KKW könnte zu einem möglichen Gewinn von insgesamt mindestens 5'241 gesunden Lebensjahren beitragen, wovon sich schätzungsweise 65 % auf Diabetes und 34 % auf Asthma bronchiale verteilen würden, während nur 0.6 % der YLD für den Endpunkt Schlaganfall relevant wären.

Tabelle 58: Krankheitslasten durch NO₂-Emissionen aus Kohlekraftwerken im Basisszenario 2015. Sensitivitätsanalysen: Summen der Krankheitslasten von Endpunkten mit moderater Evidenz für Mortalität (Diabetes (DM) ≥ 30 Lebensjahre) im Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Basisszenario 2015	DM
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.730 (0; 2.029)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	69 (0; 192)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	790 (0; 2'195)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	1.0 (0; 2.7)

Tabelle 59: Krankheitslast durch NO₂-Emissionen aus Kohlekraftwerken im Basisszenario 2015. Sensitivitätsanalysen: Summen der Krankheitslasten von Endpunkten mit moderater Evidenz für Morbidität (Diabetes mellitus (DM, ≥ 30 Lebensjahre), Schlaganfall (ST, 40.-89. Lebensjahr) und Asthma bronchiale (AB, 30.-75. Lebensjahr)) im Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Basisszenario 2015	DM	ST	AB
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.917 (0.159; 1.668)	0.020 (0; 0.281)	1.500 (0.007; 2.949)
Attributable Krankheitsfälle (95 % KI)	48'854 (8'457; 88'927)	216 (0; 3'028)	46'632 (208; 91'686)
Years Lived with Disability (YLD) (95 % KI)	3'416 (591; 6'217)	33 (0; 468)	1'792 (8; 3'523)
YLD pro 100'000 EW (95 % KI)	4.2 (0.7; 7.6)	0 (0; 0.6)	2.2 (0; 4.3)

8.1.4 Basisszenario 2015 – Sensitivitätsanalyse: Ein- und Mehrschadstoffmodelle für natürliche Mortalität

Die bei der Kohleverbrennung emittierten Schadstoffe PM_{2.5} und NO₂ können in Zusammenhang mit den gleichen gesundheitlichen Effekten stehen. In welchem Maß diese überlappende Wirkung auftritt, konnte für die natürliche Mortalität (alle Todesfälle bis auf die, die auf Verletzungen oder Unfälle zurückzuführen sind) im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse durch die Verwendung von Schätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen geprüft werden (vgl. Abschnitt 2.2.3). Aus den Mehrschadstoffmodellen standen dafür jeweils für PM_{2.5} bzw. NO₂ adjustierte Schätzer zur Verfügung.

Die Anzahl an vermiedenen verlorenen Lebensjahren (ab dem 25. Lebensjahr), die in 2015 infolge der Reduktion von PM_{2.5} nach Abschaltung der KKW zu erwarten gewesen wäre, ergab bei Verwendung von Schätzern aus Einschadstoffmodellen einen Wert von 39'191 YLL (95 % KI 32'319; 46'190) (Tabelle 60). Bei einer Adjustierung für NO₂ wurden bei Verwendung des Schätzers aus dem entsprechenden Mehrschadstoffmodell mit 25'587 (95 % KI 6'885; 34'339) weniger YLL ermittelt, die im Zusammenhang mit PM_{2.5} aus KKW auftraten, was einer Abweichung von 35 % entspricht. Für NO₂ sind für das Basisszenario 2015 bei Verwendung des Schätzers aus dem Einschadstoffmodell für NO₂ 55'209 YLL (95 % KI 45'320; 64'935) ermittelt worden. Bei Verwendung des PM_{2.5}-adjustierten Schätzers aus dem Mehrschadstoffmodell lag die Zahl der YLL um 41 % niedriger, d. h. bei 32'721 YLL (95 % KI 20'499; 45'320).

Eine Aufsummierung der verlorenen Lebensjahre ist bei Verwendung von Schätzern aus den Mehrschadstoffmodellen möglich. Dabei wird das Ergebnis für PM_{2.5} aus dem Einschadstoffmodell (nicht für NO₂ adjustierter Schätzer) und die Krankheitslast für NO₂ aus dem Mehrschadstoffmodell (Adjustierung für PM_{2.5}) aufaddiert. Im Basisszenario ergab sich somit insgesamt eine Reduktion um 71'912 (95 % KI 52'818; 91'510) YLL bei Abschaltung von PM_{2.5} und NO₂ aus KKW-Emissionen.

Tabelle 60: Basisszenario 2015 – Krankheitslasten durch Emissionen aus Kohlekraftwerken in 2015 auf Basis der natürlichen Mortalität (ab dem 25. Lebensjahr) bei Nutzung von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO₂ und PM_{2.5}. Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM_{2.5} (NO₂-adjustiert) und Schätzer für NO₂ (PM_{2.5}-adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Modell	PM _{2.5} Einschadstoff	PM _{2.5} adjustiert für NO ₂	NO ₂ Einschadstoff	NO ₂ adjustiert für PM _{2.5}	Summe PM _{2.5} Einschadstoff und NO ₂ ad- justiert für PM _{2.5}
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.390 (0.322; 0.460)	0.255 (0.168; 0.342)	0.550 (0.451; 0.647)	0.326 (0.204; 0.451)	
Attributable Todesfälle (95 % KI)	3'588 (2'959; 4'228)	2'342 (1'546; 3'144)	5'054 (4'149; 5'944)	2'995 (1'877; 4'149)	6'583 (4'835; 8'377)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	39'191 (32'319; 46'190)	25'587 (16'885; 34'339)	55'209 (45'320; 64'935)	32'721 (20'499; 45'320)	71'912 (52'818; 91'510)
YLL je 100'000 EW (95 % KI)	48 (40; 57)	31 (21; 42)	68 (55; 79)	40 (25; 55)	88 (65; 112)

8.2 Prozentuale Anteile der betrachteten Gesundheitsendpunkte an der Krankheitslast

Die nachfolgend betrachteten Modellszenarien sollten ausschließlich die Effekte der jeweiligen Expositionsänderung auf die für das Basisszenarios 2015 ermittelten Krankheitslasten herausstellen. Daher wurden alle anderen Bedingungen für die Berechnung der Krankheitslast in den einzelnen Szenarien konstant gehalten und alle dem Basisszenario 2015 zugrunde liegenden Gesundheitsdaten aus dem Jahr 2015 verwendet.

Für die Berechnung der attributablen Krankheitslast wurde also ausschließlich die Expositionshöhe variiert. Nimmt man die Summe der im Vorhaben ermittelten Krankheitslasten für die durch PM_{2.5} bzw. NO₂ verursachten gesundheitlichen Endpunkte jeweils als 100 % an, so zeigt sich, dass der prozentuale Anteil der Krankheitslast durch die einzelnen Endpunkte an der Gesamtkrankheitslast in allen Szenarien immer gleich ist. (Tabelle 61). So beträgt beispielsweise der Anteil an YLL durch Diabetes nach PM_{2.5}-Exposition in jedem Szenario 3.3 %, während die verbrachten Krankheitsjahre mit Diabetes immer 39.8 % der Fälle ausmachen (Tabelle 61).

Tabelle 61: Prozentuale Anteile an der Summe der Krankheitslasten durch alle betrachteten Endpunkte durch PM_{2.5} (100 %) in allen Szenarien. Endpunkte mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)) in Altersgruppen ab 25 Lebensjahren.

Endpunkt	DM	COPD	KHK	SA	LK	Σ
Attributable Todesfälle (%)	3.0	7.8	52.5	24.8	11.9	100
Years of Life Lost, YLL (%)	3.3	8.9	49.7	8.6	29.5	100
Attributable Krankheitsfälle (%)	36.8	21.3	30.9	10.8	0.21	100
Years Lived with Disability, YLD (%)	39.8	21.1	12.7	25.9	0.5	100

Für NO₂ ergibt sich für die beiden betrachteten Endpunkte mit starker Evidenz entsprechend, dass in jedem Szenario 96.8 % der ermittelten verlorenen Lebensjahre auf kardiovaskuläre Mortalität und 3.2 % auf COPD-Mortalität zurückgeführt werden können (Tabelle 62).

Tabelle 62: Prozentuale Anteile der Krankheitslasten aller betrachteten Endpunkte durch NO₂ (100 %) in allen Szenarien: Endpunkte mit starker Evidenz (kardiovaskuläre (KV) Mortalität, COPD-Mortalität) in Altersgruppen ab 25 Lebensjahren. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen).

Endpunkte	KV	COPD	Σ
Attributable Todesfälle (%)	97.8	2.1	100
Years of Life Lost, YLL (%)	96.8	3.2	100

Für die Endpunkte mit moderater Evidenz für den Zusammenhang von NO₂-Exposition und Morbidität liegen die attributablen Krankheitsfälle für Diabetes bei 51 % und für Asthma bronchiale bei 48.7 % der Fälle. Schlaganfälle tragen nur mit 0.2 % der Fälle zur Krankheitslast bei (Tabelle 63). Bezüglich der Verteilung der YLD bestehen ähnliche Tendenzen, so macht Diabetes 65.2 % der YLD und Asthma bronchiale 34.2 % der YLD aus (Tabelle 63).

Tabelle 63: Prozentuale Anteile der Krankheitslasten aller betrachteten Endpunkte durch NO₂ (100 %) in allen Szenarien: Endpunkte mit moderater Evidenz für Morbidität (Diabetes (DM, ≥ 30 Lebensjahre), Schlaganfall (ST, 40.-89. Lebensjahr) und Asthma bronchiale (AB, 30.-75. Lebensjahr)). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen).

Morbidität	DM	ST	AB	Σ
Attributable Krankheitsfälle (%)	51.0	0.2	48.7	100
Years Lived with Disability (YLD) (%)	65.2	0.6	34.2	100

Folglich ändert sich entsprechend des jeweils ermittelten expositionsabhängigen, attributablen Anteils der Krankheitslast (Population Attributable Fraction, PAF) in den einzelnen Szenarien für jeden gesundheitlichen Endpunkt lediglich die absolute Anzahl an YLL, YLD und DALYs bzw. attributablen Todes- und Krankheitsfällen.

8.3 Krankheitslasten in den Szenarien Braun- und Steinkohlekraftwerke

Zwei der betrachteten Modellszenarien differenzieren die jeweiligen Beiträge der aktiven Braun- bzw. Steinkohlekraftwerke an der Krankheitslast im Jahr 2015.

In den Szenarien wurde die Verminderung der Krankheitslasten ermittelt, die 2015 jeweils durch eine Abschaltung von Steinkohle- oder Braunkohle-KW hätte erreicht werden können.

Die Darstellung der Kennzahlen erfolgt entsprechend der für das Basisszenario beschriebenen Darstellung (Abschnitt 8.1).

8.3.1 Braun- und Steinkohlekraftwerke – Krankheitslast durch PM_{2.5}-Emissionen

Die Berechnung der Krankheitslasten erfolgte für gesundheitliche Endpunkte, für die eine starke Evidenz eines Zusammenhangs mit einer PM_{2.5}-Exposition besteht. Dies umfasst die Endpunkte Diabetes mellitus (ICD-10-Kodierung E10-14), chronisch obstruktive Lungenerkrankung (Chronic obstructive pulmonary disease, COPD, ICD-10-Kodierung J44), koronare Herzerkrankungen (KHK, ICD-10-Kodierung I20-25), Schlaganfall (ST, ICD-10-Kodierung I60-69) und Lungenkrebs (LK, ICD-10-Kodierung C34). Geschätzt wurde für diese Endpunkte der attributable Anteil der Krankheitslast ab einem Alter von 25 Jahren, der bei Abschaltung der Steinkohle-KW (Tabelle 64) bzw. Braunkohle-KW (Tabelle 65) in Deutschland im Jahr 2015 verhindert worden wäre.

Die Kennzahl der verlorenen Lebensjahre zeigt, dass infolge der Reduktion der Exposition gegenüber PM_{2.5} bei Abschaltung von Steinkohle-KW in 2015 insgesamt 6'411 der durch die betrachteten Endpunkte verursachten YLL in der Altersgruppe ab dem 25. Lebensjahr hätten verhindert werden können. Davon wären 210 YLL (95 % KI 155; 235) weniger durch Diabetes, 572 YLL (95 % KI 414; 725) weniger durch COPD und 552 YLL (95 % KI 412; 663) weniger durch Schlaganfälle aufgetreten. Die meisten verlorenen Lebensjahre würden in diesem Szenario allerdings, mit 3'190 YLL (95 % KI 2'177; 4'206), durch koronare Herzerkrankungen und mit 1'888 YLL (95 % KI 1'356; 2'456) infolge von Lungenkrebs vermieden.

Die Abschaltung von Braunkohle-KW hätte mit 7'866 YLL insgesamt noch mehr verlorene Lebensjahre durch die betrachteten Endpunkte verhindern können. Das wären 257 YLL (95 % KI 190; 288) durch Diabetes mellitus, 702 YLL (95 % KI 507; 889) durch COPD und 677 YLL (95 % KI 505; 813) durch Schlaganfälle. Die meisten verlorenen Lebensjahre wären allerdings mit 3'913 YLL (95 % KI 2'671; 5'159) durch koronare Herzerkrankungen und 2'317 YLL (95 % KI 1'664; 3'013) infolge von Lungenkrebs vermieden worden.

Hinsichtlich der hier geschätzten YLD hätte die Reduktion der PM_{2.5}-Emissionen infolge der Abschaltung der Steinkohle-KW die größte Minderung im Jahr 2015 für Diabetes mellitus mit 727 YLD (95 % KI 537; 814) und für COPD mit 385 YLD (95 % KI 278; 487) erbracht. Vermeidbare YLD durch Koronare Herzerkrankungen lägen bei 232 (95 % KI 159; 306), durch Schlaganfall bei 472 YLD (95 % KI 352; 567) und bei 9 YLD (95 % KI 6; 12) infolge von Lungenkrebs.

Tabelle 64: Beitrag der Krankheitslasten 2015 durch PM_{2.5} aus Steinkohlekraftwerksemissionen. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)) ab 25 Lebensjahren. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Endpunkt	DM	COPD	KHK	ST	LK
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.19 (0; 0.217)	0.153 (0; 0.194)	0.250 (0; 0.329)	0.265 (0; 0.319)	0.161 (0; 0.209)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	18 (14; 21)	48 (34; 60)	320 (218; 422)	151 (113; 182)	73 (52; 94)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	210 (155; 235)	572 (414; 725)	3'190 (2'177; 4'206)	552 (412; 663)	1'888 (1'356; 2'456)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	0.3 (0.2; 0.3)	0.7 (0.5; 0.9)	3.9 (2.7; 5.1)	0.7 (0.5; 0.8)	2.3 (1.7; 3.0)
Attributable Krankheitsfälle (95 % KI)	10'399 (7'675; 11'640)	5'997 (4'337; 7'601)	8'713 (5'945; 11'489)	3'055 (2'279; 3'670)	59 (43; 77)
Years Lived with Disability (YLD) (95 % KI)	727 (537; 814)	385 (278; 487)	232 (159; 306)	472 (352; 567)	9 (6; 12)
YLD pro 100'000 EW (95 % KI)	0.9 (0.7; 1.0)	0.5 (0.3; 0.6)	0.3 (0.2; 0.4)	0.6 (0.4; 0.7)	0 (0; 0)
DALYs 95 % KI)	937 (691; 1'048)	956 (692; 1'212)	3'422 (2'335; 4'513)	1'024 (764; 1'230)	1'897 (1'363; 2'467)

Durch Abschaltung der Braunkohle-KW wären 2'239 PM_{2.5}-assoziierte YLD durch die betrachteten Endpunkte vermeidbar gewesen. Der größte Gesundheitsgewinn erfolgte demnach für Diabetes mit 892 YLD (95 % KI 658; 998), gefolgt von Schlaganfall mit 579 (95 % KI 432; 696) und COPD mit 472 YLD (95 % KI 341; 598). Durch eine Reduktion der PM_{2.5}-Emissionen aus Braunkohle-KW wären zudem 285 YLD (95 % KI 195; 376) weniger durch koronare Herzerkrankungen verursacht worden sowie 11 YLD (95 % KI 8; 14) weniger durch Lungenkrebs.

Tabelle 65: Beitrag der Krankheitslasten 2015 durch PM_{2.5} aus Braunkohlekraftwerksemissionen. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)) ab 25 Lebensjahren. Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Endpunkt	DM	COPD	KHK	ST	LK
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.24 (0.175; 0.266)	0.188 (0.136; 0.239)	0.306 (0.209; 0.404)	0.326 (0.243; 0.391)	0.197 (0.142; 0.256)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	23 (17; 25)	58 (42; 74)	393 (268; 518)	185 (138; 223)	89 (64; 116)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	257 (190; 288)	702 (507; 889)	3'913 (2'671; 5'159)	677 (505; 813)	2'317 (1'664; 3'013)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	0.3 (0.2; 0.4)	0.9 (0.6; 1.1)	4.8 (3.3; 6.3)	0.8 (0.6; 1.0)	2.8 (2.0; 3.7)
Attributable Krankheitsfälle (95 % KI)	12'760 (9'418; 14'282)	7'359 (5'322; 9'326)	10'689 (7'295; 14'092)	3'748 (2'797; 4'501)	73 (52; 95)
Years Lived with Disability (YLD) (95 % KI)	892 (658; 998)	472 (341; 598)	285 (195; 376)	579 (432; 696)	11 (8; 14)
YLD pro 100'000 EW (95 % KI)	1.1 (0.8; 1.2)	0.6 (0.4; 0.7)	0.3 (0.2; 0.5)	0.7 (0.5; 0.9)	0 (0; 0.0)
DALYs (95 % KI)	1'149 (848; 1'286)	1'173 (849; 1'487)	4'199 (2'865; 5'535)	1'256 (937; 1'509)	2'328 (1'672; 3'027)

Betrachtet man die im Modell berechnete Anzahl an den in Krankheit verbrachten Lebensjahren durch PM_{2.5}-Exposition durch Steinkohle bzw. Braunkohle-KW, so ist für Diabetes jeweils der größte Gesundheitsgewinn zu erwarten.

Die gesamte Krankheitslast als Kennzahl DALYs, d.h. die Summen der YLL und YLD von jedem Endpunkt, zeigt, dass sich in 2015 der größere Gesundheitsgewinn durch Abschaltung von KKW-PM_{2.5}-Emissionen aus Braunkohlekraftwerken mit 10'105 DALYs ergeben hätte. Die Exposition gegenüber PM_{2.5} aus Steinkohle-KW war in 2015 niedriger – dort wäre ein Gewinn von 8'236 DALYs zu erwarten gewesen. Die DALYs durch Expositionen aus Stein- und Braunkohle-KW setzen sich jeweils zu 78 % aus den YLL im Zusammenhang mit den attributablen Todesfällen und zu 22 % aus YLD zusammen.

Insgesamt hätte sich die Abschaltung von Kohlekraftwerken in 2015 hinsichtlich der PM_{2.5}-bedingten Krankheitslasten also insbesondere auf die Mortalität ausgewirkt. Die Abschaltung der Braunkohle-KW hätte insgesamt zu einem höheren Gesundheitsgewinn geführt als die Abschaltung der Steinkohle-KW.

8.3.2 Braun- und Steinkohlekraftwerke – Krankheitslast durch NO₂-Emissionen

Für aus Braun- und Steinkohlekraftwerken emittiertes NO₂ erfolgte eine Berechnung der Krankheitslasten für gesundheitliche Endpunkte, für die eine starke Evidenz eines Zusammenhangs mit einer

(Langzeit-) NO₂-Exposition besteht. Dies umfasst die Endpunkte kardiovaskuläre Mortalität (ICD-10-Kodierung I00-I99) und COPD (ICD-10-Kodierung J44) ab einem Alter von 25 Jahren.

Bei den beiden betrachteten Endpunkten kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität machte die vermeidbare Krankheitslast bei Abschaltung von NO₂-Emissionen aus Steinkohle-KW in 2015 5'695 YLL (95 % KI 3'893; 7'567) durch kardiovaskuläre Mortalität und 211 YLL durch COPD aus, wobei das Konfidenzintervall (95 %) für COPD Werte von Null YLL bis 349 YLL umfasst, d.h. auch die Möglichkeit einer nur sehr kleinen Anzahl an YLL besteht (Tabelle 66). Für NO₂ aus Braunkohlekraftwerksemissionen konnte hingegen ein Anteil von 13'051 YLL (95 % KI 8'935; 17'316) durch kardiovaskuläre Mortalität und 486 YLL infolge von COPD ermittelt werden. Auch hier könnten die YLL für COPD aufgrund des breiten 95 % KI-Bereiches Werte zwischen Null und 801 YLL annehmen.

Bezüglich der YLL lag der durch NO₂ aus Steinkohle-Emissionen bedingte Anteil für kardiovaskuläre und COPD-Mortalität insgesamt bei 5'906. Die gewonnenen YLL durch Abschaltung von Braunkohle-KW und die damit verbundene Reduktion von NO₂-Emissionen hätten mit 13'537 YLL insgesamt einen etwa zweifach höheren Gesundheitsgewinn erbracht.

Tabelle 66: Beitrag der Krankheitslasten durch NO₂ aus Steinkohle- (SK-D) und Braunkohle-KW (BK-D). Krankheitslasten der Endpunkte mit starker Evidenz (kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität, ab 25 Lebensjahren). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Endpunkte	SK-D		BK-D	
	KV	COPD	KV	COPD
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.183 (0.125; 0.243)	0.063 (0; 0.105)	0.418 (0.286; 0.555)	0.146 (0; 0.240)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	651 (445; 864)	20 (0; 32)	1'491 (1'021; 1'978)	45 (0; 75)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	5'695 (3'893; 7'567)	211 (0; 349)	13'051 (8'935; 17'316)	486 (0; 801)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	7.0 (4.8; 9.3)	0.3 (0; 0.4)	16 (11; 21)	0.5 (0; 1.0)

8.3.3 Braun- und Steinkohlekraftwerke – Sensitivitätsanalyse: Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde eine mögliche zusätzliche Minderung der Krankheitslasten für die Endpunkte Diabetes mellitus (DM), Schlaganfall (ST) und Asthma bronchiale (AB) durch die Reduktion der NO₂-Exposition nach Abschaltung von Stein- und Braunkohle-KW in 2015 ermittelt.

Durch die Minderung von NO₂-Immissionen aus Steinkohle-KW hätten 254 YLL durch Diabetes verhindert werden können, wobei das Konfidenzintervall Null YLL bis 713 YLL umfasst. Mit 582 YLL wären durch die Abschaltung von Braunkohle-KW mehr als doppelt so viele YLL durch Diabetes verhindert worden, wobei auch hier das breite Konfidenzintervall (95 % KI) die Möglichkeit von Null YLL bis 1'617 YLL einschließt (Tabelle 67).

Außerdem hätte insbesondere die mögliche Reduktion von 1'101 YLD (95 % KI 189; 2'015) aufgrund von Diabetes mellitus und 580 YLD (95 % KI 3; 1'153) aufgrund von Asthma bronchiale zum Gesundheitsgewinn durch Reduzierung der NO₂-Emissionen aus Steinkohle-KW beigetragen (Tabelle 68).

Durch die Abschaltung von Braunkohle-KW wären mit 2'516 YLD (95 % KI 435; 4'580) durch Diabetes und 1'320 YLD (95 % KI 6; 2'595) durch Asthma bronchiale mehr als die doppelte Anzahl der YLD vermieden worden.

Die Minderung der NO₂-Exposition aus Steinkohle-KW hätte also, nach dem hier berechneten Modell, zu insgesamt 1'692 weniger YLD für Diabetes mellitus, Schlaganfall und Asthma bronchiale in den Altersgruppen über dem 30. Lebensjahr beitragen. Für NO₂ aus Braunkohle-KW wären für die Endpunkte ggf. insgesamt 3'861 YLD verhindert worden.

Tabelle 67: Sensitivitätsanalyse – Krankheitslasten im Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition aus Steinkohle- (SK-D) bzw. Braunkohle-KW (BK-D). Krankheitslast durch Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz für Mortalität durch Diabetes mellitus (DM, ≥ 30 Lebensjahre). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Mortalität	SK-D	BK-D
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.235 (0; 0.660)	0.538 (0; 1.495)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	22 (0; 63)	51 (0; 142)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	254 (0; 713)	582 (0; 1'617)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	0.3 (0; 0.9)	0.7 (0; 2.0)

Tabelle 68: Sensitivitätsanalyse – Krankheitslasten im Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition aus Steinkohle-KW (SK-D) bzw. Braunkohle-KW (BK-D). Krankheitslast durch Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz für Morbidität durch Diabetes mellitus (DM, ≥ 30 Lebensjahre), Schlaganfall (ST, 40.-89. Lebensjahr) und Asthma bronchiale (AB, 30.-75. Lebensjahr). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Morbidität	SK-D			BK-D		
	DM	ST	AB	DM	ST	AB
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.295 (0.051; 0.541)	0.006 (0; 0.090)	0.485 (0.002; 0.965)	0.675 (0.117; 1.229)	0.015 (0; 0.207)	1.105 (0.005; 2.172)
Attributable Krankheitsfälle (95 % KI)	15'742 (2'709; 28'820)	69 (0; 971)	15'093 (67; 30'006)	35'982 (6'228; 65'504)	159 (0; 2'230)	34'348 (153; 67'547)
Years Lived with Disability (YLD) (95 % KI)	1'101 (189; 2'015)	11 (0; 150)	580 (3; 1'153)	2'516 (435; 4'580)	25 (0; 345)	1'320 (6; 2'595)
YLD pro 100'000 EW (95 % KI)	1.3 (0.2; 2.5)	0 (0; 0.2)	0.7 (0; 1.4)	3.1 (0.5; 5.6)	0.0 (0; 0.4)	1.6 (0; 3.2)

8.3.4 Braun- und Steinkohlekraftwerke – Sensitivitätsanalyse: Ein- und Mehrschadstoffmodelle für natürliche Mortalität

Mit der Verwendung von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen mit $PM_{2.5}$ - bzw. NO_2 -adjustierten Schätzern wurden im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse die Effekte auf die Krankheitslast im Zusammenhang mit der natürlichen Mortalität, differenziert für Emissionen aus Stein- und Braunkohle-KW betrachtet.

Die Anzahl an verlorenen Lebensjahren (ab dem 25. Lebensjahr), die in 2015 infolge der Reduktion von $PM_{2.5}$ nach Abschaltung von Steinkohle-KW zu erwarten gewesen wäre, ergab bei Verwendung des Schätzers aus dem Einschadstoffmodell einen Wert von 20'126 YLL (95 % KI 16'594; 23'725) (Tabelle 69). Bei einer Adjustierung für NO_2 ergab sich bei Verwendung des Schätzers aus dem entsprechenden Mehrschadstoffmodell eine um 35 % geringere Anzahl von insgesamt 13'135 YLL (95 % KI 8'666; 17'632), die im Zusammenhang mit $PM_{2.5}$ aus Steinkohle-KW resultierten.

Für $PM_{2.5}$ aus Braunkohle-KW ergab die Verwendung des Schätzers aus dem Einschadstoffmodell 24'693 YLL (95 % KI 20'362; 29'107) gegenüber 16'119 YLL (95 % KI 10'636; 21'635) bei Verwendung des Schätzers aus dem Mehrschadstoffmodell (Tabelle 70).

Für NO_2 konnten bei Verwendung des Schätzers aus dem Einschadstoffmodell 17'740 YLL (95 % KI 14'552; 20'881) für den Endpunkt Mortalität durch NO_2 aus Steinkohle und 10'496 YLL (95 % KI 6'570; 14'552) bei Verwendung des $PM_{2.5}$ -adjustierten Schätzers aus dem Mehrschadstoffmodell ermittelt werden (Tabelle 69).

Im Zusammenhang mit Emissionen aus Braunkohle-KW wurden mit dem Schätzer aus dem Einschadstoffmodell 40'662 YLL (95 % KI 33'378; 47'826) durch NO_2 ermittelt, mit dem für $PM_{2.5}$ adjustierten Schätzer für NO_2 lag die Zahl der YLL bei 24'099 (95 % KI 15'097; 33'378) (Tabelle 70).

Die Verwendung von adjustierten Schätzern aus den Mehrschadstoffmodellen erlaubt eine Aufsummierung der ermittelten YLL im Zusammenhang mit $PM_{2.5}$ und NO_2 aus KKW. Dabei wird das Ergebnis für $PM_{2.5}$ aus dem Einschadstoffmodell (nicht für NO_2 adjustierter Schätzer) und die Krankheitslast für NO_2 aus dem Mehrschadstoffmodell (Adjustierung für $PM_{2.5}$) aufaddiert. Eine Vermeidung von $PM_{2.5}$ und NO_2 aus Steinkohle-KW-Emissionen hätte demnach für das Jahr 2015 insgesamt 30'623 (95 % KI 23'164; 38'277) weniger YLL für die Gesamtsterblichkeit ergeben, durch die Abschaltung von Braunkohle-KW wären es schätzungsweise 48'792 YLL (95 % KI 23'164; 38'277).

Tabelle 69: Krankheitslast infolge der natürlichen Mortalität durch Steinkohlekraftwerksemissionen, auf Basis von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO₂ und PM_{2.5}. Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM_{2.5} (NO₂-adjustiert) und Schätzer für NO₂ (PM_{2.5}-adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Modell	PM _{2.5} Einschadstoff	PM _{2.5} adjustiert für NO ₂	NO ₂ Einschadstoff	NO ₂ adjustiert für PM _{2.5}	Summe PM _{2.5} Einschadstoff und NO ₂ ad- justiert für PM _{2.5}
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.200 (0.165; 0.236)	0.131 (0.086; 0.176)	0.177 (0.145; 0.208)	0.105 (0.065; 0.145)	
Attributable Todesfälle (95 % KI)	1'842 (1'519; 2'172)	1'202 (793; 1'614)	1'624 (1'332; 1'912)	961 (601; 1'332)	2'803 (2'120; 3'504)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	20'126 (16'594; 23'725)	13'135 (8'666; 17'632)	17'740 (14'552; 20'881)	10'496 (6'570; 14'552)	30'623 (23'164; 38'277)
YLL je 100'000 EW (95 % KI)	25 (20; 29)	16 (11; 22)	22 (18; 26)	13 (8.0; 18)	37 (28; 47)

Tabelle 70: Krankheitslast infolge der natürlichen Mortalität durch Braunkohlekraftwerksemissionen, auf Basis von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO₂ und PM_{2.5}. Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM_{2.5} (NO₂-adjustiert) und Schätzer für NO₂ (PM_{2.5}-adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Modell	PM _{2.5} Einschadstoff	PM _{2.5} adjustiert für NO ₂	NO ₂ Einschadstoff	NO ₂ adjustiert für PM _{2.5}	Summe PM _{2.5} Einschadstoff und NO ₂ ad- justiert
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.246 (0.203; 0.290)	0.161 (0.106; 0.216)	0.405 (0.332; 0.476)	0.240 (0.150; 0.332)	
Attributable Todesfälle (95 % KI)	2'261 (1'864; 2'665)	1'476 (974; 1'981)	3'722 (3'056; 4'378)	2'206 (1'382; 3'056)	4'467 (3'246; 5'720)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	24'693 (20'362; 29'107)	16'119 (10'636; 21'635)	40'662 (33'378; 47'826)	24'099 (15'097; 33'378)	48'792 (35'459; 62'485)
YLL je 100'000 EW (95 % KI)	30 (25; 36)	20 (13; 26)	50 (41; 59)	30 (18; 41)	60 (43; 76)

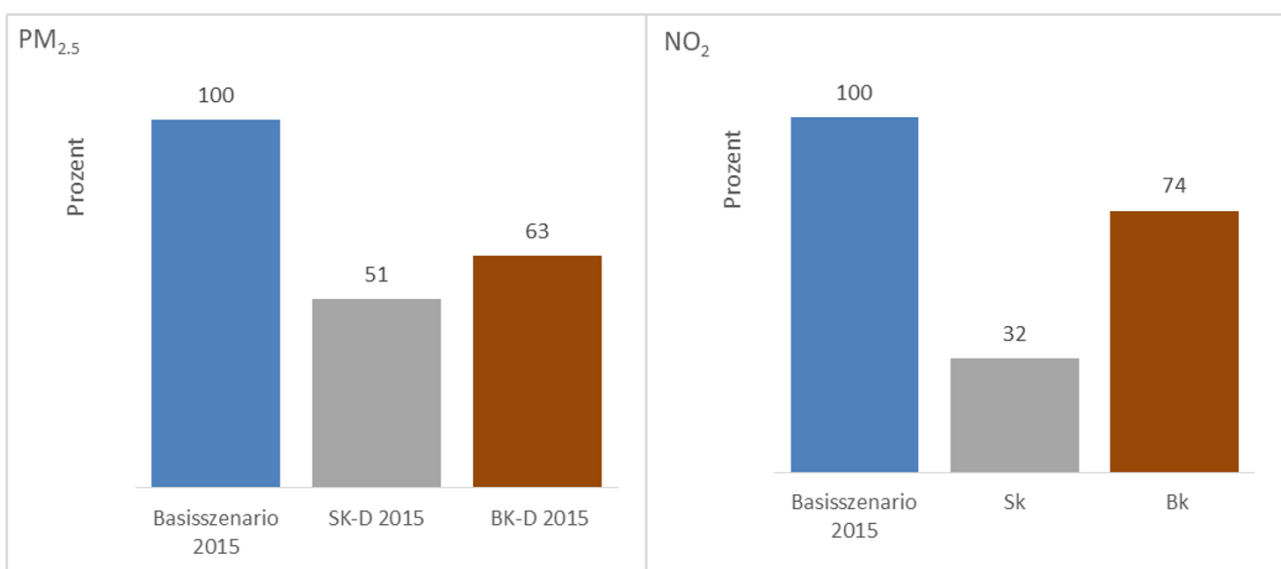
8.3.5 Relation der Krankheitslastkennzahlen in den Szenarien Stein- und Braunkohlekraftwerke gegenüber dem Basisszenario 2015

Durch einen Vergleich der für das Basisszenario 2015 und die Szenarien Stein- und Braunkohle (Abschnitt 4.3) ermittelten Krankheitslasten sollten die Effekte der Expositionsminderung durch Vermeidung von PM_{2.5} und NO₂ aus Stein- bzw. Braunkohle-KW herausgestellt werden. Dafür wurden die ermittelten Krankheitslasten des Basisszenarios jeweils entsprechend auf 100 % gesetzt und die Kennzahlen der Szenarien Stein- und Braunkohle dazu ins Verhältnis gesetzt.

Für PM_{2.5} ergab sich für alle hier betrachteten gesundheitlichen Endpunkte, dass die für die Emissionen aus Steinkohlekraftwerken ermittelte Krankheitslast etwa 51 % der Krankheitslast im Basisszenario 2015 entspricht (Abbildung 49). Für Emissionen aus Braunkohlekraftwerken ergab sich ein prozentualer Anteil von 63 %⁵⁴. Das bedeutet, dass die nach Abschaltung von Braunkohlekraftwerken resultierende Reduktion von PM_{2.5} insgesamt zu einem höheren Gesundheitsgewinn beitragen würde als die Abschaltung von Steinkohlekraftwerken.

Der geschätzte Gesundheitsgewinn, der bei Reduktion der NO₂-Emissionen nach Abschaltung von Braunkohle-KW in 2015 hätte resultieren können, wäre mit etwa 74 % hingegen deutlich höher als der Beitrag, der durch die Abschaltung von Steinkohle-KW hätte erzielt werden können. Im Vergleich zur Krankheitslast im Basisszenario 2015 macht die Krankheitslast durch Steinkohle einen Anteil von etwa 32 %.

Abbildung 49: PM_{2.5}- und NO₂-bezogene prozentuale Änderung der Krankheitslast in den Szenarien Steinkohle (SK-D 2015) und Braunkohle (BK-D 2015) gegenüber dem Basisszenario 2015 (100 %).



Quelle: Eigene Darstellung (Universität Bielefeld)

⁵⁴ Die Summe der Krankheitslasten im Braun- und im SteinkohlesZENARIO entspricht nicht 100% des Basisszenarios: Der Zusammenhang zwischen den emittierten Stoffen und der daraus resultierenden Immission, d. h. Luftschadstoffbelastung, ist häufig nicht-linear. Im Fall von PM_{2.5} ist er stark nicht-linear, da ein Großteil des PM_{2.5} über chemische Reaktionen gasförmiger Vorläuferstoffe gebildet wird. Wenn man einen Teil der Quellen (z. B. Braunkohlekraftwerke) aus der Rechnung herausnimmt, dann ist nicht nur weniger direkt emittiertes PM_{2.5} ("primäres PM_{2.5}") im System, sondern auch weniger von den Vorläufersubstanzen, was sich u. U. auf die chemischen Reaktionen und damit auf das sekundär gebildete PM_{2.5} auswirkt.

8.4 Krankheitslasten in den retrospektiven Szenarien

In den Szenarien Retro1995 und Retro2005 wurde die attributable Krankheitslast geschätzt, die im Jahr 2015 aufgetreten wäre, wenn in 2015 noch eine Emissionsituation und daraus resultierend eine Expositionsverteilung von PM_{2.5} und NO₂ aus allen Kohlekraftwerken in Deutschland wie in den Jahren 1995 und 2005 aufgetreten wären. Um ausschließlich die Effekte der Exposition in den betrachteten Szenarien Retro1995 und Retro2005 herauszustellen, wurden in beiden Szenarien alle Gesundheits- und Bevölkerungsparameter des Basisszenarios 2015 als konstant angenommen.

Die Darstellung der Kennzahlen erfolgt entsprechend der für das Basisszenario beschriebenen Darstellung (Abschnitt 8.1).

8.4.1 Szenarien Retro1995 und Retro2005 – Krankheitslast durch PM_{2.5}-Emissionen aus Kohlekraftwerken

Die Berechnung der Krankheitslasten erfolgte für gesundheitliche Endpunkte, für die eine starke Evidenz eines Zusammenhangs mit einer PM_{2.5}-Exposition besteht. Dies umfasst die Endpunkte Diabetes mellitus (DM, ICD-10-Kodierung E10-14), chronisch obstruktive Lungenerkrankung (Chronic obstructive pulmonary disease, COPD, ICD-10-Kodierung J44), koronare Herzerkrankungen (KHK, ICD-10-Kodierung I20-25), Schlaganfall (ST, ICD-10-Kodierung I60-69) und Lungenkrebs (LK, ICD-10-Kodierung C34). Geschätzt wurde für diese Endpunkte der attributable Anteil der Krankheitslast ab einem Alter von 25 Lebensjahren.

Die Krankheitslastberechnung für das Szenario Retro1995 zeigt, dass im Jahr 2015 bei einer Expositionsverteilung von PM_{2.5} aus KKW wie im Jahr 1995 schätzungsweise 33'946 YLL (95 % KI 23'267; 44'559) im Zusammenhang mit koronaren Herzerkrankungen und 20'195 YLL (95 % KI 14'544; 26'193) durch Lungenkrebs resultiert wären (Tabelle 71). Zudem wurden 6'118 YLL (95 % KI 4'435; 7'736) durch COPD und 5'866 YLL (95 % KI 4'393; 7'025) infolge von Schlaganfällen geschätzt sowie 2'237 YLL (95 % KI 1'656; 2'501) durch Diabetes mellitus, welche auf die PM_{2.5}-Exposition zurückzuführen gewesen wären.

Bei einer dem Jahr 2005 entsprechenden PM_{2.5}-Expositionsverteilung aus KKW (Szenario Retro2005) wären in 2015 weniger YLL auf PM_{2.5} aus Kohlekraftwerksemissionen zurückzuführen als im Szenario Retro1995 (Tabelle 72). In den Altersgruppen ab dem 25. Lebensjahr wären das im Zusammenhang mit PM_{2.5} und koronaren Herzerkrankungen schätzungsweise 8'024 YLL (95 % KI 5'479; 10'573) und 4'753 YLL (95 % KI 3'416; 6'179) durch Lungenkrebs (Tabelle 80). Durch COPD wären es 1'439 (95 % KI 1'041; 1'824) sowie 1'388 YLL (95 % KI 1'036; 1'666) infolge von Schlaganfällen und 527 YLL (95 % KI 389; 590) durch Diabetes mellitus.

Die YLL zeigen, dass in 2015 die Expositionsverteilung für PM_{2.5} aus KKW aus dem Jahr 2005 mit einer um mehr als ein Dreiviertel niedrigeren YLL als für das Szenario Retro1995 einhergeht. Demzufolge betragen die geschätzten attributablen Todesfälle im Szenario Retro2005 nur rund ein Viertel der durch PM_{2.5} verursachten Fälle im Szenario Retro1995.

Für die Schätzung der YLD durch PM_{2.5} ergab sich für das Szenario Retro1995 der größte Anteil mit 7'762 YLD (95 % KI 5'745; 8'677) für Diabetes mellitus, gefolgt von 5'021 YLD (95 % KI 3'761; 6'013) für Schlaganfall und COPD mit 4'114 YLD (95 % KI 2'983; 5'203). Für Lungenkrebs wurden lediglich 96 YLD (95 % KI 69; 125) ermittelt (Tabelle 71).

Für das Szenario Retro2005 wären aufgrund der gesunkenen Exposition also wiederum rund 75 % weniger Krankheitsfälle für die betrachteten Endpunkte aufgetreten als im Szenario Retro1995 (Tabelle 72).

Bei Betrachtung der DALYs hätte eine PM_{2.5}-Expositionsverteilung durch KKW-Emissionen wie im Jahr 1995 im Jahr 2015 insgesamt etwa 87'829 DALYs verursacht. Die PM_{2.5}-Expositionsverteilung des Jahres 2005 hätte in 2015 hingegen nur 20'724 DALYs verursacht. Den größten Anteil an den DALYs hätte wiederum die Mortalität mit jeweils 78 % YLL gegenüber der Morbidität mit 22 % YLD.

Tabelle 71: Krankheitslast durch PM_{2.5} aus Kohlekraftwerksemissionen im retrospektiven Szenario 1995. Erwartete Krankheitslast in 2015 bei einer Exposition gegenüber PM_{2.5} aus KKW wie im Jahr 1995. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Endpunkt	DM	COPD	KHK	ST	LK
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 %KI)	2.07 (1.530; 2.310)	1.641 (1.190; 2.075)	2.657 (1.821; 3.487)	2.822 (2.113; 3.379)	1.717 (1.236; 2.226)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	196 (145; 219)	510 (370; 645)	3'406 (2'335; 4'471)	1'606 (1'203; 1'924)	777 (559; 1'008)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	2'237 (1'656; 2'501)	6'118 (4'435; 7'736)	33'946 (23'267; 44'559)	5'866 (4'393; 7'025)	20'195 (14'544; 26'193)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	2.7 (2.0; 3.1)	7.5 (5.4; 9.5)	41.6 (28.5; 54.5)	7.2 (5.4; 8.6)	24.7 (17.8; 32.1)
Attributable Krankheitsfälle (95 % KI)	111'019 (82'171; 124'103)	64'170 (46'519; 81'142)	92'715 (63'550; 121'704)	32'478 (24'326; 38'897)	634 (457; 823)
Years Lived with Disability (YLD) (95 % KI)	7'762 (5'745; 8'677)	4'114 (2'983; 5'203)	2'473 (1'695; 3'246)	5'021 (3'761; 6'013)	96 (69; 125)
YLD pro 100'000 EW (95 % KI)	9.5 (7.0; 10.6)	5.0 (3.7; 6.4)	3.0 (2.1; 4.0)	6.1 (4.6; 7.4)	0.1 (0.1; 0.2)
DALYs (95 % KI)	9'999 (7'401; 11'178)	10'233 (7'418; 12'939)	36'419 (24'963; 47'806)	10'886 (8'154; 13'038)	20'291 (14'613; 26'319)

Tabelle 72: Krankheitslast durch PM_{2,5} aus Kohlekraftwerksemissionen im retrospektiven Szenario 2005. Erwartete Krankheitslast in 2015 bei einer Exposition gegenüber PM_{2,5} aus KKW wie im Jahr 2005. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK)). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Endpunkt	DM	COPD	KHK	ST	LK
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.49 (0.360; 0.545)	0.386 (0.279; 0.489)	0.628 (0.429; 0.827)	0.667 (0.498; 0.801)	0.404 (0.290; 0.525)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	46 (34; 52)	120 (87; 152)	805 (550; 1'061)	380 (284; 456)	183 (131; 238)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	527 (389; 590)	1'439 (1'041; 1'824)	8'024 (5'479; 10'573)	1'388 (1'036; 1'666)	4'753 (3'416; 6'179)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	0.6 (0.5; 0.7)	1.8 (1.3; 2.2)	9.8 (6.7; 12.9)	1.7 (1.3; 2.0)	5.8 (4.2; 7.6)
Attributable Krankheitsfälle (95 % KI)	26'171 (19'323; 29'288)	15'098 (10'922; 19'128)	21'915 (14'964; 28'878)	7'683 (5'736; 9'225)	149 (107; 194)
Years Lived with Disability (YLD) (95 % KI)	1'830 (1'351; 2'048)	968 (700; 1'226)	585 (399; 770)	1'188 (887; 1'426)	23 (16; 30)
YLD pro 100'000 EW (95 % KI)	2.2 (1.7; 2.5)	1.2 (0.9; 1.5)	0.7 (0.5; 0.9)	1.5 (1.1; 1.7)	0 (0; 0)
DALYs (95 % KI)	2'357 (1'740; 2'638)	2'408 (1'742; 3'050)	8'608 (5'878; 11'343)	2'575 (1'923; 3'092)	4'776 (3'432; 6'209)

8.4.2 Szenarien Retro1995 und Retro2005 – Krankheitslast durch NO₂-Emissionen aus Kohlekraftwerken

In den Szenarien Retro1995 und Retro2005 wurden die Effekte der Expositionsverteilung für NO₂, die für die Kohlekraftwerksemissionen in Deutschland ermittelt wurde, auf die Krankheitslasten (ab einem Alter von 25 Jahren) geschätzt (Tabelle 73). Berücksichtigt wurden die gesundheitlichen Endpunkte kardiovaskuläre Mortalität (ICD-10-Kodierung I00-I99) und COPD (ICD-10-Kodierung J44).

Bei den beiden betrachteten Endpunkten wären bei einer NO₂-Exposition wie im Jahr 1995 etwa 23'796 YLL (95 % KI 16'300; 31'554) durch kardiovaskuläre Mortalität verursacht worden (Tabelle 73). Für eine Exposition wie im Jahr 2005 konnten 19'357 YLL (95 % KI 13'254; 25'678) durch kardiovaskuläre-Mortalität ermittelt werden. Eine NO₂-Exposition wie in 1995 hätte zudem zu 887 YLL durch COPD beigetragen, wobei der breite Wertebereich des Konfidenzintervalls (95 % KI) die Möglichkeit von Null bis 1'461 YLL umfasst. Bei der Exposition wie in 2005 wären es 630 YLL, wobei der Bereich des Konfidenzintervalls (95 % KI) die Möglichkeit von Null bis 1'188 YLL einschließt.

Bezüglich der attributablen Todesfälle durch die NO₂-Exposition aus KKW im Szenario Retro1995 und Szenario Retro2005 hätten 97 % kardiovaskuläre Ursachen und 3 % wären durch COPD verursacht.

Tabelle 73: Krankheitslast durch NO₂ aus Kohlekraftwerksemissionen in retrospektiven Szenarien für 1995 und 2005. Erwartete Krankheitslasten in 2015 bei einer Exposition gegenüber NO₂ aus KKW wie in den Jahren 1995 und 2005. Krankheitslasten von Endpunkten mit starker Evidenz (kardiovaskuläre Mortalität (KV) und COPD-Mortalität). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Endpunkte	Retro1995		Retro2005	
	KV	COPD	KV	COPD
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.763 (0.523; 1.012)	0.266 (0; 0.438)	0.621 (0.425; 0.823)	0.216 (0; 0.356)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	2'719 (1'862; 3'605)	83 (0; 136)	2'211 (1'514; 2'934)	67 (0; 111)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	23'796 (16'300; 31'554)	887 (0; 1'461)	19'357 (13'254; 25'678)	630 (0; 1'188)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	29 (20; 39)	1.1 (0; 1.8)	24 (16; 31)	0.9 (0; 1.5)

8.4.3 Szenarien Retro1995 und Retro2005 – Sensitivitätsanalyse: Gesundheitsendpunkte mit moderater Evidenz

Eine mögliche zusätzliche, durch NO₂-Emissionen aus allen KKW in Deutschland verursachte Krankheitslast wurde für die Szenarien Retro1995 und Retro2005 im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse für die Endpunkte mit moderater Evidenz Diabetes mellitus (DM), Schlaganfall (ST) und Asthma bronchiale (AB) berechnet.

Die KKW-bedingte Exposition gegenüber NO₂ in der Höhe von 1995 hätte im Jahr 2015 rückblickend ggf. 1'060 zusätzliche YLL (95 % KI 0; 2'934) durch Diabetes verursacht, bei einer Exposition wie im Jahr 2005 wären es ggf. noch 862 YLL (0; 2'394) (Tabelle 74).

Tabelle 74: Krankheitslast durch NO₂-Emissionen aus Kohlekraftwerken in retrospektiven Szenarien. Erwartete Krankheitslast in 2015 bei einer Exposition gegenüber NO₂ aus KKW wie im Jahr 1995 (Retro1995) und 2005 (Retro2005). Krankheitslast durch Diabetes mellitus mit moderater Evidenz für Mortalität (DM, ≥ 30 Jahre). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Mortalität	Retro1995	Retro2005
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	0.98 (0; 2.713)	0.797 (0; 2'214)
Attributable Todesfälle (95 % KI)	93 (0; 257)	76 (0; 210)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	1'060 (0; 2'934)	862 (0; 2'394)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	1.3 (0; 3.6)	1.1 (0; 2.9)

Gemäß der Schätzung von YLD für die Endpunkte mit moderater Evidenz wären im Szenario Retro1995 durch Diabetes mellitus 4'582 YLD und 2'399 YLD (95 % KI 11; 4'696) durch Asthma bronchiale verursacht worden sowie 45 YLD (95 % KI 0; 629) infolge von Schlaganfall. Die Konfidenzintervalle (95 % KI) für alle drei Endpunkte umfassen einen breiten Wertebereich, der auch die Möglichkeit

einer sehr kleinen Anzahl an YLD einräumt (Tabelle 75). Im Szenario Retro2005 wären infolge der gegenüber Retro1995 verminderten NO₂-Exposition aus KKW noch etwa 3'730 YLD (95 % KI 646; 6'785) durch Diabetes verursacht worden und 1'956 YLD (95 % KI 8.7; 3'840) durch Asthma bronchiale aufgetreten sowie 36 YLD (95 % KI 0; 511) bedingt durch einen Schlaganfall. Auch im Szenario Retro2005 umfassen die Konfidenzintervalle einen breiten Wertebereich.

Für die Szenarien Retro1995 und Retro2005 machen von den betrachteten Gesundheitsendpunkten mit moderater Evidenz die attributablen Krankheitsfälle Diabetes jeweils rund 51 % und Asthma bronchiale 49 % der ermittelten Fälle aus, während der Endpunkt Schlaganfall lediglich 0.2 % der betrachteten Fälle ausmacht.

Tabelle 75: Krankheitslast durch NO₂-Emissionen aus Kohlekraftwerken in retrospektiven Szenarien. Erwartete Krankheitslast in 2015 bei einer Exposition gegenüber NO₂ aus KKW wie im Jahr 1995 (Retro1995) und 2005 (Retro2005). Krankheitslast durch Diabetes mellitus mit moderater Evidenz für Morbidität (DM, ≥ 30 Lebensjahre), Schlaganfall (ST, 40.-89. Lebensjahr) und Asthma bronchiale (AB, 30.-75. Lebensjahr). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Morbidität	Retro1995			Retro2005		
	DM	ST	AB	T2D	ST	AB
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 %KI)	1.229 (0.213; 2.233)	0.027 (0; 0.378)	2.008 (0.009; 3.930)	1.001 (0.173; 1.821)	0.022 (0; 0.307)	1.637 (0.007; 3.214)
Attributable Krankheitsfälle (95 % KI)	65'533 (11'371; 119'008)	291 (0; 4'070)	62'439 (280; 122'209)	53'350 (9'241; 97'049)	236 (0; 3'308)	50'899 (228; 99'949)
Years Lived with Disability (YLD) (95 % KI)	4'582 (795; 8'320)	45 (0; 629)	2'399 (11; 4'696)	3'730 (646; 6'785)	36 (0; 511)	1'956 (8.7; 3'840)
YLD pro 100'000 EW (95 % KI)	5.6 (1.0; 10)	0.1 (0; 0.8)	2.9 (0; 5.7)	4.6 (0.8; 8.3)	0.0 (0; 0.6)	2.4 (0; 4.7)

8.4.4 Szenarien Retro1995 und Retro2005 – Sensitivitätsanalyse: Ein- und Mehrschadstoffmodelle für natürliche Mortalität

Eine überlappende Wirkung von PM_{2.5} und NO₂ auf den Endpunkt Mortalität wurde auch für die Szenarien Retro1995 und Retro2005 im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse geprüft. Dafür wurden Schätzer aus Ein- und aus Mehrschadstoffmodellen zur Berechnung der Kennzahlen attributable Todesfälle und YLL verwendet (Abschnitt 2.2.3)

Die Anzahl an YLL im Hinblick auf die Gesamtsterblichkeit durch natürliche Mortalität (ab dem 25. Lebensjahr), die in 2015 bei einer für das Szenario Retro1995 ermittelten Exposition gegenüber PM_{2.5} aus KKW zu erwarten gewesen wäre, läge bei Verwendung des Schätzers aus dem Einschadstoffmodell bei 214'772 YLL (95 % KI 177'438; 252'658) (Tabelle 76). Bei einer Adjustierung für NO₂ ergab sich bei Verwendung des Schätzers für PM_{2.5} aus dem entsprechenden Mehrschadstoffmodell eine geschätzte Anzahl von 140'731 YLL (95 % KI 93'085; 188'427).

Im Szenario Retro2005 wurden mit dem Schätzer aus dem Einschadstoffmodell für PM_{2.5} insgesamt 50'646 YLL (95 % KI 41'771; 59'683) ermittelt, während die Adjustierung für NO₂ einen geschätzten Anteil von 33'074 YLL (95 % KI 21'829; 44'380) ergeben hat (Tabelle 77).

Für NO₂ konnten im Szenario Retro1995 bei Verwendung des Schätzers aus dem Einschadstoffmodell 74'144 YLL (95 % KI 60'883; 87'180) durch NO₂ an der Gesamtsterblichkeit festgestellt werden und 60'310 YLL (95 % KI 49'511; 70'928) im Szenario Retro2005. Bei Verwendung des für PM_{2.5} adjustierten Schätzers aus dem Mehrschadstoffmodell wäre die geschätzte Krankheitslast bzgl. der YLL wiederum um 41 % geringer und liegt im Szenario Retro1995 bei 43'975 YLL (95 % KI 27'559; 60'883) und bei 35'751 YLL (95 % KI 22'399; 49'511) in Retro2005.

Im Szenario Retro1995 ergab die Aufsummierung der YLL, d. h. vom Ergebnis für PM_{2.5} aus dem Einschadstoffmodell (nicht für NO₂ adjustierter Schätzer) und der Krankheitslast für NO₂ aus dem Mehrschadstoffmodell (Adjustierung für PM_{2.5}), insgesamt 258'747 YLL (95 % KI 204'997; 313'541) bzgl. der Gesamtsterblichkeit durch PM_{2.5} und NO₂ aus KKW-Emissionen in Deutschland.

Für das Szenario Retro2005 läge die Minderung der YLL an der natürlichen Mortalität nach Vermeidung von PM_{2.5} und NO₂ aus KKW bei 86'397 YLL (95 % KI 64'170; 109'194) (Tabelle 77).

Tabelle 76: Krankheitslast infolge der natürlichen Mortalität durch Emissionen aus Kohlekraftwerken im retrospektiven Szenario Retro1995, auf Basis von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO₂ und PM_{2.5}. Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM_{2.5} (NO₂-adjustiert) und Schätzer für NO₂ (PM_{2.5}-adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Modell	PM _{2.5} Einschadstoff	PM _{2.5} adjustiert für NO ₂	NO ₂ Einschadstoff	NO ₂ adjustiert für PM _{2.5}	Summe PM _{2.5} Einschadstoff und NO ₂ ad- justiert für PM _{2.5}
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 % KI)	2.139 (1.767; 2.516)	1.402 (0.927; 1.877)	0.738 (0.606; 0.868)	0.438 (0.275; 0.606)	
Attributable Todesfälle (95 % KI)	19'661 (16'243; 23'129)	12'883 (8'521; 17'249)	6'787 (5'573; 7'981)	4'026 (2'523; 5'573)	23'687 (18'766; 28'703)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	214'772 (177'438; 252'658)	140'731 (93'085; 188'427)	74'144 (60'883; 87'180)	43'975 (27'559; 60'883)	258'747 (204'997; 313'541)
YLL je 100'000 EW (95 % KI)	263 (217; 309)	172 (114; 231)	91 (75; 107)	54 (34; 75)	317 (251; 384)

Tabelle 77: Krankheitslast infolge der natürlichen Mortalität durch Emissionen aus Kohlekraftwerken im retrospektiven Szenario Retro2005, auf Basis von Effektschätzern aus Ein- und Mehrschadstoffmodellen für NO₂ und PM_{2.5}. Im Mehrschadstoffmodell: Schätzer für PM_{2.5} (NO₂-adjustiert) und Schätzer für NO₂ (PM_{2.5}-adjustiert). Darstellung in absoluten Zahlen und als bevölkerungsbezogene Rate (pro 100'000 Einwohner*innen). (PAF, Population Attributable Fraction).

Modell	PM _{2.5} Einschadstoff	PM _{2.5} adjustiert für NO ₂	NO ₂ Einschadstoff	NO ₂ adjustiert für PM _{2.5}	Summe PM _{2.5} Einschadstoff und NO ₂ ad- justiert für PM _{2.5}
Attributabler Anteil in % (PAF) (95 %KI)	0.5044 (0.416; 0.594)	0.3294 (0.217; 0.442)	0.6006 (0.493; 0.706)	0.356 (0.223; 0.493)	
Attributable Todesfälle (95 % KI)	4'636 (3'824; 5'464)	3'028 (1'998; 4'063)	5'521 (4'532; 6'493)	3'273 (2'050; 4'532)	7'909 (5'874; 9'996)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	50'646 (41'771; 59'683)	33'074 (21'829; 44'380)	60'310 (49'511; 70'928)	35'751 (22'399; 49'511)	86'397 (64'170; 109'194)
YLL je 100'000 EW (95 % KI)	62 (51; 73)	40 (27; 54)	74 (61; 87)	44 (27; 61)	106 (76; 134)

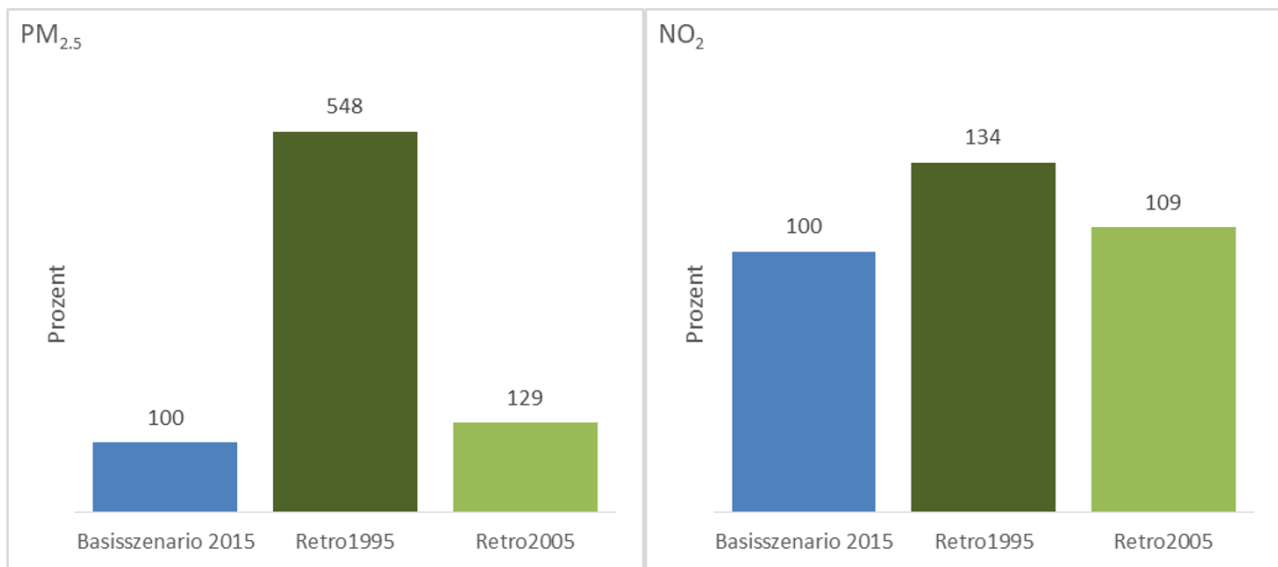
8.4.5 Relation der Krankheitslastkennzahlen im Szenario Retro1995 und Retro2005 gegenüber dem Basisszenario 2015

Die Effekte der Exposition gegenüber PM_{2.5} und NO₂ aus den Emissionen aller aktiven KKW auf die Krankheitslast in den retrospektiven Szenarien Retro1995 und Retro2005 wurden der Krankheitslast des Basisszenario 2015 gegenübergestellt. Die für das Basisszenario ermittelten Kennzahlen, z. B. verlorene Lebensjahre (YLL) (Tabelle 56 und Tabelle 57) wurden dafür jeweils aufsummiert und entsprechend auf 100 % gesetzt. Die Kennzahlen der Szenarien Retro1995 und Retro2005 (Tabelle 76 und Tabelle 77) wurden anschließend dazu ins Verhältnis gesetzt (Abbildung 50).

Die im Szenario Retro1995 ermittelte Exposition gegenüber PM_{2.5} aus allen KKW in Deutschland hätte für die hier betrachteten gesundheitlichen Endpunkte eine um 448 % höhere Krankheitslast verursacht als das Basisszenario 2015 (Abbildung 50). Die ermittelte Exposition gegenüber PM_{2.5} für das Jahr 2005 war bereits deutlich gesunken. Für das Szenario Retro2005 hätte sich daher gegenüber dem Basisszenario lediglich eine um 29 % höhere Krankheitslast für das Jahr 2015 ergeben. Zwischen den Jahren 1995 und 2015 erfolgte demnach bereits eine deutliche Minderung der Exposition gegenüber PM_{2.5} aus allen KKW, die demzufolge auch zu einer deutlichen Absenkung der attributablen Krankheitslast beigetragen hat.

Der relative Anteil der durch NO₂ aus KKW verursachten Krankheitslasten hat seit 1995 bis zum Jahr 2015 weniger deutlich abgenommen. Die für das Szenario Retro1995 ermittelte Exposition gegenüber NO₂ aus KKW hätte im Jahr 2015 zu einer um 34 % höheren Krankheitslast beigetragen als für die Exposition von 2015 im Basisszenario ermittelt wurde (Abbildung 50). Die Exposition gegenüber NO₂ aus KKW ist zwischen 1995 und 2005 bereits deutlich gesunken. Für das Szenario Retro2005 wäre die attributable Krankheitslast in 2015 um etwa 9 % höher gewesen als im Basisszenario 2015.

Abbildung 50: PM_{2.5}- und NO₂-bezogene Änderungen der Krankheitslast in den Szenarien Retro1995 und Retro2005 in Relation zum Basisszenario 2015 (100 %)



Quelle: Eigene Darstellung (Universität Bielefeld)

8.5 Krankheitslast in Deutschland durch Kohlekraftwerke in Europa

In einem weiteren Szenario wurde geschätzt, welche attributable Krankheitslast in Deutschland auf den Betrieb von KKW im europäischen Ausland zurückgeführt werden kann.

8.5.1 Krankheitslast durch PM_{2.5}-Emissionen aus europäischen Kohlekraftwerken

Für das Jahr 2015 ergaben die Berechnungen, dass insgesamt 15'826 YLL (95 % KI 11'145; 20'440) durch Diabetes mellitus, COPD, Koronare Herzerkrankungen, Schlaganfälle und Lungenkrebs in der Bevölkerung von Deutschland ab 25 Jahren im Zusammenhang mit der Exposition gegenüber PM_{2.5} aus Emissionen von europäischen Kohlekraftwerken (Braun- und Steinkohle) stehen (Tabelle 78). Das entspricht 19 YLL (95 % KI 14; 25) pro 100'000 Einwohner*innen. Für die betrachteten gesundheitlichen Endpunkte konnten zudem insgesamt 4'506 YLD (95 % KI 3'290; 5'396) berechnet werden, die auf eine PM_{2.5}-Exposition aus Emissionen von europäischen KKW zurückzuführen sind. Die attributable Krankheitslast in Deutschland im Jahr 2015, die auf PM_{2.5}- und NO₂-Emissionen aus allen aktiven KKW in Europa zurückgeführt werden kann, wurde der Krankheitslast des Basisszenarios 2015 gegenübergestellt. Werden die für das Basisszenario ermittelten Kennzahlen, z. B. der YLL (Tabelle 56) aller Endpunkte aufsummiert, ergeben sich 11'483 YLL, während die auf europäische Kohlekraftwerke zurückzuführende Krankheitslast in Deutschland mit der Summe von 15'826 YLL einen höheren Beitrag ergibt.

Tabelle 78: Krankheitslast durch PM_{2,5}-Emissionen aus aktiven Kohlekraftwerken in Europa (ohne KKW in Deutschland) in 2015. Summen der Krankheitslasten in der deutschen Bevölkerung durch Endpunkte mit starker Evidenz (Diabetes mellitus (DM), COPD, Koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (SA) und Lungenkrebs (LK)), die im Zusammenhang mit der Exposition durch PM_{2,5} aus europäischen KKW stehen.

KKW-EUR	Σ
Attributable Todesfälle (95 % KI)	1'505 (1'065; 1'922)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	15'826 (11'145; 20'440)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	19 (14; 25)
Attributable Krankheitsfälle (95 % KI)	69'671 (50'081; 85'077)
Years Lived with Disability (YLD) (95 % KI)	4'506 (3'290; 5'396)
YLD pro 100'000 EW (95 % KI)	5.5 (4.0; 6.6)
DALYs (95 % KI)	20'332 (14'434; 25'836)

8.5.2 Krankheitslast durch NO₂-Emissionen aus europäischen Kohlekraftwerken

Für NO₂ aus europäischen KKW für das Jahr 2015 ergab die Schätzung insgesamt 3'415 YLL (95 % KI 2'251; 4'578) bzw. etwa vier YLL pro 100'000 EW ab dem 25. Lebensjahr durch kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität in Deutschland (Tabelle 79). Demgegenüber beträgt der im Basisszenario 2015 ermittelte Beitrag der inländischen KKW einer Summe von 2'085 YLL (Tabelle 57) für die Endpunkte kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität.

Tabelle 79: Krankheitslasten durch NO₂-Emissionen aus aktiven europäischen Kohlekraftwerken (ohne KKW in Deutschland) in 2015. Summen der Krankheitslasten in der deutschen Bevölkerung durch Endpunkte mit starker Evidenz (kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität), die im Zusammenhang mit der Exposition durch NO₂ aus europäischen KKW stehen.

KKW-EUR	Σ
Attributable Todesfälle (95 % KI)	388 (257; 519)
Years of Life Lost (YLL) (95 % KI)	3'415 (2'251; 4'376)
YLL pro 100'000 EW (95 % KI)	4.2 (2.8; 5.6)

9 Diskussion der Ergebnisse

9.1 Emissionsdaten Kohlekraftwerke und Immissionsmodellierung

9.1.1 Emissionsdaten Kohlekraftwerke

Als Grundlage für die Ermittlung der Emissionen der Kohlekraftwerke in Deutschland wurden die Daten aus dem BUBE-Online System verwendet. Bei den BUBE-Daten handelt es sich, wie in Abschnitt 5.1.1.1 bereits ausgeführt, um den differenziertesten und detailliertesten der verfügbaren Datensätze zu Kohlekraftwerksemissionen in Deutschland, der als relevante Informationen neben den eigentlichen Emissionsfrachten auch eine Georeferenzierung beinhaltet und zudem viele Parameter zu den Quelleigenschaften enthält, die für die Ausbreitungsrechnung (Abschnitt 6) erforderlich sind.

Die Emissionen der Kohlekraftwerke aus dem BUBE-Online System wurden für das Projekt für das Jahr 2016 abgefragt (die Daten liegen im 4-Jahres-Rhythmus vor), Bezugsjahr des Basisszenarios war

aufgrund der höchsten Vollständigkeit der Eingangsdaten für die Berechnung der Krankheitslast das Jahr 2015 (siehe Abschnitt 4.1). Zudem wurden zwei retrospektive Szenarien mit den Bezugsjahren 1995 und 2005 betrachtet. Die Abschätzung der deutschen Kohlekraftwerksemissionen an jedem einzelnen Anlagen-Standort für diese drei Bezugsjahre erfolgte durch Skalierung der Emissionen aus BUBE-Online pauschal über die seit 1995 jährlich vorliegenden, aber räumlich undifferenzierten ZSE-Daten (Submission 2019), wie sie in Abschnitt 5.1.1.3 beschrieben wurden. Daraus ergeben sich folgende Unsicherheiten für die skalierten Emissionsdaten:

- ▶ Die Skalierung mit den ZSE-Daten erfolgte unter der Annahme, dass der zeitliche Trend in den Emissionen der betrachteten Kohlekraftwerke durch die verwendeten ZSE-Daten gemäß Abschnitt 5.1.1.3 hinreichend genau beschrieben wird.
- ▶ Die pauschale Skalierung an den für das Jahr 2016 aus BUBE-Online berichteten Anlagen-Standorten berücksichtigt nicht, dass seit 1995 Anlagen-Standorte geschlossen oder neu eröffnet wurden.
- ▶ Die pauschale Skalierung an den für das Jahr 2016 aus BUBE-Online berichteten Anlagen-Standorten berücksichtigt auch nicht die spezifische Entwicklung der einzelnen Standorte wie z. B. Einbau von Abgasreinigungsanlagen, Zu- oder Abbau von Anlagenteilen etc.

Hinsichtlich der europäischen Kohlekraftwerke außerhalb Deutschlands war keine Skalierung der Emissionsdaten auf die verschiedenen Bezugsjahre erforderlich. Die Daten lagen aus CAMS-REG v2.2.1 für 2015 vor und wurden über die verschiedenen Szenarien konstant gehalten.

9.1.2 Immissionsmodellierung

CTM wie RCG oder LOTOS-EUROS sind als Eulersche Gittermodelle aufgebaut. In diesen werden die Emissionen innerhalb des Volumens der Gitterzelle, in der sie freigesetzt werden, gleichmäßig verteilt. Dies mag für eine eher gleichmäßig verteilte Flächenquelle angemessen sein, ist aber für hoch gelegene Punktquellen etwas problematischer, insbesondere, wenn Konzentrationen quellnah ausgewertet werden. Gittermodelle mit einer relativ groben Auflösung können die starken Konzentrationsgradienten zwischen der Abgasfahne und der Hintergrundluft nicht abbilden. Bei hochgelegenen Punktquellen beträgt der anfängliche Durchmesser der Abgasfahne oft nur einige Dutzend Meter, was erheblich kleiner ist als ein hochaufgelöstes CTM-Gitter, selbst bei $1 \times 1 \text{ km}^2$ Gitterauflösung. Die künstliche Verdünnung der Emission führt in der Gitterbox einerseits für die Fahne zu niedrigeren als für sie repräsentativen mittleren Konzentrationen und andererseits zu einem zu hohen Konzentrationsniveau im Aufwindteil der jeweiligen Gitterzelle. Durch die Anwendung von Advektion und Diffusion wird die Wirkung auf benachbarte Zellen übertragen. Es ist auch zu beachten, dass einige Prozesse, die mit der Abgasfahne zusammenhängen (Chemie in der Abgasfahne, Abwindeffekte usw.) und auf den ersten Kilometern wichtig sein können, durch Gittermodelle nicht dargestellt werden können (auch andere Ausbreitungsmodelle berücksichtigen solche Prozesse allerdings oft nicht). Zudem ist die für die Gitterzelle einer hohen Punktquelle modellierte Konzentration sehr empfindlich gegenüber modellspezifischen Parametrisierungen. Daher sollten die Werte in diesen Gitterzellen und ihren direkten Nachbarn mit einer gewissen Vorsicht interpretiert werden.

Ausbreitungsberechnungen für einzelne große Schornsteine, z. B. im Rahmen von Genehmigungsverfahren, werden häufig mit speziellen dafür in Deutschland vorgesehenen Modellen wie AUSTAL (Janicke, 2014) durchgeführt, die insbesondere mit einer deutlich feineren vertikalen und horizontalen Auflösung rechnen. Obwohl solche Modelle besser geeignet sind, um die Konzentrationen und Gradienten in der Nähe der Quelle zu erfassen, können sie nicht verwendet werden, um eine regionale Bewertung der Auswirkungen von Kraftwerken abzuleiten. Der Grund dafür ist, dass diese Ausbreitungsmodelle in der Regel nur für Anwendungsbereiche von einigen Dutzend bis hundert Kilometern angewendet werden können, die Prozessbeschreibungen für chemische Umwandlungen nicht enthalten

und Abbauprozesse nur stark vereinfacht abgebildet sind. Daher sind sie für die Modellierung komplexer nichtlinearer Prozesse wie z. B. sekundärer Partikel-Bildung, wie sie auf nationaler Ebene relevant sind, nicht geeignet.

Obwohl die modellierten Konzentrationsgradienten im Bereich der ersten paar Kilometer um einen großen Schornstein herum relativ unsicher sind, bieten Eulersche Gittermodelle die einzige Möglichkeit, Konzentrationswerte zur Ableitung einer landesweiten Folgenabschätzung bereitzustellen. In Anbetracht der Tatsache, dass nur ein sehr kleiner Teil der Bevölkerung im Umkreis von wenigen Kilometern um die großen Kohlekraftwerke lebt, wird die Bewertung auf nationaler Ebene durch die Wahl eines CTM in dieser Studie trotz den o. g. Einschränkungen nicht relevant beeinträchtigt.

In diesem Projekt wurden zwei verschiedene CTM verwendet: RCG und LOTOS-EUROS. Während die Grundprinzipien, auf denen diese Modelle aufgebaut sind, gleich sind, unterscheiden sie sich in vielen Details der Darstellung von Transport, Chemie und Deposition. Außerdem sind die meteorologischen Felder, die zur Steuerung des Transports in den beiden Modellen verwendet wurden, unterschiedlich: TRAMPER für RCG und ECMWF für LOTOS-EUROS (siehe Abschnitt 5.3). Dies bedeutet, dass sie unterschiedliche Konzentrationsfelder liefern, selbst wenn die exakt gleichen Emissionsdatensätze verwendet werden.

Trotz dieser Unterschiede zwischen den beiden Modellen ergeben sich für das Basisszenario mit Bezugsjahr 2015 starke Ähnlichkeiten im Niveau und in der räumlichen Verteilung des modellierten Beitrags der deutschen Kohlekraftwerke zur NO_2 -Gesamtbelastung, mit Konzentrationswerten, die bei beiden Modellen über weite Teile Deutschlands im Bereich zwischen $0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0.50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen. Die höchsten Beiträge mit Werten von bis zu knapp $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (RCG) bzw. knapp $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (LOTOS-EUROS) wurden in der direkten Umgebung der Kohlekraftwerke in Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Brandenburg (Abschnitt 6.7) ermittelt. Für $\text{PM}_{2.5}$ liegen die modellierten Beiträge der Kohlekraftwerke in beiden Modellen über weite Teile Deutschlands zwischen $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Insgesamt ist bei $\text{PM}_{2.5}$ der Beitrag in LOTOS-EUROS jedoch großflächig etwas größer als in RCG, und auch die räumliche Verteilung ist anders. In RCG liegen die höchsten Beiträge ($> 0.40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Nähe der Kohlekraftwerke, während in LOTOS-EUROS auch in größerer Entfernung von den Kohlekraftwerken leicht höhere Beiträge berechnet wurden, was z. B. große Teile von Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Thüringen betrifft. Dies könnte mit Unterschieden in der Darstellung von primären und sekundären Partikeln in diesen beiden Modellen zusammenhängen: Wenn primäre Partikel überwiegen, sind die Konzentrationen in der Nähe der Quellen höher, aber wenn relativ viele sekundäre Partikel gebildet werden, können durch die unterschiedliche Parametrisierung der sekundären Partikelbildung in den beiden Modellen abseits der Quellen unterschiedliche Konzentrationen modelliert werden.

Während diese Unterschiede bei über größere Bereiche (mehrere Gitterzellen) gemittelten Konzentrationen eher gering sind (siehe Diskussion in Abschnitt 6.7.2), können sie bei der Betrachtung von Konzentrationen in einzelnen Gitterzellen sehr groß sein. Zusätzlich zu den eingangs genannten Randbedingungen der Modellierung mittels CTM unterscheiden sich die hier eingesetzten CTM darin, wie sie Prozesse wie Advektion, vertikale Durchmischung und Fahnenaufstieg behandeln, die die Konzentrationen in einzelnen Gitterzellen beeinflussen können, womit es bei einzelnen Gitterzellen zu erheblichen Unterschieden zwischen den Ergebnissen kommen kann. Auf regionaler Ebene mit zunehmendem Abstand von den Einzelquellen werden sich die Auswirkungen dieser Prozesse ausgleichen.

Die Modellierung der Partikel-Immissionen ist, wie in Abschnitt 6.6.1 ausführlich diskutiert, auch heute noch mit beträchtlichen Schwierigkeiten verbunden. In der Regel treten bei der Modellierung der PM-Gesamtbelastung systematische Unterschätzungen gemessener PM-Konzentrationen auf, zu deren wesentlichen Ursachen die Unsicherheit der Partikel-Emissionen und deren zeitliche Schwankungen zählen. Nicht alle Quellen mit ihren Emissionen sind bekannt, und auch die Qualität der verfügbaren anthropogenen Partikel-Emissionsdaten ist geringer als diejenige der klassischen Schadstoffe,

wie z. B. NO_x und SO_2 . Bei einem Vergleich mit Messungen muss zudem berücksichtigt werden, dass die Modelle trockene PM-Konzentrationen liefern und gravimetrische Messungen unter Umständen noch Aerosol-gebundenes Wasser beinhalten, das bis zu 30 % zur gesamten PM_{10} -Masse beitragen kann (Putaud et al., 2004). Auch die im Rahmen dieses Projektes betrachteten Modellergebnisse zur $\text{PM}_{2.5}$ -Gesamtbelastung im Basisszenario 2015 zeigen im Jahresmittel eine deutliche Unterschätzung der Messdaten (Abschnitt 6.6).

Im vorliegenden Projekt wurde jedoch nicht auf die $\text{PM}_{2.5}$ -Gesamtbelastung durch Luftschadstoffe fokussiert, sondern auf den Beitrag einer einzelnen Quellgruppe, der Kohlekraftwerke, zur gesamten Luftschadstoffbelastung durch $\text{PM}_{2.5}$. Eine Validierung von modellierten Beiträgen einer einzelnen Quellgruppe, wie hier der Kohlekraftwerke, zur Gesamtbelastung ist grundsätzlich schwierig (Abschnitt 6.7.2). Es ist aber davon auszugehen, dass die Unterschätzung des $\text{PM}_{2.5}$ -Beitrags der Kohlekraftwerke durch die Modellierung geringer ausfällt als die im vorherigen Absatz diskutierte Unterschätzung der PM-Gesamtbelastung. Grund dafür ist, dass einige der wesentlichen im vorherigen Absatz zusammengefassten und in Abschnitt 6.6.1 ausführlich diskutierten Gründe für die Unterschätzung der PM-Gesamtbelastung durch die Modellierung bei der Modellierung des Beitrags der Kohlekraftwerke nicht relevant sind oder nur von nachgeordneter Bedeutung. So sind z. B. alle Quellen der betrachteten Quellgruppe, d. h. alle Kohlekraftwerke mit einer Leistung > 40 MW und ihre Standorte, bekannt.

9.2 Berechnung der Krankheitslasten

Bei der Verbrennung von Braun- und Steinkohlen werden zahlreiche gesundheitsrelevante Schadstoffe in die Umwelt freigesetzt (SRU, 2017; Sandau et al., 2021). Derzeit liegen allerdings kaum detaillierte Informationen zur bevölkerungsbezogenen Krankheitslast einzelner Schadstoffe vor, die von Kohlekraftwerken emittiert werden. Für einige Luftschadstoffe, wie Feinstaub, Ozon und Stickstoffdioxid, wurden von der Health and Environment Alliance (HEAL) Modellierungen zur Berechnung der attributablen Todesfälle in europäischen Ländern für das Jahr 2013 durchgeführt (Jones et al., 2016). Bislang gab es allerdings noch keine detaillierten Schätzungen der Krankheitslast, die zeigen, in welchem (Aus-) Maß die Bevölkerung in Deutschland durch Schadstoffe aus Kohlekraftwerksemissionen insgesamt gesundheitlich belastet ist. Es konnten bis zum Abschluss des Projekts keine (inter-)nationalen EBD-Studien identifiziert werden, die Krankheitslasten durch Schadstoffemissionen aus KKW in einem ähnlichen Studienansatz und in der vorliegenden Detailstufe untersuchen. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde erstmals die Expositionsverteilung der Schadstoffe $\text{PM}_{2.5}$ und NO_2 aus Stein- und Braunkohlekraftwerken für die Bevölkerung in Deutschland erfasst und deren attributable Anteile an der Krankheitslast für definierte Gesundheitsendpunkte sowie ergänzend für die natürliche Mortalität im Rahmen von Sensitivitätsanalysen ermittelt. Betrachtet wurden dabei die potentiellen Effekte, die auf Emissionen aktiver Kohlekraftwerke in Deutschland im Jahr 2015 zurückgeführt werden können, und zwar für alle Kohlekraftwerke sowie differenziert nach Braun- bzw. Steinkohle-Kraftwerken. In zwei hypothetischen Szenarien erfolgte darüber hinaus eine Modellierung der Expositionsverteilung von $\text{PM}_{2.5}$ und NO_2 aus KKW für die Jahre 1995 und 2005. Auf Grundlage der Gesundheitsdaten von 2015 wurde mit den Szenarien Retro1995 und Retro2005 abgeschätzt, welche Krankheitslast im Jahr 2015 auf $\text{PM}_{2.5}$ oder NO_2 aus KKW zurückzuführen wäre, wenn weiterhin die Expositionsverteilung aus den Jahren 1995 bzw. 2005 bestanden hätte. Berücksichtigung fanden in diesen Modellszenarien ausschließlich Effekte der veränderten Expositionsverteilung in der Bevölkerung; die Bevölkerungs- und Gesundheitsdaten aus dem Jahr 2015 wurden für alle Szenarien als konstant angenommen.

Die im Rahmen von EBD-Studien ermittelten statistischen Kennzahlen der Krankheitslast können durch eine Gegenüberstellung mit anderen, mit der gleichen Methodik erhobenen Kennzahlen oder Bezugswerten (z. B. die Mortalität für einen Endpunkt) eingeordnet und interpretiert werden. In diesem Projekt konnten die Krankheitslasten zwischen den unterschiedlichen Expositionsszenarien ver-

glichen werden. Darüber hinaus wurde bezüglich der Methodik auf eine größtmögliche Vergleichbarkeit mit der Studie „Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland“ des Umweltbundesamtes (UBA, 2018) geachtet, um eine Einordnung der Krankheitslast durch NO_2 -Emissionen aus Kohlekraftwerken zu ermöglichen. Ein direkter Vergleich war aufgrund methodischer Differenzen nur eingeschränkt möglich. Das gilt aufgrund der Wahl der Luftschadstoffe (GBD modelliert kein NO_2), der quellspezifischen Modellierung (GBD modelliert nur Gesamt-Schadstoffe und nutzt andere Expositionsmodelle) und der unterschiedlichen Erfassung der Restlebenserwartung auch für eine Gegenüberstellung mit der GBD-Studie von 2019 (GBD, 2020).

9.2.1 Krankheitslasten im Basisszenario 2015

In der vorliegenden Studie wurde die Krankheitslast ermittelt, die aus der Expositionsänderung durch die Abschaltung von Kohlekraftwerksemissionen resultiert hätte. Es konnte gezeigt werden, dass die Kohleverbrennung in deutschen Kohlekraftwerken im Jahr 2015 zu einer substantiellen Krankheitslast in der deutschen Bevölkerung beigetragen hat. Durch $\text{PM}_{2.5}$ und NO_2 aus KKW in Deutschland im Jahr 2015 wurden für die betrachteten gesundheitlichen Endpunkte demnach insgesamt 12'483 YLL durch $\text{PM}_{2.5}$ (Tabelle 56) und 18'380 YLL durch NO_2 ermittelt (Tabelle 57). Diese Angaben beziehen sich auf die ausgewählten Endpunkte mit starker Evidenz, wobei die Hauptkrankheitslast durch Krankheiten des Herzkreislaufsystems entsteht.

Für die im Rahmen dieser Studie ermittelten Krankheitslasten aus Kohlekraftwerken stehen kaum Vergleichsdaten von Krankheitslasten aus bisherigen Studien zur Verfügung, die eine direkte Gegenüberstellung ermöglichen. Eine Gegenüberstellung der quantifizierbaren Krankheitslast durch NO_2 aus KKW in Deutschland im Jahr 2015 mit der in der Studie von UBA (2018) ermittelten NO_2 -Hintergrundexposition in Deutschland in 2015 ist nur als Annäherung möglich. In der vorliegenden Studie wurden für die Endpunkte mit starker Evidenz -kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität- andere Schätzer aus aktuelleren Übersichtsarbeiten verwendet.

In der vorliegenden Studie wurde nicht die Krankheitslast der Bevölkerung durch die gesamte Luftschadstoffbelastung mit $\text{PM}_{2.5}$ oder NO_2 berechnet, die aus allen Emissionsquellen, wie z.B. auch der Industrie, der Landwirtschaft, dem Verkehr oder dem Hausbrand, resultiert. Die Berechnung der Krankheitslast erfolgte hier ausschließlich für die zusätzliche Belastung mit $\text{PM}_{2.5}$ und NO_2 , die durch die KKW verursacht wird. Auch dies ist ein weiterer Unterschied zu der Studie von UBA (2018), in der eine untere Quantifizierungsgrenze von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für NO_2 angenommen wurde. Unterhalb dieses Wertes, welcher den 2021 veröffentlichten Leitlinien der WHO entspricht, ist die Evidenz für eine gesundheitliche Wirkung limitiert (WHO, 2021). Der Grund für diesen unterschiedlichen methodischen Zugang ergibt sich aus dem Ziel der jeweiligen Studie. Im vorliegenden Projekt erfolgte eine Quantifizierung der Krankheitslast durch eine spezifische Quelle, d. h. Braun- und Steinkohlekraftwerke, wobei konzeptionell alle Emissionen aus dieser Quelle als zusätzlich zu den bereits bestehenden anderen Emissionen angesehen wurden, während in UBA (2018) die Gesamtkrankheitslast eines einzelnen Schadstoffs mit einer möglichen unteren Wirkungsschwelle bestimmt wurde.

Unabhängig von methodischen Unterschieden zeigen aktuelle Studien, dass es für Schadstoffe wie NO_2 und $\text{PM}_{2.5}$ bisher keinen sicheren Hinweis für eine untere Expositionsgrenze gibt, mit der kein gesundheitliches Risiko verbunden ist (Brunekreef et al., 2021; Strak et al., 2021; WHO, 2021). Daten, die aus Studien mit extrem großen Kohorten von mehreren Millionen Teilnehmenden stammen, konnten zeigen, dass beispielsweise für die Mortalität auch dann erhöhte hazard ratios im Zusammenhang mit $\text{PM}_{2.5}$ auftreten, wenn in den Analysen nur Effekte bei Konzentrationen unterhalb $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berücksichtigt wurden (HEI, 2021). Systematische Übersichtsarbeiten im Auftrag der WHO (Chen und Hoek, 2020; Huangfu und Atkinson, 2020) zeigen sowohl für $\text{PM}_{2.5}$ als auch für NO_2 lineare Expositions-Wirkungsbeziehungen ohne Hinweise für einen Schwellenwert, demzufolge auch bei niedrigen Konzentrationen ein erhöhtes Risiko für negative gesundheitliche Auswirkungen besteht.

Für die Mortalität, d. h. für alle Todesfälle ohne äußere Ursachen, sind in der vorliegenden Studie im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse insgesamt 71'912 YLL durch deutsche KKW berechnet worden, von denen 39'191 durch $PM_{2.5}$ und 32'721 durch NO_2 ausgelöst wurden (Tabelle 60). Die ermittelten attributablen Fälle der Mortalität sind insgesamt höher als die Fälle, die sich aus der Summe der hier betrachteten krankheitsspezifischen Endpunkte ergeben, da bei der natürlichen Mortalität weitere Gesundheitsendpunkte eingeschlossen sind, die bei der krankheitsspezifischen Analyse nicht berücksichtigt wurden.

Ein Vergleich mit den Ergebnissen der durch KKW in 2013 verursachten attributablen Todesfälle in der HEAL-Studie (Jones et al., 2016), ist aufgrund methodischer Unterschiede nur bedingt möglich, da sowohl andere Expositionsmodelle als auch andere Endpunkte und Expositions-Wirkungsfunktionen angewandt wurden. Speziell wurden in der hier durchgeführten Studie mit den aktuellen ELAPSE Expositions-Wirkungsfunktionen die aktuellsten und für Europa relevanten EWF verwendet. So betragen die Schätzer aus der ELAPSE-Studie für $PM_{2.5}$ und NO_2 mit natürlicher Mortalität 1,13 und 1,085, während in Jones et al. (2016) der WHO-HRAPIE Schätzwerte von 1,06 und 1,055 genutzt werden (WHO HRAPIE 2013). Dementsprechend wurde in der hier vorgelegten Studie mit 6'583 attributablen Todesfällen im Jahr 2015 ($PM_{2.5}$ und NO_2 kombiniert) eine höhere Krankheitslast in Deutschland berechnet als in Jones et al. (2016) mit 1860 attributablen Todesfällen. Die Vermeidung von Doppelzählungen durch die Korrelation von $PM_{2.5}$ und NO_2 wurde in beiden Studien in ähnlicher Weise berücksichtigt, in dem der Schätzer für NO_2 um ca. ein Drittel reduziert wurde. Damit wird die Plausibilität der Ergebnisse der vorliegenden Studie insgesamt gestützt.

Bei der Abschätzung der Krankheitslast durch alle KKW muss beachtet werden, dass die jeweils durch $PM_{2.5}$ und NO_2 verursachten attributablen Anteile an der Krankheitslast nur unter bestimmten Bedingungen aufsummiert werden dürfen. Die verwendeten Effektschätzer für die im Vorhaben betrachteten einzelnen Gesundheitsendpunkte basieren auf gepoolten Effektschätzern, die aber jeweils nicht für das gleichzeitige Auftreten von begleitenden Schadstoffen wie NO_2 oder $PM_{2.5}$ kontrolliert wurden (GBD, 2020). Das heißt, die genutzten Effektschätzer für $PM_{2.5}$ sind nicht für NO_2 adjustiert und umgekehrt. Eine Addition der ermittelten Krankheitslasten würde demnach zu einer nur schwer quantifizierbaren Überschätzung der Krankheitslast führen, da der jeweilige Beitrag der einzelnen Schadstoffe an der Krankheitslast nicht differenziert werden kann. Aus diesem Grund werden die durch $PM_{2.5}$ und durch NO_2 ermittelten Krankheitslasten separat dargestellt. Als Ausnahme standen für den Zusammenhang von $PM_{2.5}$ und NO_2 mit der natürlichen Mortalität sowohl Effektschätzer aus Ein- als auch aus Mehrschadstoffmodellen zur Verfügung. Das heißt, die Schätzer der Zwei-Schadstoffmodelle sind jeweils für den anderen Schadstoff, hier NO_2 bzw. $PM_{2.5}$, adjustiert (Brunekreef et al., 2021). Damit konnte für die natürliche Mortalität abgeschätzt werden, dass aufgrund der überlappenden Wirkung der Schadstoffe $PM_{2.5}$ bzw. NO_2 bei der individuellen Betrachtung der Krankheitslast auf Basis von nicht adjustierten Schätzern bspw. im Basisszenario für $PM_{2.5}$ und NO_2 eine um ca. 24 % höhere Krankheitslast geschätzt wird.

Für die Berechnung der Krankheitslast durch luftgetragene Emissionen der KKW in Deutschland wurde in der vorliegenden Studie der krankheitsspezifische Ansatz (GBD, 2020; UBA, 2018) gewählt. Dabei werden Krankheitslasten durch verschiedene, spezifische Erkrankungen berechnet, für die ein starker Zusammenhang mit der jeweiligen Exposition bekannt ist. Der Ansatz, die Krankheitslast auf Basis der natürlichen Mortalität (ohne Verletzungen und Unfälle als Ursache) zu berechnen, wurde in der vorliegenden Studie im Rahmen von Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Im Unterschied zum krankheitsspezifischen Ansatz können bei der Erfassung der Krankheitslast mittels der natürlichen Mortalität auch Effekte auf andere, nicht spezifisch erfasste Krankheiten und Organsysteme erfasst werden. Dieser Ansatz wird z. B. von der European Environment Agency genutzt, um die Entwicklung der Krankheitslast über viele Jahre hinweg und in einzelnen Mitgliedsstaaten der EU übersichtlich und stark zusammengefasst darzustellen (EEA, 2021). Der Vorteil der krankheitsspezifischen Analyse, wie im vorliegenden Projekt durchgeführt, besteht in der Möglichkeit der Erfassung von Effekten, die nicht

direkt zum Tode führen. So kann z. B. die Krankheitslast durch Auslösung eines Diabetes mellitus Typ 2 miterfasst werden, auch wenn die Patienten nicht oder erst nach langer Erkrankungszeit daran versterben.

9.2.1.1 Krankheitslast durch PM_{2.5} für einzelne Gesundheitsendpunkte im Basisszenario 2015

Die im Zusammenhang mit PM_{2.5}-Emissionen aus allen deutschen KKW stehenden DALYs konnten für fünf gesundheitliche Endpunkte, das sind Diabetes mellitus (DM), COPD, koronare Herzerkrankungen (KHK), Schlaganfall (ST) und Lungenkrebs (LK), quantifiziert werden. Für weitere gesundheitliche Endpunkte wurde die wissenschaftlich belegte Evidenz für eine Assoziation zwischen dem Gesundheitsendpunkt und PM_{2.5} als moderat eingestuft und daher in zusätzlichen Sensitivitätsanalysen berücksichtigt. Für weitere Endpunkte (z. B. akute Infektionen der unteren Atemwege, ALRI) bestand keine für die Berechnung geeignete Datenbasis für Deutschland, sodass diese hier nicht berücksichtigt wurden.

Für die o. g. gesundheitlichen Endpunkte konnte festgestellt werden, dass koronare Herzerkrankungen rund 42 % der hier ermittelten attributablen DALYs ausmachen, gefolgt von Lungenkrebs mit rund einem Viertel der DALYs. Bei beiden Gesundheitsendpunkten trägt insbesondere die Mortalitätskomponente erheblich zur Krankheitslast bei, während bei COPD und Schlaganfällen die Mortalitätskomponente nur einen etwas höheren Beitrag an den DALYs leistet als die Morbiditätskomponente. Bei Diabetes machen die YLL nur 25 % der DALYs aus, d.h. dass der größere Anteil der Krankheitslast auf die YLD zurückgeführt werden kann.

Betrachtet man die attributablen Anteile an der Krankheitslast durch PM_{2.5} aus allen KKW an der Gesamtkrankheitslast in Deutschland, so wären infolge der Abschaltung aller aktiven KKW in 2015 in Deutschland im Zusammenhang mit PM_{2.5} in absoluten Zahlen 623 weniger attributable Todesfälle von insgesamt 128'216 Todesfällen in Deutschland durch koronare Herzerkrankungen aufgetreten (GBE, 2015). Durch Schlaganfälle verursachte Todesfälle machten 294 von insgesamt 56'938 Sterbefällen durch Schlaganfall aus (GBE, 2015). Die absoluten Zahlen der attributablen Todesfälle durch koronare Herzerkrankungen sind demnach mehr als doppelt so hoch wie für den Gesundheitsendpunkt Schlaganfall. Die für 2015 ermittelten attributablen Anteile (PAF) der durch PM_{2.5} aus KKW verursachten attributablen Todes- bzw. Krankheitsfälle durch KHK liegen bei 0.49 % und bei 0.52 % durch Schlaganfall (Tabelle 56). Obwohl der attributable Anteil in der Bevölkerung in Deutschland für beide gesundheitlichen Endpunkte nahezu gleich ist und rund 0.5 % der Todesfälle durch diese Erkrankungen beträgt, unterscheiden sich die absoluten Anzahlen der attributablen Fälle durch KHK und ST erheblich.

9.2.1.2 Krankheitslast durch NO₂ für einzelne Gesundheitsendpunkte im Basisszenario 2015

Für die Exposition gegenüber NO₂ besteht gemäß der aktuellen Studienlage ein gesundheitsrelevanter Zusammenhang (starke Evidenz) lediglich mit den Endpunkten kardiovaskuläre Mortalität und COPD-Mortalität (Brunekreef et al., 2021; UBA, 2018; Huangfu und Atkinson, 2020). Die ermittelte Krankheitslast umfasst somit die attributablen Sterbefälle und die Mortalitätskomponente YLL. DALYs konnten daher für die Krankheitslast von NO₂ nicht berechnet werden.

Für das Basisszenario 2015 ergab die Schätzung der Krankheitslast, dass der größte Anteil, d. h. ca. 97 % der ermittelten attributablen Todesfälle bzw. YLL durch NO₂ aus Braun- und Steinkohle-KW in Verbindung mit kardiovaskulären Erkrankungen stehen und nur etwa 3 % auf COPD zurückzuführen sind. Betrachtet man das Verhältnis der Gesamtzahl der Sterbefälle durch kardiovaskuläre Erkrankungen zu den attributablen Anteilen, so zeigt sich, dass infolge einer Abschaltung aller KKW in 2015 in der Bevölkerung von Deutschland 0.57 % weniger kardiovaskuläre Todesfälle aufgetreten wären. Das sind 2'024 der insgesamt 356'361 festgestellten Todesfälle in 2015 mit kardiovaskulärem Ursprung (GBE, 2015). Infolge der Atemwegserkrankung COPD starben in 2015 gemäß der Todesursachenstatistik der GBE 31'069 Menschen in Deutschland. Davon wären bei Abschaltung aller KKW nach den hier vorliegenden Schätzungen rund 0.2 % bzw. 61 weniger attributable Todesfälle aufgetreten.

Die hier getroffenen Annahmen zur Langzeitexposition gegenüber NO₂ erfolgten grundsätzlich in Anlehnung an die Studie von UBA (2018) zur Quantifizierung der NO₂-bedingten Krankheitslast in Deutschland. Für kardiovaskuläre Mortalität wurde in der Studie von UBA (2018) ein attributabler Anteil von 1.77 % ermittelt, der in 2014/15 durch die Hintergrundexposition gegenüber NO₂ in Deutschland verursacht wurde. In der vorliegenden Studie wurde ein attributabler Anteil von 0.57 % an der kardiovaskulären Mortalität durch NO₂ aus KKW in Deutschland ermittelt. Ein direkter Vergleich der Ergebnisse ist aber aus verschiedenen Gründen nur eingeschränkt möglich. Für die EWF von kardiovaskulärer Mortalität, genauso wie für die natürlicher Mortalität, wurden neue Effektschätzer publiziert, die in der aktuellen Studie zur Berechnung der attributablen Anteile verwendet wurden (Brunekreef et al., 2021). Diese weichen nicht nur hinsichtlich der Höhe der jeweiligen Effektschätzer und dem Unsicherheitsbereich der Konfidenzintervalle von UBA (2018) ab, sondern schließen im Zusammenhang mit dem aktualisierten Evidenzgrad auch weitere jüngere und ältere Altersgruppen mit ein. Somit würde sich auch die im Rahmen der NO₂-Studie von UBA (2018) für das Jahr 2014/15 ermittelte Krankheitslast durch die Hintergrundexposition gegenüber NO₂ in Deutschland rückwirkend erhöhen, wenn die neu publizierten EWF zur Berechnung genutzt würden. Zudem hat sich die Evidenz für NO₂ und den Gesundheitsendpunkt COPD-Mortalität mit der aktualisierten Studienlage verändert (Huangfu und Atkinson, 2020), d. h. COPD-Mortalität wurde in diesem Projekt mit aufgenommen. Die Evidenz wird nun, neben der kardiovaskulären Mortalität (UBA, 2018), ebenfalls als stark eingestuft.

9.2.1.3 Fazit zur Krankheitslastberechnung im Basisszenario 2015

Zusammenfassend für das Basisszenario 2015 lässt sich sagen, dass im Zusammenhang mit einer PM_{2.5}- bzw. NO₂-Exposition aus Braun- und Steinkohle-KW im Basisszenario attributable Anteile (PAF) für die betrachteten gesundheitlichen Endpunkte im Bereich von 0.2 % und maximal 0.57 % an der gesamten Krankheitslast für den jeweiligen Gesundheitsendpunkt berechnet wurden. Die absoluten Effekte, d. h. die jeweiligen attributablen Sterbe- und Krankheitsfälle variieren deutlich, da die endpunktbezogenen Prävalenzen bzw. Sterbefälle in der Bevölkerung sehr unterschiedlich hoch sind. Trotz der prozentual nur niedrig erscheinenden attributablen Anteile ist die attributable Krankheitslast im Basisszenario 2015 insgesamt jedoch substantiell. Die hier ermittelten attributablen Krankheitslasten in 2015, die im Zusammenhang mit den Emissionen von allen KKW in Deutschland auftraten, bilden allerdings nur einen Teil der tatsächlichen Krankheitslasten ab, die in einem Zusammenhang mit Emissionen aus KKW bestehen. Denn die ermittelten und diskutierten Krankheitslasten beruhen insgesamt auf einer eher konservativen Schätzung der Krankheitslast durch KKW in Deutschland, da nur Endpunkte berücksichtigt wurden, für die ein sicherer und quantifizierbarer Zusammenhang zwischen Exposition gegenüber dem Schadstoff aus KKW-Emissionen und einem Gesundheitseffekt besteht. Um Unsicherheiten im Rahmen der Schätzung zu minimieren, wurden für diese Studie strenge Ein- und Ausschlusskriterien festgelegt, z. B. hinsichtlich des Evidenzgrads und der Voraussetzung einer klaren Differenzierungsmöglichkeit der Bevölkerungsexposition gegenüber einem Schadstoff aus KKW-Emissionen (Abschnitt 2.1.1 und Abschnitt 3.3). Infolgedessen konnte für zahlreiche Schadstoffe, z. B. O₃ und Schwermetalle aus Braun- und Steinkohlekraftwerksemissionen, keine Quantifizierung der Krankheitslast für assoziierte gesundheitliche Outcomes erfolgen.

Der Ausschluss von Schadstoffen aufgrund von Unsicherheiten hinsichtlich der Assoziation von Exposition und Outcome oder bzgl. einer genauen Expositionsabschätzung schränkt die Möglichkeit einer umfassenden Krankheitslastschätzung ein. Das betrifft besonders die Ermittlung der Krankheitslast, die im Zusammenhang mit Schwermetallen aus KKW-Emissionen bestehen kann (UBA, 2017). Aufgrund der komplexen Transmissionspfade dieser gesundheitsrelevanten Stoffe, d. h. der Weg von der Emissionsquelle bis zur Aufnahme in den Menschen, war eine explizite Expositionsabschätzung von Schwermetallen aus Emissionen von Braun- und Steinkohle-KW in der Bevölkerung in dem Projekt nicht möglich (vgl. Abschnitt 3.4 und Abschnitt 3.3).

Es wurden zudem nur gesundheitliche Endpunkte berücksichtigt, für die eine starke Evidenz eines Zusammenhangs von Schadstoffexposition und Outcome besteht. Gesundheitliche Endpunkte, für die nur eine moderate Evidenz eines Zusammenhangs zwischen Exposition gegenüber dem jeweiligen Schadstoff und dem definierten Outcome besteht (z.B. NO₂ und Diabetes), wurden lediglich im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse berücksichtigt. Das heißt, dass die dabei ermittelten attributablen Krankheitslasten möglicherweise auch auf eine Exposition gegenüber dem Schadstoff zurückzuführen sind und ggf. zusätzlich berücksichtigt werden müssten.

Es kann daher mit Sicherheit angenommen werden, dass die hier modellierte Abschaltung aller KKW in Deutschland in 2015 insgesamt zu einer erheblich höheren gesundheitlichen Entlastung der Bevölkerung beigetragen hätte, als hier aufgrund der genannten Limitationen geschätzt werden konnte.

9.2.2 Expositionseffekte in den Szenarien

9.2.2.1 Braun- und Steinkohle 2015

Neben der Reduzierung der Krankheitslast, die durch Abschaltung aller KKW im Jahr 2015 hätte erreicht werden können, wurden in zwei Szenarien die jeweiligen Effekte der Expositionsänderung von PM_{2.5} und NO₂ nach getrennter Abschaltung von Stein- bzw. Braunkohle-KW auf die Krankheitslast berechnet. Es konnte festgestellt werden, dass die Abschaltung von Braunkohle-KW in 2015, bezogen auf die betrachteten Gesundheitsendpunkte für PM_{2.5} und NO₂, insgesamt einen größeren Gesundheitsgewinn erbracht hätte, als eine Abschaltung der Steinkohle-KW (Tabelle 64 bis Tabelle 66). Dies ist vor allem auf die erheblichen Unterschiede bei der Krankheitslast durch NO₂ zurückzuführen. Hier ist die Krankheitslast durch Emissionen aus Braunkohle-Kraftwerken mehr als doppelt so groß wie die Krankheitslast durch Emissionen aus Steinkohle-Kraftwerken, während der Unterschied bei PM_{2.5} geringer ist.

Die Ergebnisse der Analysen von Mehrschadstoffmodellen deuten ebenfalls darauf hin, dass im Fall der natürlichen Mortalität NO₂-Emissionen aus Braunkohle eine höhere Krankheitslast verursachen als PM_{2.5} aus Braunkohle. Auch hier zeigt sich eine knapp doppelt so hohe Krankheitslast durch Emissionen aus Braunkohle-Kraftwerken (48'792 YLL durch Braunkohle-Kraftwerke versus 30'623 YLL durch Steinkohle-Kraftwerke), die vor allem durch die hohe Krankheitslast durch NO₂-Emissionen zustande kommt (Tabelle 71 und Tabelle 72). Die auf NO₂-Emissionen aus Steinkohle zurückführbare Krankheitslast ist hingegen etwas niedriger als die, die auf PM_{2.5} zurückgeführt werden kann.

9.2.2.2 Expositionsveränderungen seit 1995

In der vorliegenden Studie wurde die Krankheitslast resultierend aus der Expositionsverteilung der Schadstoffe NO₂ und PM_{2.5} aus den Emissionen von Braun- und Steinkohle-KW zunächst für das Jahr 2015 modelliert. In zwei weiteren Szenarien wurde die Krankheitslast für die Emissionen der Jahre 1995 und 2005 unter Konstanzhaltung aller anderen Einflussfaktoren bestimmt (vgl. Abschnitt 4.1). Für das Jahr 2015 lag die höchste Expositions-kategorie durch PM_{2.5} aus allen Kohlekraftwerksemissionen bei 3 µg/m³, während im Jahr 1995 Expositionen durch Kohlekraftwerksemissionen von bis zu 22 µg/m³ auftraten (Tabelle 55). Die retrospektiven Expositionsmodelle für die Jahre 1995 und 2005 zeigten insbesondere für PM_{2.5} eine deutliche Abnahme des Bevölkerungsanteils in den höheren Expositions-kategorien in Deutschland seit 1995.

Die Gegenüberstellung der Effekte der Expositionen aus den Jahren 2015, 2005 und 1995 auf die Krankheitslast in 2015 verdeutlicht, dass seit 1995 bereits eine deutliche Minderung der Krankheitslast für bestimmte gesundheitliche Endpunkte erreicht wurde. Insbesondere die aus Emissionen der Braun- und Steinkohle-KW resultierende PM_{2.5}-Belastung konnte bereits zwischen den Jahren 1995 und 2005 erheblich und bis 2015 noch weiter reduziert werden. So waren die Krankheitslasten für PM_{2.5} in dem hypothetischen Szenario mit den Emissionen aus 1995 mehr als fünfmal größer und in

dem hypothetischen Szenario mit den Emissionen aus 2005 noch ca. 1.3-mal höher als in 2015 (Abschnitt 8.4.5). Für NO₂ ist der Rückgang weniger deutlich, die entsprechenden Krankheitslasten durch die Emissionen in 1995 und 2005 waren 1.3- mal bzw. 1.1-mal größer als die in 2015. Auch eine internationale Studie der EEA zur Luftqualität in Europa (EEA, 2021a) konnte für die 27 europäischen Länder feststellen, dass zwischen 2005 und 2019 eine etwa 33 % ige Abnahme von attributablen Todesfällen durch die Reduktion der Feinstaubbelastung erfolgt ist. Die EEA stellt in der Studie allerdings auch klar heraus, dass weiterhin eine große Anzahl an attributablen Todesfällen auf eine chronische Belastung durch Luftschadstoffe wie Feinstaub, NO₂ und Ozon in den europäischen Ländern zurückzuführen ist (EEA, 2021b).

9.2.2.3 Grenzüberschreitende Emissionen

Die von Braun- und Steinkohle-KW emittierten Schadstoffe stellen nicht nur ein lokales Problem (für Deutschland) dar. Während eine NO₂-Exposition vorwiegend auf lokale Emissionsquellen zurückzuführen ist, können Schadstoffe, wie PM_{2.5} und Schwermetalle, aus entfernten Schadstoffquellen stammen und über weite Strecken transportiert werden. Die gesundheitliche Relevanz von grenzüberschreitenden Emissionen aus KKW wurde daher in der vorliegenden Studie für Deutschland im Jahr 2015 geschätzt. Dafür wurde die Exposition der Bevölkerung in Deutschland mit PM_{2.5} und NO₂ aus europäischen Kohlekraftwerken modelliert und die attributable Krankheitslast in Deutschland geschätzt. Für das Jahr 2015 konnte dabei herausgestellt werden, dass insbesondere PM_{2.5} aus den Braun- und Steinkohle-KW der europäischen Nachbarländer hinsichtlich der hier betrachteten krankheitsspezifischen Endpunkte ebenfalls mit einer substantiellen Krankheitslast in der Bevölkerung von Deutschland verbunden waren. Diese Krankheitslast war mit ca. 16.000 YLL höher als die durch die Kohlekraftwerke in Deutschland hervorgerufene Krankheitslast von ca. 12.000 YLL. Der Ferntransport und die sekundäre Partikelneubildung führen bei einem deutlich größeren Anteil der Bevölkerung zu mittleren Expositionserhöhungen als die in Deutschland befindlichen KKW (Tabelle 55). Welchen Beitrag im Gegenzug die deutschen KKW an der Krankheitslast in den europäischen Ländern leisten, konnte mit den für diese Studie verfügbaren Expositionsmodellen und (Gesundheits-)Daten nicht abgeschätzt werden. Eine solche Schätzung erfordert eine weitere umfassende EBD-Studie, in der entsprechende Expositionsmodellierungen und die regionalen Gesundheitsdaten einfließen. In der HEAL-Studie (Jones et al., 2016) wurde ein derartiger Ansatz gewählt, und es konnte gezeigt werden, dass die zusätzliche Krankheitslast in Europa (ohne Deutschland) durch Emissionen deutscher KKW ungefähr 1.3-mal so hoch ist wie die Krankheitslast in Deutschland. Obwohl die Studie sich in mehreren Punkten methodisch von dem hier durchgeführten Projekt unterscheidet, verdeutlicht diese erste Schätzung bereits, dass Schadstoffemissionen aus deutschen KKW ein relevantes, grenzüberschreitendes Gesundheitsrisiko darstellen.

Die Reduktion von Kohlekraftwerksemissionen würde demnach einen solidarischen Beitrag darstellen, der nicht nur die Bevölkerung im eigenen Land, sondern auch die Gesundheit der Bevölkerung in angrenzenden Ländern schützt. Das Ziel einer zeitnahen Umsetzung des Kohleausstiegs besitzt aber nicht nur hinsichtlich der Minderung von Schadstoffexpositionen aus KKW eine gesundheitliche Relevanz, sondern ist auch zum Erreichen der internationalen Klimaschutzziele dringend erforderlich (Oei et al., 2020). Neben der Krankheitslast, die auf einzelne Schadstoffe aus Kohlekraftwerksemissionen zurückzuführen ist, tragen auch die Folgen des u. a. auf CO₂-Emissionen aus KKW zurückzuführenden Klimawandels insgesamt zur Erhöhung der lokalen und globalen Krankheitslast bei (Perera, 2017; Orru et al., 2017).

9.2.3 Limitationen der Krankheitslastberechnung aus KKW

Die in dieser Studie ermittelten und diskutierten Krankheitslasten bilden aus mehreren Gründen eine sehr konservative Schätzung der Krankheitslast durch KKW in Deutschland ab:

(1) Es wurden nur diejenigen Schadstoffe berücksichtigt, die primär über eine inhalative Aufnahme auf den Menschen einwirken. Für Schadstoffe, wie z. B. Schwermetalle aus Braun- und Steinkohlekraftwerksemissionen, die unter anderem über die Nahrungskette in den menschlichen Organismus gelangen, wurde keine Quantifizierung der Krankheitslast durchgeführt. Aufgrund der komplexen Transmissionspfade dieser gesundheitsrelevanten Stoffe, d. h. der Weg von der Emissionsquelle bis zur Aufnahme in den Menschen, ist eine quellspezifische Expositionsabschätzung von Schwermetallen aus Emissionen von Braun- und Steinkohle-KW in der Bevölkerung bisher nicht möglich (vgl. Abschnitt 3.3 und Abschnitt 3.4).

(2) Die chemische Zusammensetzung des Feinstaubes aus Kohleverbrennung wurde nicht berücksichtigt, sondern die Schätzer aus den gepoolten Daten von Studien zu allgemeinem Feinstaub, d. h. dem Feinstaubgemisch aus allen Quellen, genutzt (Abschnitt 3.2.2, Tabelle 12, Tabelle 14). Es ist jedoch wahrscheinlich, dass Feinstaub aus der Kohleverbrennung eine höhere Toxizität hat als allgemeiner Feinstaub (Lippmann et al., 2013). Die derzeitige Studienlage ist allerdings noch zu limitiert, um quellspezifische relative Risiken aus verschiedenen Studien abzuleiten und zu nutzen.

(3) In den Analysen wurden ausschließlich Endpunkte berücksichtigt, für die ein sicherer und quantifizierbarer Zusammenhang zwischen Exposition gegenüber dem Schadstoff aus KKW-Emissionen und einem Gesundheitseffekt besteht. Es wurden demnach nur gesundheitliche Endpunkte berücksichtigt, für die eine starke Evidenz eines Zusammenhangs von Schadstoffexposition und Endpunkt besteht (Abschnitt 2.2.1). Gesundheitliche Endpunkte, für die nur eine moderate Evidenz eines Zusammenhangs zwischen Exposition gegenüber dem jeweiligen Schadstoff und dem definierten Outcome besteht (z.B. NO₂ und Diabetes), wurden lediglich im Rahmen von umfangreichen Sensitivitätsanalysen berücksichtigt.

(4) Es wurden Expositions-Endpunktpaare ausgeschlossen, für die keine geeigneten (Gesundheits-) Daten zur Berechnung der Krankheitslast zur Verfügung standen bzw. bei fehlender zeitlicher Auflösung von Expositionsdaten für (2015) für die Betrachtung akuter Krankheitslasten.

9.2.3.1 Datenverfügbarkeit

Mit der EBD-Methode werden die sehr komplexen Zusammenhänge von Umweltfaktoren und deren Gesundheitswirkungen vereinfacht quantitativ erfasst und vergleichbar gemacht. Die Aussagekraft ist dabei nicht nur eng mit der jeweiligen Datenqualität, sondern insbesondere mit der Datenverfügbarkeit und Vergleichbarkeit verknüpft. Die EBD-Methode besitzt daher eine gute Handhabbarkeit, wenn die betrachteten Risikofaktoren und gesundheitlichen Zusammenhänge gut charakterisiert sind. Bei unzureichend charakterisierten bevölkerungsbezogenen Schadstoffwirkungen oder wenn keine, quellspezifische Expositionsabschätzung in der Bevölkerung möglich ist, ist sie hingegen klar limitiert bzw. nicht anwendbar. Daher konnte im Rahmen dieser Studie für zahlreiche gesundheitsrelevante Schadstoffe, die bei der Kohleverbrennung freigesetzt werden (z. B. Schwermetalle: Sandau et al., 2021), keine quantitative Schätzung der attributablen Krankheitslast durchgeführt werden. Die ermittelten Krankheitslasten können demnach nur einen Teil der tatsächlichen Gesundheitsbelastungen durch Kohlekraftwerksemissionen herausstellen.

9.2.3.2 Datenquellen zur Mortalität und Morbidität

In Deutschland werden Sterbefälle und deren Ursachen systematisch in einem Sterberegister (Gesundheitsberichterstattung des Bundes, GBE) erfasst, während Krankheitsfälle, mit Ausnahme von Krebserkrankungen oder Infektionskrankheiten, nicht systematisch erfasst werden bzw. im Fall von Krankenkassendaten nicht frei zugänglich sind. Die in der vorliegenden Studie präsentierte Ermittlung von Krankheitslasten durch PM_{2.5} und NO₂ aus Emissionen von Braun- und Steinkohlekraftwerken erfolgte nur für die Altersgruppen ab 25 Lebensjahren. Für diese Altersgruppe standen sowohl repräsentative Daten zur Prävalenz aus der GEDA 2014/15-Studie als auch EWF zur Verfügung. Mit Ausnahme von

Asthma bronchiale und akuten Infektionen der unteren Atemwege sind die hier berücksichtigten Gesundheitsendpunkte mit starker oder moderater Evidenz im Wesentlichen nur in den betrachteten Altersgruppen über 25 Lebensjahren relevant (z. B. COPD, KHK und Schlaganfälle), so dass diese altersbedingte Einschränkung sich nicht wesentlich auf das Gesamtergebnis auswirkt.

Bei den im Vorhaben betrachteten gesundheitlichen Endpunkten handelt es sich im Wesentlichen nur um chronische Erkrankungen, die für erwachsene Altersgruppen relevant sind.

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte aufgrund fehlender Prävalenz- und Inzidenzdaten, die Gruppe der Kinder und Jugendlichen trotz hoher Evidenz für die Verursachung eines Asthma bronchiale (ohne Anfälle) und akuter Infektionen der unteren Atemwege (ALRI) nicht in die Krankheitslastberechnung eingeschlossen werden. Es wäre aber wichtig, die mit Schadstoffen aus Kohlekraftwerksemissionen assoziierten Effekte auf die Gesundheit und Entwicklung von Kindern bei der Ermittlung der Krankheitslast stärker zu fokussieren (Perera, 2017).

Eine Betrachtung akuter Krankheitslasten erfordert entsprechend zeitlich aufgelöste Expositionsdaten. Mit den im Vorhaben verfügbaren Jahresmittelwerten wären auch für akute Endpunkte keine EBD-Berechnungen möglich gewesen.

Für die Berechnung der Krankheitslast durch die betrachteten Schadstoffe PM_{2.5} und NO₂ wurden für die Studie, soweit verfügbar, einheitliche Quellen der Gesundheitsdaten für Mortalität und Morbidität zugrunde gelegt. Bei den Fallzahlen aus der Todesursachenstatistik handelt es sich um eine Vollerhebung von Meldedaten, für die aufgrund der Spezifizierung nach ICD eine vergleichsweise hohe Genauigkeit anzunehmen ist. Bei den Prävalenzdaten aus der repräsentativen GEDA-Befragung besteht hingegen eine größere Unsicherheit, da es sich nicht um ärztliche Diagnosen nach ICD handelt, sondern um subjektive Angaben von Betroffenen zur 12-Monats-Prävalenz von bestimmten gesundheitlichen Endpunkten. Auch bei den aus dem Krebsregister (ZfKD, 2020) bezogenen prävalenten Fälle für Lungenkrebs handelt es sich um einen standardisierten Schätzwert. Aufgrund dieser Unsicherheiten bei der Prävalenzabschätzung müssen auch gewisse Unsicherheiten bei den Ergebnissen der Krankheitslast bzw. Kennzahlen zur Morbidität angenommen werden.

9.2.3.3 Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Gewichtung der Erkrankungsschwere

Eine weitere Unsicherheit besteht im Zusammenhang mit dem verwendeten Parameter Disability Weight. Dieser Parameter bildet den Schweregrad einer Erkrankung bzw. des jeweiligen Erkrankungsstadiums ab und fließt neben der Prävalenz der Erkrankung in der Bevölkerung in die Morbiditätskomponente YLD ein. Im Rahmen der Bevölkerungsbefragung GEDA erfolgt keine differenzierte Erfassung von eingeschlossenen Komplikationen und Schweregraden der Erkrankungen. Auch bei den Prävalenzangaben der Lungenkrebsfälle im Krebsregister werden bei den Prävalenzangaben keine Schweregrade des Erkrankungsstadiums erfasst. Es standen zudem keine Studiendaten zur Verfügung, die eine Extrapolation der Verteilung der jeweiligen Erkrankungsstadien in der Bevölkerung von Deutschland ermöglichten. Um dennoch ein einheitliches Vorgehen zur Berechnung der YLD zu gewährleisten, wurden die Disability Weights aus den YLD und den Prävalenzangaben des IHME für Deutschland aus dem Jahr 2015 abgeleitet. Es wurde dabei angenommen, dass die ermittelten DWs an die Verteilung der prävalenten Schweregrade angepasst und auch bereits für Komorbiditäten adjustiert sind. Das genaue methodische Vorgehen des IHME zur Generierung und Adjustierung der DWs wurde bisher nicht veröffentlicht. Deshalb ist eine kritische Prüfung möglicher Unsicherheiten bei den berechneten YLD im Zusammenhang mit den verwendeten DWs an dieser Stelle nicht möglich.

9.2.3.4 Fehlende Stratifizierung der exponierten Bevölkerung

Während sowohl die Prävalenzdaten aus GEDA als auch die Sterbefälle aus der Todesursachenstatistik nach Altersgruppen und Geschlecht stratifiziert zur Verfügung standen, konnte für Personen in den einzelnen Expositions-kategorien keine Stratifizierung nach Alter und Geschlecht sowie hinsichtlich

der Expositionsdauer erfolgen. Die Ergebnisse der gesundheitlichen Effekte in den verschiedenen Expositionsszenarien sind diesbezüglich in ihrer Aussagekraft als limitiert einzustufen.

Die aufgezeigten Unsicherheiten bei der Krankheitslastberechnung und der Ausschluss von bestimmten Gesundheitsendpunkten aufgrund fehlender Daten zur Prävalenz zeigen, dass für zukünftige EBD-Studien eine deutliche Verbesserung der Datengrundlage geschaffen werden muss. Die meisten verfügbaren EBD-Studien fokussieren sich daher nur auf die Mortalität im Zusammenhang mit Schadstoffen aus Kohlemissionen oder anderen Quellen (Jones et al., 2016), während die Morbidität nicht ausreichend berücksichtigt werden können. Zukünftige Gesundheits-Surveys sollten daher stärker auf die benötigten Parameter für EBD-Berechnungen ausgerichtet, d. h. hinsichtlich einer systematischen Erfassung von Krankheitsdaten, Krankheitsdauern und -Verläufen, Komorbiditäten etc. optimiert werden.

Insgesamt würde sich die EBD-Schätzung dadurch zwar noch komplexer gestalten, die Krankheitslastschätzung wäre damit aber erheblich präziser möglich.

9.2.3.5 Umgang mit negativen Werten für die PAF

Um die möglichen Unsicherheiten bei den Ergebnissen der Krankheitslastberechnung aufzuzeigen, wurden bei der Berechnung der attributablen Anteile (PAF) jeweils auch die Grenzen der 95 %-Konfidenzintervalle der Relativen Risiken (RR) berücksichtigt und auch die Krankheitslasten unter Nutzung dieser RR berechnet. Für die betrachteten Endpunkte, für die eine starke Evidenz für einen Zusammenhang mit einer PM_{2.5} bzw. NO₂-Exposition besteht, umfassten die Konfidenzintervalle nur Risiken > 1. Bei der Ermittlung der PAF ergeben sich für Risiken < 1 negative Werte für die attributablen Anteile. Das trat bei einzelnen Endpunkten mit moderater Evidenz für die Risikowerte des unteren 95 %-Konfidenzintervalls auf. Eine negative PAF würde hier implizieren, dass die Exposition gegenüber dem Schadstoff bzgl. des gesundheitlichen Endpunktes einen protektiven Effekt hätte. Da eine solche Wirkung aber inhaltlich nicht logisch ist, wurden negative attributable Anteile als ohne Effekt bewertet und daher gleich Null gesetzt.

9.2.4 Public Health Konsequenzen

Für das Jahr 2015 konnten weltweit ca. 9 Millionen Todesfälle auf Umweltverschmutzungen zurückgeführt werden. Davon werden allein 4.2 Millionen Todesfälle Feinstaub (PM_{2.5}) in der Umgebungsluft zugeschrieben (Landrigan et al., 2018; Gruhl et al., 2019). Da Feinstaub auch in Deutschland als Umweltfaktor mit dem größten Beitrag an der Krankheitslast gilt, erfolgt im Rahmen der aktuell noch nicht veröffentlichten Studie „BURDEN 2020 – Die Krankheitslast in Deutschland und seinen Regionen“ eine Quantifizierung der feinstaubassoziierten Krankheitslast in der Bevölkerung von Deutschland (RKI, 2019). Neben einer Vielzahl von Quellen (Industrie, Verkehr, Landwirtschaft, Hausbrand) tragen auch Kohlekraftwerke zu einem nicht unerheblichen Teil zur Belastung bei, wie die vorliegende Studie bestätigt hat. Der Risikofaktor Feinstaub in der Außenluft bildet demnach insbesondere in Bezug auf die Mortalität einen der wichtigsten umweltassoziierten Risikofaktoren (Landrigan et al., 2018; Gruhl et al., 2019).

In diesem Zusammenhang hat auch die WHO in den 2021 veröffentlichten Air Quality Guidelines die Empfehlung zu Richtwerten für PM_{2.5} auf 5 µg/m³ herabgesetzt, um die Mortalität im Zusammenhang mit PM_{2.5} zu mindern. Die Dringlichkeit einer globalen Emissionsminderung wurde in einer aktuellen Studie noch einmal verdeutlicht, in der die Zusammenhänge von PM_{2.5} mit der natürlichen Mortalität und den aktuell geltenden Standards und Richtwerten der Europäischen Union (25 µg/m³), den Vereinigten Staaten (12 µg/m³) und der WHO (10 µg/m³) für das Jahr 2010 herausgestellt wurde (Strak et al., 2021). Es konnte gezeigt werden, dass die Assoziation von Luftschadstoffen wie PM_{2.5} und einer erhöhten Mortalität bzw. einem erhöhten Mortalitätsrisiko bereits unterhalb dieser Richt- oder gesetzlichen Grenzwerte besteht (Strak et al., 2021). Zudem gibt es Hinweise darauf, dass es offenbar keine

untere Expositionsgrenze gibt, unterhalb der ein gesundheitliches Risiko mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann (HEI, 2021). Diese Feststellung sollte – insbesondere vor dem Hintergrund besonders vulnerabler Bevölkerungsgruppen – als ein weiteres wichtiges Argument für den internationalen Kohleausstieg Beachtung finden.

Der Ausstieg aus der Kohleverstromung wird also einen wichtigen Beitrag zur Minderung der gesundheitlichen Belastung in der Bevölkerung durch Feinstaub und andere Schadstoffe leisten. Eine sichere Prognose darüber, welche Krankheitslasten durch einen Kohleausstieg verhindert würden, lässt sich anhand der hier durchgeführten Modellierungen aber nicht abgeben, da die hier vorgenommenen Berechnungen jeweils mit der Bevölkerungsstruktur und der Meteorologie des Jahres 2015 erfolgt sind. Für eine genauere Abschätzung der künftigen Krankheitslasten wären Prognosen über die Entwicklung der Emissionen, der Bevölkerungsstruktur (Alter) und des Gesundheitszustands in der Bevölkerung (Krankheitsprävalenzen, Sterblichkeit) notwendig. Darüber hinaus muss berücksichtigt werden, dass der Gesundheitsgewinn mit der Zeit größer wird, je länger die Expositionsreduktion bereits vorliegt.

Auch wenn eine Prognose der zu erwartenden Krankheitslasten durch Kohlekraftwerke bis zum Kohleausstieg nur unzureichend möglich ist, steht jedoch außer Frage, dass für eine weitere Absenkung der durch Luftschadstoffe verursachten Krankheitslasten in der Bevölkerung neben dem Kohleausstieg auch eine Absenkung von u. a. PM_{2,5}- und NO₂-Emissionen aus anderen Quellen, z. B. dem Verkehrssektor, der Industrie und Landwirtschaft sowie aus Hausfeuerung, dringend erforderlich ist.

9.2.5 Schlussfolgerungen

Trotz einer erheblichen Abnahme der Emissionen aus deutschen KKW seit 1995 ist die Krankheitslast durch PM_{2,5} und NO₂ aus KKW in Deutschland substantiell. Für das Jahr 2015 ergab die Quantifizierung der Krankheitslast durch PM_{2,5} und NO₂, dass die Hauptkrankheitslast auf Erkrankungen des Herzkreislaufsystems zurückzuführen ist.

Die im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten attributablen Krankheitslasten, die im Zusammenhang mit den Emissionen von allen KKW in Deutschland auftraten, bilden nur einen Teil der tatsächlichen Krankheitslasten ab, die in einem Zusammenhang mit Emissionen aus deutschen KKW bestehen. Zum einen wurden ausschließlich primär luftgetragene Schadstoffe berücksichtigt. Zudem sind nur gesundheitliche Endpunkte betrachtet worden, für die eine starke Evidenz besteht und geeignete Gesundheitsdaten für die Berechnung zur Verfügung standen (Abschnitt 3.5). Die grenzüberschreitenden Emissionen aus Deutschland nach Europa wurden im Vorhaben nicht ermittelt. Es kann daher mit Sicherheit angenommen werden, dass die hier modellierte Abschaltung aller KKW in Deutschland in 2015 auch zu einer erheblichen gesundheitlichen Entlastung der Bevölkerung in europäischen Nachbarländern geführt hätte.

Das Vorhaben verdeutlicht erneut, dass durch Verstromung von Braun- und Steinkohle verursachte gesundheitliche Risikofaktoren wesentlich zum Mortalitäts- aber auch Morbiditätsgeschehen in der Bevölkerung beitragen. Ein Ausstieg aus der Kohleverstromung würde die Emissionsbelastung reduzieren und hat somit das Potenzial, zur Senkung von Krankheitslasten beizutragen. Der Kohleausstieg sollte folglich unverzüglich eingeleitet werden, um Krankheitslasten zu reduzieren und gleichzeitig einen Beitrag zum globalen Klimaschutz zu leisten.

10 Anhang

10.1 Suchstrategie

Alle folgenden Suchstrategien beziehen sich auf den Web of Science-Katalog: Indexes=SCI-EXPANDED sowie: Timespan=1945-2018 AND LANGUAGE: (English, Deutsch)

Tabelle 80: Suchstrategie a) Basis

Nr.	Suchtermini	Treffer
#1	(TS=("coal-fired" OR "coal-burning" OR "coal fired" OR "coal burning"))	7.701
#2	(TS=(emission OR gas OR particle OR particulate OR "air pollutant" OR ash))	2.893.687
#3	(TS=("power plant" OR "power station"))	34.687
#4	#1 AND #2 AND #3	2.081

Tabelle 81: Suchstrategie b) Erweiterung der key-terms coal-burning/coal-fired um den allgemeinen Suchbegriff "coal" bzw. eine Erweiterung der Suchtermini um „coal combustion“.

Nr.	Suchtermini	Treffer
#5	(TS=(coal))	100.738
#6	(TS=("coal-fired" OR "coal-burning" OR "coal fired" OR "coal burning" OR "coal combustion"))	13.754
#7	(TS=("coal-fired " OR "coal-burning" OR "coal fired" OR "coal burning" OR "lignite-fired" OR "lignite fired" OR "lignite burning" OR "lignite-burning"))	7.925
#8	#2 AND #3 AND #5	4.283
#9	#2 AND #3 AND #6	2.500
#10	#2 AND #3 AND #7	2.178

Tabelle 82: Suchstrategie c) Erweiterung des key-terms "power station" und „power plant“ um die Begriffe „energy generation“ und „power generation“

Nr.	Suchtermini	Treffer
#11	(TS=("power plant" OR "power station" OR "energy generation" OR "power generation"))	64.238
#12	#1 AND #2 AND #11	2.419

Tabelle 83: Suchstrategie d) Eingrenzung der Suche mit den zusammengesetzten Begriffen "coal-fired power plant/station, coal-burning power plant/station statt separater Abfrage nach coal-fired/coal burning AND power plant/station

Nr.	Suchtermini	Treffer
#13	TS=("coal-fired power station" OR "coal-burning power station" OR "coal fired power station" OR "coal burning power station" OR "coal-fired power plant" OR "coal-burning power plant" OR "coal fired power plant" OR "coal burning power plant")	1.828
#14	#2 AND #13	1.338
	Einschränkung auf Übersichtsarbeiten per Filteroption	24

Unterschiede zwischen den Suchstrategien

- ▶ Dabei wurden die ersten 50 Treffer bzgl. relevanter Artikel (Titel, und falls dieser relevant erschien, Abstract) durchsucht, bei Reviews alle Treffer durchsucht.
- ▶ Der Vergleich der Suchstrategien #4 (Basis) und #8 (Ersatz durch allgemeineren Term „coal“) ergibt zusätzliche 2'202 Treffer. Beim Screening sind unter diesen zusätzlichen Treffern hochgerechnet < 5 % der Treffer relevant. Relevante Treffer:
 1. Mineral composition of the airborne particles in the coal dust and fly ash of the Kolu-bara basin (Serbia), By: Cvetkovic, Zeljko; Logar, Mihovil; Rosic, Aleksandra; et al. PERIODICO DI MINERALOGIA Volume: 81 Issue: 2 Pages: 205-223 Published: SEP 2012
 2. Potential environmental pollution hazards by coal based power plant at Jhansi (UP) India, By: Kisku, Ganesh Chandra; Yadav, Sandeep; Sharma, Rajnish Kumar; et al. ENVIRONMENTAL EARTH SCIENCES Volume: 67 Issue: 7 Pages: 2109-2120 Published: DEC 2012
 3. SUSPENDED PARTICLES IN A COAL POWER-STATION - STUDY ON THE COURSE AND OUTCOME OF PHASE, TRACE-ELEMENT AND PARTICLE-SIZE ANALYSES, By: HOLZAPFEL, T; BAMBAUER, HU; BLASCHKE, R, FORTSCHRITTE DER MINERALOGIE Volume: 61 Issue: 1 Pag-es: 98-99 Published: 1983
- ▶ Die Differenz der Suchen #4 und #9 („coal-fired“ and „coal-burning“ erweitert um Term „coal combustion“) ergibt zusätzliche 419 Treffer. Ca. 5-10 % der zusätzlichen Treffer werden beim Screening als potentiell relevant eingestuft. Relevante Treffer:
 1. Review of arsenic behavior during coal combustion: Volatilization, transformation, emission and removal technologies By: Wang, Chunbo; Liu, Huimin; Zhang, Yue; et al. PROGRESS IN ENERGY AND COMBUSTION SCIENCE Volume: 68 Pages: 1-28 Published: SEP 2018
 2. Compositional Data Analysis of Coal Combustion Products with an Application to a Wyoming Power Plant, By: Martin-Fernandez, J. A.; Olea, R. A.; Ruppert, L. F. MATHEMATICAL GEOSCIENCES Volume: 50 Issue: 6 Pages: 639-657 Published: AUG 2018
 3. Emission of volatile organic compounds (VOCs) during coal combustion at different heating rates By: Cheng, Jie; Zhang, Yongsheng; Wang, Tao; et al. FUEL Volume: 225 Pages: 554-562 Published: AUG 1 2018
- ▶ Die Differenz der Suchen #4 und #10 (Erweiterung der Terme coal-fired etc. um lignite-fired etc.) ergab 97 zusätzliche Treffer. Ca. 2 % der zusätzlichen Treffer werden beim Screening als potentiell relevant angesehen.
- ▶ Vergleich #4 mit #12 (Ergänzung der Terme "power plant" und "power station" mit "energy generation" OR "power generation"): Unter den 338 zusätzlichen Treffern finden sich < 5 % relevante Treffer. Relevante Treffer:

1. Identifying and evaluating urban mercury emission sources through passive sampler-based mapping of atmospheric concentration, By: McLagan, David S.; Hussain, Batual Abdul; Huang, Haiyong; et al. ENVIRONMENTAL RESEARCH LETTERS Volume: 13 Issue: 7 Article Number: 074008 Published: JUL 2018
- ▶ Vergleich #4 mit #14 (coal-fired/-burning zusammengesetzt mit power plant/station), 743 Referenzen weniger. In den ausgeschlossenen Treffern <5 % relevante Treffer.
 1. Analysis of Air Quality in the Area of Coal-fired Power Plants, By: Tatar, Adina Milena REVISTA DE CHIMIE Volume: 69 Issue: 6 Pages: 1403-1406 Published: JUN 2018
 - ▶ Bei Einschränkung auf Reviews in Suche #14 verbleiben 24 Reviews.
 - ▶ In der LUDOK Datenbank fanden sich keine relevanten Übersichtsarbeiten.

Die folgende Tabelle 84 bezieht sich auf die Suchstrategie in der LUDOK Datenbank:

Tabelle 84: Suchstrategie LUDOK: Eingrenzung der Suche nach den Schlagwörtern „coal“, „emission OR gas“; begrenzt auf Übersichtsarbeiten

Nr.	Suchtermini	Treffer
#1	Schlagwort="coal "	1
#2	Schlagwort="emission OR gas "	11
#3	#1 AND #2	0

10.2 Prävalenzdaten

Prävalenzdaten für die betrachteten Gesundheitsendpunkte aus der GEDA-Studie von 2014/15 (RKI) und aus dem deutschen Krebsregister (ZfKD), die in die Berechnung der attributablen Krankheitslast (attributable Krankheitsfälle und Years Lived with Disability, YLD) einfließen.

Tabelle 85: 12-Monatsprävalenzen des Typ-2-Diabetes in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Heidemann et al., 2017)

	% Männer	(95 % KI)	% Frauen	(95 % KI)
Gesamt	8.6	(7.9 – 9.2)	7.0	(6.4 – 7.6)
25 – 29 Jahre	0.5	(0.2 – 1.0)	1.1	(0.6 – 1.9)
30 – 44 Jahre	2.0	(1.4 – 2.9)	1.4	(0.9 – 2.1)
45 – 64 Jahre	9.3	(8.2 – 10.6)	5.2	(4.5 – 6.1)
≥ 65 Jahre	21.1	(19.1 – 23.2)	17.6	(15.9 – 19.6)

Tabelle 86: 12-Monatsprävalenzen des Schlaganfalls in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Busch und Kuhnert, 2017b)

	% Männer	(95 % KI)	% Frauen	(95 % KI)
Gesamt	1.5	(1.3 – 1.8)	1.7	(1.4 – 2.0)
25 – 44 Jahre	0.1	(0.0 – 0.4)	0.3	(0.1 – 0.6)
45 – 54 Jahre	0.9	(0.5 – 1.5)	0.5	(0.2 – 1.0)
55 – 64 Jahre	1.6	(1.1 – 2.5)	1.3	(0.8 – 2.0)
65 – 74 Jahre	3.8	(2.8 – 5.2)	3.4	(2.5 – 4.7)
≥ 75 Jahre	6.1	(4.7 – 8.0)	6.4	(4.8 – 8.5)

Tabelle 87: 12-Monatsprävalenzen der koronaren Herzerkrankungen in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Busch und Kuhnert, 2017a)

	% Männer	(95 % KI)	% Frauen	(95 % KI)
Gesamt	6.0	(5.5 – 6.5)	3.7	(3.3 – 4.2)
25 – 44 Jahre	0.4	(0.2 – 0.7)	0.2	(0.1 – 0.4)
45 – 54 Jahre	3.4	(2.5 – 4.6)	0.9	(0.6 – 1.5)
55 – 64 Jahre	7.7	(6.2 – 9.4)	3.4	(2.5 – 4.6)
65 – 74 Jahre	13.0	(11.2 – 15.0)	7.1	(5.6 – 8.8)
≥ 75 Jahre	24.1	(21.1 – 27.4)	16.0	(13.3 – 19.2)

Tabelle 88: 12-Monatsprävalenzen der COPD in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Steppuhn et al., 2017b)

	% Männer	(95 % KI)	% Frauen	(95 % KI)
Gesamt	5.7	(5.2 – 6.3)	5.8	(5.2 – 6.4)
25 – 29 Jahre	1.3	(0.8 – 2.3)	2.4	(1.6 – 3.5)
30 – 44 Jahre	2.0	(1.4 – 2.9)	3.4	(2.7 – 4.4)
45 – 64 Jahre	6.3	(5.4 – 7.4)	5.1	(4.3 – 5.9)
≥ 65 Jahre	12.5	(10.9 – 14.3)	11.0	(9.5 – 12.7)

Tabelle 89: 12-Monatsprävalenzen des Asthma bronchiale in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (Steppuhn et al., 2017a)

	% Männer	(95 % KI)	% Frauen	(95 % KI)
Gesamt	5.4	(4.8 – 5.9)	7.1	(6.5 – 7.7)
25 – 29 Jahre	3.6	(2.7 – 4.7)	7.8	(6.4 – 9.6)
30 – 44 Jahre	5.1	(4.1 – 6.4)	6.4	(5.4 – 7.6)
45 – 64 Jahre	6.3	(5.4 – 7.2)	7.1	(6.3 – 8.0)
65 – 75 Jahre	5.5	(4.5 – 6.7)	7.1	(6.1 – 8.4)

Tabelle 90: 12-Monatsprävalenzen des Lungenkrebses in 2015 (Prozent der erwachsenen Bevölkerung) (ZfKD, 2015)

Lungenkrebs	% Männer	% Frauen
25 – 44 Jahre	0.00	0.00
45 – 54 Jahre	0.03	0.03
55 – 64 Jahre	0.11	0.07
65 – 74 Jahre	0.19	0.11
≥ 75 Jahre	0.19	0.07

11 Literaturverzeichnis

1. BImSchV (2010): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV). In der Fassung vom 26.01.2010. BGBl. I S. 38. 2010.
4. BImSchV (2017): Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV). In der Fassung vom 31.05.2017. BGBl. I S. 1440. 2017.
11. BImSchV (2017): Elfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Emissionserklärungen - 11. BImSchV). In der Fassung vom 09.01.2017. BGBl. I S. 1643. 2017.
13. BImSchV (2015): Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen - 13. BImSchV). In der Fassung vom 31.08.2015. BGBl. I S. 1474. 2015.
17. BImSchV (2013): Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen - 17. BImSchV). In der Fassung vom 02.05.2013. BGBl. I S. 1021. 2013.
43. BImSchV (2018): Dreiundvierzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion der Emissionen bestimmter Luftschadstoffe - 43. BImSchV). In der Fassung vom 18.07.2018. BGBl. I S. 1222. 2018.
44. BImSchV (2019): Vierundvierzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über mittelgroße Feuerungs- Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen - 44. BImSchV). In der Fassung vom 13.06.2019. BGBl. I S. 804. 2019.
- Ahlström, Malin G.; Thyssen, Jacob P.; Wennervaldt, Michael; Menné, Torkil; Johansen, Jeanne D. (2019): Nickel allergy and allergic contact dermatitis: A clinical review of immunology, epidemiology, exposure, and treatment. In: *Contact dermatitis* 81 (4), S. 227–241. DOI:10.1111/cod.13327.
- Ahmadov, R.; McKeen, S.A.; Robinson, A.; Bahreini, R.; Middlebrook, A.; de Gouw, J.; Meagher, J.; Hsie, E.; Edgerton, E.; Shaw, S.; Trainer, M. (2012): A volatility basis set model for summertime secondary organic aerosols over the eastern United States in 2006, *J. Geophys. Res.*, 117, D06301, DOI:10.1029/2011JD016831.
- Ahsan, Syed Atif; Lackovic, Michelle; Katner, Adrienne; Palermo, Christine (2009): Metal fume fever: a review of the literature and cases reported to the Louisiana Poison Control Center. In: *The Journal of the Louisiana State Medical Society: official organ of the Louisiana State Medical Society* 161 (6), S. 348–351.
- Åkesson, Agneta; Barregard, Lars; Bergdahl, Ingvar A.; Nordberg, Gunnar F.; Nordberg, Monica; Skerfving, Staffan (2014): Non-renal effects and the risk assessment of environmental cadmium exposure. In: *Environmental Health Perspectives* 122 (5), S. 431–438. DOI:10.1289/ehp.1307110.
- Åkesson, Agneta; Julin, Bettina; Wolk, Alicja (2008): Long-term dietary cadmium intake and post-menopausal endometrial cancer incidence: a population-based prospective cohort study. In: *Cancer research* 68 (15), S. 6435–6441. DOI: 10.1158/0008-5472.CAN-08-0329.
- Amann, M. [ed]. (2018): Progress towards the achievement of the EU's air quality and emissions objectives. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).
- Anderson, C.; Bergström, R.; Bennet, C.; Robertson, L.; Thomas, M.; Korhonen, H.; Lehtinen, K.E.J.; Kokkola, H. (2015): MATCH-SALSA - Multi-scale Atmospheric Transport and CHEMistry model coupled to the SALSA aerosol microphysics model - Part 1: Model description and evaluation. *Geosci. Model Dev.*, 8, 171–189, 2015. doi:10.5194/gmd-8-171-2015.
- Anderson, E.; Kahnert, M. (2016): Coupling aerosol optics to the MATCH (v5.5.0) chemical transport model and the SALSA (v1) aerosol microphysics module. *Geosci. Model Dev.*, 9, 1803–1826, 2016. doi:10.5194/gmd-9-1803-2016.
- Arndt, Torsten (2012): Problematik, Klinik und Beispiele der Spurenelementvergiftung - Quecksilber. In: *Toxichem Krimtech* 79 (2), zuletzt geprüft am 21.11.2018.
- ATSDR (2005): Toxicological Profile for Nickel. Hg. v. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Division of Toxicology and Human Health Sciences. Atlanta, zuletzt geprüft am 16.10.2019.

- ATSDR (2007): Toxicological Profile for Arsenic. Hg. v. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Division of Toxicology and Human Health Sciences. Atlanta, zuletzt geprüft am 14.08.2019.
- ATSDR (2012): Toxicological Profile for Cadmium. Hg. v. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Division of Toxicology and Human Health Sciences. Atlanta.
- ATSDR (2019): Toxicological Profile for Lead, Draft for Public Comment. Hg. v. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Division of Toxicology and Human Health Sciences. Atlanta, zuletzt geprüft am 02.07.2019.
- Baklanov, A.; Korsholm, U.S.; Nuterman, R.; Mahura, A.; Nielsen, K.P.; Sass, B.H.; Rasmussen, A.; Zakey, A.; Kaas, E.; Kurganskiy, A.; Sørensen, B.; González-Aparicio, I. (2017): The Enviro-HIRLAM online integrated meteorology - chemistry modelling system: strategy, methodology, developments, and applications. *Geosci. Model Dev. Discuss.* doi:10.5194/gmd-2016-319, 2017.
- Baklanov, A.; Schlünzen, H.; Suppan, P.; Baldasano, J.; Brunner, D.; Aksoyoglu, S.; Carmichael, G.; Douros, I.; Flemming, J.; Forkel, R.; Galmarini, S.; Gauss, M.; Grell, G.; Hirtl, M.; Joffre, S.; Jorba, O.; Kaas, E.; Kaasik, M.; Kallos, G.; Kong, X.; Korsholm, U.; Kurganskiy, A.; Kushta, J.; Lohmann, U.; Mahura, A.; Manders-Groot, A.; Maurizi, A.; Moussiopoulos, N.; Rao, S.T.; Savage, N.; Seigneur, C.; Sokhi, R.; Solazzo, E.; Solomos, S.; Soerensen, B.; Tsegas, G.; Vignati, E.; Vogel, B.; Zhang, Y. (2014): Online coupled regional meteorology chemistry models in Europe: current status and prospects. *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 317–398, 2014. doi:10.5194/acp-14-317-2014.
- Banzhaf, S.; Schaap, M.; Kerschbaumer, A.; Reimer, E.; Stern, R.; van der Swaluw, E.; Builtjes, P. (2012): Implementation and evaluation of pH-dependent cloud chemistry and wet deposition in the chemical transport model REM-Calgrid. *Atmospheric Environment* 49 (2012), pp. 378-390.
- Basu, Niladri; Horvat, Milena; Evers, David C.; Zastenskaya, Irina; Weihe, Pál; Tempowski, Joanna (2018): A State-of-the-Science Review of Mercury Biomarkers in Human Populations Worldwide between 2000 and 2018. In: *Environmental Health Perspectives* 126 (10), S. 106001. DOI: 10.1289/EHP3904.
- Beekmann, M.; Kerschbaumer, A.; Reimer, E.; Stern, R. (2007): PM Measurement Campaign HOVERT in the Greater Berlin area: model evaluation with chemically specified observations for a one year period. *Atmos. Chem. Phys.*, 76, 55-68. 2007.
- Berge, E.: Coupling of wet scavenging of sulphur to clouds in a numerical weather prediction model, *Tellus*, 45B, 1–22, 1992.
- Berge, E.; Jakobsen, H. A. (1998): A regional scale multi-layer model for the calculation of long-term transport and deposition of air pollution in Europe. *Tellus*, 50, 205–223, 1998.
- Bessagnet, B., Hodzic, A., Vautard, R., Beekmann, M., Cheinet, S., Honoré, C., Liousse, C., Rouil, L. (2004): Aerosol modeling with CHIMERE: preliminary evaluation at the continental scale. *Atmospheric Environment*, 38:2803–2817.
- Bessagnet, B., Menut, L., Aymoz, G., Chepfer, H., Vautard, R. (2008): Modelling dust emissions and transport within Europe: the Ukraine March 2007 event. *Journal of Geophysical Research*, 113:D15202.
- Bessagnet, B.; Pirovano, G.; Mircea, M.; Cuvelier, C.; Aulinger, A.; Calori, G.; Ciarelli, G.; Manders, A.; Stern, R.; Tsyro, S.; García Vivanco, M.; Thunis, P.; Pay, M.T.; Colette, A.; Couvidat, F.; Meleux, F.; Rouil, L.; Ung, A.; Aksoyoglu, S.; Baldasano, J. M.; Bieser, J.; Briganti, G.; Cappelletti, A.; D'Isidoro, M.; Finardi, S.; Kranenburg, R.; Silibello, C.; Carnevale, C.; Aas, W.; Dupont, J.-C.; Fagerli, H.; Gonzalez, L.; Menut, L.; Prévôt, A. S. H.; Roberts, P.; White, L. (2016): Presentation of the EURODELTA III intercomparison exercise – evaluation of the chemistry transport models' performance on criteria pollutants and joint analysis with meteorology. *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 12667–12701, 2016. doi:10.5194/acp-16-12667-2016.
- BfR (2009): Cadmium in Lebensmitteln. Eine aktuelle Aufnahmeschätzung für die deutsche Bevölkerung. Berlin: BfR-Pressestelle.
- BfR (2015): Zinksalze in Mundwasser und Zahnpasta - Stellungnahme. Hg. v. Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR).
- Bieser, J.; Aulinger, A.; Matthias, V.; Quante, M.; Denier van der Gon, H.A.C. (2011): Vertical emission profiles for Europe based on plume rise calculations, *Environmental Pollution*, Volume 159, Issue 10, 2011, Pages 2935-2946, ISSN 0269-7491.
- Binkowski, F.; Shankar, U. (1995): The Regional Particulate Matter Model .1. Model description and preliminary results, *J. Geophys. Res.*, 100, 26191–26209, 1995.
- Blaha, U.; Sapkota, B.; Appel, E.; Stanjek, H.; Rossler, W. (2008): Micro-scale grain-size analysis and magnetic properties of coal-fired power plant fly ash and its relevance for environmental magnetic pollution studies. In: *Atmospheric Environment* 42 (36), S. 8359–8370.

- Block, Michelle L.; Elder, Alison; Auten, Richard L.; Bilbo, Staci D.; Chen, Honglei; Chen, Jiu-Chiuan et al. (2012): The outdoor air pollution and brain health workshop. In: *Neurotoxicology* 33 (5), S. 972–984. DOI: 10.1016/j.neuro.2012.08.014.
- Blume, Katrin (2010): Aufnahme von Umweltkontaminanten über Lebensmittel (Cadmium, Blei, Quecksilber, Dioxine und PCB). Ergebnisse des Forschungsprojektes LExUKon. Berlin: Bundesinstitut für Risikobewertung (Information), zuletzt geprüft am 06.12.2018.
- BMU (2016): Klimaschutzplan 2050 - Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung. 2. Auflage (Februar 2019). Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), Referat Öffentlichkeitsarbeit, Online-Kommunikation.
- BMU (2019): Nationales Luftreinhaltprogramm der Bundesrepublik Deutschland, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), Arbeitsgruppe IG12.
- Bonaventura, D.; Chacartegui, R.; Valverde, J. M.; Becerra, J. A.; Ortiz, C.; Lizana, J. (2018): Dry carbonate process for CO₂ capture and storage: Integration with solar thermal power. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 82, S. 1796–1812. DOI: 10.1016/j.rser.2017.06.061.
- Branco, Vasco; Caito, Sam; Farina, Marcelo; Teixeira da Rocha, João; Aschner, Michael; Carvalho, Cristina (2017): Biomarkers of mercury toxicity: Past, present, and future trends. In: *Journal of toxicology and environmental health. Part B, Critical reviews* 20 (3), S. 119–154. DOI: 10.1080/10937404.2017.1289834.
- Briggs, G.A. (1975): Plume rise predictions. *Lectures on Air Pollution and Environmental Impact Analysis*. D.A. Haugen, Ed., American Meteorological Society, Boston, pp 59-111. 1975.
- Brook, Robert D.; Rajagopalan, Sanjay; Pope, C. Arden; Brook, Jeffrey R.; Bhatnagar, Aruni; Diez-Roux, Ana V. et al. (2010): Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. In: *Circulation* 121 (21), S. 2331–2378. DOI: 10.1161/CIR.0b013e3181dbee1.
- Brunekreef, B.; Strak, M.; Chen, J.; Andersen, Z. J.; Atkinson, R.; Bauwelinck, M.; et al. (2021): Mortality and Morbidity Effects of Long-Term Exposure to Low-Level PM_{2.5}, BC, NO₂, and O₃: An Analysis of European Cohorts in the ELAPSE Project. Hg. v. MA:Health Effects Institute. Boston (Research Report), zuletzt geprüft am 20.09.2021.
- BUBE (2016): BUBE-Online. Betriebliche Umweltdatenberichterstattung. Fachhilfe für Emissionserklärungen (11. BImSchV). Version 2.1 vom 31. Mai 2016. Bund-/ Länder Kooperation VKoopUIS, BUBE-Projektgruppe.
- BUBE (2016b): BUBE-Online. Betriebliche Umweltdatenberichterstattung. Fachhilfe zur Emissionsberechnung (11. BImSchV). Emissionsspektren und Emissionsfaktoren. Version 2.2 vom 01. Dezember 2016. Bund-/ Länder Kooperation VKoopUIS, BUBE-Projektgruppe.
- Builtjes, P.; Jörfß, W.; Stern, R.; Theloke, J. (2012): Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung. Zusammenfassender Abschlussbericht. F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". Veröffentlichung UBA-Texte 09/2012. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2012.
- Burnett, Richard T.; Pope, C. Arden; Ezzati, Majid; Olives, Casey; Lim, Stephen S.; Mehta, Sumi et al. (2014): An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. In: *Environmental Health Perspectives* 122 (4), S. 397–403. DOI: 10.1289/ehp.1307049.
- Busch, Markus A.; Kuhnert, Ronny (2017a): 12-Monats-Prävalenz einer koronaren Herzkrankheit in Deutschland. In: *Journal of Health Monitoring* 2 (1), S. 64–69. DOI: 10.17886/RKI-GBE-2017-009.
- Busch, Markus A.; Kuhnert, Ronny (2017b): 12-Monats-Prävalenz von Schlaganfall oder chronischen Beschwerden infolge eines Schlaganfalls in Deutschland. In: *Journal of Health Monitoring* 2 (1), S. 70–76. DOI: 10.17886/RKI-GBE-2017-010.
- Buxton, Samuel; Garman, Emily; Heim, Katherine E.; Lyons-Darden, Tara; Schlekat, Christian E.; Taylor, Michael D.; Oller, Adriana R. (2019): Concise Review of Nickel Human Health Toxicology and Ecotoxicology. In: *Inorganics* 7 (7), S. 89. DOI: 10.3390/inorganics7070089.
- Cameron, Keyuna S.; Buchner, Virginia; Tchounwou, Paul B. (2011): Exploring the Molecular Mechanisms of Nickel-Induced Genotoxicity and Carcinogenicity: A Literature Review. In: *Reviews on environmental health* 26 (2), S. 81–92.

- CAMS (2016): Copernicus Atmosphere Monitoring Service: Regional Production, Description of the operational models and of the ENSEMBLE system. Hrsg.: METEO-FRANCE. October 2016.
- CAMx (2018): User's Guide. CAMx Comprehensive Air Quality Model with Extensions. Version 6.50. Ramboll Environment and Health, Novato, California. April 2018.
- Cariccio, Veronica Lanza; Sama, Annalisa; Bramanti, Placido; Mazzon, Emanuela (2018): Mercury Involvement in Neuronal Damage and in Neurodegenerative Diseases. In: Biological trace element research. DOI: 10.1007/s12011-018-1380-4.
- Carter, W. (1996): Condensed atmospheric photooxidation mechanisms for isoprene. *Atmospheric Environment* 30. 4275-4290. 1996.
- Castoldi, Anna F.; Johansson, Carolina; Onishchenko, Natalia; Coccini, Teresa; Roda, Elisa; Vahter, Marie et al. (2008): Human developmental neurotoxicity of methylmercury: impact of variables and risk modifiers. In: *Regulatory toxicology and pharmacology: RTP* 51 (2), S. 201–214. DOI: 10.1016/j.yrtph.2008.01.016.
- Chang, J.S.; Brost, R.A.; Isaksen, I.S.A.; Madronich, S.; Middleton, P.; Stockwell, W.R.; Walcek, C.J. (1987): A Three-dimensional Eulerian Acid Deposition Model: Physical Concepts and Formulation. *J. Geophys. Res.*, 92, 14,681-14,700.
- Chang, Shu-Hao; Cheng, Bi-Hua; Lee, Su-Long; Chuang, Hung-Yi; Yang, Chun-Yuh; Sung, Fung-Chang; Wu, Trong-Neng (2006): Low blood lead concentration in association with infertility in women. In: *Environmental research* 101 (3), S. 380–386. DOI: 10.1016/j.envres.2005.10.004.
- Chapman, E.G.; Gustafson Jr., W.I.; Easter, R.C.; Barnard, J.C.; Ghan, S.J.; Pekour, M.S.; Fast, J.D. (2009): Coupling aerosol-cloud-radiative processes in the WRF-Chem model: Investigating the radiative impact of elevated point sources. *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 945–964, doi:10.5194/acp-9-945-2009, 2009.
- Chen, Jie; Hoek, Gerard (2020): Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. In: *Environment international*, S. 105974. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105974.
- Chen, Y.; Cheng, Y.; Nordmann, S.; Birmili, W.; Denier van der Gon, H.A.C.; Ma, N.; Wolke, R.; Wehner, B.; Sun, J.; Spindler, G.; Mu, Q.; Pöschl, U.; Su, H.; Wiedensohler, A. (2016): Evaluation of the size segregation of elemental carbon (EC) emission in Europe: influence on the simulation of EC long-range transportation. *Atmos. Chem. Phys.* Nr. 16, S. 1823-1835. 2016. doi:10.5194/acp-16-1823-2016.
- Chen, Yu; Parvez, Faruque; Gamble, Mary; Islam, Tariqul; Ahmed, Alauddin; Argos, Maria et al. (2009): Arsenic exposure at low-to-moderate levels and skin lesions, arsenic metabolism, neurological functions, and biomarkers for respiratory and cardiovascular diseases: review of recent findings from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study (HEALS) in Bangladesh. In: *Toxicology and Applied Pharmacology* 239 (2), S. 184–192. DOI: 10.1016/j.taap.2009.01.010.
- Chimere (2017): Documentation of the chemistry-transport model Chimere. Version Chimere 2017. LMD (CNRS), INERIS, LISA (CNRS), Frankreich. Juni 2017.
- Chowdhury, Rajiv; Ramond, Anna; O'Keeffe, Linda M.; Shahzad, Sara; Kunutsor, Setor K.; Muka, Taulant et al. (2018): Environmental toxic metal contaminants and risk of cardiovascular disease: systematic review and meta-analysis. In: *BMJ (Clinical research ed.)* 362, k3310. DOI: 10.1136/bmj.k3310.
- Ciarelli, G.; Aksoyoglu, S.; Crippa, M.; Jimenez, J.; Nemitz, E.; Sellegri, K.; Äijälä, M.; Carbone, S.; Mohr, C.; O'Dowd, C.; Poulain, L.; Baltensperger, U.; Prévôt, A. S. H. (2016): Evaluation of European air quality modelled by CAMx including the volatility basis set scheme. *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 10313–10332, 2016. doi:10.5194/acp-16-10313-2016.
- Clarkson, Thomas W.; Magos, Laszlo (2006): The toxicology of mercury and its chemical compounds. In: *Critical reviews in toxicology* 36 (8), S. 609–662. DOI: 10.1080/10408440600845619.
- CMAQ (2017): CMAQv5.2 Operational Guidance Document. Juni 2017.
- Cohen, Aaron J.; Brauer, Michael; Burnett, Richard; Anderson, H. Ross; Frostad, Joseph; Estep, Kara et al. (2017): Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. In: *The Lancet* 389 (10082), S. 1907–1918. DOI: 10.1016/S0140-6736(17)30505-6.

- COM (2013) 918 final: Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - A Clean Air Programme for Europe. European Commission, Brüssel, 18.12.2013.
- COMEAP (2018a): Associations of long-term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality. A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. Hg. v. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. Public Health England (PHE publishing gateway number: 2018238).
- COMEAP (2018b): Associations of long-term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality. A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. Hg. v. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants.
- Crouse, Dan L.; Peters, Paul A.; van Donkelaar, Aaron; Goldberg, Mark S.; Villeneuve, Paul J.; Brion, Orly et al. (2012): Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study. In: *Environmental Health Perspectives* 120 (5), S. 708–714. DOI: 10.1289/ehp.1104049.
- Cuvelier, C.; Thunis, P.; Karam, D.; Schaap, M.; Hendriks, C.; Kranenburg, R.; Fagerli, H.; Nyíri, Á.; Simpson, D.; Wind, P.; Schulz, M.; Bessagnet, B.; Colette, A.; Terrenoire, E.; Rouil, L.; Stern, R.; Graff, A.; Baldasano, J.M.; Pay, M.T. (2013): ScaleDep: Performance of European chemistry-transport models as function of horizontal spatial resolution. EMEP Technical Report 1/2013.
- Das, K. K.; Das, S. N.; Dhundasi, S. A. (2008): Nickel, its adverse health effects & oxidative stress. In: *The Indian journal of medical research* 128 (4), S. 412–425.
- Das, Kusal K.; Reddy, R. Chandramouli; Bagoji, Ishwar B.; Das, Swastika; Bagali, Shrilaxmi; Mullur, Lata et al. (2018): Primary concept of nickel toxicity - an overview. In: *Journal of basic and clinical physiology and pharmacology* 30 (2), S. 141–152. DOI: 10.1515/jbcpp-2017-0171.
- Dauert, U.; Kessinger, S. (2019): Luftqualität in Deutschland: Situation und Hauptquellen. Immissionsschutz Nr. 3, S. 104-109. 2019.
- Denier van der Gon, H.A.C.; Bergström, R.; Fountoukis, C.; Johansson, C.; Pandis, S.N.; Simpson, D.; Visschedijk, A.J.H. (2015): Particulate emissions from residential wood combustion in Europe - revised estimates and an evaluation, *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 6503-6519, doi:10.5194/acp-15-6503-2015, 2015.
- Denier van der Gon, H.A.C.; van het Bolscher, M.; Visschedijk, A.J.H.; Zandveld, P.Y.J. (2005): Study to the effectiveness of the UNECE Heavy Metals Protocol and costs of possible additional measures, Phase 1: Estimation of the emission reduction resulting from implementation of the HM Protocol, TNO Report 2005-193.
- Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches (DVGW) (2019): Anlage 1 - Mikrobiologische Parameter und Anlage 2 - Chemische Parameter. Trinkwasserverordnung. Hg. v. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches.
- DGP (2018): Atmen: Luftschadstoffe und Gesundheit. Unter Mitarbeit von Holger Schulz, Stefan Karrasch, Georg Bölke, Josef Cyrus, Claudia Hornberg, Regina Pickford, Alexandra Schneider, Christian Witt, Barbara Hoffmann. Hg. v. Deutsche Gesellschaft für Pneumologie und Beatmungsmedizin e.V. Berlin. Berlin.
- Dopp, Elke (2007): Neue Aspekte zur Arsen-induzierten Kanzerogenese. In: *ErgoMed*, S.100-108.
- Dore, A. J.; Carslaw, D. C.; Braban, C.; Cain, M.; Chemel, C.; Conolly, C.; Derwent, R. G.; Griffiths, S. J.; Hall, J.; Hayman, G.; Lawrence, S.; Metcalfe, S. E.; Redington, A.; Simpson, D.; Sutton, M. A.; Sutton, P.; Tang, Y. S.; Vieno, M.; Werner, M.; Whyatt, J. D. (2015): Evaluation of the performance of different atmospheric chemical transport models and inter-comparison of nitrogen and sulphur deposition estimates for the UK. *Atmospheric Environment* 119 (2015) 131 – 143.
- DWD (2014): Kurze Beschreibung des Lokal-Modells Europa COSMO-EU (LME) und seiner Datenbanken auf dem Datenserver des DWD. Stand 13.06.2014.
- DWD (2016): Kurze Beschreibung des Lokal-Modells Kurzzeitfrist COSMO-DE (LMK) und seiner Datenbanken auf dem Datenserver des DWD. Version 2.4. Stand 24.11.2016.
- DWD (2018): ICON Database Reference Manual. Version 1.1.14. 2018.
- E3MLab & IIASA (2016). Technical report on Member State results of the EUCO policy scenarios. Version: December 2016.
- Easter, R.C.; Ghan, S.J.; Zhang, Y.; Saylor, R.D.; Chapman, E.G.; Laulainen, N.S.; Abdul-Razzak, H.; Leung, L.R.; Bian, X.; Zaveri, R.A. (2004): MIRAGE: model description and evaluation of aerosols and trace gases, *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 109, D20210.

- EEA (2021a): Air quality in Europe 2021. Key Messages. European Environment Agency.
- EEA (2021b): Health impacts of air pollution in Europe, 2021 — European Environment Agency. Hg. v. European Environment Agency.
- EFSA (2009a): Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. In: The EFSA Journal 980, S. 1–139.
- EFSA (2009b): Scientific Opinion on Arsenic in Food EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). In: EFSA Journal 7 (10), S. 1351. DOI: 10.2903/j.efsa.2009.1351.
- EFSA (2010): Scientific Opinion on Lead in Food. Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). In: EFSA Journal 8 (4), S. 1570. DOI: 10.2903/j.efsa.2010.1570.
- EFSA (2015): Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of nickel in food and drinking water. In: EFS2 13 (2), S. 441. DOI: 10.2903/j.efsa.2015.4002.
- EMEP MSC-W (2018): EMEP/MSW Model Unofficial User's Guide. Release rv4_17. Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway. Februar 2018.
- EMEP/EEA (2019): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019, Technical guidance to prepare national emission inventories: EEA Report No13/2019, ISSN 1977-8449.
- EnerGEO (2013): Earth Observation for monitoring and assessment of the environmental impact of energy use; EC FP7 ENVIRONMENT research programme, 2013.
- Engström, Annette; Michaëlsson, Karl; Suwazono, Yasushi; Wolk, Alicja; Vahter, Marie; Akesson, Agneta (2011): Long-term cadmium exposure and the association with bone mineral density and fractures in a population-based study among women. In: Journal of bone and mineral research: the official journal of the American Society for Bone and Mineral Research 26 (3), S. 486–495. DOI: 10.1002/jbmr.224.
- ENTSO-G & ENTSO-E (2018): TYNDP 2018 Scenario Report.
- Environmental Health and Engineering (2011): Emissions of hazardous air pollutants from coal-fired power plants. Hg. v. Environmental Health and Engineering. Needham, Massachusetts (EH&E Report 17505).
- ESPro: Erlanger Schlaganfall Register ESPro. Hg. v. Interdisziplinäres Zentrum für HTA und Public Health.
- EU (2006): Verordnung (EG) Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18.1.2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L, S. 33/1. 2006.
- EU (2008): Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 152, S. 1. 2008.
- EU (2015): Richtlinie (EU) 2015/2193 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. November 2015 zur Begrenzung der Emissionen bestimmter Schadstoffe aus mittelgroßen Feuerungsanlagen in die Luft. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L, S. 313/1. 2015.
- EU (2016): Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Dezember 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/81/EG. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L, S. 344/1. 2016
- EURAD (2021): <http://www.eurad.uni-koeln.de/17224.html?&L=0>, zuletzt aufgerufen am 21.07.2022.
- European Chemicals Bureau (2008): Cadmium metal and cadmium oxide. Summary Risk Assessment Report. Institute for Health and Consumer Protection. Ispra, Italy, zuletzt geprüft am 31.05.2019.
- European Commission (2001): Ambient air pollution by mercury (Hg). Position paper. Luxemburg: European Communities, abgerufen am 06.12.2018.
- European Commission (2001a): Ambient air pollution by AS, CD and NI compounds. Position Pa-per. Hg. v. Office for Official Publications of the European Communities. Luxemburg.

- European Commission (2001b): Ambient air pollution by mercury (Hg). Position paper. Luxemburg: European Communities, zuletzt geprüft am 06.12.2018.
- European Commission (2008). European energy and transport, Trends to 2030 — UPDATE 2007. European Commission, DG for Energy and Transport. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. ISBN 978-92-79-07620-6.
- European Commission (2016a). EU reference scenario 2016 energy, transport and GHG emissions trends to 2050.
- European Commission (2016b). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee, the Committee of the Regions and the European Investment Bank. Clean Energy For All Europeans. COM (2016) 860 final.
- European Environment Agency (2016): Plant-by-plant emissions (LCP) and information on derogations. European Data. European Environment Agency.
- European Environment Agency (2017): Air quality in Europe. 2017 report. Luxembourg: Publications Office (EEA report, No 16/2017).
- European Environment Agency (2018): Mercury in Europe's environment. A priority for European and global action. European Environment Agency. Copenhagen, DK.
- Fahey, K.M., Carlton, A.G.; Pye, H.O.T.; Baek, J.; Hutzell, W.T.; Stanier, C.O.; Baker, K.R.; Appel, K.W.; Jaoui, M.; Offenberg, J.H. (2017): A framework for expanding aqueous chemistry in the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model version 5.1, *Geosci. Model Dev.*, 10, 1587-1605.
- Fallmann, J.; Forkel, R.; Emeis, S. (2015): A WRF-Chem modelling study to analyse the effect of urban greening and white roofs on urban air quality. ICUC9 - 9th International Conference on Urban Climate jointly with 12th Symposium on the Urban Environment.
- Feichter, J.; Kjellström, E.; Rodhe, H.; Dentener, F.; Lelieveld, J.; Roelofs, G.-J. (1996): Simulation of the tropospheric sulfur cycle in a global climate model, *Atmos. Environ.*, 30, 1693 – 1707, doi:10.1016/1352-2310(95)00394-0, 1996.
- Ferraro, Pietro Manuel; Costanzi, Stefano; Naticchia, Alessandro; Sturniolo, Antonio; Gambaro, Giovanni (2010): Low level exposure to cadmium increases the risk of chronic kidney disease: analysis of the NHANES 1999-2006. In: *BMC public health* 10, S. 304. DOI: 10.1186/1471-2458-10-304.
- Flemming, J., Stern, R., Yamartino, R.J. (2005): A new air quality regime classification scheme for O₃, NO₂, SO₂ and PM₁₀ observation sites; *Atmospheric Environment* 39, 6121 – 6129, 2005.
- Flora, Gagan; Gupta, Deepesh; Tiwari, Archana (2012): Toxicity of lead: A review with recent up-dates. In: *Interdisciplinary toxicology* 5 (2), S. 47–58. DOI: 10.2478/v10102-012-0009-2.
- Flora, Swaran J.S.; Flora, Govinder; Saxena, Geetu (2006): Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning. In: *Lead*: Elsevier, S. 158–228.
- Fountoukis, C; Nenes, A. (2007): ISORROPIA II: A computational efficient thermodynamic equilibrium model for K⁺-Ca²⁺-Mg²⁺-NH₄⁺-Na⁺-SO₄²⁻-NO₃-Cl-H₂O aerosols, *Atmos. Chem. And Phys.*, 7, 4639-4659.
- Fowler, Bruce A. (2009): Monitoring of human populations for early markers of cadmium toxicity: a review. In: *Toxicology and Applied Pharmacology* 238 (3), S. 294–300. DOI: 10.1016/j.taap.2009.05.004.
- Franklin, Barry A.; Brook, Robert; Arden Pope, C. (2015): Air pollution and cardiovascular disease. In: *Current problems in cardiology* 40 (5), S. 207–238. DOI: 10.1016/j.cpcardiol.2015.01.003.
- Friese, E.; Ebel, A. (2010): Temperature Dependent Thermodynamic Model of the System H⁺-NH₄⁺-Na⁺-SO₄²⁻-NO₃-Cl-H₂O. *J. Phys. Chem. A*, 114, 11595-11631, 2010. doi:10.1021/jp101041j.
- Gao, J.; Zhu, B.; Xiao, H.; Kang, H.; Hou, X.; Shao, P. (2016): A case study of surface ozone source apportionment during a high concentration episode, under frequent shifting wind conditions over the Yangtze River Delta, China. *Science of The Total Environment* 544 (2016), pp. 853-863.
- Garza, Anibal; Vega, Rosario; Soto, Enrique (2006): Cellular mechanisms of lead neurotoxicity. In: *Medical science monitor: international medical journal of experimental and clinical research* 12 (3), RA57-65.

- Gauss, M.; Tsyro, S.; Benedictow, A.C.; Hjellbrekke, A.-G.; Solberg, S.; (2015): EMEP/MSC-W model performance for acidifying and eutrophying components, photo-oxidants and particulate matter in 2013. Supplementary material to EMEP Status Report 1/2015. Norwegian Meteorological Institute. August 2015.
- GBD (2015) Mortality and Causes of Death Collaborators (2016): Global, regional, and national life expectancy, all-cause mortality, and cause-specific mortality for 249 causes of death, 1980–2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. In: *The Lancet* 388 (10053), S. 1459–1544. DOI: 10.1016/S0140-6736(16)31012-1.
- GBD (2020) Murray, Christopher J. L.; Aravkin, Aleksandr Y.; Zheng, Peng; Abbafati, Cristiana; Abbas, Kaja M.; Abbasi-Kangevari, Mohsen et al. 2020: Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. In: *The Lancet* 396 (10258), S. 1223–1249. DOI: 10.1016/S0140-6736(20)30752-2.
- GBE (2015): Gesundheitsberichterstattung des Bundes -Sterbefälle Sterbeziffern ab 1998. Hg. v. Robert Koch-Institut (RKI) und DESTATIS.
- Geldmacher, H.; Biller, H.; Herbst, A.; Urbanski, K.; Allison, M.; Buist, A. S. et al. (2008): Die Prä-valenz der chronisch obstruktiven Lungenerkrankung (COPD) in Deutschland. Ergebnisse der BOLD-Studie. In: *Deutsche medizinische Wochenschrift (1946)* 133 (50), S. 2609–2614. DOI: 10.1055/s-0028-1105858.
- Genchi, Giuseppe; Carocci, Alessia; Lauria, Graziantonio; Sinicropi, Maria Stefania; Catalano, Alessia (2020): Nickel: Human Health and Environmental Toxicology. In: *International journal of environmental research and public health* 17 (3). DOI: 10.3390/ijerph17030679.
- German Advisory Council on the Environment (2015): The Future of Coal through 2040. Comment on Environmental Policy. In: *German Advisory Council on the Environment* (14).
- Gery, M.; Whitten, G.; Killus, J. (1989): A photochemical kinetics mechanism for urban and regional scale computer modeling. *J. of Geophys. Res.* 94, pp. 12925-12956. 1989.
- Gidhagen, L.; Johansson, C.; Langner J.; Foltescu, V.L. (2005): Urban scale modeling of particle number concentration in Stockholm. *Atmospheric Environment* 39, 1711–1725.
- Gipson, G.; Young, J. (1999): Gas-phase chemistry. Chapter 8 in: *Science Algorithms Of The EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System*. Edited by: D. W. Byun and J. K. S. Ching. Atmospheric Modeling Division National Exposure Research Laboratory U.S. Environmental Protection Agency Research Triangle Park, NC 27711, EPA/600/R-99/030. 1999.
- Global 2000 (2014): Auswirkungen der Kohleverbrennung in Österreich. Hg. v. Umweltschutzorganisation GLOBAL 2000. Wien.
- Gonzalez-Salazar, Miguel Angel; Kirsten, Trevor; Prchlik, Lubos (2018): Review of the operational flexibility and emissions of gas- and coal-fired power plants in a future with growing renewables. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 82, S. 1497–1513. DOI: 10.1016/j.rser.2017.05.278.
- Grandjean, Philippe; Weihe, Pal; White, Roberta F.; Debes, Frodi; Araki, Shunichi; Yokoyama, Kazuhito et al. (1997): Cognitive Deficit in 7-Year-Old Children with Prenatal Exposure to Methyl-mercury. In: *Neurotoxicology and Teratology* 19 (6), S. 417–428. DOI: 10.1016/S0892-0362(97)00097-4.
- Grau-Perez, Maria; Navas-Acien, Ana; Galan-Chilet, Inmaculada; Briongos-Figuero, Laisa S.; Morchon-Simon, David; Bermudez, Jose D. et al. (2018): Arsenic exposure, diabetes-related genes and diabetes prevalence in a general population from Spain. In: *Environmental Pollution* 235, S. 948–955. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.01.008.
- Greenpeace (2013): Tod aus dem Schlot. Wie Kohlekraftwerke unsere Gesundheit ruinieren. Unter Mitarbeit von P. Preiss, J. Roos und R. Friedrich. Hamburg.
- Gruhl, Heike; Tobollik, Myriam; Wengler, Annelene; Porst, Michael; Anton, Aline; Rommel, Alexander et al. (2019): Schätzung der umweltbedingten Krankheitslast im Rahmen des Projektes BURDEN 2020 – Projekthintergrund und methodisches Vorgehen. In: *UMID – UMWELT + MENSCH*, 37-50.
- Hardman, Ron (2006): A toxicologic review of quantum dots: toxicity depends on physicochemical and environmental factors. In: *Environmental Health Perspectives* 114 (2), S. 165–172. DOI: 10.1289/ehp.8284.

- Harris, Reed C.; Rudd, John W. M.; Amyot, Marc; Babiarz, Christopher L.; Beaty, Ken G.; Blanchfield, Paul J. et al. (2007): Whole-ecosystem study shows rapid fish-mercury response to changes in mercury deposition. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104 (42), S. 16586–16591. DOI: 10.1073/pnas.0704186104.
- Hays, Sean M.; Nordberg, Monica; Yager, Janice W.; Aylward, Lesa L. (2008): Biomonitoring Equivalents (BE) dossier for cadmium (Cd) (CAS No. 7440-43-9). In: *Regulatory toxicology and pharmacology: RTP* 51 (3 Suppl), S49-56. DOI: 10.1016/j.yrtph.2008.05.008.
- HEAL (2013): *The Unpaid Health Bill. How coal power plants make us sick.* Unter Mitarbeit von Julia Huscher und Diana Smith. Hg. v. The Health and Environment Alliance (HEAL).
- HEI (2013): *Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles.* Hg. v. HEI Review Panel on Ultrafine Particles. Boston, MA (HEI Perspectives, 3).
- HEI (2016): *Burden of disease attributable to coal-burning and other major sources of air pollution in China.* Unter Mitarbeit von GBD MAPS Working Group. Hg. v. Health Effects Institute. Boston (Special Report 20).
- HEI (2021): *Mortality and Morbidity Effects of Long-Term Exposure to Low-Level PM_{2.5}, BC, NO₂, and O₃: An Analysis of European Cohorts in the ELAPSE Project.* Review Panel on Ultrafine Particles. Hg. v. Health Effects Institute. Boston, Massachusetts (208).
- Heidemann, Christin; Kuhnert, Ronny; Born, Sabine; Scheidt-Nave, Christa (2017): 12-Monats-Prävalenz des bekannten Diabetes mellitus in Deutschland. In: *Journal of Health Monitoring* 2 (1), S. 48–56. DOI: 10.17886/RKI-GBE-2017-008.
- Hendriks, C., Kranenburg, R., Kuenen, J. J. P., den Bril, B., Verguts, V., Schaap, M. (2016): Ammonia emission time profiles based on manure transport data improve ammonia modelling across north western Europe, *Atmos. Environ.*, 131, 83–96, doi:10.1016/j.atmosenv.2016.01.043, 2016.
- Hermann, H. (2019): *Was bedeutet das Ergebnis der Kohlekommission für die Entwicklung des Stromsektors bis 2030?* Präsentation von Hauke Hermann, Berliner Energietage 2019.
- Héroux, Marie-Eve; Anderson, H. Ross; Atkinson, Richard; Brunekreef, Bert; Cohen, Aaron; Forastiere, Francesco et al. (2015): Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project. In: *International journal of public health* 60 (5), S. 619–627. DOI: 10.1007/s00038-015-0690-y.
- Hime, Neil J.; Marks, Guy B.; Cowie, Christine T. (2018): A Comparison of the Health Effects of Ambient Particulate Matter Air Pollution from Five Emission Sources. In: *IJERPH* 15 (6). DOI: 10.3390/ijerph15061206.
- HIRLAM (2009): <http://hirlam.org/index.php/hirlam-programme-53/general-model-description/synoptic-scale-hirlam>. Veröffentlicht am 30.03.2009. Abgerufen am 30.10.2018.
- Hoffmann, M. R.; Calvert, J. G. (1985): Chemical transformation modules for eulerian acid deposition models. EPA/600/3-85/017.
- Hu, Xue Feng; Singh, Kavita; Chan, Hing Man (2018): Mercury Exposure, Blood Pressure, and Hypertension: A Systematic Review and Dose-response Meta-analysis. In: *Environmental Health Perspectives* 126 (7), S. 76002. DOI: 10.1289/EHP2863.
- Huangfu, Peijue; Atkinson, Richard (2020): Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis. In: *Environment international* 144, S. 105998. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105998.
- Huat, Tee Jong; Camats-Perna, Judith; Newcombe, Estella A.; Valmas, Nicholas; Kitazawa, Masashi; Medeiros, Rodrigo (2019): Metal Toxicity Links to Alzheimer's Disease and Neuroinflammation. In: *Journal of molecular biology*. DOI: 10.1016/j.jmb.2019.01.018.
- Hüffmeyer, Nina; Klasmeier, Jörg; Matthies, Michael (2009): Geo-referenced modeling of zinc concentrations in the Ruhr river basin (Germany) using the model GREAT-ER. In: *The Science of the total environment* 407 (7), S. 2296–2305. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.11.055.
- IARC (2012): *Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts. Volume 100C - a review of human carcinogens.* Lyon. ISBN 978-92-832-0135-9.
- Ibs, Klaus-Helge; Rink, Lothar (2003): Zinc-altered immune function. In: *The Journal of nutrition* 133 (5 Suppl 1), 1452S-6S. DOI: 10.1093/jn/133.5.1452S.
- IHME, Institute for Health Metrics and Evaluation (2013): *The global burden of disease. Generating evidence, guiding policy.* Seattle, WA: Institute for Health Metrics and Evaluation.
- Im, U.; Bianconi, R.; Solazzo, E.; Kioutsioukis, I.; Badia, A.; Balzarini, A.; Baro, R.; Bel-lasio, R.; Brunner, D.; Chemel, C.; Curci, G.; Denier van der Gon, H.; Flemming, J.; Forkel, R.; Giordano, L.; Jimenez-Guerrero, P.; Hirtl, M.; Hodzic, A.; Honzak, L.; Jorba, O.; Knote,

- C.; Makar, P.A.; Manders-Groot, A.; Neal, L.; Perez, J. L.; Pirovano, G.; Pouliot, G.; San Jose, R.; Savage, N.; Schroder, W.; Sokhi, R. S.; Syrakov, D.; Torian, A.; Tuccella, P.; Wang, K.; Werhahn, J.; Wolke, R.; Zabkar, R.; Zhang, Y.; Zhang, J.; Hogrefe, C.; Galmarini, S. (2015): Evaluation of operational online-coupled regional air quality models over Europe and North America in the context of AQ-MEII phase 2. Part II: Particulate Matter, *Atmos. Environ.*, 115, 421-441, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.08.072. 2015.
- INFRAS (2019): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 4.1. Hrsg.: INFRAS Bern im Auftrag von Umweltbundesamt (Deutschland), BAFU (Schweiz), Umweltbundesamt (Österreich), ADEME (Frankreich), Trafikverket (Schweden), Miljødirektoratet (Norwegen) und JRC (Joint Research Center der Europäischen Kommission). 2019.
- IVU Umwelt (2006): Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub und Stickstoffdioxid. FKZ 204 42 222. Veröffentlichung UBA-Texte 22/07. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Unter Mitarbeit von ifeu Heidelberg GmbH. 2006.
- IVU Umwelt (2009): Ausbreitungsrechnungen als Beitrag zur Ursachenanalyse für den Luftreinhalteplan Rhein-Main. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2009.
- IVU Umwelt (2011): Ausbreitungsrechnungen für die Gebiete Mittel- und Nordhessen, Lahn-Dill und den Ballungsraum Kassel. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG). 2011.
- IVU Umwelt (2012a): Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität im Land Brandenburg. Verkehrsgutachten. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV) des Landes Brandenburg. 2012.
- IVU Umwelt (2012b): Analyse der PM10-Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2010 im ländlichen und urbanen Hintergrund in Ostbrandenburg. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV) des Landes Brandenburg. 2012.
- IVU Umwelt (2014): Flächendeckende Ermittlung der Immissions-Vorbelastung für Baden-Württemberg 2010. Ausbreitungsrechnungen unter Verwendung des landesweiten Emissionskatasters und unter Berücksichtigung von gemessenen Immissionsdaten. Auftraggeber: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) Baden-Württemberg. Veröffentlichung durch den Auftraggeber. 2014.
- IVU Umwelt (2016): Ausbreitungsrechnung. Flächendeckende Ermittlung der Immissions-Vorbelastung für Niedersachsen auf Grundlage von Ausbreitungsrechnungen und unter Berücksichtigung von gemessenen Immissionsmessdaten. Auftraggeber: Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim. 2016.
- IVU Umwelt (2017a): Urbane NO₂- und PM10-Konzentrationen: Grundlagen für die Entwicklung einer modellgestützten flächenbezogenen Beurteilung der Luftqualität. FKZ 3715 51 200 0. Veröffentlichung UBA-Texte 68/2019. Unter Mitarbeit von Dr. Rainer Stern, Berlin und Dr. Eberhard Reimer, Berlin. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2017.
- IVU Umwelt (2017b): Ausbreitungsberechnungen zur flächendeckenden Ermittlung der Luftqualität in Hessen als Grundlage der Luftreinhalteplanung. Unter Mitarbeit von Dr. Rainer Stern, Berlin und Dr. Eberhard Reimer, Berlin. Auftraggeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV). Veröffentlichung durch den Auftraggeber. 2017.
- IVU Umwelt (2020): Flächendeckende Ermittlung der Immissionsbelastung für Baden-Württemberg 2016 und Prognose für 2025. Ausbreitungsrechnungen unter Verwendung des landesweiten Emissionskatasters und unter Berücksichtigung von gemessenen Immissionsdaten. Auftraggeber: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW). 2020.
- IZPH (2020): Erlanger Schlaganfall Register – ESPro. Hg. v. Interdisziplinäres Zentrum für HTA und Public Health.
- Janicke (2014): AUSTAL2000. Programmbeschreibung zu Version 2.6. Stand 26.06.2014. Auftraggeber: Umweltbundesamt.
- Järup, Lars (2003): Hazards of heavy metal contamination. In: *British Medical Bulletin* 68 (1), S. 167–182. DOI: 10.1093/bmb/ldg032.
- Järup, Lars; Åkesson, Agneta (2009): Current status of cadmium as an environmental health problem. In: *Toxicology and Applied Pharmacology* 238 (3), S. 201–208. DOI: 10.1016/j.taap.2009.04.020.
- Jayaranjan, Madawala Liyanage Duminda; van Hullebusch, Eric D.; Annachhatre, Ajit P. (2014): Reuse options for coal fired power plant bottom ash and fly ash. In: *Rev Environ Sci Biotechnol* 13 (4), S. 467–486. DOI: 10.1007/s11157-014-9336-4.
- Jensen, Christian Stab; Menné, Torkil; Johansen, Jeanne Duus (2006): Systemic contact dermatitis after oral exposure to nickel: a review with a modified meta-analysis. In: *Contact dermatitis* 54 (2), S. 79–86. DOI: 10.1111/j.0105-1873.2006.00773.x.

- Jones, Dave; Huscher, Julia; Myllyvirta, Lauri; Gierens, Rosa; Flisowska, Joanna; Gutmann, Kathrin (2016): Europe's dark cloud. How coal-burning countries are making their neighbours sick. Hg. v. WWF European Policy Office, Sandbag, CAN Europe and HEAL.
- Jones, Dave; Moore, Charles; Richards, Will; Gierens, Rosa; Myllyvirta, Lauri; Primc, Zala; McNevin, Greg; Gutmann, Kathrin; Lazarus, Anton; Schaible, Christian; Flisowska, Joanna (2018): Last Gasp. The coal companies making Europe sick. Sandbag, Greenpeace Central and Eastern Europe, Europe Beyond Coal, European Environmental Bureau and CAN Europe.
- Juhrich, K. (2020): Persönliche Mitteilung. FG V 1.6 Emissionssituation, Umweltbundesamt. 18.11.2020.
- Karagas, Margaret R.; Choi, Anna L.; Oken, Emily; Horvat, Milena; Schoeny, Rita; Kamai, Elizabeth et al. (2012): Evidence on the human health effects of low-level methylmercury exposure. In: *Environmental Health Perspectives* 120 (6), S. 799–806. DOI: 10.1289/ehp.1104494.
- Karagas, Margaret R.; Gossai, Anala; Pierce, Brandon; Ahsan, Habibul (2015): Drinking Water Arsenic Contamination, Skin Lesions, and Malignancies: A Systematic Review of the Global Evidence. In: *Curr Envir Health Rpt* 2 (1), S. 52–68. DOI: 10.1007/s40572-014-0040-x.
- Karita, Kanae; Yano, Eiji; Dakeishi, Miwako; Iwata, Toyoto; Murata, Katsuyuki (2005): Benchmark dose of lead inducing anemia at the workplace. In: *Risk analysis: an official publication of the Society for Risk Analysis* 25 (4), S. 957–962. DOI: 10.1111/j.1539-6924.2005.00652.x.
- Karner, Alex A.; Eisinger, Douglas S.; Niemeier, Deb A. (2010): Near-roadway air quality: synthesizing the findings from real-world data. In: *Environmental science & technology* 44 (14), S. 5334–5344. DOI: 10.1021/es100008x.
- Kerschbaumer, A.; Reimer, E. (2003): Erstellung der Meteorologischen Eingangsdaten für das REM/CALGRID-Modell: Modellregion Berlin-Brandenburg. Abschlussbericht zum UBA-Forschungsvorhaben FE-Vorhaben 299 43 246. Freie Universität Berlin. Institut für Meteorologie. 2003.
- Keywan Riahi, Detlef P. van Vuuren, Elmar Kriegler, Jae Edmonds, Brian C. O'Neill, Shinichiro Fujimori, Nico Bauer, Katherine Calvin, Rob Dellink, Oliver Fricko, Wolfgang Lutz, Alexander Popp, Jesus Crespo Cuaresma, Samir KC, Marian Leimbach, Leiwen Jiang, Tom Kram, Shilpa Rao, Johannes Emmerling, Kristie Ebi, Tomoko Hasegawa, Petr Havlík, Florian Humpenöder, Lara Aleluia Da Silva, Steve Smith, Elke Stehfest, Valentina Bosetti, Jiyong Eom, David Gernaat, Toshihiko Masui, Joeri Rogelj, Jessica Strefler, Laurent Drouet, Volker Krey, Gunnar Luderer, Mathijs Harmsen, Kiyoshi Takahashi, Lavinia Baumstark, Jonathan C. Doelman, Mikiko Kainuma, Zbigniew Klimont, Giacomo Marangoni, Hermann Lotze-Campen, Michael Obersteiner, Andrzej Tabeau, Massimo Tavoni (2017): The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview, *Global Environmental Change*, Volume 42, Pages 153-168, 2017, ISSN 0959-3780, DOI:10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009
- Khaja, Shameem Mohammed Abdul; Jayasinghe, Sudheera Sammanthi; Chandana, Ediriweera P. S.; Jayasumana, Channa; Silva, P. Mangala C. S. de (2015): Arsenic and human health effects: A review. In: *Environmental toxicology and pharmacology* 40 (3), S. 828–846. DOI: 10.1016/j.etap.2015.09.016.
- Khan, Fazlullah; Momtaz, Saeideh; Abdollahi, Mohammad (2019): The relationship between mercury exposure and epigenetic alterations regarding human health, risk assessment and diagnostic strategies. In: *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 52, S. 37–47. DOI: 10.1016/j.jtemb.2018.11.006.
- KohleAusG (2020): Gesetz zur Reduzierung und zur Beendigung der Kohleverstromung und zur Änderung weiterer Gesetze (Kohleausstiegsgesetz). In der Fassung vom 3.12.2020. BGBl. I S. 2682. 2020.
- Kokkola, H.; Korhonen, H.; Lehtinen, K. E. J.; Makkonen, R.; Asmi, A.; Järvenoja, S.; Anttila, T.; Partanen, A.-I.; Kulmala, M.; Järvinen, H.; Laaksonen, A.; and Kerminen, V.-M. (2008): SALSA – a Sectional Aerosol module for Large Scale Applications, *Atmos. Chem. Phys.*, 8, 2469–2483, doi:10.5194/acp-8-2469-2008, 2008.
- Koo, B.; Knipping, E.; Yarwood, G. (2014): 1.5-Dimensional volatility basis set approach for modeling organic aerosol in CAMx and CMAQ. *Atmos. Environ.*, 95, 158-164.
- Kouznetsov, R.; Sofiev, M. (2012): A methodology for evaluation of vertical dispersion and dry deposition of atmospheric aerosols, *J. Geophys. Res.*, 117, D01202, doi:10.1029/2011JD016366, 2012.
- Kranenburg, R., Segers, A. J. J., Hendriks, C., Schaap, M. (2013): Source apportionment using LOTOS-EUROS: module description and evaluation, *Geosci. Model Dev.*, 6(3), 721–733, doi:10.5194/gmd-6-721-2013, 2013.

- Kuenen, J.J.P.; Visschedijk, A.J.H.; Jozwicka, M.; Denier van der Gon, H.A.C. (2014): TNO-MACC_II emission inventory; a multi-year (2003–2009) consistent high-resolution European emission inventory for air quality modelling, *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 10963–10976. 2014.
- Kuik, F.; Lauer, A.; Churkina, G.; Denier van der Gon, H. A. C.; Fenner, D.; Mar, K. A.; Butler, T. M. (2016): Air quality modelling in the Berlin-Brandenburg region using WRF-Chem v3.7.1: sensitivity to resolution of model grid and input data. *Geosci. Model Dev.*, 9, 4339–4363, 2016. doi:10.5194/gmd-9-4339-2016.
- Kukkonen, J.; Olsson, T.; Schultz, D. M.; Baklanov, A.; Klein, T.; Miranda, A. I.; Monteiro, A.; Hirtl, M.; Tarvainen, V.; Boy, M.; Peuch, V.-H.; Poupkou, A.; Kioutsioukis, I.; Finardi, S.; Sofiev, M.; Sokhi, R.; Lehtinen, K. E. J.; Karatzas, K.; San José, R.; Astitha, M.; Kallos, G.; Schaap, M.; Reimer, E.; Jakobs, H.; Eben, K. (2012): A review of operational, regional-scale, chemical weather forecasting models in Europe. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 1–87, 2012. doi:10.5194/acp-12-1-2012.
- KWSB (2019): Kommission „Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung“, Abschlussbericht. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (Hg.). Berlin, 2019.
- Landrigan, Philip J.; Fuller, Richard; Acosta, Nereus J. R.; Adeyi, Olusoji; Arnold, Robert; Basu, Niladri et al. (2018): The Lancet Commission on pollution and health. In: *The Lancet* 391 (10119), S. 462–512. DOI: 10.1016/S0140-6736(17)32345-0.
- Lange, Cornelia; Lampert, Thomas (2011): Daten und Fakten: Ergebnisse der Studie "Gesundheit in Deutschland aktuell 2009". Berlin: Robert-Koch-Institut (Beiträge zur Gesundheitsberichterstattung des Bundes), zuletzt geprüft am 17.04.2019.
- Langner, J.; Bergström, R.; Pleijel, H. (1998): European scale modeling of sulfur, oxidised nitrogen and photochemical oxidants. Model development and evaluation for the 1994 growing season, SMHI RMK 82, SMHI SE-60176 Norrköping, Sweden, 1998.
- Langrish, J. P.; Bosson, J.; Unosson, J.; Muala, A.; Newby, D. E.; Mills, N. L. et al. (2012): Cardiovascular effects of particulate air pollution exposure: time course and underlying mechanisms. In: *Journal of internal medicine* 272 (3), S. 224–239. DOI: 10.1111/j.1365-2796.2012.02566.x.
- Lanphear, Bruce P.; Rauch, Stephen; Auinger, Peggy; Allen, Ryan W.; Hornung, Richard W. (2018): Low-level lead exposure and mortality in US adults: a population-based cohort study. In: *The Lancet Public Health* 3 (4), e177-e184. DOI: 10.1016/S2468-2667(18)30025-2.
- Leonardi, Giovanni; Vahter, Marie; Clemens, Felicity; Goessler, Walter; Gurzau, Eugen; Hemminki, Kari et al. (2012): Inorganic arsenic and basal cell carcinoma in areas of Hungary, Romania, and Slovakia: a case-control study. In: *Environmental Health Perspectives* 120 (5), S. 721–726. DOI: 10.1289/ehp.1103534.
- Li, Y.P.; Elbern, H.; Lu, K.D.; Friese, E.; Kiendler-Scharr, A.; Mentel, T.F.; Wang, X.S.; Wahner, A.; Zhang, Y.H. (2013): Updated aerosol module and its application to simulate secondary organic aerosols during IMPACT campaign May 2008. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 6289 – 6304, 2013.
- Lightfoot, N.; Berriault, C.; Semenciw, R. (2010): Mortality and cancer incidence in a nickel cohort. In: *Occupational medicine (Oxford, England)* 60 (3), S. 211–218. DOI: 10.1093/occmed/kqp197.
- Lippmann, Morton; Chen, Lung-Chi; Gordon, Terry; Ito, K.; Thurston, G. D. (2013): National Particle Component Toxicity (NPACT) Initiative: Integrated Epidemiologic and Toxicologic Studies of the health effects of Particulate Matter components. With a Commentary by the NPACT Review Panel. Unter Mitarbeit von Morton Lippmann, Lung-Chi Chen, Terry Gordon, Kazuhiko Ito und and George D. Thurston. Hg. v. Health Effects Institute. Boston (Research Report, 177).
- Litynski, John T.; Klara, Scott M.; McIlvried, Howard G.; Srivastava, Rameshwar D. (2006): The United States Department of Energy's Regional Carbon Sequestration Partnerships program: a collaborative approach to carbon management. In: *Environment international* 32 (1), S. 128–144. DOI: 10.1016/j.envint.2005.05.047.
- Liu, Yan; Bisson, Teresa M.; Yang, Hongqun; Xu, Zhenghe (2010): Recent developments in novel sorbents for flue gas clean up. In: *Fuel Processing Technology* 91 (10), S. 1175–1197. DOI: 10.1016/j.fuproc.2010.04.015.
- Manders, A.M.M.; Bultjes, P.J.H.; Curier, L.; Denier van der Gon, H.A.C.; Hendriks, C.; Jonkers, S.; Kranenburg, R.; Kuenen, J.J.P.; Segers, A.J.; Timmermans, R.M.A.; Visschedijk, A.J.H.; Wichink Kruit, R.J.; van Pul, W.A.J.; Sauter, F.J.; van der Swaluw, E.; Swart, D.P.J.; Douros, J.; Eskes, H.; van Meijgaard, E.; van Ulft, B.; van Velthoven, P.; Banzhaf, S.; Mues, A.C.; Stern, R.; Fu, G.; Lu, S.; Heemink, A.; van Velzen, N.; Schaap, M. (2017): Curriculum vitae of the LOTOS–EUROS (v2.0) chemistry transport model, *Geosci. Model Dev.*, 10, 4145–4173. 2017.

- Manders, A.M.M.; Segers, A.J.; Jonkers, S. (2016): LOTOS-EUROS v2.0 Reference Guide. TNO Report. TNO 2016 R10898. Utrecht, Niederlande. 2016.
- Marécal, V.; Peuch, V.-H.; Andersson, C.; Andersson, S.; Arteta, J.; Beekmann, M.; Benedictow, A.; Bergström, R.; Bessagnet, B.; Cansado, A.; Chéroux, F.; Colette, A.; Coman, A.; Curier, R. L.; Denier van der Gon, H. A. C.; Drouin, A.; Elbern, H.; Emili, E.; Engelen, R. J.; Eskes, H. J.; Foret, G.; Friese, E.; Gauss, M.; Giannaros, C.; Guth, J.; Joly, M.; Jaumouillé, E.; Josse, B.; Kadygrov, N.; Kaiser, J. W.; Krajsek, K.; Kuenen, J.; Kumar, U.; Liora, N.; Lopez, E.; Malherbe, L.; Martinez, I.; Melas, D.; Meleux, F.; Menut, L.; Moinat, P.; Morales, T.; Parmentier, J.; Piacentini, A.; Plu, M.; Poupkou, A.; Queguiner, S.; Robertson, L.; Rouil, L.; Schaap, M.; Segers, A.; Sofiev, M.; Tarasson, L.; Thomas, M.; Timmermans, R.; Valdebenito, Á.; van Velthoven, P.; van Versendaal, R.; Vira, J.; Ung, A. (2015): A regional air quality forecasting system over Europe: the MACC-II daily ensemble production. *Geosci. Model Dev.*, 8, 2777–2813, 2015. doi:10.5194/gmd-8-2777-2015.
- Matthes, Chr.; Hermann, H.; Loreck, C.; Mendelevitch, R. (2019): Die deutsche Kohle-Verstromung bis 2030 - Eine modellgestützte Analyse der Empfehlungen der Kommission „Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung“, Öko-Institut März 2019.
- Mauil, Elizabeth A.; Ahsan, Habibul; Edwards, Joshua; Longnecker, Matthew P.; Navas-Acien, Ana; Pi, Jingbo et al. (2012): Evaluation of the association between arsenic and diabetes: a National Toxicology Program workshop review. In: *Environmental Health Perspectives* 120 (12), S. 1658–1670. DOI: 10.1289/ehp.1104579.
- Meawad, Amr S.; Bojinova, Darinka Y.; Pelovski, Yoncho G. (2010): An overview of metals recovery from thermal power plant solid wastes. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 30 (12), S. 2548–2559. DOI: 10.1016/j.wasman.2010.07.010.
- Medrano, M. A. José; Boix, Raquel; Pastor-Barriuso, Roberto; Palau, Margarita; Damián, Javier; Ramis, Rebeca et al. (2010): Arsenic in public water supplies and cardiovascular mortality in Spain. In: *Environmental research* 110 (5), S. 448–454. DOI: 10.1016/j.envres.2009.10.002.
- Ménégoz, M.; Salas y Melia, D.; Legrand, M.; Teyssèdre, H.; Michou, M.; Peuch, V.-H.; Martet, M.; Josse, B.; Etchevers-Dombrowski, I. (2009): Equilibrium of sinks and sources of sulphate over Europe: comparison between a six-year simulation and EMEP observations. *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 4505–4519, 2009.
- Metzger, S.; Steil, B.; Abdelkader, M.; Klingmüller, K.; Xu, L.; Penner, J.E.; Fountoukis, C.; Nenes, A.; Lelieveld, J. (2016): Aerosol water parameterisation: a single parameter framework. *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 7213–7237.
- Michou M.; Laville, P.; Serça, D.; Fotiadi, A.; Bouchou, P.; Peuch, V.-H. (2004): Measured and modeled dry deposition velocities over the ESCOMPTE area. *Atmos. Res.*, 74 (1-4), 89–116, 2004.
- Mohammad, Imran Khan; Mahdi, Abbas Ali; Raviraja, Aryapu; Najmul, Islam; Iqbal, Ahmad; Thuppil, Venkatesh (2008): Oxidative stress in painters exposed to low lead levels. In: *Arhiv za higijenu rada i toksikologiju* 59 (3), S. 161–169. DOI: 10.2478/10004-1254-59-2008-1883.
- Nawrot, Tim; Plusquin, Michelle; Hogervorst, Janneke; Roels, Harry A.; Celis, Hilde; Thijs, Lutgarde et al. (2006): Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: a prospective population-based study. In: *The Lancet Oncology* 7 (2), S. 119–126. DOI: 10.1016/S1470-2045(06)70545-9.
- Nenes, A., Pilinis, C., Pandis, S. N. (1999): Continued Development and Testing of a New Thermodynamic Aerosol Module for Urban and Regional Air Quality Models, *Atmospheric Environment*. 33. S. 1553–1560. 1999.
- Nenes, A.; Pilinis, C.; Pandis, S.N. (1998): ISORROPIA: A New Thermodynamic Model for Multiphase Multicomponent Inorganic Aerosols. *Aquatic Geochemistry*, 4, 123–152.
- Neu, J. L.; Prather, M. J. (2012): Toward a more physical representation of precipitation scavenging in global chemistry models: cloud overlap and ice physics and their impact on tropospheric ozone, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 3289–3310, doi:10.5194/acp-12-3289-2012.
- Nho-Kim, E.-Y.; Peuch, V.-H.; Oh, S.N. (2005): Estimation of the global distribution of Black Carbon aerosols with MOCAGE, *J. Korean Meteor. Soc.*, 41(4), 587–598, 2005.
- Noilhan, J.; Planton, S. (1989): A simple parameterization of land surface processes for meteorological models, *Mon. Wea. Rev.*, 117, 536–549, 1989.

- Nordmann, S.; Mues, A.; Feigenspan, S. (2020): Evaluierung flächenhafter Daten der Luftschadstoffbelastung in Deutschland aus der Chemie-Transportmodellierung. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* Nr. 7/8, S. 281-290. 2020.
- O'Bryant, Sid E.; Edwards, Melissa; Menon, Chloe V.; Gong, Gordon; Barber, Robert (2011): Long-term low-level arsenic exposure is associated with poorer neuropsychological functioning: a Project FRONTIER study. In: *IJERPH* 8 (3), S. 861–874. DOI: 10.3390/ijerph8030861.
- OEHA (2012): Nickel Reference Exposure Levels. Nickel and Nickel Compounds. Nickel Oxide. Reference Exposure Levels (RELS). Office of Environmental Health Hazard Assessment.
- Oei, P.-Y., Gerbaulet, C., Kemfert, C., Kunz, F., Hirschhausen, C. von (2015): Auswirkungen von CO₂-Grenzwerten für fossile Kraftwerke auf Strommarkt und Klimaschutz in Deutschland. Berlin: Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung. Politikberatung kompakt 104.
- Oei, Pao-Yu; Kendzioriski, Mario; Herpich, Philipp; Kemfert, Claudia; Hirschhausen, Christian R. von (2020): Klimaschutz statt Kohleschutz. Woran es beim Kohleausstieg hakt und was zu tun ist. Berlin: DIW Berlin Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW Berlin, 148).
- Ohlwein, Simone; Kappeler, Ron; Kutlar Joss, Meltem; Künzli, Nino; Hoffmann, Barbara (2019): Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. In: *International journal of public health* 64 (4), S. 547–559. DOI: 10.1007/s00038-019-01202-7.
- Öko-Institut (2015a): Klimaschutzszenario 2050, 2. Endbericht. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, bearbeitet von Öko-Institut e.V. und Fraunhofer ISI. Berlin, 18. Dezember 2015.
- Öko-Institut (2015b): Klimaschutzszenario 2050, Zusammenfassung des 2. Endberichts. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, bearbeitet von Öko-Institut e.V. und Fraunhofer ISI. Berlin, 26.11.2015.
- Orru, H.; Ebi, K. L.; Forsberg, B. (2017): The Interplay of Climate Change and Air Pollution on Health. In: *Current environmental health reports* 4 (4), S. 504–513. DOI: 10.1007/s40572-017-0168-6.
- Park, Jaesung; Son, Younghwan; Noh, Sookack; Bong, Taeho (2018): An Evaluation of the Environmental Safety and Geochemical Characteristics of Coal Combustion Products. In: *KSCE J Civ Eng* 22 (5), S. 1700–1708. DOI: 10.1007/s12205-017-1806-0.
- Pavela, Markku; Uitti, Jukka; Pukkala, Eero (2017): Cancer incidence among copper smelting and nickel refining workers in Finland. In: *American journal of industrial medicine* 60 (1), S. 87–95. DOI: 10.1002/ajim.22662.
- Pavlish, John H.; Sondreal, Everett A.; Mann, Michael D.; Olson, Edwin S.; Galbreath, Kevin C.; Laudal, Dennis L.; Benson, Steven A. (2003): Status review of mercury control options for coal-fired power plants. In: *Fuel Processing Technology* 82 (2-3), S. 89–165. DOI: 10.1016/S0378-3820(03)00059-6.
- PB (2017). Projektionsbericht der Bundesregierung 2017, <http://www.bmu.de/service/klima-klimaschutz-download/artikel/projektionsbericht-der-bundesregierung-2017/>, zuletzt aufgerufen am 03.06.2019
- Perera, Frederica P. (2017): Multiple Threats to Child Health from Fossil Fuel Combustion: Impacts of Air Pollution and Climate Change. In: *Environmental Health Perspectives* 125 (2), S. 141–148. DOI: 10.1289/EHP299.
- Petroff, A.; Zhang, L. (2010): Development and validation of a size-resolved particle dry deposition scheme for application in aerosol transport models. *Geosci. Model Dev.*, 3, 753-769, doi: 10.5197/gmd-3-753-2010.
- Pleim, J.E., Ran, L. (2011): Surface Flux Modeling for Air Quality Applications. *Atmosphere*, 2, 271-302.
- Pollack, Anna Z.; Mumford, Sunni L.; Mendola, Pauline; Perkins, Neil J.; Rotman, Yaron; Wactawski-Wende, Jean; Schisterman, Enrique F. (2015): Kidney biomarkers associated with blood lead, mercury, and cadmium in premenopausal women: a prospective cohort study. In: *Journal of toxicology and environmental health. Part A* 78 (2), S. 119–131. DOI: 10.1080/15287394.2014.944680.
- Power, Melinda C.; Korrick, Susan; Tchetgen Tchetgen, Eric J.; Nie, Linda H.; Grodstein, Francine; Hu, Howard et al. (2014): Lead exposure and rate of change in cognitive function in older women. In: *Environmental research* 129, S. 69–75. DOI: 10.1016/j.envres.2013.12.010.

- Prank, M.; Sofiev, M.; Tsyro, S.; Hendriks, C.; Semeena, V.; Vazhappilly Francis, X.; Butler, T. M.; Denier van der Gon, H.; Friedrich, R.; Hendricks, J.; Kong, X.; Lawrence, M. G.; Righi, M.; Samaras, Z.; Sausen, R.; Kukkonen, J.; Sokhi, R. (2016): Evaluation of the performance of four chemical transport models in predicting the aerosol chemical composition in Europe in 2005. *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 6041–6070, 2016. doi:10.5194/acp-16-6041-2016.
- Pui, David Y.H.; Chen, Sheng-Chieh; Zuo, Zhili (2014): PM 2.5 in China: Measurements, sources, visibility and health effects, and mitigation. In: *Particuology* 13, S. 1–26. DOI: 10.1016/j.partic.2013.11.001.
- Putaud, J.-P.; Raes, F.; Van Dingenen, R.; Brüggemann, E.; Facchini, M.-C.; Decesari, S.; Fuzzi, S.; Gehrig, R.; Hüglin, C.; Laj, P.; Lorbeer, G.; Maenhaut, W.; Mihalopoulos, N.; Müller, K.; Querol, X.; Rodriguez, S.; Schneider, J.; Spindler, G.; ten Brink, H.; Tørseth, K.; Wiedensohler, A. (2004): A European aerosol phenomenology - 2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environ.*, 38, 2579-2595, doi:10.1016/j.atmosenv.2004.01.041, 2004.
- Queirolo, Elena I.; Ettinger, Adrienne S.; Stoltzfus, Rebecca J.; Kordas, Katarzyna (2010): Association of anemia, child and family characteristics with elevated blood lead concentrations in preschool children from Montevideo, Uruguay. In: *Archives of environmental & occupational health* 65 (2), S. 94–100. DOI: 10.1080/19338240903390313.
- Rehman, Kanwal; Fatima, Fiza; Waheed, Iqra; Akash, Muhammad Sajid Hamid (2018): Prevalence of exposure of heavy metals and their impact on health consequences. In: *Journal of cellular biochemistry* 119 (1), S. 157–184. DOI: 10.1002/jcb.26234.
- Reimer, E.; Scherer, B. (1992): An operational meteorological diagnostic system for regional air pollution analysis and long-term modelling, *Air Poll. Modelling and its Applications IX*. Plenum Press. 1992.
- Reimer, E.; Scherer, B.; Klug, W.; Yamartino, R.J. (1995): A Meteorological Database for Next-Generation Dispersion Models, and a Lagrangian Particle Model based on Kinematic Simulation Theory. *International Journal Environmental and Pollution* 5 Nr. 4-6, 623-634. 1995.
- RKI (1998): Bundes-Gesundheitssurvey 1998. Hg. v. Robert Koch-Institut (RKI).
- RKI (2008): Erkennen - Bewerten - Handeln: Zur Gesundheit von Kindern und Jugendlichen in Deutschland. Robert Koch-Institut (RKI). Berlin, Köln, zuletzt geprüft am 05.07.2019.
- RKI (2009): GEDA: Gesundheit in Deutschland aktuell - GEDA 2009. Hg. v. Robert Koch-Institut (RKI).
- RKI (2013): RKI - DEGS1: Basispublikation mit Ergebnissen. Hg. v. Robert Koch-Institut (RKI).
- RKI (2017): „Gesundheit in Deutschland aktuell“ – Neue Daten für Deutschland und Europa Hintergrund und Studienmethodik von GEDA 2014/2015-EHIS. In: *Journal of Health Monitoring* 2 (1), S. 83–90. DOI: 10.17886/RKI-GBE-2017-012.
- RKI (2019): Burden 2020– Potenzial und Nutzen. Nationale Burden of Disease-Studie am Robert Koch-Institut. Hg. v. Robert Koch-Institut (RKI).
- Roselle, S.J.; Binkowski, F.S. (1999): Cloud Dynamics and Chemistry, in: Science algorithms of the EPA Models-3 Community multiscale air quality (CMAQ) modeling system, EPA 600/R-99-030, EPA, 1999.
- Saarbrücker Zeitung (2017): https://www.saarbruecker-zeitung.de/nachrichten/wirtschaft/im-kraftwerk-ensdorf-stehen-die-turbinen-still_aid-6971982 vom 20.12.2017, zuletzt aufgerufen am 06.12.2021.
- Saito, Masako; Arakaki, Rieko; Yamada, Akiko; Tsunematsu, Takaaki; Kudo, Yasusei; Ishimaru, Naozumi (2016): Molecular Mechanisms of Nickel Allergy. In: *International journal of molecular sciences* 17 (2). DOI: 10.3390/ijms17020202.
- Sanchez, Tiffany R.; Perzanowski, Matthew; Graziano, Joseph H. (2016): Inorganic arsenic and respiratory health, from early life exposure to sex-specific effects: A systematic review. In: *Environmental research* 147, S. 537–555. DOI: 10.1016/j.envres.2016.02.009.
- Sandau, Fabian; Timme, Stephan; Baumgarten, Corinna; Beckers, Rolf; Bretschneider, Wolfgang; Briem, Sebastian et al. (2021): Daten und Fakten zu Braun- und Steinkohlen: Stand und Perspektiven 2021. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.
- Sartelet, K.; Debry, E.; Fahey, K.; Roustan, Y.; Tombette, M.; Sportisse, B. (2007): Simulation of aerosols and gas-phase species over Europe with the POLYPHEMUS system. part I: model-to-data comparison for 2001. *Atmospheric Environment* 41 6116-6131. 2007.
- Schaap, M., Kranenburg, R., Curier, L., Jozwicka, M., Dammers, E., Timmermans, R. (2013): Assessing the sensitivity of the OMI-NO2 product to emission changes across Europe, *Remote Sens.*, 5(9), 4187–4208, doi:10.3390/rs5094187, 2013.

- Schaap, M.; Cuvelier, C.; Hendriks, C.; Bessagnet, B.; Baldasano, J.; Colette, A.; Thunis, P.; Karam, D.; Fagerli, H.; Graff, A.; Kranenburg, R.; Nyiri, A.; Pay, M.; Rouïl, L.; Schulz, M.; Simpson, D.; Stern, R.; Terrenoire, E.; Wind, P. (2015): Performance of European chemistry transport models as function of horizontal resolution. *Atmospheric Environment* 112 (2015) 90-105.
- Schaap, M.; Hendriks, C.; Jonkers, S.; Bultjes, P. (2018): Impacts of Heavy Metal Emission on Air Quality and Ecosystems across Germany – Sources, Transport, Deposition and potential Hazards. FKZ 3713 63 253. Veröffentlichung UBA-Texte 106/2018. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2018.
- SchadRegProtAG (2007): Gesetz zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregister vom 21. Mai 2003 sowie zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 166/2006 vom 6. Juni 2007 (BGBl. I S. 1002).
- Schell, B.; Ackermann, H. I.; Hass, J.; Binkowski, F.S.; Ebel, A. (2001): Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality modeling system. *J. Geophys. Res.*, 106, 28275 - 28293. 2001.
- Schwedler, Gerda; Seiwert, Margarete; Fiddicke, Ulrike; Kolossa-Gehring, Marika (2013): Europäische Human-Biomonitoring Pilotstudie DEMOCOPHES: Umweltbelastung von Müttern und Kindern. In: UMID, S. 29–34, zuletzt geprüft am 14.01.2019.
- Seinfeld, J.H.; Pandis, S.N. (1998): *Atmospheric Chemistry and Physics, From Air Pollution to Climate Change*. John Wiley and Sons, Inc., NY.
- Sensi, Stefano L.; Paoletti, Pierre; Koh, Jae-Young; Aizenman, Elias; Bush, Ashley I.; Hershinkel, Michal (2011): The neurophysiology and pathology of brain zinc. In: *The Journal of neuroscience: the official journal of the Society for Neuroscience* 31 (45), S. 16076–16085. DOI: 10.1523/JNEUROSCI.3454-11.2011.
- Seo, Jeehye; Lee, Byung-Kook; Jin, Seong-Uk; Park, Jang Woo; Kim, Yang-Tae; Ryeom, Hun-Kyu et al. (2014): Lead-induced impairments in the neural processes related to working memory function. In: *PloS one* 9 (8), e105308. DOI: 10.1371/journal.pone.0105308.
- Shah, Faheem; Kazi, Tasneem Gul; Afridi, Hassan Imran; Baig, Jameel Ahmed; Khan, Sumaira; Kolachi, Nida Fatima et al. (2010): Environmental exposure of lead and iron deficit anemia in children age ranged 1-5 years: a cross sectional study. In: *The Science of the total environment* 408 (22), S. 5325–5330. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.07.091.
- Shi, Lihua; Zanobetti, Antonella; Kloog, Itai; Coull, Brent A.; Koutrakis, Petros; Melly, Steven J.; Schwartz, Joel D. (2016): Low-Concentration PM_{2.5} and Mortality: Estimating Acute and Chronic Effects in a Population-Based Study. In: *Environmental Health Perspectives* 124 (1), S. 46–52. DOI: 10.1289/ehp.1409111.
- SILAM (2012): User-guide for SILAM chemical transport model. Finnisches Meteorologisches Institut. Stand Dezember 2012. silam.fmi.fi/doc/SILAM_v5_userGuide_general.pdf, aufgerufen am 22.10.2018.
- Simpson, D.; Benedictow, A.; Berge, H.; Bergström, R.; Emberson, L.D.; Fagerli, H.; Flechard, C.R.; Hayman, G.D.; Gauss, M.; Jonson, J.E.; Jenkin, M.E.; Nyíri, A.; Richter, C.; Semeena, V. S.; Tsyro, S.; Tuovinen, J.-P.; Valdebenito, Á.; Wind, P. (2012): The EMEP MSC-W chemical transport model - technical description. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 7825-7865, 2012. doi:10.5194/acp-12-7825-2012.
- Singh, Rachana; Singh, Samiksha; Parihar, Parul; Singh, Vijay Pratap; Prasad, Sheo Mohan (2015): Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: a review. In: *Ecotoxicology and environmental safety* 112, S. 247–270. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.10.009.
- Sioen, Isabelle; Den Hond, Elly; Nelen, Vera; van de Mierop, Els; Croes, Kim; van Larebeke, Nik et al. (2013): Prenatal exposure to environmental contaminants and behavioural problems at age 7-8years. In: *Environment international* 59, S. 225–231. DOI: 10.1016/j.envint.2013.06.014.
- Skamarock, W.C.; Klemp, J.B.; Dudhia, J.; Gill, D.O.; Barker, D.M.; Duda, M.G.; Huang, X.-Y.; Wang, W.; Powers, J.G. (2008): A Description of the Advanced Research WRF Version 3. NCAR Technical Note NCAR/TN-475+STR. Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Center for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, USA. June 2008.
- Slinn, S.A.; Slinn, W.G.N. (1980): Predictions for particle deposition on natural waters. *Atmos. Environ.*, 24, 1013-1016.
- Sofiev, M. (2000): A model for the evaluation of long-term airborne pollution transport at regional and continental scales, *Atmospheric Environment* 34, pp. 2481–2493, 2000.

- Sofiev, M.; Vira, J.; Kouznetsov, R.; Prank, M.; Soares, J.; Genikhovich, E. (2015): Construction of the SILAM Eulerian atmospheric dispersion model based on the advection algorithm of Michael Galperin. *Geosci. Model Dev.*, 8, 3497–3522, 2015. doi:10.5194/gmd-8-3497-2015.
- Solazzo, E.; Bianconi, R.; Hogrefe, C.; Curci, G.; Tuccella, P.; Alyuz, U.; Balzarini, A.; Baró, R.; Bellasio, R.; Bieser, J.; Brandt, J.; Christensen, J. H.; Colette, A.; Francis, X.; Fraser, A.; Vivanco, M. G.; Jiménez-Guerrero, P.; Im, U.; Manders, A.; Nopmongkol, U.; Kitwiroon, N.; Pirovano, G.; Pozzoli, L.; Prank, M.; Sokhi, R. S.; Unal, A.; Yarwood, G.; Galmarini, S. (2017): Evaluation and error apportionment of an ensemble of atmospheric chemistry transport modeling systems: multivariable temporal and spatial breakdown. *Atmos. Chem. Phys.*, 17, 3001–3054, 2017. doi:10.5194/acp-17-3001-2017.
- SRU (2017): Kohleausstieg jetzt einleiten. Stellungnahme. 1. Auflage. Berlin: Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (Stellungnahme).
- Stanek, Lindsay Wichers; Sacks, Jason D.; Dutton, Steven J.; Dubois, Jean-Jacques B. (2011): Attributing health effects to apportioned components and sources of particulate matter: An evaluation of collective results. In: *Atmospheric Environment* 45 (32), S. 5655–5663. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.07.023.
- Steckling, Nadine; Devleeschauwer, Brecht; Winkelkemper, Julia; Fischer, Florian; Ericson, Bret; Krämer, Alexander et al. (2017): Disability Weights for Chronic Mercury Intoxication Resulting from Gold Mining Activities: Results from an Online Pairwise Comparisons Survey. In: *International journal of environmental research and public health* 14 (1). DOI: 10.3390/ijerph14010057.
- Steckling, Nadine; Plass, Dietrich; Bose-O'Reilly, Stephan; Kobal, Alfred Bogomir; Krämer, Alexander; Hornberg, Claudia (2015): Disease profile and health-related quality of life (HRQoL) using the EuroQoL (EQ-5D + C) questionnaire for chronic metallic mercury vapor intoxication. In: *Health and quality of life outcomes* 13, S. 196. DOI: 10.1186/s12955-015-0388-0.
- Steppuhn, Henriette; Kuhnert, Ronny; Scheidt-Nave, Christa (2017a): 12-Monats-Prävalenz von Asthma bronchiale bei Erwachsenen in Deutschland. In: *Journal of Health Monitoring* 2 (3), S. 36–45. DOI: 10.17886/RKI-GBE-2017-052.
- Steppuhn, Henriette; Kuhnert, Ronny; Scheidt-Nave, Christa (2017b): 12-Monats-Prävalenz der bekannten chronisch obstruktiven Lungenerkrankung (COPD) in Deutschland. In: *Journal of Health Monitoring* 3 (2), S. 46–54. DOI: 10.17886/RKI-GBE-2017-053.
- Stern, R. (2003): Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts „Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon“. 2003.
- Stern, R. (2006a): Großräumige PM10-Ausbreitungsmodellierung: Abschätzung der gegenwärtigen Immissionsbelastung in Europa und Prognose bis 2010. S. 85-102. In: KRdL (Hrsg.): Feinstaub und Stickstoffdioxid. Wirkung, Quellen, Luftreinhaltepläne, Minderungsmaßnahmen. Herausgeber: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Beuth Verlag, 2006.
- Stern, R. (2006b): Der Beitrag des Ferntransports zu den PM10- und den NO₂-Konzentrationen in Deutschland unter besonderer Betrachtung der polnischen Emissionen: Eine Modellstudie. Abschlussbericht zu dem F&E-Vorhaben 204 42 202/03 "Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland durch Ferntransporte" und zu dem F&E-Vorhaben 202 43 270 "Entwicklung von Modellen zur Identifizierung von Schadstoffquellen -insbesondere im Verkehrsbereich- im Rahmen der 22. BImSchV - Dokumentation, Weiterentwicklung, Validierung und Maßnahmenplanung für ein bundeseinheitliches Vorgehen". Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2006.
- Stern, R. (2010a): Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: PM10- und PM2.5-Minderungspotenziale von Maßnahmenpaketen zur weiteren Reduzierung der Immissionen in Deutschland. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung". Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin, 2010.
- Stern, R. (2010b): Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: NO₂- und O₃-Minderungspotenziale von Maßnahmenpaketen zur weiteren Reduzierung der Immissionen in Deutschland. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin, 2010.
- Stern, R. (2010c): The Chemical Transport Model REM-CALGRID. Model formulation and user's guide. Teilbericht zum F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". FU Berlin, Institut für Meteorologie. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2010.

- Stern, R. (2013): Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: NO₂- und O₃-Minderungspotenziale von Maßnahmenpaketen zur weiteren Reduzierung der Immissionen in Deutschland. Teilbericht zum F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". Veröffentlichung UBA-Texte 62/2013. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2013.
- Stern, R.; Builtjes, P.; Schaap, M.; Timmermans, R.; Vautard, R.; Hodzic, A.; Memmesheimer, M.; Feldmann, H.; Renner, E.; Wolke, R.; Kerschbaumer, A. (2008): A model inter-comparison study focussing on episodes with elevated PM₁₀ concentrations. *Atmospheric Environment* 42 S. 4567-4588. 2008.
- Stier, P.; Feichter, J.; Kinne, S.; Kloster, S.; Vignati, E.; Wilson, J.; Ganzeveld, L.; Tegen, I.; Werner, M.; Balkanski, Y.; Schulz, M.; Boucher, O.; Minikin, A.; and Petzold, A. (2005): The aerosol-climate model ECHAM5-HAM, *Atmos. Chem. Phys.*, 5, 1125–1156, doi:10.5194/acp-5-1125-2005, 2005.
- Strader, R.; Lurmann, F.; Pandis, S.N. (1999): Evaluation of secondary organic aerosol formation in winter. *Atmos. Environ.*, 33, 4849-4863.
- Suwazono, Y.; Kobayashi, E.; Okubo, Y.; Nogawa, K.; Kido, T.; Nakagawa, H. (2000): Renal effects of cadmium exposure in cadmium nonpolluted areas in Japan. In: *Environmental research* 84 (1), S. 44–55. DOI: 10.1006/enrs.2000.4086.
- TA Luft (2002): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. In der Fassung vom 24.07.2002. GMBL. Nr. 25 - 29, S. 511. 2002.
- Takeda, Atsushi (2000): Movement of zinc and its functional significance in the brain. In: *Brain Research Reviews* (34), S. 137–148, zuletzt geprüft am 24.09.2019.
- Telisman, Spomenka; Colak, Bozo; Pizent, Alica; Jurasović, Jasna; Cvitković, Petar (2007): Re-productive toxicity of low-level lead exposure in men. In: *Environmental research* 105 (2), S. 256–266. DOI: 10.1016/j.envres.2007.05.011.
- Thierse, Hermann-Josef; Luch, Andreas (2019): Verbraucherschutz und Risikobewertung — allergieauslösende Substanzen in Verbraucherprodukten. In: *Allergo J* 28 (6), S. 22–41. DOI: 10.1007/s15007-019-1901-2.
- Thurston, George D.; Ahn, Jiyoung; Cromar, Kevin R.; Shao, Yongzhao; Reynolds, Harmony R.; Jerrett, Michael et al. (2016): Ambient Particulate Matter Air Pollution Exposure and Mortality in the NIH-AARP Diet and Health Cohort. In: *Environmental Health Perspectives* 124 (4), S. 484–490. DOI: 10.1289/ehp.1509676.
- Timmermans, R., Kranenburg, R., Manders, A., Hendriks, C., Segers, A., Dammers, E., Denier van der Gon, H., Schaap, M., Dammers, E., Zhang, Q., Wang, L. and Liu, Z. (2017): Source apportionment of PM_{2.5} across China using LOTOS-EUROS, *Atmos. Environ.*, 164, doi:10.1016/j.atmosenv.2017.06.003, 2017.
- Tobollik, M.; Plaß, D.; Steckling, N.; Zeeb, H.; Wintermeyer, D.; Hornberg, C. (2017): Das Konzept der umweltbedingten Krankheitslast – Ein Übersichtsartikel. In: *Gesundheitswesen*, 79, S. 1-6.
- Toftegaard, Maja B.; Brix, Jacob; Jensen, Peter A.; Glarborg, Peter; Jensen, Anker D. (2010): Oxy-fuel combustion of solid fuels. In: *Progress in Energy and Combustion Science* 36 (5), S. 581–625. DOI: 10.1016/j.pecs.2010.02.001.
- Trozzi, C.; Villa, S.; Piscitello, E. (2009): Use of CALPUFF and CAMx models in regional air quality planning: Italy case studies. in: *Air Pollution XVII, WIT Transactions on Ecology and the Environment*, Vol 123. doi:10.2495/AIR090021.
- Tsyro, S. G. (2005): To what extent can aerosol water explain the discrepancy between model calculated and gravimetric PM₁₀ and PM_{2.5}? *Atmos. Chem. Phys.*, 5, 515-532, doi:10.5194/acp-5-515-2005, 2005.
- UBA (2002): Umweltbundesamt: ZSE/Point Source User Manual; Handbuch für die Software Modulare EnergieSystem Analyse und Planung (MESAP 4), Auftragnehmer seven2one Informationssysteme (unveröffentlicht).
- UBA (2011): Aktualisierung der Stoffmonographie Cadmium - Referenz- und Human-Biomonitoring (HBM)-Werte. Stellungnahme der Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes. In: *Bundesgesundheitsblatt* 54 (8), S. 981–996. DOI: 10.1007/s00103-011-1327-9.
- UBA (2013): Quantifizierung der Auswirkungen verschiedener Umweltbelastungen auf die Gesundheit der Menschen in Deutschland. Verteilungsbasierte Analyse gesundheitlicher Auswirkungen von Umwelt-Stressoren, VegAS. Unter Mitarbeit von Universität Bielefeld, Fakultät für Gesundheitswissenschaften Arbeitsgruppe 7 – Umwelt und Gesundheit. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, zuletzt geprüft am 26.11.2018.

- UBA (2014): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. UBA-Texte 35/2014. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA). 2014.
- UBA (2016): ArcGIS basierte Lösung zur detaillierten, deutschlandweiten Verteilung (Gridding) nationaler Emissionsjahreswerte auf Basis des Inventars zur Emissionsberichterstattung. UBA-Texte 71/2016. Hrsg.: Umweltbundesamt. 2016.
- UBA (2017): German Informative Inventory Report. 1.A.1.a – Public Electricity and Heat Production. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2018): Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffoxid-Exposition in Deutschland. Unter Mitarbeit von Alexandra Schneider, Josef Cyrus, Susanne Breitner, Ute Kraus, Annette Peters, Volker Diegmann und Lina Neunhäuserer.
- UBA (2020): Luftschadstoff-Emissionen in Deutschland. Daten & Berichte 2020. Detaillierte Inventartabellen im New Format for Reporting (NFR). Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2020a): German Informative Inventory Report. 1.A.1.a - Public Electricity and Heat Production. Dessau-Roßlau: UBA.
- UNECE (2003): Protokoll über Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister vom 21. Mai 2003. Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE). Kiew, 2003.
- UNEP (2010): Final review of scientific information on lead. Hg. v. United Nations Environment Programme (UNEP). Nairobi, Kenia.
- United Nations Environment Programme (2010): Final review of scientific information on cadmium.
- Uno, Tsukasa; Kobayashi, Etsuko; Suwazono, Yasushi; Okubo, Yasushi; Miura, Katsuyuki; Sakata, Kiyomi et al. (2005): Health effects of cadmium exposure in the general environment in Japan with special reference to the lower limit of the benchmark dose as the threshold level of urinary cadmium. In: *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health* 31 (4), S. 307–315. DOI: 10.5271/sjweh.887.
- U.S. EPA (2013a): Integrated Science Assessment for Lead. Hg. v. United States Environmental Protection Agency. National Center for Environmental Assessment-RTP Division. Research Triangle Park, NC.
- U.S. EPA (2013b): Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants. Hg. v. United States Environmental Protection Agency. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, NCEA-RTP. Research Triangle Park, NC, zuletzt geprüft am 23.10.2019.
- U.S. EPA (2016): Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen–Health Criteria. Hg. v. U.S. EPA, ORD, NCEA und Research Triangle Park Division, zuletzt geprüft am 23.10.2019.
- U.S. EPA (2018): Integrated Science Assessment for Particulate Matter (External Review Draft, 2018). External Review Draft. Hg. v. United States Environmental Protection Agency.
- Vautard, R.; Builtjes P.; Thunis, P.; Cuvelier, K.; Bedogni, M.; Bessagnet, B.; Honoré, C.; Moussiopoulos, N.; Schaap, M.; Stern, R.; Tarrason, L.; van Loon, M. (2007): Evaluation and intercomparison of Ozone and PM10 simulations by several chemistry-transport models over 4 European cities within the City-Delta project, 2007. *Atmospheric Environment* 41 173-188. 2007.
- Vedal, Sverre; Campen, Matthew J.; McDonald, Jacob D.; Larson, Timothy V.; Sampson, Paul D.; Sheppard, Lianne et al. (2013): National Particle Component Toxicity (NPACT) initiative report on cardiovascular effects. In: *Research report (Health Effects Institute)* (178), S. 5–8.
- Walcek, C. J. (2000): Minor flux adjustment near mixing ratio extremes for simplified yet highly accurate monotonic calculation of tracer advection, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 105(D7), 9335–9348, 2000.
- Wesely, M.L. (1989): Parameterization of Surface Resistances to Gaseous Dry Deposition in Regional-Scale Numerical Models. *Atmos. Environ.*, 23, 1293-1304.
- WHO (2004): Indoor smoke from solid fuels. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Unter Mitarbeit von Manish A. Desai, Sumi Mehta und Kirk R. Smith. Geneva [Switzerland]: Protection of the Human Environment, World Health Organization (Environmental burden of disease series, no. 4).
- WHO (2005a): Air Quality Guidelines. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Unter Mitarbeit von Adrián Fernandez, Mark W. Frampton, Stephen T. Holgate, Nicole Janssen, Kazuhiko Ito, Nino Künzli, Leonora Rojas-Brajo, Richard Schlesinger. Hg. v. World Health Organization.

WHO (2005b): Nickel in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, zuletzt geprüft am 11.12.2019.

WHO (2011a): Evaluation of Certain Contaminants in Food. Seventy-second Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva: World Health Organization (WHO Technical Report).

WHO (2011b): Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva: World Health Organization.

WHO (2013a): 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. Hg. v. World Health Organization, Regional Office for Europe. Copenhagen, DK, zuletzt geprüft am 26.11.2018.

WHO (2013b): REVIHAAP Final technical report final version. Hg. v. World Health Organization, Regional Office for Europe. Copenhagen, DK.

WHO (2016): WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Hg. v. World Health Organization Regional Office for Europe.

WHO (2018): Ambient air pollution. Health impacts. Hg. v. World Health Organization.

WHO (2021): WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Hg. v. World Health Organization.

Whyatt, J. D.; Metcalfe, S. E.; Nicholson, J.; Derwent, R. G.; Page, T.; Stedman, J. R. (2007): Regional scale modelling of particulate matter in the UK, source attribution and an assessment of uncertainties. *Atmospheric Environment* 41 3315-3327. 2007.

Wichink Kruit, R. J.; Schaap, M.; Sauter F. J.; Zanten, M. C. van; Pul W. A. J. van (2012): Modeling the distribution of ammonia across Europe including bi-directional surface-atmosphere exchange, *Biogeosciences*, 9, 5261–5277, 2012.

WRF-Chem (2018): WRF-Chem Version 3.9.1.1 User's Guide. NOAA/ESRL/GSD. Stand Februar 2018.

Wu, Q.; Magnus, J. H.; Hentz, J. G. (2010): Urinary cadmium, osteopenia, and osteoporosis in the US population. In: *Osteoporosis international: a journal established as result of cooperation between the European Foundation for Osteoporosis and the National Osteoporosis Foundation of the USA* 21 (8), S. 1449–1454. DOI: 10.1007/s00198-009-1111-y.

WWF European Policy Office, Sandbag, CAN Europe and HEAL (2016): Europe's dark cloud. How coal burning countries are making their neighbours sick. Hg. v. WWF European Policy Office, Sandbag, CAN Europe and HEAL. Brussels, Belgium.

Yi, Honghong; Guo, Xingming; Hao, Jiming; Duan, Lei; Li, Xinghua (2006): Characteristics of Inhalable Particulate Matter Concentration and Size Distribution from Power Plants in China. In: *Journal of the Air & Waste Management Association* 56 (9), 1243-1251. DOI: 10.1080/10473289.2006.10464590.

Zanten, M.C. van; Sauter, F.J.; Wichink Kruit, R.J.; Jaarsfeld, J.A. van; Pul, W.A.J. van (2010): Description of the DEPAC module. Dry deposition modelling with DEPAC_GCN2010. RIVM Report 680180001/2010. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven, Niederlande. Oktober 2010.

Zaveri, R. A.; Peters, L. K. (1999): A new lumped structure photochemical mechanism for large-scale applications, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 104, 30 387–30 415, doi:10.1029/1999JD900876, 1999.

Zazornik, J. (2008): Zinkstoffwechsel - Chemie, Physiologie, Pharmakologie und klinische Bedeutung. In: *Journal für Mineralstoffwechsel* 3 (15), S. 129–131, zuletzt geprüft am 24.09.2019.

Zensus (2015): Zensus 2011 - Methoden und Verfahren; Hrsg.: Statistische Ämter des Bundes und der Länder; Juni 2015

ZfKD (2020): Datensatz des ZfKD auf Basis der epidemiologischen Landeskrebsregisterdaten Epi2020_1, verfügbare Diagnosejahre bis 2018. Unter Mitarbeit von Klaus Kraywinkel und André Kötschau. Hg. v. Robert Koch-Institut. Zentrum für Krebsregisterdaten (ZfKD).

Zhang, H.; Li, J.; Ying, Q.; Yu, J. Z.; Wu, D.; Cheng, Y.; He, K.; Jiang, J. (2012): Source apportionment of PM_{2.5} nitrate and sulfate in China using a source-oriented chemical transport model. *Atmospheric Environment* 62 (2012), pp 228-242.

Zhang, L. (2001): A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module, *Atmos. Environ.*, 35(3), 549–560, doi:10.1016/S1352-2310(00)00326-5, 2001.

Zhang, L.; Brook, J.R.; Vet, R. (2003): A revised parameterization for gaseous dry deposition in air-quality models. *Atmos. Chem. Phys.*, 3, 2067–2082.

Zhang, L.; Gong, S.; Padro, J.; Barrie, L. (2001): A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. *Atmos. Environ.*, 35, 549-560.

Zhang, Nanhua; Baker, Harolyn W.; Tufts, Margaret; Raymond, Randall E.; Salihu, Hamisu; Elliott, Michael R. (2013): Early childhood lead exposure and academic achievement: evidence from De-troit public schools, 2008-2010. In: *American journal of public health* 103 (3), e72-7. DOI: 10.2105/AJPH.2012.301164.

Zhang, Y.; Zhu, B.; Gao, J.; Kang, H.; Yang, P.; Wang, L.; Zhang, J. (2017): The Source Apportionment of Primary PM_{2.5} in an Aerosol Pollution Event over Beijing-Tianjin-Hebei Region using WRF-Chem, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 17: 2966–2980, 2017. doi: 10.4209/aaqr.2016.10.0442.

Ziehm, C., Kemfert, C., Oei, P.-Y., Reitz, F., Hirschhausen, C. von (2014): Entwurf und Erläuterung für ein Gesetz zur Festsetzung nationaler CO₂-Emissionsstandards für fossile Kraftwerke in Deutschland. Berlin: Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung. Politikberatung kompakt 82.