

Gutachten im Rahmen der Entwicklung einer medienübergreifenden

QUECKSILBER- MINDERUNGSSTRATEGIE FÜR NORDRHEIN-WESTFALEN

Auftraggeber:

Land Nordrhein-Westfalen, vertreten durch das
Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und
Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
Schwannstraße 3, 40476 Düsseldorf

Autoren:

Christian Tebert, Susanne Volz (Ökopol)
Peter Gebhardt, Günter Dehoust (Öko-Institut)
Peter Kremer (Rechtsanwalt)

Endbericht

2. April 2016



Ökopol GmbH
Institut für Ökologie und Politik

Nernstweg 32–34, 22765 Hamburg
☎ 040-39 100 2 0 info@oekopol.de

In Kooperation mit:



Schicklerstraße 5, 10179 Berlin

Peter Kremer
Rechtsanwalt
Heinrich-Roller-Straße 19
10405 Berlin 030 28876783

INHALTSÜBERSICHT

INHALT	3
KURZBESCHREIBUNG	16
ZUSAMMENFASSUNG	17
1 QUECKSILBER IN DER UMWELT	34
1.1 Ursprung und Freisetzung in die Umwelt	34
1.2 Gefahren für Umwelt und Gesundheit	38
1.3 Aktuelle Belastungen	40
1.4 Quecksilberfreisetzung aus Anlagen	44
2 QUECKSILBER-EMISSIONEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN	46
2.1 Untersuchungsschwerpunkt	46
2.2 Methodisches Vorgehen	47
2.3 Luft-Emissionen aus Anlagen in Nordrhein-Westfalen	48
2.4 Luft-Emissionen aus Kohlekraftwerken und Kohlekraftwerken, die Abfall mitverbrennen (13. BImSchV und 17. BImSchV)	51
2.5 Wasser-Emissionen aus Kohlekraftwerken (AbwV Anhang 47 – REA-Abwasser)	75
2.6 Luft-Emissionen aus Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungs- anlagen (17. BImSchV)	80
2.7 Wasser-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen (Anhang 33 AbwV)	96
2.8 Wasser-Emissionen aus chemisch-physikalischen Abfallbehandlungs- anlagen (Anhang 27 AbwV)	99
2.9 Wasser-Emissionen aus Anlagen zur oberirdischen Ablagerung von Abfällen (Anhang 51 AbwV)	102
2.10 Kurzrecherchen zu weiteren Quecksilberemissionen	106
3 TECHNISCHE MINDERUNGSMÖGLICHKEITEN	109
3.1 Luftseitige Quecksilberminderung	109
3.2 Quecksilberemissionen über den Wasserpfad	150
3.3 Zusammenfassung zum Stand der Technik	157
4 ÜBERTRAGUNG AUF ANLAGEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN	160
4.1 Techniken, die in NRW zur Quecksilberminderung in Frage kommen	160
4.2 Erreichbare Emissionswerte und Minderungspotenzial	164
4.3 Kosten, die mit zusätzlicher Emissionsminderung verbunden sind	166
5 RECHTLICHE PRÜFUNG	177
5.1 Einleitung	177
5.2 Nahezu keine Vorgaben im Europäischen Recht zur Begrenzung von Quecksilberemissionen	177
5.3 Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissionsgrenz- werte durch Änderung der einschlägigen Rechtsverordnungen - Immissionsschutzrecht	178
5.4 Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissionsgrenz- werte durch Änderungen der einschlägigen Rechtsverordnung - Wasserrecht	185
5.5 Keine Sperrwirkung von künftig zu erwartenden BVT-Schlussfolgerungen	187
5.6 Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissionsgrenz- werte durch nachträgliche Anordnungen - Vorsorgegrundsatz	189
5.7 Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissionsgrenz- werte durch nachträgliche Anordnungen – Schutzgrundsatz	191
5.8 Ergebnis der rechtlichen Prüfung	223
6 LITERATURVERZEICHNIS	224
ANHANG	246

INHALT

INHALT	3
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	8
TABELLENVERZEICHNIS	9
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	12
EINHEITENVERZEICHNIS	15
KURZBESCHREIBUNG	16
ZUSAMMENFASSUNG	17
1 QUECKSILBER IN DER UMWELT	34
1.1 Ursprung und Freisetzung in die Umwelt	34
1.1.1 Quecksilberemissionsquellen	35
1.1.2 Quecksilberdeposition und Herkunft	37
1.2 Gefahren für Umwelt und Gesundheit	38
1.2.1 Elementares Quecksilber	38
1.2.2 Ionisches Quecksilber	38
1.2.3 Organisch gebundenes Quecksilber	39
1.3 Aktuelle Belastungen	40
1.3.1 Quecksilber beim Menschen	41
1.3.2 Quecksilber in Flüssen und Lebewesen (Biota)	42
1.4 Quecksilberfreisetzung aus Anlagen	44
1.4.1 Quecksilbergehalt von Brennstoffen, Kalkstein und Abfall	44
1.4.2 Quecksilberverhalten in Anlagen	44
2 QUECKSILBER-EMISSIONEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN	46
2.1 Untersuchungsschwerpunkt	46
2.2 Methodisches Vorgehen	47
2.3 Luft-Emissionen aus Anlagen in Nordrhein-Westfalen	48
2.4 Luft-Emissionen aus Kohlekraftwerken und Kohlekraftwerken, die Abfall mitverbrennen (13. BImSchV und 17. BImSchV)	51
2.4.1 Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten	52
2.4.1.1 Derzeitige gesetzliche Anforderungen in Deutschland	52
2.4.1.2 EU-Anforderungen durch Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für Großfeuerungsanlagen	53
2.4.1.3 Gesetzliche Anforderungen in den USA	55
2.4.2 Aktuelle Luft-Emissionsdaten	58
2.4.2.1 Braunkohlekraftwerke	62
2.4.2.2 Steinkohlekraftwerke	67
2.4.3 Aktuelle Luft-Datenqualität und Messtechnik	72
2.4.4 Installierte Luft-Emissionsminderungstechniken	73
2.4.4.1 Braunkohlekraftwerke	73
2.4.4.2 Steinkohlekraftwerke	74
2.4.5 Fazit für Luft-Emissionen aus Kohlekraftwerken	74
2.5 Wasser-Emissionen aus Kohlekraftwerken (AbwV Anhang 47 – REA-Abwasser)	75
2.5.1 Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten	75
2.5.1.1 Steinkohlekraftwerke	75
2.5.1.2 Braunkohlekraftwerke	75
2.5.2 Aktuelle Wasser-Datenqualität und Messtechnik	76
2.5.2.1 Steinkohlekraftwerke	76
2.5.2.2 Braunkohlekraftwerke	76
2.5.3 Aktuelle Wasser-Emissionsdaten	76

2.5.3.1	Steinkohlekraftwerke	76
2.5.4	Installierte Wasser-Emissionsminderungstechniken	79
2.5.4.1	Steinkohlekraftwerke	79
2.5.5	Fazit für Wasser-Emissionen aus Kohlekraftwerken	79
2.6	Luft-Emissionen aus Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen (17. BImSchV)	80
2.6.1	Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten in Deutschland ...	80
2.6.2	Anforderungen durch EU-weite Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für Abfallverbrennungsanlagen	81
2.6.3	Aktuelle Luft-Datenqualität und Messtechnik	81
2.6.3.1	Hausmüll-Abfallverbrennungsanlagen	81
2.6.3.2	Ersatzbrennstoff-(EBS-)Abfallverbrennungsanlagen	81
2.6.3.3	Biomasse-Abfallverbrennungsanlagen	81
2.6.3.4	Sonderabfallverbrennungsanlagen	82
2.6.3.5	Klärschlamm-Abfallverbrennungsanlagen	82
2.6.3.6	Zement- und Kalkwerke	82
2.6.4	Aktuelle Luft-Emissionsdaten	82
2.6.4.1	Hausmüll-Abfallverbrennungsanlagen	82
2.6.4.2	Ersatzbrennstoff-(EBS-)Abfallverbrennungsanlagen	84
2.6.4.3	Biomasse-Abfallverbrennungsanlagen	84
2.6.4.4	Sonderabfallverbrennungsanlagen	85
2.6.4.5	Klärschlamm-Abfallverbrennungsanlagen	86
2.6.4.6	Zement- und Kalkwerke mit Abfallverbrennung	87
2.6.5	Installierte Luft-Emissionsminderungstechniken	89
2.6.5.1	Hausmüll-Abfallverbrennungsanlagen	89
2.6.5.2	Ersatzbrennstoff-(EBS-)Abfallverbrennungsanlagen	90
2.6.5.3	Biomasse-Abfallverbrennungsanlagen	91
2.6.5.4	Sonderabfallverbrennungsanlagen	92
2.6.5.5	Klärschlamm-Abfallverbrennungsanlagen	93
2.6.5.6	Zement- und Kalkwerke mit Abfallverbrennung	94
2.6.6	Fazit für Luft-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen	94
2.7	Wasser-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen (Anhang 33 AbwV)	96
2.7.1	Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten	96
2.7.2	Anforderungen durch EU-weite Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für Abfallverbrennungsanlagen	96
2.7.3	Aktuelle Wasser-Datenqualität und Messtechnik	96
2.7.4	Aktuelle Wasser-Emissionsdaten	97
2.7.5	Installierte Wasser-Emissionsminderungstechniken	98
2.7.6	Fazit für Wasser-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen	98
2.8	Wasser-Emissionen aus chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlagen (Anhang 27 AbwV)	99
2.8.1	Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten	99
2.8.2	Anforderungen durch EU-weite Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für Abfallbehandlungsanlagen	99
2.8.3	Aktuelle Wasser-Datenqualität und Messtechnik	99
2.8.4	Aktuelle Wasser-Emissionsdaten	100
2.8.5	Installierte Wasser-Emissionsminderungstechniken	102
2.8.6	Fazit für Wasser-Emissionen aus CP-Anlagen	102
2.9	Wasser-Emissionen aus Anlagen zur oberirdischen Ablagerung von Abfällen (Anhang 51 AbwV)	102
2.9.1	Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten	102

2.9.2	Anforderungen durch EU-weite Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für die Ablagerung von Oberirdischen Abfällen	102
2.9.3	Aktuelle Wasser-Datenqualität und Messtechnik	103
2.9.4	Aktuelle Wasser-Emissionsdaten	103
2.9.5	Installierte Wasser-Emissionsminderungstechniken	106
2.9.6	Fazit für Wasser-Emissionen aus der Ablagerung von oberirdischen Abfällen	106
2.10	Kurzrecherchen zu weiteren Quecksilberemissionen	106
3	TECHNISCHE MINDERUNGSMÖGLICHKEITEN	109
3.1	Luftseitige Quecksilberminderung	109
3.1.1	Co-Benefit-Techniken	110
3.1.1.1	Co-Benefit-Techniken in Kohlekraftwerken	110
3.1.1.1.1	Quecksilber-Co-Benefit durch trockene Staubabscheider	110
3.1.1.1.2	Quecksilber-Co-Benefit durch Verfahren zur Entschwefelung	110
3.1.1.1.3	Quecksilber-Co-Benefit durch DeNO _x -Katalysatoren	111
3.1.1.2	Co-Benefit-Techniken in Abfallverbrennungsanlagen	111
3.1.1.3	Co-Benefit-Techniken in Zementwerken	112
3.1.2	Spezifische Quecksilberminderungstechniken für Kohlekraftwerke	113
3.1.2.1	Grundlagen der Kostenberechnung	113
3.1.2.2	Sorbenteneindüsung vor trockenen Staubabscheidern	114
3.1.2.3	Abtrennung im Wäscher unter Verhinderung von Re-Emissionen	121
3.1.2.4	Einbau der Sorbent Polymer Catalyst Composite-Technik	127
3.1.2.5	Zugabe von Halogenen zum Zwecke der Quecksilberoxidation	131
3.1.2.6	Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation	134
3.1.3	Spezifische Quecksilberminderungsmaßnahmen für Abfallverbrennungsanlagen	136
3.1.3.1	Zugabe von Sorbentien vor einem trockenen Staubabscheider	136
3.1.3.2	Zugabe von Halogeniden	138
3.1.3.3	Festbett-/Wanderbettverfahren	140
3.1.4	Spezifische Quecksilberminderungstechniken für Zementwerke	142
3.1.4.1	Unterbrechung des Quecksilberkreislaufs im Direktbetrieb	142
3.1.4.2	Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	143
3.1.4.3	Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter	144
3.1.4.4	Einsatz eines Festbett- oder Wanderbettfilters	146
3.1.4.5	Einbau der Sorbent Polymer Catalyst Composite-Technik (SPC)	148
3.1.4.6	Röstverfahren für quecksilberbelasteten Zementwerkstaub	150
3.2	Quecksilberemissionen über den Wasserpfad	150
3.2.1	Spezifische Quecksilberminderungstechniken für die Rauchgaswaschwasserbehandlung in Kohlekraftwerken	150
3.2.1.1	Zweistufige Fällung	150
3.2.1.2	Ultrafiltration	152
3.2.1.3	Ionenaustauscherverfahren	154
3.3	Zusammenfassung zum Stand der Technik	157
3.3.1	Techniken zur Hg-Abscheidung im Rauchgas	157
3.3.2	Techniken zur Erhöhung der Hg-Oxidation	158
3.3.3	Techniken zur Hg-Abscheidung im Abwasser	159
4	ÜBERTRAGUNG AUF ANLAGEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN	160
4.1	Techniken, die in NRW zur Quecksilberminderung in Frage kommen	160
4.1.1	Luftemissionen aus Kohlekraftwerken (13. BImSchV)	160
4.1.1.1	Braunkohlekraftwerke	161
4.1.1.2	Steinkohlekraftwerke	161

4.1.2	Abwasseremissionen nach Anh. 47 AbwV (Kraftwerke)	162
4.1.3	Luftemissionen aus Abfall- und Mitverbrennungsanlagen (17. BImSchV).....	162
4.1.4	Abwasseremissionen nach Anh. 33 AbwV (Abfallverbrennungsanlagen) .	163
4.1.5	Abwasseremissionen nach Anh. 27 AbwV (CP-Anlagen)	164
4.1.6	Abwasseremissionen nach Anh. 51 AbwV (Deponien)	164
4.2	Erreichbare Emissionswerte und Minderungspotenzial.....	164
4.2.1	Luftemissionen aus Kohlekraftwerken (13. BImSchV)	164
4.2.2	Abwasseremissionen nach Anh. 47 AbwV (Kraftwerke)	165
4.2.3	Luftemissionen aus Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen (17. BImSchV).....	165
4.2.4	Abwasseremissionen nach Anh. 33 AbwV (Abfallverbrennung).....	166
4.2.5	Abwasseremissionen nach Anh. 27 AbwV (CP-Anlagen)	166
4.2.6	Abwasseremissionen nach Anh. 51 AbwV (Deponien)	166
4.3	Kosten, die mit zusätzlicher Emissionsminderung verbunden sind	166
4.3.1	Abgasbehandlung für Kohlekraftwerke (13. BImSchV)	166
4.3.1.1	Braunkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung.....	168
4.3.1.2	Braunkohlekraftwerke mit trockener Rauchgasreinigung	169
4.3.1.3	Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung.....	171
4.3.1.4	Steinkohlekraftwerke mit trockener Rauchgasreinigung.....	173
4.3.1.5	Gesamtkosten	174
4.3.2	Abgasbehandlung für Abfallverbrennungsanlagen und Abfallmitverbrennungsanlagen (17. BImSchV).....	174
4.3.3	Abwasserbehandlung für Kraftwerke (Anhang 47 AbwV)	175
4.3.4	Abwasserbehandlung für Abfallverbrennungsanlagen (Anhang 33 AbwV)	176
4.3.5	Abwasserbehandlung für CP-Anlagen (Anhang 27 AbwV)	176
4.3.6	Abwasserbehandlung für Deponien (Anhang 51 AbwV)	176
5	RECHTLICHE PRÜFUNG	177
5.1	Einleitung	177
5.2	Nahezu keine Vorgaben im Europäischen Recht zur Begrenzung von Quecksilberemissionen	177
5.3	Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissions- grenzwerte durch Änderung der einschlägigen Rechtsverordnungen - Immissionsschutzrecht.....	178
5.3.1	Kein „Wirkungsnachweis“ für Vorsorgemaßnahmen erforderlich	180
5.3.2	Verhältnismäßigkeit von Vorsorgemaßnahmen	181
5.3.2.1	Verhältnis zum Risikopotential	181
5.3.2.2	Begrenzung von Vorsorgemaßnahmen auf den Stand der Technik.....	181
5.4	Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissions- grenzwerte durch Änderungen der einschlägigen Rechtsverordnung - Wasserrecht.....	185
5.5	Keine Sperrwirkung von künftig zu erwartenden BVT-Schlussfolgerungen .	187
5.6	Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissions- grenzwerte durch nachträgliche Anordnungen – Vorsorgegrundsatz	189
5.6.1	Nachträgliche Anordnungen nach § 17 Abs. 1 Satz 1 BImSchG.....	189
5.6.2	Nachträgliche Anordnungen nach § 13 WHG i.V.m. § 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG.....	190
5.7	Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissions- grenzwerte durch nachträgliche Anordnungen – Schutzgrundsatz	191
5.7.1	Materielles Wasserrecht - Einhaltung der Umweltqualitätsnorm Quecksilber im Biota als Voraussetzung für den guten chemischen Zustand eines Gewässers.....	192

5.7.1.1	Biota-UQN für Quecksilber als Bestandteil des chemischen Zustands ..	192
5.7.1.2	Derzeit flächendeckende Überschreitung der Biota-UQN für Quecksilber	194
5.7.1.3	Beachtungspflicht der Einhaltung der Biota-UQN bei jedem konkreten Vorhaben.....	194
5.7.1.4	Gefährdung der Einhaltung der Biota-UQN durch anlagenbedingte Quecksilbereinträge.....	197
5.7.1.4.1	Anforderungen an den Kausalitätsnachweis	198
5.7.1.4.2	Tatsächlicher Zusammenhang zwischen anlagenbedingten Quecksilbereinträgen und der Biota-UQN	200
5.7.1.5	Zusammenfassung.....	200
5.7.2	Materielles Wasserrecht – Das Phasing-Out-Gebot aus der Wasserrahmenrichtlinie.....	201
5.7.2.1	Direktwirkung des Phasing-Out-Gebots	202
5.7.2.2	Materiellrechtliche Vorgaben des direkt wirkenden Teils des Phasing-Out-Gebots.....	204
5.7.2.3	Phasing-Out-Gebot als Vorgabe des Schutz- oder des Vorsorgegrundsatzes	204
5.7.3	Parallele Geltung der Pflicht zur Einhaltung bzw. Erreichung der Biota-UQN und des Phasing-Out-Gebots.....	206
5.7.4	Nachträgliche Schutzanforderungen – Immissionsschutzrecht.....	206
5.7.4.1	Eintragungspfad Luft – Boden	207
5.7.4.2	Eintragungspfad Luft – Boden - Wasser.....	207
5.7.4.2.1	Anwendbarkeit des Immissionsschutzrechts	208
5.7.4.2.2	Quecksilbereinträge in ein Gewässer über den Luftpfad als schädliche Umwelteinwirkungen	212
5.7.4.2.3	Verursachung bzw. Mitverursachung und Zurechnung	215
5.7.4.2.4	Irrelevanzschwelle	217
5.7.4.3	Pflicht zum Erlass nachträglicher Schutzanordnungen.....	218
5.7.4.4	Zulässigkeit nachträglicher Schutzanordnungen zur Erreichung nur eines Teilziels.....	219
5.7.4.5	Amtsermittlung bzw. Nachweispflicht	219
5.7.5	Nachträgliche Anordnungen - Wasserrecht.....	220
5.7.5.1	Bewirtschaftungsziel Einhaltung der Biota-UQN als Grundlage für nachträgliche Anordnungen	220
5.7.5.2	Phasing-Out-Gebot als Grundlage für nachträgliche Anordnungen	222
5.7.6	Ermessensausübung, insbesondere Gleichbehandlungsgrundsatz	223
5.8	Ergebnis der rechtlichen Prüfung.....	223
6	LITERATURVERZEICHNIS.....	224
ANHANG 1:	Umrechnung US-Grenzwerte	246
	Vorbemerkungen zur Umrechnung der US-Grenzwerte.....	246
	Umrechnungsfaktoren und Annahmen/Verallgemeinerungen	247
	Berechnung des Abgasvolumens für die Modell-Kohlen.....	249
	Umrechnung der US-Grenzwerte in europäische Einheiten.....	251
	Berechnung der in den US-Grenzwerten angesetzten Effizienz	252
ANHANG 2:	Quecksilber-Grenzwerte in Deutschland und Europa	255
ANHANG 3:	Hg-Emission und -Fracht von Braunkohlefeuerungen	258
ANHANG 4:	Hg-Emission und -Fracht von Steinkohlefeuerungen.....	259
ANHANG 5:	Emissionswerte von Hausmüllverbrennungsanlagen	260

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	Anteile der Industriesektoren an den luftseitigen Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen (2012)	20
Abbildung 2:	Emissionsmenge und Emissionskonzentration von Braunkohle-Anlagenstandorten mit den höchsten luftseitigen Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012	22
Abbildung 3:	Quecksilber-Emissionskonzentrationen im Abgas und Quecksilberfrachten von 48 Braunkohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012	23
Abbildung 4:	Quecksilber-Emissionskonzentrationen im Abgas und Quecksilberfrachten von 38 Steinkohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012	26
Abbildung 5:	Quecksilber-Emissionsmenge (Balken) und Emissionskonzentration (Wert am Balken) der Abwasserbehandlungsanlagen von 15 Kraftwerken mit direkter Gewässereinleitung in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012	28
Abbildung 6:	Emissionskonzentration und Fracht der 14 Zementwerk- und Kalkwerk-Öfen mit Genehmigung zur Abfallmitverbrennung in NRW im Jahr 2012	30
Abbildung 7:	Anteile anthropogener luftseitiger Quecksilberquellen im Jahr 2010	35
Abbildung 8:	Weltregionen mit hohen luftseitigen Quecksilberemissionen in Gramm pro Quadratkilometer und Jahr (2005)	35
Abbildung 9:	Zeitverlauf luftseitiger Quecksilberemissionen nach Quellen und Weltregion in Tonnen pro Jahr (1850-2010)	36
Abbildung 10:	Quecksilbergehalt eines Eis-Bohrkern aus Wyoming/USA (17.-20. Jhdt.)	37
Abbildung 11:	Höhe und Herkunft anthropogener Quecksilberdepositionen in europäischen Ländern (2010)	37
Abbildung 12:	Überschreitung kritischer Quecksilberbelastung in Europa in Gramm pro Hektar und Jahr (2010)	40
Abbildung 13:	Anteile der Industriesektoren zu luftseitigen Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen (2012)	48
Abbildung 14:	Emissionsmenge und Emissionskonzentration von Braunkohle-Anlagenstandorten mit höchsten luftseitigen Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012	64
Abbildung 15:	Jährliche Abwasserkonzentrationen und -frachten der 15 Behandlungsanlagen für Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken und einer Raffinerief Feuerung in NRW im Jahr 2012	77
Abbildung 16:	Emissionskonzentration und Fracht der 4 Ersatzbrennstofflinien in NRW im Jahr 2012	90
Abbildung 17:	Emissionskonzentration und Fracht der 8 Biomasse-Abfallverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012	91
Abbildung 18:	Emissionskonzentration und Fracht der 17 Sonderabfallverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012	92
Abbildung 19:	Emissionskonzentration und Fracht der 11 Klärschlamm-Abfallverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012	93
Abbildung 20:	Emissionskonzentration und Fracht der 14 Zementwerk- und Kalkwerk-Öfen mit Genehmigung zur Abfallmitverbrennung in NRW im Jahr 2012	94
Abbildung 21:	Anteil der Quecksilberemissionen aus Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen (ohne Mitverbrennung in Kraftwerken) im Jahr 2012	95
Abbildung 22:	Emissionskonzentrationen der NRW betriebenen CP-Anlagen, die ihr Abwasser indirekt einleiten (ohne Anlagen bei denen alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen)	100
Abbildung 23:	Emissionskonzentrationen und jährliche Abwasserfrachten der 17 Behandlungsanlagen für Abwasser aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen	104

Abbildung 24:	Quecksilberabscheiderate bei Eindüsung von Aktivkohle vor einem Elektrofilter bei einem Steinkohlekraftwerk in den USA in Abhängigkeit von der Temperatur	115
Abbildung 25	Quecksilberabscheideraten bei Aktivkohlezugabe vor einem trockenen Staubabscheider in vier US-Kohlekraftwerken	116
Abbildung 26	Vergleich der Quecksilberminderungsraten von mit Brom behandelten und unbehandelten Aktivkohlen beim Einsatz in 6 US-Kraftwerken	117
Abbildung 27	Installation von SPC-Elementen im Bereich des Tröpfchenabscheiders eines Wäschers	128
Abbildung 28	Quecksilberabscheiderate in Abhängigkeit vom Halogengehalt in der Kohle	132
Abbildung 29	Gas Suspension Absorber	145
Abbildung 30:	Einsatz von SPC-Modulen in einem Zementwerk	148
Abbildung 31:	Kohlenstoffgehaltes in Abhängigkeit vom unteren Heizwert für Kohle-Brennstoffe	248
Abbildung 32:	Quecksilber-Emissionskonzentration und Quecksilberfrachten von 48 Braunkohlefeuerungen in NRW im Jahr 2012	258
Abbildung 33:	Quecksilber-Emissionskonzentration und Quecksilberfrachten von 38 Steinkohlefeuerungen in NRW im Jahr 2012	259
Abbildung 34:	Quecksilber-Emissionskonzentration und Aufbau der Rauchgasreinigungsanlagen von 46 Hausmüll-Abfallverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012	260

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Braunkohle-Kraftwerkstandorte mit den höchsten Quecksilberemissionen in 2012	21
Tabelle 2:	Steinkohle-Feuerungsanlagenstandorte mit den höchsten luftseitigen Hg-Emissionen in NRW im Jahr 2012	25
Tabelle 3:	Quecksilberemittenten in NRW mit mehr als 10 kg Jahresfracht gemäß Emissionserklärung des Jahres 2012, sortiert nach Emissionsmenge	49
Tabelle 4:	Hg-Emissionsgrenzwerte für Kohlekraftwerke ab einer Feuerungswärmeleistung von 50 MW	52
Tabelle 5:	Ausnahmen von kontinuierlicher Hg-Messung für Kohlekraftwerke ab 50 MW Feuerungswärmeleistung	53
Tabelle 6:	Unterschreitungspflichtige Werte bei Hg-Einzelmessungen in Kohlekraftwerken gemäß Ausnahmeregelung	53
Tabelle 7:	Vorschlag der EU-Kommission zu den mit BVT verbundenen Quecksilber-Emissionswerten (1. Entwurf des überarbeiteten BVT-Merkblatts für Großfeuerungsanlagen, Juni 2013)	54
Tabelle 8:	Beschluss der technischen Arbeitsgruppe der Europäischen Union zu den mit BVT verbundenen Quecksilber-Emissionswerten (voraussichtliche Endversion der BVT-Schlussfolgerungen für Großfeuerungsanlagen, Juni 2015)	55
Tabelle 9:	Luftseitige Quecksilber-Emissionsgrenzwerte für US-Kohlekraftwerke (In Kraft 4/2015)	57
Tabelle 10:	Hg-Emissionskonzentration und Hg-Fracht aus Kohlefeuerungsanlagen in NRW mit mehr als 1 kg Quecksilberfracht im Jahr 2012, sortiert nach Emissionsmenge	59
Tabelle 11:	Braunkohle-Kraftwerkstandorte mit den höchsten Quecksilberemissionen in 2012	63
Tabelle 12:	Hg-Emissionskonzentration und Hg-Fracht aus Braunkohle-Feuerungsanlagen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012, sortiert nach Emissionskonzentration (Quellen > 10 kg/a fett markiert)	65

Tabelle 13:	Steinkohle-Feuerungsanlagenstandorte mit den höchsten Quecksilberemissionen im Jahr 2012	68
Tabelle 14:	Hg-Emissionskonzentration und Hg-Fracht aus Steinkohle-Feuerungsanlagen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012, sortiert nach Emissionskonzentration (Quellen > 10 kg/a fett markiert)	70
Tabelle 15:	Quecksilberkonzentrationen und -frachten der 15 Behandlungsanlagen für Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken in NRW im Jahr 2012	77
Tabelle 16:	Fällungsstufen und Schlammrückführung der 15 Behandlungsanlagen für Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken in NRW im Jahr 2012	78
Tabelle 17:	Einsatz von quecksilberspezifischen Fällungsmitteln in Steinkohlekraftwerken in NRW	79
Tabelle 18:	Hg-Emissionsgrenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen und Abfallmitverbrennungsanlagen	80
Tabelle 19:	Hg-Emissionskonzentration und Hg-Frachten von 46 Hausmüll-Abfallverbrennungslinien im Jahr 2012	83
Tabelle 20:	Hg-Emissionskonzentrationen und Hg-Frachten von 4 EBS-Abfallverbrennungslinien im Jahr 2012	84
Tabelle 21:	Hg-Emissionskonzentrationen und Hg-Frachten der 8 nach 17. BImSchV genehmigten Biomasse-Abfallverbrennungsanlagen in NRW im Jahr 2012	85
Tabelle 22:	Hg-Emissionskonzentrationen und Hg-Frachten der 17 Sonderabfallverbrennungen in NRW im Jahr 2012	86
Tabelle 23:	Hg-Emissionskonzentrationen und -Frachten von 11 Klärschlammverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012	87
Tabelle 24:	Hg-Emissionskonzentrationen und Hg-Frachten von 14 Zement- und Kalkwerken in NRW mit Genehmigungen nach 17. BImSchV zur Abfallmitverbrennung im Jahr 2012	88
Tabelle 25:	Quecksilberkonzentrationen und -frachten der in NRW betriebenen Abwasserbehandlungsanlagen (Direkteinleiter) für Abwasser aus der Rauchgaswäsche im Jahr 2012	97
Tabelle 26:	Quecksilberkonzentrationen der Abwasserbehandlungsanlagen (Indirekteinleiter) für Abwasser aus der Rauchgaswäsche (Mittelwert 2012-2015)	98
Tabelle 27:	Hg-Emissionskonzentration in NRW betriebenen CP-Anlagen die ihr Abwasser indirekt einleiten	101
Tabelle 28:	Quecksilberkonzentrationen und -frachten der in NRW im Jahr 2012 betriebenen Abwasserbehandlungsanlagen für Abwasser aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen (Direkteinleiter)	104
Tabelle 29:	Hg-Emissionskonzentration in NRW betriebenen Behandlungsanlagen für Abwasser aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen (Indirekteinleiter)	105
Tabelle 30:	Kostenbeispiel für einen Sorbent-Polymer-Katalysator (Lebensdauer der Module: 21 Jahre)	130
Tabelle 31:	Kostenbeispiel für einen Sorbent-Polymer-Katalysator (Lebensdauer der Module 17 Jahre)	130
Tabelle 32:	Kostenbeispiel für einen Sorbent-Polymer-Katalysator (Lebensdauer 7 Jahre)	149
Tabelle 33:	Kostenbeispiel für einen Sorbent-Polymer-Katalysator (Lebensdauer 8 Jahre)	149
Tabelle 34:	Schlamm-mengen und Hg-Konzentration bei einer zweistufigen Fällung	151
Tabelle 35:	Emissionswerte der Membranfiltration im Kraftwerk Heyden (Teilstrombetrieb 2013)	153
Tabelle 36:	Übersicht der Techniken zur Quecksilberminderung im Rauchgas	157
Tabelle 37:	Übersicht der Techniken zur Quecksilberoxidation im Rauchgas	158
Tabelle 38:	Übersicht der Techniken zur Quecksilberminderung im Abwasser	159

Tabelle 39:	Ergebnisse der Kostenberechnung für Braunkohlekraftwerke mit Wäschern	169
Tabelle 40:	Ergebnisse der Kostenberechnung für Braunkohlekraftwerke mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung	170
Tabelle 41:	Ergebnisse der Kostenberechnung für Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung und relativ hohen Quecksilberemissionen	172
Tabelle 42:	Ergebnisse der Kostenberechnung für Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung und relativ niedrigen Quecksilberemissionen	172
Tabelle 43:	Ergebnisse der Kostenberechnung für Steinkohlekraftwerke mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung	173
Tabelle 44:	Gesamtergebnis der Kostenberechnung	174
Tabelle 45:	Ergebnisse der Kostenberechnung für Steinkohlekraftwerke mit Abwasserbehandlungsanlagen	175
Tabelle 46:	Emissionsbegrenzende Anforderungen für Quecksilber im Immissionsschutzrecht	179
Tabelle 47:	Grenzwerte für Quecksilber in den hier betrachteten Anhängen zur Abwasserverordnung	185
Tabelle 48:	Grenzwerte für Kohlekraftwerke nach der MATS-Rule	246
Tabelle 49:	Umrechnungsfaktoren	247
Tabelle 50:	Heizwert-Annahmen für die Modell-Steinkohle und Modell-Braunkohle, resultierende Kohlenstoffgehalte	248
Tabelle 51:	Berechnung des Abgasvolumens bezogen auf den unteren Heizwert der Modellkohlen	249
Tabelle 52:	Lineare Beziehung zwischen Brennwert und Heizwert von Kohlen	250
Tabelle 53:	Berechnung des oberen Heizwertes für die Modell-Steinkohle (unterer Heizwert 25,8 MJ/kg)	250
Tabelle 54:	Berechnung des oberen Heizwertes für die Modell-Braunkohle (unterer Heizwert 11,9 /kg)	250
Tabelle 55:	Umrechnung US-amerikanischer Grenzwerte in SI-Einheiten für bestehende Steinkohlekraftwerke	251
Tabelle 56:	Umrechnung US-amerikanischer Grenzwerte in SI-Einheiten für bestehende Braunkohlekraftwerke	251
Tabelle 57:	Berechnung angenommener Effizienz der äquivalenten thermischen/elektrischen Steinkohle-Grenzwerte	252
Tabelle 58:	Berechnung angenommener Effizienz der äquivalenten thermischen/elektrischen Braunkohle-Grenzwerte	253
Tabelle 59:	Abkürzungen der Abgasreinigungstechniken als Legende zur Abbildung	260

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

a. A.	andere Auffassung
ABl.	Amtsblatt
Abs.	Absatz
AbwV	Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung)
ACI	Activated Carbon Injection (Aktivkohleeindüsung)
ADHS	Aufmerksamkeitsdefizit-/Hyperaktivitätssyndrom
AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union
a. F.	Alte Fassung
Anh.	Anhang
Az.	Aktenzeichen
BAnz AT	Bundesanzeiger Amtlicher Teil
BAT	Best Available Techniques (Beste verfügbare Techniken)
BezReg	Bezirksregierung
BezRegAB	Bezirksregierung Arnsberg
BezRegD	Bezirksregierung Düsseldorf
BezRegDT	Bezirksregierung Detmold
BezRegMS	Bezirksregierung Münster
BezRegK	Bezirksregierung Köln
BfR	Bundesamt für Risikobewertung
BGBI.	Bundesgesetzblatt
BImSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz)
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BK	Braunkohle
BM	Biomasse
BMKW	Biomassekraftwerk
BMHKW	Biomasseheizkraftwerk
BoA	Braunkohlekraftwerk mit optimierter Anlagentechnik
BT-Drs.	Bundestagsdrucksache
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BVerwG	Bundesverwaltungsgericht
BVerwGE	Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BVT	Beste verfügbare Techniken (→ BAT)
CAS	Chemical Abstracts Service (Abteilung der American Chemical Society)
CEMS	Continuous Emission Monitoring System (kontinuierlich arbeitende Emissionsmesseinrichtung)
CEN	European Committee for Standardization
CIP	Cleaning in Place (ortsgebundene Reinigung)
CP	Chemisch-physikalisch
CPB	Chemisch-physikalische Behandlung (von Abfall)
DeNO _x	Rauchgasentstickung (Einrichtung zur Reduzierung von Stickstoffoxiden (NO _x) im Abgas zu Stickstoff (N ₂))
DeSO _x	Einrichtung zur Minderung von Schwefeloxiden (SO _x) im Abgas (→ Rausgasentschwefelung)
DVBl	Zeitschrift „Deutsches Verwaltungsblatt“ (ISSN 0012-1363)
E-Filter	Elektrofilter
EBS	Ersatzbrennstoff (auch: Sekundärbrennstoff, Abfallbrennstoff)

EEA	European Environment Agency (Umweltagentur der Europäischen Union)
EFÜ	Emissionsfernübertragung (Rechnergestützte Datenübertragung von kontinuierlich zu überwachenden Emissionen)
EGV	Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EG-Vertrag)
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
endg.	endgültig
engl.	englisch
EFSA	European Food Safety Authority (Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit)
ESP	Electrostatic Precipitator (Elektrofilter)
EU	Europäische Union
EuGH	Gerichtshof der Europäischen Union (Europäischer Gerichtshof)
EUR	Euro
f.	folgende
FF	Fabric Filter (Gewebefilter)
FWL	Feuerungswärmeleistung
DMDTC	Natrium-Dimethyldithiocarbamat
E-PRTR	European Pollutant Release and Transfer Register (Europäisches Schadstoff-freisetzungs- und -verbringungsregister)
FGD	Flue Gas Desulphurization (Rauchgasentschwefelung)
FWK	Fernwärmekraftwerk
gem.	gemäß
GESTIS	Gefahrstoffinformationssystem (der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung)
GKW	Gemeinschaftskraftwerk
HADS	Hydroxylamin-O-sulfonsäure
HCl	Chlorwasserstoff
HF	Fluorwasserstoff
HKW	Heizkraftwerk
HMW	Halbstundenmittelwert
Hg	Quecksilber
Hg ⁰	Elementares Quecksilber
Hg ²⁺	zweiwertiges Quecksilber
HgS	Quecksilbersulfid
HOK®	Herdofenkoks (Produkt der Rheinbraun Brennstoff GmbH)
i. d. R.	in der Regel
IED	Industrial Emissions Directive (Industrieemissionsrichtlinie) 2010/75/EU
IFA	Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung
I-TEQ	Toxizitätsäquivalente für PCDD/F der Forschungsgruppe Committee on the Challenges of Modern Society (NATO CCMS 1988)
i. d. R.	in der Regel
i. V. m.	in Verbindung mit
IVU RL	Richtlinie 2008/1/EG über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
IWG	Institut für Wasser und Gewässerentwicklung am Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
JEFCA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (Gemeinsamer FAO/WHO-Sachverständigenausschuss für Lebensmittelzusatzstoffe)
Jh.	Jahrhundert
JMW	Jahresmittelwert
KAT	Katalysator
K. d. ö. R.	Körperschaft des öffentlichen Rechts
KG	Körpergewicht
KW	Kraftwerk
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (auch kurz: Landesumweltamt NRW)

LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LC50	Lethal concentration 50 % (Wirkstoffkonzentration, bei der die Hälfte der Versuchsorganismen innerhalb einer vorgegebenen Zeit stirbt)
lit.	lateinisch litera = Buchstabe
LOQ	Limit of quantification (Bestimmungsgrenze)
LuVo	Luftvorwärmer
M.	Monat
m. w. N.	mit weiteren Nachweisen
MACT	Maximum Achievable Control Technology
MATS	Mercury and Air Toxics Standards (Grenzwerte der US EPA für Emissionen von Luftschadstoffen aus Kohle- und Öl-Kraftwerken)
Max.	Maximale
MeHg	Methylquecksilber (CH_3Hg^+)
Min.	Minimale
MHKW	Müllheizkraftwerk
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (auch kurz: Umweltministerium NRW)
MM	Millionen
Mrd.	Milliarden
NaSE	Nationales System Emissionen (System des BMUB, geführt beim UBA, zur Emissionsberichterstattung Deutschlands im Rahmen internationaler Vereinbarungen)
NE	Nichteisen
n. F.	neue Fassung
NN	nicht näher genannt
NRW	Nordrhein-Westfalen
NuR	Zeitschrift „Natur und Recht“ (ISSN 1439-0515 / 0172-1631)
NVwZ	„Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht“ (ISSN 0721-880X)
OGewV	Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässer-Verordnung)
o. J.	ohne Jahresangabe
OVG	Oberverwaltungsgericht
PBDD/F	Polybromierte Dibenzo-Dioxine und -Furane
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzo-Dioxine und -Furane
PRB (Coal)	Powder River Basin (Coal) (Mattbraunkohle/„sub-bituminous coal“)
REA	Rauchgasentschwefelungsanlage ($\rightarrow \text{DeSO}_x$)
RL	Richtlinie
Rz.	Randzeichen
RZR	Rückgewinnungszentrum Ruhr
S.	Seite
SCR	Selective Catalytic Reduction (selektive katalytische Reduktion)
SI	Système international d'unités (Internationales Einheitensystem)
SK	Steinkohle
SNCR	Selective Non-Catalytic Reduction (selektive nicht-katalytische Reduktion)
s. o.	siehe oben
stillg.	stillgelegt
STMS	Sorbent Trap Monitoring System
TA	Technische Anleitung (allgemeine Verwaltungsvorschrift)
TAV	Trockensorptionsverfahren
TC	Technical Committee
TDI	Tolerable Daily Intake (Erlaubte Tagesdosis einer Substanz, die bei lebenslanger täglicher Einnahme als medizinisch unbedenklich betrachtet wird)
TM	Trockenmasse
TMW	Tagesmittelwert
TMT	Trimercapto-s-triazin-trinatriumsalz

TRAC®	Triple Action Catalyst (Produkt der Hitachi Power Systems America, Ltd.)
TS	Trockensubstanz
tr.	trocken
UBA	Umweltbundesamt
UNEP	United Nations Environment Programme (Umweltprogramm der Vereinten Nationen)
UPR	Zeitschrift „Umwelt- und Planungsrecht“ (ISSN 0721-7390)
UQN	Umweltqualitätsnorm
US-EPA	United States - Environmental Protection Agency (Umweltschutzbehörde der USA)
USA	United States of America (Vereinigte Staaten von Amerika)
USD	US-Dollar
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
u. U.	unter Umständen
v. a.	vor allem
VDI	Verein Deutscher Ingenieure e.V.
VG	Verwaltungsgericht
VGB	Europäischer technischer Fachverband für die Strom- und Wärmeerzeugung (VGB PowerTech e. V.)
vgl.	vergleiche
WG	Working Group
WHG	Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz)
WHO	World Health Organisation (Weltgesundheitsorganisation)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WWII	World War II (2. Weltkrieg)
z. B.	zum Beispiel
ZUR	„Zeitschrift für Umweltrecht“ (ISBN 0943-383X)
ZW	Zementwerk
zzgl.	zuzüglich

EINHEITENVERZEICHNIS

acf	actual cubic feet (Kubikfuß unter Messbedingungen, etwa 0,02831685 Kubikmeter)
Btu	British thermal unit (1 Btu = 1,05506 kJ)
GWh	Gigawattstunde
h	Stunden
ha	Hektar
kg	Kilogramm
kWh	Kilowattstunde
l	Liter
lb	Pound (1 Pfund = 0,45359237 kg)
ng	Nanogramm
m ³	Kubikmeter
MM m ³	Millionen Kubikmeter
MMacf	Millionen Kubikfuß unter Messbedingungen
µg	Mikrogramm
mg	Milligramm
MJ	Megajoule
MW	Megawatt
MW _{el}	Elektrische Leistung in Megawatt (MW)
MW _{th}	Thermische Leistung in Megawatt (MW)
ng	Nanogramm
Nm ³	Normkubikmeter (1 m ³ bei 101,325 kPa und 273,15 K)
t	Tonne

KURZBESCHREIBUNG

Methylquecksilber stellt eine große Gefährdung für die menschliche Gesundheit und die Umwelt dar. Es stammt überwiegend aus der Goldgewinnung und der Verbrennung von Kohle. Ähnlich wie bei Kohlendioxid stellen Quecksilberemissionen in der unmittelbaren Umgebung von Kraftwerken keine akute Gesundheitsgefahr dar. Das Quecksilber verteilt sich weltweit, wird durch Regen in Flüsse ausgewaschen und endet im Meer. Dort wird es von Mikroorganismen in das hochgiftige Methylquecksilber umgewandelt. Die Methylquecksilbergehalte in Speisefischen der Meere, Seen und Flüsse steigen kontinuierlich an. Beim Menschen verursacht Methylquecksilber im Gehirn vor allem in der frühkindlichen Entwicklung starke Schäden, die zu einem Intelligenzverlust führen.

Vor diesem Hintergrund hält die Landesregierung von Nordrhein-Westfalen eine deutliche Reduzierung des Quecksilbereintrags in die Umwelt für notwendig. Mit dem vorliegenden Gutachten wird das Ziel verfolgt, Minderungsmaßnahmen für Anlagen mit den höchsten Quecksilberemissionen aufzuzeigen, Umsetzungsprojekte zu identifizieren und rechtliche Handlungsmöglichkeiten zu verdeutlichen. Dazu hat das Projektteam umfangreiche Recherchen zur Emissionssituation durchgeführt. Dabei unterstützten das Umweltministerium (MKULNV), das Landesumweltamt (LANUV) und vor allem die fünf Bezirksregierungen.

Weiterhin hat das Projektteam technische Möglichkeiten untersucht, die zur Minderung der Quecksilberemissionen in die Luft und in die Gewässer den fortgeschrittenen Stand der Technik darstellen. Im Fokus der Recherche standen Emissionen aus Kohlekraftwerken und Abfallverbrennungsanlagen. Zusätzlich wurden Emissionen aus Abfallmitverbrennungsanlagen betrachtet (z. B. Zement- und Kalkwerke) sowie Emissionen aus Deponien und Anlagen zur chemisch-physikalischen Behandlung von Abfällen.

Quecksilberemissionen aus Industrieanlagen in Nordrhein-Westfalen tragen in hohem Maße zur Gesamtquecksilberbelastung in Deutschland bei (3 t/a, 30 %).

Braunkohlekraftwerke emittieren in Nordrhein-Westfalen mehr als 50 % der gesamten Quecksilberfracht der Industrieanlagen. 23 % der Emissionen stammen aus Steinkohlekraftwerken, 7 % aus Zement- und Kalkwerken, 6 % aus Chemieanlagen, 5 % aus einer Sekundärkupferhütte, 4 % aus Abfallverbrennungsanlagen. Vorgaben zur deutlichen Quecksilberminderung existieren lediglich für Chlor-Alkali-Chemieanlagen (weitgehende Minderung bis Ende 2017).

Ein hohes Minderungspotenzial besteht insbesondere bei luftseitigen Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerken. Kohlekraftwerke senken Quecksilber zwar bereits mit Abgasreinigungsanlagen für Staub, Stickstoffoxide und Schwefeldioxid (Co-Benefit-Effekt), so dass aktuelle gesetzliche Grenzwerte deutlich unterschritten werden. Sie setzen aber i. d. R. keine Minderungstechnik ein, die speziell zur Quecksilbersenkung dient. Das derzeitige Abgasniveau, das in den meisten Fällen bei 3-6 µg/m³ liegt, kann mit speziellen Minderungstechniken auf unter 1 µg/m³ gesenkt werden. Die Stromerzeugung würde dadurch nicht mehr als 1 % teurer. Der Effekt wäre eine Quecksilberminderung um 80-85 %, entsprechend 1,8 t pro Jahr. Dies würde mehr als die Hälfte der Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen und knapp 20 % von Deutschland vermeiden.

Im rechtlichen Teil wird gezeigt, dass von Anlagenbetreibern verlangt werden kann, die im technischen Teil beschriebene Emissionsminderung zu erreichen.

ZUSAMMENFASSUNG

„Quecksilber macht Kinder dumm – Dänischer Wissenschaftler schlägt Alarm“

Diese Schlagzeile stammt aus dem Jahr 1997, als Philippe Grandjean von der dänischen Universität Odense eine Studie über Färöer-Inselbewohner veröffentlichte. Er hatte bei 900 Schwangeren Quecksilber im Haar und in der Nabelschnur festgestellt und acht Jahre später bei der Untersuchung der Kinder eindeutige Zusammenhänge erkannt: Je höher der Quecksilbergehalt bei der Mutter, desto schlechter waren die sprachlichen Fähigkeiten, die Aufmerksamkeit, das Gedächtnis, die räumliche Wahrnehmung und die motorischen Fähigkeiten der Kinder. Das Quecksilber stammte aus dem regelmäßigen Verzehr von Walfleisch. [Presstext 1997] [MacKenzie 1997] Neu war die Erkenntnis nicht: Schon 1990 hatte eine detaillierte Studie der Weltgesundheitsorganisation (WHO) Gefahren durch quecksilberbelasteten Fisch aufgezeigt. [WHO 1990]

Quecksilber wird von Lebewesen der Meere, Seen und Flüsse in seine giftigste Form umgewandelt: in Methylquecksilber, das im Organismus kaum noch abgebaut wird. Darum reichert es sich über die Nahrungskette in größeren und älteren Fischen besonders stark an.¹ Beim Menschen erfolgt die Anreicherung von Methylquecksilber vor allem im zentralen Nervensystem (d. h. im Gehirn und im Rückenmark). Dort bewirkt es Nervenschäden. Die Schädigung ist bei Embryos und Kleinkindern besonders gravierend, da Methylquecksilber die Gehirnentwicklung behindert. [Kalberlah et al. 2015]

„Allein die Dosis macht, dass ein Ding kein Gift ist.“ Dieser Satz von Paracelsus trifft auch auf Quecksilber zu. Heutige Konzentrationen von Quecksilber in der Atemluft und in Gewässern liegen weit unterhalb der Werte, die zu einer akuten Gesundheitsgefährdung führen. Lebensmittelrechtliche Grenzwerte für Raubfische (1000 µg/kg) und sonstige Fische (500 µg/kg) werden meist eingehalten. [BTag 2015a] Ob durch den Verzehr von Fisch, der den Grenzwert einhält, eine Gefährdung entsteht, hängt allein von der Frage ab, wieviel verzehrt wird und ob es sich dabei um Schwangere, Stillende oder Kleinkinder handelt.

Toxikologen haben Hinweise darauf, dass Quecksilber auch Demenz und ADHS verursachen könnte. [Hassauer et al. 2012] [Kalberlah et al. 2015] Darum sehen sie die derzeit festgelegte „tolerierbare tägliche Aufnahme“ (TDI), die als Basis des Lebensmittelgrenzwertes dient, kritisch. Während die WHO im Jahr 1972 noch eine tägliche Quecksilberaufnahme von 0,48 µg/kg Körpergewicht (KG) vertretbar fand, senkte sie 2003 den Wert nach der Färöer-Studie auf 0,23 µg/kg KG. Zuletzt legte im Jahr 2012 eine Arbeitsgruppe der EU-Gesundheitsbehörde EFSA für Methylquecksilber einen Wert von 0,19 µg/kg KG pro Tag fest. In den USA gilt schon seit dem Jahr 2000 aufgrund der Färöer-Studie der Tageswert von 0,1 µg/kg KG. [Kalberlah et al. 2015]

Bei einem Körpergewicht von 70 kg entspricht der EU-Wert max. 93 µg Methylquecksilber pro Woche, der US-Wert max. 49 µg pro Woche. Heutige Lebensmittelgrenzwerte erlauben jedoch im 200-Grammfilet bei großen Raubfischen bis 200 µg Quecksilber, bei sonstigen Fischen bis 100 µg. Andererseits gehört Fisch zu den besonders gesunden Lebensmitteln, und viele Fischarten sind gering belastet. [Widhalm et al. 2007] Schwangere und Stillende sollten aber

¹ Erhöhte Quecksilbergehalte finden sich v. a. in Aal, Hecht, Heilbutt, Schwertfisch, Seeteufel, Stör, Thunfisch, Wels

auf belastete Fischarten verzichten, wie das Bundesinstitut für Risikobewertung bereits im Jahr 1999 riet und zuletzt 2008 bestätigt hat. [BfR 2008] Die Verzehrswarnung wird auch vom BMUB ausgesprochen. [BMUB 2015]

Untersuchungen des beliebten Gelbflossen-Thunfisches aus dem Pazifischen Ozean zeigten zwischen 1971 und 1998 noch unveränderte Quecksilbergehalte; seit 1998 stieg die Belastung jährlich um 3,8 %. [Drevnick et al. 2015]

Aktuelle Untersuchungen zum Fischverzehr und der Quecksilberbelastung bei Mutter-Kind-Paaren in 17 EU-Staaten zeigten eine hohe Belastung in Ländern mit hohem Fischverzehr, wie z. B. Belgien, Dänemark, Portugal, Spanien und Schweden, sowie generell bei Fisch-„Vielverzehrer“; 11 % der Vielverzehrer überschreiten die tolerierbaren täglichen Aufnahmewerte. [Bellanger et al. 2013]

Mit der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) hat die EU im Jahr 2000 auf die Gewässerbelastung reagiert und strenge Zielwerte festgelegt (*Umweltqualitätsnormen*). Für „prioritär gefährliche Stoffe“ sollen Maßnahmen getroffen werden, die eine „Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten“ bewirken (engl. *Phasing Out*). [EU WRRL 2013] Als Maßstab für eine geringe Quecksilbergefährdung für Mensch

Nach einer aktuellen EU-Studie hat ein Drittel der Neugeborenen in Europa eine Methylquecksilberkonzentration über dem tolerierbaren Höchstwert im Haar von 0,58 µg/g. Das Ergebnis basiert auf Haaranalysen (Proben von 1.875 Personen aus 17 Ländern und Literaturdaten von 6.820 Personen aus 8 Ländern). Die EU-Studie geht davon aus, dass eine Senkung der Quecksilberbelastung den Intelligenzquotient erhöht und ein höheres Einkommen ermöglicht. Auf dieser Basis errechnen die Autoren einen volkswirtschaftlichen Nutzen von jährlich 8 bis 9 Mrd. Euro. [EU News 2013] [Bellanger et al. 2013]

und Umwelt hat die EU festgesetzt, dass der Quecksilbergehalt in Fischen nicht mehr als 20 µg/kg (Nassgewicht) betragen darf (Umweltqualitätsnorm UQN für Biota) und in Gewässern die zulässige Höchstkonzentration (ZHK) von 0,07 µg/l nicht überschritten werden darf. [EU UQN-RL 2013] Die Wasserrahmenrichtlinie gibt damit eindeutig das Ziel vor, eine schrittweise Verringerung und Beendigung des Quecksilbereintrags in Gewässer zu erreichen. Die Bundesregierung hat mitgeteilt, dass zwar in einzelnen Flüssen Verbesserungen zu beobachten sind, Deutschland aber weit davon entfernt ist, das Ziel zu erreichen: „Die Umweltqualitätsnorm für Quecksilber ist in Fischen der Umweltprobenbankstellen an Rhein, Saar, Elbe, Mulde, Saale und Donau dauerhaft und flächendeckend um das etwa Fünf- bis 15-fache überschritten.“ [BTag 2015b]

Weil sich Quecksilberemissionen weltweit verteilen, hat das Umweltprogramm der Vereinten Nationen die Quecksilberbelastung umfassend untersucht und – wie beim Klimaschutz – ein weltweites Abkommen vorangetrieben. Im Jahr 2013 haben 128 Staaten, u. a. Deutschland, die „Minamata-Konvention“ unterzeichnet.² Darin sind Maßnahmen zur weltweiten Senkung der Quecksilberemissionen vorgesehen, insbesondere bei den beiden größten Quellen, der Goldgewinnung und der Kohleverbrennung. [UNEP 2013] [UN Minamata 2013] Ein Leitfaden zu besten verfügbaren Techniken und besten Umweltpraktiken (engl. *best available techniques/best environmental practices – BAT/BEP*) für Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungen, Zementwerke und Nichteisenmetallhütten wird 2016 von Branchenexperten fertiggestellt.³ [UNEP 2015] [UNEP 2016]

² Das Abkommen tritt in Kraft, sobald 50 Staaten das Abkommen, meistens durch Parlamentsbeschluss, ratifiziert haben.

³ Internetseite zum Minamata-Abkommen und zu den BAT/BEP Guidance: <http://www.mercuryconvention.org>

Aufgrund der großen Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt hält die Landesregierung von Nordrhein-Westfalen eine deutliche Reduzierung des Eintrags von Quecksilber in die Umwelt für notwendig. Vor diesem Hintergrund hat sie Ökopol und seine Partner Ende 2014 mit der Erstellung dieses Gutachtens beauftragt, das wirksame Maßnahmen zur deutlichen Reduzierung des Quecksilbereintrags in die Umwelt aufzeigen soll. [MKULNV 2014]

Ein Schwerpunkt dieser Studie lag bei der Untersuchung möglicher luft- und wasserseitiger Minderungsmaßnahmen von Quecksilber aus Kohlekraftwerken. Zusätzlich wurden Minderungsmaßnahmen im Abfallsektor untersucht.

Der Energiesektor in Deutschland, d. h. vor allem Kohlekraftwerke, hat in den letzten zwei Jahrzehnten konstant 7 Tonnen Quecksilber pro Jahr in die Atmosphäre eingetragen. Weil Quecksilberemissionen in anderen Branchen vermindert wurden, stieg der Anteil der Kohlekraftwerke an den Gesamtemissionen in den letzten 20 Jahren von 41 % (1995) auf 68 % (2013) an. [UBA NaSE 2015]

Mit rund 10 Tonnen Gesamtemissionen gehört Deutschland zusammen mit Polen und Griechenland (je ca. 10 t) zu den größten Quecksilberemittenten in Europa.⁴ Die Gesamtemission der 28 EU-Länder belief sich im Jahr 2013 auf ca. 70 Tonnen. [EEA 2008] [EEA 2015]

Gemäß der Meldungen an das Europäische Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (*E-PRTR*) ist der Quecksilberausstoß aus großen Industrieanlagen in Deutschland der mit Abstand Höchste in Europa (6,94 t). Er lag 2013 mehr als doppelt so hoch wie der des zweitgrößten Industrieanlagen-Emittenten Polen (3,32 t). [*E-PRTR* 2015]

Luftseitige Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen

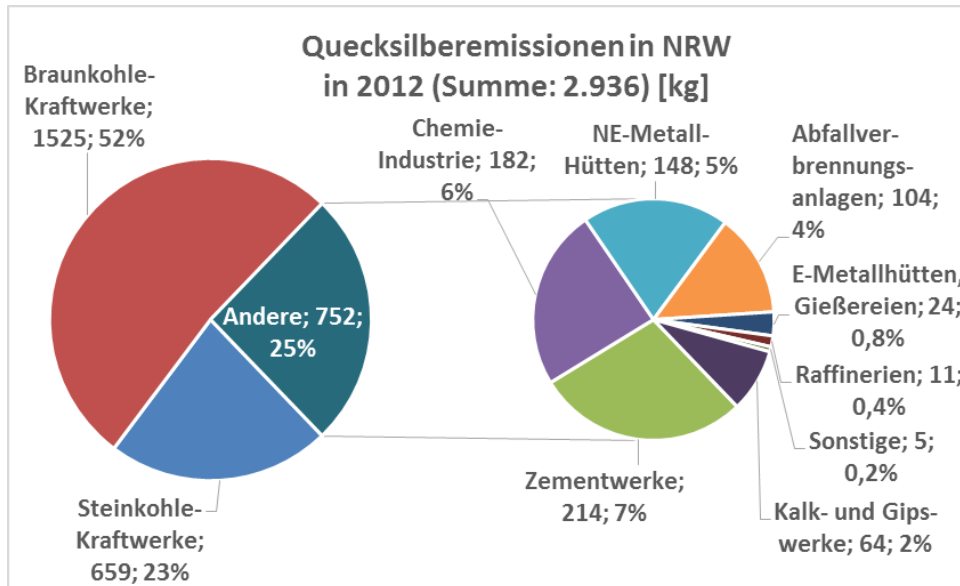
Industrieanlagen in Nordrhein-Westfalen verursachen mit etwa 3 Tonnen Quecksilberemissionen pro Jahr fast ein Drittel der Quecksilberemissionen von Deutschland (rund 10 Tonnen). [UBA NaSE 2015] [LANUV 2015]

In Nordrhein-Westfalen stammen drei Viertel der Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerken (2,2 t). Braunkohlekraftwerke emittieren allein die Hälfte der Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen (1,5 t), Steinkohlekraftwerke etwa ein Viertel (0,7 t). [LANUV 2015] Die Kohlekraftwerke in Nordrhein-Westfalen verantworten somit jährlich etwa ein Drittel der Quecksilberemissionen des gesamten Energiesektors in Deutschland (2,2 von 7 Tonnen). [LANUV 2015] [UBA NaSE 2015]

Weitere große Verursacher von Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen sind, hier mit den Emissionsmengen des Bezugsjahres der Studie (2012) benannt, eine Sekundärkupferhütte (146 kg), drei Chlor-Alkali-Chemiebetriebe (174 kg), elf Zementwerke (214 kg), zwei Kalkwerke (45 kg), ein Gipswerk (19 kg) und eine Eisenerz-Sinteranlage (15 kg). Mehr als 70 Abfallverbrennungsanlagen emittierten im Jahr 2012 in Summe 104 kg. [LANUV 2015]

Abbildung 1 zeigt die Anteile der verschiedenen Verursacher für das Jahr 2012. Einbezogen sind alle Betriebe, die Quecksilberemissionen in ihrer Emissionserklärung gemäß der Verordnung über Emissionserklärungen gemeldet haben. [11. BImSchV 2013]

⁴ Die Europäische Umweltagentur berechnet Quecksilberemissionen auf der Grundlage fossiler Brennstoffe. Die Summe in 2013 betrug 60 Tonnen für 28 EU-Länder, allerdings ohne Griechenland (Griechenland-Eintrag von 1990-2008 konstant 13 Tonnen; keine Daten für 2009-2013; hier mit etwa 10 Tonnen abgeschätzt und bei EU-Wert hinzugerechnet).



[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Abbildung 1: Anteile der Industriesektoren an den luftseitigen Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen (2012)

In den Emissionserklärungen für das Jahr 2012 haben meldepflichtige Betreiber von 385 Anlagen in Nordrhein-Westfalen insgesamt 653 Quellen benannt, die Quecksilber in die Atmosphäre ableiten (Schornsteine, Kühltürme, Lüftungen).

Der Großteil der Emissionen (72 %) stammt aus lediglich 32 großen Einzelquellen – überwiegend große Kohlekraftwerksblöcke sowie drei Chemiefirmen, drei Zementwerke und eine Kupferhütte – mit jeweils mehr als 30 kg Jahresemission Quecksilber (2,1 t). Acht der Quellen hatten Jahresemissionen von mehr als 100 kg, weitere acht Quellen emittierten 50 bis 100 kg und 16 Quellen meldeten 30 bis 50 kg Quecksilberemission. Im mittleren Bereich gab es 24 Quellen mit 10-30 kg und 86 Quellen mit 1-10 kg. Die weitaus größte Zahl von 492 Quecksilberquellen (78 %) emittierte in 2012 weniger als 1 kg. [LANUV 2015]

Wasserseitige Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen

Neben den luftseitigen Emissionen wurden Einleitungen in Gewässer untersucht, die 2012 von Kraftwerken, Abfallverbrennungsanlagen, chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen oder Deponien ausgingen und in den Anhängen 27, 33, 47 und 51 zur Abwasserverordnung (AbwV) geregelt sind.

Daten zu Quecksilberfrachten lagen v. a. von Betrieben vor, die direkt in Gewässer einleiten. Mit zwei Ausnahmen (Marl, Scholven) leiten alle Steinkohlekraftwerke (Anhang 47) direkt in Gewässer ein. Abwasser aus Abfallverbrennungsanlagen (Anhang 33) meldeten sechs Abwasserbehandlungsanlagen.

Die wasserseitigen Quecksilberemissionen aller direkt einleitenden Anlagen der Anhänge 27, 33, 47, 51 beliefen sich im Jahr 2012 auf 6,7 kg. [LANUV 2015]

Zusätzlich lagen Informationen aus zwei Sonderabfallverbrennungen vor, die Abwasser indirekt einleiten und 4,2 kg Quecksilber betrugen. [BezRegK 2015]

In Summe wurden 10,9 kg Hg-Einleitung ermittelt. Quecksilberfrachten weiterer indirekt einleitender Anlagen (u. a. zwei Steinkohlekraftwerke) lagen nicht vor.

Steinkohlekraftwerke (Anhang 47 AbwV) leiteten etwa 30 % (3,3 kg) der für das Jahr 2012 ermittelten Quecksilberfracht ein. Aufgrund unterschiedlicher Reinigungstechniken zeigten sich große Unterschiede bei den mittleren Quecksilberkonzentrationen (< 0,05 µg/l bis 11,5 µg/l). Dadurch – und aufgrund unter-

schiedlicher Betriebsgrößen – wiesen die Einleitungen erhebliche Unterschiede auf; die Quecksilberfrachten lagen zwischen 0,007 kg und 0,85 kg.

Sonderabfallverbrennungslinien (Anhang 33 AbwV) leiteten an einer Kläranlage rund 34 % (3,7 kg) der für das Jahr 2012 ermittelten Quecksilberfracht ein (die Fracht wurde bis 2014 durch Verbesserungsmaßnahmen auf 0,3 kg gesenkt), an einer weiteren Kläranlage betrug die Einleitung 0,5 kg (4 %). Die Einleitung von zwei weiteren Abfallverbrennungsanlagen (Anhang 33 AbwV) erfolgte über eine Industriekläranlagen, die auch das Abwasser mehrerer chemischer Produktionsprozesse behandeln. Die Einleitung betrug 29 % der für das Jahr 2012 ermittelten Quecksilberfracht (3,1 kg).

Von den chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlagen (Anh. 27 AbwV) meldete lediglich eine Anlage direkte Quecksilbereinleitungen in ein Gewässer (4 g). Die übrigen Anlagen reinigten ihr Abwasser indirekt in externen Kläranlagen und waren nicht quantifizierbar, weil Ableitmengen nicht gemessen werden. Im Jahr 2012 meldeten 23 Abfalldeponien (Anh. 51 AbwV) direkte Einleitungen in Gewässer. Allerdings lagen fast alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze (50 oder 100 ng/l), so dass die Quecksilbermenge lediglich 0,3 kg betrug.

Einzelanlagenbetrachtung

Neben der Darstellung der aktuellen Emissionen ist ein Ziel der Studie, geeignete Pilotanlagen für Emissionsminderungsmaßnahmen zu empfehlen.

Quecksilber emittierende Anlagen bestehen häufig aus mehreren Betriebseinheiten. Maßnahmen zur Quecksilberminderung sind jedoch an einzelnen Einheiten umzusetzen, die als Kessel, Blöcke oder Linien bezeichnet werden. Deshalb wird auf einzelne Betriebseinheiten eingegangen.

Große Einzelquellen, die als Pilotprojekte zur Anwendung von Minderungsmaßnahmen besonders geeignet sind, werden hervorgehoben.

Braunkohle-Feuerungsanlagen

Braunkohlekraftwerke haben mit 1.525 kg aus 48 Einzelfeuerungen den größten Anteil der Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen (52 %). Von drei kleineren Anlagen lagen keine Quecksilberfrachtmeldungen vor.

Tabelle 1 zeigt fünf große Anlagenstandorte von Braunkohlekraftwerken im rheinischen Braunkohlerevier. Sie machen zusammen 50 % der Quecksilberemissionen Nordrhein-Westfalens aus (1.461,3 kg).

Tabelle 1: Braunkohle-Kraftwerkstandorte mit den höchsten Quecksilberemissionen in 2012

Anzahl Blöcke	Leistung [MW _{th}]	Leistung [MW _{el}]	Betreiber	Standort (Name)	Emission Hg 2012 [kg]
7	10.613	3.430	RWE	Bergheim (Niederaußem)	497,1
7*	k. A.	3.780*	RWE	Grevenbroich (Neurath)	497
6	6.168	1.946	RWE	Eschweiler (Weisweiler)	298,7
10** (2)	k. A.	1.800** (600)	RWE	Grevenbroich (Frimmersdorf)	119
2	640	171	RWE	Hürth (Goldenberg)	49,5
32** (24)		11.127** (9.927)			1.461,3
* inkl. 2 neue Blöcke je 1.050 MW ab Ende 2012 („BoA 2“, „BoA 3“)					
** inkl. 8 Blöcke je 150 MW, die in 2012 stillgelegt wurden (in Klammern: Stand ab 2013)					

[LANUV 2015] [BezRegD 2015] [BezRegK 2015]

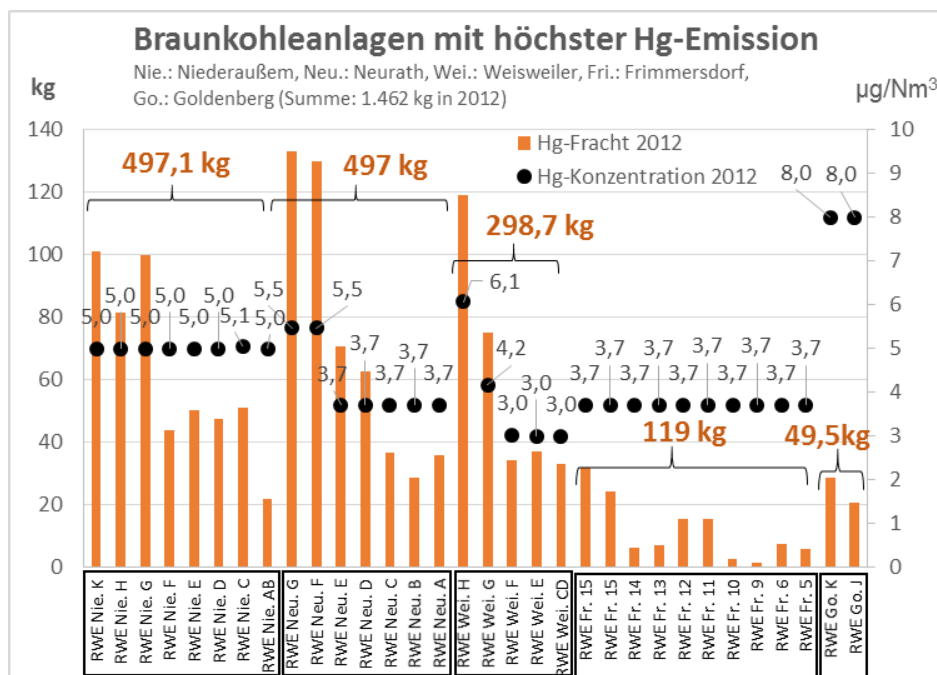
Diese großen Braunkohlekraftwerke bestanden im Jahr 2012 aus 32 Betriebs-einheiten (Blöcken); ab 2013 werden 24 Blöcke betrieben. Weitere kleinere Braunkohle-Anlagenstandorte umfassen eine Brikettfabrik mit vier Blöcken (36,1 kg), einen Braunkohleveredlungsbetrieb mit vier Blöcken (18,7 kg) sowie 11 kleinere Braunkohle-Feuerungsanlagen zur industriellen oder städtischen Wärme- und Dampferzeugung (9,0 kg).

Für Quecksilberemissionen aus Braunkohlekraftwerken gilt in **Deutschland** ab 50 MW Leistung ein Grenzwert im Tagesmittel von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sowie ein Grenzwert im Halbstundenmittel von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ein Jahresmittelwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist in bestehenden Anlagen ab 2019 einzuhalten. Anhang 2, Tabelle 46 auf S. 179 gibt einen Überblick zu aktuellen Grenzwerten. [13. BImSchV 2013]

Anfang Juni 2015 hat eine EU-Arbeitsgruppe für die **Europäische Union** festgelegt, dass mit besten verfügbaren Techniken (BVT) in bestehenden Braunkohlekraftwerken der Leistung 50-300 MW_{th} Werte von < 1 bis $10 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ erreichbar sind; bei großen Anlagen ab 300 MW sind Werte von < 1 bis $7 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ erreichbar. Für neue Anlagen gelten Werte von < 1 bis $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ (50-300 MW) bzw. < 1 bis $4 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ (ab 300 MW). Die BVT-Festlegung der EU merkt für alle Anlagen an, dass mit quecksilberspezifischen Minderungstechniken Werte unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht werden. Die Wertebereiche müssen voraussichtlich ab 2021 eingehalten werden und gelten dann im Jahresmittel. [LCPDC 2015]

In den **USA** gilt seit April 2015 für bestehende Braunkohlekraftwerke in allen Bundesstaaten ein Emissionsgrenzwert von 4,0 lb/TBtu (je nach Wirkungsgrad ca. $4,4$ - $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, siehe Umrechnung in Anhang 1 auf S. 246) als „rollierender“ 30-Tagemittelwert (Mittel der Stunden von 30 Tagen). [US MATS 2012] Einzelne Staaten hatten schon seit mehreren Jahren strenge Grenzwerte erlassen.

Abbildung 2 zeigt für die in Tabelle 1 genannten größten Braunkohleanlagen die Quecksilberemissionen im Jahr 2012 (Balken). Als Punkte sind die Hg-Konzentrationen im Abgas aufgetragen, die in Emissionserklärungen gemeldet wurden.

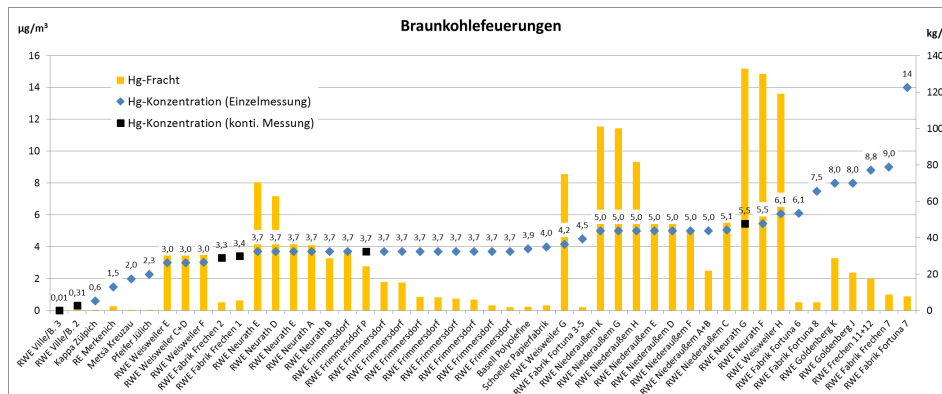


[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Abbildung 2: Emissionsmenge und Emissionskonzentration von Braunkohle-Anlagenstandorten mit den höchsten luft-seitigen Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012

Bei gleicher Abgaskonzentration kann die Emissionsmenge unterschiedlich sein, weil die Feuerungen unterschiedliche Leistungen oder Betriebszeiten haben und deshalb unterschiedliche Abgasmengen ausstoßen.

Abbildung 3 zeigt die Emissionskonzentrationen und Frachten von 48 Braunkohlekraftfeuerungen in Nordrhein-Westfalen (die Abbildung findet sich in größerem Maßstab in Anhang 3 auf S. 258). Von drei kleineren Anlagen liegen keine Konzentrationswerte und Frachten vor. Lediglich 6 der 48 Braunkohlefeuerungen messen kontinuierlich (in der Grafik als schwarzes Quadrat markiert), vier davon sind kleinere Wirbelschichtfeuerungen.



[Ökopol 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Abbildung 3: Quecksilber-Emissionskonzentrationen im Abgas und Quecksilberfrachten von 48 Braunkohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012

Mit Ausnahme einer kleinen Wirbelschichtfeuerung halten bereits alle Braunkohlefeuerungen in Nordrhein-Westfalen den ab 2019 in Deutschland vorgeschriebenen Grenzwert für Quecksilberemissionen von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel ein. Der gewichtete Mittelwert lag bei $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Bezüglich der voraussichtlich ab 2021 in der EU für bestehende Anlagen vorgeschriebenen oberen mit BVT verbundenen Emissionswerte von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (bei einer Leistung $< 300 \text{ MW}_{\text{th}}$) bzw. $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\geq 300 \text{ MW}_{\text{th}}$) besteht nur in wenigen Feuerungen Handlungsbedarf. Der von der EU-Arbeitsgruppe festgelegte untere mit spezifischen Quecksilberminderungstechniken erreichbare BVT-Wert von $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird derzeit i. d. R. um das 3- bis 8-fache übertroffen.

Dabei ist zu beachten, dass die gemeldeten Emissionskonzentrationen bisher im Wesentlichen auf jährlich wiederholten Einzelmessungen beruhen, bei denen ein Mittelwert aus i. d. R. drei halbstündigen Einzelmessungen ermittelt wird. Die Messwerte schwanken von Jahr zu Jahr stark. Am gleichen Braunkohlekraftwerkstandort unterscheiden sich die Werte zum Teil um mehr als 300 %.

Als Nachweis, dass der Grenzwert in Kraftwerken ohne kontinuierliche Messung eingehalten wird, müssen Quecksilberanalysen der Braunkohle durchgeführt werden. Die exemplarisch an die Gutachter übermittelten Daten zeigen für die rheinische Braunkohle eines Kraftwerkblocks einen mittleren Quecksilbergehalt in der Bandbreite 0,05 bis 0,09 mg/kg TS (Trockensubstanz) mit einer Schwankungsbreite darüber hinaus von etwa $\pm 50 \%$. Die Daten der Braunkohle eines anderen Kraftwerks stammten aus einem benachbarten Tagebau und lagen im Mittel bei 0,15 mg/kg TS; sie wiesen ebenso Schwankungen von $\pm 50 \%$ auf. [BezRegD 2015] [BezRegK 2015]

Für Braunkohlekraftwerke nennt Kapitel 3 (ab S. 109) Quecksilberminderungstechniken. Die Techniken sind erprobt und verursachen geringe Kosten. Der Quecksilberaustag kann im Wesentlichen über das Wäscherwasser ausgetragen werden, so dass der Gips aus der Rauchgasreinigung nicht stärker mit Quecksilber belastet wird.

Der fortgeschrittene Stand der Technik ermöglicht in Braunkohlekraftwerken die Unterschreitung eines Jahresmittelwertes (JMW) von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bei diesem Zielwert lägen reale Betriebswerte künftig bei ca. $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dadurch lassen sich im Vergleich mit 2012 rund 82 % der Quecksilberemissionen aus Braunkohlekraftwerken vermeiden (1,2 Tonnen pro Jahr). Dies entspricht einer Minderung der gesamten Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen um 41 %. Die Investitions- und Betriebskosten für die Quecksilberminderungstechniken belaufen sich in den einzelnen Kraftwerken im Allgemeinen auf deutlich weniger als 1 % der Stromerzeugungskosten.

Pilotprojekte, die sich besonders zur Quecksilberminderung eignen, sind die Braunkohlekraftwerksblöcke „Niederaußem K“, „Neurath F“ und „Neurath G“. Sie wurden erst vor wenigen Jahren errichtet und weisen zusammen eine Leistung von 3.200 MW_{el} auf. Dies entspricht knapp einem Drittel der Leistung der fünf größten Braunkohlekraftwerksstandorte. Die Summe der Quecksilberemissionen der drei Blöcke belief sich im Jahr 2012 auf 364 kg.

Bei Absenkung des Konzentrationswertes von in 2012 im Mittel rund $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf Werte um $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ können in diesen drei Blöcken rund 84 % der Quecksilberemissionen aus Braunkohlekraftwerken gemindert werden, entsprechend einer Quecksilbermenge von 306 kg. Dies entspricht einem Anteil von rund 10 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012.

Emissionsminderungen bei direkten Einleitungen in ein Gewässer waren für Braunkohlekraftwerke nicht zu prüfen, da keine Direkteinleitungen erfolgen. Es ist gängige Praxis, das belastete Wasser der Rauchgaswäsche zusammen mit den Flugaschen aus der Verbrennung in den Tagebau zurück zu bringen.

Für eine Überführung des Quecksilbers, das im Wäscherwasser aufkonzentriert ist, in eine Senke (Untertagedeponie) müsste die Praxis der Einbringung von Wäscherwasser und Flugasche in den Tagebau verändert werden.

Steinkohle-Feuerungsanlagen

Steinkohlekraftwerke haben mit 659 kg aus 38 Einzelquellen den zweitgrößten Anteil der Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen (22 %). Von zwei kleineren Anlagen lagen keine Quecksilberfrachtmeldungen vor.

Tabelle 2 zeigt die 10 größten Steinkohlekraftwerkstandorte, die zusammen 20 % der Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen ausmachen. Sie bestanden im Jahr 2012 aus 26 einzelnen Kraftwerksblöcken (ab 2014 durch Stilllegung von 7 Blöcken und Inbetriebnahme eines Blockes insgesamt 20 Blöcke).

Tabelle 2: Steinkohle-Feuerungsanlagenstandorte mit den höchsten luftseitigen Hg-Emissionen in NRW im Jahr 2012

Anzahl Blöcke	Leistung [MW _{th}]	Leistung [MW _{el}]	Betreiber	Standort (Name)	Emission Hg 2012 [kg]
2	3.739	1.390	STEAG/RWE	Voerde	186
4	6.203	2.123	E.ON	Gelsenkirchen (Scholven/Buer)	144
4	1.432	487	Mark-E	Werdohl-Elverlingsen	51,5
3* (0)	2.083* (0)	800* (0)	STEAG	Herne (Shamrock)	50,5
3	3.129	1.350	STEAG	Duisburg (Walsum)	44,2
2	1.800	640	STEAG	Voerde (Voerde-West)	39,5
3* (0)	793* (0)	319	E.ON	Datteln	26
1	1.528	720	RWE	Werne (Gersteinwerk)	15,6
1* (0)	880* (0)	350* (0)	E.ON	Dortmund (Knepper)	14
2	1.313	507	STEAG	Lünen	12
1 (2)*	732 (2.847)	305 (1105)	RWE	Hamm	4,46
26* (20)	23.632* (21.991)	8.941* (8.322)		Summe in 2012 [kg]:	587,76

* KW Datteln, KW Knepper und KW Shamrock im Jahr 2013 stillgelegt, KW Hamm Block E neu in Betrieb seit 2014 (in Klammern: Stand ab 2014)

[LANUV 2015] [BezRegAB 2015] [BezRegD 2015] [BezRegK 2015] [BezRegMS 2015]

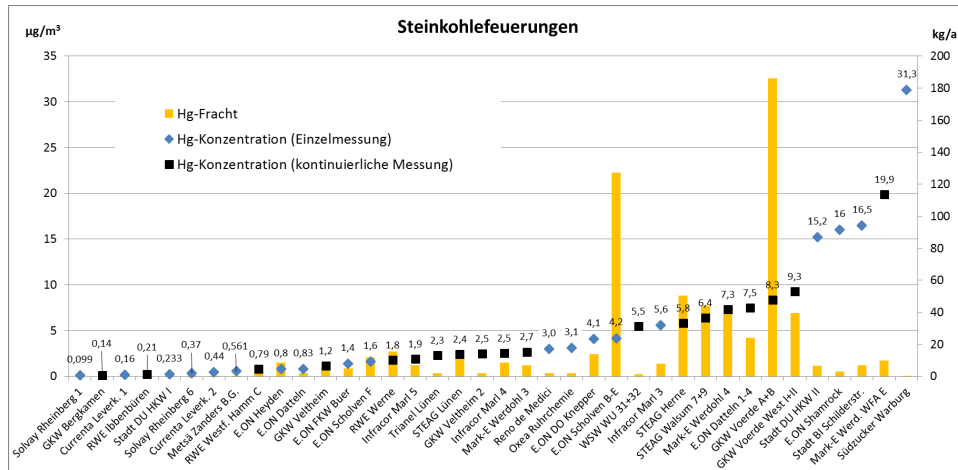
Für Quecksilberemissionen aus Steinkohlekraftwerken gilt in **Deutschland** ab 50 MW Leistung ein Grenzwert im Tagesmittel von 30 µg/m³ sowie ein Grenzwert im Halbstundenmittel von 50 µg/m³. Ein Jahresmittelwert von 10 µg/m³ ist in bestehenden Anlagen ab 2019 einzuhalten.⁵ [13. BImSchV 2013]

Anfang Juni 2015 hat eine EU-Arbeitsgruppe für die **Europäische Union** festgelegt, dass mit besten verfügbaren Techniken (BVT) in bestehenden Steinkohlekraftwerken mit einer Leistung von 50-300 MW_{th} Werte von < 1 bis 9 µg/Nm³ erreichbar sind; ab 300 MW sind Werte von < 1 bis 4 µg/Nm³ erreichbar. Für neue Anlagen gelten Werte von < 1 bis 3 µg/Nm³ (50-300 MW) bzw. < 1 bis 2 µg/Nm³ (ab 300 MW). Die BVT-Festlegung für die EU merkt für alle Anlagen an, dass mit quecksilberspezifischen Minderungstechniken Werte unter 1 µg/m³ erreicht werden. Die Wertebereiche müssen voraussichtlich ab 2021 EU-weit eingehalten werden und gelten dann im Jahresmittel. [LCPDC 2015]

In den **USA** gilt für bestehende Steinkohlekraftwerke seit April 2015 in allen Bundesstaaten ein Emissionsgrenzwert von 1,2 lb/TBtu (je nach Wirkungsgrad ca. 1,5 µg/m³, siehe Umrechnung in Anhang 1, S. 246) als „rollierender“ 30-Tagemittelwert (Mittel aus 30 Tagesmittelwerten); einzelne Staaten hatten bereits seit mehreren Jahren strenge Vorschriften umgesetzt. [US MATS 2012]

⁵ Siehe auch Anhang 2, Tabelle 46 auf S. 176 zu den in Deutschland geltenden Grenzwerten

Abbildung 4 zeigt die Emissionskonzentrationen von 38 Steinkohlefeuerungen in Nordrhein-Westfalen (die Abbildung findet sich in größerem Maßstab in Anhang 4 auf S. 259); von zwei Anlagen liegen keine Konzentrationswerte und Frachten vor. Lediglich 19 der 38 Steinkohlefeuerungen messen kontinuierlich (in der Grafik als schwarzes Quadrat markiert).



[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Abbildung 4: Quecksilber-Emissionskonzentrationen im Abgas und Quecksilberfrachten von 38 Steinkohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012

Die Quecksilberkonzentrationswerte 2012 zeigen, dass bereits rund 30 % der Steinkohlekraftwerksblöcke in Nordrhein-Westfalen durch den Co-Benefit-Effekt einer effizienten Abgasreinigung für Stickstoffoxide, Staub und Schwefeldioxide Quecksilber-Emissionswerte unter $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichten (11 Blöcke). Der gewichtete Mittelwert aller Blöcke betrug $6,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Fast alle Steinkohleblöcke liegen bereits unter dem ab 2019 geltenden Jahresmittelwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (drei der fünf Blöcke mit höheren Emissionen wurden inzwischen geschlossen). Mit dem Inkrafttreten des Grenzwertes ist praktisch keine Quecksilberminderung verbunden.

Bezüglich der voraussichtlich ab 2021 in der EU für bestehende Anlagen vorgeschriebenen oberen mit BVT verbundenen Emissionswerte von $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (bei einer Leistung $< 300 \text{ MW}_{\text{th}}$) bzw. $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\geq 300 \text{ MW}_{\text{th}}$) besteht nur in wenigen Feuerungen Handlungsbedarf. Der von der EU-Arbeitsgruppe festgelegte untere, mit spezifischen Quecksilberminderungstechniken erreichbare, BVT-Wert von $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird derzeit i. d. R. um das 2- bis 4-fache übertroffen.

Dabei ist zu beachten, dass die gemeldeten Emissionskonzentrationen bisher zur Hälfte auf jährlich wiederholten Einzelmessungen beruhen, bei denen ein Mittelwert aus i. d. R. drei halbstündigen Einzelmessungen ermittelt wird. Die Messwerte von Quecksilbergehalten in Steinkohlen schwanken von Jahr zu Jahr stark, so dass Einzelmesswerte mit hohen Unsicherheiten verbunden sind.

Für Steinkohlekraftwerke nennt Kapitel 3 (ab S. 109) Quecksilberminderungstechniken. Die Techniken sind erprobt und verursachen geringe Kosten. Der Quecksilberaustrag kann im Wesentlichen über den Schlamm der Abwasserreinigung für Wasser aus der nassen Rauchgaswäsche erfolgen, so dass weder Gips noch (in der Zementindustrie verwertete) Flugasche oder das Abwasser aus der Abwasserreinigungsanlage stärker mit Quecksilber belastet werden.

Der fortgeschrittene Stand der Technik ermöglicht in Steinkohlekraftwerken die Unterschreitung eines Jahresmittelwertes von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bei diesem Zielwert lägen künftige Jahresmittelwerte bei ca. $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dadurch lassen sich im Vergleich mit 2012 rund 80 % der Quecksilberemissionen aus Steinkohlekraftwerken vermeiden (527 Kilogramm pro Jahr). Dies entspricht einer Minderung der gesamten Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen um 18 %. Die Investitions- und Betriebskosten für die Quecksilberminderungstechniken belaufen sich in den einzelnen Kraftwerken im Allgemeinen auf deutlich weniger als 1 % der Stromerzeugungskosten.

Pilotprojekte die sich besonders für die Quecksilberminderung eignen, sind die Steinkohlekraftwerksblöcke „Hamm Block E“ (neu), „Duisburg-Walsum 10“ (neu), „Duisburg-Walsum 9“, „Voerde A“ und „Voerde B“. Zwei Blöcke wurden erst vor Kurzem errichtet. Die Leistung der vorgeschlagenen Blöcke beträgt $3.390 \text{ MW}_{\text{el}}$ und macht einen hohen Anteil der Leistung der größten Steinkohle-Kraftwerksstandorte aus. Die Summe der Quecksilberemissionen der drei älteren Blöcke in 2012 betrug $230,2 \text{ kg}$, dazu kommen heute Emissionen der neuen Blöcke Walsum 10 in Duisburg und Block E in Hamm. Bei Absenkung des Konzentrationswertes von im Mittel etwa $8,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2012) auf Werte um $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ können in den drei bestehenden Blöcken rund 90 % der Emissionen gemindert werden, entsprechend einer Quecksilbermenge von $206,8 \text{ kg}$ (zzgl. der Emissionsminderung, die in den Blöcken Walsum 10 und Hamm Block E erreicht wird). Dies entspricht einem Anteil von rund 7 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012.

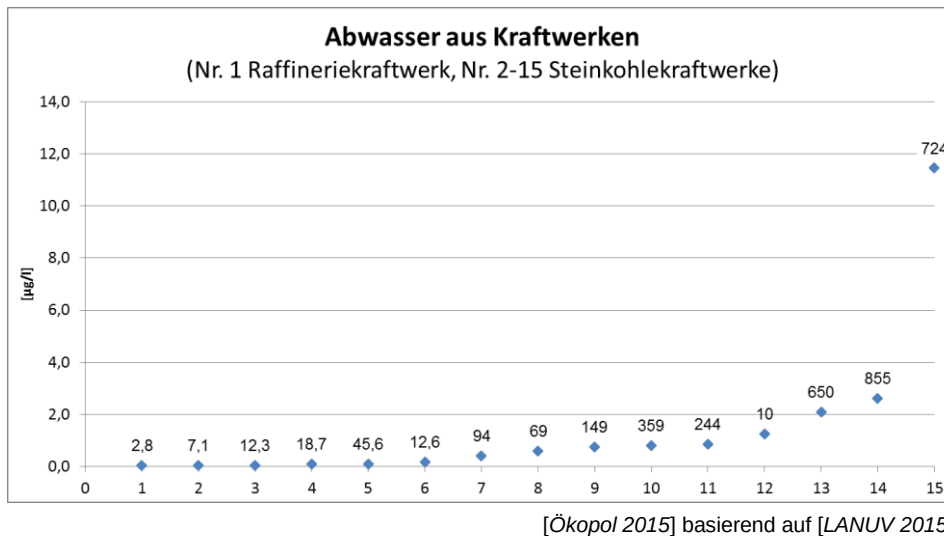
Abwassereinleitungen aus Feuerungsanlagen

Insgesamt lagen Daten von 15 Direkteinleitungen von Kraftwerken vor, deren Abwasser aus der Rauchgaswäsche einer Feuerungsanlage stammt ($3,3 \text{ kg}$). Für Quecksilbereinleitungen der Behandlungsanlagen von Abwasser, das aus der Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen stammt, gilt in Deutschland im Allgemeinen ein Grenzwert von $0,03 \text{ mg/l}$ (siehe auch Anhang 2, Tabelle 46 auf S. 179 zu den in Deutschland geltenden Grenzwerten).

Die Quecksilberableitungen aus dem Kraftwerkssektor stammen aus einem Raffinerieölkraftwerk ($0,0028 \text{ kg}$) und 14 Steinkohlekraftwerken ($3,3 \text{ kg}$).

7 Steinkohlekraftwerke leiteten im Jahr 2012 Quecksilbermengen zwischen 7 und 93 Gramm ein, 7 weitere Steinkohlekraftwerke zwischen 149 und 855 Gramm. In der Regel korrespondieren niedrige Einleitkonzentrationen mit einer niedrigen Quecksilberjahresfracht.

Abbildung 5 zeigt Mittelwerte der im Jahr 2012 gemessenen Quecksilber-Ablaufkonzentrationen (als Raute) und die zugehörigen Jahresquecksilbermengen (als Zahl über der Raute, in Gramm). Der Mittelwert der Konzentrationswerte eines Jahres basiert häufig nur auf wenigen amtlichen Messungen. So basiert beispielsweise der höchste Konzentrations- und Frachtwert im Jahr 2012 (724 g) lediglich auf zwei besonders weit auseinander liegenden Messwerten. Der zweithöchste Konzentrations- und Frachtwert im Jahr 2012 basiert auf vier Messungen (855 g); ein Vergleich mit den Messwerten der betrieblichen Eigenüberwachung ergibt einen halb so hohen Frachtwert (490 g). [LANUV 2015]



Anmerkung: Die Fracht ist in Gramm pro Jahr über dem jeweiligen Konzentrationswert eingetragen.

Angaben zu den Betreibern der einzelnen Anlagen lassen sich Tabelle 15 auf Seite 77 entnehmen

Abbildung 5: Quecksilber-Emissionsmenge (Balken) und Emissionskonzentration (Wert am Balken) der Abwasserbehandlungsanlagen von 15 Kraftwerken mit direkter Gewässereinleitung in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012

Der Stand der Technik ermöglicht in Anlagen nach Anhang 47 AbwV (Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen) die Einhaltung eines Jahresmittelwertes von 0,06 µg/l; bei Anwendung der Techniken können Maximalwerten bis 0,1 µg/l auftreten.

Bei Anwendung des Standes der Technik besteht in den Anlagen in Nordrhein-Westfalen ein Minderungspotenzial von rund 3 kg/a. Dies entspricht 96 % der Quecksilbereinleitungen des Jahres 2012.

Abfallverbrennungsanlagen

Die Quecksilberemissionen der Abfallverbrennungsanlagen stammen von 71 Standorten und beliefen sich im Jahr 2012 auf 104 kg, d. h. 3,5 % der Gesamt-emissionen von Nordrhein-Westfalen.

Für Quecksilberemissionen aus Abfallverbrennungsanlagen gilt in **Deutschland** ein Grenzwert im Tagesmittelwert von 30 µg/m³, sowie ein Grenzwert im Halbstundenmittelwert von 50 µg/m³. Ab 2019 ist ein Jahresmittelwert von 10 µg/m³ einzuhalten; für Neuanlagen gilt dieser ab 2016.⁶ [17. BImSchV 2013]

Im Jahr 2006 hat die EU ein Merkblatt über beste verfügbare Techniken (BVT) der Abfallverbrennung veröffentlicht. Darin wurde festgelegt, dass mit den damaligen besten verfügbaren Techniken in neuen und bestehenden Anlagen im Halbstundenmittel Werte von 1-30 µg/Nm³ erreichbar sind, im Tagesmittel Werte von 1 - 20 µg/Nm³. Mit BVT verbundene Jahresmittelwerte wurden nicht festgelegt. Die Wertebereiche müssen seit 2007 EU-weit von Genehmigungsbehörden berücksichtigt werden. Verbindlichen Status erhalten die mit BVT verbundenen Werte erst, wenn eine Überarbeitung des BVT-Merkblattes unter den neuen Rahmenbedingungen der Industrieemissionsrichtlinie erfolgt ist. Die Revision hat 2015 begonnen. Sie wird technische Neuerungen berücksichtigen und voraussichtlich 2017 abgeschlossen. [BREF WI 2006] [EU IED 2010]

⁶ Siehe auch Anhang 2, Tabelle 46 auf S. 176 zu den in Deutschland geltenden Grenzwerten

Techniken zur Quecksilberminderung bei der Abfallverbrennung sind seit vielen Jahren in den Anlagen etabliert. Sie sind in Kapitel 3 (ab Seite 109) beschrieben. Durch den fortgeschrittenen Stand der Techniken können Jahresmittelwerte unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht werden. Die Investitions- und Betriebskosten der Quecksilberminderungstechniken sind zumutbar gering; die Techniken sind erprobt. Der Quecksilberaustrag erfolgt im Wesentlichen über die eingesetzte Aktivkohle, die mit dem Filterstaub gemeinsam ausgetragen und deponiert wird.

Der fortgeschrittene Stand der Technik ermöglicht in Abfallverbrennungsanlagen die Unterschreitung eines Jahresmittelwertes von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bei diesem Zielwert lägen künftige Jahresmittelwerte bei ca. $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dadurch lassen sich im Vergleich mit 2012 rund 50 % der Quecksilberemissionen aus Abfallverbrennungsanlagen vermeiden (ca. 50 kg pro Jahr). Dies entspricht einer **Minderung der gesamten Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen um 1-2 %.**

Pilotanlagen werden in diesem Bereich nicht prioritär empfohlen. Zum einen sind die Techniken bereits in der Branche weit verbreitet und etabliert. Zum anderen ist die erreichbare Minderung in den einzelnen Anlagen im normalen Betrieb gering. Allerdings können im Fall von illegalen Einträgen durch die neuen Techniken wesentliche Minderungsbeiträge erreicht werden.

Kraftwerke mit Abfallmitverbrennung

Quecksilberemissionen der 24 Kraftwerksblöcke, die Genehmigungen zur Abfallmitverbrennung haben, sind bei den Kraftwerksemissionen mit einbezogen, außer der Wirbelschichtanlage in Werdohl, die Klärschlamm und Steinkohle verbrennt und bei den Klärschlammverbrennungsanlagen mit bilanziert ist.

Zement- und Kalkwerke mit Abfallmitverbrennung

Relativ hohe Quecksilberemissionen (214 kg) wiesen im Jahr 2012 die 12 Öfen der 11 Zementwerke in Nordrhein-Westfalen auf. Sie machten 7 % der Gesamtmission aus. Kalkwerke hatten mit 35 kg einen Anteil von 1 % der Emissionen.

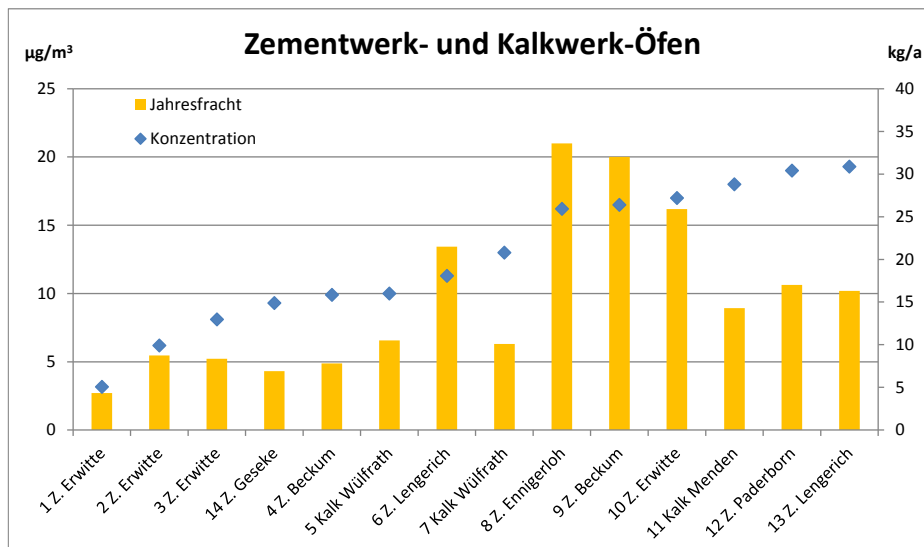
11 der 12 Zementwerköfen (182,5 kg Quecksilberemission) wiesen Genehmigungen zur Mitverbrennung von Abfällen auf; ein Ofen (30,3 kg Hg) hatte keine Genehmigung zur Abfallverbrennung. Quecksilber aus der Entstaubung des Klinkerkühlers und der Kohlemühle meldete nur ein Zementwerk (1,2 kg).

Ein Teil der Quecksilberemissionen stammt aus dem eingesetzten Kalkstein.

Dies trifft auch auf drei Kalkwerke zu, die im Jahr 2012 Quecksilberemissionen von 35,1 kg meldeten. Drei von vier Kalköfen hatten Genehmigungen zur Mitverbrennung von Abfall (34,9 kg Emission); der vierte Ofen meldete 0,2 kg.

Von den Öfen mit Genehmigung zur Abfallverbrennung wiesen fünf Zementwerköfen Emissionen zwischen 4 und 9 kg auf, zwei Zementwerköfen und drei Kalköfen emittierten 10 bis 17 kg Quecksilber; vier Zementwerköfen meldeten Quecksilberemissionen zwischen 21 und 34 kg, was den Emissionen eines großen Steinkohlekraftwerkes entspricht.

Abbildung 6 zeigt die Emissionskonzentration und Jahresfracht der 11 Zementwerk- und 3 Kalkwerk-Öfen mit Genehmigung zur Abfallverbrennung.



[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Anmerkung: Anhand Tabelle 24 (S. 88), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte einzelnen Anlagen zuordnen. Z. = Zement

Abbildung 6: Emissionskonzentration und Fracht der 14 Zementwerk- und Kalkwerk-Öfen mit Genehmigung zur Abfallmitverbrennung in NRW im Jahr 2012

Für Quecksilberemissionen aus Abfall mitverbrennenden Zementwerken gilt in **Deutschland** ein Grenzwert im Tagesmittelwert von 30 µg/m³, sowie ein Grenzwert im Halbstundenmittelwert von 50 µg/m³. Wenn Quecksilber nachweislich aus dem Kalkstein stammt und durch die Abfallmitverbrennung keine höheren Emissionen entstehen, können Grenzwerte von 50 µg/m³ im Tagesmittelwert und 100 µg/m³ im Halbstundenmittelwert auf Antrag genehmigt werden. Der ab 2019 für Abfallverbrennungsanlagen geltende Jahresmittelwert von 10 µg/m³ gilt für Abfall mitverbrennende Zementwerke und Kalkwerke nicht, so dass sich bei Inkrafttreten des Grenzwertes keine Minderung ergibt. [17. BImSchV 2013]

Im Oktober 2008 hat eine EU-Arbeitsgruppe für die **Europäische Union** beste verfügbare Techniken (BVT) zur Herstellung von Zement, Kalk und Magnesiumoxid festgelegt. Nach Verabschiedung der Industrieemissionsrichtlinie [EU IED 2010] ist der damalige Informationsstand ohne eine Aktualisierung in verbindliche BVT-Schlussfolgerungen überführt worden.

In den BVT-Schlussfolgerungen zur Zement-, Kalk- und Magnesiumherstellung ist für die EU festgelegt, dass in Zementwerken mit den bis 2008 bekannten besten verfügbaren Techniken Quecksilberwerte im Mittel über die Probenahmezeit (mind. 0,5 Stunden) von < 50 µg/Nm³ erreichbar sind. Die BVT-Festlegung merkt an, dass Werte über 30 µg/Nm³ weiter zu untersuchen sind und bei Werten um 50 µg/Nm³ zusätzliche Maßnahmen in Betracht zu ziehen sind („z. B. Senkung der Abgastemperatur, Aktivkohle“). Der gleiche Wertebereich gilt für die Abfallmitverbrennung in Zementwerken. Die BVT-Festlegung merkt beim Abfalleinsatz an: „Bei Anwendung von BVT wurden niedrige Werte gemeldet“. Der Wertebereich muss seit Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen im April 2013 in Neuanlagen eingehalten werden, in bestehenden Anlagen ab 2017. [BREF CLM 2010] [BATC CLM 2013] [EU IED 2010]

Übliche Techniken zur Minderung der Quecksilberemissionen sehen vor, das an Staub gebundene Quecksilber aus dem Brennprozess auszuschleusen und dem Zement beizumischen. Zur Erhöhung der Effizienz kann diese Technik durch Zugabe von Sorbentien unterstützt werden. Dies erfolgt in mehreren Zementwerken, auch in Nordrhein-Westfalen. Die quecksilberbeladenen Sorbentien werden im Zementwerk zusammen mit dem ausgeschleusten Staub in der Klinkermühle dem Zement beigemischt; Messwerte für die dabei entstehenden Emissionen liegen nicht vor. Nach der Zementverarbeitung wird das Quecksilber im ausgehärteten Zement oder Beton relativ fest eingebunden. Die Minderungs-techniken für Zementwerke sind in Kapitel 3.1.4 (ab S. 142) beschrieben.

Minderungs-techniken, mit denen Quecksilber der Umwelt dauerhaft entzogen wird, werden in Deutschland in Zementwerken noch nicht angewendet. Welche Emissionswerte mit vertretbaren Kosten durch Sorbentienzugabe erreichbar sind, konnte im Projekt nicht ermittelt werden. **Hier besteht noch Untersuchungsbedarf. Aufgrund der relativ hohen Emissionen einzelner Anlagen sind Pilotprojekte an den folgenden Zementwerken besonders gut geeignet, um die Techniken zur Ausschleusung und Deponierung von Quecksilber zu erproben:** Standorte Ennigerloh, Beckum-Kollenbach und Geseke Milke, die jeweils mehr als 30 kg Quecksilber pro Jahr emittieren.

Rechtliche Handlungsmöglichkeiten

Im rechtlichen Teil (Kapitel 5) wird gezeigt, dass von Anlagenbetreibern verlangt werden kann, die im technischen Teil beschriebene Emissionsminderung zu erreichen. Das kann zum einen über Änderungen der Grenzwerte in den einschlägigen gesetzlichen Regelungen (13. und 17. BImSchV, Anhänge zur AbwV) erfolgen. Daneben besteht für die Behörden die Möglichkeit, auch ohne gesetzliche Änderungen mittels nachträglicher Anordnungen schärfere Grenzwerte gegenüber bestehenden Anlagen durchzusetzen.

Untersuchungsbedarf zu weiteren großen Quecksilberemittenten

Weitere Anlagen mit besonders hohen luftseitigen Quecksilberemissionen waren im Jahr 2012 vier Chlor-Alkali-Prozesse der Chemieindustrie (181 kg) und eine Sekundärkupferhütte, die Almetalle als Rohstoff verwendet (146 kg).

Das Chlor-Alkali-Produktionsverfahren muss aufgrund von verbindlichen BVT-Schlussfolgerungen der EU spätestens im Dezember 2017 beendet werden. [BREF CAK 2013] [BATC CAK 2013] Dadurch werden die luftseitigen Quecksilberemissionen der Chemischen Industrie in Nordrhein-Westfalen (182 kg) weitgehend gemindert. Eine Ausnahme verbleibt für eine Anlage, die ein Amalgamverfahren zur Herstellung von Alkoholaten nutzt. Außer für diese Firma wird im Bereich der Chemischen Industrie luftseitig kein Handlungsbedarf gesehen.

Auch wasserseitig erfolgt durch die Einstellung der Chlor-Alkali-Elektrolyse Ende 2017 eine wesentliche Emissionsminderung. Es verbleiben jedoch große Emittenten, für deren Minderungsoptionen Untersuchungsbedarf gesehen wird.

Die Sekundärkupferhütte gehört zum Bereich der Nichteisen-Metallindustrie. Für die Branche gilt gemäß TA Luft (2002) in Deutschland aktuell ein Quecksilbergrenzwert von 0,25 g/h oder 50 µg/m³ im Tagesmittel.

Eine EU-Arbeitsgruppe hat im März 2014 für die Europäische Union Festlegungen für beste verfügbare Techniken in der NE-Metallindustrie getroffen: Mit den beiden BVT-Techniken „Auswahl von Rohstoffen“ und / oder „Einsatz von Sorbentien“ wurden Emissionswerte von 10 µg/m³ bis maximal 50 µg/m³ festgelegt. Eine Fußnote in den BVT-Festlegungen gibt an, dass das untere Ende des Wertebereichs durch Sorbentieneinsatz kombiniert mit einem Staubfilter erreichbar ist (außer in Wälzöfen). Mit Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen durch die EU ist in 2016 zu rechnen, so dass der Wertebereich ab 2021 EU-weit einzuhalten ist. Die Werte gelten dann im Tagesmittel oder – bei Einzelmessungen – als Mittelwert der Probenahmezeit. [BREF NFM Draft 2014]

Übliche Techniken zur Minderung der Quecksilberemissionen bestehen neben der Auswahl quecksilberarmer Einsatzstoffe in der Zugabe von Sorbentien. Quecksilber wird an Partikel gebunden aus dem Rauchgas ausgeschleust und entfernt. Zur Erhöhung der Effizienz können spezielle Sorbentien eingesetzt werden, die mit Schwefel oder Brom vorbehandelt wurden. Die Minderungstechniken entsprechen denen der trockenen Rauchgasreinigung in Abfallverbrennungsanlagen, die in Kapitel 3 (ab Seite 109) beschrieben werden.

Nach Auskunft des Betreibers ist die Verdopplung der Quecksilberemissionen, die 2007 und 2008 noch bei 70 kg/a lagen, auf 146 kg im Jahr 2012 nicht durch Produktionssteigerungen zu erklären sondern durch erhöhte Quecksilbergehalte in den Sekundärmaterialien und durch Ausdehnung der messtechnischen Erfassung zusätzlicher Emissionsquellen. Durch Einsatz anderer Sorbentien, die nun Aktivkohleanteile enthalten, konnte die Quecksilberemission in 2013 auf 122 kg und in 2014 auf 87 kg gesenkt werden. [Aurubis 2015] [E-PRTR 2015]

Ob weitere Minderungen mit vertretbaren Kosten durch Veränderung der Sorbentien erreichbar sind, konnte im Projekt nicht ermittelt werden. **Hier besteht weiterer Untersuchungsbedarf. Da die Sekundärkupferhütte mit 87 kg in 2014 weiterhin eine relativ große Emissionsquelle ist, eignet sie sich besonders für ein Pilotprojekt zur weitergehenden Quecksilberminderung.**

Relevanzabschätzung weiterer Quecksilberemittenten

Kurzrecherchen zu weiteren Quecksilberemissionsquellen haben ergeben, dass vermutlich keine relevanten Mengen aus diesen Bereichen emittieren. Es besteht jedoch weiterer Untersuchungsbedarf zur Verbesserung der Datenlage und Quantifizierung folgender Bereiche:

- Quecksilberemissionen aus Stahlerzeugung und Gießereien (Luft)
(Emissionserklärungen 2012 nennt 24,2 kg, davon 95 % aus einer Sinteranlage und einem Hüttenwerk, die übrigen aus 7 kleinen Quellen)
- Quecksilberemissionen aus Mineralölraffinerien (Luft, Wasser)
(wenige Messungen lassen eher geringe Emissionen vermuten)
- Quecksilberemissionen aus Gasverbrennung (Luft)
(Messungen zeigten geringe Emissionskonzentrationen)
- Quecksilberemissionen aus kommunalen Kläranlagen (Wasser)
(relativ hohe PRTR-Meldungen beruhten auf hohen Volumenströmen und Messungen, die überwiegend unter der Nachweisgrenze lagen und mit halber Nachweisgrenze in die Frachtberechnung eingingen; Untersuchungen mit geringerer Nachweisgrenze zeigten niedrige Relevanz)

- Quecksilberemissionen aus Gas-Verdichterstationen (Luft)
(genauere Untersuchungen im Projektkontext nicht möglich)
- Quecksilberemissionen aus Krematorien (Luft)
(Abschätzung der Emissionen ergibt Emissionsmenge < 10 kg in 2012)⁷
- Quecksilbereintrag durch Klärschlammverbringung auf Böden (Wasser)
(Abschätzungen zur Eintragsmenge möglich, aber Auswaschungsanteile in Gewässer sind schwer zu bestimmen)

Weiterer Handlungsbedarf

Die Untersuchung der Daten zu quecksilberrelevanten Anlagen hat gezeigt, dass viele relevante Quecksilberquellen bisher keine Verpflichtung zur kontinuierlichen Emissionsmessung haben, da Ausnahmeregelungen genutzt werden.

Dadurch basieren Angaben zu Quecksilberemissionen von fast allen Braunkohlekraftwerken sowie der Hälfte der Steinkohlekraftwerke auf Abschätzungen, die auf jährlichen Einzelmessungen basieren (an 0,02 % der Jahresstunden).

Wenn künftig zur BVT-Umsetzung Jahresgrenzwerte deutlich unter 10 µg/m³ festgelegt werden, ist die derzeitige Praxis als Nachweis nicht mehr geeignet.

Zum einen besteht die Möglichkeit zur kontinuierlichen Messung. Messgeräte sind aufgrund der US-Anforderungen exakter und wartungsärmer geworden.

Als Alternative besteht die Möglichkeit zur Langzeitprobenahme auf Adsorptionsröhrchen, wie sie in der US-Gesetzgebung als Alternative zur kontinuierlichen Messung anerkannt wurde. [US EPA 2012] [US EPA PS 12B o. J.]

Im Vergleich mit der kontinuierlichen Messung und der Standardreferenzmethode weisen durch Adsorberröhrchen erzielte Messergebnisse eine hohe Genauigkeit auf. [Mayer et al. 2014] Die Langzeitprobenahme auf Adsorberröhrchen ist insbesondere für Kohlekraftwerke eine Alternative zur kontinuierlichen Messung, wenn zur Einhaltung eines Jahresmittelwertes keine spezifische Quecksilberminderungstechnik überwacht werden muss – beispielsweise weil der Quecksilbergehalt der Kohle niedrig ist oder niedrige Emissionen durch andere Parameter überwacht werden (z. B. Messung des Quecksilbergehaltes im Wäscherwasser). Die europäische Arbeitsgruppe CEN TC 264 WG 8 arbeitet derzeit an der Übertragung der US-EPA-Methode zur Langzeitprobenahme mit dem Ziel einer europäischen Norm. [Reinmann 2014]

Die Durchführung von Pilotprojekten in Kohlekraftwerken zur Bestimmung von Quecksilber mit Adsorptionsröhrchen (Sorbent Trap Monitoring System) wird empfohlen. Damit wird die Validierung der CEN-Messmethode unterstützt und die Möglichkeit zur gesetzlichen Anerkennung als Alternative zur kontinuierlichen Messung eruiert.

Als Anlagen für diese Pilotmessung kommen v. a. Kraftwerke in Frage, die spezifische Quecksilberminderungstechnik testen und entweder parallel zuverlässig arbeitende kontinuierliche Messgeräte der neuesten Generation installiert haben oder Vergleichsmessungen mit der Standardreferenzmethode durchführen.

Die Ausweitung kontinuierlich erhobener Quecksilberemissionsdaten durch Langzeitprobenahmesysteme könnte auch große Unsicherheiten bezüglich der Gesamtmenge der Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen beseitigen.

⁷ Annahmen: spezifische Quecksilberminderungstechnik in allen 18 Krematorien installiert (Hg-spezifische Sorbentien oder GORE®-Filter), ca. 100.000 Feuerbestattungen in 2012, Emissionsfaktor 54,6 mg/Feuerbestattung = 5,5 kg

1 QUECKSILBER IN DER UMWELT

1.1 Ursprung und Freisetzung in die Umwelt

Quecksilber liegt auf der Erde vorwiegend als Quecksilber(II)sulfid vor (HgS), nur selten als elementares Quecksilber. Die häufigste HgS -Kristallform ist Zinnober (Cinnabarit) mit weltweit rund 2.300 Fundstätten. [MinDat 2015] Zinnober ist häufig mit anderen Erzen wie z. B. Blei, Eisen, Gold, Kupfer, Zink vergesellschaftet. Aufgrund seiner schweren Wasserlöslichkeit ist Zinnober ungiftig.

Die natürliche Hintergrundbelastung erfolgte und erfolgt noch durch geogene Quellen wie Vulkanausbrüche; dabei wird gasförmiges Quecksilber (Hg^0) frei.

Quecksilber ist das einzige Metall, das bei Raumtemperatur flüssig ist und schwach verdunstet.⁸ Elementares Quecksilber (Hg^0) löst sich kaum in Wasser und wird daher von Niederschlägen wenig ausgewaschen. Es verbleibt lange in der Atmosphäre und verteilt sich – ähnlich wie Kohlendioxid – weltweit auf der Erde. Elementares Quecksilber bindet sich leicht an Staubpartikel. [IFA 2013]

In der Atmosphäre oxidieren Stoffe wie Ozon, Chlor und Brom elementares Quecksilber zu oxidiertem Quecksilber (Hg^{2+}). Oxidiertes Quecksilber ist wasserlöslich. Es wird mit Niederschlägen aus der Atmosphäre ausgewaschen und durch Erosion aus Böden herausgelöst; so gelangt es in Flüsse und Meere.

Von Mikroorganismen wird Quecksilber zu hochgradig giftigem organischen Quecksilber (Methylquecksilber) umgewandelt. In der Nahrungskette reichert sich organisches Quecksilber in Lebewesen an, so dass große Raubfische (Prädatoren) und Meeressäuger die höchsten Konzentrationen aufweisen. Durch die Bioakkumulation weisen Gesteine, die aus Lebewesen entstanden sind, ebenfalls Quecksilber auf, v. a. Kalkstein, Gips und Kohle.

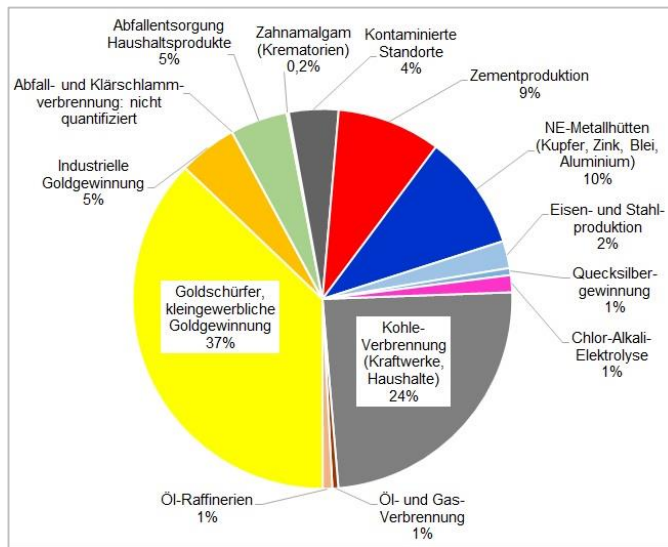
Vor Beginn menschlicher Aktivitäten war der Quecksilberkreislauf dadurch gekennzeichnet, dass im Meer gelöstes oder in Biomasse gebundenes Quecksilber bei Waldbränden und Erwärmung der Ozeane wieder frei gesetzt wurde. Im Meer wird Hg^{2+} durch Sonnenstrahlung photochemisch oder durch mikrobiologischen Abbau (Demethylierung) zu Hg^0 umgewandelt. Aufgrund seiner schlechten Wasserlöslichkeit verdampft Hg^0 aus dem Meer in die Atmosphäre. In der Atmosphäre hält es sich etwa ein Jahr bis zur Oxidation und Auswaschung und wird dadurch weltweit transportiert. [Beckers et al. 2012]

Durch menschliche Aktivitäten sind die Quecksilberbelastungen in Gewässern, Atmosphäre und Böden stark angestiegen. Die Freisetzung erfolgte durch:

- Quecksilberbergbau und Gewinnung von Quecksilber
 - Verwendung in Prozessen (v. a. Goldschürfer, industrielle Goldgewinnung, Chlor-Alkali-Elektrolyse, Vinylchlorid-, Polyurethan-Katalysator);
 - Erhitzung von Gestein (v. a. Kohle, Erze, Kalkstein und Dolomit);
 - Freisetzung aus Produkten (v. a. Leuchtstofflampen, Zahnamalgam, Batterien, Porositätsmessung, Thermometer u. a. Messgeräte, Schalter und Relais, Pestizide, Farbkonservierung, Kosmetik, Impfstoffe).
- [EU Hg Study 2015] [UNEP 2013]

⁸ Dampfdruck bei 20°C: 0,242 Pa, bei 100°C: 37 Pa, bei 120°C: 102 Pa; Siedepunkt: 357,3°C [Lide 2005]

1.1.1 Quecksilberemissionsquellen



[Ökopoll 2015] basierend auf [UNEP 2013]

Abbildung 7: Anteile anthropogener luftseitiger Quecksilberquellen im Jahr 2010

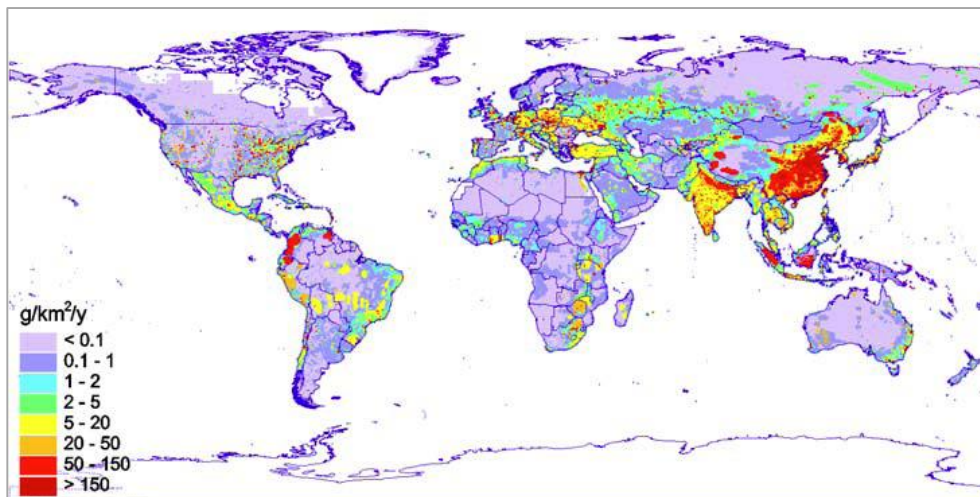
Abbildung 7 veranschaulicht die aktuelle Herkunft anthropogener atmosphärischer Quecksilberemissionen. Die Daten für 2010 resultieren aus der ersten globalen Abschätzung aller Quellen durch eine internationale Arbeitsgruppe beim Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP).

Im Referenzjahr 2010 lag die Summe der anthropogenen luftseitigen Emissionen bei 1.960 Tonnen. Größte Quellen waren die kleingewerbliche Goldgewinnung (Artisanal and Small Scale Gold Mining, kurz: ASGM) sowie die industrielle Goldgewinnung (42 %), die Kohleverbrennung (24 %), die Verhüttung von Nicht-Eisenmetallen (10 %) und die Zementproduktion (9 %). [UNEP 2013]

Wasserseitige Emissionen wurden auf mindestens 1.000 Tonnen geschätzt. Sie stammen überwiegend aus der kleingewerblichen Goldgewinnung (etwa 80 %) sowie aus Erosion, die durch die Waldabholzung verursacht wird. [UNEP 2013]

Der UN-Bericht geht davon aus, dass heutige menschliche Aktivitäten etwa für 30 % des atmosphärischen Quecksilbers verantwortlich sind, 10 % aus natürlichen Quellen stammen. Die übrigen 60 % sind Re-Emissionen aus früheren Einlagerungen in obere Boden- und Meerwasser-Schichten, die v. a. durch anthropogene Aktivitäten der letzten Dekaden verursacht wurden. [UNEP 2013]

Abbildung 8 zeigt Weltregionen mit besonders hohen Quecksilberemissionen.

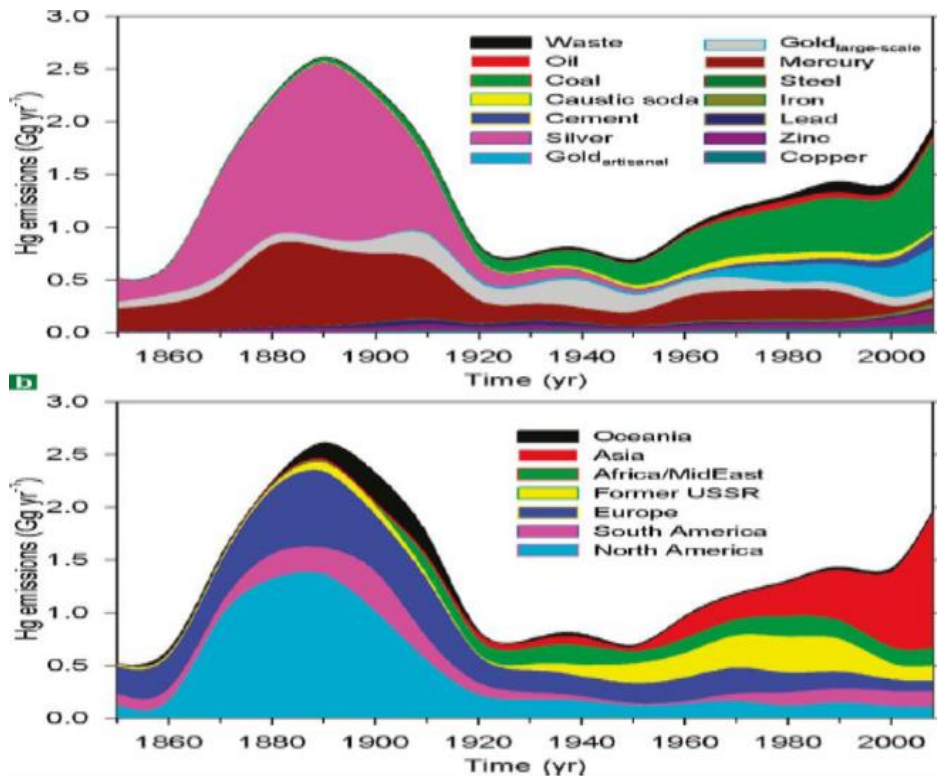


[EMEP 2012]

Abbildung 8: Weltregionen mit hohen luftseitigen Quecksilberemissionen in Gramm pro Quadratkilometer und Jahr (2005)

Abbildung 9 zeigt den zeitlichen Verlauf der Quecksilberemissionen. Im oberen Bild ist die Art der Quellen dargestellt, im unteren Bild die regionale Herkunft.

Während die Emissionen in den 1990er Jahren in den USA, den ehemaligen Sowjetrepubliken und Europa sanken, stiegen sie in gleichem Maße in Asien an, so dass die weltweiten Emissionen in dieser Zeit in etwa gleich blieben. Im ersten Jahrzehnt des 21. Jahrhunderts erfolgte in Asien eine starke Zunahme der Quecksilberemissionen; gleichzeitig nahmen die Emissionen in den übrigen Regionen nicht mehr ab sondern stagnierten. [Streets et al. 2011] [EMEP 2012]



[Streets et al. 2011]

Abbildung 9: Zeitverlauf luftseitiger Quecksilberemissionen nach Quellen und Weltregion in Tonnen pro Jahr (1850-2010)

Zuletzt beobachtete der Verein der Kohleimporteure (VDKi e. V.) eine Trendumkehr in Asien: In China sank im Jahr 2014 die Steinkohleförderung erstmals seit 1998, ausgelöst v. a. durch umweltbedingte Auflagen der chinesischen Regierung hinsichtlich der Schwefel- und Aschegehalte der Kohlen. Im Vergleich zum Vorjahr wurden im Jahr 2014 rund 2,5 % (ca. 90-100 Mio. t) weniger gefördert. Gleichzeitig sanken auch die Importe Chinas um 11 % (36 Mio. t). [VDKi 2015]

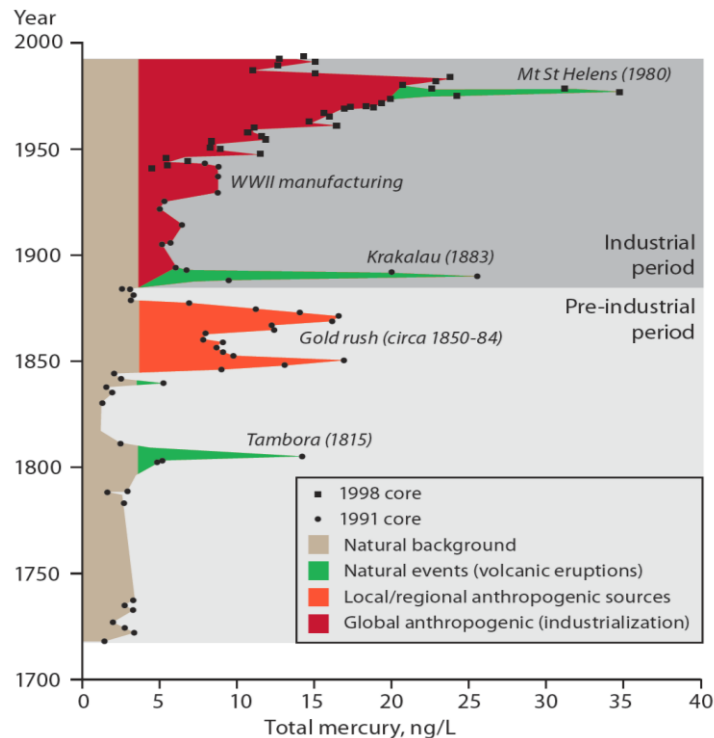
In den USA stieg die Kohleförderung in 2014 noch um ca. 2 % an, der Eigenverbrauch blieb in etwa gleich.

Demgegenüber verzeichnete Deutschland im Jahr 2014 gegenüber dem Vorjahr einen weiteren Zuwachs der Steinkohleimporte um 6 % (3,3 Mio. t). Dadurch wurde ein historischer Höchstwert der Importe erreicht (42 Mio. t). Der Gesamtverbrauch liegt in Deutschland seit 1999 relativ konstant bei rund 120 Mio. t Steinkohle und Braunkohle. [SdK 2015]

1.1.2 Quecksilberdeposition und Herkunft

Abbildung 10 zeigt die Quecksilberdeposition in den letzten drei Jahrhunderten als Analyse eines Eis-Bohrkerns aus Wyoming/USA.

Deutlich zu erkennen sind die natürliche Hintergrundbelastung (grau) sowie die menschlich verursachten Zusatzbelastungen durch Goldschürfung (orange) und die Industrialisierung (rot).

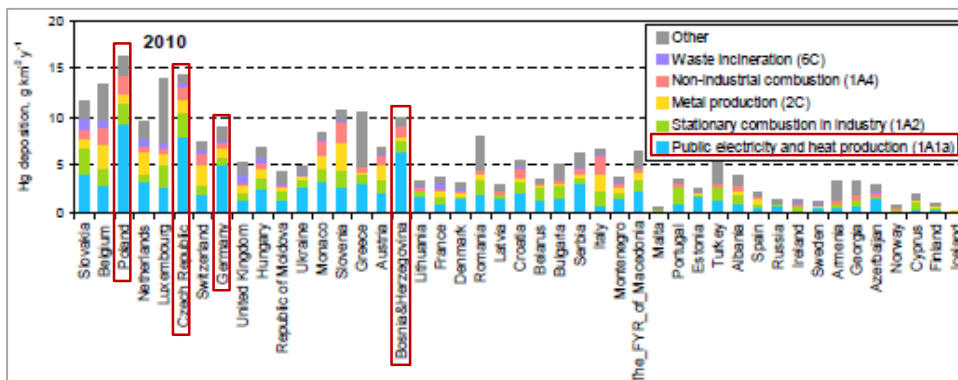


[UNEP 2013]

Abbildung 10: Quecksilbergehalt eines Eis-Bohrkerns aus Wyoming/USA (17.-20. Jhdt.)

Nach Abschätzungen von EMEP wird die aktuelle Quecksilberdeposition in Europa etwa zur Hälfte durch natürliche vulkanische Quellen sowie die Re-Emission von historisch in Meeren eingelagertem Quecksilber verursacht. Die zweite Hälfte wird zu 34 % in Europa selbst emittiert, zu 16 % stammen die Emissionen aus Quecksilberquellen anderer Weltregionen. [EMEP 2012]

Abbildung 11 zeigt, dass die Verbrennung von Kohle in vielen Ländern Europas den höchsten Beitrag zur Quecksilberdeposition verursacht.



[EMEP 2012]

Abbildung 11: Höhe und Herkunft anthropogener Quecksilberdepositionen in europäischen Ländern (2010)

Den europaweit größten Anteil der Quecksilberdepositionen aus der Energieerzeugung verzeichneten die rot eingrahmten Länder Polen, Tschechische Republik, Bosnien & Herzegowina und Deutschland. [EMEP 2012]

1.2 Gefahren für Umwelt und Gesundheit

Quecksilber kommt als elementares (metallisches) Quecksilber vor (Hg^0), als ionisches Quecksilber, d. h. in Form meist zweiwertiger Verbindungen (Hg^{2+}) sowie als organisch gebundenes Quecksilber, insbesondere Methylquecksilber (CH_3Hg^+ , Trivialabkürzung: MeHg).

Je nach Erscheinungsform bewirkt Quecksilber sehr unterschiedliche Gefahren für die Umwelt und die menschliche Gesundheit. Die wesentlichen Schäden entstehen durch langfristige Anreicherung von Methylquecksilber im zentralen Nervensystem (d. h. im Gehirn und Rückenmark). [Syversena *et al.* 2013]

1.2.1 Elementares Quecksilber

Quecksilberdämpfe (Hg^0) führen bei inhalativer Aufnahme zu Reizungen der Atemwege und bei höheren Konzentrationen zur Schädigung der Lunge, des Magen-Darmtrakts sowie der Nierenfunktionen. Andauernde Belastungen mit Quecksilberdämpfen bewirken Störungen des zentralen Nervensystems. [GESTIS 2015] Verbraucherinnen und Verbraucher kommen mit elementarem Quecksilber nur noch sehr selten in Kontakt. Schädigungspotenziale bestehen beim Bruch von Leuchtstofflampen und bei der Zahnbehandlung mit Amalgam.⁹

Die Langzeitwirkung von Amalgam ist schwer nachweisbar. Die EU-Kommission rät Schwangeren von Zahnbehandlungen mit Amalgam ab. [SCENIHR 2015] Schweden und Norwegen haben Amalgamfüllungen bereits verboten. Eine Studie im Auftrag der EU-Kommission zur Abschätzung der Auswirkung verschiedener Handlungsoptionen bezüglich Zahnamalgam stellt fest, dass ein EU-Verbot gesamtwirtschaftlich die vorteilhafteste Lösung wäre. [EU BIO 2012]

1.2.2 Ionisches Quecksilber

Die menschliche Gefährdung durch das Einatmen von Quecksilbersalz-Stäuben wird wegen ihres hohen spezifischen Gewichtes als gering eingeschätzt; eher bestehen Gefahren durch das Einatmen zusammen mit wässrigen Aerosolen, da anorganische Quecksilberverbindungen zu schweren Verätzungen von Mundhöhle, Rachen und der Speiseröhre führen können.

Die Aufnahme von Quecksilber(II)-chlorid über den Darm ist mit ca. 7-15 % eher gering. Hohe orale Dosen führen aber zu Vergiftungen und Todesfällen durch Nierenversagen sowie Beschädigungen des Magen-Darm-Trakts. Für Erwachsene gelten 10 - 50 mg/kg Körpergewicht als letale orale Dosis. [GESTIS 2015]

Bei Quecksilber(II)-chlorid wird das Risiko einer fortpflanzungsschädigenden Wirkung vermutet. Für eine erbgutschädigende Wirkung bestehen einige Anhaltspunkte. Es gibt den begründeten Verdacht auf ein krebserzeugendes Potenzial. [GESTIS 2015]

⁹ Amalgam besteht zu etwa 50 % aus Quecksilber; eine Zahnfüllung enthält zwischen 0,5 und 2 g Hg; Leuchtstofflampen beinhalten bei unter 30 W Leistung maximal 2,5 g Hg pro Stück. [UBA 2014a]

Wegen der toxischen Wirkung für Mikroorganismen wurde Quecksilber(II)-chlorid bis ins 19. Jh. als Abführmittel verwendet und bis 2013 als Desinfektionsmittel. In Pflanzenschutzmitteln werden weltweit weiterhin Quecksilbersalze verwendet; in Deutschland ist die Verwendung verboten (in der DDR war sie seinerzeit zugelassen, in der BRD seit 1982 verboten). [BVL 2015] Verbraucherinnen und Verbraucher können mit ionischem Quecksilber vor allem durch zerstörte Batterien in Kontakt kommen, die Quecksilber(II)-oxid enthalten. Die Verwendung von Quecksilber in Knopf- und Trockenbatterien ist in Deutschland seit 2001 verboten. [IFA 2013]

1.2.3 Organisch gebundenes Quecksilber

Alkylquecksilber entsteht in der Umwelt durch Biomethylierung von anorganischem Quecksilber durch Mikroorganismen, welche sich in Sedimenten und Schwebstoffen von wässrigen Systemen befinden. Insbesondere kurzkettige Alkylquecksilberverbindungen (z. B. Methylquecksilber) besitzen eine hohe Toxizität. Nicht-kurzkettige Verbindungen wie beispielsweise Phenylquecksilberverbindungen ähneln in ihrer Toxizität im Wesentlichen den anorganischen Quecksilberverbindungen. [Kalberlah et al. 2015]

Methylquecksilber (MeHg) ist um ein vielfaches giftiger als anorganisches Quecksilber. Die orale letale Dosis (LC50) von Methylquecksilberchlorid beträgt bei Ratten 29,9 mg/kg. Während die letale Dosis (LC50 96 h) für Fische bei elementarem Quecksilber 0,160 mg/l beträgt, ist bei Methylquecksilber bereits eine 32-fach niedrigere Dosis von 0,005 mg/l tödlich. [GESTIS 2015]

Da Methylquecksilber in Lebewesen nicht abgebaut wird, reichert es sich entlang der Nahrungskette an. Im Menschen erfolgt eine Anreicherung vor allem durch den Verzehr von Fischen, Meeressäugern und Meeresfrüchten. Über den Stoffwechsel von Methylquecksilberverbindungen ist nachgewiesen, dass es nach der Aufnahme im Blut bevorzugt an rote Blutkörperchen gebunden wird und sich außerordentlich schnell und gleichmäßig im Organismus verteilt. Bei Methylquecksilber erfolgt – mehr als bei anderen organischen Quecksilberverbindungen – eine langsame Umverteilung ins Gehirn. [GESTIS 2015]

Methylquecksilber schädigt vor allem das zentrale Nervensystem. [Kalberlah et al. 2015] Schon geringe Konzentrationen, die den Organismus der Mutter nicht schädigen, verursachen schwere Schäden bei der Gehirnentwicklung eines Fötus. Es wirkt somit fortpflanzungsgefährdend (reproduktionstoxisch).

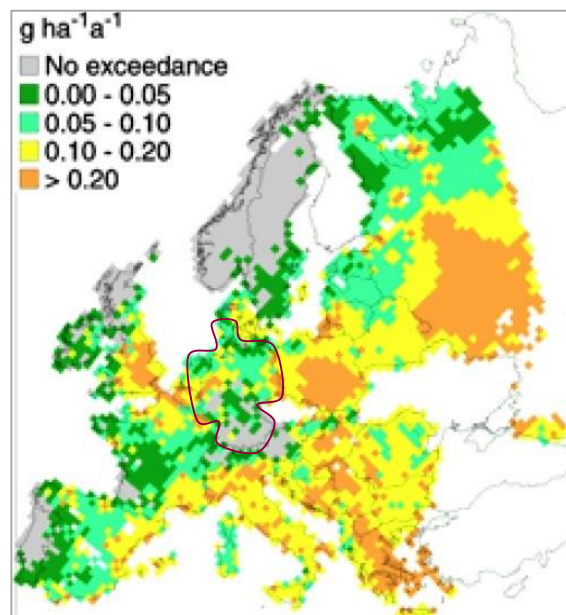
Außerdem hat Methylquecksilber eine erbgutverändernde (mutagene) Wirkung. Eine eindeutige Schädigung von Chromosomen hat sich an verschiedenen Säugerzellen wie auch bei Tierversuchen eindeutig gezeigt. Es besteht zudem ein begründeter Verdacht auf krebserzeugendes Potential. [GESTIS 2015]

Neuere Untersuchungen zum Mechanismus der neurotoxischen Wirkung der Methylquecksilberverbindungen haben ergeben, dass die Calcium-Homöostase (Gleichgewichtszustand) der Nervenzellen durch mehrere Einflussfaktoren erheblich gestört und die Signalübertragung der Nerven unterbrochen werden. Dies kann zu sogenannten ultrastrukturellen Veränderungen führen, die eine Genesung stark verzögern oder bleibende Schäden verursachen. [GESTIS 2015]

Funktionelle Störungen im Zentralnervensystem (ZNS) werden schon durch relativ geringe Dosen hervorgerufen, können aber auch mit einer erheblichen Verzögerung eintreten: Zittern der Hände (Tremor), Sehstörungen (röhrenförmig eingengtes Gesichtsfeld), leichte Einschränkung der Koordinationsfähigkeit, Sprachstörungen, Schwierigkeiten beim Schreiben und Gehen, Schwerhörigkeit. Emotionale Instabilität, aggressive Ausbrüche, Depression und Gedächtnisstörungen können hinzukommen. [GESTIS 2015]

Abbildung 12 zeigt Gebiete in Europa, in denen die Quecksilberdeposition den sogenannten „kritischen Belastungswert“ überschreitet. Der kritische Belastungswert wurde von EMEP nach einer Methode des Umweltbundesamtes festgelegt und berücksichtigt folgende Faktoren:

- (1) Auswirkung auf die menschliche Gesundheit (Trinkwasser) durch terrestrische Ökosysteme;
 - (2) Auswirkung auf die menschliche Gesundheit (Nahrungsqualität) durch terrestrische Ökosysteme;
 - (3) Ökotoxikologische Auswirkung auf terrestrische Ökosysteme;
 - (4) Ökotoxikologische Auswirkung auf aquatische Ökosysteme;
 - (5) Auswirkung auf die menschliche Gesundheit (Nahrungsqualität) durch aquatische Ökosysteme. [UBA 2004]
- (siehe http://icpmapping.org/Mapping_Manual)



[EMEP 2012]

Abbildung 12: Überschreitung kritischer Quecksilberbelastung in Europa in Gramm pro Hektar und Jahr (2010)

1.3 Aktuelle Belastungen

Der UN-Bericht zu globalen Quecksilberemissionen geht davon aus, dass Quecksilberemissionen durch menschliche Aktivitäten in den vergangenen 100 Jahren zur Verdopplung des Quecksilbergehaltes in den obersten 100 Metern der weltweiten Meere geführt haben. [UNEP 2013]

Die folgenden Kapitel zeigen die Risiken für den Menschen sowie die aktuelle Belastungssituation in Gewässern. Dabei wird dargestellt, welche Berechnungsschwierigkeiten es mit sich bringt, die direkten Einträge einer einzelnen Industrieanlage in Verbindung mit der Gewässerbelastung zu bringen.¹⁰

¹⁰ Zu Risiken für Mensch und Umwelt durch quecksilberhaltige Produkte siehe [Floyd et al. 2002]

1.3.1 Quecksilber beim Menschen

Von den verschiedenen Quecksilberformen nimmt der Mensch insbesondere Quecksilberdämpfe aus Zahnamalgam sowie Methylquecksilber über den Fischverzehr auf. Methylquecksilber kann die Blut-Hirnschranke und die Plazentabarriere durchdringen und zu schweren Nervenschäden führen. Die Schädigung ist bei Embryos und Kleinkindern besonders gravierend, da Methylquecksilber die Gehirnentwicklung behindert. [Kalberlah et al. 2015] Toxikologen haben Hinweise darauf, dass Quecksilber auch Demenz und ADHS verursachen könnte. [Hassauer et al. 2012] [Kalberlah et al. 2015] Aufgrund der vielfach schädigenden Wirkungen (mutagen, reproduktionstoxisch, evtl. kanzerogen) kritisieren sie die Werte für „tolerierbare tägliche Aufnahme“ (TDI).

Heutige Konzentrationen von Quecksilber in der Atemluft und in Gewässern liegen weit unterhalb der Werte, die zu einer akuten Gesundheitsgefährdung führen. Die lebensmittelrechtlichen Grenzwerte für Raubfische (1.000 µg/kg) und sonstige Fische (500 µg/kg) werden zwar meistens eingehalten.¹¹ [BTag 2015b] Es besteht aber bei belasteten Fischarten stets eine besondere Gefahr für Schwangere, Stillende oder Kleinkinder. [BfR 2008] [BMUB 2015] Auch bei sogenannten „Vielverzellern“ von Fisch lassen sich Konzentrationen feststellen, die über den von Toxikologen aufgestellten Toleranzwerten liegen.

Während die WHO im Jahr 1972 noch eine tägliche Quecksilberaufnahme von 0,48 µg/kg Körpergewicht (KG) vertretbar fand, stellte eine detaillierte Studie im Jahr 1990 die Gefahren durch quecksilberbelasteten Fisch auf. [WHO 1990] Eine Studie über die Färöer-Bewohner von Philippe Grandjean von der dänischen Universität Odense stellte im Jahr 1997 bei 900 Schwangeren Quecksilber im Haar und in der Nabelschnur fest. Acht Jahre lang wurden die Kinder untersucht und eindeutige Korrelationen mit der Belastung der Mutter festgestellt: Je höher die Quecksilberwerte bei der Mutter lagen, desto schlechter waren bei den Kindern die sprachlichen Fähigkeiten, die Aufmerksamkeit, das Gedächtnis, die räumliche Wahrnehmung und die motorischen Fähigkeiten. Das Quecksilber stammte aus dem regelmäßigen Verzehr von Walfleisch. [Presstext 1997] [MacKenzie 1997]

Nach der Färöer-Studie [MacKenzie 1997] senkte die WHO 2003 den Toleranzwert auf 0,23 µg/kg KG. Zuletzt legte eine Arbeitsgruppe der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) für Methylquecksilber im Jahr 2012 einen Wert von 0,19 µg/kg KG pro Tag fest. In den USA gilt schon seit 2000 aufgrund der Färöer-Studie der Wert von 0,1 µg/kg KG. [Kalberlah et al. 2015]

Aktuelle Untersuchungen zum Fischverzehr und der Quecksilberbelastung bei Mutter-Kind-Paaren in 17 EU-Staaten zeigten eine hohe Belastung in Ländern mit besonders hohem Fischverzehr, wie z. B. Belgien, Dänemark, Portugal, Spanien und Schweden, sowie generell bei Fisch-Vielverzellern. 11 % der Fisch-Vielverzellern in den untersuchten Ländern überschreiten die in der EU festgelegten tolerierbaren täglichen Aufnahmewerte. [Bellanger et al. 2013]

¹¹ Das Expert Committee on Environmental and Industrial Contaminants der Europäischen Kommission hat im Mai 2015 Änderungen der Fischgrenzwerte vorgeschlagen (u. a. eine Verdopplung für „Bonito“-Thunfisch auf 2.000 µg/kg), siehe http://www.foodwatch.org/fileadmin/Themen/Quecksilber/Quecksilber_Beratungsdokument_DG_Sante.pdf

Eine Untersuchung aus Spanien im Zeitraum 2008/2009 an 580 Kindern im Alter von vier Jahren ergab einen Mittelwert in Haarproben von 1,1 ppm Quecksilber. Bereits 19 % der Haarproben der Vierjährigen überschritten den Empfehlungswert der EU (1,9 ppm). [Llop et al. 2014]

1.3.2 Quecksilber in Flüssen und Lebewesen (Biota)

Quecksilber wird von Mikroorganismen in Meeren, Seen und Flüssen in Methylquecksilber umgewandelt und in ihrem Organismus angereichert. Untersuchungen des als Konserve beliebten Gelbflossen-Thunfisches aus dem Pazifischen Ozean zeigten zwischen 1971 und 1998 noch unveränderte Quecksilbergehalte; seit 1998 stieg die Belastung jährlich um 3,8 %. [Drevnick et al. 2015]

Generell gilt aufgrund der Nahrungskette, dass sich Methylquecksilber verstärkt anreichert, je größer und älter die Fische werden (Akkumulation in *Prädatoren*). Das Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LALLF MV) stellt für Deutschland auf der Basis von 1.200 Quecksilberanalysen der Jahre 2003 bis 2012 fest, dass der Verzehr-Grenzwert in ca. 3,3 % der Fälle überschritten ist. Überschreitungen bei Raubfischen und Endgliedern der marinen Nahrungskette betreffen:

- 30 % der untersuchten Schwertfische und Haifischarten, d. h. etwa jede 3. Probe, liegt über dem Grenzwert
- 15 % der untersuchten Buttermakrelen, d. h. etwa jede 7. Probe liegt über dem Grenzwert
- 5 % der untersuchten Thunfische, d. h. etwa jede 20. Probe übertrifft den Grenzwert

[Tardel 2012]

Nach der Umweltqualitätsnorm-Richtlinie (2013/39/EG) [EU UQN-RL 2013] darf in Lebewesen (Biota) von Gewässern die Quecksilber-Konzentration von 20 µg/kg Nassgewicht nicht überschritten werden und in Gewässern die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) von 0,07 µg/l nicht überschritten werden.

Die Bundesregierung hat mitgeteilt, dass zwar in einzelnen Flüssen Verbesserungen zu beobachten sind, Deutschland aber weit davon entfernt ist, das Ziel zu erreichen: „Die Umweltqualitätsnorm für Quecksilber ist in Fischen der Umweltprobenbankstellen an Rhein, Saar, Elbe, Mulde, Saale und Donau dauerhaft und flächendeckend um das etwa Fünf- bis 15-fache überschritten.“

[BTag 2015b]

Die für einen Block des Kraftwerks Staudinger (bei Hanau am Main) prognostizierten Quecksilber-Einträge über den Luft-Boden-Pfad und den direkten Wassereintrag liegen zwischen ca. 0,2 und 1,8 kg/a (die Berechnung ist umstritten). [Hillenbrand et al. 2010]

Aus aktuellen Untersuchungen des Umweltbundesamtes [Lepom, P. et al. 2011] [Wellmitz 2015] geht hervor, dass es einen signifikanten Zusammenhang zwischen den Quecksilberkonzentrationen im Schwebstoff und der Quecksilberkonzentration in Fischen gibt.¹²

¹² Zu den Ergebnissen der Umweltprobenbank siehe auch [Wellmitz 2015] und <http://www.umweltprobenbank.de>

In der Zusammenfassung des Umweltbundesamt-Dokumentes heißt es:

„In den Brassen der Elbe und der Saale/Mulde sind die Maximalwerte von bis zu 800 µg/kg Frischgewicht in den 1990er-Jahren auf aktuell 200 bis 350 µg/kg Frischgewicht zurückgegangen. Die Brasse ist somit geeignet Belastungsveränderungen mit Quecksilber in Binnengewässern abzubilden.“

„Die Quecksilbergehalte in den Schwebstoffen der Elbe und der Saale/Mulde haben seit den frühen 1990er-Jahren ebenfalls kontinuierlich und signifikant abgenommen“

„Es ist festzustellen, dass die beobachteten Belastungsrückgänge in den Brassen der Elbe und der Mulde zwischen 1993 und 2014 um 47 bis 84 % sehr gut mit den entsprechenden Verringerungen der Quecksilberkonzentrationen im Schwebstoff in diesen Gewässern (63 bis 88 %) korrespondieren.“
[Wellmitz 2015] (S. 10)

Dies gilt auch für die Messstelle Kleve-Bimmen am Rhein an der deutsch-niederländischen Grenze. Die prozentuale Reduzierung im Schwebstoff ist dabei jedoch deutlicher als die prozentuale Reduzierung in Biota:

„Die niedrigen Quecksilbergehalte im Schwebstoff von Saar und Rhein (unter 0,5 mg/kg) korrespondieren mit niedrigen bis mittelhohen Messwerten in den Brassen (ca. 100 bis 200 µg/kg FG). Die höheren Hg-Konzentrationen im Schwebstoff in Elbe und Saale/Mulde (1 bis 3 mg/kg) finden ihre Korrespondenz in erhöhten Befunden in den Brassen (ca. 200 bis 350 µg/kg FG).“
[Wellmitz 2015] (S. 11)

Die hier untersuchten Anlagenarten tragen zu einem erheblichen Teil zu den Quecksilbereinträgen in Gewässer bei. Die Reduzierung der Einträge in die Gewässer in Elbe und Saale haben sich deutlich ausgewirkt. Werden Quecksilbereinträge verringert, verringern sich die Schwebstoffkonzentrationen und damit langfristig auch die Biotawerte. Es ist daher zu erwarten, dass eine Verringerung der Einträge in die Flüsse in NRW ebenfalls einen signifikanten Effekt auf die Biota-Belastung haben wird.

Ohne eine Reduzierung der Quecksilbereinträge aus den hier untersuchten Anlagen können die Biota-UQN langfristig keinesfalls erreicht werden. Bei entsprechender Reduzierung (und allen anderen Maßnahmen, die dafür erforderlich sind) können die Biota-UQN prinzipiell erreicht werden, soweit überwiegend luftgetragene Quecksilberbelastungen vorliegen und keine relevante Remobilisierung historischer Quecksilbereinträge aus Gewässersedimenten erfolgt. Dies zeigt sich auch im Referenz-Gewässer (Belauer See) der Umweltbundesamt-Veröffentlichung: Die Daten der Umweltprobenbank des Bundes zeigen zwischen 1993 und 2014 eine Verringerung der Quecksilber-Konzentration in der Fischart Brasse um 44 %; die Biota-Werte werden mittlerweile eingehalten.
[Wellmitz 2015]

Dieses Beispiel verdeutlicht, dass die Zielwerte der Umweltqualitätsnorm-Richtlinie [EU UQN-RL 2013] prinzipiell erreicht werden können und die natürliche Quecksilber-Belastung dem nicht entgegensteht, wenn die anthropogenen Quecksilbereinträge weitgehend eliminiert werden und möglicherweise bestehende Altlasten in Sedimenten behandelt werden. Dies gilt umso mehr, als dass das Referenzgewässer derzeit noch von der ubiquitären anthropogenen Quecksilberbelastung beaufschlagt wird. In ansonsten unbelasteten Gewässern

würde eine signifikante Verringerung der Einträge bereits jetzt zu einer Unterschreitung der Biota-Werte führen. Somit können selbst in derzeit noch belasteten Gewässern die Biota-Werte mittelfristig erreicht werden.

Derzeit erstellt die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) einen Bericht über Quecksilberbelastungen in Gewässern und luftseitige Einträge.¹³

1.4 Quecksilberfreisetzung aus Anlagen

Im Fokus dieser Untersuchung stehen Industrieanlagen, bei denen ein besonders hohes Potenzial zur Freisetzung von Quecksilber besteht:

- Feuerungsanlagen natürlicher Rohstoffe
- Verbrennung oder Mitverbrennung von Abfällen
- Abfallbehandlung und Abfalldeponierung

Mitbetrachtet wurden auch die folgenden Industrieanlagen:

- Kalzinierung zur Herstellung von Zement und Kalk
- Herstellung von Chloralkali-Chemikalien durch Elektrolyse (Amalgamverfahren)
- Herstellung von Nicht-Eisenmetallen

1.4.1 Quecksilbergehalt von Brennstoffen, Kalkstein und Abfall

Natürliche Rohstoffe und Abfall enthalten in unterschiedlichem Maße Quecksilber bzw. Quecksilberverbindungen. Der Quecksilbergehalt in natürlichen Rohstoffen wie Kohle und Kalkstein kann innerhalb derselben Lagerstätte erheblich schwanken.

Ebenso schwankt der Quecksilbergehalt in Abfällen, bei denen hohe Gehalte vor allem durch unsachgemäße Entsorgung quecksilberhaltiger Produkte auftreten (z. B. Batterien, Schalter, elektronische Bauteile, Bildschirme etc.).

Bei Biomasse kann der Quecksilbergehalt durch den Quecksilbergehalt des Bodens entstehen oder durch quecksilberhaltige Beschichtung (Farbe, Biozide).

Bei Klärschlamm-Abfall schwankt der Quecksilbergehalt entsprechend der angeschlossenen industriellen Prozesse sowie durch evtl. ungenügende Abscheidung von Zahnamalgam in Arztpraxen (Abscheider sind mind. alle 5 Jahre von sachkundigem Personal zu reinigen, um mind. 95 % Abscheidung zu gewährleisten. Ein Prüfbericht ist aufzubewahren [Anh. 50 AbwV 2004]).

1.4.2 Quecksilberverhalten in Anlagen

Bei der Verbrennung von Energieträgern, beim Brennen von Kalk- und Dolomitgestein, sowie bei der Behandlung von Abfall wird Quecksilber durch die vorherrschenden Temperaturen oder die chemischen Bedingungen frei gesetzt.

Über den Schornstein kann die Freisetzung in die Umwelt als gasförmiges elementares oder oxidiertes Quecksilber erfolgen oder als an Partikel gebundenes Quecksilber (Staub, Ruß).

¹³ s. LAWA-Jahresberichte/Maßnahmenprogramme: <http://www.lawa.de/Publikationen-Aktuelle-Veroeffentlichungen.html>

Über den Wasserpfad erfolgt in der Regel aufgrund der geringen Löslichkeit keine Freisetzung von elementarem Quecksilber sondern überwiegend eine Emission von oxidiertem sowie an Partikel gebundenem Quecksilber.

An Partikel gebundenes Quecksilber kann in der Entstaubung abgeschieden werden (siehe Kapitel 3.1.1.1.1 ab Seite 110). Im Wäscher einer Rauchgasentschweflungsanlage (REA) kann sowohl an Partikel gebundenes Quecksilber als auch oxidiertes Quecksilber in das Waschwasser überführt werden. Ob es im Wäscher verbleibt, hängt von mehreren Faktoren ab, insbesondere von weiteren Stoffen im Wäscherwasser, vom Redox-Potenzial und von der Temperatur (siehe Kapitel 3.1.1.1.2 ab Seite 110).

Über den Schlammabzug des Wäschers kann Quecksilber in den erzeugten Gips gelangen oder in das Abwasser des Wäschers überführt werden. Durch geeignete Abwasserbehandlung (insbesondere durch spezifische Fällungsmittel) kann das Quecksilber in den Klärschlamm überführt und nach der Entwässerung als fester Abfall entsorgt werden (siehe Kapitel 3.2.1 ab Seite 150).

Elementares Quecksilber wird in Kohlekraftwerken nur in geringem Maße an Partikel gebunden (um im Staubfilter abgeschieden zu werden) und aufgrund seiner geringen Löslichkeit auch nur zu sehr geringen Anteilen in das Abwasser des Rauchgaswäschers überführt (um dort ausgeschleust zu werden). Deshalb ist eine Umwandlung in oxidiertes Quecksilber notwendig, um eine Abscheidung im Rauchgaswäscher zu ermöglichen.

Wenn elementares Quecksilber aus Brennstoffen oder Kalkstein frei gesetzt wird, kann es im Rauchgasstrom in oxidiertes Quecksilber umgewandelt werden. Dies erfolgt, wenn ausreichend Oxidationsmittel wie Chlor, Brom oder Iod im Abgas vorhanden sind (siehe Kapitel 3.1.2.5, S. 131 ff.). Die Umwandlung in oxidiertes Quecksilber erfolgt ebenfalls, wenn die Anlage im Rauchgasstrom mit einem Katalysator zur Minderung von Stickstoffoxid-Emissionen (DeNO_x) ausgestattet ist, der über freie Kapazitäten zur Quecksilberoxidation verfügt oder über eine spezielle Zusammensetzung zur verstärkten Quecksilberoxidation verfügt (siehe Kapitel 3.1.1.1.3 ab Seite 111).

Ausreichend Chlor als Oxidationsmittel findet sich in gemischten und in sortierten Siedlungsabfällen, so dass Quecksilber in Hausmüll- und EBS-Abfallverbrennungsanlagen nach der Freisetzung im Rauchgas in oxidiertes Quecksilber umgewandelt wird. Sonderabfälle, Klärschlämme und Kalkstein enthalten in der Regel nicht in gleichem Maße Chlor, so dass kaum Oxidationsmittel für Quecksilber vorhanden sind und dieses im Rauchgasstrom der Anlagen überwiegend elementar und an Partikel gebunden vorliegt. Auch chlorarme Kohlesorten führen dazu, dass im Rauchgas kaum oxidiertes Quecksilber vorliegt. Die Zugabe von Bromiden oder mit Brom behandelter Aktivkohle kann in diesen Fällen zur Oxidation und damit zur besseren Abscheidung von Quecksilber beitragen. (s. Kapitel 3.1.2.5, S. 131 ff.).

In Metallhütten wird Quecksilber aus den Rohstoffen freigesetzt. Während in Primärhütten spezielle Reinigungsverfahren der sauren Abgase verwendet werden, um anschließend quecksilberarme Schwefelsäure herzustellen, können in Sekundärhütten ähnliche Sorbentien wie in Abfallverbrennungsanlagen eingesetzt werden. Sie bestehen in der Regel aus mineralischen Bestandteilen, denen Aktivkohle beigemischt wird. [BREF NFM Draft 2014]

2 QUECKSILBER-EMISSIONEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN

2.1 Untersuchungsschwerpunkt

Der Schwerpunkt der Untersuchung von Quecksilberemissionen in die Luft und in Gewässer lag auf den Emissionen industrieller Anlagen in Nordrhein-Westfalen sowie den bisher in diesen Anlagen eingesetzten Minderungstechniken.

Der Fokus bei der Anlagenauswahl lag bei den Anlagen, die einen besonders hohen Anteil der Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen ausmachen. Dies sind Braun- und Steinkohle-Kraftwerke ab 50 MW Feuerungswärmeleistung. Die Luftemissionen dieser Anlagen unterliegen den Vorgaben der 13. BImSchV. [13. BImSchV 2013] Das Abwasser aus der Rauchgasreinigung der Anlagen unterliegt den Vorgaben des Anhang 47 zur Abwasserverordnung („Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen“). [Anh. 47 AbwV 2014]

Ein zweiter Schwerpunkt lag aufgrund der Emissionsrelevanz bei den Abfall verbrennenden oder mitverbrennenden Anlagen. Diese unterliegen den Vorgaben der 17. BImSchV. [17. BImSchV 2013] Wenn die Anlagen nicht abwasserfrei betrieben werden, muss das Abwasser aus der Rauchgasreinigung den Vorgaben von Anhang 33 der Abwasserverordnung entsprechen („Wäsche von Abgasen aus der Verbrennung von Abfällen“). [Anh. 33 AbwV 2014]

Die Quecksilberemissionen und eingesetzten Techniken weiterer Anlagen wurden in Absprache mit dem Auftraggeber aufgrund ihrer niedrigen Mengenrelevanz mit einer geringeren Untersuchungstiefe geprüft:

- Abwasser aus chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlagen („Behandlung von Abfällen durch chemische und physikalische Verfahren (CP-Anlagen) sowie Altölaufarbeitung“) [Anh. 27 AbwV 2014].
- Abwasser aus Deponien („Anlagen zur oberirdischen Ablagerung von Abfällen“ [Anh. 51 AbwV].

Zusätzlich wurden von den Gutachtern Kurzrecherchen zu den Quecksilberemissionen folgender Anlagen und sonstiger Quecksilbereintragspfade in Nordrhein-Westfalen durchgeführt, um eine Einschätzung zur generellen Relevanz und zur zukünftigen Entwicklung abgeben zu können:

- Chemische Industrie (Chlor-Alkali-Elektrolyse, Pigmente)
- NE-Metallhütten (Sekundärkupferhütte, Sekundärzinkhütte)
- Stahlerzeugung und Gießereien
- Erdölraffinerien (Rheinland, Gelsenkirchen)
- Gasförderung, Gasverdichterstationen und Gasverbrennung
- Kommunale Kläranlagen
- Krematorien
- Klärschlammverbringung auf Böden

2.2 Methodisches Vorgehen

Die Untersuchung der Quecksilberemissionen aus den oben genannten Anlagen in Nordrhein-Westfalen erfolgte mit dem Ziel, wesentliche Emittenten zu identifizieren und deren eingesetzte Minderungstechniken zu beschreiben.

Als Datengrundlage standen den Gutachtern im Wesentlichen Informationen aus einer Abfrage zur Verfügung, die Ende Februar 2015 beim Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) und bei den fünf Bezirksregierungen Arnsberg, Detmold, Düsseldorf, Münster und Köln erfolgte. Grundlage der Abfrage der Gutachter war der Erlass des MKULNV vom 18. Februar 2015 (Az.: V-4-Sch-8814.4 / IV-096-001-0922).

Die von den Behörden bereit gestellten Informationen umfassten insbesondere:

- Liste der Anlagen, für die Genehmigungen gemäß 13. BImSchV und 17. BImSchV bestehen [MKULNV 2014]
- Listen der Direkt- und Indirekteinleiter von Quecksilber in Gewässer unter Angabe des einschlägigen Anhangs zur Abwasserverordnung, der Fracht- und Konzentrationsbegrenzungen, der Einzelmesswerte der Jahre 2010-2014 sowie der ermittelten Quecksilberfrachten für die Jahre 2010 und 2012 [LANUV 2015]
- Angaben zur Art der Quecksilber-Emissionsüberwachung (kontinuierlich, Einzelmessung, Berechnung) [BezReg 2015] [LANUV 2015]
- Auszug der Emissionserklärung des Jahres 2012 mit Angaben zur luftseitigen Quecksilber-Jahresfracht des Standortes sowie (bei Anlagen nach 13. BImSchV und 17. BImSchV) mit Angaben zur Quecksilber-Fracht und -Konzentration einzelner genauer bezeichneter Emissionsquellen, Angaben zur Art der Brennstoffe und zur Art der Emissionsermittlung (gemessen, gerechnet oder geschätzt) [LANUV 2015]
- Daten der kontinuierlichen luftseitigen Emissionsfernüberwachung der Jahre 2012 und 2014 mit klassierten Halbstunden- und Tagesmittelwerten sowie Angaben zu Jahresmittelwerten und Grenzwerten, jeweils für Quecksilber sowie für weitere kontinuierlich gemessene Luftschadstoffe [BezReg 2015]
- Mittel- und Maximalwerte der letzten Einzelmessungen luftseitiger Quecksilberemissionen für 13. BImSchV-Anlagen [BezReg 2015]
- Messwerte zum Quecksilbergehalt der in 13. BImSchV-Anlagen eingesetzten Kohlen [BezReg 2015]
- Stichwortartige Angaben zur luftseitigen und wasserseitigen Quecksilber-Emissionsminderungstechnik in Anlagen nach 13. BImSchV und 17. BImSchV [BezReg 2015] [LANUV 2015]

Da die Angabe von Quecksilberemissionsfrachten auf unterschiedlichen Wegen ermittelt werden kann, wurde für jede relevante Emissionsquelle die Art der Ermittlung genauer untersucht, um eine Aussage über die Zuverlässigkeit der Frachtangabe treffen zu können.

In einzelnen Fällen wurden weitergehende Informationen zur Emissionsminderungstechnik eingeholt, die von der zuständigen Behörde, dem Betreiber oder von Zulieferern bereitgestellt wurden.

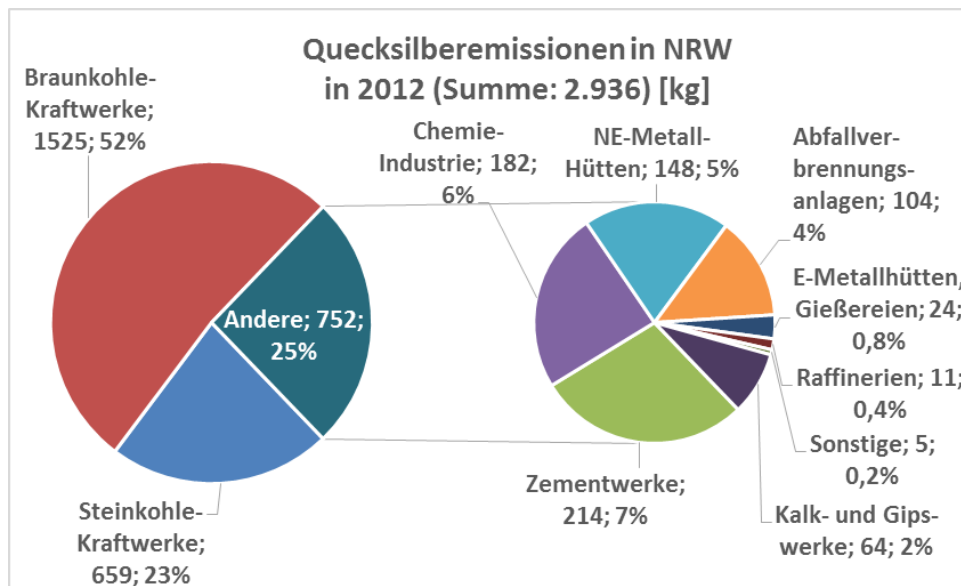
2.3 Luft-Emissionen aus Anlagen in Nordrhein-Westfalen

Industrieanlagen in Nordrhein-Westfalen verursachen mit etwa 3 Tonnen Quecksilberemission pro Jahr fast ein Drittel der Quecksilberemissionen von Deutschland (rund 10 Tonnen). [UBA NaSE 2015] [LANUV 2015]

Drei Viertel der Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen stammen aus Kohlekraftwerken (2,2 t). Braunkohlekraftwerke emittieren die Hälfte der Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen (1,5 t), Steinkohlekraftwerke etwa ein Viertel (0,7 t). [LANUV 2015]

In Deutschland emittiert der Energiesektor seit 1995 konstant etwa 7 Tonnen Quecksilber. [UBA NaSE 2015] Die Kohlekraftwerke in Nordrhein-Westfalen verantworten davon mit 2,2 Tonnen jährlich etwa ein Drittel. [LANUV 2015]

Abbildung 13 zeigt die Anteile der Verursacher von Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012 entsprechend der jeweiligen Pflicht zur Meldung in der Emissionserklärung gemäß 11. BImSchV. [11. BImSchV 2013]



[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Abbildung 13: Anteile der Industriesektoren zu luftseitigen Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen (2012)

Neben den Kohlekraftwerken gab es im Jahr 2012 folgende besonders große Verursacher von Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen: eine Sekundärkupferhütte (146 kg), drei Chlor-Alkali-Chemiebetriebe (174 kg), elf Zementwerke (214 kg), zwei Kalkwerke (45 kg), ein Gipswerk (19 kg) und eine Eisenerz-Sinteranlage (15 kg). Mehr als 70 Abfallverbrennungsanlagen emittierten im Jahr 2012 in Summe 104 kg. [LANUV 2015]

Viele Anlagenstandorte weisen mehrere Emissionsquellen auf (z. B. mehrere Kohlekraftwerksblöcke). Emissionsminderungsmaßnahmen sind in der Regel an Einzelquellen umzusetzen. Deshalb werden die Einzelquellen hier näher beleuchtet. In den Emissionserklärungen für das Jahr 2012 nannten meldepflichtige Betreiber in Nordrhein-Westfalen insgesamt 653 Quellen, die Quecksilber in die Atmosphäre ableiten (Schornsteine, Kühltürme, Lüftungen).

Tabelle 4 listet die luftseitigen Hg-Emissionen der Anlagenstandorte mit mehr als 10 kg Jahresfracht auf. Mengen ab 10 kg Quecksilber finden sich auch in den Standortdaten des Europäischen Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregisters E-PRTR (siehe <http://www.thru.de>).

Die Anlagen sind nach der Emissionsmenge sortiert. Die Kennzeichnung der ersten Spalte und die Farbkennzeichnung beziehen sich auf Anlagenarten. Dabei stehen die Abkürzungen für: „B“ = Braunkohlekraftwerk (gelbbraun), „S“ = Steinkohlekraftwerk (grau), „M“ = NE-Metallhütte (orange), „E“ = Stahlwerk (hellrot), „C“ = Chemische Industrie (gelb), „Z“ = Zementwerk (blau), „K“ = Kalkwerk (lila), „G“ = Gipsherstellung (grün), „A“ = Abfallverbrennungsanlage (rot).

Tabelle 3: Quecksilberemittenten in NRW mit mehr als 10 kg Jahresfracht gemäß Emissionserklärung des Jahres 2012, sortiert nach Emissionsmenge

#	Be- hör- de	Betreibername	Plz/Be- triebs- ort	Anlagen- Bezeich- nung	Nr. der 4. BlmSchV	Emis- sionen Hg 2012 [kg/a]
B 1	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	KW Nieder- außem	0101.1	497,1
B 2	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Greven- broich	KW Neurath	0101.1	497
B 3	BR K	RWE Power AG	52249 Eschweiler	KW Weiswei- ler	0101.1	298,7
S 1	BR D	KW Voerde OHG der STEAG GmbH und RWE Power AG Kraftwerk Voerde	46562 Voerde	KW Voerde, Blöcke A und B	0101.1	186
M 1	BR AR	Aurubis AG	44532 Lünen	Kupfersekun- därhütte	0303.1	146
S 2	BR MS	E.ON Kraftwerk Scholven	45896 Gelsenkir- chen	KW Scholven	0101.1	144
B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Greven- broich	KW Frim- mersdorf	0101.1	119
C 1	BR K	Evonik Degussa GmbH Werk Lüssdorf	53859 Nieder- kassel	Elektrolyse	0401L1	68,5
C 2	BR D	Bayer Material- Science AG	47829 Krefeld	Natrium- chlorid- Elektrolyse	0401L1	58
S 3	BR AR	Mark-E Aktien- gesellschaft	58791 Werdohl	Kraftwerk Werdohl- Elverlingsen - Blöcke E1/2/3/4	0101.1	51,5
S 4	BR AR	STEAG GmbH	44653 Herne	Bl 2-4,5	0101.1	50,5
B 5	BR K	RWE Power AG KW Goldenberg	50354 Hürth	KW Golden- berg	0101.1	49,5

#	Be hör de	Betreibername	Plz/Be- triebs- ort	Anlagen- Bezeich- nung	Nr. der 4. BlmSchV	Emis- sionen Hg 2012 [kg/a]
C 3	BR MS	Akzo Nobel Industrial Chemicals GmbH Werk Ibbenbüren	49479 Ibbenbü- ren	Chloralkali- elektrolyse	040101	47,1
S 5	BR D	STEAG GmbH Heiz- kraftwerk Walsum	47179 Duisburg	Heiz- Kraftwerk Walsum	0101.1	44,2
S 6	BR D	GbR der STEAG GmbH GW West STEAG KW West	46562 Voerde	Kraftwerk West, Blöcke I+II	0101.1	39,5
Z 1	BR MS	Dyckerhoff AG	49525 Lengerich	Zementher- stellung	0203.1	37,8
B 6	BR AR	RWE Power AG- Fabrik Frechen	50226 Frechen	Kraftwerk > 50 MW	0101.1	36,1
Z 2	BR MS	Heidelberg Cement AG – Zementwerk Ennigerloh	59320 Ennigerloh	Anlage zur Herstellung von Zement- klinker und Zement	0203.1	33,6
Z 3	BR MS	CEMEX WestZement GmbH Werk: Kollenbach	59269 Beckum	Anlage zur Herstellung von Zement	0203.1	32
K 1	BR D	Rheinkalk GmbH Werk Flandersbach	42489 Wülfrath	Anlage zum Brennen von Kalkstein	0204.1	30,6
Z 4	BR AR	Heidelberg Cement AG - Zementwerk Geseke (Milke)	59590 Geseke	Anlage zur Herstellung von Zement- klinker und Zement	0203.1	30,3
S 7	BR MS	E.ON Kraftwerke GmbH	45711 Datteln	KW Datteln	0101.1	26
Z 5	BR AR	Portlandzementwerk - Wittekind- Hugo Miebach Söhne KG	59597 Erwitte	Anlage zur Herstellung von Zement	0203.1	25,9
G 1	BR AR	Remondis Production GmbH	44536 Lünen	Brennen von Gips (Kalzi- umsulfat- Dihydrat)	0204B2	18,8
Z 6	BR DT	Heidelberg Cement AG – Zementwerk Paderborn	33106 Paderborn	Herstellung von Zement- klinker und Zement	0203.1	17
S 8	BR AR	RWE Power AG KW Werne	59368 Werne	Kraftwerk (Block K)	0101.1	15,6
E 1	BR D	ThyssenKrupp Steel Europe AG Werk Schwelgern	47166 Duisburg	Sinteranlage Schwelgern	0301.1	14,5
K 2	BR AR	Rheinkalk GmbH Werk Hönnetal	58710 Menden	Brennen von Kalkstein	0204.1	14,3

#	Be- hör- de	Betreibername	Plz/Be- triebs- ort	Anlagen- Bezeich- nung	Nr. der 4. BlmSchV	Emis- sionen Hg 2012 [kg/a]
S 9	BR AR	E.ON Kraftwerke GmbH KW Knepper	44357 Dortmund	Block C	0101.1	14
B 7	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Fortuna Nord	50129 Bergheim	Trockendestil- lation von Kohle	0111.1	12,2
S 10	BR AR	STEAG GmbH KW Lünen	44536 Lünen	KW Kessel 11	0101.1	12
A 1	BR MS	AGR mbH	45699 Herten	Gewerbeab- fall-Verbren- nungslinie	0801A1	10
Summe der 32 größten Quecksilber-Emittenten (> 10 kg in 2012):						2.677

[LANUV 2015]

Einzelquellenbetrachtung

Anlagenstandorte bestehen häufig aus mehreren Emissionsquellen (z. B. verschiedenen Kohlekraftwerksblöcken). Emissionsminderungsmaßnahmen sind in der Regel an jeder Einzelquelle zu treffen. Deshalb werden im Folgenden Einzelquellen betrachtet.

Insgesamt wurden 634 Einzelquellen gemeldet, die Quecksilber emittieren. Mit 2.112 Kilogramm stammte in 2012 der Großteil der insgesamt 2.936 kg Quecksilberemissionen (72 %) aus lediglich 32 besonders großen Einzelquellen – überwiegend große Kohlekraftwerksblöcke sowie drei Chemiefirmen, drei Zementwerke und eine Kupferhütte – mit jeweils mehr als 30 kg Jahresemission.

Acht dieser 32 Quellen wiesen Jahresemissionen von mehr als 100 kg auf, acht Quellen emittierten 50 bis 100 kg, 16 Quellen meldeten 30 bis 50 kg. Im mittleren Größenbereich gab es 24 Quellen mit 10-30 kg und 86 Quellen mit 1-10 kg Quecksilberemissionen. Der weitaus größte Teil, 492 Quellen, emittierte weniger als 1 kg Quecksilber. [LANUV 2015]

Minderungsmaßnahmen sind somit vorrangig an den 32 größten Quecksilberquellen von besonders hoher Wirkung.

2.4 Luft-Emissionen aus Kohlekraftwerken und Kohlekraftwerken, die Abfall mitverbrennen (13. BlmSchV und 17. BlmSchV)

In den folgenden Kapiteln werden luftseitige Quecksilber-Emissionen der Kohlekraftwerke mit mehr als 50 MW Feuerungswärmeleistung (FWL) in Nordrhein-Westfalen genauer untersucht. Kapitel 2.4.1 nennt aktuelle Grenzwerte und Überwachungspflichten in Deutschland, geht auf europäische Vorgaben ein und stellt US-Grenzwerte im Vergleich dar, Kapitel 2.4.2 (S. 58) nennt Emissionsdaten aus dem Untersuchungsjahr 2012. Kapitel 2.4.3 (S. 72) beurteilt die Datenqualität. Kapitel 2.4.4 (S. 73) beschreibt die in den Feuerungsanlagen eingesetzten Quecksilberminderungstechniken. Kapitel 2.4.5 (S. 74) enthält ein Fazit zu luftseitigen Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerken und aktuell angewendeten Minderungstechniken.

2.4.1 Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten

2.4.1.1 Derzeitige gesetzliche Anforderungen in Deutschland

Kohlekraftwerke unterliegen ab einer Feuerungswärmeleistung von 50 MW den Bestimmungen der Dreizehnten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen). [13. BImSchV 2013] Kohlekraftwerke, die Abfälle mitverbrennen, müssen der Siebzehnten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes entsprechen (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen). [17. BImSchV 2013]

Beide Verordnungen sehen für Braun- oder Steinkohlekraftwerke die gleichen Grenzwerte für Quecksilber und seine Verbindungen im Abgas vor, außer dass für Abfall mitverbrennende Anlagen der Jahresmittelwert erst sechs Monate nach Bekanntgabe einer geeigneten Messeinrichtung gilt.¹⁴

Tabelle 4: Hg-Emissionsgrenzwerte für Kohlekraftwerke ab einer Feuerungswärmeleistung von 50 MW

Mittelungszeitraum	Grenzwerte Neuanlagen [mg/m ³]	Grenzwerte bestehende Anlagen [mg/m ³]
Halbstundenmittelwert (HMW)	0,05	0,05
Tagesmittelwert (TMW)	0,03	0,03
Jahresmittelwert (JMW) 13. BImSchV*	0,01	- (ab 2019: 0,01)
Jahresmittelwert (JMW) 17. BImSchV*	0,01**	- (ab 2019: 0,01**)

Anmerkung: Die Grenzwerte gelten im Allgemeinen für einen Bezugssauerstoffgehalt von 6 %.

* Der Jahresmittelwert ist auf der Grundlage der validierten Tagesmittelwerte zu berechnen; hierzu sind die Tagesmittelwerte eines Kalenderjahres zusammenzuzählen und durch die Anzahl der Tagesmittelwerte zu teilen. Der Betreiber hat für jedes Kalenderjahr bis zum 31. März des Folgejahres einen Nachweis über die Jahresmittelwerte zu führen und der zuständigen Behörde auf Verlangen vorzulegen. Die Nachweise sind fünf Jahre nach Ende des Nachweiszeitraums aufzubewahren.

** Anlage 3 Nr. 3.7, 17. BImSchV: Die Überwachung der vorgeschriebenen Begrenzungen der Emissionen an Quecksilber und seinen Verbindungen, angegeben als Quecksilber, beginnt sechs Monate nach der Bekanntgabe einer geeigneten Messeinrichtung, spätestens jedoch zum 1. Januar 2019.

[17. BImSchV 2013] [13. BImSchV 2013]

Grundsätzlich sind Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerken mit einer Feuerungswärmeleistung von 50 MW oder mehr kontinuierlich zu messen.

Allerdings kann auf Antrag des Betreibers bei Anlagen gemäß 13. BImSchV unter bestimmten Voraussetzungen eine Ausnahme von einer kontinuierlichen Messung genehmigt werden (siehe Tabelle 5). Für Abfall mitverbrennende Anlagen, die gemäß 17. BImSchV genehmigt sind, gilt die Ausnahme, wenn zuverlässig nachgewiesen ist, dass der Tages- und der Halbstundenmittel-Grenzwert nur zu weniger als 20% in Anspruch genommen werden. [17. BImSchV 2013]

Für Braunkohle und Steinkohle feuernde Anlagen gilt die Ausnahme, wenn

- durch andere Prüfungen, insbesondere der Brennstoffe, sichergestellt ist, dass der Halbstunden- und der Tagesmittelwert zu weniger als 50 % in Anspruch genommen werden und
- die jährlichen Einzelmessungen und deren Korrelation mit Brennstoffprüfungen ergeben, dass der Jahresmittelwert sicher eingehalten wird.

¹⁴ Geeignete Messeinrichtung zum Beispiel am 20.7.2012 im Bundesanzeiger bekannt gegeben [Sick Maihak 2013]

Tabelle 5: Ausnahmen von kontinuierlicher Hg-Messung für Kohlekraftwerke ab 50 MW Feuerungswärmeleistung

Ausnahmen vom Erfordernis kontinuierlicher Messungen
§21 Abs. 5 der 13. BImSchV: Für Quecksilber und seine Verbindungen, angegeben als Quecksilber, soll die zuständige Behörde auf Antrag auf die kontinuierliche Messung verzichten, wenn durch andere Prüfungen, insbesondere der Brennstoffe, sichergestellt ist, dass die Emissionsgrenzwerte nach den §§ 4 und 5 für Quecksilber und seine Verbindungen zu weniger als 50 Prozent in Anspruch genommen werden und sich aus den Einzelmessungen ergibt, dass der Jahresmittelwert nach § 11 Absatz 2 sicher eingehalten wird. In diesem Fall hat der Betreiber regelmäßig wiederkehrend jährlich Einzelmessungen durchführen zu lassen sowie Nachweise über die Korrelation zwischen den Prüfungen und den Emissionsgrenzwerten zu führen und der zuständigen Behörde auf Verlangen vorzulegen. Der Betreiber hat die Nachweise jeweils fünf Jahre nach Ende des Nachweiszeitraums aufzubewahren.

[13. BImSchV 2013]

Wenn die genannten Bedingungen erfüllt sind, müssen bei jährlichen Einzelmessungen die Werte der Tabelle 6 nachweislich unterschritten werden.

Tabelle 6: Unterschreitungspflichtige Werte bei Hg-Einzelmessungen in Kohlekraftwerken gemäß Ausnahmeregelung

Mittelungszeitraum	Schwellenwert für Neuanlagen [mg/m ³]	Schwellenwert für bestehende Anlagen [mg/m ³]
Halbstundenmittelwert (HMW)	0,025	0,025
Tagesmittelwert (TMW)	0,015	0,015
Jahresmittelwert (JMW)	0,01	- (ab 2019: 0,01)
Anmerkung: Die Grenzwerte gelten für einen Bezugssauerstoffgehalt von 6 %		

[13. BImSchV 2013]

2.4.1.2 EU-Anforderungen durch Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für Großfeuerungsanlagen

BVT-Merkblatt der Europäischen Kommission (Juli 2006)

Die Europäische Union hat im Jahr 2006 ein Merkblatt zu besten verfügbaren Techniken von Großfeuerungsanlagen veröffentlicht. [BREF LCP 2006] Ein mit BVT verbundener luftseitiger Emissionswert wird darin nicht festgelegt. Zur Quecksilberminderung erwähnt das Merkblatt die Nutzung quecksilberarmer Kohlen und definiert als BVT den Einsatz eines sog. „Hochleistungs-Elektrofilters“ (> 99,5 % Minderung) oder eines Gewebefilters (> 99,95 % Minderung) sowie bei „größeren Feuerungsanlagen“ die Kombination eines Staubfilters mit einem REA-Sprühtrockner oder einem Kalk/Kalkstein-Nasswäscher.

Das Merkblatt gibt an, dass diese Kombination bei Steinkohlekraftwerken mit einer Abscheiderate von 75 % Quecksilber verbunden ist bzw. von 90 %, wenn die Staub- und Schwefelminderungstechnik mit einer katalytischen Entstickung (SCR) kombiniert wird. Für Braunkohlekraftwerke wird ein geringerer Abscheidegrad von 30-70 % angegeben, „*vermutlich wegen des geringeren Kohlenstoffgehaltes der Flugasche und höherer Anteile elementaren Quecksilbers*“. [BREF LCP 2006]

Das BVT-Merkblatt wurde im Kontext der Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-RL) erstellt. [EU IVU 2008] Diese sieht vor, dass

bestehende Anlagen die BVT-Festlegungen spätestens 4 Jahre nach der Veröffentlichung eines Merkblattes „berücksichtigen“ müssen und Genehmigungen entsprechend anzupassen sind. Für Neuanlagen gelten die BVT unmittelbar nach der Veröffentlichung der BVT-Merkblätter.

BVT-Merkblattrevision (ab 2011) und BVT-Festlegungen (Juni 2015)

Im Jahr 2011 hat die Europäische Kommission eine Arbeitsgruppe aus Vertretern von Mitgliedstaaten, Industrie- und Umweltverbänden eingerichtet, um das BVT-Merkblatt für Großfeuerungsanlagen zu überarbeiten.

Im Juni 2013 wurde ein erster Entwurf des BVT-Merkblattes veröffentlicht. [BREF LCP Draft 2013] Der Entwurf sah acht Quecksilberminderungstechniken vor. Dabei werden die vier Co-Benefit-Techniken aus dem BVT-Merkblatt von 2006 wiederholt (Gewebefilter, E-Filter, SCR, trockene oder nasse Rauchgasentschwefelung). Als spezifische Quecksilberminderungstechniken werden die bereits im BVT-Merkblatt von 2006 genannten Techniken erneut genannt: Auswahl von Kohlen mit geringem Quecksilbergehalt ($< 25 \mu\text{g/kg}$), Zugabe von Aktivkohlesorbentien im Rauchgas, Zugabe halogenierter Stoffe auf den Brennstoff oder in den Feuerungsraum sowie Vorbehandlung des Brennstoffs.

Als mit BVT erreichbare Emissionskonzentrationen nannte der erste Entwurf:

Tabelle 7: Vorschlag der EU-Kommission zu den mit BVT verbundenen Quecksilber-Emissionswerten (1. Entwurf des überarbeiteten BVT-Merkblatts für Großfeuerungsanlagen, Juni 2013)

Brennstoffart	Leistung (thermisch) $[\text{MW}_{\text{th}}]$	Mit BVT verbundene Emissionswerte		Mittelungszeitraum	Überwachungsfrequenz
		Neue Anlagen $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	Bestehende Anlagen $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$		
Steinkohle	< 300	0,5 – 5	1 – 10	Mittel der Messwerte eines Jahres	Einzelmessung 4 x pro Jahr
Braunkohle	< 300	1 – 10	2 – 20		
Steinkohle	> 300	0,2 - 2	0,2 – 6	Jahresmittel	Kontinuierliche Messung
Braunkohle	> 300	0,5 – 5	0,5 – 10	Jahresmittel	

[BREF LCP Draft 2013]

Im Juni 2015 hat sich die technische Arbeitsgruppe der EU getroffen, um die besten verfügbaren Techniken sowie die mit ihnen verbundenen Emissionswerte für Großfeuerungsanlagen ($> 50 \text{ MW}$) zu diskutieren und festzulegen.

Als beste verfügbare Techniken wurden alle acht im BVT-Merkblattentwurf (2013) enthaltenen Techniken festgelegt: vier Co-Benefit-Techniken (Gewebefilter, E-Filter, SCR, trockene oder nasse Rauchgasentschwefelung) und vier spezifische Quecksilberminderungstechniken:

- Auswahl von Kohlen mit geringem Quecksilbergehalt ($< 25 \mu\text{g/kg}$),
 - Zugabe von Aktivkohlesorbentien im Rauchgas,
 - Zugabe halogenierter Stoffe auf den Brennstoff oder in den Feuerungsraum sowie
 - Vorbehandlung des Brennstoffs.
- [LCPDC 2015]

Tabelle 8: Beschluss der technischen Arbeitsgruppe der Europäischen Union zu den mit BVT verbundenen Quecksilber-Emissionswerten (voraussichtliche Endversion der BVT-Schlussfolgerungen für Großfeuerungsanlagen, Juni 2015)

Brennstoffart	Leistung (thermisch) [MW _{th}]	Mit BVT verbundene Emissionswerte		Mittelungszeitraum (Vorschlag)*	Überwachungsfrequenz (Vorschlag)*
		Neue Anlagen [µg/m³]	Bestehende Anlagen [µg/m³]		
Steinkohle	< 300	< 1 – 3 ⁽¹⁾	< 1 – 9 ⁽¹⁾ ⁽²⁾	Mittel der Messwerte eines Jahres	Einzelmessung 4 x pro Jahr ⁽³⁾ ⁽⁴⁾
Braunkohle	< 300	< 1 – 5 ⁽¹⁾	< 1 – 10 ⁽¹⁾ ⁽²⁾		
Steinkohle	> 300	< 1 – 2	< 1 – 4 ⁽²⁾	Jahresmittel	Kontinuierliche Messung ⁽³⁾ ⁽⁵⁾
Braunkohle	> 300	< 1 – 4	< 1 – 7 ⁽²⁾	Jahresmittel	

(1) Diese mit BVT verbundenen Emissionswerte gelten nicht für Anlagen, die weniger als 1.500 h pro Jahr betrieben werden. (2) Das untere Ende des Bereichs kann mit quecksilberspezifischen Minderungstechniken erreicht werden. (3) Wenn die Emissionswerte nachweislich stabil sind, können Einzelmessungen bei jeder Änderung der Brennstoff-/Abfall-Eigenschaften erfolgen, jedoch mind. einmal pro Jahr. (4) Bei Anlagen, die weniger als 1.500 h pro Jahr betrieben werden, kann die Überwachungsfrequenz auf einmal pro Jahr reduziert werden. (5) Alternativ kann eine kontinuierliche Probenahme in Kombination mit regelmäßiger Analyse zeitlich-integrierter Proben erfolgen, z. B. durch Nutzung einer standardisierten Methode zur Überwachung mit Adsorptionsröhrchen (Sorbent Trap Monitoring Method).
* Vorschlag der EU-Kommission vom 2.10.2015; die Abstimmung mit der technischen Arbeitsgruppe stand noch aus.

[LCPDC 2015], Übersetzung [Ökopoll 2015]

Das vollständige überarbeitete BVT-Merkblatt für Großfeuerungsanlagen wird von der Europäischen Kommission bis Mitte 2016 fertiggestellt und anschließend von den Interessensgruppen im Forum (gemäß Artikel 13 IED) erörtert. Anschließend stimmen die Mitgliedstaaten im Komitologieverfahren (gemäß Art. 75 IED) über die BVT-Schlussfolgerungen ab. Nach der Übersetzung der BVT-Schlussfolgerungen in die 25 EU-Sprachen ist – bei Einhaltung des Zeitplans – Anfang 2017 mit der Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen zu rechnen.

Gemäß der Industrieemissionsrichtlinie sind die Emissionswerte, die mit BVT verbunden sind, bei Neuanlagen direkt nach Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen einzuhalten, bei bestehenden Anlagen spätestens 4 Jahre nach der Veröffentlichung. Nach derzeitiger Rechtslage sind die Grenzwerte für Anlagenbetreiber in Deutschland erst nach der Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen in deutsches Recht geltend, d. h. nach der Änderung der 13. BImSchV (siehe dazu auch Kapitel 5.3, S. 178).

2.4.1.3 Gesetzliche Anforderungen in den USA

In den USA gibt es bereits seit den 1990er Jahren Studien der staatlichen Umweltbehörde (US-EPA) zu den Gesundheits- und Umweltgefahren von Quecksilber sowie zu Minderungstechniken und ihren Kosten. [US EPA 1997]

Die Festlegung von Grenzwerten erfolgt in den USA durch eine Untersuchung der Anlagen mit den effizientesten Emissionsminderungsmaßnahmen (*Maximum Achievable Control Technology*, kurz: MACT), ähnlich des Informationsaustausches der Europäischen Union zu besten verfügbaren Techniken (BVT). Anders als in der Europäischen Union gibt es in den USA jedoch feste Regeln zur Festlegung der mit BVT verbundenen Emissionswerte: Die MACT-Festlegungen basieren auf den durchschnittlichen Minderungsraten der Anlagen einer Kategorie. **Zur Grenzwertfestlegung müssen mindestens Datensätze von 30 Anlagen vorliegen, und die Grenzwerte dürfen nicht weniger an-**

spruchsvoll sein, als das Minderungsniveau, das die besten 12 % Anlagen der Kategorie erreichen, für die ein Grenzwert festgelegt wird. [Cole 2003]

Zu Beginn der 2000er Jahre fanden zahlreiche Pilotanwendungen von Quecksilberminderungstechniken in US-Kohlekraftwerken statt. [Durham 2002]

Im Jahr 2004 erfolgte der erste Regulierungsvorschlag der US-Umweltbehörde. [US MATS 2004] Dem folgten viele weitere Testreihen.¹⁵ [Feeley et al. 2009] [GAO 2009] [Amar et al. 2010] [Chang et al. 2010] [Vosteen 2011] [Hutson 2015b] [Chang 2015]

Im Jahr 2005 ermittelte eine Studie, dass in den USA 316.588 bis 637.233 Kinder mehr als 5,8 µg/l Quecksilber im Blut aufweisen, was zu einem Intelligenzverlust und somit zu einem Produktivitätsverlust von 2,2-43,8 Milliarden US-\$ führe, ca. 1,3 Mrd. US-\$ durch Kraftwerke verursacht. [Trasande et al. 2005]

Am 21. Dezember 2011 erließ die US-EPA die neuen Grenzwerte für Öl- und Kohlekraftwerke. Diese betreffen die Emissionen von Quecksilber, Stickoxiden, Schwefeldioxid und weiteren Schadstoffen. Die Veröffentlichung erfolgte im Februar 2012. Das Gesetz wird als sog. „MATS-Rule“ abgekürzt (*Mercury and Air Toxic Standards*). Die MATS-Rule betrifft etwa 1.400 Öl- und Kohlefeuerungen in 600 Anlagen, deren Quecksilberemissionen im Jahr 2005 auf etwa 48 metrische Tonnen geschätzt wurden (53 US-amerikanische *Short tons*). Die Regulierung verfolgt das Ziel, diese Quecksilberemissionen um 90 % zu mindern. Die Kosten-/Nutzenrechnung ergab einen mindestens 5-fach höheren Nutzen gegenüber den Kosten der Industrie für die Umsetzung des Gesetzes.¹⁶ [US MATS 2012] [US EPA 2012]

Die extrem hohe Anforderung zur Quecksilberminderung in neuen Steinkohlekraftwerken wurde durch ein neues Gesetz am 24. April 2013 auf 0,003 lb/TBtu gemindert (vorher mit 0,0002 lb/TBtu 15-fach geringer). [US MATS 2013]

Die Anforderungen zur Quecksilberminderung in bestehenden Anlagen traten am 16. April 2015 in Kraft. Bestehende Kohlekraftwerke, die Schwierigkeiten mit der Umsetzung sahen, konnten eine einjährige Übergangsfrist bis zum 16. April 2016 beantragen; dies haben etwa 200 Anlagen genutzt. [US MATS 2012]

Michigan und 19 weitere Staaten haben gegen die US-EPA beim Gericht in Washington (*D.C. Circuit*) wegen der MATS-Rule geklagt. Sie bemängeln, dass die US-EPA nicht bereits beim ersten Vorschlag im Jahr 2004 alle Umwelt- und Gesundheitsentlastungseffekte dargelegt habe. Der im Jahr 2004 kalkulierte Nutzen bezog nicht die Entlastungseffekte durch die Minderung weiterer Schadstoffe neben Quecksilber ein, so dass die 2004 geschätzten Kosten der Industrie deutlich höher lagen als die Umwelt- und Gesundheits-Entlastungseffekte. Der Oberste Gerichtshof (*Supreme Court*) bestätigte den Klägern im Juni 2015, dass sie den Verlauf richtig darstellen, so dass das Washingtoner Gericht entscheiden muss, ob die von der US-EPA erst in der Fassung von 2012 kalkulierten Entlastungseffekte formal anerkannt werden, um die MATS-Rule aufrecht

¹⁵ Für eine umfangreiche Dokumentation der US-Erfahrungen mit den Hg-Minderungstechniken s. [Granite et al. 2015]

¹⁶ Allgemeine Informationen der US-Umweltbehörde zur „MATS-Rule“: <http://www.epa.gov/mats/>
Hintergrundinformationen zu Anforderungen an US-Kohlekraftwerke: <http://www.epa.gov/mats/powerplants.html#limits>
Studien und Gesetzestexte bezüglich Kohlekraftwerken: <http://www.epa.gov/airquality/powerplanttoxics/actions.html>
Historische Entwicklung seit erstem Vorschlag der US-EPA in 2004: <http://www.epa.gov/ttn/atw/utility/utliltxpg.html>

zu erhalten. Anderenfalls muss das Gesetzgebungsverfahren erneut durchgeführt werden. [Plumer 2015] Am 1. Dezember 2015 legte die US-EPA eine neue Nutzenberechnung vor, die deutlich höhere Umwelt- und Gesundheitseffekte ausweist als Industriekosten [Daily Journal 2016] Dies bestätigen auch Untersuchungen der Harvard School [Sunderland et al. 2016] Am 3. März 2016 lehnte der Supreme Court ab, die US-MATS-Rule aufzuheben. [ChemInfo 2016]

Für Braunkohle- und Steinkohlekraftwerke gelten unterschiedliche Vorgaben aufgrund der unterschiedlichen Datenbasis bei der Festlegung der „Maximum Achievable Control Technology“ (MACT). Die US-Grenzwerte sowie Umrechnungen in die in Europa üblichen Einheiten zeigt Tabelle 9.

Die US-Grenzwerte beziehen sich nicht auf Abgasvolumina sondern beziehen die Quecksilbermenge (in US-Pfund) auf das erzeugte Produkt, d. h. der Quecksilberausstoß wird auf die erzeugte Energie in Form von thermischer Energie (lb/TBtu) oder elektrischer Energie (lb/GWh) bezogen.

Zur Umrechnung in die in Europa üblichen SI-Einheiten müssen daher Annahmen über das Abgasvolumen getroffen werden (vgl. Anhang 1). In der Realität hängt das Abgasvolumen von der Zusammensetzung der Kohle ab. Die Umrechnung ist deshalb für einen konkreten Fall einer bekannten Kohle einfacher, als für den allgemeinen Fall. Für den allgemeinen Fall wird hier eine Steinkohle bzw. eine Braunkohle mit typischen Eigenschaften gewählt. Es handelt sich also um eine Umrechnung, in der mehrere Faktoren feste Größen sind (Dreisatz mit Umrechnungsfaktoren von einer Einheit in eine andere). Der Energiegehalt ist keine feste Größe und muss somit hier verallgemeinert werden. Dabei ist der in Europa für Kohlekraftwerke in der Gesetzgebung normierte Bezugssauerstoffgehalt von 6 % zu berücksichtigen. Diese Vorgabe sorgt dafür, dass auch Verbrennungen mit einem höherem Luftüberschuss zu vergleichbaren Ergebnissen kommen. Gilt die elektrische Energie als Bezugsgröße (GWh), ist zur Umrechnung zusätzlich eine Annahme zur Effizienz der Kraftwerke nötig.

Tabelle 9 zeigt die US-Grenzwerte. Für bestehende Kraftwerke können Betreiber zwischen den beiden Bezugsgrößen (TBtu oder GWh) wählen.

Tabelle 9: Luftseitige Quecksilber-Emissionsgrenzwerte für US-Kohlekraftwerke (In Kraft 4/2015)

	Brennstoff	US-Grenzwert	Einheiten	Grenzwert-Äquivalent (ca.)****	Einheit
Bestehende Kohlekraftwerke	Braunkohle*	4,0 (0,04)	lb/TBtu (lb/GWh)***	4,7 (4,4/4,9)	µg/Nm³
	Steinkohle*	1,2 (0,012)	lb/TBtu (lb/GWh)***	1,4 (1,5/1,5)	µg/Nm³
	Petrolkoks*	0,2 (0,002)	lb/TBtu (lb/GWh)***	0,23	µg/Nm³
Neue Kohlekraftwerke	Braunkohle*	0,04	lb/GWh***	4,7 (4,4/4,9)	µg/Nm³
	Steinkohle*	0,003**	lb/GWh***	0,35	µg/Nm³
	Petrolkoks*	0,002	lb/GWh***	0,23	µg/Nm³

* Brennstoffbezeichnungen im Original: Braunkohle: „low rank virgin coal“, d. h. < 8300 Btu/lb, äquiv. < 19,6 MJ/kg, Steinkohle: „non-low rank virgin coal“ („bituminous and sub-bituminous coal“), d. h. ≥ 8300 Btu/lb, äquiv. ≥ 19,6 MJ/kg, Petrolkoks: „solid oil-derived“

** In erster Fassung von Februar 2012 betrug der Wert: 0,0002 lb/GWh (geändert auf 0,003 lb/GWh im April 2013)

*** lb/TBtu: Schadstoffmenge pro Brennstoffeinsatz („pounds pollutant per trillion British thermal units fuel input“), gerechnet mit dem oberem Heizwert (H_o) des Brennstoffs, oder lb/GWh: Schadstoffmenge bezogen auf die erzeugte elektrische Energie (pounds per Gigawatt). 1 Btu/lb = 2,326 kJ/kg; 1 TBtu = 293,11 GWh.

**** Hier zitiert nach Nick Hutson, US-EPA; in Klammern: 1. Wert: Umrechnung durch Ökopoll auf Basis von Modell-Kohlen (siehe Anhang 1, Seite 246), 2. Wert: Umrechnung mit EPA-Methode 19 zitiert nach [Kather et al. 2015], gültig bis zu einem heizwertbezogenen elektrischen Bruttowirkungsgrad von 40,9 % (Braunkohle) bzw. 33,1 % (Steinkohle).

[US MATS 2012] (Tab.1&2 S.9489 ff.) [US MATS 2013] (Tab.1&2 S.24075) [US MATS 2016] [Hutson 2015a] [Ökopoll 2015]

Ein möglicher Rechenweg zur Umrechnung der US-Grenzwerte in äquivalente Werte mit Einheiten, die in Europa üblich sind (SI), erfolgt in Anhang 1 (S. 246). Der von der US-EPA empfohlene Umrechnungsweg (*„Methode 19“*) ist ausführlich bei KATHER ET AL. [2015] dargestellt. Wenn Kraftwerke höhere heizwertbezogene elektrische Bruttowirkungsgrade als 34,1 % (Braunkohle) bzw. 33,1 % (Steinkohle) erreichen, gelten höhere Grenzwerte: Erreicht ein Braunkohlewerk einen Wirkungsgrad von 46 %, gelten 5,6 µg/Nm³, erreicht ein Steinkohlekraftwerk einen Wirkungsgrad von 50 %, gelten 2,3 µg/Nm³. [Kather et al. 2015]

Die Emissionsgrenzwerte gelten in den USA als *„rollierender 30-Tage-Mittelwert“*. Im Vergleich zum Jahresmittelwert in gleicher Höhe ist der Monatsmittelwert eine strengere Vorgabe, da monatliche Schwankungen – z. B. aufgrund von Brennstofflieferungen unterschiedlicher Minen – nicht über den gesamten Jahresverlauf ausgeglichen werden können.

Der Grenzwert kann in den USA zum einen durch kontinuierliche Messgeräte ermittelt werden. In diesem Fall werden die Stundenmittelwerte von 30 Betriebstagen addiert und durch die Anzahl der Stunden geteilt. Für kontinuierliche Messgeräte gelten strenge Anforderungen an die Genauigkeit, z.B. die Pflicht zur täglichen Kalibrierung der Geräte. [US MATS 2012] (Appendix A-5)

Alternativ ist die Messung auf zwei parallelen Adsorberröhrchen möglich (*Sorbent Trap Monitoring System* - STMS), durch die an 10-15 Tagen ein Teilstrom des Abgases geleitet wird. Aus den Quecksilbermengen der beiden Röhrchen wird ein Mittelwert gebildet, der durch den Volumenstrom geteilt wird, der über die Röhrchen geleitet wurde. Der 30-Tage-Mittelwert wird aus zwei oder drei Mittelwerten von je 10 oder 15 Tagen gebildet. [US MATS 2012] S. 9372 (vgl. [US EPA PS 12B o. J.] [Senior 2015])

Auch für die alternative Adsorptionsröhrchen-Methode gelten strenge Vorgaben, um die Genauigkeit des Emissionswertes zu gewährleisten. Zu diesem Zweck bestehen die Röhrchen aus jeweils drei Abschnitten. Für ein gültiges Messergebnis darf sich im zweiten Abschnitt (Durchbruch-Sektion) nicht mehr als 5 % der ersten Quecksilbermenge befinden. Der dritte Abschnitt wird vor der Messung mit einer bekannten Quecksilbermenge beaufschlagt; die Wiederfindungsrate im dritten Abschnitt (sogenannte *Spike-Section*) muss für ein gültiges Messergebnis zwischen 75 % und 125 % liegen. [Reinmann 2015]

Weiterhin darf der Unterschied zwischen den Quecksilbermengen der beiden Röhrchen nicht mehr als 10 % betragen. Ist lediglich diese Anforderung nicht erfüllt, kann die Behörde entscheiden, ob der höhere Wert für gültig erklärt wird. Zusätzlich müssen bei jeder Messung Lecktests und Tests bezüglich der proportionalen Ansaugung durchgeführt werden. [Reinmann 2015]

2.4.2 Aktuelle Luft-Emissionsdaten

Die nachfolgenden Kapitel geben einen Überblick über die luftseitigen Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerksblöcken. Zunächst erfolgt ein Überblick über alle Kraftwerksblöcke. Anschließend werden die Emissionen aus Braunkohlekraftwerken und Steinkohlekraftwerken jeweils näher beleuchtet.

Spezifische Quecksilberminderungsmaßnahmen müssen jeweils an einzelnen Verbrennungslinien (Kesseln) bzw. Abgasreinigungsanlagen installiert werden.

Diese können an einer Anlage unterschiedliche Größen, unterschiedliche Baujahre und somit unterschiedliche technische Standards aufweisen.

Tabelle 10 gibt eine Übersicht über die Quecksilberemissionen der einzelnen Verbrennungsblöcke der Braun- und Steinkohlekraftwerke in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012. Die Emissionen sind nach Größe sortiert dargestellt.

Dabei ist zu beachten, dass in wenigen Fällen mehrere Verbrennungskessel über den gleichen Schornstein emittieren und in diesem Fall eine Zeile die Summe der Emissionen mehrerer Kessel darstellt. Dies ist zum Beispiel beim Kraftwerk Voerde sowie beim Kraftwerk Scholven der Fall. Teilweise werden in diesen Fällen getrennte Abgasreinigungsanlagen für jeden Kessel genutzt. In wenigen Fällen gibt es eine gemeinsame Abgasreinigung für mehrere Kessel.

Die Quellen-Bezeichnung gibt an, ob die Abgase über einen Schornstein oder mit den Wasserdampf-Kühlschwaden über einen Kühlturm abgeleitet werden.

Tabelle 10: Hg-Emissionskonzentration und Hg-Fracht aus Kohlefeuerungsanlagen in NRW mit mehr als 1 kg Quecksilberfracht im Jahr 2012, sortiert nach Emissionsmenge

Nr. Art	Be hör de	Betreibername	PLZ / Be- triebsort	Quellen- Bezeich- nung	Hg-Emission 2012	
					[µg/Nm³]	[kg/a]
1 ST	BR D	KW Voerde OHG der STEAG GmbH und RWE Power AG KW Voerde	46562 Voerde	Schornstein Block A und B	8,34	186
2 BK	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm G	5,47	133
3 BK	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm F	5,47	130
4 ST	BR MS	E.ON KW Scholven	45896 Gel- senkirchen	Kamin Blöcke B - E	4,18	127
5 BK	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Eschweiler	Kühlturm H	6,07	119
6 BK	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Berg- heim	Kühlturm K	5,00	101
7 BK	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Berg- heim	Kühlturm G	5,00	100
8 BK	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Berg- heim	Kühlturm H	5,00	81,5
9 BK	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Eschweiler	Kühlturm G	4,17	74,9
10 BK	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm E	3,72	70,5
11 BK	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm D	3,72	62,7
12 BK	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Berg- heim	Kamin C	5,06	51,2
13 ST	BR AR	STEAG GmbH	44653 Herne	Schornstein	5,81	50,5
14 BK	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Berg- heim	Kühlturm E	5,00	50,2

Nr. Art	Be hör de	Betreibername	PLZ / Be- triebsort	Quellen- Bezeich- nung	Hg-Emission 2012	
					[µg/Nm³]	[kg/a]
15 BK	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kühlturm D	5,00	47,4
16 BK	BR AR	Mark-E Aktienge- sellschaft	58791 Werdohl	Kamin E4	7,31	44,4
17 ST	BR D	STEAG GmbH HKW Walsum	47179 Duisburg	Schornstein	6,39	44,2
18 BK	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kühlturm F	5,00	43,9
19 ST	BR D	GbR der STEAG GmbH GWK West	46562 Voerde	Schornstein	9,26	39,5
20 BK	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Eschweiler	Kamin West E	3,00	37,1
21 BK	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm C	3,72	36,8
22 BK	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm A	3,72	35,8
23 BK	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Eschweiler	Kühlturm F	3,03	34,4
24 BK	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Eschweiler	Kamin West CD	3,00	33,3
25 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Kühlturm	3,72	31,9
26 BK	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm Block B	3,72	28,8
27 BK	BR K	RWE Power AG KW Goldenberg	50354 Hürth	Schornstein DE K	8,00	28,7
28 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein Block P	3,72	24,3
29 ST	BR MS	E.ON Kraftwerke GmbH	45711 Datteln	Kamin K 1-4	7,51	24,0
30 BK	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kamin A/B	5,00	21,9
31 BK	BR K	RWE Power AG KW Goldenberg	50354 Hürth	Schornstein DE J	8,00	20,8
32 BK	BR AR	RWE Power AG Fabrik Frechen	50226 Frechen	Kamin Kessel 11+12	8,80	17,3
33 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein	3,72	15,7
34 ST	BR AR	RWE Power AG KW Werne	59368 Werne	Kamin Block K	1,77	15,6
35 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein	3,72	15,5
36 ST	BR AR	E.ON Kraftwerke GmbH KW Knepper	44357 Dortmund	Kamin Block C	4,07	14,0
37 ST	BR AR	STEAG GmbH KW Lünen	44536 Lünen	Kamin Kessel 10+11	2,40	13,2
38	BR	E.ON Kraftwerke	45896 Gel-	Kamin Block	1,61	12,0

Nr. Art	Be hör de	Betreibername	PLZ / Be- triebsort	Quellen- Bezeich- nung	Hg-Emission 2012	
					[µg/Nm³]	[kg/a]
ST	MS	KW Scholven	senkirchen	F		
39 BK	BR AR	Mark-E Aktienge- sellschaft	58791 Werdohl	Kamin WFA E	19,90	9,82
40 BK	BR AR	RWE Power AG- Fabrik Frechen	50226 Frechen	Kamin Kessel 7	9,00	8,81
41 ST	BR MS	Infracor GmbH	45772 Marl	Block 4	2,54	8,65
42 ST	BR DT	E.ON Kraftwerke GmbH KW Heyden	32469 Pe- tershagen	Kamin Haupt- kessel	0,80	8,50
43 ST	BR MS	Infracor GmbH	45772 Marl	Block 3	5,61	7,87
44 BK	BR AR	RWE Power AG Fabrik Fortuna Nord	50129 Bergheim	Kamin Abhit- zekeessel 7	14,00	7,76
45 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein	3,72	7,42
46 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein	3,72	7,17
47 BK	BR AR	Mark-E Aktienge- sellschaft	58791 Werdohl	Kamin E3	2,68	7,09
48 ST	BR MS	Infracor GmbH	45772 Marl	Block 5	1,92	6,99
49 ST	BR DT	Stadtwerke Biele- feld GmbH - HKW Schildescherstr.	33611 Bielefeld	Kamin	0,0165	6,99
50 ST	BR D	Stadtwerke Duisburg AG Heizkraftwerk II	47053 Duisburg	Abgaskamin	15,20	6,58
51 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein	3,72	6,54
52 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein	3,72	6,12
53 BK	BR AR	RWE Power AG Fabrik Frechen	50226 Frechen	Kamin Kessel 1	3,43	5,50
54 ST	BR DT	Gemeinschafts-KW Veltheim GmbH	32457 Porta Westfalica	Kamin Block 3	1,16	5,22
56 ST	BR MS	E.ON KW Scholven	45896 Gel- senkirchen	Kamin FWK Buer	1,36	5,00
56 BK	BR AR	RWE Power AG Fabrik Fortuna Nord	50129 Bergheim	Kamin Kessel 6	6,10	4,61
57 BK	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Frechen	50226 Frechen	Kamin Kessel 2	3,31	4,51
58 ST	BR AR	RWE Power AG KW Westfalen	59071 Hamm	Zentralkamin	0,79	4,46
59 BK	BR AR	RWE Power AG Fabrik Fortuna Nord	50129 Bergheim	Kamin Ab- hitzekeessel 8	7,50	4,44
60 ST	BR MS	RWE Power AG KW Ibbenbüren	49479 Ibbenbüren	Zentralkamin Bl. B	0,21	3,39

Nr. Art	Be hör de	Betreibername	PLZ / Be- triebsort	Quellen- Bezeich- nung	Hg-Emission 2012	
					[µg/Nm³]	[kg/a]
61 ST	BR AR	E.ON Kraftwerke GmbH - KW Shamrock	44652 Herne	Kamin K 1-4	16,00	3,00
62 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein	3,72	2,90
63 BK	BR K	RheinEnergie AG HKW Merkenich	50769 Köln	Schornstein K4+ K6	1,49	2,31
64 ST	BR MS	E.ON Kraftwerke GmbH	45711 Datteln	Kamin K 5	0,83	2,00
65 BK	BR AR	RWE Power AG Fabrik Fortuna Nord	50129 Bergheim	Kamin Kessel 3,4,5	4,50	1,87
66 ST	BR DT	Gemeinschafts-KW Veltheim GmbH	32457 Porta Westfalica	Kamin Block 2	2,50	1,85
67 ST	BR AR	Trianel Kohlekraft- werk Lünen GmbH & Co. KG	44536 Lünen	Kühlturm mit Rauchgas- ableitung	2,28	1,84
68 BK	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein	3,72	1,76
69 ST	BR AR	GKW Bergkamen OHG der STEAG GmbH und der RWE Power AG	59192 Bergkamen	Schornstein	0,14	1,62
70 SK	BR D	WSW Energie & Wasser AG	42117 Wuppertal- Elberfeld	Schornstein Block Kessel 31+32	5,46	1,24
71 BK	BR AR	RWE Power AG Fabrik Ville/Berrenrath	50354 Hürth- Knapsack	Kamin DE 2	0,31	0,71
72 BK	BR K	Smurfit Kappa Zülpich Papier GmbH	53909 Zülpich	Kamin Misch- feuerung Kohle/ Spuckstoff	0,60	0,46
73 BK	BR AR	RWE Power AG Fabrik Ville/Berrenrath	50354 Hürth- Knapsack	Kamin DE 3	0,01	0,02

[LANUV 2015]

2.4.2.1 Braunkohlekraftwerke

Braunkohlekraftwerke haben mit insgesamt 1.525 kg den größten Anteil der Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen (52 %). Diese Emissionen stammten im Jahr 2012 aus 48 Einzelquellen. Von drei weiteren kleineren Anlagen lag für 2012 keine Quecksilberfrachtmeldung vor (Sachtleben Chemie in Duisburg, GETEC der Kanzan Spezialpapiere in Düren, Papierfabrik Niederauer Mühle in Kreuzau). [LANUV 2015]

Tabelle 11 zeigt die fünf größten Anlagenstandorte im rheinischen Braunkohle-revier. Die Emissionen dieser fünf Anlagen machen zusammen 50 % der Quecksilberemission Nordrhein-Westfalens aus (1.461,3 kg). Die Anlagen be-standen im Jahr 2012 aus 32 Betriebseinheiten (Blöcken). Detailinformationen zu den einzelnen Emissionsquellen wurden im vorherigen Kapitel dargestellt.

Tabelle 11: Braunkohle-Kraftwerkstandorte mit den höchsten Quecksilberemissionen in 2012

Anzahl Blöcke	Leistung [MW _{th}]	Leistung [MW _{el}]	Betreiber	Standort (Name)	Emission Hg 2012 [kg]
7	10.613	3.430	RWE	Bergheim (Niederaußem)	497,1
7*	k. A.	3.780*	RWE	Grevenbroich (Neurath)	497
6	6.168	1.946	RWE	Eschweiler (Weisweiler)	298,7
10** (2)	k. A.	1.800** (600)	RWE	Grevenbroich (Frimmersdorf)	119
2	640	171	RWE	Hürth (Goldenberg)	49,5
32** (24)		11.127** (9.927)			1.461,3

* inkl. 2 neue Blöcke je 1.050 MW ab Ende 2012 („BoA 2“, „BoA 3“)

** inkl. 8 Blöcke je 150 MW, die in 2012 stillgelegt wurden (in Klammern: Stand ab 2013)

[LANUV 2015] [BezRegD 2015] [BezRegK 2015]

Weitere kleinere Braunkohle-Anlagenstandorte, die hier nicht aufgeführt sind, umfassen eine Brikettfabrik mit vier Blöcken (36,1 kg), einen Braunkohleveredlungsbetrieb mit vier Blöcken (18,7 kg) sowie 11 kleinere Braunkohle-Feuerungsanlagen zur industriellen oder zur städtischen Wärme- und Dampferzeugung (9,0 kg).

Abbildung 14 zeigt für die in Tabelle 11 genannten Einzelblöcke, welche Quecksilbermenge im Jahr 2012 emittiert wurde (Balken). Als Punkte sind die Quecksilberkonzentrationen im Abgas aufgetragen, die in den Emissionserklärungen gemeldet wurden. Bei gleicher Abgaskonzentration kann die Emissionsmenge unterschiedlich sein, weil die Feuerungen unterschiedliche Leistungen oder Betriebszeiten haben und deshalb unterschiedliche Abgasmengen ausstoßen.

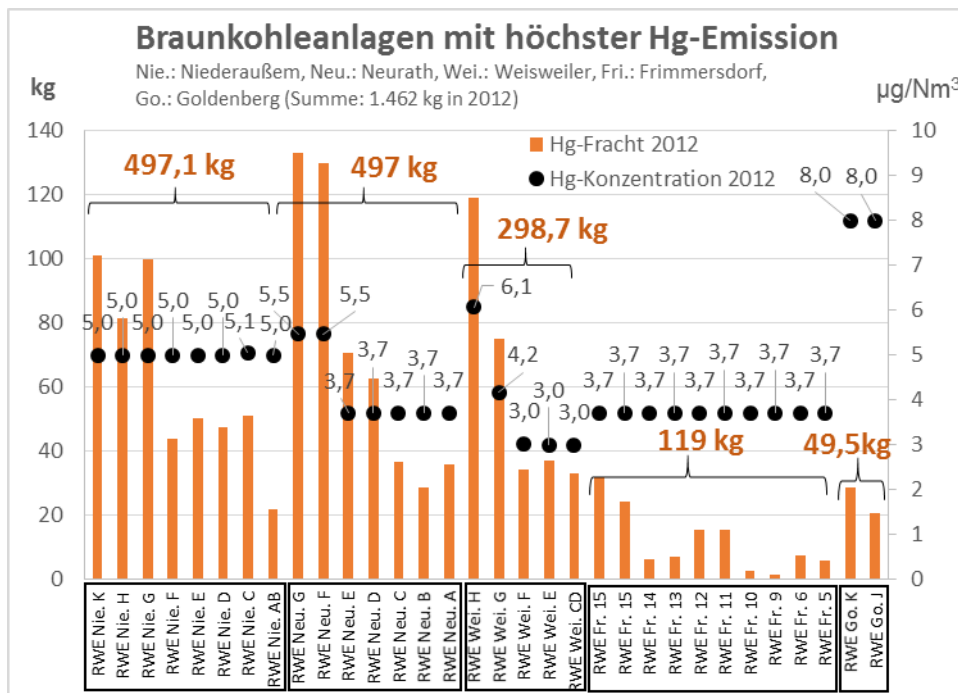
Eine grafische Darstellung der Konzentrations- und Frachtwerte aller 48 Braunkohlekraftwerksblöcke findet sich in Anhang 3 auf Seite 258. In der Grafik sind die 6 kontinuierlich gemessenen Werte als schwarzes Quadrat markiert.

Die Quecksilberkonzentrationen des Jahres 2012 verdeutlichen, dass mit Ausnahme einer kleinen Wirbelschichtfeuerung bereits alle Braunkohlefeuerungen in Nordrhein-Westfalen den ab 2019 in Deutschland vorgeschriebenen Grenzwert für Quecksilberemissionen von 10 µg/m³ im Jahresmittel einhalten. Der nach Fracht gewichtete Mittelwert aller Braunkohleblöcke betrug 4,9 µg/m³.

Bezüglich der voraussichtlich ab 2021 in der EU für bestehende Anlagen vorgeschriebenen oberen mit BVT verbundenen Emissionswerte von 10 µg/m³ (bei einer Leistung < 300 MW_{th}) bzw. 7 µg/m³ (≥ 300 MW_{th}) besteht nur in wenigen Feuerungen Handlungsbedarf. Der von der EU-Arbeitsgruppe festgelegte untere mit spezifischen Quecksilberminderungstechniken erreichbare BVT-Wert von < 1 µg/m³ wird derzeit i. d. R. um das 3- bis 8-fache übertroffen.

Dabei ist zu beachten, dass die gemeldeten Emissionskonzentrationen bisher im Wesentlichen auf jährlich wiederholten Einzelmessungen beruhen, bei denen ein Mittelwert aus i. d. R. drei halbstündigen Einzelmessungen ermittelt wird. Die Messwerte schwanken von Jahr zu Jahr stark. Am gleichen Braunkohlekraftwerkstandort unterscheiden sich die Werte zum Teil um mehr als 300 %.

Wenn keine kontinuierliche Messung erfolgt, müssen als Nachweis, dass der Grenzwert max. 50 % ausgeschöpft wird, Quecksilberanalysen der Braunkohle durchgeführt werden. Die exemplarisch an die Gutachter übermittelten Daten zeigen für die rheinische Braunkohle eines Kraftwerkblocks einen mittleren Quecksilbergehalt im Bereich von 0,05 bis 0,09 mg/kg TS (Trockensubstanz) mit einer Schwankungsbreite von etwa ± 50 %; die Braunkohle eines anderen Kraftwerks aus einem benachbarten Tagebau lag im Mittel bei 0,15 mg/kg TS, ebenso mit Schwankungen von ± 50 %. [BezRegD 2015] [BezRegK 2015]



[Ökopol 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Abbildung 14: Emissionsmenge und Emissionskonzentration von Braunkohle-Anlagenstandorten mit höchsten luftseitigen Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012

Tabelle 12 stellt die Emissionskonzentrationen und Frachten von 48 Braunkohlekraftwerksblöcken im Jahr 2012 dar, sortiert nach Höhe der Quecksilberkonzentration; drei Braunkohlefeuerungen meldeten keine Quecksilberemissionen in der Emissionserklärung 2012.

Die kontinuierliche Messung erfolgte meistens in Feuerungen, die eine Genehmigung zur Mitverbrennung von Abfall aufweisen. Vorwiegend fanden die kontinuierlichen Messung in eher kleineren Anlagen statt (< 500 MW).

Tabelle 12: Hg-Emissionskonzentration und Hg-Fracht aus Braunkohle-Feuerungsanlagen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012, sortiert nach Emissionskonzentration (Quellen > 10 kg/a fett markiert)

Nr.	#	Be- hör- de	Betreibername	Plz /Betrieb sort	Quellen- Bezeich- nung	Quecksilber- Emission 2012	
						[µg/Nm³]	[kg/a]
1	B 9	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Ville / Berrenrath	50354 Hürth- Knapsack	Kamin DE 3	0,01	0,02
2	B 9	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Ville / Berrenrath	50354 Hürth- Knapsack	Kamin DE 2	0,31	0,71
3	B 10	BR K	Smurfit Kappa Zülpich Papier GmbH	53909 Zülpich	Kamin (Kohle und Spuckstoffe)	0,60*	0,46
4	B 8	BR K	RheinEnergie AG HKW Merkenich**	50769 Köln	Schornstein K4 + K6	1,49	2,31
5	B	BR K	Metsä Tissue GmbH	52372 Kreuzau	Kamin (Kohle und Kurzfasern)	2,00*	0,289
6	B	BR K	Pfeifer & Langen GmbH & Co. KG Werk Jülich	52409 Jülich	Kamin 97 m	2,28*	0,211
7	B 3	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Esch- weiler	Kamin West E	3,00*	37,1
8	B 3	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Esch- weiler	Kamin West CD	3,00*	33,3
9	B 3	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Esch- weiler	Kühlturm F	3,03*	34,4
10	B 6	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Frechen	50226 Frechen	Kamin Kessel 2	3,31	4,51
11	B 6	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Frechen	50226 Frechen	Kamin Kessel 1	3,43	5,5
12	B 2	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm E	3,72*	70,5
13	B 2	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm D	3,72*	62,7
14	B 2	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm C	3,72*	36,8
15	B 2	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm A	3,72	35,8
16	B 2	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm Block B	3,72*	28,8
17	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Kühlturm Quelle 17	3,72*	31,9
18	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein Block P	3,72	24,3

Nr.	#	Be- hör- de	Betreibername	Plz /Betrieb sort	Quellen- Bezeich- nung	Quecksilber- Emission 2012	
						[µg/Nm³]	[kg/a]
19	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Greven- broich	Schornstein Quelle 11	3,72*	15,7
20	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Greven- broich	Schornstein Quelle 12	3,72*	15,5
21	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein Quelle 6	3,72*	7,42
22	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein Quelle 13	3,72*	7,17
23	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein Quelle 14	3,72*	6,54
24	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein Quelle 5	3,72*	6,12
25	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein Quelle 10	3,72*	2,9
26	B 4	BR D	RWE Power AG KW Frimmersdorf	41516 Gre- venbroich	Schornstein Quelle 9	3,72*	1,76
27	B	BR K	Basell Polyolefine GmbH Werk Wesseling	50389 Wesseling	PKT.Q. Kessel 5 (Kamin 2)	3,88*	2,15
28	B	BR K	Heinr. Aug. Schoel- ler Söhne GmbH & Co. KG Papierfabrik Schoellershammer	52355 Düren	Kamin Kessel 4 (Kohle und Spuckstoffe/ Kurzfasern)	4,00*	2,84
29	B 3	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Eschwei- ler	Kühlturm G	4,17*	74,9
30	B 7	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Fortuna Nord	50129 Bergheim	Kamin Kessel 3,4,5	4,50*	1,87
31	B 1	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kühlturm K	5,00*	101
32	B 1	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kühlturm G	5,00*	100
33	B 1	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kühlturm H	5,00*	81,5
34	B 1	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kühlturm E	5,00*	50,2
35	B 1	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kühlturm D	5,00*	47,4
36	B 1	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kühlturm F	5,00*	43,9
37	B 1	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kamin A/B	5,00*	21,9
38	B 1	BR K	RWE Power AG KW Niederaußem	50129 Bergheim	Kamin C	5,06*	51,2

Nr.	#	Be- hör- de	Betreibername	Plz /Betrieb sort	Quellen- Bezeich- nung	Quecksilber- Emission 2012 [µg/Nm³] [kg/a]	
39	B 2	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm G	5,47*	133
40	B 2	BR D	RWE Power AG KW Neurath	41516 Gre- venbroich	Kühlturm F	5,47*	130
41	B 3	BR K	RWE Power AG (KW Weisweiler)	52249 Eschwei- ler	Kühlturm H	6,07*	119
42	B 7	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Fortuna Nord	50129 Bergheim	Kamin Kessel 6	6,1*	4,61
43	B 7	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Fortuna Nord	50129 Bergheim	Kamin Abhitze- kessel 8	7,5*	4,44
44	B 5	BR K	RWE Power AG KW Goldenberg	50354 Hürth	Schornstein DE K	8,0*	28,7
45	B 5	BR K	RWE Power AG KW Goldenberg	50354 Hürth	Schornstein DE J	8,0*	20,8
46	B 6	BR AR	RWE Power AG - Fabrik Frechen	50226 Frechen	Kamin Kessel 11+12	8,8*	17,3
47	B 6	BR AR	RWE Power AG- Fabrik Frechen	50226 Frechen	Kamin Kessel 7	9,0*	8,81
48	B 7	BR AR	RWE Power AG- Fabrik Fortuna Nord	50129 Bergheim	Kamin Abhitze- kessel 7	14,0*	7,76
49	B	BR K	GETEC AG (für KANZAN Spezial- papiere GmbH)	52349 Düren	Kessel 1 und Kessel 2	keine Hg-Meldung	
50	B	BR K	Papierfabrik Niederauer Mühle GmbH	52372 Kreuzau	Kohle- feuerung	keine Hg-Meldung	
51	B	BR D	Sachtleben Chemie GmbH	47198 Duisburg	Kessel 6	keine Hg-Meldung	
Gesamtfracht Braunkohlekraftwerke (ohne Nr. 49 - 51):							1.526***
* Einzelmessung ** Kraftwerk Merkenich in 2014 stillgelegt *** 1 kg Differenz zu Gesamtanlagen-Summe, da Gesamtanlage Neurath 497,0 kg meldete (Σ Einzelquellen 497,6 kg).							

[LANUV 2015] ergänzt durch [BezRegK 2015]

2.4.2.2 Steinkohlekraftwerke

Steinkohlekraftwerke haben mit 659 kg den zweitgrößten Anteil der Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen (22 %). Die Emissionen stammten aus 38 Einzelquellen. Von zwei weiteren kleineren Anlagen lag für 2012 keine Quecksilberfrachtmeldung vor (Henkel in Düsseldorf, STEAG in Essen-Rütten-scheid). [LANUV 2015]

Tabelle 13 zeigt die 10 größten Steinkohlekraftwerkstandorte, die zusammen 20 % der Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen ausmachen. Sie bestanden im Jahr 2012 aus 26 einzelnen Kraftwerksblöcken.

Tabelle 13: Steinkohle-Feuerungsanlagenstandorte mit den höchsten Quecksilberemissionen im Jahr 2012

Blöcke	Leistung [MWth.]	Leistung [MWel.]	Betreiber	Standort (Name)	Emission Hg 2012 [kg]
2	3.739	1.390	STEAG/RWE	Voerde	186
4	6.203	2.123	E.ON	Gelsenkirchen („Scholven“ und „Buer“)	144
4	1.432	487	Mark-E	Werdohl-Elverlingsen	51,5
3	2.083* (0)	800* (0)	STEAG	Herne („Shamrock“)	50,5
3	3.129	1.350	STEAG	Duisburg („Walsum“)	44,2
2	1.800	640	STEAG	Voerde („Voerde-West“)	39,5
3*	793* (0)	319* (0)	E.ON	Datteln	26
1	1.528	720	RWE	Werne („Gersteinwerk“)	15,6
1*	880* (0)	350* (0)	E.ON	Dortmund („Knepper“)	14
2	1.313	507	STEAG	Lünen	12
1 (2)*	732 (2.847)	305 (1105)	RWE	Hamm („Westfalen“)	4,46
26* (20)	23.632* (21.991)	8.941* (8.322)		Summe in 2012 [kg]:	587,76

* KW Datteln, Knepper und Shamrock 2013 stillgelegt, KW Hamm Block E neu in Betrieb 2014
(in Klammern: Stand ab 2014)

[LANUV 2015] [BezRegAB 2015] [BezRegD 2015] [BezRegK 2015] [BezRegMS 2015]

Tabelle 14 stellt die Emissionen von 38 Steinkohlekraftwerksblöcken in Nordrhein-Westfalen dar, sortiert nach Höhe der Quecksilberkonzentration.

Eine grafische Darstellung der Konzentrations- und Frachtwerte aller 38 Steinkohlekraftwerksblöcke findet sich in Anhang 4 auf Seite 259. In der Grafik sind die 19 kontinuierlich gemessenen Werte als schwarzes Quadrat markiert.

Die Quecksilberkonzentrationswerte des Jahres 2012 zeigen, dass bereits rund 30 % der Steinkohlekraftwerksblöcke in Nordrhein-Westfalen durch den Co-Benefit-Effekt einer effizienten Abgasreinigung für Stickstoffoxide, Staub und Schwefeldioxide Quecksilber-Emissionswerte unter 1,0 µg/m³ erreichten (11 Blöcke). Der frachtgewichtete Mittelwert betrug 6,4 µg/m³.

Weitere ca. 30 % (11 Blöcke) wiesen Emissionskonzentrationen zwischen 1,0 µg/m³ und 3,0 µg/m³ auf. Bis auf fünf Blöcke meldeten die übrigen Anlagen Quecksilberkonzentrationen zwischen 3,0 µg/m³ und 9,3 µg/m³ (11 Blöcke). Ausnahmen waren fünf Blöcke, von denen drei Blöcke inzwischen geschlossen wurden, mit Konzentrationswerten von 15 µg/m³ bis 31 µg/m³. Ein Block verbrennt hohe Anteile Klärschlamm, der andere hat nur 23 g Gesamtfracht.

Damit liegen heute praktisch alle Steinkohleblöcke unter dem ab 2019 geltenden Jahresmittelwert von 10 µg/m³. Mit dem Inkrafttreten des Grenzwertes ist praktisch keine Quecksilberminderung verbunden (bis auf ca. 6 kg im Kraftwerk Werdohl, das im Gutachten als Klärschlammverbrennungsanlage im Abfallbereich in Kapitel 2.6.4.5 auf S. 86 mit bilanziert wurde).

Bezüglich der voraussichtlich ab 2021 in der EU für bestehende Anlagen vorgeschriebenen oberen mit BVT verbundenen Emissionswerte von $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (bei einer Leistung $< 300 \text{ MW}_{\text{th}}$) bzw. $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\geq 300 \text{ MW}_{\text{th}}$) besteht nur in wenigen Feuerungen Handlungsbedarf. Der von der EU-Arbeitsgruppe festgelegte untere mit spezifischen Quecksilberminderungstechniken erreichbare BVT-Wert von $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird derzeit i. d. R. um das 2- bis 4-fache übertroffen.

Dabei ist zu beachten, dass die gemeldeten Emissionskonzentrationen bisher etwa zur Hälfte auf jährlich wiederholten Einzelmessungen beruhen, bei denen ein Mittelwert aus i. d. R. drei halbstündigen Einzelmessungen ermittelt wird. Die Messwerte von Quecksilbergehalten in Steinkohlen schwanken von Jahr zu Jahr stark, so dass Einzelmesswerte mit hohen Unsicherheiten verbunden sind.

Das Kraftwerk Werdohl, das die höchste Quecksilberemissionskonzentration aufweist, ist aufgrund der Verbrennung von (quecksilberhaltigem) Klärschlamm gemäß der 17. BImSchV vergleichbar mit Anlagen im Kapitel 2.6.4.5 (S. 86).

Die niedrigsten, kontinuierlich gemessenen Konzentrationswerte wurden in den Kraftwerken Bergkamen und „Westfalen“ (in Hamm) sowie im Kraftwerk Ibbenbüren gemessen. Das Kraftwerk Ibbenbüren nutzt derzeit noch überwiegend lokal geförderte quecksilberarme Anthrazit-Kohle anstelle von Import-Steinkohle. In Bergkamen ist der Einsatz von bis zu 20 % quecksilberarmem Petrolkoks genehmigt. Im Kraftwerk „Westfalen“ ist neben Steinkohle die Nutzung von Petrolkoks und diversen Abfallbrennstoffen nach der 17. BImSchV genehmigt.

Ein Grund für relativ niedrige Quecksilberkonzentrationen ist vermutlich auch im Kraftwerk Veltheim die Genehmigung zum Einsatz von Petrolkoks. Ähnliches gilt für das Kraftwerk „Scholven“, wo neben dem Einsatz von Petrolkoks auch Öpellets genehmigt sind. Ebenso im Kraftwerk „Gersteinwerk“ (Werne), wo neben dem Einsatz von Petrolkoks auch der Einsatz diverser zum Teil quecksilberarmer Abfallbrennstoffe nach der 17. BImSchV genehmigt ist.

Kraftwerksblöcke, die im Jahr 2012 weder Petrolkoks noch Abfallbrennstoffe einsetzten und besonders niedrige, kontinuierlich gemessene Quecksilberkonzentrationswerte aufwiesen, waren die Blöcke 4 und 5 der Evonik-Tochter Infracor im Industriepark Marl. Evonik hatte im Jahr 2010 das Quecksilberverhalten im Wäscher eingehend untersucht und u. a. durch zeitweise Zugabe des Oxidationsmittels Calciumbromid versucht, geringere Quecksilberemissionen zu erreichen (siehe Kapitel 3.1.2.5 auf Seite 131). [Ahrens 2011] [Riethmann 2013]

Tabelle 14: Hg-Emissionskonzentration und Hg-Fracht aus Steinkohle-Feuerungsanlagen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012, sortiert nach Emissionskonzentration (Quellen > 10 kg/a fett markiert)

Nr.	#	Be- hör- de	Betreiber- name	Plz / Be- triebsort	Quellen- Bezeich- nung	Quecksilber- Emission 2012	
						[µg/Nm³]	[kg/a]
1	S 30	BR D	Solvay Chemicals GmbH	47495 Rheinberg	WSK Kamin Kessel 1	0,099*	0,037*
2	S 20	BR AR	GKW Bergkamen OHG der STEAG GmbH und der RWE Power AG	59192 Berg- kamen	Schornstein	0,14	1,62
3	S 23	BR K	CURRENTA GmbH & Co. OHG	51368 Leverkusen	WSK 1 u. Reg.-Kessel 2 Westkamin	0,160*	0,179*
4	S 17	BR MS	RWE Power AG KW Ibbenbüren	49479 Ibbenbüren	Zentralkamin Block B	0,21	3,39
5	S 14	BR D	Stadtwerke Duisburg AG Heizkraftwerk I **	47053 Duisburg	Abgaskamin	0,233*	0,42*
6	S 26	BR D	Solvay Chemicals GmbH	47495 Rheinberg	WSK Kamin Kessel 6	0,370*	0,625*
7	S 22	BR K	CURRENTA GmbH & Co. OHG	51368 Leverkusen	WSK 2 u. Reg.-Kessel 3 Ostkamin	0,440*	0,461*
8	8	BR K	Metsä Board Zanders GmbH (Papierfabrik)	51465 Bergisch Gladbach	Kamin S1	0,561*	0,000589*
9	S 16	BR AR	RWE Power AG KW Westfalen	59071 Hamm	Zentralkamin	0,79	4,46
10	S 13	BR DT	E.ON Kraftwerke GmbH KW Heyden	32469 Peters- hagen	Kamin Hauptkessel	0,8*	8,5*
11	S 8	BR MS	E.ON Kraftwerke GmbH	45711 Datteln	Kamin K 5	0,83*	2*
12	S 15	BR DT	Gemeinschafts- kraftwerk Veltheim GmbH **	32457 Porta Westfalica	Kamin Block 3	1,16	5,22
13	S 2	BR MS	E.ON Kraftwerk Scholven	45896 Gelsen- kirchen	Kamin FWK Buer	1,36*	5*
14	S 2	BR MS	E.ON Kraftwerk Scholven ***	45896 Gelsen- kirchen	Kamin Block F	1,61*	12*
15	S 9	BR AR	RWE Power AG KW Werne (Gersteinwerk)	59368 Werne	Kamin Block K	1,77	15,6
16	S 12	BR MS	Infracor GmbH (zu Evonik AG)	45772 Marl	Block 5	1,92	6,99
17	S 19	BR AR	Trianel Kohle- kraftwerk Lünen GmbH & Co. KG	44536 Lünen	Kühlturm mit Rauchgasab- leitung	2,28	1,84

Nr.	#	Be- hör- de	Betreiber- name	Plz / Be- triebsort	Quellen- Bezeich- nung	Quecksilber- Emission 2012	
						[µg/Nm³]	[kg/a]
18	S 11	BR AR	STEAG GmbH KW Lünen	44536 Lünen	Kamin Kessel 10+11	2,4	13,2
19	S 15	BR DT	Gemeinschafts- kraftwerk Veltheim	32457 Porta Westfalica	Kamin Block 2	2,5	1,85
20	S 12	BR MS	Infracor GmbH (zu Evonik AG)	45772 Marl	Block 4	2,54	8,65
21	S 3	BR AR	Mark-E Aktienge- sellschaft	58791 Werdohl	Kamin E3	2,68	7,09
22	S 25	BR AR	Reno De Medici Arnsberg GmbH	59821 Arnsberg	Schornstein Kraftwerk	3,00*	2*
23	S 24	BR D	Oxea GmbH Werk Ruhrchemie	46147 Oberhausen	Kraftwerks- kamin 3	3,12*	2,01*
24	S 10	BR AR	E.ON Kraftwerke GmbH KW Knepper **	44357 Dortmund	Kamin Block C	4,07*	14*
25	S 2	BR MS	E.ON Kraftwerk Scholven ***	45896 Gel- senkirchen	Kamin Blöcke B-E	4,18*	127*
26	S 21	BR D	WSW Energie & Wasser AG	42117 Wuppertal - Elberfeld	Schornstein Block Kessel 31+32	5,46	1,24
27	S 12	BR MS	Infracor GmbH (Evonik)	45772 Marl	Block 3	5,61*	7,87*
28	S 4	BR AR	STEAG GmbH	44653 Herne	Schornstein	5,81	50,5
29	S 5	BR D	STEAG GmbH Heizkraftwerk Walsum	47179 Duisburg	Schornstein 300 m (Block 7 + 9)	6,39	44,2
30	S 3	BR AR	Mark-E Aktien- gesellschaft	58791 Werdohl	Kamin E4	7,31	44,4
31	S 8	BR MS	E.ON Kraftwerke GmbH **	45711 Datteln	Kamin K 1-4	7,51	24
32	S 1	BR D	KW Voerde OHG der STEAG GmbH und RWE Power AG KW Voerde	46562 Voerde	Schornstein Block A und B	8,34	186
33	S 6	BR D	GbR der STEAG GmbH GKW West STEAG KW West	46562 Voerde	Schornstein	9,26	39,5
34	S 14	BR D	Stadtwerke Duis- burg AG Heiz- kraftwerk II	47053 Duisburg	Abgaskamin	15,2*	6,58*
35	S 18	BR AR	E.ON Kraftwerke GmbH - KW Shamrock **	44652 Herne	Kamin K 1-4	16*	3*

Nr.	#	Be- hör- de	Betreiber- name	Plz / Be- triebsort	Quellen- Bezeich- nung	Quecksilber- Emission 2012	
						[µg/Nm³]	[kg/a]
36	S 29	BR DT	Stadtwerke Biele- feld GmbH - HKW Schildescherstr.**	33611 Bielefeld	Kamin	16,5*	6,99*
37	S 3	BR AR	Mark-E Aktienge- sellschaft	58791 Werdohl	Kamin WFA E	19,9	9,82
38	S 28	BR DT	Südzucker AG Werk Warburg	34414 Warburg	Zentral- abgaskamin	31,3*	0,233*
39	S	BR D	Henkel AG & Co. KGaA	40589 Düsseldorf	Kessel 1	keine Hg-Meldung	
40	S	BR AR	STEAG Essen Rüttenscheid**	45128 Essen	Kessel 2-4	keine Hg-Meldung	
Gesamtfracht Kohlekraftwerke (ohne Klärschlamm-/Kohlefeuerung Werdohl***):							659
Gesamtfracht Kohlekraftwerke (mit Klärschlamm-/Kohlefeuerung Werdohl***):							668

* Einzelmessung ** in oder nach 2012 stillgelegt *** (Teil-)Stilllegung geplant **** in Abbildung 13 als Abfallverbrennung

[LANUV 2015]

Details zur Datenqualität der luftseitigen Emissionen von Steinkohlekraftwerken sowie zur Messtechnik finden sich in Kapitel 2.4.2.2 (S. 67). Informationen zu den installierten Quecksilberminderungstechniken nennt Kapitel 2.4.4.2 (S. 74).

Quecksilberminderungstechniken für Kohlekraftwerke nennt Kapitel 3 (S. 109).

2.4.3 Aktuelle Luft-Datenqualität und Messtechnik

Nach Angabe der Bezirksregierungen erfolgt in den großen Kohlefeuerungsanlagen Nordrhein-Westfalens eine kontinuierliche Quecksilbermessung lediglich in 19 von 38 Steinkohlefeuerungen und in 6 von 48 Braunkohlefeuerungen. Die Anlagen mit kontinuierlicher Messung gehören bei den Braunkohlefeuerungen meist zu den kleineren Anlagen.

Kohlekraftwerke emittieren besonders hohe Jahresmengen Quecksilber. Die Jahresemission der größten Blöcke liegt zwischen 40 und 80 Kilogramm (vgl. Tabelle 10, S 59). Dem gegenüber emittieren die größten Hausmüllverbrennungsanlagen 4-5 Kilogramm. Alle 46 Hausmüllverbrennungsanlagen zusammen emittieren 53,6 Kilogramm Quecksilber (vergleiche Kapitel 2.6.4.1, S. 82).

Während die Quecksilberkonzentrationen von Kohlekraftwerken in ähnlichen Größenordnungen wie Abfallverbrennungsanlagen liegen, d. h. Konzentrationswerte zwischen 1 und 10 µg/m³ aufweisen, emittieren Kohlekraftwerke wesentlich höhere Abgasvolumenströme (deutlich größere Schornsteinquerschnitte). Zur Erfassung der tatsächlichen Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen ist notwendig, die Volumenströme und Konzentrationen genau zu bestimmen. Die Volumenströme werden in Kohlekraftwerken zur Bestimmung anderer Parameter wie Staub, Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid kontinuierlich gemessen. Daher existieren zu Volumenströmen ausreichend valide Daten für alle Kraftwerke.

Zur Berechnung der Fracht werden die sehr hohen Volumenströme mit einem relativ niedrigen Konzentrationswert multipliziert. Es liegt auf der Hand, dass

der Unterschied zwischen einer Quecksilberkonzentration von 2 µg/m³ und 3 µg/m³ bei einem großen Kohlekraftwerksblock zu Frachtunterschieden im zweistelligen Kilogramm Bereich führen kann, entsprechend rund einem Prozent der gesamten Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen. Durch die Ungenauigkeit von Einzelmessungen, die für die Jahresfracht herangezogen werden, erhöht sich die Unsicherheit bei der Bestimmung der gesamten Quecksilberfracht in Nordrhein-Westfalen entsprechend.

Bei der Konzentrationsmessung nutzen viele Betreiber – vor allem im Bereich der Braunkohle – die Möglichkeit, sich von einer kontinuierlichen Messung befreien zu lassen. Dadurch liegen von vielen Kraftwerksblöcken lediglich Mittelwerte aus jährlich wiederkehrenden Einzelmessungen vor, aus denen auf die Frachtmenge des Gesamtjahres geschlossen werden muss.

Es besteht hohe Unsicherheit, ob die Einzelmesswerte ausreichend genau das Emissionsniveau beschreiben, da jeweils ein einziger Mittelwert aus drei Halbstunden für die Jahresemission herangezogen wird.

Einzelmessungen werden in der Regel an drei aufeinander folgenden Halbstunden durchgeführt. Das entspricht weniger als 0,02 % der Stunden des gesamten Jahres. Schwankungen des Quecksilbergehaltes unterschiedlicher Kohlesorten werden durch anderthalbstündige Einzelmessungen nicht erfasst.

Da die Betreiber bei einer Befreiung von der kontinuierlichen Messung verpflichtet sind, Kohleanalysen durchzuführen, kann aus der Schwankung der Quecksilbergehalte ein Rückschluss auf die Schwankungsbreite der Emissionswerte gezogen werden. Ob eine Einzelmessung die Mitte der Schwankungsbreite trifft oder eher den oberen oder unteren Quecksilberwert der im Jahresverlauf eingesetzten Kohlesorten, ist eher zufällig. Zu den Schwankungen des Quecksilbergehaltes der Kohle kommen instabile Quecksilberminderungsraten der Abgasreinigung hinzu, die ebenfalls zu Konzentrationsschwankungen führen.

Es besteht die Unsicherheit, ob die kontinuierlich gemessenen Werte noch mit den älteren, nicht für den US-Markt hergestellten Messgeräten arbeiten und ob in diesem Fall diese Geräte ausreichend häufig gewartet werden. Bei Parallelmessungen wurden bei älteren kontinuierlichen Messgeräten regelmäßig Unterbefunde festgestellt. [Mayer et al. 2014] [Reinmann 2015]

2.4.4 Installierte Luft-Emissionsminderungstechniken

2.4.4.1 Braunkohlekraftwerke

In allen Braunkohlekraftwerken sind Elektrofilter zur Staubabscheidung installiert. Zusätzlich sind in der Regel (bis auf wenige kleine Anlagen) nasse Rauchgasentschwefelungsanlagen vorhanden. Der Co-Benefit-Effekt dieser Abgasreinigungstechniken auf die Quecksilberminderung wird dadurch deutlich, dass viele Anlagen bereits niedrige Quecksilberemissionen von 5-7 µg/m³ erreichen.

Quecksilberspezifische Minderungstechniken setzen 6 Feuerungsanlagen ein:

- Kraftwerk RWE Goldenberg (Wirbelschicht; CaCO₃, HOK®, E-Filter) (Block K; Block J bei Abfalleinsatz; max. 25 % FWL genehmigt)
- Kraftwerk WSW Energie, Wuppertal-Elberfeld (Wirbelschicht, Ca(OH)₂, Gewebefilter) (Block 31 und 32; Einsatz von Sekundärbrennstoffen)

- Fabrik Ville/Berrenrath (Wirbelschicht, Trockenadditiv, HOK®, E-Filter)
(Block DE3; Block DE2 mit Abfalleinsatz bis 25 % FWL)

Während die Anlage in Ville/Berrenrath mit weniger als $1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ die niedrigsten Emissionen aller Braunkohleblöcke aufweist, liegt das Kraftwerk Goldenberg mit rund $8 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ an beiden Blöcken sowie das Kraftwerk WSW mit rund $5,5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ nicht sehr niedrig. Offensichtlich werden keine ausreichend großen Mengen zugegeben, um geringe Emissionskonzentrationen zu erreichen.

2.4.4.2 Steinkohlekraftwerke

In allen Steinkohlekraftwerken sind Elektrofilter zur Staubabscheidung installiert. Zusätzlich sind in der Regel (bis auf wenige kleine Anlagen) katalytische Entstickungsanlagen (DeNO_x) und nasse Rauchgasentschwefelungsanlagen vorhanden. Der Co-Benefit-Effekt dieser Abgasreinigungstechniken auf die Quecksilberminderung wird dadurch deutlich, dass viele Anlagen bereits Quecksilberemissionen im Bereich von $2\text{-}4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichen.

Quecksilberspezifische Minderungstechniken werden nach Angabe der Bezirksregierungen in Steinkohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen nicht eingesetzt.

2.4.5 Fazit für Luft-Emissionen aus Kohlekraftwerken

In Nordrhein-Westfalen wurden im Jahr 2012 Quecksilberemissionen aus 86 Kohlekraftsblöcken gemeldet. Der wesentliche Teil der Emissionen stammte von wenigen Anlagenstandorten. Insbesondere bei Braunkohlekraftwerken konzentrierten sich die Emissionen auf fünf große Standorte mit 32 Blöcken, bei Steinkohlekraftwerken auf zehn große Standorte mit 26 Blöcken.

Sieben Kohlefeuerungen wiesen mit 100 bis 186 Kilogramm Quecksilberemission besonders hohe Jahresfrachten auf. Ebenfalls hohe Emissionen von mehr als 10 bis 100 Kilogramm hatten weitere 31 Feuerungen. (Bezugsjahr 2012)

Quecksilber-Emissionsangaben basierten bei Braunkraftwerken nur für sehr wenige Blöcke auf kontinuierlich gemessenen Daten: Lediglich 6 von 48 Braunkohlefeuerungen messen Quecksilber kontinuierlich. Bei Steinkohlefeuerungen wird bei 19 von 38 Feuerungen kontinuierlich Quecksilber gemessen. Quecksilberanalysen der Kohlen zeigten eine hohe Schwankungsbreite von rund 300 %.

Quecksilberemissionen aus Kohle stammten v. a. aus 38 großen Blöcken.

Bereits 30 % der Steinkohlekraftwerksblöcke in Nordrhein-Westfalen erreichten Quecksilber-Emissionswerte unter $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (11 Blöcke). Die mittlere, nach Fracht gewichtete Quecksilber-Konzentration betrug bei den Braunkohleblöcken $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bei den Steinkohleblöcken $6,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Bis auf einen Klärschlamm mitverbrennenden Steinkohleblock und zwei kleinere Stein- bzw. Braunkohlefeuerungsanlagen erreichten alle Kohlekraftwerksblöcke den ab 2019 geltenden Jahresmittelwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, so dass dieser mit nahezu keiner Quecksilberminderung verbunden ist.

Die Konzentrationswerte basierten bei 50 % der Steinkohleblöcke und bei rund 90 % der Braunkohleblöcke lediglich auf einer jährlichen Einzelmessung, so dass diese Daten mit einer hohen Unsicherheit verbunden sind.

2.5 Wasser-Emissionen aus Kohlekraftwerken (AbwV Anhang 47 – REA-Abwasser)

2.5.1 Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten

2.5.1.1 Steinkohlekraftwerke

Abwasser von Steinkohlekraftwerken, das bei der Reinigung von Abwasser aus der Rauchgasreinigung anfällt, muss die Vorgaben von Anhang 47 der Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung) einhalten. [Anh. 47 AbwV 2014]

Es gilt die 4-aus-5-Regel gemäß der Abwasserverordnung, d. h. jeder fünfte behördlich gemessene Emissionswert darf bis zum Doppelten des Grenzwertes betragen. [AbwV 2014]

Anhang 47 der Abwasserverordnung sieht eine maximale Quecksilberkonzentration im Abwasser aus der Wäsche von Rauchgasen aus Steinkohlekraftwerken von 30 µg/l vor. Der Wert gilt vor der Vermischung mit anderen Abwasserströmen. Gemäß der 4-aus-5-Regel darf somit einer von fünf Messwerten der staatlichen Überwachung bis zu 60 µg/l betragen. [Anh. 47 AbwV 2014]

Darüber hinaus gilt eine Begrenzung der Hg-Fracht im Abwasser, die sich auf den Chlorgehalt der Kohle bezieht und 1,1 mg pro Kilogramm Chlorid beträgt. Für Steinkohlekraftwerke berechnet sich die Bezugsgröße Chlorid aus folgenden Angaben: Verfeuerte Steinkohle bei Volllast (t/h) und Chloridgehalt der eingesetzten Steinkohle. Übersteigt die durch das Einsatzwasser verursachte Chloridkonzentration des Abwassers den Wert von 2 g/l, so ist die Chloridfracht, die den Wert von 2 g/l übersteigt, der Chloridfracht aus der verfeuerten Steinkohle hinzuzurechnen. [Anh. 47 AbwV 2014]

Da ebenfalls die oben genannte 4-aus-5-Regel anzuwenden ist, darf einer von fünf Quecksilber-Messwerten der Fremdüberwachung bis zum Doppelten des Grenzwertes von 1,1 mg/kg Chlorid betragen, somit bis zu 2,2 mg/kg Chlorid.

Es ist eine qualifizierte Stichprobe oder eine 2-Stunden-Mischprobe zu nehmen.

2.5.1.2 Braunkohlekraftwerke

Abwassereinleitungen von Braunkohlekraftwerken müssen nach der Reinigung von Abwasser aus der Rauchgasreinigung ebenfalls die Vorgaben von Anhang 47 der Abwasserverordnung einhalten. [Anh. 47 AbwV 2014]

Es gilt ebenfalls die 4-aus-5-Regel gemäß Abwasserverordnung. [AbwV 2014]

Anhang 47 der Abwasserverordnung sieht eine maximale Quecksilberkonzentration im Abwasser aus der Wäsche von Rauchgasen aus Braunkohlekraftwerken von 30 µg/l vor, d. h. gemäß der 4-aus-5-Regel darf einer von fünf Werten der Fremdüberwachung maximal 60 µg/l betragen.

Darüber hinaus gilt bei Chloridgehalten in der Kohle bis 0,05 % eine Begrenzung der Hg-Fracht von 0,1 g/h Chlorid je 300 MW installierte Leistung. [Anh. 47 AbwV 2014]

Die Grenzwerte beziehen sich auf eine qualifizierte Stichprobe oder eine 2-Stunden-Mischprobe.

2.5.2 Aktuelle Wasser-Datenqualität und Messtechnik

2.5.2.1 Steinkohlekraftwerke

Die überwiegende Anzahl der in NRW betriebenen Anlagen zur Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken sind Direkt-einleiter (15 Anlagen). Zwei Anlagen sind Indirekteinleiter (Marl, Scholven).

Für die im Jahr 2012 in Nordrhein-Westfalen betrieben Direkteinleiter liegen Hg-Messdaten sowie Frachtenberechnungen vor. Vier dieser Anlagen wurde mittlerweile stillgelegt. Bei den Messdaten handelt es sich um Daten der behördlichen Überwachungen.¹⁷

Zusätzlich existieren Daten aus der Eigenüberwachung der Betreiber, die im Rahmen des Projektes nicht zusätzlich abgefragt wurden. Für drei Anlagen wurden diese zusätzlich angegeben. Die minimale Anzahl der Messwerte pro Anlage beträgt 2, die maximale 23. Bei drei der 13 Anlagen lagen alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze (LOQ).

Die Bestimmungsgrenze lag bei zwei der Anlagen bei 0,05 µg/l, bei der dritten variierte sie zwischen 0,05 µg/l und 0,0025 µg/l. Bei sechs Anlagen lagen alle Messwerte über der Bestimmungsgrenze.

Für die beiden Indirekteinleiter liegen keine Daten zu den ermittelten Hg-Konzentrationen und Frachten im Abwasser vor.

2.5.2.2 Braunkohlekraftwerke

In Braunkohlekraftwerken in NRW, die mit einer Rauchgaswäsche ausgestattet sind, fällt kein Abwasser an. Das Wasser aus der Rauchgaswäsche wird zusammen mit den Filterstäuben der Kraftwerke in Braunkohletagebau zur Verfügung eingebracht.

2.5.3 Aktuelle Wasser-Emissionsdaten

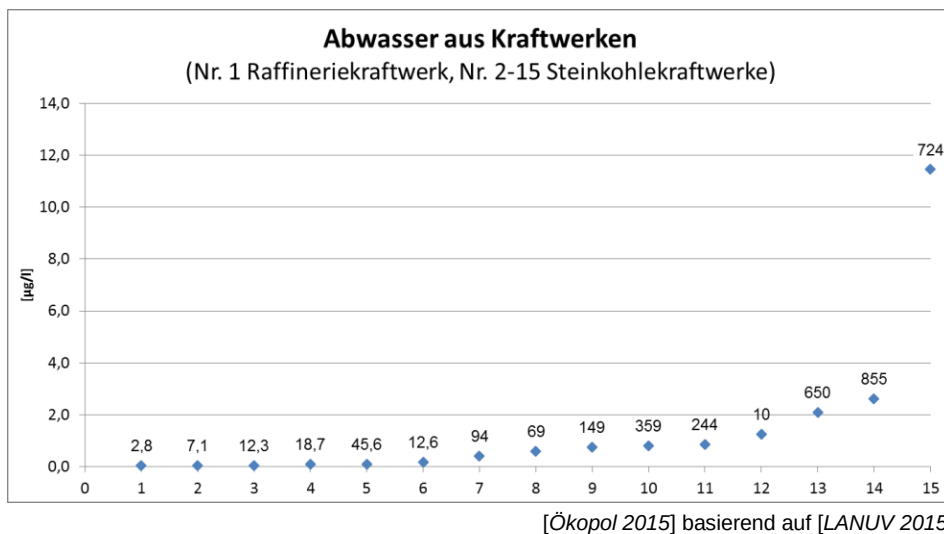
Wie oben erwähnt fällt in Braunkohlekraftwerken kein Abwasser an, so dass keine Emissionsdaten vorhanden sind.

2.5.3.1 Steinkohlekraftwerke

Das nachfolgende Diagramm zeigt die Quecksilberkonzentrationen der in NRW im Jahr 2012 betriebenen 15 Abwasserbehandlungsanlagen (Direkteinleiter) für Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Kohlekraftwerken und einer Raffineriefuherung in Mikrogramm pro Liter in aufsteigender Reihenfolge.

Zum jeweiligen Konzentrationswert wird der korrespondierende Frachtwert in Gramm pro Jahr als Zahlenwert genannt. Den Anlagen werden jeweils Nummern zugewiesen. Die Bezeichnung der Anlagen findet sich in Tabelle 15. Alle Frachten liegen unter 1.000 g/a.

¹⁷ Weitere Messdaten: <http://www.elwasweb.nrw.de> (z. B. „Daten“ → „Abwasser“ → „Übergreifende Auswertungen“)



Anmerkung: Die Fracht ist in Gramm pro Jahr über dem jeweiligen Konzentrationswert eingetragen.

Angaben zu den Betreibern der einzelnen Anlagen lassen sich Tabelle 15 entnehmen

Abbildung 15: Jährliche Abwasserkonzentrationen und -frachten der 15 Behandlungsanlagen für Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken und einer Raffinerief Feuerung in NRW im Jahr 2012

Tabelle 15 enthält sowohl die Quecksilberfrachten als auch die Quecksilberkonzentrationen der in NRW im Jahr 2012 betriebenen 15 Abwasserbehandlungsanlagen für Abwasser aus der Rauchgaswäsche (Direkteinleiter).

Tabelle 15: Quecksilberkonzentrationen und Quecksilberfrachten der 15 Behandlungsanlagen für Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken und einer Raffinerief Feuerung in NRW im Jahr 2012

Nr.	Bezeichnung	Hg-Konzentration [µg/l]	Hg-Fracht Staatl. Überwachung [g/a]	Hg-Fracht Eigenüberw. [g/a]
1	Shell, Rheinland Raffinerie Werk Nord*	0,04	2,8	
2	RWE, Kraftwerk Westfalen	0,05	7,1	26
3	STEAG, HKW Walsum	0,05	12,3	
4	Mark-E, KW Elverlingsen	0,09	18,7	
5	E.ON, KW Heyden	0,1	45,6	
6	E.ON, KW Weser Veltheim*	0,18	12,6	
7	STEAG, KW Lünen	0,40	94	
8	E.ON, KW Datteln*	0,60	69	
9	E.ON, KW Knepper Dortmund*	0,75	149	
10	STEAG, KW Voerde	0,80	359	
11	RWE, KW Gersteinwerk	0,85	244	93
12	Currenta, Krefeld	1,25	10	
13	STEAG, HKW Herne	2,088	650	
14	STEAG/RWE, GKW Bergkamen	2,625	855	490
15**	RWE Generation, KW Ibbenbüren	11,450	724	
Gesamtfracht [g/a]:			3.253	
n. b. nicht bekannt. * mittlerweile stillgelegt				

[LANUV 2015] außer Currenta [BezRegD 2015]

Die Frachten der staatlichen Überwachung ergeben in 2012 in Summe 3,3 kg. Wie in Abbildung 15 oben, sind die Werte nach der Konzentration in aufsteigender Zahlenfolge geordnet. Falls vorhanden, enthält die Tabelle zusätzlich die Quecksilberfrachten, die sich aus den Messwerten der Eigenüberwachung ergeben.

Mit Ausnahme der Abwasserbehandlungsanlage für das Kohlekraftwerk der Currenta lässt sich ein Zusammenhang zwischen durchschnittlicher Jahreskonzentration und -fracht feststellen, d. h. Anlagen mit niedrigen Abwasserkonzentrationen erreichen auch niedrige Jahresfrachten. Die Anlage der STEAG in Bergkamen und die des Kohlekraftwerks der Currenta weisen – von den stillgelegten Anlagen abgesehen – als einzige keine zweistufige Fällung auf. Das heißt, sie verfügen nicht über eine Fällung, in der zusätzlich zu den üblichen Fällungsmitteln auch ein quecksilberspezifisches Fällungsmittel eingesetzt wird.

Bei Anlage 15 (RWE Kraftwerk Ibbenbüren), die die mit Abstand höchste Hg-Jahreskonzentration aufweist, ist nicht bekannt, ob ein quecksilberspezifisches Fällungsmittel eingesetzt wird.

Tabelle 16: Fällungsstufen und Schlammrückführung der 15 Behandlungsanlagen für Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken und einer Raffinerief Feuerung in NRW im Jahr 2012

Nr.	Bezeichnung	Zweistufige Fällung (Ja/Nein)	Schlamm zurück in die Verbrennung (Ja/Nein)
1	Shell, Rheinland Raff. W. Nord*	n. b.*	n. b.*
2	RWE, Kraftwerk Westfalen	Ja	Ja
3	STEAG, HKW Walsum	Ja	Nein
4	Mark-E, KW Elveringsen	Ja	Ja
5	E.ON, KW Heyden	Ja	n. b.
6	E.ON, KW Weser Veltheim*	n. b.*	n. b.*
7	STEAG, KW Lünen	Ja	Nein
8	E.ON, KW Datteln*	n. b.*	n. b.*
9	E.ON, KW Knepper Dortmund*	n. b.*	n. b.*
10	STEAG, KW Voerde	Ja	Nein
11	RWE, KW Gersteinwerk	Nein	Ja
12	Currenta Krefeld	Nein	n. b.
13	STEAG, HKW Herne	Ja	Ja**
14	STEAG/RWE, GKW Bergkamen	Nein	Ja
15	RWE Generation, KW Ibbenbüren	n. b.	n. b.
n. b. nicht bekannt * mittlerweile stillgelegt ** nur der schwach Hg-haltige Schlamm wird zurückgeführt			

[LANUV 2015]

Bei fünf von neun Anlagen, für die Informationen hierzu vorliegen, wird der Schlamm aus der Behandlung des Abwassers aus der Rauchgaswäsche wieder in die Feuerung zurückgeführt (siehe Tabelle 15). Ein Zusammenhang zwischen Hg-Konzentration am Ablauf der Abwasserbehandlung und Schlammrückführung ist nicht zu erkennen. Sowohl Anlagen mit hohen Konzentrationswerten als auch solche mit niedrigen arbeiten mit einer Schlammrückführung.

Für die beiden Indirekteinleiter liegen weder Daten zu Quecksilberfrachten noch zu Quecksilberkonzentrationen vor.

2.5.4 Installierte Wasser-Emissionsminderungstechniken

Wie oben erwähnt fällt in Braunkohlekraftwerken keine Abwasser an, so dass keine Minderungstechniken vorhanden sind.

2.5.4.1 Steinkohlekraftwerke

In nahezu allen Abwasserbehandlungsanlagen, die im Jahr 2012 betrieben wurden, erfolgte eine zusätzliche Fällung mit Organosulfiden. Bei acht Anlagen erfolgte die Fällung zweistufig, bei zwei Anlagen einstufig (siehe Tabelle 16).

Informationen zur Art der eingesetzten Fällungsmittel lassen sich Tabelle 17 entnehmen. Bei allen Anlagen, die mit quecksilberspezifischen Fällungsmitteln arbeiten, wurden sulfidische Fällungsmittel eingesetzt. Ein Kraftwerk hat zwei Reinigungsanlagen für seine Blöcke und setzt verschiedene Fällungsmittel ein.

Tabelle 17: Einsatz von quecksilberspezifischen Fällungsmitteln in Steinkohlekraftwerken in NRW

Art des eingesetzten Hg-Fällungsmittels	Anzahl der Anlagen
TMT 15®	4
Nalmet® (DMDTC*)	1
Sulfidisches Fällungsmittel ohne nähere Angaben	6
Es liegen keine Informationen vor, ob ein quecksilberspezifische Fällungsmittel eingesetzt wird	5

* DMDTC: sulfidisches Fällungsmittel auf der Basis von Natrium-Dimethyldithiocarbamat

[LANUV 2015]

Zu den vier stillgelegten Direkteinleitern liegen keine Informationen zur Art der Abwasserbehandlung vor.

2.5.5 Fazit für Wasser-Emissionen aus Kohlekraftwerken

In Braunkohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen fällt kein zu behandelndes Abwasser an, da das Wasser der Rauchgaswäsche zusammen mit Filterstäuben im Tagebau eingebracht wird.

Insgesamt lagen Daten von 15 Direkteinleitungen von Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen vor, deren Abwasser aus der Rauchgaswäsche stammt (3,3 kg). Von zwei Indirekteinleitern lagen weder Konzentrations- noch Frachtwerte vor.

Nahezu alle 14 direkt in ein Gewässer einleitenden Steinkohlekraftwerke verwenden in den Anlagen zur Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche eine zweistufige Fällung, in der Organosulfide eingesetzt werden.

Die im gereinigten Abwasser ermittelten Quecksilberkonzentrationen weisen eine erhebliche Spannbreite auf.

Die Summe der ermittelten Quecksilbereinleitungen aus Anlagen nach Anhang 47 AbwV betrug in 2012 rund 3,3 kg. Sieben Anlagen hatten Einleitkonzentrationen über 0,6 µg/l, acht Anlagen lagen geringer oder gleich diesem Wert.

Die im Rahmen der staatlichen Überwachung ermittelten Quecksilberfrachten der sieben Anlagen mit Einleitkonzentrationen über 0,6 µg/l betrugen im Jahr 2012 zwischen 149 g und 855 g mit Ausnahme einer Anlage, die 10 g einleitete.

2.6 Luft-Emissionen aus Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen (17. BImSchV)

In diesem Kapitel werden luftseitige Emissionen von Anlagen beschrieben, die der 17. BImSchV unterliegen, d. h. insbesondere Hausmüll-, EBS-, Sonderabfall-, Klärschlamm-Abfallverbrennungsanlagen sowie Feuerungsanlagen für Biomasse, die der 17. BImSchV unterliegen und Zement- und Kalkwerke, die Abfälle mitverbrennen. Auf Abfall mitverbrennende Kohlekraftwerke wird nicht näher eingegangen, da sie in den in Kapitel 2.4 (S. 51) beschriebenen Kohlekraftwerken mit behandelt wurden.

2.6.1 Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten in Deutschland

Für Abfallverbrennungsanlagen gelten die Grenzwerte der Siebzehnten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen); die Verordnung sieht für bestehende Anlagen bezüglich der Quecksilbergrenzwerte im Jahresmittel eine Übergangsfrist bis zum 1. Januar 2019 vor. [17. BImSchV 2013]

Tabelle 18: Hg-Emissionsgrenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen und Abfallmitverbrennungsanlagen

Mittelungszeitraum	Neuanlagen [mg/m ³]	Bestehende Anlagen [mg/m ³]
Halbstundenmittelwert (HMW)	0,05	0,05
Tagesmittelwert (TMW)	0,03	0,03
Jahresmittelwert (JMW)*	0,01**	- (ab 2019: 0,01**)

Anmerkung: Die Quecksilber-Grenzwerte gelten im Allgemeinen für 6 % Bezugssauerstoffgehalt, bei Zement- und Kalkwerken 10 %, bei flüssigen oder gasförmigen Brennstoffen in Feuerungsanlagen: 3 %.

* Der Jahresmittelwert ist auf der Grundlage der validierten Tagesmittelwerte zu berechnen; hierzu sind die Tagesmittelwerte eines Kalenderjahres zusammenzuzählen und durch die Anzahl der Tagesmittelwerte zu teilen. Der Betreiber hat für jedes Kalenderjahr bis zum 31. März des Folgejahres einen Nachweis über die Jahresmittelwerte zu führen und der zuständigen Behörde auf Verlangen vorzulegen. Die Nachweise sind fünf Jahre nach Ende des Nachweiszeitraums aufzubewahren.

** Anlage 2 (Anlagen zur Herstellung von Zementklinker oder Zementen sowie Anlagen zum Brennen von Kalk): Kein Jahresmittelwert für Quecksilber; Anlage 3 Nr. 3.7 (Einsatz von festen Brennstoffen, Biobrennstoffen und flüssigen Brennstoffen in Anlagen mit einer Feuerwärmeleistung von 50 MW oder mehr): Die Überwachung der vorgeschriebenen Begrenzungen der Emissionen an Quecksilber und seinen Verbindungen, angegeben als Quecksilber, beginnt sechs Monate nach der Bekanntgabe einer geeigneten Messeinrichtung, spätestens jedoch zum 1. Januar 2019. Die erste geeignete Messeinrichtung wurde am 20.7.2012 im Bundesanzeiger bekannt gegeben [Sick Maihak 2013]

[17. BImSchV 2013]

Für Abfallmitverbrennungsanlagen gelten für Quecksilber dieselben Tages- und Halbstundenmittelwerte wie für Abfallverbrennungsanlagen (s. § 9 i. V. m. Anlage 3 Nr. 2); ein Jahresmittelwert für Quecksilber wurde für Zement- und Kalkwerke, die Abfall mitverbrennen, jedoch nicht festgelegt (s. Anlage 3 Nr. 2.3).

Nach § 16 Abs. 1 sind Quecksilbergrenzwerte kontinuierlich zu ermitteln. Auf die kontinuierliche Messung kann nach § 16 Abs. 8 verzichtet werden, wenn zuverlässig nachgewiesen ist, dass die Emissionsgrenzwerte nach § 8 zu weniger als 20 % in Anspruch genommen werden. Konkrete Vorgaben, wie dieser Nachweis zu führen ist, enthält die 17. BImSchV nicht. [17. BImSchV 2013]

2.6.2 Anforderungen durch EU-weite Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für Abfallverbrennungsanlagen

Im Merkblatt zu besten verfügbaren Techniken von Abfallverbrennungsanlagen, das auf einer Informationssammlung der Europäischen Union der Jahre 2000-2002 beruht, wird eine Spannbreite für Quecksilberemissionen von 1-10 µg/Nm³ im Tagesmittel mit BVT verbunden. Es wird weiter ausgeführt, dass die Adsorption mit kohlenstoffbasierten Reaktionsmitteln allgemein bei vielen Abfällen erforderlich ist, um diese Emissionswerte zu erreichen. [BREF WI 2006]

Das BVT-Merkblatt wurde im Kontext der Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-RL) erstellt. Diese sieht vor, dass bestehende Anlagen die BVT-Festlegungen spätestens 4 Jahre nach der Veröffentlichung eines Merkblattes „berücksichtigen“ müssen und Genehmigungen entsprechend anzupassen sind. [EU IVU 2008]

2.6.3 Aktuelle Luft-Datenqualität und Messtechnik

2.6.3.1 Hausmüll-Abfallverbrennungsanlagen

In NRW sind insgesamt 15 Hausmüllverbrennungsanlagen im Betrieb. Teilweise gibt es bis zu 4 Verbrennungslinien an einer Anlage, so dass insgesamt 46 Verbrennungslinien betrieben werden.

Insgesamt wird Quecksilber an 31 der 46 Linien kontinuierlich gemessen. Dies entspricht einem Anteil von 67 %.

Elf der fünfzehn Anlagen weisen an allen Linien eine kontinuierliche Quecksilbermessung auf.

An drei Anlagen mit sieben Linien wird Quecksilber nicht kontinuierlich gemessen (Leverkusen, Essen und Wuppertal). Bei einer Verbrennungsanlage mit vier Linien fand im Jahr 2012 nur an einer Linie eine kontinuierliche Quecksilbermessung (Oberhausen) statt; seit Ende 2014 wird Quecksilber auch an einer zweiten Linie kontinuierlich gemessen.

Datenunsicherheiten resultieren aus den Messunsicherheiten der kontinuierlichen Überwachung sowie aus dem Drittel der Anlagen, an denen lediglich einmal im Jahr Quecksilbermessungen erfolgen, die dann als die Grundlage für die Bestimmung der Quecksilber-Jahresfracht dienen.

2.6.3.2 Ersatzbrennstoff-(EBS-)Abfallverbrennungsanlagen

Alle vier EBS-Anlagen in Nordrhein-Westfalen sind mit einer kontinuierlichen Quecksilbermessung ausgerüstet. Datenunsicherheiten resultieren im Wesentlichen aus den Messunsicherheiten der kontinuierlichen Überwachung.

2.6.3.3 Biomasse-Abfallverbrennungsanlagen

Alle acht Biomasseheizkraftwerke in Nordrhein-Westfalen sind mit kontinuierlicher Quecksilbermessung ausgerüstet. Datenunsicherheiten resultieren im Wesentlichen aus den Messunsicherheiten der kontinuierlichen Überwachung.

2.6.3.4 Sonderabfallverbrennungsanlagen

Von den 17 Sonderabfallverbrennungslinien in Nordrhein-Westfalen sind 10 mit einer kontinuierlichen Quecksilbermessung ausgerüstet. Datenunsicherheiten resultieren aus den Messunsicherheiten der kontinuierlichen Überwachung sowie aus rund 40 % der Verbrennungslinien, an denen lediglich einmal im Jahr Quecksilbermessungen erfolgen, die dann als die Grundlage für die Bestimmung der Quecksilber-Jahresfracht dienen.

2.6.3.5 Klärschlamm-Abfallverbrennungsanlagen

Von den 11 Klärschlammverbrennungslinien in Nordrhein-Westfalen wird lediglich an fünf Linien Quecksilber kontinuierlich gemessen. Sechs Linien weisen keine kontinuierliche Messung auf. Bei einer Linie ist nicht bekannt, ob kontinuierlich oder diskontinuierlich gemessen wird. Datenunsicherheiten resultieren aus den Messunsicherheiten der kontinuierlichen Überwachung sowie aus rund 50 % der Anlagen, an denen lediglich einmal im Jahr Quecksilbermessungen erfolgen, die dann als die Grundlage für die Bestimmung der Quecksilber-Jahresfracht dienen.

2.6.3.6 Zement- und Kalkwerke

An den 11 Zement- und 3 Kalköfen, die Abfall mitverbrennen, wird Quecksilber kontinuierlich gemessen. Datenunsicherheiten resultieren im Wesentlichen aus den Messunsicherheiten der kontinuierlichen Überwachung.

2.6.4 Aktuelle Luft-Emissionsdaten

2.6.4.1 Hausmüll-Abfallverbrennungsanlagen

Die 15 Hausmüll-Abfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen emittierten im Jahr 2012 etwa 54 kg Quecksilber. Dies entspricht einem Anteil von 1,8 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen (2.936 kg).

Die Quecksilberkonzentrationen der insgesamt 46 Verbrennungslinien dieser 15 Anlagen lagen im Jahr 2012 zwischen 0,2 µg/m³ und annähernd 10 µg/m³.

Alle Hausmüll-Abfallverbrennungslinien in Nordrhein-Westfalen hielten im Jahr 2012 bereits den ab 1.1.2019 für Quecksilber gültigen Grenzwert von 10 µg/m³ im Jahresmittel ein.

Vor diesem Hintergrund besteht für die Betreiber in den nächsten Jahren kein Handlungsbedarf für eine weitere Quecksilber-Emissionsminderung.

Die Werte sind jedoch bei einem Drittel (15 von 46) der Hausmüll-Abfallverbrennungslinien mit erhöhter Unsicherheit verbunden, da der Konzentrationswert in diesen Linien nicht kontinuierlich gemessen wurde, sondern lediglich auf jeweils drei halbstündigen Einzelmessungen basiert.

Tabelle 19 nennt die Quecksilberkonzentration und -fracht der einzelnen Verbrennungslinien. Die Quecksilberfrachten von 15 Linien stehen mit Unsicherheiten behaftet, da sie lediglich auf drei halbstündigen Einzelmessungen basieren. Die Konzentrationswerte aus Einzelmessungen sind mit einem Stern gekennzeichnet.

Tabelle 19: Hg-Emissionskonzentration und Hg-Frachten von 46 Hausmüll-Abfallverbrennungslinien im Jahr 2012

Nr.	Name	Hg-Konz. [µg/m³]	Hg-Fracht [kg/a]
1	MHKW Essen-Karnap RGR 1	0,18*	0,14
2	MHKW Essen-Karnap RGR 3	0,18*	0,12
3	MHKW Essen-Karnap RGR 2	0,23*	0,15
4	MVA Weisweiler L 1	0,42	0,28
5	MVA Düsseldorf	0,47	1,15
6	MHKW Wuppertal*	0,50*	1,04
7	RMVA Köln L 4	0,50*	0,43
8	RMVA Köln L 1	0,53*	0,44
9	RMVA Köln L 2	0,57*	0,45
10	MHKW Leverkusen S 1	0,60*	0,25
11	MVA Hagen L 3	0,60	0,14
12	RMVA Köln L 3	0,60*	0,51
13	MVA Bonn L 3	0,70	0,40
14	MVA Hagen L 1	0,95	0,21
15	GMVA Niederrhein L 3	1,00*	0,87
16	RZR-Herten L 2	1,00	0,77
17	GMVA Niederrhein L 2	1,00*	0,81
18	GMVA Niederrhein L 4	1,00*	0,79
19	MHKW Leverkusen S3	1,00*	0,45
20	MKVA Krefeld L 1	1,00	0,43
21	MVA Bielefeld-Herford L 1	1,00	0,87
22	MVA Bielefeld-Herford L 2	1,00	0,74
23	MVA Bielefeld-Herford L 3	1,00	0,84
24	MVA Hagen L 2	1,14	0,29
25	MVA Weisweiler L 3	1,15	0,72
26	MVA Bonn L 1	1,30	0,71
27	MVA Bonn L 2	1,40	0,80
28	GMVA Niederrhein L 1	1,43	1,33
29	MVA Solingen	1,58	1,32
30	MVA Asdonkshof	1,68	1,30
31	MKVA Krefeld L 4	1,69	1,38
32	RZR-Herten L 1	2,00	1,56
33	MKVA Krefeld L 2	2,20	0,88
34	MVA Weisweiler L 2	2,20	1,45
35	MKVA Krefeld L 3	2,40	0,71
36	MHKW Iserlohn K 2	2,55	0,79
37	MHKW Leverkusen S 1	3,10*	1,45
38	MVA Hamm 2	3,60	1,20
39	MHKW Iserlohn K 1	3,62	1,14
40	MHKW Iserlohn K 3	3,84	2,53
41	MVA Hamm 3	5,60	2,23
42	MVA Hamm L 1	5,70	2,06
43	MHKW Essen-Karnap RGR 4	6,40*	3,89

Nr.	Name	Hg-Konz. [µg/m³]	Hg-Fracht [kg/a]
44	RZR-Herten L 4	7,00	4,77
45	RZR-Herten L 3	8,00	5,24
46	MVA Hamm L 4	9,60	3,53
Gesamtquecksilberfracht:			53,6
* Einzelmessung			

[LANUV 2015]

2.6.4.2 Ersatzbrennstoff-(EBS)-Abfallverbrennungsanlagen

Die vier EBS-Abfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen emittierten im Jahr 2012 etwa 2,4 kg Quecksilber. Dies entspricht einem Anteil von 0,1 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen (2.936 kg).

Die vier Linien weisen alle relativ niedrige Hg-Emissionskonzentrationen im Bereich unter 2 µg/m³ auf.

Tabelle 20 nennt die Quecksilberkonzentration und -fracht jeder Linie. Alle Konzentrationswerte stammen aus kontinuierlicher Messung. Die Quecksilberfrachten basieren bei allen Anlagen auf kontinuierlicher Messung.

Tabelle 20: Hg-Emissionskonzentrationen und Hg-Frachten von 4 EBS- Abfallverbrennungslinien im Jahr 2012

Nr.	Name	Hg-Konz. [µg/m³]	Hg-Fracht [kg/a]
1	EBS-Kraftwerk Knapsack Kamin Linie 1	0,72	0,13
2	EBS-Kraftwerk Knapsack Kamin Linie 2	1,04	0,74
3	Energetische Verwertungsanlage Essen	1,56	1,25
4	Heizkraftwerk Minden	1,82	0,28
Gesamtquecksilberfracht:			2,4

[LANUV 2015]

Alle Ersatzbrennstoff-Abfallverbrennungslinien in Nordrhein-Westfalen hielten bereits im Jahr 2012 den ab 1.1.2019 für Quecksilber gültigen Grenzwert von 10 µg/m³ im Jahresmittel ein.

Vor diesem Hintergrund besteht für die Betreiber in den nächsten Jahren kein Handlungsbedarf für eine weitere Quecksilber-Emissionsminderung.

Die Emissionswerte haben eine relativ hohe Datenqualität, da es sich um Jahresmittelwerte aus kontinuierlichen Messungen handelt.

2.6.4.3 Biomasse-Abfallverbrennungsanlagen

Die acht Biomassekraftwerke, die in Nordrhein-Westfalen nach 17. BImSchV als Abfallverbrennungsanlagen genehmigt sind, emittierten im Jahr 2012 etwa 5,2 kg Quecksilber. Dies entspricht einem Anteil von 0,2 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen (2.936 kg).

Die nach 17. BImSchV genehmigten Biomassekraftwerke weisen relativ niedrige Quecksilberkonzentrationen auf, die im Bereich von maximal 2 µg/m³ liegen.

Tabelle 21 nennt die Quecksilberkonzentration und -fracht jeder Anlage. Alle Konzentrationswerte stammen aus kontinuierlicher Messung. Die Quecksilberfrachten basieren bei allen Anlagen auf kontinuierlicher Messung.

Tabelle 21: Hg-Emissionskonzentrationen und Hg-Frachten der 8 nach 17. BImSchV genehmigten Biomasse-Abfallverbrennungsanlagen in NRW im Jahr 2012

Nr.	Name	Hg-Konz. [µg/m³]	Hg-Fracht [kg/a]
1	BMHKW Recklinghausen	0,005	0,000385
2	BMKW Bergkamen	0,02	0,02
3	BMKW Borken	0,06	0,04
4	BMKW Brilon	0,21	0,00
5	BMKW Gütersloh	0,61	0,69
6	BMKW Horn Bad Meinberg	1,29	0,91
7	BM-Verstromungsanlage Hagen	1,65	2,48
8	BMK Lünen	2,09	1,01
Gesamtquecksilberfracht:			5,2

[LANUV 2015]

Alle Biomassekraftwerke in Nordrhein-Westfalen, die nach der 17. BIm-SchV genehmigt sind, hielten bereits im Jahr 2012 den ab 1.1.2019 für Quecksilber gültigen Grenzwert von 10 µg/m³ im Jahresmittel ein.

Vor diesem Hintergrund besteht für die Betreiber in den nächsten Jahren kein Handlungsbedarf für eine weitere Quecksilber-Emissionsminderung.

Die Emissionswerte haben eine relativ hohe Datenqualität, da es sich ausschließlich um Jahresmittelwerte aus kontinuierlichen Messungen handelt.

2.6.4.4 Sonderabfallverbrennungsanlagen

Die 17 Sonderabfallverbrennungslinien in Nordrhein-Westfalen emittierten im Jahr 2012 etwa 25 kg Quecksilber. Dies entspricht einem Anteil von 0,9 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen (2.936 kg).

Beim überwiegenden Anteil der 17 Sonderabfallverbrennungslinien wurden im Jahr 2012 mittlere Emissionskonzentrationen unter 4 µg/m³ gemessen. Drei Verbrennungslinien lagen im Bereich zwischen 6 und 9 µg/m³. Für eine Linie liegen keine Messwerte vor.

Tabelle 22 nennt die Quecksilberkonzentration und -fracht jeder Linie. Die Quecksilberfrachten von 7 der 17 Linien sind mit hoher Unsicherheit verbunden, da sie lediglich auf jeweils drei halbstündigen Einzelmessungen basieren. Alle anderen Konzentrationswerte stammen aus kontinuierlicher Messung. Die Konzentrationswerte aus Einzelmessungen sind mit einem Stern gekennzeichnet.

Tabelle 22: Hg-Emissionskonzentrationen und Hg-Frachten der 17 Sonderabfallverbrennungen in NRW im Jahr 2012

Nr.	Name	Hg-Konz. [µg/m³]	Hg-Fracht [kg/a]
1	RVA Köln	k. A.*	k. A.
2	SAV Bergkamen S	0,0*	0,0
3	Leverkusen Schlebusch	1,2	0,1
4	TRV SAV Wesseling Werk UK	1,6*	0,9
5	Bau 506 Marl	1,9	0,4
6	RVA Wesseling	1,9	1,8
7	RVA Münster	2,1	0,3
8	RVA 1447 Hürth	2,3*	0,2
9	RVA 0437 Hürth	3,0*	0,3
10	RVA K 6 Wesseling	3,5	3,1
11	R & A VA Leverkusen	3,6	4,6
12	RVA Wesseling K1 und 2	3,7	3,2
13	RVA Krefeld	3,8	0,8
14	RVA Dormagen	4,0*	2,3
15	RVA Wesseling K RVA	6,0	0,7
16	RZR Herten	8,0	5,2
17	SAV Bergkamen K 1 und K 2	9,0*	0,8
Gesamtquecksilberfracht:			24,7
* Einzelmessung			

[LANUV 2015]

Alle Sonderabfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen, von denen Messwerte vorlagen, hielten bereits im Jahr 2012 den ab 1.1.2019 für Quecksilber gültigen Grenzwert im Jahresmittel von 10 µg/m³ ein.

Vor diesem Hintergrund besteht für die Betreiber in den nächsten Jahren kein Handlungsbedarf für eine weitere Emissionsminderung.

Die Werte sind jedoch bei 40 % der Anlagen mit einer erhöhten Unsicherheit verbunden, da sie nicht aus kontinuierlicher Messung stammen sondern einen Mittelwert aus jeweils drei halbstündigen Einzelmessungen darstellen.

2.6.4.5 Klärschlamm-Abfallverbrennungsanlagen

Die 9 Klärschlammverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen emittierten im Jahr 2012 etwa 26 kg Quecksilber. Dies entspricht einem Anteil von 0,9 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen (2.936 kg).

Zwei der 9 Klärschlammverbrennungsanlagen (Bonn, Bottrop) wurden mit jeweils 2 Linien betrieben, so dass insgesamt 11 Verbrennungslinien bestanden.

Die Klärschlammverbrennungsanlage in Bottrop setzt in ihren zwei Linien eine spezifische Quecksilberminderungstechnik ein: Zur erhöhten Quecksilberoxidation und damit besseren Abscheidung werden dem Klärschlamm Bromverbindungen zugegeben.

Die 11 Linien wiesen im Jahr 2012 Quecksilberkonzentrationswerte zwischen 0,5 µg/m³ und annähernd 20 µg/m³ auf. Mehr als 50 % der Anlagen unterschrei-

ten Quecksilberkonzentrationen von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In drei Verbrennungslinien liegt der Konzentrationswert über dem ab 2019 geltenden Grenzwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel. Bei der Anlage in Werdohl-Elverlingsen ist zu beachten, dass es sich um ein Wirbelschichtkraftwerk handelt, das auch Steinkohle verbrennt.

Tabelle 23 nennt die Quecksilberkonzentration und -fracht der einzelnen Linien im Jahr 2012. Die Quecksilberfrachten von 6 der 11 Linien sind mit hoher Unsicherheit verbunden, da sie lediglich auf jeweils drei halbstündigen Einzelmessungen basieren. Die Konzentrationswerte aus Einzelmessungen sind mit einem Stern gekennzeichnet.

Tabelle 23: Hg-Emissionskonzentrationen und -Frachten von 11 Klärschlammverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012

Nr.	Name	Hg-Konz. [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Hg-Fracht [kg/a]
1	Bonn L2	0,50*	0,02
2	Bergisch Gladbach KS 1	0,56*	0,00
3	Bonn L1	0,60*	0,04
4	Düren	3,57	0,31
5	Leverkusen	3,60	4,60
6	Marl	3,87*	0,73
7	Wuppertal-Buchenhofen	3,87	0,69
8	Lünen	7,53	5,60
9	Bottrop WSO 1	13,0*	1,98
10	Bottrop WSO 2	14,0*	2,44
11	Werdohl-Elverlingsen	19,9	9,82
Gesamtquecksilberfracht:			26,2
* Einzelmessung			

[LANUV 2015]

Neun von elf Klärschlammverbrennungslinien in Nordrhein-Westfalen hielten bereits im Jahr 2012 den ab 1.1.2019 für Quecksilber gültigen Grenzwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel ein.

Vor diesem Hintergrund besteht für die meisten Betreiber in den nächsten Jahren kein Handlungsbedarf für eine weitere Quecksilber-Emissionsminderung.

Die Werte sind jedoch bei rund 50 % der Linien (6 von 11) mit einer hohen Unsicherheit verbunden, da sie nicht aus kontinuierlicher Messung stammen sondern einen Mittelwert aus jeweils drei halbstündigen Einzelmessung darstellen.

2.6.4.6 Zement- und Kalkwerke mit Abfallverbrennung

Die 14 Öfen der Zement- und Kalkwerke in Nordrhein-Westfalen, die Genehmigungen zur Abfallmitverbrennung nach 17. BImSchV aufweisen, emittierten im Jahr 2012 rund 217,4 kg Quecksilber. Dies entspricht einem Anteil von 7,4 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen (2.936 kg).

Die Quecksilberemissionen der 14 Zement- und Kalkwerköfen waren beinahe doppelt so hoch wie die Emissionen der oben dargestellten 86 Abfallverbrennungslinien, die 112,1 kg Quecksilber emittierten (3,8 % der Gesamtemission).

Die 14 Öfen der Zement- und Kalkwerke weisen nicht nur hohe Quecksilberfrachten auf, sondern zum überwiegenden Teil auch relativ hohe Quecksilberkonzentrationen. Diese liegen bei 9 von 14 Öfen über $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wie in Kapitel 2.6.1 ausgeführt, wird für Zement- und Kalkwerke, die Abfall mitverbrennen, ab dem Jahr 2019 kein verschärfter Grenzwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel gültig.

Tabelle 24 nennt die Quecksilberkonzentration und -fracht der einzelnen Werke.

Tabelle 24: Hg-Emissionskonzentrationen und Hg-Frachten von 14 Zementwerk- und Kalkwerk-Öfen in NRW mit Genehmigungen nach 17. BImSchV zur Abfallmitverbrennung im Jahr 2012

Nr.	Standort, Name	Hg-Konz. [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Hg-Fracht [kg/a]
1	Erwitte, ZW Seibel und Söhne	3,17	4,35
2	Erwitte, ZW Spenner Zement	6,20	8,73
3	Erwitte, ZW Gebr. Seibel	8,10	8,35
4	Geseke, ZW Dyckerhoff	9,30	6,91
5	Beckum, ZW Phoenix	9,90	7,81
6	Wülfrath, Kalkwerk Rheinkalk Q 3015	10,00	10,50
7	Lengerich, ZW Dyckerhoff DO 8	11,30	21,50
8	Wülfrath, Kalkwerk Rheinkalk Q 3028	13,00	10,10
9	Ennigerloh, ZW Heidelberg Cement	16,20	33,60
10	Beckum, ZW Cemex (heute: Holcim)	16,50	32,00
11	Erwitte, ZW Wittekind Hugo Miebach	17,00	25,90
12	Menden, Kalkwerk Rheinkalk	18,00	14,30
13	Paderborn, ZW Heidelberg Cement	19,00	17,00
14	Lengerich, ZW Dyckerhoff DO 4	19,30	16,30
Gesamtquecksilberfracht:			217,4
* zzgl. Quecksilbermeldung von 0,25 kg aus der Entstaubung des Klinkerkühlers und 0,90 kg aus der Kohlenmühle			

[LANUV 2015]

Neun der 14 Zementwerk- und Kalköfen in Nordrhein-Westfalen wiesen im Jahr 2012 Quecksilberkonzentrationen über dem für Abfallverbrennungsanlagen ab 1.1.2019 gültigen Grenzwert im Jahresmittel von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf.

Da dieser Grenzwert für Abfall mitverbrennende Zement- und Kalkwerke nicht gilt, besteht in den nächsten Jahren kein Handlungsbedarf für eine weitere Emissionsminderung.

Die Emissionswerte haben eine relativ hohe Datenqualität, da es sich ausschließlich um Jahresmittelwerte aus kontinuierlichen Messungen handelt.

Die Tabelle enthält nicht die Quecksilberemissionen des Jahres 2012 des Zementwerks Heidelberg Milke in Geseke ($30,3 \text{ kg}$ mit $19,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und des Kalk- und Mergelwerks Heinrich Müller in Halle/W. ($0,2 \text{ kg}$ mit $5,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$), da diese Öfen keine Genehmigung zum Abfalleinsatz gemäß 17. BImSchV aufweisen.

In Summe emittierten die 11 Zementwerke in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012 rund 214 kg Quecksilber (davon $182,5 \text{ kg}$ aus 11 Öfen mit Genehmigung zur Abfallverbrennung zzgl. $1,2 \text{ kg}$ Quecksilber aus der Entstaubung eines Klinkerkühlers und einer Kohlenmühle). Die drei Kalkwerke meldeten $35,1 \text{ kg}$ (davon $34,9 \text{ kg}$ Emissionen aus 3 Kalköfen mit Genehmigung zur Abfallverbrennung).

2.6.5 Installierte Luft-Emissionsminderungstechniken

2.6.5.1 Hausmüll-Abfallverbrennungsanlagen

In Anhang 5, Abbildung 34 (Seite 260) sind die Emissionskonzentrationen der Abfallverbrennungslinien in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012 in aufsteigender Reihenfolge dargestellt. Anhand Tabelle 19 (S. 83), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte den einzelnen Anlagen zuordnen.

Der Abbildung 34 in Anhang 5 lassen sich auch Angaben zu den eingesetzten Rauchgasreinigungstechniken entnehmen. Diese setzen sich aus mehreren Systemkomponenten zusammen, die zur Quecksilberabscheidung beitragen. Sie wurden für die Abbildung zu Gruppen zusammengefasst (vgl. Legende zur der Abbildung). Entstickungskatalysatoren (SCR) werden nur berücksichtigt, wenn sie nicht als letzte Komponente eingesetzt werden. Denn nur dann kann deren potentiell oxidierende Wirkung zu einer besseren Hg-Abscheidung in einer nachgeschalteten Technik (z. B. einem Nasswäscher) führen.

Die selektive nicht-katalytische Entstickung (SNCR) wurde nicht berücksichtigt, da sie keinen Einfluss auf die Quecksilberminderung einer Rauchgasreinigung hat. Nachfolgend werden die verwendeten Abkürzungen erläutert. Die Legende gilt auch für die nachfolgenden Abbildungen, in denen die Komponenten von Rauchgasreinigungsanlagen anderer Kategorien von Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen dargestellt werden.

Anhand Tabelle 19 (S. 83), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte einzelnen Anlagen zuordnen.

Aus den erfassten Daten lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen (siehe auch Abbildung 34):

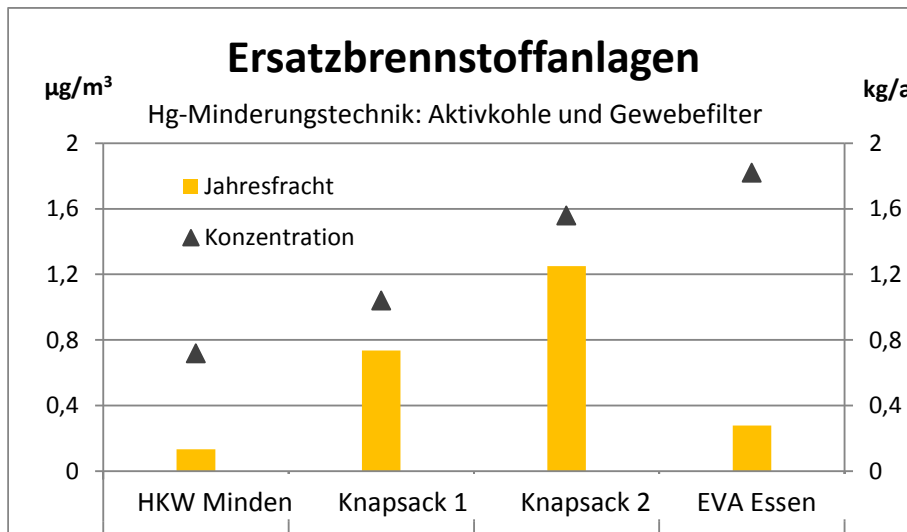
- Linien mit einem Fest- oder Wanderbettfilter weisen in der Regel relativ niedrige Quecksilberemissionen auf. So arbeiten beispielsweise von den neun Linien mit niedrigsten Hg-Emissionen sieben mit dieser Technik. Allerdings werden auch drei Linien mit Festbett- / Wanderbettreaktoren betrieben, die relativ hohe Emissionskonzentration aufweisen. Zwei dieser Linien gehören zu derselben Anlage.
- Die acht Linien, die im Hinblick auf die Quecksilberabscheidung ausschließlich mit einer Kombination von Aktivkohle- bzw. HOK®-Eindüsung und Gewebefilter ausgerüstet sind, liegen tendenziell im Bereich der Linien mit den höheren Quecksilberkonzentrationen.
- Anlagen, die einen Wäscher und eine Kombination aus Aktivkohle- bzw. HOK®-Eindüsung und Gewebefilter aufweisen, liegen im Mittelfeld.
- Ebenfalls im Mittelfeld liegen Anlagen, die mit einem Katalysator arbeiten, der potentiell zur Erhöhung der Quecksilberabscheidung beitragen kann. Hierzu ist anzumerken, dass Quecksilber im Rohgas bereits aufgrund der üblicherweise hohen Chlorgehalte im Abfall nach dem Kessel zu einem sehr hohen Anteil in oxidiert Form vorliegt, so dass die zusätzliche oxidierende Wirkung eines Katalysators nur wenig zum Tragen kommen kann.

Bei der Linie mit dem höchsten Emissionswert handelt es sich um eine Linie, bei der dotierte Aktivkohle über eine reingasgesteuerte Quecksilbermessung eingedüst wird. An diesem Standort werden insgesamt 4 Linien mit dieser Technik betrieben (Emissionswerte in 2012: Linie 1: 5,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Linie 2: 3,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Linie 3: 5,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Linie 4: 9,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Das System wurde im Jahr 2011 installiert. An Linie 4 gab es zu Beginn des Jahres 2012 noch Probleme mit der Eindüsung der Aktivkohle, die im Laufe des Jahres behoben werden konnten. Nach Auskunft des Betreibers lagen die Mittelwerte des Jahres 2014 der vier Linien der Anlage in einem Bereich zwischen 3 und 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Falls erforderlich, ließen sich die Jahresmittelwerte durch eine entsprechende Erhöhung der durchschnittlichen Dosiermengen von Aktivkohle weiter reduzieren.

2.6.5.2 Ersatzbrennstoff-(EBS-)Abfallverbrennungsanlagen

Alle in NRW betriebenen Ersatzbrennstoffanlagen sind mit einer Kombination aus Aktivkohle bzw. HOK®-Eindüsung und einem Gewebefilter ausgerüstet.

Abbildung 16 zeigt die Emissionskonzentration und Fracht der Anlagen in aufsteigender Reihenfolge und die eingesetzte Abgasreinigung (Aktivkohle und Gewebefilter). Tabelle 20 S. 84 gibt weitere Informationen zu den Anlagen.



[Ökopol 2015] basierend auf [LANUV 2015]

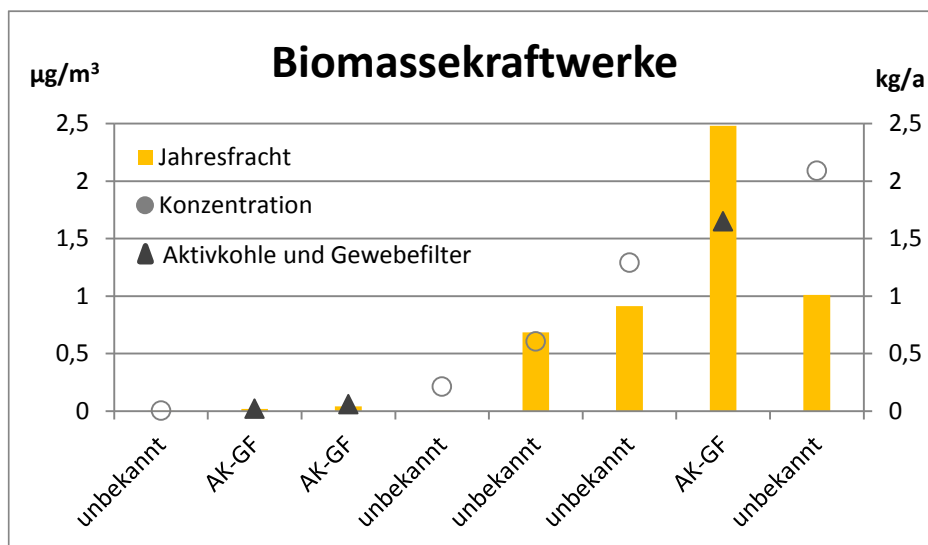
Anmerkung: In Tabelle 20 S. 84 finden sich weitere Informationen zu den Anlagen

Abbildung 16: Emissionskonzentration und Fracht der 4 Ersatzbrennstofflinien in NRW im Jahr 2012

2.6.5.3 Biomasse-Abfallverbrennungsanlagen

Informationen zur Art der Rauchgasreinigung von Biomasseverbrennungsanlagen, die unter die 17. BImSchV fallen, wurden nicht abgefragt. Teilweise liegen aber Informationen vor. Drei Anlagen sind mit einer Kombination aus Aktivkohle- bzw. HOK®-Eindüsung in Kombination mit einem nachfolgenden Gewebefilter ausgerüstet. Bei den übrigen Anlagen ist davon auszugehen, dass diese ebenfalls diese Abgasreinigungstechnik aufweisen.

Abbildung 17 zeigt die Emissionskonzentration der Anlagen in aufsteigender Reihenfolge und die jeweils eingesetzte Kombination von Abgasreinigungskomponenten. Anhand Tabelle 21 (S. 85), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte einzelnen Anlagen zuordnen.



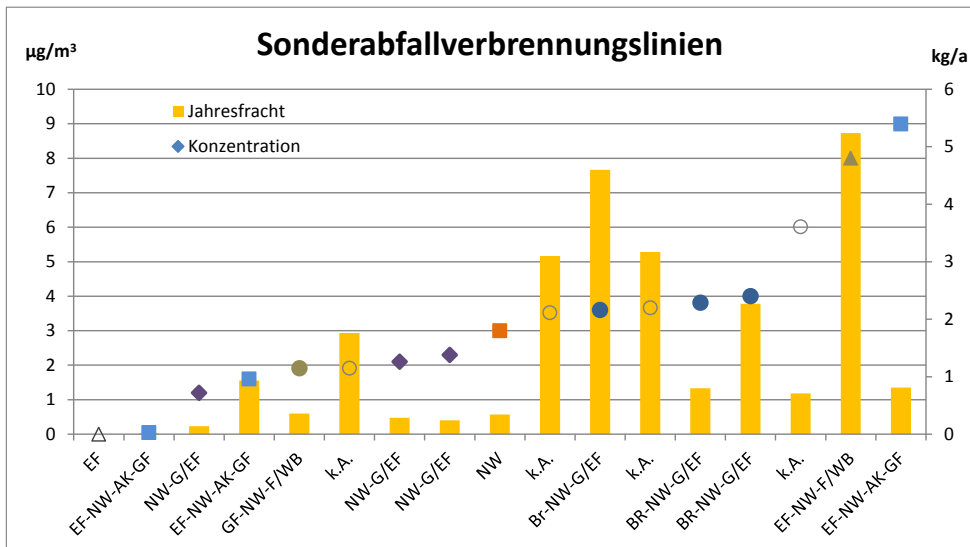
[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Anmerkung: Anhand Tabelle 21 (S. 85), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte einzelnen Anlagen zuordnen.

Abbildung 17: Emissionskonzentration und Fracht der 8 Biomasse-Abfallverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012

2.6.5.4 Sonderabfallverbrennungsanlagen

Abbildung 18 zeigt die Emissionskonzentration der Anlagen in aufsteigender Reihenfolge und die jeweils eingesetzte Kombination von Abgasreinigungskomponenten. Anhand Tabelle 22 (S. 86), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte einzelnen Anlagen zuordnen.



[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Anmerkung: Anhand Tabelle 22 (S. 86), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte einzelnen Anlagen zuordnen. EF=Elektrofilter, NW=Nasswäscher, AK=HOK- oder Aktivkohlezugabe, GF=Gewebefilter, F/WB=Festbett- oder Wanderbettfilter, BR=Bromzugabe

Abbildung 18: Emissionskonzentration und Fracht der 17 Sonderabfallverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012

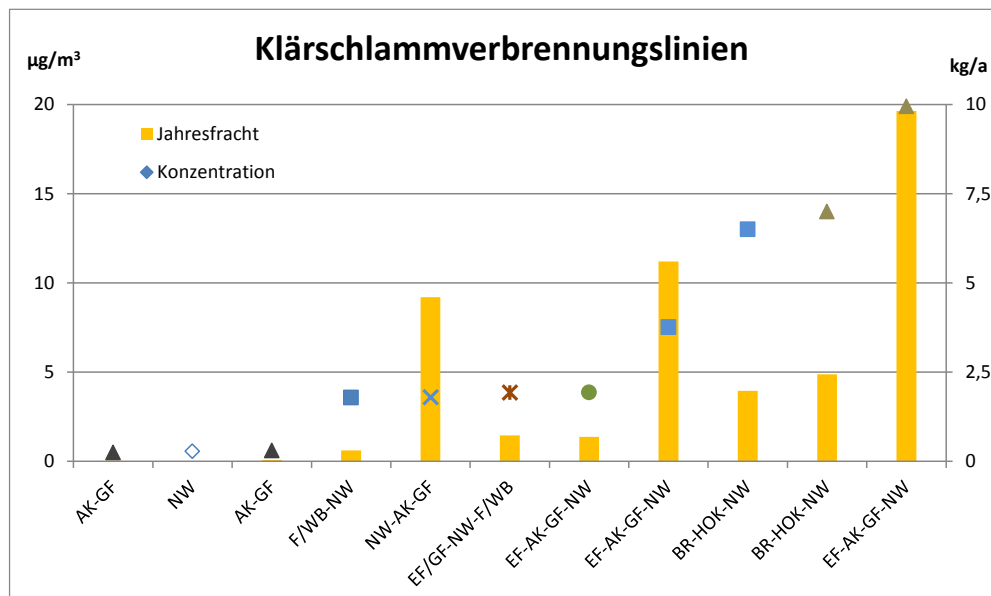
Eine Reihe von Anlagen ist mit keinen quecksilber-spezifischen Emissionsminderungsmaßnahmen ausgerüstet. Diese Anlagen sind in der Abbildung 18 mit einem schwarzen Kreis mit weißer Füllung dargestellt. Spezifische Hg-Minderungstechniken sind für diese Anlagen nicht erforderlich, da nur in geringem Maße quecksilberhaltige Abfälle eingesetzt werden. Es handelt sich i. d. R. um Anlagen, die Abfälle aus speziellen industriellen Prozessen verbrennen.

Aussagen darüber, ob eine spezielle Hg-Minderungstechnik oder eine Kombination aus mehreren Techniken zu besonders niedrigen Emissionen führt, lassen sich nicht treffen. Letztendlich spielt hier insbesondere der Quecksilber- sowie die Halogengehalte der verbrannten Abfälle eine wichtige Rolle.

2.6.5.5 Klärschlamm-Abfallverbrennungsanlagen

Von einer Ausnahme abgesehen sind alle Klärschlammverbrennungsanlagen mit einer Kombination aus Aktivkohle- bzw. HOK®-Eindüsung und nachfolgendem Gewebefilter ausgerüstet.

Abbildung 19 zeigt die Emissionskonzentration der Anlagen in aufsteigender Reihenfolge und die jeweils eingesetzte Kombination von Abgasreinigungskomponenten. Anhand Tabelle 23 (S. 87), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte einzelnen Anlagen zuordnen.



[Ökopol 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Anmerkung: Anhand Tabelle 23 (S. 87), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte einzelnen Anlagen zuordnen. AK=HOK oder Aktivkohle, NW= Nasswäscher, EF=Elektrofilter, GF=Gewebefilter, F/WB=Festbett/Wanderbettfilter, WB=Wanderbett

Abbildung 19: Emissionskonzentration und Fracht der 11 Klärschlamm-Abfallverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012

Die überwiegende Anzahl der Anlagen ist mit einem Gewebefilter ausgerüstet, vor dem Aktivkohle oder HOK® eingedüst wird. Oftmals existiert zusätzlich ein Nasswäscher. Zu dieser Gruppe zählen sowohl Anlagen mit relativ niedrigen als auch solche mit relativ hohen Hg-Emissionen.

Die beiden Linien in Bottrop (zweit- und drittletzter Balken), die Brom und HOK® vor einem Nasswäscher in den Rauchgasstrom zugeben, zeigen relativ hohe Hg-Emissionskonzentrationen.

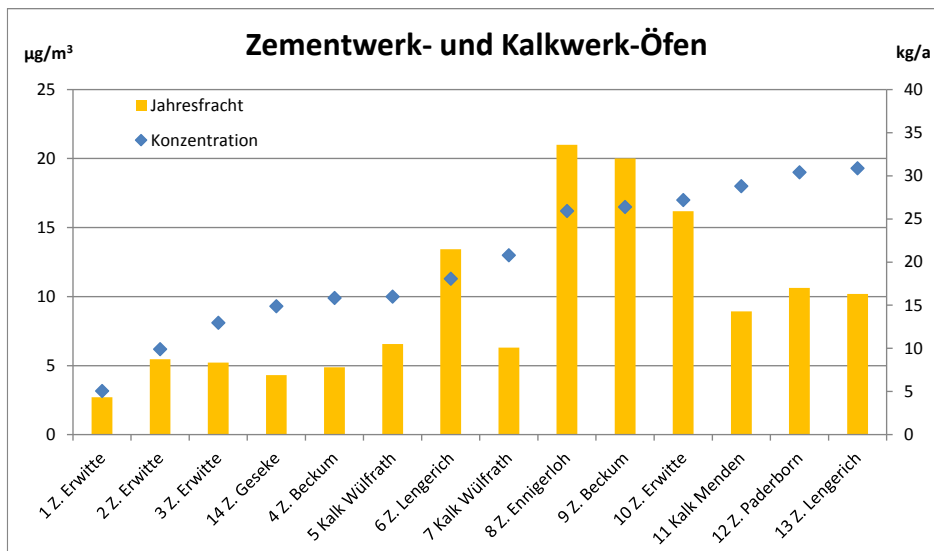
Die Anlage in Bergisch Gladbach (zweiter Balken von links), die nur mit einem Nasswäscher ausgerüstet ist, kommt ohne weitere Quecksilberminderungstechnik aus, da sie werkseigene Abwasserschlämme verbrennt, die kaum mit Schwermetallen belastet sind.

Bei der Anlage in Werdohl-Elverlingsen (Balken ganz rechts) handelt es sich um eine Wirbelschichtverbrennungsanlage, die sowohl gemäß 13. BImSchV als auch gemäß 17. BImSchV genehmigt ist und neben Klärschlamm auch Steinkohle verbrennt. Zu den Mengenanteilen lagen keine Informationen vor.

2.6.5.6 Zement- und Kalkwerke mit Abfallverbrennung

Die in Nordrhein-Westfalen betriebenen Zementwerke, die Genehmigungen zum Abfalleinsatz haben (11 von 12 Öfen) arbeiten alle mit Quecksilberausschleusung im Direktbetrieb. In zwei Öfen (Beckum, Paderborn) werden die Quecksilberemissionen durch die Zugabe von dotierter Aktivkohle im Direktbetrieb gemindert; im Jahr 2012 erfolgte jedoch noch keine Aktivkohlezugabe.

Abbildung 20 zeigt die Emissionskonzentration und Jahresfracht der Öfen. In Tabelle 24 (S. 88) lassen sich die Werte und Namen im Detail ablesen. Emissionen des Zementwerks Heidelberg in Geseke (30,3 kg) und des Kalkwerks Mülser in Halle/W. (0,2 kg) fehlen, da sie nicht nach 17. BImSchV genehmigt sind.



[Ökopol 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Anmerkung: Anhand Tabelle 24 (S. 88), in der die Jahresdurchschnittskonzentrationen ebenfalls in aufsteigender Reihenfolge angegeben werden, lassen sich die Werte einzelnen Anlagen zuordnen. Z = Zement

Abbildung 20: Emissionskonzentration und Fracht der 14 Zementwerk- und Kalkwerk-Öfen mit Genehmigung zur Abfallverbrennung in NRW im Jahr 2012

2.6.6 Fazit für Luft-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen

Bei allen Biomasseheizkraftwerken und EBS-Anlagen wird Quecksilber kontinuierlich gemessen. Auch der Anteil der kontinuierlichen Quecksilbermessung an Zementwerken ist relativ hoch. Deutlich geringer ist der Anteil der kontinuierlichen Messung bei Hausmüllverbrennungsanlagen mit knapp 70 % und den Sonderabfallverbrennungsanlagen. Bei Klärschlammverbrennungsanlagen liegt der Anteil der kontinuierlichen Messung deutlich unter 50 %.

Als Ergebnis der Datenanalyse lässt sich feststellen, dass die allermeisten Abfallverbrennungsanlagen, die im Jahr 2012 in Nordrhein-Westfalen in Betrieb waren, den ab 2019 für Quecksilberemissionen gültigen Grenzwert im Jahresmittel von 10 µg/m³ bereits einhalten können. Somit besteht für Betreiber in den nächsten Jahren kaum Anlass zur Emissionsminderung.

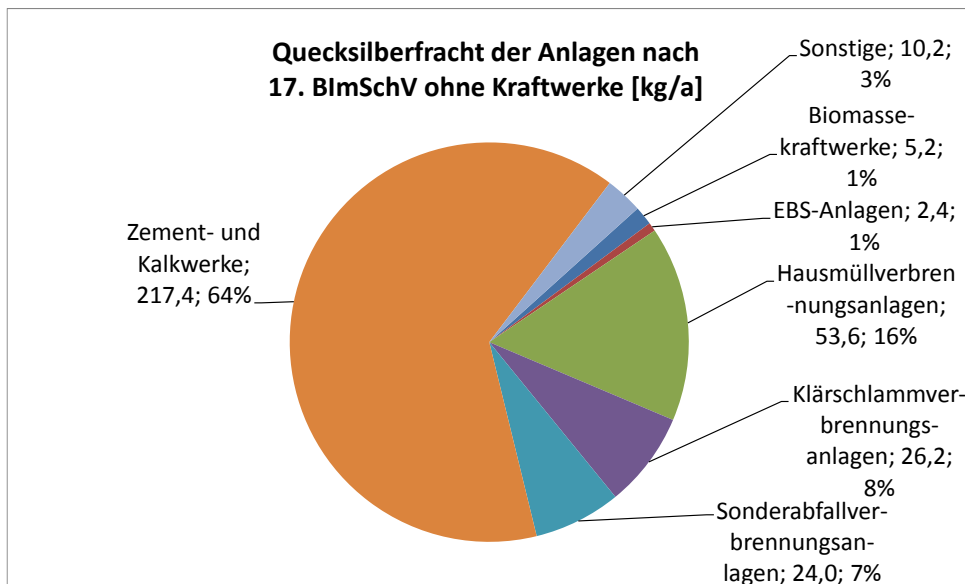
Bei mehreren Klärschlammverbrennungslinien ist davon auszugehen, dass zusätzliche emissionsmindernde Maßnahmen erforderlich sind, um den künftigen Jahresmittelwert einzuhalten. Sehr niedrige Emissionswerte weisen Biomasseheizkraftwerke und EBS-Anlagen auf.

Bei Hausmüllverbrennungsanlagen führt der Einsatz von Wander- oder Festbettfiltern in sog. „Tail-end“-Schaltung (Anordnung am Ende der Rauchgasreinigungsanlage) zu relativ niedrigen Emissionskonzentrationen, wogegen eine Kombination aus Aktivkohle- oder HOK®-Eindüsung mit anschließendem Gewebefilter als alleinige Emissionsminderungsmaßnahme für Quecksilber verhältnismäßig hohen Emissionskonzentrationen am Schornstein bewirkt.

Die Datenrecherche zeigt auch, dass Hg-Emissionskonzentrationen im Bereich unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel von etwa der Hälfte der Hausmüll-, Biomasse- und EBS-Anlagen unterschritten werden. Bei Sonderabfall- und Klärschlammverbrennungsanlagen liegt die überwiegende Anzahl der Jahresmittelwerte für Quecksilber unter $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Eine Reihe dieser Anlage kommt auch auf Werte unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dagegen liegen die Hg-Emissionskonzentrationen der in NRW betriebenen Zement- und Kalkwerke mit Werten zwischen 3 und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf einem relativ hohen Niveau. Auch im Hinblick auf die freigesetzten Hg-Jahresfrachten tragen die Zement- und Kalkwerke den mit Abstand höchsten Anteil der Quecksilberemissionen des Abfallsektors in Nordrhein-Westfalen bei (in Summe $217,4 \text{ kg}$, davon $182,5 \text{ kg}$ aus 11 Zementöfen und $34,9 \text{ kg}$ aus 3 Kalköfen).

Abbildung 21 zeigt die Anteile verschiedener Anlagenarten an der gesamten Quecksilberfracht aller Abfall verbrennenden oder Abfall mitverbrennenden Anlagen in Nordrhein-Westfalen ($338,9 \text{ kg}$ im Jahr 2012, ohne Abfall mitverbrennende Kohlekraftwerke, die in Kapitel 2.4.2 dargestellt sind, bis auf die hier mit einbezogene Klärschlamm-/Steinkohle-Wirbelschichtanlage in Werdohl).



[Ökopol 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Abbildung 21: Anteil der Quecksilberemissionen aus Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen (ohne Mitverbrennung in Kraftwerken) im Jahr 2012

Aufgrund des hohen Beitrags werden Quecksilberminderungsmaßnahmen im Bereich der Abfallverbrennung und Abfallmitverbrennung in erster Linie für den Sektor Zement- und Kalkwerke empfohlen.

2.7 Wasser-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen (Anhang 33 AbwV)

2.7.1 Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten

Für Abwasser von Anlagen, die der 17. BImSchV unterliegen und bei der Reinigung von Abwasser aus der Rauchgasreinigung anfallen, gelten die Vorgaben des Anhangs 33 der Abwasserverordnung. [Anh. 33 AbwV 2014]

Abweichend von der 4-aus-5-Regel aus § 6 Abs. 1 der AbwV gilt der Wert als eingehalten, wenn er nicht mehr als einmal im Jahr oder bei mehr als 20 Probenahmen im Jahr in nicht mehr als 5 Prozent der Fälle überschritten wird. [Anh. 33 AbwV 2014] [AbwV 2014]

Anhang 33 der Abwasserverordnung sieht eine maximale Quecksilberkonzentration im Abwasser aus der Wäsche von Rauchgasen aus Abfallbehandlungsanlagen von 30 µg/l vor. Der Wert gilt vor der Vermischung mit anderen Abwasserströmen.

Es ist eine 24-Stunden-Mischprobe zu nehmen.

2.7.2 Anforderungen durch EU-weite Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für Abfallverbrennungsanlagen

Im Merkblatt zu besten verfügbaren Techniken von Abfallverbrennungsanlagen der Europäischen Union wird eine Spannbreite für Quecksilberemissionen aus der Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Abfallverbrennungsanlagen von 1-30 µg/l genannt.

Der Wertebereich basiert „auf monatlichen Messungen einer proportionalen repräsentativen Ableitungsprobe während einer Dauer von 24 Stunden, wobei eine Messung im Jahr die vorgegebenen Werte überschreiten kann oder, wenn mehr als 20 Proben pro Jahr bewertet werden, nicht mehr als 5 % der Messungen.“ [BREF WI 2006]

Diese europäische Regelung unterscheidet sich somit von der 4-aus-5-Regel nach der AbwV. Bei gleichem Grenzwert ist die EU-Regelung im Vergleich mit der AbwV weniger streng, da die Überschreitungen nicht auf 100 % des Grenzwertes beschränkt werden.

2.7.3 Aktuelle Wasser-Datenqualität und Messtechnik

Die überwiegende Anzahl der in Nordrhein-Westfalen betriebenen Abfallverbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen außer Kohlekraftwerken düsen ggf. anfallendes Abwasser aus einer nassen Rauchgasreinigungsstufe wieder in das Abgas ein, z. B. in einen Verdampfungskühler. Diese Anlagen weisen daher keine Abwasser nach Anhang 33 der Abwasserverordnung auf.

Vom LANUV und den jeweils zuständigen Bezirksregierungen wurden Daten zu insgesamt acht Anlagen zur Verfügung gestellt, die Abwasser aus der Behandlung von Abwasser der Rauchgaswäsche einleiten. Vier Anlagen sind Direktteinleiter, vier sind Indirektteinleiter.

Zwei der vier Anlagen mit Direkteinleitung (beide Infracor in Marl) weisen Einleitstellen mit besonders hohen Messwerten auf. Es handelt sich um Anlagen eines Chemieparks, in die neben Abwasser aus der Abfallverbrennung auch Abwasser aus anderen Anlagen eingeleitet werden. Die eingeleiteten Abwassermengen sind sehr hoch. Es ist davon auszugehen, dass nur ein sehr geringer Teil der ermittelten Quecksilberfracht der beiden Anlagen aus der Behandlung von Abwasser der Abfallverbrennungsanlagen stammt.

Die dritte Anlage, die direkt in ein Gewässer einleitet (Currenta Krefeld-Uerdingen), behandelt ausschließlich Abwasser der Sonderabfallverbrennungsanlage.

Bei der vierten direkt einleitende Abwasserbehandlungsanlage handelt es sich um ein Kohlekraftwerk, das Abfall mitverbrennt (Heizkraftwerk Herne). Dessen Quecksilberemissionen wurden bereits in Kapitel 2.5 berücksichtigt. Sie werden daher in diesem Kapitel nicht nochmals diskutiert.

Für zwei der vier Indirekteinleiter (s. Tabelle 26, S. 98) liegen nur Quecksilberkonzentrationswerte, aber keine Quecksilberfrachten vor.

2.7.4 Aktuelle Wasser-Emissionsdaten

Tabelle 25 nennt die Hg-Konzentrationswerte des Jahres 2012 sowie die sich daraus ergebenden Frachten für drei Behandlungsanlagen (Direkteinleiter), die Abwasser der Rauchgaswäsche von Abfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen behandeln.¹⁸ In den beiden Betriebskläranlagen der Infracor wird auch Abwasser anderer Herkunft mit behandelt, so dass sich aus den Daten hierzu keine Schlussfolgerungen hinsichtlich der Quecksilberminderung des Abwassers der Rauchgaswäsche der Kohlekraftwerke ziehen lassen.

Tabelle 25: Quecksilberkonzentrationen und -frachten der in NRW betriebenen Abwasserbehandlungsanlagen (Direkteinleiter) für Abwasser aus der Rauchgaswäsche im Jahr 2012

Nr.	Name	Hg-Konzentration [µg/l]	Hg-Fracht (Staatliche Kontrolle) [g/a]
1	Infracor Marl KA West	0,057*	223*
2	Infracor Marl KA Ost	0,28*	2.896*
3	Currenta Krefeld-Uerdingen	620	62

* In der Betriebskläranlage der Infracor wird auch Abwasser anderer Herkunftsbereiche behandelt. Deshalb ergeben sich hier aufgrund der hohen Abwassermengen trotz geringem Konzentrationswert sehr hohe Frachten.

[LANUV 2015] außer Currenta [BezRegD 2015]

Die vier Anlagen mit Indirekteinleitung weisen sehr unterschiedliche Quecksilberkonzentrationen im Abwasser auf. In Tabelle 26 sind die aus den vorliegenden Daten ermittelten Durchschnittskonzentrationen dargestellt.

Bei der Anlage des Wupperverbandes ist der Durchschnittswert relativ hoch. Er wird bestimmt durch vier stark erhöhte Messwerte in den Jahren 2013 und 2014. Zwei dieser Werte überschritten den Maximalwert von 30 µg/l. Die Ergebnisse der beiden letzten Messungen im Jahr 2015 zeigten dagegen deutlich verringerte Werte im Bereich von 1 µg/l und darunter.

¹⁸ Weitere Messdaten: <http://www.elwasweb.nrw.de> (z. B. „Daten“ → „Abwasser“ → „Übergreifende Auswertungen“)

Auch der Konzentrationswert der Anlage in Leverkusen war im Jahr 2012 relativ hoch. Im Jahr 2014 wurde die Abwasserbehandlung technisch verändert, so dass die Jahresdurchschnittskonzentration auf 0,4 µg/l und damit erheblich gesunken ist. Die Jahresfracht lag bei 303 g. Im Jahr 2015 lagen von bislang 32 vorliegenden Wochenmittelwerten 21 bei 0,1 µg/l. [BezRegD 2015]

Die Hg-Konzentrationen der Anlage in Dormagen wurden bislang mit einer relativ hohen Bestimmungsgrenze von 1 µg/l ermittelt. Bis Mitte 2015 lagen alle Werte unter der Bestimmungsgrenze, so dass davon auszugehen ist, dass die tatsächliche Quecksilberfracht im Ablauf der Anlage deutlich geringer ist.

Tabelle 26: Quecksilberkonzentrationen der Abwasserbehandlungsanlagen (Indirekteinleiter) für Abwasser aus der Rauchgaswäsche (Mittelwert 2012-2015)

Nr.	Name	Hg-Konzentration [µg/l]	Hg-Fracht (Eigenüberwachung) [g/a]
1	Currenta, Dormagen	1,32*	481,8*
2	Currenta, Leverkusen	18,61*	3.690*
3	Wupperverband, Wuppertal	15,3	
4	RWE Innogy GmbH, Bergkamen	0,1	

* Die Daten stammen aus der Eigenüberwachung im Jahr 2012 im Ablauf der Kläranlage der Rauchgaswäsche

[LANUV 2015] außer Currenta [BezRegK 2015]

2.7.5 Installierte Wasser-Emissionsminderungstechniken

Für die beiden direkt einleitende Anlagen der Infracor (Marl) liegen keine Informationen zur Abwasserreinigungstechnik vor. In der direkt einleitenden Anlage der Currenta (Krefeld-Uerdingen) erfolgt eine zweistufige Fällung, bei der ein sulfidisches Fällungsmittel eingesetzt wird.

Für die Indirekteinleiter liegen von den beiden Currenta-Anlagen die Information vor, dass ebenfalls eine zweistufige Fällung mit sulfidischem Fällungsmittel erfolgt. Für die Anlage des Wupperverbandes und der RWE Innogy lagen keine Informationen zur Art der Abwasserbehandlung vor.

2.7.6 Fazit für Wasser-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen

Die überwiegende Zahl der Abfallverbrennungsanlagen in NRW weist kein Abwasser aus der Rauchgaswäsche auf, das behandelt und extern entsorgt wird.

Bei acht Anlagen fällt Abwasser aus der Rauchgasreinigung an. Zwei der vier direkt einleitenden Anlagen behandeln nicht nur Abwasser aus der Abfallverbrennung sondern auch aus anderen Herkunftsbereichen, so dass aus den vorliegenden Daten keine Rückschlüsse auf die in den Vorfluter eingeleiteten Quecksilberfrachten aus der Abfallverbrennung gezogen werden konnten.

Bei zwei indirekt einleitenden Anlagen lagen die Hg-Konzentrationen im Jahr 2012 relativ hoch; der Grenzwert der AbwV wurde aber eingehalten. An einer dieser beiden Anlagen führten technische Änderungen zu einer erheblichen Verringerung der Hg-Konzentration und damit auch zu einer deutlichen Verrin-

gerung der eingeleiteten Fracht im Jahr 2014. Bei der anderen Anlage lagen die Messergebnisse im Jahr 2013 und 2014 im Bereich von 1 µg/l und darunter.

2.8 Wasser-Emissionen aus chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlagen (Anhang 27 AbwV)

2.8.1 Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten

Für Abwasser aus chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlagen (CP-Anlagen) gelten die Vorgaben des Anhangs 27 der Abwasserverordnung. [Anh. 27 AbwV 2014]

Es gilt die 4-aus-5-Regel gemäß der Abwasserverordnung.

Anhang 27 der Abwasserverordnung nennt eine maximale Quecksilberkonzentration im Abwasser von CP-Anlagen von 50 µg/l. Der Wert gilt vor der Vermischung mit anderen Abwasserströmen. Gemäß der 4-aus-5-Regel darf somit einer von fünf Messwerten der staatlichen Überwachung bis zu 100 µg/l betragen.

Es ist eine qualifizierte Stichprobe oder eine 2-Stunden- Mischprobe zu nehmen.

2.8.2 Anforderungen durch EU-weite Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für Abfallbehandlungsanlagen

Das derzeit noch gültige auf der IVU-RL basierende BVT-Merkblatt ist das Merkblatt zu Abfallbehandlungsanlagen. [BREF WT 2006] Dieses Merkblatt enthält keine Angaben zu Bandbreiten von Quecksilberkonzentrationswerten von CPB-Anlagen. Die Revision des BREF wurde im Juni 2013 begonnen. Ein erster Entwurf wird im 4. Quartal 2015 erwartet. Die Veröffentlichung von neuen BVT-Schlussfolgerungen für Abfallbehandlungsanlagen mit verbindlichen Emissionswerten erfolgt voraussichtlich Ende 2016.

2.8.3 Aktuelle Wasser-Datenqualität und Messtechnik

Von einer Ausnahme abgesehen leiten alle in Nordrhein-Westfalen betriebenen chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlagen (CP-Anlagen) ihr Abwasser einer betriebsexternen Kläranlagen zu und sind daher Indirekteinleiter.

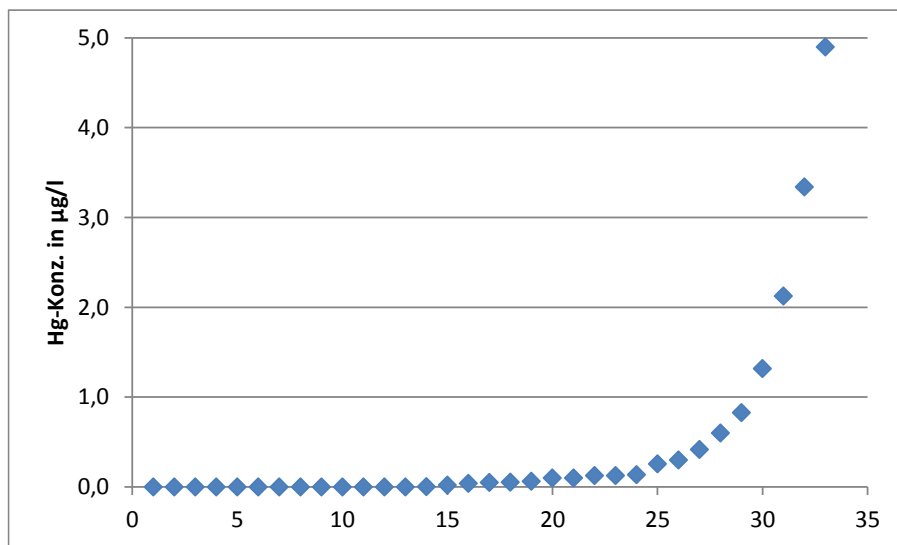
Es liegen Messdaten zu Hg-Konzentrationen über verschiedene Jahre vor. Die Anzahl der zu jeder Anlage vorliegenden Messwerte schwankt sehr stark. Sie liegt zwischen einem und 76 Werten. Für diese Indirekteinleiter liegen Informationen zu Quecksilberfrachten nicht vor, da keine Volumenstrommessungen erfolgen.

In NRW ist nur eine CP-Anlage als Direkteinleiter in Betrieb, die unter die Vorgaben des Anhangs 27 der AbwV fällt (Remondis in Herne). Im Jahr 2012 erfolgten sechs staatlich überwachte Messungen. Bei fünf Messungen wurde die Bestimmungsgrenze von 50 ng/l unterschritten. Auch diese Anlage wird zukünftig ihr Abwasser indirekt einleiten. [LANUV 2015]

2.8.4 Aktuelle Wasser-Emissionsdaten

Abbildung 22 enthält die Mittelwerte der Hg-Konzentrationen der in NRW betriebenen CP-Anlagen, die ihr Abwasser indirekt einleiten in aufsteigender Reihenfolge. Zur Mittelwertbildung wurden Messwerte aus den Jahren 2010 bis 2014 herangezogen. Aus Darstellungsgründen fehlt die Anlage, die mit 486 µg/l die mit Abstand höchsten Durchschnittskonzentrationen aufweist.¹⁹

In Tabelle 27 sind die mittleren Quecksilberkonzentrationen aller CP-Anlagen, die indirekt einleiten, dargestellt. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden bei der Mittelwertbildung als Nullwerte gerechnet. Die Tabelle enthält auch Angaben zu dem jeweils höchsten gemessenen Wert.



[Ökopol 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Anmerkung: Der Höchstwert von 486 µg/l ist nicht mit aufgetragen

Abbildung 22: Emissionskonzentrationen der NRW betriebenen CP-Anlagen, die ihr Abwasser indirekt einleiten (ohne Anlagen bei denen alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen)

Insgesamt betrachtet lagen nur relativ wenige Anlagen über einem Wert von 1 µg/l. Etwa die Hälfte der Anlagen lag unter 0,05 µg/l. Bei Anlage Nr. 34 in Tabelle 27 (Macherey- Nagel) wurde in den Jahren 2013 und 2014 der Grenzwert des Anhangs 27 der AbwV überschritten. Nach Auskunft der Bezirksregierung Köln wurden daraufhin Maßnahmen zur Quecksilberminderung getroffen. In der ersten Hälfte des Jahres 2015 wurde der Grenzwert nicht überschritten. [BezRegK 2015]

¹⁹ Weitere Messdaten: <http://www.elwasweb.nrw.de> (z. B. „Daten“ → „Abwasser“ → „Übergreifende Auswertungen“)

Tabelle 27: Hg-Emissionskonzentration in NRW betriebenen CP-Anlagen die ihr Abwasser indirekt einleiten

Nr.	Name	Hg-Konz. [µg/m³]	Hg-Konz. Max. [µg/m³]
1	Koeppen GmbH	0	< 0,1
2	Hees Rohstoffe GmbH	0	< 0,1
3	Müntefering GmbH	0	< 0,1
4	Henkel AG & Co. KGaA	0	< 0,2
5	Schönackers Umweltdienste GmbH & Co. KG	0	< 0,2
6	Alfred Talke GmbH & Co. KG	0	< 0,2
7	Latoschik + Fischer GmbH	0	< 0,2
8	Parker Hannifin GmbH & Co. KG	0	< 0,2
9	Stadt Bielefeld	0	< 0,2
10	REMONDIS Industrie Service GmbH & Co. KG	0	< 0,2
11	Siegfried Jacob Metallwerke	0	< 0,2
12	ThyssenKrupp Steel Europe AG	0	< 0,2
13	Wilhelm Bötzel GmbH & Co. KG	0	< 0,2
14	Lobbe Entsorgung West GmbH & Co.	0,003	0,015
15	Waggonwerk Brühl GmbH	0,02	0,1
16	Kreis Siegen-Wittgenstein	0,04	0,4
17	Lobbe Entsorgung GmbH	0,05	0,5
18	Lindenschmidt KG	0,05	0,38
19	RWG Ruhr-Wasserwirtschafts-Gesellschaft	0,06	0,2
20	Cargill Deutschland GmbH	0,10	0,4
21	SET Schröder GmbH	0,10	0,3
2	PS Umweltdienst GmbH	0,13	0,0003
23	Schönackers Umweltdienste GmbH	0,13	0,6
24	AGR-KAKO GmbH	0,14	0,5
25	Brenntag GmbH	0,26	1,2
26	Riedel Recycling GmbH	0,30	0,3
27	SalTec GmbH	0,42	2,1
28	Foster Chemicals GmbH	0,60	0,7
29	C.C. Umwelt AG	0,82	2,8
30	Z/ GVE Gesellschaft für Verwertung und	1,3	3,3
31	HACH LANGE GmbH	2,1	4,7
32	Abfallentsorgung O. Giebelhausen GmbH	3,3	0
33	Zimmermann GmbH & Co. KG	4,9	20
34	Macherey- Nagel GmbH & Co. KG	486	1400

[LANUV 2015]

Die durchschnittliche Hg-Konzentration im Abwasser der einzigen direkt einleitenden Anlage (Remondis in Herne) lag im Jahr 2012 bei 0,053 µg/l. Allerdings wurden bei der Berechnung dieses Wertes fünf Messwerte, die unter der Bestimmungsgrenze lagen, mit der vollen Höhe der Bestimmungsgrenz einbezogen. Die Quecksilberjahresfracht der Anlage lag im Jahr 2012 bei ca. 4 g.

2.8.5 Installierte Wasser-Emissionsminderungstechniken

Die einzige chemisch-physikalische Behandlungsanlage mit Direkteinleitung ist mit einer einstufigen Fällung ausgerüstet, in der TMT 15® eingesetzt wird.

Informationen zur Abwasserbehandlungstechnik der Anlagen, die ihr Abwasser indirekt einleiten, liegen nicht vor.

2.8.6 Fazit für Wasser-Emissionen aus CP-Anlagen

Von einer Ausnahme abgesehen, leitet die überwiegende Anzahl der in NRW betriebenen CP-Anlagen ihr Abwasser in Kläranlagen ein und ist somit Indirekteinleiter. Für diese Anlagen liegen weder Frachtenberechnungen noch Angaben zu den eingesetzten Abwasserbehandlungstechniken vor. Die ermittelten Durchschnittskonzentrationen weisen eine große Bandbreite auf. Etwa ein Drittel der Anlagen liegt über einem Konzentrationswert von 0,1 µg/l. Ob für diese Anlagen ein Handlungsbedarf im Hinblick auf zusätzliche Hg-Minderungsmaßnahmen besteht, kann derzeit aufgrund fehlender Daten zu den freigesetzten Hg-Frachten nicht abgeschätzt werden.

Die einzige CP-Anlage in NRW, die unter die Vorgaben von Anh. 27 der AbwV fällt, weist geringe Hg-Konzentration im Abwasser auf. Auch die freigesetzte Jahresfracht ist mit 4 g sehr gering.

2.9 Wasser-Emissionen aus Anlagen zur oberirdischen Ablagerung von Abfällen (Anhang 51 AbwV)

2.9.1 Gesetzliche Anforderungen und Überwachungspflichten

Abwasser aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen (Deponien) müssen die Vorgaben des Anhangs 51 der AbwV einhalten. [Anh. 51 AbwV]

Es gilt die 4-aus-5-Regel gemäß der Abwasserverordnung.

Anhang 51 der Abwasserverordnung nennt eine maximale Quecksilberkonzentration im Abwasser von Anlagen zur Behandlung von Deponiesickerwasser von 50 µg/l. Der Wert gilt vor der Vermischung mit anderen Abwasserströmen. Gemäß der 4-aus-5-Regel darf somit einer von fünf Messwerten der staatlichen Überwachung bis zu 100 µg/l betragen.

Es ist eine qualifizierte Stichprobe oder eine 2-Stunden-Mischprobe zu nehmen.

2.9.2 Anforderungen durch EU-weite Festlegung von besten verfügbaren Techniken (BVT) für die Ablagerung von Oberirdischen Abfällen

Für Quecksilberkonzentrationen von Abwasser aus der Behandlung von oberirdisch abgelagerten Abfällen liegen keine Regelungen auf europäischer Ebene vor. Das BVT-Merkblatt für Abfallbehandlungsanlagen klammert explizit den Bereich der Deponien aus. [BREF WT 2006]

2.9.3 Aktuelle Wasser-Datenqualität und Messtechnik

Mit 17 Anlagen leitet genau die Hälfte der 34 in NRW betriebenen Anlagen zur Behandlung von Deponiesickerwasser ihr Abwasser direkt in Gewässer ein.

Mit Ausnahme von zwei Anlagen liegen alle Messwerte der Direkteinleiter für die Hg-Konzentration unter der Bestimmungsgrenze (LOQ). Bei den übrigen zwei Anlagen liegt die Hälfte der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze.

Bei den Messdaten handelt sich um Daten der behördlichen Überwachungen.²⁰ Zusätzlich existieren Daten aus der Eigenüberwachung der Betreiber, die im Rahmen des Projektes nicht zusätzlich abgefragt wurden. Die Anzahl der Messwerte schwankte zwischen drei und 14 Werten pro Anlage.

Bei den Indirekteinleitern lagen die ermittelten Hg-Konzentrationswerte bei ca. der Hälfte der Anlagen bei jeder Messung unter der Bestimmungsgrenze. Angaben zu den ermittelten Quecksilberfrachten liegen nicht vor.

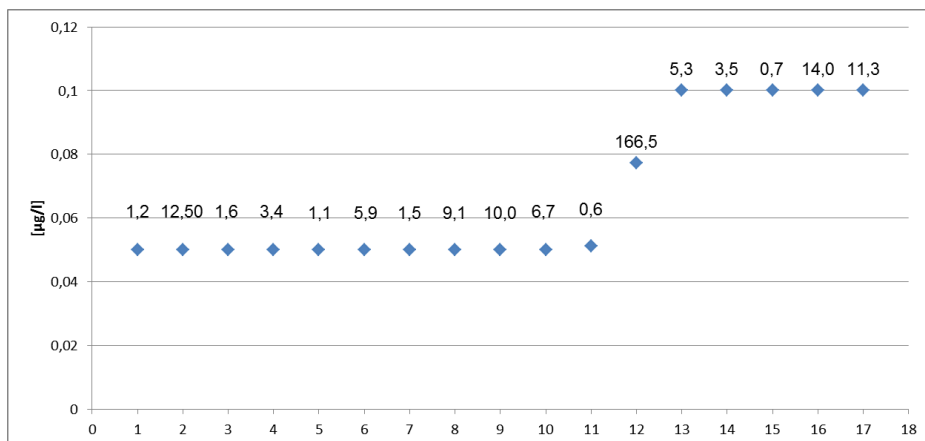
2.9.4 Aktuelle Wasser-Emissionsdaten

Abbildung 23 zeigt die ermittelten Hg-Konzentrationen von Abwasser aus der Behandlung von Deponiesickerwasser in aufsteigender Reihenfolge für das Jahr 2012 im Jahresdurchschnitt (Direkteinleiter). Zum jeweiligen Konzentrationswert wird der korrespondierende Frachtwert in g/a als Zahlenwert angegeben. Eine Zuordnung zum jeweiligen Betreiber lässt sich Tabelle 28 entnehmen.

Es wird deutlich, dass die Hg-Konzentrationen aller Anlagen auf einem relativ niedrigen Niveau von max. 0,1 µg/l lagen. Auch die ermittelten Jahresfrachten waren relativ niedrig im Bereich von wenigen Gramm. Da bei nahezu allen Messungen die Bestimmungsgrenze unterschritten wurde, ist davon auszugehen, dass die tatsächlichen Hg-Konzentrationen und -frachten noch deutlich darunter liegen.

Eine Ausnahme hinsichtlich der Frachten bildet Anlage 12 (Infraserv). Es handelt sich um das Abwasser eines Chemieparks mit einem jährlichen Abwasservolumenstrom von ca. 1,9 Mio. m³. Die Kläranlage behandelt neben dem Abwasser einer Deponie auch Abwasser aus Anlagen nach den Anhängen 22, 31 und 42 der AbwV. Der Anteil des Abwassers aus der Deponie machte nur einen geringen Anteil an der Gesamtabwassermenge aus.

²⁰ Weitere Messdaten unter <http://www.elwasweb.nrw.de> (z. B. „Daten“-> „Abwasser“-> „Übergreifende Auswertungen“)



[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Anmerkung: Der Frachtwert ist in Gramm pro Jahr über dem Konzentrationswert eingetragen.
Eine Zuordnung zum jeweiligen Betreiber lässt sich Tabelle 28 entnehmen

Abbildung 23: Emissionskonzentrationen und jährliche Abwasserfrachten der 17 Behandlungsanlagen für Abwasser aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen

Tabelle 28 enthält die Quecksilberfrachten und die Quecksilberkonzentrationen der in NRW im Jahr 2012 betriebenen Abwasserbehandlungsanlagen für Abwasser aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen. Wie im Diagramm oben sind die Werte nach der Konzentration in aufsteigender Zahlenfolge geordnet.

Tabelle 28: Quecksilberkonzentrationen und -frachten der in NRW im Jahr 2012 betriebenen Abwasserbehandlungsanlagen für Abwasser aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen (Direkteinleiter)

Nr.	Name	Hg-Konzentration [ng/l]	Hg-Fracht Staatliche Überwachung [g/a]
1	Zentraldeponie Huckarde	< 50*	1,2**
2	ThyssenKrupp Steel AG, Deponie Westfalenhütte	< 50*	12,5
3	Innospec Deutschland GmbH	< 50*	1,6**
4	Deponie Ochsenkopf (Hochsauerlandkreis)	< 50*	3,4
5	Deponie LS-Lösenbach (Märkischer Kreis)	< 50*	1,1
6	Deponie Burbach-Würgendorf (Kreis Siegen Wittgenstein)	< 50*	5,9
7	Entsorgungswirtschaft Soest GmbH AWZ Werl	< 50*	1,5
8	Mülldeponie Geldern-Pont	< 50*	9,1
9	AGR mbH, Zentraldep. Emscherbruch	< 50*	10,0
10	AGR mbH Zentraldep. Emscherbruch	< 50*	6,7
11	Zentrale Mülldeponie Mechernich	51,25	0,6
12	Infraserv GmbH & Co.Knapsack KG	77,25	166,5
13	Abfallentsorgungsbetrieb des Kreises Herford	< 100*	5,3
14	Deponie Kreis Höxter-in Wehrden-	< 100*	3,5
15	Kreis Höxter	< 100*	0,7
16	Abfallbeseitigungs-GmbH Lippe Deponie Hellsiek	< 100*	14,0
17	AML IMMO GmbH Deponie Heisterholz	< 100*	11,3
Gesamtquecksilberfracht:			254,9
* Alle Messwerte unter Bestimmungsgrenze **Zukünftig Indirekteinleitung			

[LANUV 2015]

In Tabelle 28 sind die Mittelwerte aus den Jahren 2010 bis 2014 der Anlagen, die ihr Abwasser indirekt einleiten, dargestellt. Die Tabelle enthält in der letzten Spalte auch Angaben zu den maximal gemessenen Werten. Die Mittelwertberechnung erfolgte für Werte unter der Bestimmungsgrenze mit 0 µg/l.

Mit Ausnahme von zwei Anlagen weisen alle Anlagen relativ niedrige Hg-Durchschnittskonzentrationen im Bereich unter 0,04 µg/l auf. Bei den beiden übrigen Anlagen liegen die Durchschnittswerte im Bereich von 0,3 µg/l.

Bei Anlage 16 (Henkel) aus Tabelle 29 wird der Durchschnittswert maßgeblich von einem sehr hohen Einzelmesswert bestimmt. Für diesen Messwert liegt auch eine Frachtberechnung vor. Die 2-Stunden-Fracht beträgt 1,4 g. Auf ein Jahr hochgerechnet, würde dies eine sehr hohe Hg-Fracht ergeben. Allerdings lagen die meisten der zur Mittelwertbildung herangezogenen Messwerte unter der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l, so dass im Jahresmittel von deutlich geringeren Frachten auszugehen ist.

Für Anlage Nr. 17 liegt nur ein Messwert vor, so dass keine belastbare Datelage vorliegt.

Tabelle 29: Hg-Emissionskonzentration in NRW betriebenen Behandlungsanlagen für Abwasser aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen (Indirekteinleiter)

Nr.	Name	Mittlere Hg-Konz. [µg/l] *	Max. Hg-Konz. [µg/l]
1	Abfallentsorgungsbetrieb - AHSK -	0	< 0,1
2	GFR remex Baustoffaufbereitung, Krefeld	0	< 0,2
3	MAV GmbH, Krefeld	0	< 0,2
4	AWA Entsorgung GmbH, Eschweiler	0	< 0,2
5	Johnson Controls GmbH & Co. KG, Stemwede	0	< 0,2
6	Stadt Bielefeld	0	< 0,2
7	Abfallentsorgungsgesellschaft Hattingen	0	< 0,2
8	Deponie Gangelt-Hahnbusch	0	< 0,2
9	Dürener Deponiegesellschaft mbH & Co. KG	0,01	0,1
10	Deponiebetriebgesellschaft Velbert mbH	0,01	0,1
11	Stratmann Städtereinigung GmbH & Co. KG	0,02	0,1
12	Abfallentsorgungsgesellschaft des Märkischen Kreises	0,02	0,3
13	Deponiebetriebgesellschaft Remscheid	0,03	0,2
14	ASH, Hamm	0,04	0,2
15	Lippeverband, Datteln	0,04	0,3
16	Henkel AG & Co. KGaA, Düsseldorf	0,29	2,7
17	Wilhelm Raven Euro-Metall GmbH, Dortmund	0,30	0,3

* Für die Mittelwertbildung wurden Messwerte unter der Bestimmungsgrenze mit 0 µg/l angesetzt und einbezogen.

[LANUV 2015]

2.9.5 Installierte Wasser-Emissionsminderungstechniken

Mit Ausnahme einer Anlage erfolgte bei den Direkteinleitern keine zweistufige Fällung in der Abwasserbehandlung. Bei einer Anlage wurde im Rahmen der einstufigen Fällung ein Organosulfid eingesetzt. Zusätzlich zur Schwermetallfällung war bei einer Anlage ein Aktivkohlefilter in Betrieb (Nr. 9, Tabelle 28).

Bei einer Anlage (Nr. 10, , Tabelle 28) erfolgte keine Schwermetallfällung. Das Abwasser wurde über einen Mehrschichtfilter und einen Aktivkohlefilter geführt. Das Abwasser der Anlagen Nr. 9 und Nr. 10 stammt von derselben Deponie.

Informationen zur eingesetzten Abwasserbehandlungstechnik bei Indirekteinleieranlagen liegen nicht vor.

2.9.6 Fazit für Wasser-Emissionen aus der Ablagerung von oberirdischen Abfällen

Alle Anlagen zur Behandlung von Abwasser aus der Ablagerung von Abfällen, die ihr Abwasser direkt einleiten, wiesen niedrige bis sehr niedrige Hg-Konzentrationswerte im Jahresdurchschnitt 2012 auf. Da die meisten Werte unter der Bestimmungsgrenze lagen, ist von tatsächlich noch deutlich niedrigen Konzentrationen und somit auch Jahresfrachten auszugehen.

Lediglich für eine Anlage errechnen sich relativ hohe Frachten. Diese ergaben sich aber aus der sehr großen jährlichen Abwassermenge.

Bei den Anlagen mit Indirekteinleitung liegen die ermittelten Hg-Konzentrationen im Abwasser größtenteils ebenfalls in einem sehr niedrigen Bereich. Lediglich bei einer Anlage traten zeitweilig erhebliche Hg-Spitzen auf.

Ein allgemeiner Handlungsbedarf für den Einsatz zusätzlicher Quecksilberminderungstechniken wird daher nicht gesehen.

2.10 Kurzrecherchen zu weiteren Quecksilberemissionen

Von den Gutachtern wurden mehrere Kurzrecherchen zu den Quecksilberemissionen folgender Anlagen und sonstiger Quecksilbereintragspfade in Nordrhein-Westfalen durchgeführt. Die Ergebnisse geben eine erste Einschätzung zur generellen Relevanz sowie zur zukünftigen Entwicklung:

- Chemische Industrie (Chlor-Alkali-Elektrolyse, Pigmente)
- NE-Metallhütten (Sekundärkupferhütte, Sekundärzinkhütte)
- Stahlerzeugung und Gießereien
- Erdölraffinerien (Rheinland, Gelsenkirchen)
- Gasförderung, Gasverdichterstationen und Gasverbrennung
- Kommunale Kläranlagen
- Krematorien
- Klärschlammverbringung auf Böden

Anlagen mit besonders hohen luftseitigen Quecksilberemissionen waren im Jahr 2012 vier Chlor-Alkali-Prozesse der Chemieindustrie (181 kg) und eine Sekundärkupferhütte, die Altmetalle einschließlich Elektronikschrott als Rohstoff verwendet (146 kg).

Chemische Industrie

Das Chlor-Alkali-Produktionsverfahren muss aufgrund von verbindlichen BVT-Schlussfolgerungen der EU spätestens im Dezember 2017 beendet werden. [BREF CAK 2013] [BATC CAK 2013] Dadurch werden die luftseitigen Quecksilberemissionen der Chemischen Industrie in Nordrhein-Westfalen (182 kg) weitgehend gemindert.

Eine Ausnahme verbleibt für eine Anlage, die ein Amalgamverfahren zur Herstellung von Alkoholaten nutzt. Außer für diese Firma wird im Bereich der Chemischen Industrie luftseitig kein Handlungsbedarf gesehen.

Auch wasserseitig erfolgt durch die Einstellung der Chlor-Alkali-Elektrolyse Ende 2017 eine wesentliche Emissionsminderung. Es verbleiben jedoch große Emittenten, für deren Minderungsoptionen Untersuchungsbedarf gesehen wird.

Nichteisen-Metallhütten

Die Sekundärkupferhütte der Aurubis AG (Lünen) gehört zur Nichteisen-Metallindustrie. Für die Branche gilt gemäß TA Luft (2002) in Deutschland derzeit ein Quecksilbergrenzwert von 0,25 g/h oder 50 µg/m³ im Tagesmittel.

Eine EU-Arbeitsgruppe hat im März 2014 für die Europäische Union Festlegungen für beste verfügbare Techniken in der NE-Metallindustrie getroffen: Mit den beiden BVT-Techniken „Auswahl von Rohstoffen“ und / oder „Einsatz von Sorbentien“ wurden Emissionswerte von 10 µg/m³ bis maximal 50 µg/m³ festgelegt.

Eine Fußnote in den BVT-Festlegungen gibt an, dass das untere Ende des Wertebereichs durch Sorbentieneinsatz kombiniert mit einem Staubfilter erreichbar ist (außer in Wälzöfen). Mit Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen durch die EU ist in 2016 zu rechnen, so dass der Wertebereich ab 2021 EU-weit einzuhalten ist. Die Werte gelten dann im Tagesmittel oder – bei Einzelmessungen – als Mittelwert der Probenahmezeit. [BREF NFM Draft 2014]

Übliche Techniken zur Minderung der Quecksilberemissionen bestehen neben der Auswahl quecksilberarmer Einsatzstoffe in der Zugabe von Sorbentien. Quecksilber wird an Partikel gebunden aus dem Rauchgas ausgeschleust und entfernt. Zur Erhöhung der Effizienz können spezielle Sorbentien eingesetzt werden, die mit Schwefel oder Brom vorbehandelt wurden. Die Minderungstechniken entsprechen denen, der trockenen Rauchgasreinigung in Abfallverbrennungsanlagen, die in Kapitel 3 (ab Seite 109) beschrieben werden.

Nach Auskunft des Betreibers ist die Verdopplung der Quecksilberemissionen, die 2007 und 2008 noch bei 70 kg/a lagen, auf 146 kg im Jahr 2012 nicht durch Produktionssteigerungen zu erklären sondern durch erhöhte Quecksilbergehalte in den Sekundärmaterialien und durch Ausdehnung der messtechnischen Erfassung zusätzlicher Emissionsquellen. [Aurubis 2015]

Durch Einsatz anderer Sorbentien, die nun Aktivkohleanteile enthalten, konnten die Quecksilberemissionen in 2013 auf 122 kg und in 2014 auf 87 kg gesenkt werden. [Aurubis 2015] [E-PRTR 2015]

Die Zugabe der Sorbentien erfolgt proportional in alle Rohgasteilströme (Schmelzöfen, Anodenöfen). Bei einem Halbstundenmittelwert für Quecksilber von 20 µg/Nm³ (kontinuierlich im Reingas gemessenen) wird eine intermittierende Sorbentienzugabe eingeschaltet; ab einem Halbstundenmittelwert von 70 µg/Nm³ erfolgt die Sorbentienzugabe kontinuierlich. [BezRegAB 2015]

Ob weitere Minderungen mit vertretbaren Kosten durch Veränderung der Sorbentien erreichbar sind, konnte im Projekt nicht ermittelt werden. **Hier besteht weiterer Untersuchungsbedarf. Da die Sekundärkupferhütte mit 87 kg in 2014 weiterhin eine relativ große Emissionsquelle ist, eignet sie sich besonders für ein Pilotprojekt zur weitergehenden Quecksilberminderung.**

Weitere quecksilberrelevante Anlagen und sonstigen Eintragspfade

Zu den folgenden quecksilberrelevanten Anlagen und sonstigen Eintragspfaden besteht weiterer Untersuchungsbedarf. Die Daten und Informationen, die in der Kurzrecherche zusammengetragen wurden, sind lediglich für eine erste Abschätzung ausreichen. Hier besteht weiterer Untersuchungsbedarf zur Verbesserung der Datenlage und Quantifizierung:

- Quecksilberemissionen aus Stahlerzeugung und Gießereien (Luft)
(Emissionserklärungen 2012 nennt 24,2 kg, davon 95 % aus einer Sinteranlage und einem Hüttenwerk, die übrigen aus 7 kleinen Quellen)
- Quecksilberemissionen aus Mineralölraffinerien (Luft, Wasser)
(wenige Messungen lassen eher geringe Emissionen vermuten)
- Quecksilberemissionen aus Gasverbrennung (Luft)
(Messungen zeigten geringe Emissionskonzentrationen)
- Quecksilberemissionen aus Gas-Verdichterstationen (Luft)
(genauere Untersuchungen im Projektkontext nicht möglich)
- Quecksilberemissionen aus Krematorien (Luft)
(Abschätzung der Emissionen ergibt Emissionen < 10 kg in 2012)²¹
- Quecksilberemissionen aus kommunalen Kläranlagen (Wasser)
(relativ hohe PRTR-Meldungen beruhten auf hohen Volumenströmen und Messungen, die überwiegend unter der Nachweisgrenze lagen und mit halber Nachweisgrenze in die Frachtberechnung eingingen; Untersuchungen mit geringerer Nachweisgrenze zeigten niedrige Relevanz)
- Quecksilbereintrag durch Klärschlammverbringung auf Böden (Wasser)
(Abschätzungen zur Eintragsmenge möglich, aber Auswaschungsanteile in Gewässer sind schwer zu bestimmen)

²¹ Annahmen: spezifische Quecksilberminderungstechnik in allen 18 Krematorien installiert (Hg-spezifische Sorbentien oder GORE®-Filter), ca. 100.000 Feuerbestattungen in 2012, Emissionsfaktor 54,6 mg/Feuerbestattung = 5,5 kg

3 TECHNISCHE MINDERUNGSMÖGLICHKEITEN

Kapitel 3.1 gibt einen Überblick über Techniken zur Quecksilberminderung im Abgas (Luftpfad); Kapitel 3.2 beschreibt Minderungstechniken für Quecksilber im Abwasser (Wasserpfad).

Im Kapitel 3.1 zu luftseitigen Maßnahmen werden neben Co-Benefit-Techniken jeweils spezifische Quecksilberminderungstechniken für die Anlagenarten Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen und Zementwerke vorgestellt.

Im Kapitel 3.2 zu wasserseitigen Maßnahmen werden Techniken zur Quecksilberminderung im Abwasser von Rauchgasreinigungsanlagen beschrieben, die u. a. in Kohlekraftwerken und Sonderabfallverbrennungsanlagen einsetzbar sind.

3.1 Luftseitige Quecksilberminderung

Technische Minderungsmaßnahmen zur Abscheidung von Quecksilber aus dem Rauchgasstrom lassen sich grundsätzlich in zwei Kategorien einteilen:

- Minderungstechniken, die speziell für die Quecksilberabscheidung entwickelt wurden.
- Minderungstechniken, die primär zur Abscheidung anderer Luftschadstoffe als Quecksilber dienen, insbesondere zur Minderung von Staub, NO_x und SO_x, die aber als Zusatznutzen auch eine Reduzierung der Quecksilberemissionen bewirken.
Aufgrund des Nebeneffektes, der mit diesen Techniken erzielt werden kann, werden diese auch „Co-Benefit-Techniken“ zur Quecksilberminderung genannt.

Co-Benefit-Techniken werden in der Literatur umfangreich beschrieben.

[BREF WI 2006] [BREF LCP 2006] [BREF LCP Draft 2013] [BREF LCP Draft 2015] [UNECE 2013] [Amar 2003] [Amar et al. 2010]

Sie finden zur Abluftreinigung in quecksilberrelevanten Anlagen in Nordrhein-Westfalen bereits breite Anwendung. Im folgenden Kapitel werden Co-Benefit-Techniken daher nur kurz beschrieben.

Der Schwerpunkt der Ausführungen in diesem Kapitel bezieht sich auf spezifische Quecksilberminderungstechniken. Dabei handelt es sich teilweise um seit langem eingesetzte Techniken sowie um Techniken, die erst in den letzten Jahren entwickelt und großtechnisch eingesetzt wurden.

3.1.1 Co-Benefit-Techniken

3.1.1.1 Co-Benefit-Techniken in Kohlekraftwerken

3.1.1.1.1 Quecksilber-Co-Benefit durch trockene Staubabscheider

Quecksilber liegt im Rauchgasstrom aufgrund seiner hohen Flüchtigkeit überwiegend in gasförmigem Zustand vor. Der relativ geringe staubgebundene Anteil lässt sich über staubmindernde Maßnahmen aus dem Rauchgasstrom abscheiden (siehe z. B. [Miller et al. 2014b]). Die Abscheidung erfolgt durch physikalische Bindung an Partikel, vor allem an unverbrannten organischen Bestandteilen, wie z. B. Ruß.

Zur Staubabscheidung sind Elektrofilter oder Gewebefilter üblich. In Kohlekraftwerken in Deutschland – wie auch in Nordrhein-Westfalen – werden überwiegend Elektrofilter eingesetzt. Lediglich in mehreren kleineren Wirbelschicht-Kraftwerken (< 500 MW) finden Gewebefilter Anwendung. Diese werden beispielsweise in Industriekraftwerken (Currenta, Sachtleben, Solvay) sowie im WSW-Heizkraftwerk Wuppertal-Elberfeld eingesetzt. Ein Industriekraftwerk (Evonik) weist sowohl einen Elektrofilter als auch einen Gewebefilter auf. Mehrere dieser Wirbelschichtanlagen sollen durch Gas-und-Dampf-Kraftwerke ersetzt werden (z. B. Evonik Marl Block 3, Currenta Krefeld L57). [Groß 2014]

Der im Staubfilter abgeschiedene Anteil des Quecksilbers variiert stark in Abhängigkeit von der Feuerung. Die Abscheidung hängt von der Ausbrandqualität ab (ein höherer Rußanteil führt zu größerer Quecksilberabscheidung) und von den aus der Feuerungstechnik resultierenden Staubpartikeln. Eine hohe Anzahl großer Partikel – wie sie in Wirbelschichtfeuerungen entstehen – bewirkt aufgrund der geringen Oberfläche eine niedrigere Minderung, als der bei Staubfeuerungen übliche hohe Anteil kleiner Partikel. Bei Gewebefiltern sorgt die auf dem Filter abgelagerte Partikelschicht für eine Erhöhung der Anlagerungsoberfläche und somit für eine gegenüber Elektrofiltern erhöhte Minderung.

Im BVT-Merkblatt für Großfeuerungsanlagen aus dem Jahr 2006 wird für Elektrofilter ein Hg-Abscheidegrad von 30-40 % genannt. [BREF LCP 2006] (S. 244) Bei Quecksilberbilanzen im Kraftwerk Staudinger wurden am Elektrofilter nach einer hohen Umwandlung von Hg^0 in Hg^{2+} im vorgeschalteten DeNO_x-Katalysator nur sehr geringe Abscheidegrade in Höhe von 2-6 % ermittelt; lediglich bei einer Messung lag die Abscheidung bei etwa 17 %. [EON 2013]

Für Gewebefilter werden im ersten Entwurf zur BVT-Merkblattüberarbeitung von Juni 2013 Abscheidegrade von teilweise mehr als 90 % berichtet (im Mittel um 40 %) sowie eine Abscheidung von 6 bis 52 % für Elektrofilter (im Mittel: 11 %) [BREF LCP Draft 2013] (S. 245)

3.1.1.1.2 Quecksilber-Co-Benefit durch Verfahren zur Entschwefelung

Zur Abscheidung von Schwefeloxiden sind trockene, halb-trockene sowie nasse Verfahren (Wäscher) üblich. Große Kraftwerke (> 500 MW) setzen zur Rauchgasentschwefelung (REA) überwiegend Nasswäscher ein. In Nasswäschern erfolgt die Schwefelabscheidung meist durch Eindüsung einer Suspension aus Wasser und Kalksteinmehl (Gipsbildung); ein Teil der Suspension wird im Kreislauf gepumpt. REA-Wäscher sind auch in den meisten Kohlekraftwerken in

Deutschland – wie auch in Nordrhein-Westfalen – üblich. Ausnahmen sind die bereits genannten Kraftwerke mit Gewebefiltern sowie mehrere kleinere Industriekraftwerke (< 500 MW) der RWE; sie mindern Schwefeloxide mit Trockenadsorptionsverfahren (TAV) oder halb-trockenen Verfahren (Sprühtrocknern).

In Nasswäschern kann vor allem oxidiertes ionisches Quecksilber (Hg^{2+}) aufgrund seiner Löslichkeit aus dem Abgas abgeschieden werden. Weitere Informationen zur Quecksilberabscheidung in Wäschern finden sich in Kap. 3.1.2.

Auch bei Anwendung von trockenen und halbtrockenen Verfahren kann oxidiertes ionisches Quecksilber abgeschieden werden, insbesondere durch Anlagerung an die große Oberfläche, die auf einem nachfolgenden Gewebefiltern entsteht. In Nordrhein-Westfalen werden als Sorbentien in Trockenadsorptionsverfahren und Sprühtrocknern Branntkalk (CaO), Calciumcarbonat (CaCO_3), Calciumhydroxid $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und Calciumbicarbonat $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ eingesetzt.

3.1.1.1.3 Quecksilber-Co-Benefit durch DeNO_x -Katalysatoren

Das übliche Verfahren zur Stickoxidminderung in Steinkohlekraftwerken ist die selektive katalytische Reduktion (SCR). Bestehen freie Kapazitäten der Katalysatoren, sind diese in der Lage, elementares Quecksilber (Hg^0) zu oxidieren, so dass Quecksilber in seine wasserlösliche Form (Hg^{2+}) umgewandelt wird.

[Freeman Sibley 2015]

In den meisten Steinkohlekraftwerken erfolgt die katalytische Entstickung im Rohgas in der sog. „High-dust“-Anordnung, so dass in den üblicherweise nachfolgenden Nasswäschern Quecksilber abgeschieden werden kann (weitere Information hierzu im Kapitel 3.1.2). Erfolgt die katalytische Entstickung erst im Reingas (sog. „Tail-end“-Anordnung am Ende der Abgasreinigungsanlage) hat dies keinen Co-Benefit auf die Quecksilberminderung.

In Steinkohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen sind katalytische Entstickungsanlagen überwiegend vor dem Wäscher installiert. Ausnahmen mit Tail-end-Anordnung sind die Kraftwerke STEAG Herne (Block 3) und Lünen (Kessel 10 und 11), RWE Werne, Mark-E Werdohl-Elverlingsen, Gemeinschaftskraftwerk Bergkamen und das Industriekraftwerk der Currenta in Leverkusen (N230).

In Braunkohlekraftwerken kann dieser Co-Benefit nicht erzielt werden, da katalytische Entstickungsanlagen, aufgrund des wesentlich geringeren Heizwertes von Braunkohle und damit geringerer Stickoxide-Bildung, nicht üblich sind. In den USA gibt es SCR-Anlagen auch in den beiden im Jahr 2010 in Betrieb genommenen Blöcken des Braunkohlekraftwerkes Oak Grove in Texas. Dort sind jeweils katalytische Entstickungsanlagen in High-dust-Anordnung vor einem Gewebefilter und einem Nasswäscher installiert. [Oak Grove 2015]

3.1.1.2 Co-Benefit-Techniken in Abfallverbrennungsanlagen

In Abfallverbrennungsanlagen sind die oben ausgeführten Co-Benefit-Techniken zur Quecksilberminderung in gleicher Weise wirksam.

Der Einsatz von Elektro- oder Gewebefilter zur Staubabscheidung gehört in Deutschland zum üblichen Standard. Nasswäscher zur Abscheidung saurer Rauchgasbestandteile (HCl , HF , SO_x) werden in vielen Anlagen in Nordrhein-Westfalen eingesetzt, ebenso wie selektiv katalytische Entstickungsverfahren

(SCR). Wenn sie vor einem Wäscher installiert sind, leisten diese einen Beitrag zur Quecksilberabscheidung. Die im Abfallverbrennungsbereich häufig eingesetzte selektive nicht-katalytische Entstickung (SNCR) trägt im Gegensatz zum SCR-Verfahren nicht zur Quecksilberminderung bei.

Der Anteil an Anlagen mit trockener oder quasitrockener Rauchgasreinigung ist im Vergleich zu Kohlekraftwerken wesentlich höher. Hier ist die Kombination aus Eindüsung von Sorbentien auf Kalkbasis – meist Calciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) sowie Natriumhydrogencarbonat (NaHCO_3) in einer Anlage in Nordrhein-Westfalen (EVA Essen) – mit anschließender Abscheidung in einem Gewebefilter die am weitesten verbreitete Rauchgasreinigung. Sie wird als alleinige Kombination, d. h. ohne Nasswäscher, insbesondere bei neueren Abfallverbrennungsanlagen eingesetzt, darunter auch den meisten Verbrennungsanlagen für Altholz und Ersatzbrennstoffe (EBS). Eine große Anzahl von Hausmüllverbrennungsanlagen sind in Nordrhein-Westfalen mit verschiedenen Kombinationen der Staubabscheidung ausgerüstet, d. h. mit einem E-Filter oder Gewebefilter in Kombination mit Wäschern (siehe auch Kapitel 3.1.3.1 ab S. 136).

3.1.1.3 Co-Benefit-Techniken in Zementwerken

Co-Benefit-Effekte lassen sich in Zementwerken durch den Einsatz eines heißgasseitigen Katalysators erzielen (d. h. vor der Entstaubung angeordnet, „High-Dust“-Schaltung), da mit Katalysatoren die Oxidation von elementarem Quecksilber (Hg^0) zu ionischem Quecksilber (Hg^{2+}) erheblich unterstützt wird. Oxidiertes Quecksilber kann wesentlich besser über die Staubfraktion abgeschieden werden, so dass sich durch den Einsatz eines Katalysators die Abscheidewirkung im Hinblick auf Quecksilber insgesamt erhöht.

Katalysatoren werden derzeit in Europa in 4 Zementwerken eingesetzt. [UNEP 2016] In Deutschland wurde 1999 die weltweit erste High-dust-Katalysatoranlage in den Solnhofer Zementwerken mit Förderung des Bundesumweltministeriums (BMU) eingebaut. Den Bau einer weiteren High-dust-Katalysatoranlage förderte das Bundesumweltministerium im Zementwerk Heidenheim-Mergelstetten im Jahr 2008. [Edelkott et al. 2014] Auch im Zementwerk im bayrischen Rohrdorf ist eine SCR-Anlage in Betrieb, allerdings hinter der Entstaubung, so dass hier der Quecksilber oxidierende Effekt des Katalysators nicht zu einer verstärkten Staubabscheidung führen kann. [Ingenieur 2014] [Leibinger et al. 2013] In Italien ist in der damaligen Provinz Venedig seit 2006 im Zementwerk Monselice eine High-dust-Katalysatoranlage in Betrieb. [Teibert et al. 2007]

In einigen wenigen Zementwerken, insbesondere in den USA, wurden aufgrund sehr hoher Schwefelkonzentration in den Abgasen auch Wäscher installiert. Wie oben bereits ausgeführt, sind Wäscher in der Lage, oxidiertes Quecksilber aus dem Rauchgasstrom abzuscheiden. Es wird von Quecksilber-Abscheiderraten berichtet, die bis zu 80 % betragen. [Barnett 2013]

3.1.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken für Kohlekraftwerke

In diesem Kapitel werden Techniken beschrieben, die zusätzlich zu den oben genannten „Co-Benefit“-Techniken spezifisch zur Quecksilberminderung eingesetzt werden. Zu jeder der Techniken erfolgt analog der Vorgehensweise in den BVT-Merkblättern der Europäischen Union eine Beschreibung, die Nennung der verbundenen Umweltleistungen, eventuellen Anwendungsbeschränkungen, ggf. auftretende medienübergreifende Effekte sowie Angaben zu den Investitions-, Betriebs- und Wartungskosten. Diese wurden der Literatur entnommen und bei Anbietern von Minderungstechniken oder Zusatzstoffen recherchiert.

Die verfügbaren Daten sind in den verschiedenen Quellen uneinheitlich dargestellt. Um eine bessere Vergleichbarkeit zu erreichen, wurden aus den vorliegenden Daten die Kosten derart umgerechnet, dass sie sich auf Stromgestehungskosten²² (Cent/kWh) beziehen. Darüber hinaus wurde der prozentuale Anteil der Zusatzkosten an den Stromgestehungskosten ermittelt.

3.1.2.1 Grundlagen der Kostenberechnung

Es wurden mittlere jährliche Laufzeiten von 4.500 Volllaststunden für Steinkohlekraftwerke und 7.500 Volllaststunden für Braunkohlekraftwerke angenommen. [Öko-Institut 2014a]

Weiterhin wurde für Steinkohlekraftwerke von einer Spanne für Fix- und Kapitalkosten von 130 bis 180 €/kW_{el.} ausgegangen. [Öko-Institut 2014b] Anhand der Volllastbetriebsstunden für Steinkohlekraftwerke wurde eine Kostenspanne von 2,9 bis 4,0 Cent/kWh errechnet. Die Brennstoffkosten werden für Steinkohle mit 3,9 €/GJ bzw. 1,4 Cent/kWh angegeben. [EU 2015] Durchschnittlich ergeben sich daraus Stromgestehungskosten für Steinkohlekraftwerke von etwa 4,8 Cent/kWh.

Vergleichbare Berechnungen bei Braunkohlekraftwerken basieren auf Fix- und Kapitalkosten für den Tagebau von 180 bis 230 € [Öko-Institut 2014b], Brennstoffkosten von 1,7 €/GJ bzw. 0,6 Cent/kWh. [EU 2015] Daraus ergeben sich Stromgestehungskosten von etwa 3,3 Cent/kWh.

Die Kostenangaben gelten für Bestandskraftwerke, die noch abgeschrieben werden. Für alte Kraftwerke – die bereits abgeschrieben sind – können sich geringere Stromgestehungskosten ergeben. Allerdings weisen ältere Kraftwerke in der Regel auch geringere Kapazitäten und niedrigere Wirkungsgrade auf, was sich wiederum negativ auf die Stromgestehungskosten auswirkt.

Wenn nicht im Folgenden ausdrücklich anders dargestellt, wird bei den Kostenrechnungen von einer mit Kohle gefeuerten Erzeugungseinheit ausgegangen, die 500 MW elektrische Leistung aufweist. Für die Abschreibung von Investitionskosten, z. B. für die Installation von Lagerungs-, Leitungs- und Steuerungsanlagen, wird – wenn nicht anders genannt – mit einer Abschreibungszeit von 10 Jahren gerechnet.

²² Bei Stromgestehungskosten handelt es sich um Kosten, die für die Energieumwandlung eines Energieträgers, z. B. Kohle oder Gas, in elektrischen Strom erforderlich sind. Die Stromgestehungskosten ergeben sich aus den Kapitalkosten inklusive der angestrebten Kapitalverzinsung über den Betriebszeitraum, und den Betriebskosten einschließlich Brennstoffkosten.

3.1.2.2 Sorbenteneindüsung vor trockenen Staubabscheidern

Zur Quecksilberabscheidung wird ein Sorbens (i. d. R. Aktivkohle²³ oder Herdofenkoks) in den Rauchgaskanal vor einem trockenen Staubabscheider eingedüst (Gewebe- oder Elektrofilter). Das Verfahren wird auch als Flugstromsorption bezeichnet. Erfolgt die Abscheidung mit einem Gewebefilter, wirkt die darauf aufgebaute Schicht abgeschiedener Sorbentien als zusätzliche Filterschicht. [Meier et al. 2015] [Sjostrom 2015] In Anlagen in den USA wurden zusätzlich zur bestehenden Staubreinigung Gewebefilter zur spezifischen Quecksilberabscheidung durch Sorbenseindüsung nachgerüstet; dies wird in den USA als „TOXECON®-Verfahren“ bezeichnet. [MacMahon 2007]

Ein Hersteller aus den USA berichtet von aktivkohlefreien Sorbentien, die in den Rauchgasstrom vor einer trockenen Rauchgasreinigung dosiert werden. Durch deren Anwendung können die amerikanischen Grenzwerte (gemäß MATS-Rule) eingehalten werden, d. h. es werden Quecksilberemissionen unter 1 µg/m³ erreicht. [Smokey 2012] Ein Hersteller dotiert Bentonite²⁴ mit einer sehr hohen spezifischen Oberfläche mit Metallsulfiden (z. B. Amended Silicates™). [Novinda 2013] [Novinda 2014]

Bei üblicherweise auftretenden Gastemperaturen von 120 bis 160°C ist die Adsorptionsfähigkeit für metallisches Quecksilber an reiner, d. h. undotierter, Aktivkohle relativ gering. [Fuchs et al. 2014]

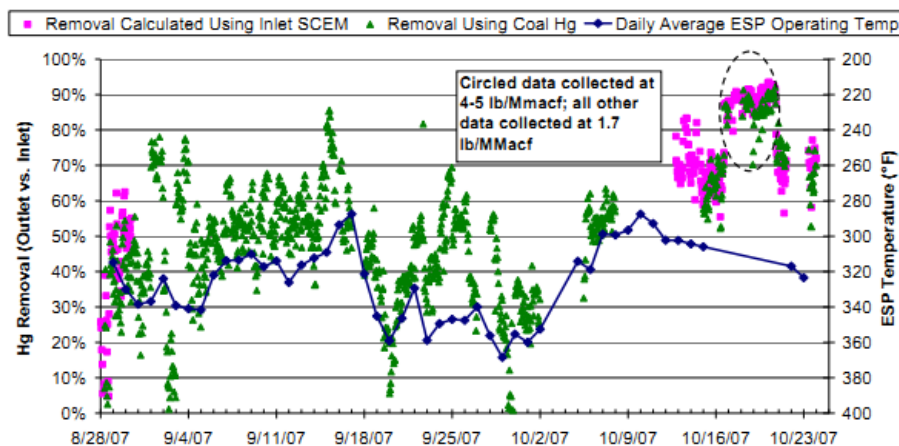
Der bei weitem wichtigste Faktor, der den Abscheidegrad des Quecksilbers wesentlich beeinflusst, ist die Konzentration an den Halogeniden Chlor, Brom und Iod, die mit der Kohle in das Rauchgas eingetragen werden und Quecksilber oxidieren. Iod ist dabei der stärkste Ligand²⁵, gefolgt von Brom und Chlor [Bittig et al. 2015]. Weitere wichtige Einflussfaktoren sind Art und Menge des eingesetzten Sorbens, Temperatur, SO₃-Konzentration und die Wirksamkeit der Staubabscheidertechnik. [Pavlish et al. 2003] [Srivastava et al. 2006] [Martin 2009] [Chang et al. 2010] [van Dijen 2015] [Bittig 2011]

Abbildung 24 zeigt Abscheideraten von Quecksilber in Abhängigkeit von der Temperatur an einem Elektrofilter. Die Messung erfolgte in einem (anonymisierten) Steinkohlekraftwerk in den USA, in dem Aktivkohle vor einem Elektrofilter eingedüst wird. Auf der rechten Seite der Grafik ist die Temperatur mit nach oben sinkenden (Fahrenheit-)Werten skaliert.

²³ Aktivkohle ist ein Kohlenstoffkörper mit einer inneren Oberfläche von mindestens 500 m²/g; Stoffe mit einer geringen Oberfläche werden Aktivkoks genannt. [Fuchs et al. 2014]

²⁴ Bentonite sind tonhaltige Gesteine, die durch die Verwitterung von Vulkanaschen entstanden sind.

²⁵ Mit Ligand (lateinisch ligare = binden) wird in der Komplexchemie ein Atom oder Molekül bezeichnet, welches über eine koordinative Bindung an ein zentrales Metall-Ion binden kann.



[Chang et al. 2010]

ESP = Elektrofilter, 300°F = 149°C, 240°C = 116°C; 1 lb/MMacf = 16 mg/m³

Abbildung 24: Quecksilberabscheiderate bei Eindüsung von Aktivkohle vor einem Elektrofilter bei einem Steinkohlekraftwerk in den USA in Abhängigkeit von der Temperatur

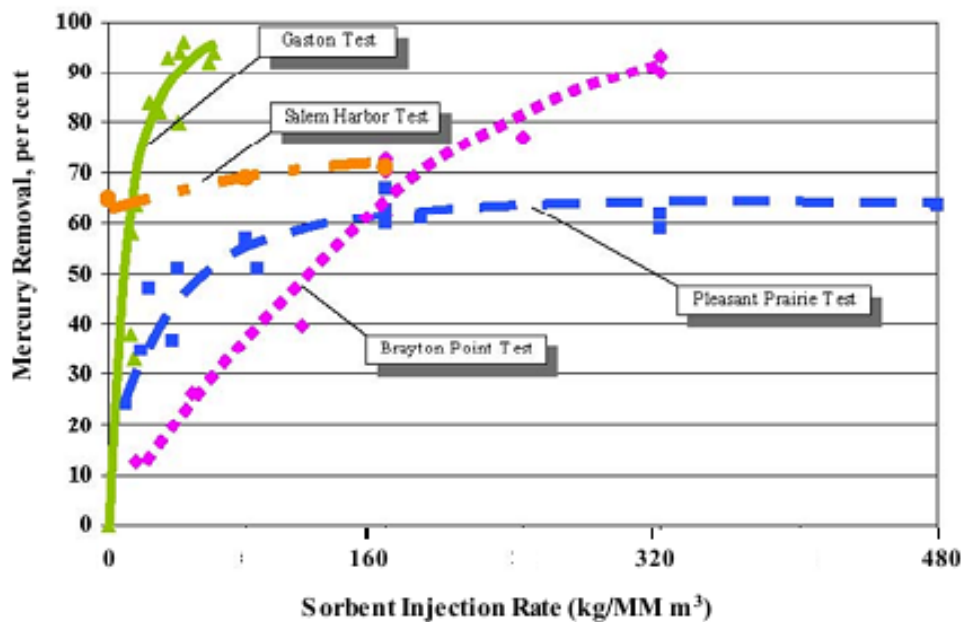
Wird ein trockenes Rauchgasreinigungsverfahren mit Gewebefilter betrieben, erfolgt die Eindüsung von Aktivkohle häufig simultan mit weiteren Sorbentien, insbesondere zur Abscheidung von sauren Luftschadstoffen, z. B. Calciumhydroxid. Etwa 20 % des Quecksilbers wird in der Flugstromphase abgeschieden, rund 80 % in der Sorbensschicht, die sich auf dem Gewebefilter ausbildet. [VDI 3927-2 2015]

Von wesentlicher Bedeutung für das Verfahren ist eine gute Durchmischung von Gas und Sorbens in der Flugstromstrecke, wobei die Zugabe des Sorbens in der Regel mehrstufig durch über den Kanalquerschnitt verteilte Düsen erfolgt.

Im Bereich der Kohleverbrennung kommt das Verfahren insbesondere dort zum Einsatz, wo keine Nasswäscher zur Reinigung saurer Rauchgasbestandteile installiert sind. In den USA wird die Technik in mehr als 100 großtechnischen Anlagen angewendet. [Amar et al. 2010] [EPA 2012]

Abbildung 25 zeigt Ergebnisse von Untersuchungen aus den USA zur Abscheideleistung von unbehandelter Aktivkohle beim Einsatz in vier Kohlekraftwerken. [Feeley et al. 2009] Es wird deutlich, dass die Abscheideleistung von der Art der Kohle, dem Chlorgehalt und der Art der eingesetzten Rauchgasreinigungskomponenten abhängig ist.

Beim Test im US-Kraftwerk Pleasant Prairie in Wisconsin (blaue Kurve) ist zunächst mit zunehmender Menge eingedüster Aktivkohle ein deutlicher Anstieg der Abscheideleistung zu erkennen. Die Kurve flacht aber im Bereich von 65 % ab. Die Anlage wird mit einem Niedrigtemperatur-Elektrofilter betrieben, d. h. es befindet sich davor eine Quenche zur Temperaturabsenkung.



Sorbent Injection Rate = Sorbenddosiermenge, MM = Million [Feeley et al. 2009]

Abbildung 25 Quecksilberabscheideraten bei Aktivkohlezugabe vor einem trockenen Staubabscheider in vier US-Kohlekraftwerken

Zum Einsatz kam Glanzbraunkohle mit niedrigem Chlor- und Schwefelgehalt sowie einem hohen Kalziumgehalt. Insbesondere aufgrund niedriger Chlorgehalte erfolgt im Rauchgas nur eine geringe Oxidation von Quecksilber zu Hg^{2+} , das besser durch Adsorption auf der Aktivkohle und im Elektrofilter abgeschieden werden kann.

Neben geringen Chlorgehalten können auch hohe Gehalte an Natrium und Kalzium in der Kohle zu niedrigeren Abscheideraten führen, denn aufgrund der hohen Gehalte dieser Stoffe in der Flugasche können die Halogene neutralisiert und somit der Quecksilberoxidation entzogen werden.

Ein ganz anderes Bild zeigen die Ergebnisse des Tests beim Kohlekraftwerk Gaston in Alabama (grüne Kurve). Diese Anlage verbrannte schwefelarme Steinkohle. Als erste Stufe der Staubabscheidung diente ein Hochtemperatur-Elektrofilter. Die Aktivkohle wurde aufgrund der zu hohen Temperaturen vor dem Elektrofilter erst hinter dem Filter eingedüst und anschließend mit Hilfe eines Gewebefilters abgeschieden. Bei dieser Anlage konnten Abscheideraten von deutlich über 90 % bei Eindüsung relativ geringer Mengen an Aktivkohle erreicht werden.

Hohe Schwefeldioxidraten im Rauchgas stehen in Konkurrenz zur Quecksilberoxidation, da im heißen Rauchgasstrom SO_2 zu SO_3 oxidiert wird. Eine Lösung für dieses Problem ist die Zugabe von Kalkderivaten oder Natriumbicarbonat zur Neutralisierung der Schwefelverbindungen. [Chang et al. 2010] [Sankey 2013]

Aufgrund der Nachteile unbehandelter Aktivkohlen im Hinblick auf die Quecksilberabscheidung bei der Verbrennung bestimmter Kohlearten, wurden behandelte, d. h. dotierte Aktivkohlen entwickelt. Zum Einsatz kommen sowohl bromierte [Nelson et al. 2004] als auch schwefel- oder schwefelsäuredotierte Aktivkohlen (siehe auch Kap. 3.1.2.2).

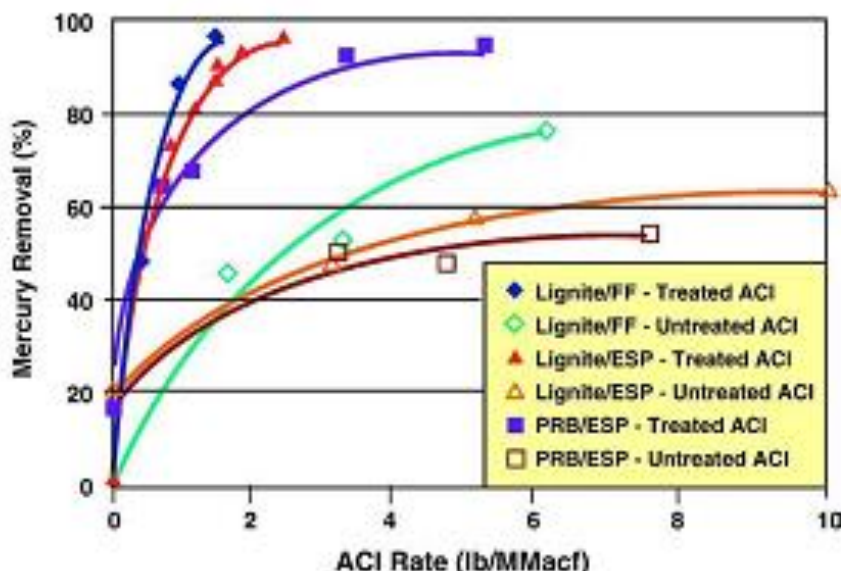
Insbesondere in den USA werden in Kohlekraftwerken vor allem bromierte Aktivkohlen eingesetzt. [Reisch 2015] Das im Rauchgas vorhandene Quecksilber wird zunächst nur physikalisch adsorbiert und hat dann ausreichend Zeit, im Porensystem der Aktivkohle mit der Brom- bzw. Schwefelverbindung zu reagieren. Rückreaktionen zu elementarem Quecksilber werden hierdurch unterbunden. [Esser-Schmittmann 2012] [Esser-Schmittmann 2014a] [Fuchs et al. 2014] [Miller 2015]

Im Vergleich zu unbehandelter Aktivkohle weisen dotierte Aktivkohlen folgende Vorteile auf:

- Der Einsatzbereich wird auf „schwierige“ Kohlesorten, wie z. B. niedrig chlorierte Kohlen erweitert, da mit dotierten Aktivkohlen auch elementares Quecksilber abgeschieden werden kann.
- Da durch die höheren Abscheideraten im Vergleich zu unbehandelter Aktivkohle auch anspruchsvolle Grenzwerte eingehalten werden können, kann ein zusätzlicher Gewebefilter im Nachgang zu einem Elektrofilter in der Regel vermieden werden.
- Es kann mit deutlich geringeren Eindüsungsraten gearbeitet werden, wodurch auch eine Verringerung der Betriebskosten sowie eine Minderung der Kohlenstoffgehalte in den abgeschiedenen Filterstäuben erreicht werden kann.

[Nebergall 2015]

Abbildung 26 zeigt die Wirkung von bromdotierten Aktivkohlen bei der Verbrennung von Braunkohle in sechs Kraftwerken. [Feeley et al. 2009] Es wird deutlich, dass mit der dotierten Aktivkohle wesentlich höhere Abscheideraten bei gleichzeitig geringeren Dosiermengen erreicht werden können.



ACI Rate = Aktivkohledosiermenge; 1 lb/MMacf = 16 mg/m³

[Feeley et al. 2009]

Lignite = Braunkohle, FF = Gewebefilter, ESP = Elektrofilter, PRB = schwefelarme, aschearme „subbituminöse“ Kohle der US-Region „Powder River Basin mit etwa 8.500 Btu/lb = 19,8 MJ/kg

Abbildung 26 Vergleich der Quecksilberminderungsraten von mit Brom behandelten und unbehandelten Aktivkohlen beim Einsatz in 6 US-Kraftwerken

Wird das Flugstromverfahren mit Aktivkohle für bereits entstaubtes Abgas eingesetzt, z. B. hinter einem Elektrofilter (*TOXECON®-Verfahren*) [MacMahon 2007], lassen sich sehr hohe Abscheideraten mit Emissionskonzentrationen deutlich unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erzielen. Nahezu staubfreies Abgas wird mit Aktivkohle beimpft und auf dem Gewebefilter eine hochwirksame Filterschicht erzeugt. [Esser-Schmittmann 2014a]

Wird reine Aktivkohle eingedüst, besteht ein potentielles Brand- und Explosionsrisiko. Entsprechend sind Maßnahmen zur Minimierung solcher Risiken zu ergreifen. Dazu gehören z. B. die Auswahl qualitativ hochwertiger Aktivkohlen, die Lagerung der Aktivkohlen unter Sauerstoffabschluss, die Vermeidung von niedrigen Abgasgeschwindigkeiten vor dem Filter oder die Vermeidung von größeren Staubablagerungen im Bereich der Trichter am Filter durch kontinuierlichen Austrag und Überwachung zu nennen. Eine Vermischung mit Inertmaterialien kann das Explosionsrisiko vermindern. [Sankey 2013] [Derenne et al. 2006]

Wenn eine bromdotierte Aktivkohle eingesetzt wird, sind ggf. zusätzliche Maßnahmen zum Korrosionsschutz zu treffen, wenn die Zugabe vor dem Luftvorwärmer erfolgt. [Dombrowski 2012] Die Korrosion ist von der Dosiermenge abhängig und bei Zugaben unter 25 ppm nicht signifikant. [Gadgil et al. 2015]

Korrosionsschutzmaßnahmen sollten vor allem bei Braunkohlekraftwerken mit niedriger Austrittstemperatur am Luftvorwärmer beachtet werden: Wenn sich die bromdotierte Aktivkohle am Ende des Wärmetauschers ablagert, kann es in den Kapillaren zur Unterschreitung des Taupunktes von Säuren kommen, die Korrosion verursachen können. Eine Korrosion kann durch emaillierte Oberflächen am Ende des Wärmetauschers oder durch regelmäßiges und kräftiges Rußblasen verhindert werden. [Miller et al. 2014a]

Durch die Eindüsung von Aktivkohle erhöht sich der Gehalt an partikelgebundenem Quecksilber im Reingas. Dies ist bei der Emissionsüberwachung mit kontinuierlichen Messgeräten (engl. *CEMS*) zu beachten, da diese kein partikelgebundenes Quecksilber erfassen können, sondern nur gasförmiges Quecksilber in oxidiert und elementarer Form. [Miller et al. 2014b] In diesen Fällen sollte ein mittlerer Quecksilbergehalt im Staub durch Einzelmessungen bestimmt und Werte aus kontinuierlicher Messung entsprechend korrigiert werden.

Erzielter Umweltnutzen

Durch den Einsatz von Aktivkohle oder anderen quecksilberadsorbierenden Sorbentien vor einer trockenen Staubfilterung lassen sich, insbesondere beim Einsatz von Gewebefiltern, Quecksilberabscheideraten über 90 % und Abgaskonzentrationen unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichen.

Medienübergreifende Aspekte

Die Eindüsung von Herdofenkoks (HOK®) bzw. Aktivkohle verursacht eine Erhöhung der Filterstaubmenge in der Größenordnung von 2-5 %. [EPA 2005]

Mit Hilfe von HOK® oder Aktivkohle lassen sich gleichzeitig auch organische Schadstoffe, wie z. B. polychlorierte Dioxine und Furane, aus dem Rauchgasstrom abscheiden.

Untersuchungen an einem Kohlekraftwerk, bei dem bromierte Aktivkohle zur Quecksilberminderung vor einem Elektrofilter eingedüst wurde, ergaben, dass die Flugasche erhöhte Konzentrationen an PBDD/F bei Bromzugabe in den Brennstoff aufwies. Im Reingas konnten ebenfalls Konzentrationen dieser Schadstoffe nachgewiesen werden, allerdings in relativ geringer Konzentration. Anzumerken ist, dass derzeit keine Faktoren zur Berechnung von Toxizitätsäquivalenten für PBDD/F existieren. Werden die Faktoren für PCDD/F angewendet, lagen die Konzentrationen an PBDD/F im Reingas etwa eine Zehnerpotenz unterhalb des Grenzwertes der 13. BImSchV von 0,1 ng I-TEQ/m³. [Hudson et al. 2009]

Anwendungsbeschränkungen

Unbehandelte Aktivkohlen eignen sich nicht zur Quecksilberabscheidung bei der Verbrennung von Kohlen mit geringem Chlorgehalt. In diesem Fall eignen sich mit Brom vordotierte Aktivkohlen besser, da diese Quecksilber oxidieren können.

Für die Installation einer zusätzlichen Rauchgasreinigungsstufe können in bestehenden Anlagen Probleme aufgrund des erforderlichen zusätzlichen Platzbedarfs auftreten.

Bei Kraftwerken, deren Flugasche in Zementwerken verwertet wird, können Kohlenstoffanteile problematisch sein, die sich durch den Einsatz kohlenstoffhaltiger Adsorbentien einstellen, da sie sich u. U. negativ auf die Zementqualität auswirken können. Deshalb wurden in den vergangenen Jahren zementfreundliche Adsorbentien entwickelt. [Chang et al. 2010] [EPA 2005] [Amar et al. 2010]

Im Falle der Vermarktung der anfallenden Flugasche als Zementzuschlagstoff kann eine nicht-spezial zementfreundliche Aktivkohle negative Auswirkungen auf die im Zement eingesetzten Porenbildner haben. Zementfreundliche Aktivkohlen, auch besonders temperaturbeständige bromierte Aktivkohlen, wurden speziell zur Vermeidung dieses Effektes entwickelt. Sie werden auch zur Quecksilberminderung in Zementanlagen eingesetzt. [Albemarle 2015]

Ökonomische Aspekte

Die Betriebskosten der Eindüsung von Additiven richten sich nach der Art und Menge der eingesetzten Sorbentien. Der Preis von Herdofenkoks liegt bei ca. 300 €/t. Schwach schwefelsäure-dotierte Aktivkohle (5 %) kostet ca. 400 €/t, hoch schwefelsäure-dotierte Aktivkohle liegt bei ca. 2.000 €/t. [Esser-Schmittmann 2014a] Für die Kosten bromierter Aktivkohle wird in Deutschland ein Preis von ca. 1.500 bis 3.000 €/t genannt. [Esser-Schmittmann 2014b] [Cabot Corporation 2015] [Albemarle 2015] Aus den USA wird je nach Qualität eine Spanne von 1.300 bis 2.200 €/t berichtet. [Miller 2015] [Chang et al. 2010]

Die Angaben in der Literatur zu den Kosten der Sorbentieneindüsung vor einem Staubascheider bei Kohlekraftwerken variieren erheblich.

Für ein Braunkohlekraftwerk mit einer Feuerungswärmeleistung von 1.000 MW liegen die Kosten beim Bedarf an schwach mit Schwefelsäure imprägnierter Aktivkohle von ca. 30 mg/m³ Abgas bei max. 400.000 € Jahresbetriebskosten einschließlich Abschreibung. [Esser-Schmittmann 2014a] Der Strompreis erhöht

sich hierdurch um ca. 0,005 Cent/kWh (Braunkohle). Entsprechend ergeben sich Anteile von weniger als 0,2 % an den Stromgestehungskosten.

Nach anderen Angaben liegen die Kosten beim Einsatz von schwefeldotierten Aktivkohlen (400 €/t schwefeldotierte Aktivkohle, Eindüsungsrate 100 mg/Nm³) im Bereich von 0,019 Cent/kWh für ein Steinkohlekraftwerk und für ein Braunkohlekraftwerk 0,018 Cent/kWh. [Lhoist 2015] Dies ergibt einen Anteil an den Stromgestehungskosten von 0,4 % (Steinkohle) bzw. 0,5 % (Braunkohle). Bei diesen Kostenberechnungen wurde auch die Entsorgung der zusätzlich anfallenden Filterstaubmengen berücksichtigt. Es wurde davon ausgegangen, dass pro Tonne zusätzlich zu entsorgendem Filterstaub Kosten von 100,- € anfallen.

Die Berechnungen im vorangegangenen Absatz beziehen sich auf ein Kraftwerk mit einer Leistung von 500 MW_{el}. Anlagen in NRW mit trockenen Rauchgasreinigungsverfahren ohne Wäscher (z. B. Gewebefilter oder E-Filter mit vorangehender Zugabe von Kalkhydrat) sind meist auf eine deutlich geringere Leistung im Bereich von 100 MW_{el} oder weniger ausgelegt. Da mit sinkender Anlagengröße der Aufwand für die Installation der Lagerungs- und Eindüstechnik nicht proportional sinkt, ist hier mit höheren spezifischen Kosten zu rechnen. Wird beispielsweise für ein Kraftwerk mit einer Leistung von 100 MW_{el} pauschal angenommen, dass der Investitionsaufwand für die Lagerung und Eindüstechnik um 50 % gegenüber einem Kraftwerk mit 500 MW_{el} sinkt, ergeben sich bei ansonsten bleibenden Annahmen für Sorbentienverbrauch und -preis Kosten von 0,026 Cent/kWh für ein Steinkohlekraftwerk und 0,022 Cent/kWh für ein Braunkohlekraftwerk. Auch in dieser Kalkulation sind die Entsorgungskosten für zusätzlich anfallende Filterstäube bereits berücksichtigt.

Für den Einsatz von bromierten Aktivkohlen werden jährliche Kosten von umgerechnet ca. 2,3 Mio. € genannt. [GORE 2015a] Dies ergibt eine Strompreiserhöhung von ca. 0,06 Cent/kWh (Braunkohle) bzw. 0,1 Cent/kWh (Steinkohle). Der Anteil an den Stromgestehungskosten liegt im Bereich von 2 %.

Nach anderen Angaben lassen sich die Kosten bei der Zugabe von bromierter Aktivkohle bei Stein- und Braunkohle mit 0,07 Cent/kWh berechnen (Eindüsrate 100 mg/Nm³ Abgas, Kosten für bromierte Aktivkohle: 2.250 €/t; Investitionskosten: 1 Mio. € für die Installation von Lagersilos, Eindüungs- und Transporttechnik, Entsorgungskosten zusätzlich anfallende Filterstäube: 100 €/t etc.). [DrySoTec 2015] [Cabot Corporation 2015] [Albemarle 2015] Die Anteile an den Stromgestehungskosten liegen damit im Bereich von 1,5 % (Steinkohle) bzw. 2,2 % (Braunkohle).

Die Berechnungen im vorangegangenen Absatz beziehen sich auf ein Kraftwerk mit einer Leistung von 500 MW_{el}. Wird, wie oben bereits für den Einsatz von schwefeldotierter Aktivkohle, dieselbe Rechnung für bromierte Aktivkohle für ein 100 MW_{el} Kraftwerk durchgeführt, ergeben sich bei ansonsten gleichbleibenden Annahmen für Sorbentienverbrauch und -preis sowie Entsorgungskosten für zusätzlich anfallende Filterstäube Kosten von 0,082 Cent/kWh für ein Steinkohlekraftwerk und 0,077 Cent/kWh für ein Braunkohlekraftwerk.

Nach den Angaben im Entwurf des LCP BREF, Stand Mai 2015 ergeben sich jährliche Betriebskosten bei Anwendung einer Eindüsung von nicht dotierter Aktivkohle von 640.000 €/a. Hinzu kommen Investitionskosten von 0,5 bis 1,5 Mio. €/a für das Eindüsungssystem. Für eine solche Anlage werden Zu-

satzkosten von umgerechnet 0,11 Cent/kWh einschließlich Überwachung genannt. Der Anteil an den Stromgestehungskosten liegt somit zwischen 2,3 % (Steinkohle) und 3,3 % (Braunkohle). [BREF LCP Draft 2015] (S. 446)

Durch den Einsatz von dotierten Aktivkohlen lassen die jährlichen Betriebskosten verringern. [BREF LCP Draft 2015]

Gründe für die Anwendung

Die Technik dient zur Erhöhung der Abscheideraten von Quecksilber aus dem Rauchgasstrom. Beim Einsatz von dotierten Aktivkohlen entfällt ggf. die Notwendigkeit zum Einbau eines zusätzlichen Staubfilters.

Referenzanlagen

In den USA wird bei einem Großteil der Kohlefeuerungsanlagen bereits jetzt insbesondere bromierte Aktivkohle vor einem trockenen Staubfilter eingedüst um die amerikanischen Grenzwerte (gemäß MATS-Rule) einzuhalten. Eine Liste der Anlagen, die mit speziellen Quecksilberminderungstechniken arbeiten und die amerikanischen Grenzwerte einhalten, ist auf der Homepage der US-EPA veröffentlicht. [EPA 2012]

Mit Hilfe von zementfreundlichen Sorbentien (z. B. Amended Silicates™) konnten bei Versuchen an amerikanischen Kohlekraftwerken die PRB-Kohle²⁶ verbrennen, Emissionskonzentrationen am Schornstein erreicht werden, die deutlich unter 1 µg/m³ lagen. Die Versuche wurden sowohl an einem Kraftwerk durchgeführt, das die Sorbenseindüsung vor einem Gewebefilter durchführt, als auch an einem Kraftwerk, bei dem das Sorbens vor einem E-Filter eingedüst wird. [Butz et al. 2012] [Butz 2012] [Ghorishi 2015] [Novinda 2013]

3.1.2.3 Abtrennung im Wäscher unter Verhinderung von Re-Emissionen

In einem Nasswäscher können oxidierte Quecksilberverbindungen $\text{Hg}^{2+}_{\text{aq}}$ aus dem Abgas abgeschieden, in die Abwasserreinigung geleitet und dort als Schlamm abgetrennt werden. [Blythe 2015]

Re-Emission im Wäscher

Oxidierte Quecksilberverbindungen können in der Waschsuspension wieder zu metallischem, d. h. elementarem Quecksilber Hg^0 reduziert werden. Metallisches Quecksilber ist, wie zuvor beschrieben, schlecht wasserlöslich. Es kann infolgedessen im Wäscherkreislauf ausgestrippt und über die Abgase freigesetzt werden. Dieser Vorgang wird als Re-Emission bezeichnet. [VDI 3927-2 2015] [Keiser et al. 2014] [Miller et al. 2014b] [VDI 3927-2 2015] [Keiser et al 2014] [Riethmann 2013]

Das Reduktionsmittel für die unerwünschte Bildung von Hg^0 oder Hg^+ aus $\text{Hg}^{2+}_{\text{aq}}$ ist vermutlich vierwertiger Schwefel (gelöstes SO_2 , HSO_3^- bzw. SO_3^{2-}). Zur Reduzierung von $(\text{Hg}^{2+}_{\text{aq}})$ tragen Inhibitoren der Sulfidoxidation wie z. B. Thiosulfat und Iodid sowie Schwefel-Stickstoff-Verbindungen bei, speziell HADS (HydroxylaminO-sulfonsäure). [VDI 3927-2 2015]

²⁶ Powder River Basin (PRB)-Kohle ist eine Glanzbraunkohle aus dem Westen der USA (Montana, Wyoming)

Die Vorgänge zur Re-Emission von Quecksilber sind noch nicht genau untersucht und verstanden. [Sankey 2013] [Bittig 2011] [Bittig et al. 2015] Neben den oben beschriebenen Vorgängen lassen sich folgende Effekte benennen:

- Die Bildung von Persulfaten oder Peroxymonosulfaten tragen zu Hg-Re-Emissionen bei
- Bei pH-Werten kleiner 6 dominieren Bisulfite, was geringere Hg-Re-Emissionen zur Folge hat
- Hohe Halogenidkonzentrationen (> 10.000 ppm) tragen zu einer Verminderung der Hg-Re-Emissionen bei
- Bei Redoxpotentialen kleiner 250 mV erhöht sich die an Feststoffe gebundene Quecksilbermenge, die Folge sind verringerte Hg-Re-Emissionen
- Bei einem Redoxpotential < 0 mV oder bei schwankenden Redoxpotentialen sind erhöhte Hg-Re-Emissionen zu beobachten
- Mit steigenden Temperaturen steigt die Re-Emission exponentiell [EEA 2008] [Keiser et al. 2014] [Miller et al. 2014b] [Miller et al. 2007] [Schütze 2015]

Ein DeNO_x-Katalysator im heißen Abgasstrom kann aufgrund der Oxidation von Quecksilber zu einer Erhöhung der Re-Emissionen beitragen. [Dombrowski 2008] Die Oxidation von Quecksilber durch Zugabe von Bromidverbindungen in den Brennstoff kann ebenfalls zu einer Erhöhung der Re-Emissionsrate führen. [Chang et al. 2010]

Da Braunkohlekraftwerke in der REA höhere Temperaturen aufweisen als Steinkohlekraftwerke, ist die Re-Emission von Quecksilber in Braunkohlekraftwerken generell höher als bei solchen, die mit Steinkohle betrieben werden.

Erhöhte Re-Emissionen können beim Wiederaufstart nach Kraftwerksstillständen auftreten. Bei Stillständen wird der Sumpf der REA gerührt. Dabei kann Quecksilber im Waschwasser reduziert werden und wieder in die Gasphase übertreten. Beim Wiederaufstart wird das Quecksilber dann über den Schornstein freigesetzt. [NET GmbH 2015b]

Für ein Steinkohlekraftwerk wurde bei einer Hg-Konzentration von 1 mg/l im Wäschersumpf eine dort enthaltene Quecksilbermenge von ca. 4 kg ermittelt. Unter der Annahme, dass eine Verschiebung der Gleichgewichtslage von 5 % erfolgt, errechnete sich für dieses Kraftwerk eine Änderung der Quecksilberkonzentration im Reingas von $+ 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Das Beispiel veranschaulicht die Erforderlichkeit einer festen Bindung des Quecksilbers im Wäschersumpf. [Riethmann 2013]

Re-Emissionen können zu einer Zunahme des Hg⁰ im Reingas von bis zu $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen. [Riethmann 2013] Neben der Re-Emission aus dem Wäscher wurde auch vermutet, dass Quecksilber aus dem Rohgas auf den Flächen des rotierenden Gas-Gas-Wärmetauscher (LuVo) anhaften könnte und eine Erhöhung der Quecksilberemission auf der Reingasseite bewirken könnte. [Lauer et al. 2012]

Zur Verminderung der Re-Emission von Quecksilber aus Nasswäschern und Erzielung niedriger Emissionswerte stehen zwei Techniken zur Verfügung.

Verminderung von Re-Emission durch Aktivkohle im Wäscherkreislauf

Dem Waschwasser kann Aktivkohle zugesetzt werden. Dabei kann sowohl reine Aktivkohle als auch – zur verbesserten Abscheidung – speziell präparierte (z. B. bromierte) Aktivkohle eingesetzt werden. Aktivkohle adsorbiert bzw. absorbiert insbesondere in oxidiert Form vorliegendes Quecksilber. Die zugegebene Aktivkohle kann anschließend in der Abwasserbehandlung abgetrennt werden. [Marsan 2013] [Andritz 2013] [Gruber-Waltl et al. 2011]

STEAG Energy Services LLC (North Carolina, USA), die der deutschen STEAG GmbH unterstellt ist, hat das System nach einem STEAG-Test in einem deutschen Kraftwerk an mehreren US-Kohlekraftwerken errichtet (Betreiber wurden nicht genannt). [Ahrens 2011] [Ahrens 2014a] [BezRegAB 2015] [Lauer et al. 2012] [Riethmann 2013] [STEAG 2015]

STEAG und Evonik haben in den USA mehrere Patente auf die Aktivkohlezugabe im Wäscher angemeldet. [Bruggendick 1995] [Winkler et al. 1998] [Winkler et al. 2000] [Winkler 2010] Im Rahmen der Konsultation zur EU-Quecksilberstrategie berichtete STEAG im Jahr 2005, dass die Aktivkohlezugabe im Nasswäscher lediglich 10 % der Sorbensmenge gegenüber einer trockenen Abscheidung von Aktivkohle im Gewebefilter benötige. [EU Hg Annex 2005]

Eine Untersuchung in den USA zeigte, dass durch alleinige Zugabe von bromierter Aktivkohle in den Wäscher die Quecksilberemissionen zwar erheblich gesenkt werden konnten, die amerikanischen Grenzwerte gemäß MATS-Rules bei einem Steinkohlekraftwerk aber nicht eingehalten werden konnten. [Miller et al. 2014b] STEAG dagegen berichtete 2013 von der erfolgreichen Unterschreitung des US-Grenzwertes durch Aktivkohlezugabe im Wäscher an sieben US-Kraftwerken, wobei teilweise bromierte Aktivkohle zum Einsatz kam. [Marsan 2013] Die Internetpräsentation der US-STEAG Energy Services nannte die Sorbenszugabe im Wäscher unter der Überschrift „Hg-Capture in Wet FGD“ als eine – gegenüber der trockenen Aktivkohlesorption – besonders günstige Quecksilberminderungstechnik. [STEAG-US 2015a]

Verminderung von Re-Emission durch Fällungsmittel im Wäscherkreislauf

Eine weitere Möglichkeit zur Verhinderung der Re-Emission stellt die Verwendung von Fällungsmitteln dar. In Deutschland werden häufig Schwefelverbindungen eingesetzt. Hier sind insbesondere Organosulfide zu nennen.

Weit verbreitet sind die Organosulfide Trimercapto-s-triazin-trinatriumsalz (TMT) und Natrium-Dimethyldithiocarbamat (DMDTC). [LFW 2005] In Deutschland wird TMT von der Evonik Industries AG hergestellt und über ein autorisiertes Händlernetz unter dem Namen TMT 15[®] vertrieben. [LFW 2005] [Evonik 2013] In den USA kommt TMT 15[®] dagegen weniger zum Einsatz. [Sanderson et al. 2008]

DMDTC weist ein hohes aquatisches Toxizitätspotential auf. Die aquatische Toxizität von TMT 15[®] ist ca. ein Tausendstel niedriger als die von DMDTC. Überschüsse sollten vor der Abwassereinleitung mit Eisen (II) salzen eliminiert werden. [VDI 3927-2 2015]

Die Firma NET GmbH bietet ein Fällungsmittel auf der Basis von anorganischen Schwefelpolymeren mit der Bezeichnung NETfloc SMF-1™ an. Bei der Reaktion mit Quecksilberverbindungen im Waschwasser entsteht ungiftiges Quecksilbersulfid (HgS), das aufgrund seiner Schwerlöslichkeit in der Abwasserbehandlung abgeschieden werden kann. [NET GmbH 2015a]

Ein weiterer Anbieter bietet ein anorganisches Polysulfid mit geringen Mengen an Bromzusätzen unter dem Markennamen PRAVO® an. [Vosteen et al. 2008]

Erzielter Umweltnutzen

Durch die Technik der Verringerung von Re-Emissionen im Wäscherkreislauf erfolgt eine verstärkte Abscheidung des Quecksilbers im Schlamm des Wäschers durch die Bindung von oxidiertem Quecksilber an Aktivkohle bzw. durch die Bindung von Quecksilber mit Fällungsmitteln.

Verminderung von Re-Emission durch Aktivkohle im Wäscherkreislauf

STEAG nannte für den Einsatz von Aktivkohle im Wäscherkreislauf im Jahr 2005 erreichbare Minderungsraten von mehr als 90 %. [EU Hg Annex 2005] Auf seiner US-Internetpräsentation nannte STEAG bis April 2015 für die Aktivkohlezugabe im Wäscher unter der Überschrift „Hg-Capture in Wet FGD“ eine Quecksilberminderungsrate von mehr als 95 % sowie damit verbundene Emissionswerte unter 1 µg/m³ („greater than 95 % or 0.5 lb/TBtu“).²⁷ [Teibert 2015] [STEAG-US 2015a]

Im Jahr 2012 berichtete STEAG auf einer US-Konferenz von Versuchen am Kraftwerk Herne in Nordrhein-Westfalen, bei denen Reingaswerte < 0,8 lb/TBtu (d. h. < 1,0 µg/m³) durch kombinierte Zugabe von Calciumbromid und Aktivkohle erreicht wurden (Rohgaswerte etwa 5-fach höherer). [Marsan et al. 2012] Auf einer weiteren US-Konferenz nannte STEAG Ergebnisse von sieben US-Kraftwerken, die nach Zugabe von (teilweise bromierter) Aktivkohle im Wäscherkreislauf den US-Grenzwert von 1,2 lb/TBtu unterschritten (ca. < 1,5 µg/m³). [Marsan 2013]

Verminderung von Re-Emission durch Fällungsmittel im Wäscherkreislauf

Versuche am Steinkohleblock 5 des Kraftwerks Staudinger mit dem Zusatz von verschiedenen Fällungsmitteln (TMT 15®, Metclear MR 2405™ und AMERS-EP™ MP 243) führten beim gleichzeitigen Einsatz eines speziellen Quecksilberoxidierenden Katalysators (siehe Kapitel 3.1.2.6 auf Seite 134) zu Konzentrationen im Reingas von 0,12 bis 1,7 µg/Nm³. Ohne Sorbenszugabe lag die Quecksilberkonzentration im Rohgas bei etwa 5-10 µg/Nm³ im Reingas und nach TRAC®-DeNOx-Katalysator, E-Filter und Wäscher bei 3-4 µg/Nm³. [RP Darmstadt 2013]

Medienübergreifende Aspekte

Verminderung von Re-Emission durch Aktivkohle im Wäscherkreislauf

Bei Verwendung bestimmter Additive, wie z. B. Aktivkohlen, besteht – wie oben bereits beschrieben – ein Einfluss auf die Gipsqualität.

²⁷ STEAG Energy Services LLC (USA): <http://www.steag.us/us-hg-capture-in-wet-fgd.html> (Hg-Info im Mai 2015 entfernt)

Feine Bestandteile der Aktivkohle werden in gewöhnlichen Hydrozyklonen zur Schlammabtrennung aus dem Wäscherwasser zusammen mit dem Gips ausge-
tragen. Dadurch erhöht sich der Quecksilbergehalt im Gips und das Produkt
erhält einen geringeren Weißegrad. Beides ist von der Gipsindustrie nicht er-
wünscht. [Demmich 2015]

Während die leichte Graufärbung bei Produkten wie Gipskartonplatten durch
die Überdeckung mit Pappe keine große Rolle spielt, wird bei der Erhöhung der
Quecksilberkonzentration im Gips befürchtet, dass es zu verstärkten Emissio-
nen bei der Gipsherstellung kommt und das Produkt in schlechten Ruf gerät.

Um eine Belastung des Gipses zu vermeiden, empfiehlt STEAG eine zweifache
Hydrozyklonbehandlung des Wäscherschlamms. [Murphy 2015] Speziell zur
Abtrennung quecksilberbelasteter Partikel wurde in den vergangenen Jahren
von der Firma Andritz AG ein spezieller Hydrozyklon (*Waschwasserzyklon*)
entwickelt und patentiert, mit dessen Hilfe die weitgehende Trennung kohlen-
stoffhaltiger Sorbentien vom Gips erreicht wird. [Kramer et al. 2013]

Die Trennung von Gips und Aktivkohlepartikeln erfolgt durch einen Waschw-
serstrom an der Zyklonwand, der verhindert, dass an der Zyklonwand die weni-
gen dort eingemischten feinen Sorbenspartikel mit den größeren Gipspartikeln
zusammen ausgetragen werden. Die kohlenstoffhaltigen Partikel können dann
entweder in den Wäscher zurückgeführt werden oder es kann eine direkte Ab-
leitung in die Abwasserreinigung erfolgen, wo die Partikel als Schlamm ausge-
tragen werden. [Andritz 2013] [Gruber-Waltl et al. 2011] Wenn die Rückführung
der Partikel in den Wäscher gewünscht wird, was zur stärkeren Nutzung der
Sorbentien sinnvoll ist, wird ein Eindicker benötigt. [Andritz 2015b]

Die Technik wurde im Rahmen von Pilotversuchen umfangreich erprobt. Für
das zweite Halbjahr 2015 ist der erste Einbau in einem Kohlekraftwerk geplant.
[Andritz 2015b]

Wenn bromierte Aktivkohle in den Wäscherkreislauf zugegeben wird, erhöht
sich die Bromkonzentration im Abwasser. [Miller et al. 2014b] Die Frage, ob
eine Gewässerbelastung entsteht, ist von der Dosierung abhängig sowie von
der Effizienz der Abwasserbehandlungsanlage. Bedenken von Seiten der Be-
hörden bezüglich Bromeinträgen ins Gewässer sind von den Anlagen, die be-
reits seit 10 Jahren Brom eindüsen (z. B. Sonderabfallverbrennungsanlagen),
nicht bekannt.

Verminderung von Re-Emission durch Fällungsmittel im Wäscherkreislauf

Eine Studie aus den USA berichtet, dass auch mit dem Einsatz von TMT 15® im
Wäscher die Quecksilberkonzentration im Gips gesenkt werden konnte. [Miller
et al. 2007] Beim Einsatz von Organosulfiden lässt sich eine Erhöhung des
Quecksilbergehalts im Gips wie beim Einsatz von Aktivkohle durch Einsatz des
oben beschriebenen Waschwasserzyklons verhindern. [Andritz 2015c]

Die Auswirkungen von Fällungsmitteln auf der Basis von anorganischen Schwe-
felpolymeren auf die Gipsproduktion wurden bislang nicht untersucht. [NET
GmbH 2015b]

Anwendungsbeschränkungen

Die Technik kann bei allen Anlagen, die Wäscher einsetzen, verwendet werden.

Ökonomische Aspekte

Verminderung von Re-Emission durch Aktivkohle im Wäscherkreislauf

Kostenberechnungen für die Zugabe von Aktivkohle in den Wäscher in Kombination mit einer Oxidierung von Quecksilber durch Bromzugabe in den Kessel ergaben folgende Ergebnisse: [Andritz 2015a]

Für ein 800 MW_{el} Steinkohlekraftwerk mit einem vorhandenen herkömmlichen Katalysator ergeben sich jährliche Kosten von ca. 410.000 €/a einschließlich Investitionskosten für das Einbringungssystem für Kalziumbromid, das Eindüsungssystem für die bromierte Aktivkohle, für den Umbau der Hydrozyklone zu Waschwasserzyklonen sowie die Installation eines Eindickers (Annahme: Abschreibungszeitraum von 10 Jahren). Damit errechnen sich Zusatzkosten von 0,011 Cent/kWh, was einem Anteil an den Stromgestehungskosten von ca. 0,23 % entspricht.

Für ein Braunkohlekraftwerk mit einer Leistung von 800 MW_{el} ohne Katalysator errechnen sich jährliche Kosten von ca. 1,1 Mio. €. Damit ergeben sich Zusatzkosten von ca. 0,019 Cent/kWh, was einem Anteil an den Stromgestehungskosten von ca. 0,56 % entspricht.

Die Firma Andritz rechnet mit Aktivkohlezugaben von ca. 2 kg/h. Dies entspricht bei einer Betriebszeit von 4.500 h/a einer Jahresmenge von 9 t. Um diese Menge würden sich auch die zu entsorgenden Schlammengen erhöhen. Die hierfür anfallenden Entsorgungskosten werden gegenüber den übrigen Kosten als vernachlässigbar betrachtet.

Die Firma STEAG nennt Investitionskosten für die Einrichtungen zur Lagerung und Dosierung von Aktivkohle in einen Wäscher eines Kraftwerkes mit einer Leistung von 500 MW_{el} von umgerechnet 0,9 bis 1,4 Mio. €. [STEAG-US 2015b] Es ergeben sich somit jährliche Abschreibungskosten von ca. 90.000 bis 140.000 € über einen Zeitraum von 10 Jahren. Diese Kosten liegen deutlich über der von Andritz veranschlagten Summe von 50.000 €/a für diesen Teilbereich. [Andritz 2015a]

Verminderung von Re-Emission durch Fällungsmittel Organosulfid TMT 15®

Für ein Braunkohlekraftwerk (FWL 500 MW_{el}), in dem TMT 15® zur Verhinderung von Re-Emissionen von Quecksilber eingesetzt wird, wird von jährlichen Kosten im Bereich von 400.000 € ausgegangen. [UBA 2015] Hieraus errechnen sich Zusatzkosten von ca. 0,01 Cent/kWh. Damit würden sich die Stromgestehungskosten für ein Braunkohlekraftwerk um 0,3 % erhöhen.

Verminderung von Re-Emission durch andere Fällungsmittel im Wäscher

Der Anbieter eines Fällungsmittels auf der Basis von anorganischen Schwefelpolymeren rechnet für Kohlekraftwerke mit jährlichen Kosten für das Fällungsmittel von ca. 8.000 €. Die Investitionskosten für die Dosierstation werden mit bis zu 100.000 € abgeschätzt. [NET GmbH 2015c] Bei einer angenommenen Abschreibungszeit von 10 Jahren ergeben sich somit jährliche Kosten von ca. 18.000 €.

Damit ergeben sich für ein Steinkohlekraftwerk Zusatzkosten im Bereich von 0,001 Cent/kWh, für ein Braunkohlekraftwerk 0,0005 Cent/kWh. Dies würde zu einer Erhöhung der Stromgestehungskosten von 0,01 bis 0,02 % führen.

Gründe für die Anwendung

Mit dieser Technik wird Quecksilber aus dem Wäscher entfernt und Re-Emissionen aus dem Waschwasser in das Rauchgas verringert. Bei einer wirksamen Abscheidung in der Abwasserreinigung werden die Gesamtemissionen an Quecksilber gesenkt.

Referenzanlagen

Verminderung von Re-Emission durch Aktivkohle im Wäscherkreislauf

Die Zugabe von Aktivkohle in den Wäscher wurde an einem Kraftwerk der STEAG in Herne – zusammen mit dem Einsatz von Calciumbromid – erprobt. [Ahrens 2011] [Riethmann 2013] In den USA hatte STEAG die Technik bis Mitte 2015 an vier Kraftwerken installiert [STEAG 2015]

Verminderung von Re-Emission durch Fällungsmittel im Wäscherkreislauf

In Deutschland wird der Einsatz von Organosulfiden zur Verbesserung der Quecksilberabscheidung aus dem Waschwasser an mehreren Kohlekraftwerken eingesetzt. Beispielsweise wurden verschiedene Organosulfide bei Versuchen im Block 5 des Kohlekraftwerks Staudinger in den Jahren 2011 und 2012 eingesetzt (TMT 15[®], Metclear MR 2405[™] und AMERSEP[™] MP 243). [RP Darmstadt 2013]

Weiterhin finden Versuche mit der Zugabe von Organosulfiden am Braunkohlekraftwerk in Lippendorf statt. [UBA 2015]

An einem Kohlekraftwerk mit einem Abgasvolumenstrom von ca. 1 Mio. Nm³ (Art der verfeuerten Kohle ist nicht bekannt) wurde ein Kurzversuch über 96 Stunden mit dem anorganischen Schwefelpolymer NETfloc SMF-1[™] durchgeführt. Die Quecksilberabscheidung in der REA konnte von 60 auf 70 % gesteigert werden. Aufgrund der Kürze des Versuchs sieht der Anbieter des Fällungsmittels noch erhebliches zusätzliches Hg-Minderungspotenzial, da bei Kurzanwendungen zunächst Anlagerungen im Wäschersystem gelöst werden. Einen längeren Versuch hat der Betreiber nicht ermöglicht [NET GmbH 2015b]

3.1.2.4 Einbau der Sorbent Polymer Catalyst Composite-Technik

Bei der Sorbent Polymer Catalyst Composite-Technik, kurz SPC, handelt es sich um ein von der Firma W. L. Gore & Associates, Inc. (GORE[®]) entwickeltes modulares System, bei dem Sorbentien in eine Textilmatrix eingebettet sind. Die Matrix ist hydrophob, so dass beispielsweise Schwefelsäure diese nicht durchdringen kann und außen abperlt. Dagegen können gasförmige Stoffe, wie z. B. elementares und oxidiertes Quecksilber die Matrix durchdringen und vom Sorbens sowohl chemisch als auch physikalisch gebunden werden.

Optisch kommt das System einem Wabenkatalysator nahe, d. h. das Abgas streicht an einer Matrix vorbei und nur gasförmige Bestandteile kommen beim Durchdringen der Membran mit den darin enthaltenen Sorbentien in Kontakt. Hierdurch sind die entstehenden Druckdifferenzen gering; sie liegen im Bereich von ca. 5 mbar. Quecksilber wird in die Matrix eingebunden. Wenn die Bela-

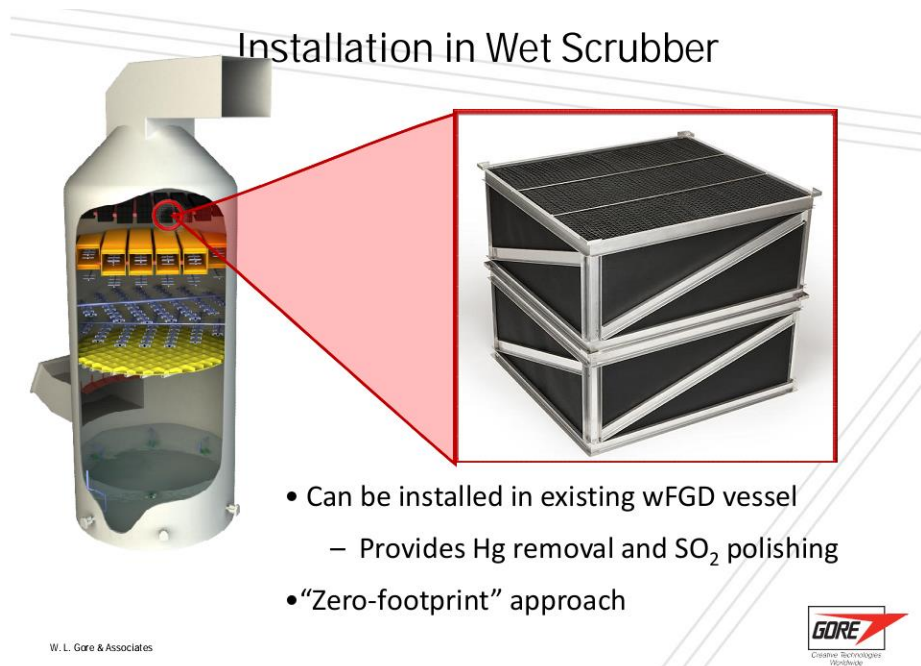
dungskapazität des Moduls erschöpft ist, muss es ausgetauscht werden.
[GORE 2015a]

Die Module können in sehr feuchten Abgasen eingesetzt werden. Die auf der Oberfläche gebildete Schwefelsäure tropft in den Wäscher zurück. Daher werden die Module bei bestehenden Wäschern i. d. R. im Bereich des Tröpfchenabscheiders oder alternativ zum Tröpfchenabscheider eingebaut.

Die Module werden mehrschichtig verbaut. Je nach zur erzielender Abscheideleistung werden in der Regel 4 bis 6 Module übereinander angeordnet. Der Einbau kann entweder in bestehende Nasswäschersysteme oder als Stand-alone-Technik erfolgen. Das System arbeitet ohne jegliche Betriebsmittel.

Betriebserfahrungen für das System im großtechnischen Einsatz liegen seit Mitte 2013 aus Kohlekraftwerken in den USA vor. Der Hersteller garantiert eine Lebensdauer von mindestens 3 Jahren. Bei Quecksilber-Konzentrationen im Abgas von unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt der Erwartungswert der Standzeit bei 10 Jahren und deutlich darüber hinaus. [GORE 2015b] [GORE 2015e]

Emissionsdaten liegen für einen Block des Kraftwerks Cayuga im Bundesstaat New York (USA) mit einer Leistung von $150 \text{ MW}_{\text{el}}$ vor, bei dem Sorbent-Polymer-Katalysator-Module (SPC-Module) in insgesamt 5 Lagen am Ende des bereits existierenden Wäschers eingebaut wurden. Das Kraftwerk weist keine SCR-Entstickung auf. Die Rauchgasreinigung besteht aus einem Elektrofilter und einem Wäscher. Der Betrieb dieser SPC-Technik startete im Oktober 2014.



[GORE 2015a]

Abbildung 27 Installation von SPC-Elementen im Bereich des Tröpfchenabscheiders eines Wäschers

Die Messungen zeigten bei Eingangskonzentrationen von Quecksilber im Bereich von $2\text{-}3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nach der dritten Schicht Konzentrationswerte unter $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dadurch kann der für das Kraftwerk geltende Quecksilbergrenzwert des Bundesstaates New York von $0,6 \text{ lb}/\text{TBtu}$ (entspricht ca. $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sicher eingehalten werden. [Kolde et al. 2015]

Weitere Emissionsmessungen liegen vom Steinkohlekraftwerk Conesville der American Electric Power (AEP) vor: Bei Quecksilber-Eingangskonzentrationen im Tagesmittel von 1 - 4 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ lagen die Emissionen nach einem 4-Lagen SPC-Modul sicher unterhalb von 0,5 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$. [Bell et al. 2016]

Erzielter Umweltnutzen

Durch das Verfahren lassen sich Quecksilberemissionminderungen von 50-65 % (3-Lagen-Modul), 60-75 % (4-Lagen-Modul) oder 70-85 % (5-Lagen-Modul) erreichen, so dass sich Rohgas-Quecksilberemissionen von bis zu 6 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ auf Konzentrationen unter 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ senken lassen. [Bell et al. 2016]

Medienübergreifende Aspekte

Beim Austausch der Module entsteht Abfall in Form von quecksilberbelastetem Fluorpolymergewebe. Derzeit ist eine Aufbereitung und Überführung des Quecksilbers in eine andere Form nicht geplant. Die gebrauchten Modulbestandteile sind daher, ggf. nach Demontage, ordnungsgemäß, z. B. in einer Untertagedeponie, zu entsorgen. Informationen zu Entsorgungskosten liegen nicht vor.

Bei mehreren Modullagen kann ein Druckverlust entstehen, der eine höhere Ventilatorleistung erforderlich macht. Dadurch erhöht sich der Eigenstromverbrauch des Kraftwerks. Bei einer Abgasgeschwindigkeit von 2,5 m/s liegt der Druckverlust pro Modul bei 25 Pa (125 Pa bei einem 5-Lagen-Modul); bei einer Abgasgeschwindigkeit von 3,66 m/s beträgt der Druckverlust pro Modul 50 Pa (250 Pa bei einem 5-Lagen-Modul). [Bell et al. 2016]

Anwendungsbeschränkungen

Es bestehen keine Anwendungsbeschränkungen. Die Technik kann sowohl in bereits existierenden Wäschern zugefügt oder als eigenständige Anlage installiert werden. Je nach Bauart des Wäschers kann das System im Austausch bestehender Tröpfchenabscheider oder als zusätzliche Ebene eingebaut werden, so dass Platzprobleme nicht zu erwarten sind. Der Einbau einer zusätzlichen Wäscherebene kann ggf. aufwendige Umbaumaßnahmen erforderlich machen. Grundsätzlich ist der Einsatz der Technik auch in einer Stand-alone-Anordnung denkbar (siehe Kap. 3.1.4.5)

Ökonomische Aspekte

Kostenberechnungen für ein Kohlekraftwerk mit einer Leistung von 500 MW_{el} ergaben die nachfolgenden Randbedingungen und Ergebnisse: [GORE 2015e]

Randbedingungen:

- Einbau in einen vorhandene Wäscher, Durchmesser 12-14 m
- Einbau korrosionsbeständiger Module
- Einbau eines neuen Tröpfchenabscheiders, um Platz für die Module zu schaffen
- Einbau eines Waschsystems
- säureresistente Beschichtung der Wäscherwände rund um die Module zuzüglich einem Meter unterhalb der Module

Fallbeispiel 1:

Minderung der Quecksilberemissionen um 80 % (von 5 µg/m³ auf 1 µg/m³)

Kosten (USD umgerechnet in EUR) bei einer erwarteten Lebensdauer der Module von 39 Jahren²⁸; Rotieren der Module nach 20 Jahren, d. h. die beiden untersten Lagen der Module, die zuerst mit dem Rauchgas beaufschlagt werden, werden nach oben gepackt und umgekehrt.

Tabelle 30: Kostenbeispiel für einen Sorbent-Polymer-Katalysator (Lebensdauer der Module: 21 Jahre)

Maßnahme	Investitionskosten [Mio. €]	Spezifische Investitionskosten [€/kWh]
Systemkosten ohne Module	8,2-10,9	16,4-21,8
Modulkosten	6,4	12,7

[GORE 2015e]

Die jährlichen Betriebskosten belaufen sich auf 0,33 €/kW_{el}. Bei einer jährlichen Betriebszeit von 4.500 h/a ergibt sich eine Erhöhung der Betriebskosten von 0,007 Cent/kWh. Damit erhöhen sich die Stromgestehungskosten eines Steinkohlekraftwerkes um ca. 0,2 %. Für ein Braunkohlekraftwerk wurden keine Berechnungen vorgenommen, da die Braunkohlekraftwerke in NRW nicht mit Wäschern ausgerüstet sind.

Fallbeispiel 2:

Minderung der Quecksilberemissionen um 90 % (von 10 µg/m³ auf 1 µg/m³)

Kosten (USD umgerechnet in EUR) bei einer erwarteten Lebensdauer der Module von 34 Jahren; Rotieren der Module nach 17 Jahren.

Tabelle 31: Kostenbeispiel für einen Sorbent-Polymer-Katalysator (Lebensdauer der Module 17 Jahre)

Maßnahme	Investitionskosten [Mio. €]	Spezifische Investitionskosten [€/kWh]
Systemkosten ohne Module	8,2-10,9	16,4-21,8
Modulkosten	8,2	9,8

[GORE 2015e]

Die jährlichen Betriebskosten belaufen sich dabei auf 0,5 €/kW_{el}. Bei einer jährlichen Betriebszeit von 4.500 h/a errechnet sich eine Erhöhung der Betriebskosten von 0,01 Cent/kWh. Damit steigen die Stromgestehungskosten eines Steinkohlekraftwerkes um ca. 0,2 %.

Gründe für die Anwendung

Mit der Technik lassen sich sehr niedrige Hg-Emissionskonzentrationen in Anlagen mit Wäschern, in denen kein DeNO_x-Katalysator eingebaut ist, erzielen.

Referenzanlagen

Im Jahr 2015 war das SPC-Verfahren an zwei großtechnischen Anlagen im Einsatz (Cayuga, anonymisiert). Cayuga weist eine Kapazität von 2x 150 MW_{el}.

²⁸ Gore gewährt üblicherweise eine Funktion der Module für 3-4 Jahre, rechnet aber mit wesentlich höheren Betriebszeiten. Bei der genannten Minderungsrate hat GORE eine Lebensdauer von 39 Jahren errechnet. [GORE 2015e]

auf, die anonymisierte Anlage hat eine Kapazität von 500 MW_{el.}. Im Frühjahr 2016 werden 3 Lagen der SPC-Module im Kraftwerk Conesville (450 MW_{el.}) eingebaut. [GORE 2015a] [GORE 2015c] [Kolde et al. 2015] [Bell et al. 2016]

3.1.2.5 Zugabe von Halogenen zum Zwecke der Quecksilberoxidation

Generell lässt sich sagen, dass die Abscheidung von Quecksilber mit zunehmenden Halogengehalten im Rauchgas steigt. Dies liegt daran, dass das Quecksilber im Kessel insbesondere zu Quecksilber-Halogeniden oxidiert wird. In erster Linie liegt es bei ausreichendem Halogenangebot überwiegend als Hg₂X vor.

Im Gegensatz zu elementarem Quecksilber ist beispielsweise Quecksilberchlorid im Waschwasser eines Wäschers wesentlich besser löslich als elementares Quecksilber und kann daher über das Waschwasser aus dem Rauchgasstrom abgeschieden werden. Ähnliches gilt für Quecksilberbromid. Hinzu kommt, dass höhere Halogengehalte im Rauchgas auch den Anteil an partikelgebundenem Quecksilber erhöhen. Die Zugabe von Halogenen stellt daher insbesondere bei Anlagen mit Wäschern eine geeignete Methode dar, die Abscheideleistung einer Rauchgasreinigung zu erhöhen, da der Anteil wasserlöslicher Quecksilberverbindungen erhöht wird. Zum Einsatz kommen insbesondere Bromsalze, da sich diese als deutlich effektiver erwiesen haben als Chloride. [Vosteen 2010] [Dombrowski 2008] [Vosteen 2010] [Dombrowski et al. 2008] [Riethmann 2013]

Im Unterschied zum Chlor reagiert molekulares Brom nicht mit Schwefeldioxid und Wasserdampf zu Bromid und steht daher im Kesselbereich nahezu vollständig für die Oxidation von Quecksilber zur Verfügung. Bei vergleichbarem SO₂-Gehalt ist die Oxidation des Quecksilbers mittels Brom mindestens 25-mal stärker als mittels Chlor. [Boneß et al. 2013] [Vosteen 2010] [Chang 2009] [Vosteen 2002] [Vosteen 2003] [Berry 2012]

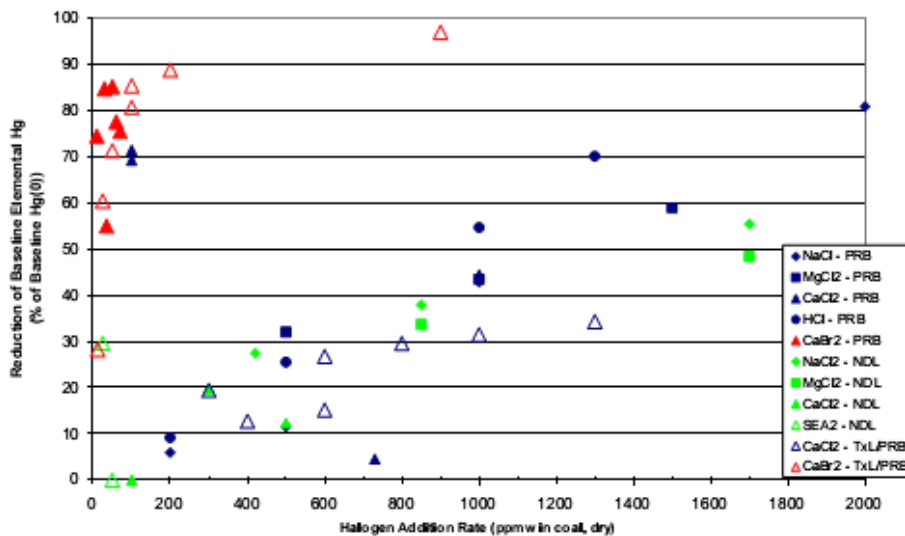
Alternativ kann auch verdünnte Salzsäure (HCl) oder Ammoniumchlorid (NH₄Cl) zugegeben werden.

Die Zugabe der Additive, z. B. Kaliumbromid (KBr), kann entweder in gelöster Form durch Aufsprühen auf die Kohle erfolgen, durch Zugabe als Feststoff in den Kohlestrom (z. B. vor der Kohlemühle) oder durch Direkteindüsung in den Kesselraum.

Versuche im großtechnischem Maßstab an 14 Kohlefeuerungsanlagen in den USA, die niedrig chlorierte Kohle verbrennen, ergaben, dass mehr als 90 % des Quecksilbers im Rauchgas oxidiert wurden, wenn Bromzugaben von 25 bis 250 ppm (mg/kg) erfolgten. [Chang, R. et al. 2008] Bei einem Massenverhältnis Br_{ges} zu Hg_{ges} von > 300 werden sehr hohe Oxidationsraten erreicht. [Vosteen 2010] Von Vorteil ist ein Katalysator auf der heißen Rauchgasseite, d. h. vor der Quecksilberabscheidung (z. B. im Wäscher): Durch De-NO_x-Katalysatoren lässt sich das erforderliche Br_{ges}/Hg_{ges}-Verhältnis um etwa Faktor 10 verringern. [Dombrowski 2008] [Vosteen 2010] [Chang et al. 2010]

Die Bromzugabe kann auch in Kombination mit einer Aktivkohle-Eindüsung im Wäscher eingesetzt werden. [Andritz 2015a]

Abbildung 28 zeigt erreichbare Abscheideraten von chlor- bzw. brombasierten Additiven in Abhängigkeit vom Halogengehalt in der Kohle. Es wird deutlich, dass die Zugabe von Bromiden deutlich effektiver ist als die Zugabe von Chloriden. Bereits bei Gehalten unter 200 mg/kg lassen sich Abscheideraten von bis zu 90 % erreichen.



[EPRI 2006]

Abbildung 28 Quecksilberabscheiderate in Abhängigkeit vom Halogengehalt in der Kohle

Erzielter Umweltnutzen

Mit dem Verfahren werden Quecksilberabscheideraten von über 90 % erzielt.

Untersuchungen der STEAG an den Kraftwerken Marl und Herne in Nordrhein-Westfalen ergaben bei der Zugabe von Calciumbromid in die Kohle oder den Kessel Emissionskonzentrationen im Reingas von deutlich unter 1 µg/Nm³ (CaBr₂-Dosierung: 50 mg/kg Kohle). [Ahrens 2011] [Marsan et al. 2012]

Medienübergreifende Aspekte

Verschiedene Quellen sprechen die potentielle Gefahr der Neubildung von polybromierten Dioxinen und Furanen (PBDD/F) in der Rauchgasreinigung (durch Prozesse der De-Novo-Synthese) beim Einsatz von Brom in Kohlekraftwerken an. [Hudson et al. 2009] [CSTEE 2002] Die De-Novo-Synthese von PCDD/F ist insbesondere aus dem Bereich der Abfallverbrennung seit vielen Jahren bekannt.

Messungen an einem deutschen Kohlekraftwerk, bei dem Calciumbromidsalzlösung der Kohle zugegeben wurde, kamen ebenfalls zu dem Ergebnis, dass sich die gebildeten PBDD/F-Konzentrationen im Reingas im Vergleich zum Betrieb ohne Zugabe von Calciumbromidlösung nicht erhöhten. Insgesamt bewegten sich die Emissionen an PBDD/F auf einem relativ niedrigen Niveau im Bereich unter 0,001 ng I-TEQ/Nm³. [Riethmann 2013]

Es werden verschiedene Fälle berichtet, in denen es in Kohlekraftwerken zu starker Material-Korrosion beim Einsatz von Bromverbindungen kam. [Te Winkel 2013] [Sankey 2013] [Chang et al. 2010]

In den USA wurden 69 Anlagen untersucht, in denen Bromverbindungen zur Quecksilberoxidation eingesetzt wurden. Bei etwa der Hälfte der Anlagen wurde eine erhöhte Korrosion festgestellt und zwar insbesondere am Lufterhitzer (LuVo). Als weitere Anlagenbereiche die von Korrosion betroffen waren, sind Kohlemühlen, Kesselrohre, Elektrofilter, Entschwefelungsanlagen und Kamine zu nennen. [Arambasick et al. 2014] Die Korrosion trat wesentlich häufiger an Anlagen auf, die Kohle mit niedrigen Schwefelgehalten verbrannten. Durch einen geringeren Kalzium- und / oder Feuchtegehalt der Kohlen sowie höhere Lufterhitzer-Temperaturen, die zu weniger Taupunktunterschreitungen führen, lässt sich Korrosion vermindern. Folgende weitere Maßnahmen können ergriffen werden, um Korrosionsrisiken zu minimieren:

- Kontinuierliche Überwachung der Temperaturen am Lufterhitzer um diese über dem vom Hersteller empfohlenen Wert zu halten
- Optimierung des Rußblasens
- Eindüsung von kohlenstoffhaltigen Sorbentien nach dem Lufterhitzer [Arambasick et al. 2014]

Verschiedene Untersuchungen ergaben, dass die Bromzugabe keine Auswirkungen auf die Aschequalität – im Hinblick auf eine Verwertung in Zement – hat. Der Quecksilbergehalt in der Flugasche stieg bei Bromzugabe nicht an. [Dombrowski 2008] [Chang 2009]

Dagegen kommt eine niederländische Studie im Auftrag des VGB PowerTech e. V. anhand von theoretischen Berechnungen zu dem Ergebnis, dass die Quecksilbergehalte in der Flugasche bei Bromzugabe ansteigen. Die niederländischen Eluatwerte, die für die Verwertung ungebundener Materialien anzuwenden sind, würden jedoch deutlich unterschritten. [Te Winkel 2013]

Anwendungsbeschränkungen

Das Verfahren ist bei niedrig chlorierten Kohlen sinnvoll; bei Kohlen mit hohem Chlorgehalt ist von einer geringen Wirkung auszugehen.

Ökonomische Aspekte

Als Kosten für Brom und Bromverbindungen werden genannt:

- Elementares Brom: 4.000 €/t
- Calciumbromid (52 %): 1.600 €/t
- Kaliumbromid (44 %): 1.400 €/t
- Natriumbromid (fest): 3.000 €/t

[BREF LCP Draft 2015]

Für ein Kraftwerk mit einer elektrischen Leistung von 600 MW_{el} werden jährliche Kosten für die Bromzugabe von 130.000 € (bei 25 mg Br/kg Kohle), für sonstige Betriebs- und Unterhaltungskosten 10.000 € und für Abschreibungs- und Lizenzkosten 248.000 € genannt. [BREF LCP Draft 2015] Aus den jährlichen Kosten von 388.000 € errechnet sich für ein Kraftwerk der genannten Leistung bei angenommenen 4.500 Jahresvolllaststunden ein Anteil am Strompreis von 0,014 Cent/kWh. Dies entspricht einem Anteil von 0,3 % an den Stromgestehungskosten eines Steinkohlekraftwerks.

Dieselben Kosten ergeben sich, wenn die Kostenangaben von TE WINKEL [2014] zugrunde gelegt werden.

Für ein Steinkohlekraftwerk mit 800 MW_{el}, das eine SCR und einen Wäscher aufweist, wird mit jährlichen Kosten von 0,24 Mio. € gerechnet. [Andritz 2015a] Dies führt zu einer Erhöhung der Stromgestehungskosten von 0,007 Cent/kWh. Der Anteil an den Stromgestehungskosten beträgt ca. 0,2 %.

Für ein Braunkohlekraftwerk ohne SCR mit 800 MW_{el}, das einen Wäscher aufweist, wird mit jährlichen Kosten von 0,94 Mio. € gerechnet. [Andritz 2015a] Daraus ergibt sich eine Erhöhung der Stromkosten von 0,02 Cent/kWh. Dies führt zu einem Anteil an den Stromgestehungskosten von 0,5 %. Andritz führte auch Kalkulationen für ein 800 MW_{el} Steinkohlekraftwerk mit SCR und einer trockenen Rauchgasreinigung mit Gewebefilter durch. Dabei wurden die Bromzugabe und die Eindüsung von bromierter Aktivkohle kombiniert. Es werden Kosten von 0,43 Mio. € genannt. [Andritz 2015a] Die Erhöhung des Strompreises würde damit 0,012 Cent/kWh betragen, was zu einem Anteil an den Stromgestehungskosten von 0,2 % führen würde.

Gründe für die Anwendung

Die Technik ist insbesondere dann sinnvoll, wenn die Umwandlung von elementarem zu oxidiertem Quecksilber erhöht werden soll.

Bei der Halogenzugabe handelt es sich um eine einfache und kostengünstige Technik zur Erhöhung der Abscheideraten von Quecksilber aus dem Rauchgasstrom ohne grundlegende Modifizierung der Abgasreinigung.

Referenzanlagen

In den USA ist das Verfahren an über 60 Kohlekraftwerken im Einsatz. [Arambasick et al. 2014]

In Deutschland wird das Verfahren in der Klärschlammverbrennungsanlage Bottrop und in der Sonderabfallverbrennungsanlage der Currenta in Leverkusen-Bürrig eingesetzt. [Vosteen et al. 2006] [Vosteen 2014]

In deutschen Kohlekraftwerken kam die Bromzugabe testweise zum Einsatz [Riethmann 2013] Emissionsdaten der Versuche im Kraftwerk Herne wurden von STEAG nicht zur Verfügung gestellt, da Betriebsgeheimnisse betroffen sind. [STEAG 2015] [BezRegAB 2015]

3.1.2.6 Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation

Katalysatoren, die in erster Linie zur Entstickung eingesetzt werden, weisen – wie bereits beschrieben – als Co-Benefit-Effekt die Oxidation von elementarem Quecksilber in ionisches Quecksilber auf (siehe Kapitel 3.1.1.1.3). Dies ist aber nur dann von Vorteil, wenn der Katalysator im heißen Abgas vor anderen Rauchgaskomponenten, wie z. B. Wäscher oder Einrichtungen zur Staubabscheidung, geschaltet ist, da ansonsten das oxidierte Quecksilber nicht mehr in der Rauchgasreinigung abgetrennt werden kann. [Gutberlet 1992]

Dabei erfolgt die Oxidation nicht in allen Bereichen des Katalysators gleich stark. Es wurde beobachtet, dass die erste Katalysatorlage kaum oxidierende Wirkung zeigt, dagegen die letzten Lagen umso mehr, denn die bei regulärem SCR-Betrieb insbesondere in den ersten Schichten ablaufende Entstickungsreaktion zwischen NO_x und NH₃ behindert die Quecksilberoxidation; sie kann diese sogar umkehren. [VDI 3927-2 2015]

Darüber hinaus wurde beobachtet, dass die Oxidationsrate am Katalysator mit steigendem Ammoniakschlupf sinkt. [Sankey 2013]

Aus diesen Erkenntnissen heraus wurde von der Hitachi Power Systems America, Ltd. ein spezieller Katalysatortyp entwickelt, bei dem die ersten Katalysatorschichten aus konventionellem, die letzten aber aus einem speziellen quecksilberoxidierendem Material bestehen (TRiple Action Catalysts - TRAC® Katalysatoren). Letztere katalysieren die Quecksilberoxidation in besonderem Maße. [VDI 3927-2 2015] [Fukuda et al. 2015] [Nakompoto et al. 2015] Ende 2014 hat der in Deutschland angesiedelte Katalysatorhersteller, die Firma Johnson Matthey Catalysts (Deutschland) GmbH, Forschungen zu einem ähnlichen quecksilberspezifischen Katalysatortyp präsentiert. [Zscherpe 2014]

Durch den TRAC®-Katalysator werden Oxidationsraten von mehr als 90 % bei gleichzeitig niedriger SO₂-Konversion erreicht.

Bei niedrigen Chlorgehalten in der Kohle lässt sich das Verfahren gut kombinieren mit der Zugabe von Brom in die Verbrennung bzw. den Brennstoff (siehe Kap. 3.1.2.5) oder mit der Zugabe von dotierter Aktivkohle in den Rauchgasstrom vor dem Wäscher (siehe Kapitel 3.1.2.3).

Darüber hinaus ist die Zugabe von Ammoniumhalogeniden (Ammoniumchlorid (NH₄Cl) oder Ammoniumbromid (NH₄Br)) als Additive vor einer SCR-Entstickung möglich. Die im heißen Abgas verdampfende Lösung setzt Ammoniak und den jeweiligen Halogenwasserstoff frei. Das Ammoniak verbraucht sich in der Entstickungsreaktion, die Halogenwasserstoffe unterstützen die Quecksilberoxidation im Katalysator. [VDI 3927-2 2015]

Erzielter Umweltnutzen

Der Einsatz von spezifisch für die Quecksilberoxidation dotierten SCR-Katalysatoren bewirkt Quecksilber-Oxidationsraten von mehr als 90 %. Damit kann in nachfolgenden Reinigungsstufen (insbesondere in Rauchgaswäschern) eine höhere Hg-Abscheideleistung erzielt werden.

Medienübergreifende Aspekte

Es ist zu berücksichtigen, dass die Quecksilberoxidationsrate mit der Oxidation von SO₂ in SO₃ korreliert, wenn sie nicht vom Katalysator spezifisch unterbunden wird. Bei einer Zunahme von SO₃ können Foulingreaktionen am Wärmetauscher (Verschmutzung durch Bewuchs), Schornsteinkorrosion und Schwadenbildung begünstigt werden. [VDI 3927-2 2015]

Anwendungsbeschränkungen

Keine Anwendungsbeschränkungen.

Ökonomische Aspekte

Das Ersetzen einer letzten konventionellen Katalysatorschicht durch eine quecksilberspezifische Oxidationsschicht ist mit zusätzlichen Investitionskosten von ca. 15 % verbunden. [Reissner et al. 2015] Für ein Kraftwerk mit einer Leistung von 500 MW_{el} ist für eine dritte Lage an Entstickungsmodulen (250 m³; 2.500 €/m³) mit Kosten von ca. 625.000 € zu rechnen. [Johnsson Matthey 2015] Bei 15 % Mehrkosten für eine quecksilberspezifische Oxidationsschicht ergeben sich somit Investitionskosten beim Vorhandensein eines konventionellen

Katalysators von ca. 720.000 €. Um auf der sicheren Seite zu sein, wird von Kosten von ca. 1 Mio. € ausgegangen.

Bei einer Abschreibung auf 10 Jahre errechnet sich für ein Steinkohlekraftwerk eine Erhöhung der Strompreiskosten von 0,004 Cent/kWh. Dies entspricht einem Anteil an den Stromgestehungskosten von ca. 0,1 %.

Kann der Wechsel während eines aus Altersgründen erforderlichen Austauschs aller Oxidationsschichten erfolgen, fallen wesentlich geringere Kosten an.

Gründe für die Anwendung

Die Technik ist insbesondere dann sinnvoll, wenn die Oxidation von elementarem zu ionischem Quecksilber erhöht werden soll, da es die Oxidationsrate erhöht und dadurch zur Verbesserung der Quecksilberabscheidung im Rauchgasstrom beiträgt.

Referenzanlagen

Das Verfahren wird in Nordrhein-Westfalen im Kohlekraftwerk der Firma Trianel Kohlekraftwerk Lünen GmbH & Co. KG in Lünen eingesetzt. [Ahrens 2014b] Ein weiteres Anwendungsbeispiel ist Block 5 des E.ON-Kraftwerks Staudinger in Großkrotzenburg (Hessen). [EON 2013]

3.1.3 Spezifische Quecksilberminderungsmaßnahmen für Abfallverbrennungsanlagen

3.1.3.1 Zugabe von Sorbentien vor einem trockenen Staubabscheider

In der Abfallverbrennung sind zur Quecksilberminderung nicht nur Co-Benefit-Techniken üblich. Spätestens seit der Grenzwertfestsetzung für die Parameter Quecksilber und Dioxine/Furane in der ersten Fassung der 17. BImSchV im Jahr 1990, gehört der Einsatz von Aktivkohle oder HOK® zum Standard. Zur Verhinderung einer Selbstentzündung wird sie mit den oben genannten mineralischen Sorbentien gemeinsam eingedüst oder als fertige Mischung verwendet. Mischungen enthalten 3-30 % Aktivkohle sowie 70-97 % Inertmaterial, das aus Kalkverbindungen, Flugasche oder natürlichen Zeolithen bzw. Bims bestehen kann. [Johné 1997] [VDI 3927-2 2015]

Hinweis: Die grundsätzliche Beschreibung der Sorbentieneindüstung vor einem Staubabscheider (Gewebe- bzw. E-Filter) erfolgte bereits in Kapitel 3.1.2 auf Seite 113.

In der Abfallverbrennung wird das Verfahren i. d. R. mit einem Gewebefilter zur Abscheidung der beladenen Sorbentien kombiniert. Grundsätzlich ist die Eindüstung auch vor einem Elektrofilter möglich. Diese Technikkombination kommt in Nordrhein-Westfalen nicht zur Anwendung.

Sind im Rauchgas noch Reste von Schwefelverbindungen enthalten, kann durch den Schwefel eine schwache Dotierung von HOK® durch Schwefelsäure erfolgen. Hierdurch kann die Reinigungsleistung des HOK® erhöht werden.

Aus dem oben beschriebenen Flugstromverfahren wurde das Verfahren der zirkulierenden Wirbelschicht entwickelt. Ein Teil der Sorbentien wird dabei im Umlauf des Systems gehalten. Durch die Zirkulation des Absorptionsmittels

wird die Verweilzeit der Sorbentien im Abgasstrom erhöht und die Sorbentien werden besser ausgenutzt. Wie beim Flugstromverfahren dient ein Gewebefilter zur Schadstoffabscheidung. [VDI 3927-2 2015]

In den vergangenen Jahren hat sich im Bereich der Abfallverbrennung an einigen Anlagen die separate Eindüsung von dotierter Aktivkohle bewährt. Zum Einsatz kommen niedrig schwefelsäuredotierte oder bromierte Aktivkohlen. Die Eindüsung wird über eine kontinuierliche Quecksilbermessung im Rohgas gesteuert. Hierdurch lässt sich der Sorbentienverbrauch soweit minimieren dass sich im Vergleich zum in der Anschaffung kostengünstigeren HOK®-Betriebsmittelkosten einsparen lassen. Treten Quecksilberspitzen im Rohgas auf, kann kurzfristig auf beispielsweise schwefelsäureimprägnierte Aktivkohlen umgestellt werden.

Bei der für die Technik zusätzlich zur Reingasmessung erforderlichen kontinuierlichen Rohgasmessung ist zu berücksichtigen, dass die hierdurch anfallenden Betriebskosten im Vergleich zur Reingasmessung deutlich geringer ausfallen, da nicht so häufig kalibriert werden muss, denn diese Messung dient nur zur Regelung der Sorbentienmenge. [Esser-Schmittmann 2012]

Erzielter Umweltnutzen

Durch die Flugstromadsorption werden in Abfallverbrennungsanlagen Quecksilberabscheidegrade von 95 % erzielt. Untersuchungen haben gezeigt, dass der Abscheidegrad mit sinkenden Abgastemperaturen steigt. Bei hohen Quecksilbergehalten im Abgasstrom sind ebenfalls höhere Abscheidegrade zu beobachten. [Takaoka et al. 2012] In einer Sonderabfallverbrennungsanlage erfolgten im laufenden Betrieb gezielt Quecksilberzugaben, die zu Rohgaskonzentrationen vor dem Gewebefilter von bis zu 6.000 µg/m³ führten. Bei Zudosierung einer schwefeldotierten Aktivkohle wurden im Reingas Konzentrationen von < 1 µg/m³ über die gesamte Versuchszeit gemessen. [Fuchs et al. 2014]

Die rohgasüberwachte Zudosierung mit Schwefelsäure dotierter Aktivkohle wird beispielsweise bei der Sonderabfallverbrennungsanlage der HIM GmbH in Biebesheim sowie in den Hausmüllverbrennungsanlagen MHKW Rothensee in Magdeburg und MVB Borsigstraße in Hamburg eingesetzt.

Medienübergreifende Aspekte

Die Eindüsung von HOK® bzw. Aktivkohle verursacht etwas höhere Mengen an Filterstaub in einer Größenordnung von ca. 10 %.

Mit Hilfe von HOK® oder Aktivkohle lassen sich gleichzeitig auch organische Schadstoffe, wie z. B. PCDD/F aus dem Rauchgasstrom abscheiden.

Die Eindüsung von Aktivkohle oder Herdofenkoks kann zu Brandrisiken in der Anlage führen, insbesondere dann, wenn im Rauchgaskanal oder in Gewebefiltertrichtern Entmischungsvorgänge stattfinden. Im Lagerbereich besteht die potentielle Gefahr einer Selbstentzündung. Es sind daher entsprechende brandschutztechnische Vorkehrungsmaßnahmen zu ergreifen.

Anwendungsbeschränkungen

Anwendungsbeschränkungen für diese Technik liegen nicht vor.

Ökonomische Aspekte

Die Investitionskosten zur Lagerung der Sorbentien liegen bei ca. 50.000 € für kleinere Anlagen (Containerlagerung) und ca. 100.000 € für die Silolagerung bei größeren Anlagen. [Esser-Schmittmann 2014a]

Die Betriebskosten richten sich nach der Art und Menge der eingesetzten Sorbentien. Preise für die Sorbentien können Kapitel 3.1.2.2 entnommen werden.

Der Verbrauch schwach schwefelsäuredotierter Aktivkohle beläuft sich für eine Abfallverbrennungsanlage mit einem Jahresdurchsatz von 300.000 t auf ca. 30 t/a, wenn die Kohle beispielsweise nach einem Wäscher vor einem sogenannten „Polizeifilter“ eingesetzt wird. Erfolgt der Einsatz in einem klassischen trockenen Flugstromadsorptionsverfahren, ist mit einem Verbrauch von ca. 200 t/a zu rechnen. [Esser-Schmittmann 2014a]

Durch die Umstellung von der Verwendung herkömmlicher Aktivkohlen auf dotierte Aktivkohlen lassen sich ggf. Kosteneinsparungseffekte erzielen. [Esser-Schmittmann 2014a]

Gründe für die Anwendung

Das Flugstromverfahren hat sich als kostengünstiges Verfahren zur Reinigung von Rauchgasen aus der Abfallverbrennung insbesondere bei Neuanlagen durchgesetzt. In den vergangenen 15 Jahren wurden in Deutschland bei neuen Anlagen nahezu ausschließlich trockene oder quasi-trockene Anlagen installiert.

Referenzanlagen

Die Eindüsung von Aktivkohle zur Quecksilberabscheidung ist in Abfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen sehr weit verbreitet. Alle Hausmüll- und alle EBS-Anlagen sowie ca. 90 % der Klärschlammverbrennungsanlagen arbeiten mit Aktivkohle oder HOK® in der Abgasreinigung. Ein hoher Prozentsatz arbeitet dabei mit der Eindüsung vor einem Gewebefilter. Bei Sonderabfallverbrennungsanlagen ist der Anteil an Aktivkohleeindüsung dagegen relativ gering. Nur drei Anlagen arbeiten mit einer HOK®- bzw. Aktivkohleeindüsung vor einem Gewebefilter. Dies ist u. a. darauf zurückzuführen, dass einige Anlagen nur sehr quecksilberarme Abfälle verbrennen und daher auch ohne spezifische Quecksilbermindernde Techniken auf einem Emissionsniveau unter 4 µg/m³ liegen.

3.1.3.2 Zugabe von Halogeniden

Durch die Zugabe von Halogenen in den Feuerungsraum von Abfallverbrennungsanlagen kann die Oxidation von elementarem gasförmigem Quecksilber erheblich verbessert werden. Grundsätzlich kommen sowohl Bromide, Chloride als auch Iodide in Frage. [Vosteen 2002] [Vosteen 2003] [Vosteen et al. 2003]

In der Praxis hat sich die Zugabe einer wässrigen Calciumbromidlösung bewährt. Gegenüber Chloriden sind bei Bromiden zur gleichen Quecksilberoxidation rund ein Zehntel geringere Mengen einzubringen (siehe auch Abbildung 28, S. 132). [Vosteen et al. 2011] Das gebildete HgBr₂ ist gut wasserlöslich. Darüber hinaus kann es sowohl durch Adsorptionsvorgänge als auch durch Absorptionsvorgänge gut gebunden werden. Hierdurch kann die Quecksilberabscheidung in nachfolgenden Rauchgasreinigungsschritten, zum Beispiel

einem Wäscher, signifikant erhöht werden. Die Bromsalze können statt dem Rauchgas auch dem Abfall zugemischt werden. [Vosteen et al. 2006]

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Zugabe von Brom alleine noch zu keiner Quecksilberminderung führt.

Die Bromzugabe unterstützt die Quecksilberoxidation und reduziert dabei indirekt Quecksilberemissionen an bestehenden Rauchgasreinigungskomponenten, wie z. B. Nasswäschern. Darüber hinaus lässt sich durch Bromzugabe der Wirkungsgrad einer Aktivkohle- oder HOK®-Eindüsung vor einem Gewebefilter signifikant erhöhen.

Im Abfallverbrennungsbereich ist die Bromzugabe insbesondere dann sinnvoll, wenn der Brennstoff relativ geringe Halogengehalte aufweist. Dies kann z. B. bei Klärschlammverbrennung oder bei Sonderabfallverbrennung der Fall sein.

Die Technik ist nicht gut geeignet, wenn sehr kurze Quecksilberspitzen im Rohgas auftreten. Die Bromidzugabe erfolgt in der Regel auf dem Brennstoff oder im Kessel; d. h. wenn im Reingas Quecksilberspitzen gemessen werden, ist es für eine Erhöhung der Bromid-Dosierung häufig zu spät.

Bei einem Massenverhältnis von Br/Hg > 300 kann eine nahezu vollständige Oxidation von Quecksilber erreicht werden. Beispielsweise wurde in einer Anlage mit einem mehrstufigen Wäscher einen Abscheidegrad von 99,8 % erreicht. [Vosteen et al. 2006] Vergleichbare Resultate wurden an einer Sonderabfallverbrennungsanlage in Frankreich mit einer trockenen Rauchgasreinigung erzielt. [Chaucherie et al. 2014]

Bei Anwesenheit von Brom im gereinigten Rauchgas kann es zu Problemen bei der Quecksilbermessung kommen.

Erzielter Umweltutzen

Durch die Bromeindüsung wird Quecksilber im Rauchgas oxidiert. Damit kann in nachfolgenden Reinigungsstufen (insbesondere in Rauchgaswäschern) eine höhere Hg-Abscheideleistung erzielt werden.

Die Emissionserklärung von 2012 weist für die Sonderabfallverbrennungsanlagen der Currenta in Leverkusen nur einen Emissionswert für die Gesamtanlage auf, der 3,6 µg/m³ beträgt.

Medienübergreifende Aspekte

Bei Anwesenheit von Brom im Rauchgas besteht ein potentiell erhöhtes Korrosionsrisiko im Kessel und in der Rauchgasreinigung. Bromeindüsung führt auch zu einer Erhöhung des Brom- und Quecksilbergehaltes in der Flugasche. [BREF LCP Draft 2015]

Grundsätzlich können bei der Zugabe von Brom erhöhte Konzentrationen von polybromierten Dioxinen und Furanen (PBDD/F) im Rauchgas auftreten. Reingasmessungen von PBDD/F während einer Bromeindüsung an der Klärschlammverbrennungsanlage in Bottrop lagen auf einem sehr niedrigen Niveau im Bereich von 0,0003 ng/Nm³. Mangels entsprechender Umrechnungsfaktoren wurden die Faktoren für die Berechnung von PCDD/F I-TEQ verwendet. [Vosteen et al. 2006]

Anwendungsbeschränkungen

Die Anwendung des Verfahrens ist insbesondere bei Anlagen, die Abfälle mit niedrigen Halogengehalten verbrennen sinnvoll, z. B. Klärschlamm- oder Sonderabfallverbrennungsanlagen. Bei Anlagen mit den in Hausmüllverbrennungsanlagen üblichen Halogengehalten wird erwartet, dass das Verfahren keinen signifikanten Zusatznutzen aufweist.

Ökonomische Aspekte

Die Eindüsung von Brom ist mit relativ geringen Kosten verbunden. Die Preise verschiedener Bromverbindungen lassen sich Kapitel 3.1.2.5 aus Seite 131 entnehmen. Angaben in der Literatur über Kosten des Bromeinsatzes in der Abfallverbrennung sind nicht verfügbar.

Gründe für die Anwendung

Der Einsatz von Brom in die Verbrennung trägt zur Einhaltung der Quecksilbergrenzwerte bei gleichzeitig geringen Kosten für die Maßnahme bei.

Referenzanlagen

Die Bromzugabe wird in Nordrhein-Westfalen eingesetzt: Das Verfahren kommt bei der Sonderabfallverbrennungsanlagen der Currenta in Leverkusen-Bürrig zum Einsatz. Die kontinuierliche Quecksilbermessung erfolgt nach dem Wäscher und vor dem reingasseitig angeordneten SCR-Katalysator, da Katalysatoren die Eigenschaft aufweisen, Quecksilberspitzen zurückzuhalten, um das Quecksilber danach langsam wieder abzugeben. [Vosteen et al. 2011]

Im Falle eines signifikanten Quecksilberanstiegs nach dem Wäscher wird eine Bromverbindung in den Kessel zugegeben, um die Quecksilberkonzentration im Reingas senken zu können. [Vosteen et al. 2006]

Eine weitere Anwendung des Verfahrens erfolgt an der Klärschlammverbrennungsanlage der Emschergenossenschaft K. d. ö. R. in Bottrop. Die Anlage ist ausgerüstet mit einem Elektrofilter und einem zweistufigen Wäscher. [Vosteen et al. 2006] Die Quecksilberemissionen der beiden Linien der Klärschlammverbrennung (KVA) in Bottrop wiesen im Jahr 2012 mit 13 bzw. 14 µg/m³ nach der KVA in Werdohl-Elverlingsen die höchsten Emissionskonzentrationen an Quecksilber aller Klärschlammverbrennungsanlagen in NRW auf.

3.1.3.3 Festbett-/Wanderbettverfahren

Fest- oder Wanderbettverfahren sind Schütttschichtfilter und daher über die eigentliche Aufgabe der Adsorption von Schadstoffen hinaus auch in der Lage, durch die Tiefenfiltration Stäube abzuscheiden. Bei allen Festbettfiltern werden Adsorbentien (aus Kostengründen fast ausschließlich HOK®), mit einer Korngröße von 1,25 bis 45 mm eingesetzt. Eine Regeneration beladener Reagenzien findet i. d. R. nicht statt. [VDI 3927-2 2015]

Adsorptionsfilter, die nach dem Wanderbettprinzip arbeiten, sind meist als Gegenstrom- oder als Kreuzstromadsorber gebaut. Beim Gegenstromabsorber wird das Abgas von oben nach unten und das Sorbens im Gegenstrom von unten nach oben geführt. Das beladene Sorbens wird von der Anströmseite des Moduls abgezogen. Beim Kreuzstromabsorber erfolgt die Anströmung des Filterbetts dagegen quer zur Strömungsrichtung des Abgases. Diese Filterbau-

weise ermöglicht eine Hintereinanderschaltung von verschiedenen Absorptionsbereichen. Die Bereiche sind durch gasdurchlässige Wände voneinander getrennt. [VDI 3927-2 2015]

Damit sich die Filter nicht zu schnell zusetzen, empfiehlt sich aus wirtschaftlichen Gründen generell für sämtliche Festbett- und Wanderreaktoren ein Eingangsstaubgehalt deutlich unter 10 mg/m^3 . Sie werden daher in erster Linie zur Reinigung von Restkonzentration an Schadstoffen im Abgas eingesetzt. Bei Wanderbettreaktoren wird regelmäßig der Druckanstieg durch Abzug von kleineren Teilmengen des Sorbens aus dem Filter kompensiert, während bei Festbetten die Schüttung mit Erreichen des maximalen Druck komplett ausgetauscht werden muss. [VDI 3927-2 2015]

Die Filter benötigen eine sehr gute Temperaturüberwachung, um Brände durch Entzündung zu vermeiden.

Erzielter Umweltnutzen

Die Quecksilberabscheiderate kann bis zu 99 % betragen. [VDI 3927-2 2015]

Die meisten der in Nordrhein-Westfalen betriebenen Fest- oder Wanderbettreaktoren in Hausmüllverbrennungsanlagen weisen daher im Hinblick auf die Quecksilberabscheidung eine überdurchschnittlich gute Performance mit Quecksilber-Konzentrationswerten unter 1 µg/m^3 auf.

Medienübergreifende Aspekte

Folgende Daten für Energie- und Sorbentienverbrauch sowie die anfallende Abfallmenge werden erwartet:

- Energieverbrauch: 30-35 kWh/t Abfallinput
 - Sorbentienverbrauch: 1 kg/t Abfallinput
 - Reststoffmenge: 0-1 kg/t Abfallinput
- [BREF WI 2006]

Neben der Abscheidung von Quecksilber können mit Fest- oder Wanderbettreaktoren viele weitere Schadstoffe aus dem Rauchgas entfernt werden, wie z. B. HCl, HF, SO₂, Schwermetalle (aufgrund der filternden Wirkung für Staubpartikel) und organische Schadstoffe, insbesondere PCDD/F.

Anwendungsbeschränkungen

Anwendungsbeschränkungen für Wanderbettverfahren sind nicht bekannt. Festbettverfahren kommen aus Kostengründen eher bei kleineren Anlagen mit geringerem Rauchgasvolumenstrom zum Einsatz.

Ökonomische Aspekte

Die Investitionskosten für einen Festbettfilter einer Anlagenkapazität von 100.000 t/a einer Hausmüllverbrennungsanlage liegen bei ca. 1,2 Mio. €. [BREF WI 2006]

Gründe für die Anwendung

Es handelt sich um eine zuverlässige und seit langem bewährte Technik zur Einhaltung von Quecksilbergrenzwerten. Emissionsspitzen können sehr zuverlässig gemindert werden.

Referenzanlagen

Die Technik ist in NRW weit verbreitet. Etwa 35 % der Hausmüllverbrennungsanlagen in NRW sind mit Wander- oder Festbettfiltern ausgerüstet.

3.1.4 Spezifische Quecksilberminderungstechniken für Zementwerke

3.1.4.1 Unterbrechung des Quecksilberkreislaufs im Direktbetrieb

Das klassische Zementwerk weist als zentrale Abgasbehandlungstechnik eine Staubabscheidung auf. Beim Verbundbetrieb werden die Abgase zur Vorwärmung des Rohmehls über die Rohmehlmühle gefahren. Anschließend wird der Staub über ein staubabscheidendes Medium (Elektro- oder Gewebefilter) geführt. Der abgeschiedene Staub wird dann wieder dem Rohmehl zugegeben.

Wird diese Fahrweise längere Zeit betrieben, entsteht aufgrund der hohen Flüchtigkeit des Quecksilbers im Zementwerk ein Quecksilberkreislauf, in dem das Quecksilber langsam aufkonzentriert wird. Da keine Schadstoffsенke vorhanden ist, wird das Quecksilber letztendlich über den Schornstein freigesetzt.

Um dieses Problem zu vermeiden werden Zementwerke in Deutschland schon seit vielen Jahren zeitweise in einem zweiten Modus, dem sogenannten Direktbetrieb betrieben (10 bis 20 % der Betriebszeit). Bei dieser Betriebsweise ist die Rohmehlmühle nicht in Betrieb. Die im nachfolgenden Filter abgeschiedenen Stäube werden nicht mehr dem Brennprozess zugeführt. Es entsteht eine Quecksilbersenke in den beim Direktbetrieb abgetrennten Stäuben. Die quecksilberhaltigen Stäube werden i. d. R. in der Klinkermühle wieder zugemischt. Das abgeschiedene Quecksilber wird – bis auf die in der Klinkermühle bei etwa 100-110°C verdampfenden Anteilen – in das Produkt Zement überführt.

Zu beachten ist beim Direktbetrieb, dass die Temperaturen am Schornstein mit 140-170°C deutlich höher sind als beim Verbundbetrieb (90-120°C). Da die Kondensation von Quecksilber an Partikeln mit steigender Temperatur des Abgases – und damit auch die Abscheideleistung eines staubfilternden Mediums in Bezug auf Quecksilber – erheblich abnimmt, ist darauf zu achten, dass bei Direktbetrieb die Rauchgastemperatur, z. B. durch eine Quenche abgesenkt wird. Es sind Temperaturen unter 140°C anzustreben. [BREF CLM 2010]

Erzielter Umweltnutzen

Senkung der Quecksilberemissionen durch Unterbrechung des Quecksilberkreislaufs im Zementofen; Überführung der Quecksilberemissionen in den Klinker (keine Ausschleusung in eine Senke).

Medienübergreifende Aspekte

Quecksilber wird in den Klinker überführt, so dass es im Produkt gebunden vorliegt. Über die Bindungsstärke und Bioverfügbarkeit bei Zementkorrosion und Gebäudeabriss bzw. Zementrecyclinganlagen liegen keine Untersuchungen vor.

Mit der Technik lassen sich auch Thallium-Emissionen im Zementwerk wirksam senken.

Anwendungsbeschränkungen

Die Technik kann in allen Zementwerken angewendet werden.

Ökonomische Aspekte

Die Betriebskosten gegenüber einem dauerhaften Verbundbetrieb sind gering.

Gründe für die Anwendung

Die Technik stellt eine kostengünstige Quecksilberminderungsmaßnahme dar, da keine zusätzlichen Investitionen notwendig sind.

Referenzanlagen

Alle in Nordrhein-Westfalen betriebenen Anlagen nutzen diese Technik.

3.1.4.2 Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

Wenn die Zementanlage im Direktbetrieb-Modus arbeitet und Filterstäube aus der Anlage ausgeschleust werden, können dem Abgasstrom zur Steigerung der Quecksilberabscheidung vor dem Filter Sorbentien zugeführt werden.

Verschiedene Arten von Sorbentien stehen auf dem Markt zur Verfügung. Es handelt sich einerseits um kohlenstoffhaltige Produkte, wie z. B. Herdofenkoks, Aktivkohle, schwefelimprägnierte oder bromierte Aktivkohle sowie auch Zeolithe und andere reaktive mineralhaltige Mischungen, die ton- und / oder calciumhaltige Substanzen enthalten.

Bromierte oder schwefelsäureimprägnierte Aktivkohlen haben gegenüber nicht imprägnierten Aktivkohlen den Vorteil, dass an deren Oberfläche Quecksilber oxidiert und somit die Abscheideleistung erhöht wird.

Erzielter Umweltnutzen

Durch die Zugabe von Sorbentien in das Abgas wird im Staubfilter die Abscheideleistung im Hinblick auf Quecksilber erhöht. Konkrete Quecksilberemissionswerte von Zementwerken in Korrelation zur Sorbentieneindüsung liegen nicht vor.

Medienübergreifende Aspekte

Mit Hilfe von Adsorbentien lassen sich auch organische Schadstoffe sowie andere gasförmige Schwermetalle (v. a. Cadmium, Thallium) effektiv aus dem Rauchgasstrom entfernen.

Anwendungsbeschränkungen

Die Zementqualität kann erheblich beeinträchtigt werden, wenn kohlenstoffhaltigen Sorbentien im Direktbetrieb in den abgeschiedenen Staub und damit auch in den Klinker beigemischt werden. Insbesondere können Substanzen an die Aktivkohle adsorbieren und damit inaktiviert werden, die zum Aushärtungsprozess des Zements beitragen.

Als Alternativen stehen kohlenstofffreie so genannte „zementfreundliche“ Adsorbentien zur Verfügung, wie z. B. Zeolithe und andere reaktive mineralhaltige Mischungen, die ton- und / oder calciumhaltige Substanzen enthalten. [Chang et al. 2010] [EPA 2005] [Amar et al. 2010] [Butz 2012] Darüber hinaus können

auch sogenannte „zementfreundliche“ bromierte Aktivkohlen zum Einsatz kommen (siehe auch Kapitel 3.1.2.2 auf Seite 114).

Ökonomische Aspekte

Die Preise von Aktivkohlen sowie dotierten Aktivkohlen lassen sich Kapitel 3.1.2.2 entnehmen. Die Eindüsungsmengen liegen zwischen 10-100 kg/h. [Heidelberg 2013]

Aus Informationen zum Betrieb eines Zementwerkes der Firma Heidelberg Zement in Paderborn ergibt sich, dass die Eindüsung von Aktivkohle insbesondere im Direktbetrieb erfolgt. [BezRegDT 2015] Bei angenommenen 7.000 Betriebsstunden pro Jahr und einer mittleren Eindüsungsrate von 50 kg/h errechnet sich unter der Annahme von 20% Direktbetrieb ein jährlicher Aktivkohleverbrauch von 70 t. Dies entspricht bei Kosten für bromierte Aktivkohle von 2.250 €/t Betriebskosten von ca. 160.000 €/a. Hinzu kommen noch die Abschreibungskosten für die Aktivkohlelagerung, Leit- und Fördertechnik. Für die hierfür erforderlichen Aufwendungen liegen keine Informationen vor.

Gründe für die Anwendung

Die Technik stellt eine kostengünstige Maßnahme zur Einhaltung der Emissionsgrenzwerte dar, wenn die Abgastemperatur nicht gesenkt werden kann und dadurch eine geringe Adsorption von Quecksilber an den Filterstäuben erfolgt.

Referenzanlagen

Referenzanlagen, die in Nordrhein-Westfalen mit Aktivkohleeeindüsung vor dem Staubabscheider betrieben werden, befinden sich in Paderborn und in Beckum. [CEMEX 2014] [Heidelberg 2013] [Heidelberg 2014] Weitere Anwendungen befinden sich z. B. in den Zementwerken in Wössingen [NADR 2012] [Lafarge 2014] und in Rüdersdorf bei Berlin. [CEMEX 2014]

In einem Werk der Firma Lafarge Zement GmbH in Wössingen werden seit dem Jahr 2012 Aktivkohle oder aktivkohleähnliche Stoffe in den Abgasstrom vor dem Filter eingedüst. Die Eindüsung erfolgt nur, wenn die Gefahr einer Grenzwertüberschreitung besteht. Sie wird als eine besonders effektive Maßnahme beschrieben. [NADR 2012]

In den beiden oben genannten Zementwerken in Nordrhein-Westfalen werden derzeit Versuche mit bromierter Aktivkohle durchgeführt. Ergebnisse aus diesen Versuchen sind nicht bekannt.

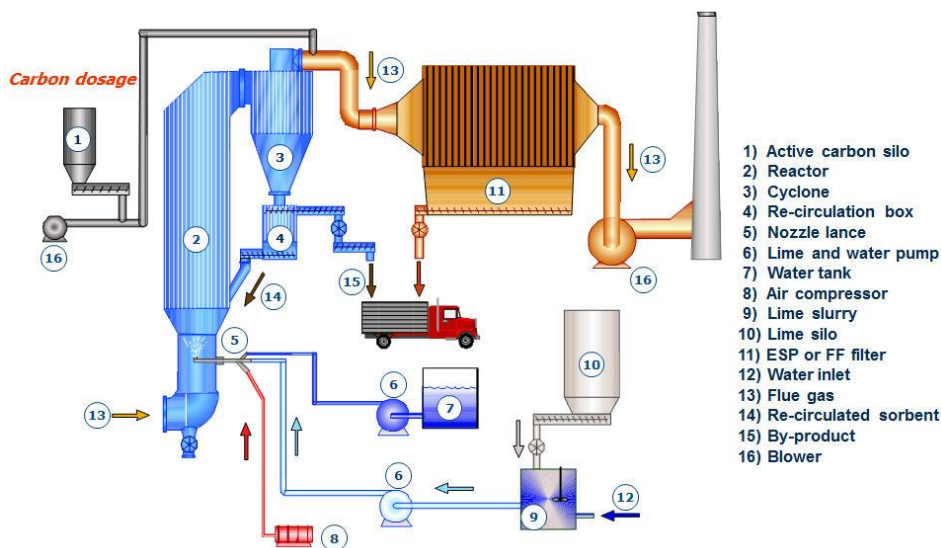
3.1.4.3 Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter

Ähnlich wie bei anderen Anwendungen der trockenen Rauchgasreinigungstechnik ist es auch in Zementwerken möglich, nach der Entstaubungseinheit vor dem Schornstein eine zweite Entstaubung, z. B. in Form eines Gewebefilters, als sog. „Polizeifilter“ zu errichten. Nach dem ersten Staubfilter kann entweder HOK® oder Aktivkohle allein oder Aktivkohle zusammen mit anderen Reagenzien eingedüst werden, die zur Abscheidung saurer Schadstoffe (SO₂, HCl, HF) dienen. [BREF CLM 2010] Grundsätzlich besteht die Möglichkeit einer kontinuierlichen Sorbentienzugabe oder der Zugabe nur in solchen Fällen, in denen Quecksilberspitzen aus dem Rauchgas entfernt werden sollen, z. B. im Direktbetrieb bei höheren Temperaturen. [Barnett 2013]

Die Technik weist den Vorteil auf, dass nur eine relativ geringe Menge an Staub anfällt, der hohe Kohlenstoffanteile aufweist. Diese Fraktion wird dann nicht dem Klinker zugemischt sondern anderweitig entsorgt, z. B. in einer Untertage-deponie.

Die Firma FLSmidth & Co. A/S bietet auf ihren Internetseiten ein Gasabsorptionsverfahren zur Minderung der Quecksilberbelastung in Zementwerkabgasen an, das nach einem ähnlichen Prinzip funktioniert.

Dabei wird ein Sorbens (i. d. R. Aktivkohle) eingedüst und in einem Zyklon so aufgefangen, dass es erneut eingesetzt werden kann. Gleichzeitig wird Kalk aufgegeben. Zur Abscheidung wird ein Elektro- oder Gewebefilter benötigt. Das System entspricht somit einer Flugstromadsorption, wie sie in der Abfallverbrennung eingesetzt wird. Eine technische Beschreibung oder eine Darstellung, was mit dem in der Grafik als sog. „By-product“ bezeichneten Staub geschieht, konnte nicht in Erfahrung gebracht werden. [Paone 2011] [FLSmidth 2015a]



[FLSmidth 2015a]

Abbildung 29 Gas Suspension Absorber

Erzielter Umweltnutzen

Mit der Technik lässt sich der Quecksilberabscheidegrad eines Zementwerkes erheblich erhöhen. Es wird von Abscheideraten von 90 % berichtet bzw. (in einer Testreihe) von bis zu 97 %. [Barnett 2013] [Paone 2011]

Je nachdem, welche Reagenzien eingesetzt werden, lassen sich durch die Technik zusätzlich weitere Schadstoffe aus dem Rauchgas entfernen, insbesondere Schwermetalle, organische Schadstoffe sowie saure Luftschadstoffe.

Medienübergreifende Aspekte

Mit der Technik ist ein Ressourcenverbrauch (Aktivkohle) verbunden. Zum Ausgleich des Druckabfalls ist Energieaufwand für Gebläse notwendig. Die ausgeschleuste Hg-beladene Aktivkohle muss deponiert werden.

Anwendungsbeschränkungen

Für die Technik bestehen keine Anwendungsbeschränkungen, sofern der Platz für einen zweiten Gewebefilter zur Verfügung steht.

Ökonomische Aspekte

Nach Berechnungen der US-EPA ergeben sich Kapitalkosten für den Einbau eines zusätzlichen Gewebefilters mit vorangehender Aktivkohleeindüsung von durchschnittlich 2,5 USD pro Tonne produziertem Zement (ca. 2,3 €/t).

[US EPA 2010]

Für das Verfahren der Firma FLSmidth liegen keine Kostenberechnungen vor.

Gründe für die Anwendung

Mit der Technik kann eine Verringerung der Quecksilberemissionen auf ein sehr niedriges Niveau erreicht werden.

Referenzanlagen

Eine Anlage, die das Verfahren einsetzt, ist das Zementwerk der Ash Grove Cement Company in Durkee (Oregon). [UNEP 2016] Eine Testanwendung erfolgte im Zementwerk von Norcem in Breivik (Norwegen). [Paone 2011]

3.1.4.4 Einsatz eines Festbett- oder Wanderbettfilters

Fest- bzw. Wanderbettfilter lassen sich auch in Zementwerken als sog. „Polizei-filter“ – d. h. nach dem Staubfilter – zur Abscheidung von Restemissionen im Abgasstrom einsetzen. Eine Beschreibung von solchen Abgasreinigungseinrichtungen findet sich im Kap. 3.1.3.3.

Im schweizerischen Holcim-Zementwerk Siggenthal (Produktionskapazität: 2.000 t/d) ist ein Wanderbettfilter mit einer Höhe von 20 m installiert; das Filterbett wandert mit einer Geschwindigkeit von etwa 0,3 m/d. Alle drei Stunden wird ein Teil des Koks erneuert. Der Verbrauch an HOK® beträgt etwa 2 kg/t Klinker. Der Koks hat eine Korngröße zwischen 1,25 und 5 mm und eine Oberfläche von 300 m²/g. [Schönberger 2011] Die Betriebstemperatur von 130°C und 150°C ist sorgfältig zu überwachen, um einerseits Korrosion durch Kondensation und andererseits eine Selbstentzündung der Aktivkohle zu vermeiden. [Schönberger 2011]

Erzielter Umweltnutzen

Mit der Festbett- oder Wanderbett-Filtertechnik lässt sich der Abscheidegrad für Quecksilber in einem Zementwerk erheblich erhöhen. Mehr als 90 % des Quecksilbers wird adsorbiert, so dass die Emissionswerte bei „< 5 µg/m³“ [Schönberger 2011] bzw. „unterhalb der Nachweisgrenze“ [Rose et al. 1995] liegen.

Zusätzlich werden Staubemissionen vermindert: Beispielsweise wurde ein Staub-Ausgangsniveau von 30 µg/m³ auf Werte < 10 µg/m³ gesenkt. [Rose et al. 1995] Durch die Filtertechnik werden weitere flüchtige und staubgebundene Schwermetall-Emissionen (insbesondere Cadmium und Thallium) gemindert. Schwefeldioxidemissionen und Emissionen von organischen Verbindungen werden mit dem Filter um mehr als 90 % reduziert. [Schönberger 2011]

Medienübergreifende Aspekte

Aufgrund der erforderlichen Überwindung der Druckdifferenz im zweiten Filter erhöht sich der Stromverbrauch der Anlage.

Anwendungsbeschränkungen

Es bestehen keine Anwendungsbeschränkungen, sofern entsprechender Platz für den Festbett- bzw. Wanderbettfilter vorhanden ist.

Ökonomische Aspekte

Für die Wanderbettfilteranlage im Zementwerk Siggenthal werden Investitionskosten von 15 Mio. € [BREF CLM 2010] bzw. 28 Mio. € [Schönberger 2011] genannt. Weitere Informationen zu Kosten von Festbett- bzw. Wanderbettfiltern finden sich in Kapitel 3.1.3.3 auf Seite 140.

Gründe für die Anwendung

Der Einsatz des Filters führt zu geringeren Umweltbelastungen, insbesondere wenn schwermetallhaltige Brennstoffe (Kohle), Abfallbrennstoffe oder Abfallrohstoffe (z. B. Gießereisande) eingesetzt werden oder wenn der eingesetzte Kalkstein erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen oder Organik enthält.

Referenzanlagen

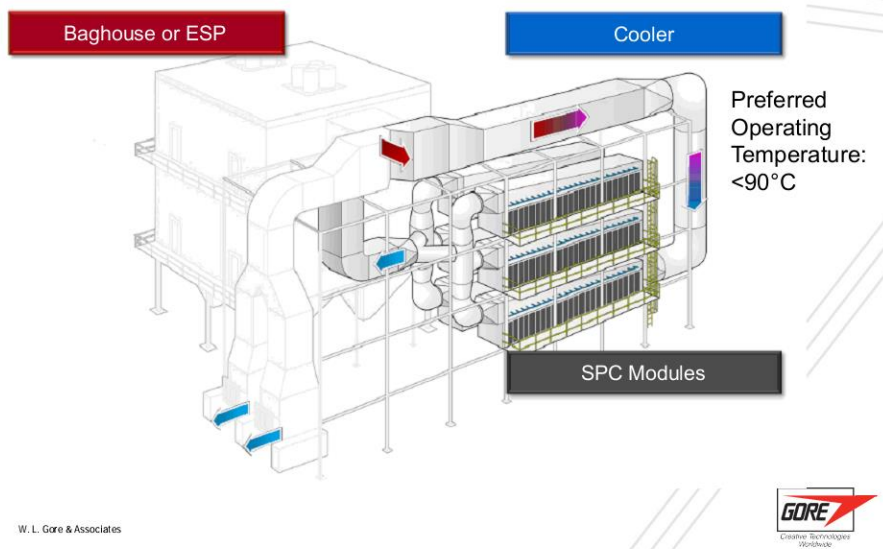
In Siggenthal im Schweizer Kanton Aargau betreibt die Firma Holcim AG seit 1994 einen Wanderbettfilter. [BREF CLM 2010] Nach 20 Jahren Betriebszeit kam es während der Revisionsarbeiten im Zementwerk zur Selbstentzündung des Filters; fünf Monate später ging der erneuerte Filter wieder in Betrieb. [Holcim 2014] In Deutschland wird das Verfahren bislang nicht eingesetzt.

3.1.4.5 Einbau der Sorbent Polymer Catalyst Composite-Technik (SPC)

Eine Beschreibung der Technik findet sich in Kapitel 3.1.2.4 auf Seite 127.

Im Gegensatz zu Kohlekraftwerken wird bei Zementwerken die Technik als „Stand-Alone“-Anlage eingesetzt, d. h. nicht in vorhandenen Abgasreinigungseinrichtungen eingebaut (vgl. Abbildung 30).

Stand-alone Installation



[GORE 2015a]

Abbildung 30: Einsatz von SPC-Modulen in einem Zementwerk

Erzielter Umweltnutzen

In einem (vom Zulieferer anonymisierten) Zementwerk in den USA wurden in eine nachgeschaltete Behandlungseinheit mit SPC-Technik bei Hg-Eingangskonzentrationen im Bereich zwischen 2 und 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Reingaswerte im Bereich unter 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Die berechneten Abscheideraten lagen in einem Zweitageszeitraum konstant über 85 %. In der Anlage wurden 4 Modulschichten übereinander eingesetzt. Bei einem anderen Zementwerk, lagen die Hg-Abscheideraten im Bereich von 72 bis 85 %. [GORE 2015d]

Medienübergreifende Aspekte

Das System arbeitet ohne Betriebsmittel. Durch den zeitweise erforderlichen Austausch der Module entsteht Abfall, der zu entsorgen ist.

Anwendungsbeschränkungen

Es bestehen keine Anwendungsbeschränkungen soweit der erforderliche Platz für die Anlage vorhanden ist.

Ökonomische Aspekte

Kostenabschätzungen für die SPC-Technik liegen für zwei Fallbeispiele für eine Anlage mit einem Abluftvolumenstrom von 400.000 Nm^3/h vor. Die Kosten verstehen sich inklusive Gerüststrukturen, Rohrleitungen, Modulwäsche und Sammelsystem für Flüssigkeiten. Ingenieur- und Entwicklungskosten sind in den Angaben enthalten. [GORE 2015b]

Fallbeispiel 1:

Minderung der Quecksilberemissionen um 75 % (von 20 µg/m³ auf 5 µg/m³)

Die folgende Tabelle enthält die Kosten (USD umgerechnet in EUR) für das Fallbeispiel 1. Es wird von einer Lebensdauer der Module von 7 Jahren ausgegangen; Austausch der Module nach 3 Jahren. Es ist somit von jährlichen Kosten zwischen 1,3 bis 2 Mio. € auszugehen.

Tabelle 32: Kostenbeispiel für einen Sorbent-Polymer-Katalysator (Lebensdauer 7 Jahre)

Maßnahme	Investitionskosten [Mio. €]
Systemkosten ohne Module	7,3-12,7
Modulkosten	1,8

[GORE 2015b]

Fallbeispiel 2:

Minderung der Quecksilberemissionen um 90 % (von 20 µg/m³ auf 2 µg/m³)

Die folgende Tabelle enthält die Kosten (USD umgerechnet in EUR) für das Fallbeispiel 2. Es wird von einer Lebensdauer der Module von 8 Jahren ausgegangen; Austausch der Module nach 3, 5, 6 und 7 Jahren. Es ist somit von jährlichen Kosten zwischen 1,4 bis 2 Mio. € auszugehen.

Tabelle 33: Kostenbeispiel für einen Sorbent-Polymer-Katalysator (Lebensdauer 8 Jahre)

Maßnahme	Investitionskosten [Mio. €]
Systemkosten ohne Module	8,2-13,6
Modulkosten	2,7

[GORE 2015b]

Gründe für die Anwendung

Mit der Technik lassen sich sehr niedrige Emissionskonzentrationen im Reingas erzielen.

Referenzanlagen

In Zementwerken in den USA wurden mit Stand von Mai 2015 insgesamt sechs Tests in einem Abgas-Teilstrom in Zementwerken durchgeführt. Derzeit nutzt noch kein Zementwerk die SPC-Technik der Fa. W. L. Gore & Associates, Inc. (GORE®) zur Quecksilberminderung für das gesamte Abgas. [GORE 2015d]

3.1.4.6 Röstverfahren für quecksilberbelasteten Zementwerkstaub

Die Fa. FLSmidth & Co. A/S in Dänemark hatte bis Juli 2015 auf ihren Internetseiten ein Röstverfahren zur Minderung der Quecksilberbelastung in ausgeschleustem Zementwerkstaub präsentiert. Bei dem Verfahren wird der Staub erhitzt und durch einen Elektrofilter geleitet, wo der weitgehend quecksilberfreie Staub abgeschieden wird. Das gasförmige Quecksilber wird weiter in einen Kühler geleitet, wo es kondensiert. Das Verfahren wurde im Jahr 2010 in den USA als Patent angemeldet. [FLSmidth 2015b] [Paone 2011]

Nach Auskunft der Firma wird das Verfahren seit Mitte 2015 nicht mehr angeboten; die zugehörige Beschreibung im Internet wurde entfernt.

Erzielter Umweltnutzen

In einem Labortest wurden 95 % des Quecksilbergehaltes aus dem Gewebefilterstaub entfernt. Bei der Simulation der Wechsel aus Direkt- und Verbundbetrieb ergab sich eine Minderungsrate von 75 %. [Paone 2011]

Referenzanlagen

Es wurden keine Anlagen errichtet.

3.2 Quecksilberemissionen über den Wasserpfad

3.2.1 Spezifische Quecksilberminderungstechniken für die Rauchgaswaschwasserbehandlung in Kohlekraftwerken

3.2.1.1 Zweistufige Fällung

Bei einer zweistufigen Fällung zur Behandlung von Abwasser aus dem Rauchgaswäscher wird in einer zweiten Abwasserbehandlungsstufe ein Organosulfid zur Quecksilberabscheidung zugegeben. Ziel ist einerseits eine bessere Quecksilberabscheidung, andererseits die Bildung von zwei Schlammfraktionen mit unterschiedlichen Quecksilbergehalten. Die Schlammfraktion mit niedrigen Hg-Gehalten kann dann bei geringer Belastung in die Verbrennung zurückgeführt werden. Die zweite Hg-reiche Fraktion ist zu deponieren. [Marsan 2013]

Eine Behandlung von Abwasser aus dem Rauchgaswäscher durch eine zweistufige Fällung ist beispielsweise folgendermaßen aufgebaut:

Erste Stufe:

- Oxidation des REA Abwassers in einem Behälter, um partikulär oder an Aktivkohle gebundenes Hg in Lösung zu bringen
- Anhebung des pH-Wertes, z. B. mit Kalkmilch um Schwermetalle in Lösung zu halten
- Dosierung eines oder mehrerer Flockungshilfsmittel (z. B. FeCl_3)
- Zwischenlagerung des ausgefällten Schlammes mit anschließender Entwässerung mit Hilfe einer Kammerfilterpresse
- Der Überlauf der Sedimentationsstufe 1 wird der zweiten Stufe zugeführt

Zweite Stufe:

- Einstellung eines pH-Wertes von 8,5 bis 9 mit Kalkmilch zur Einleitung der hydroxydischen Fällung von Schwermetallen
- Zugabe quecksilberspezifischer Fällungsmittel, z. B. Organosulfide
- Der sedimentierte Schlamm wird abgezogen und entwässert.
[Riethmann 2013]

Ein erhöhtes Redoxpotential in der ersten Fällungsstufe hält das Quecksilber in Lösung und führt zu einer besseren Trennung vom Schlamm, der in der ersten Stufe abgeschieden wird. [Reissner et al. 2015]

Erzielter Umweltnutzen

Im Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Kohlekraftwerken werden durch eine zweistufige Fällung und der Anwendung von Organosulfiden bei sorgfältiger Anlagenführung Quecksilberkonzentrationen im Bereich von deutlich unter 1 µg/l erreicht. [RP Darmstadt 2013] [Murphy 2015]

Tabelle 34 nennt die von STEAG genannten Verteilungen der Schlamm-mengen und Hg-Konzentrationen im Schlamm.

Tabelle 34: Schlamm-mengen und Hg-Konzentration bei einer zweistufigen Fällung

Fällungsstufe	Schlamm-menge	Hg-Konzentration im Schlamm
Stufe ohne Hg-spezifische Fällungsmittel	95 %	10 ppm
Stufe mit Hg-spezifische Fällungsmittel	5 %	2.000 ppm

[Marsan 2013]

Bei einer Rückführung des Schlammes aus der Fällungsstufe ohne den Einsatz quecksilberspezifischer Fällungsmittel wird einerseits ein Teil des abgeschiedenen Quecksilbers wieder in die Feuerung eingebracht, andererseits erfolgt aber auch eine Rezirkulation von Halogenen, die zu einer Verbesserung des Abscheideverhaltens von Quecksilber in der Rauchgasreinigung durch Oxidationseffekte führt. Da bei einer zweistufigen Abwasserreinigung im Verhältnis wesentlich weniger Quecksilber als Chlor und / oder Brom rezirkuliert wird, erfolgt hierdurch eine Kompensation dieses Effektes. Im Ergebnis kann dies zu einer Minderung der Quecksilberkonzentrationen im Reingas beitragen.
[Riethmann 2013]

Medienübergreifende Aspekte

Organosulfide bilden mit Schwermetallen stabile Komplexe. Darum ist darauf zu achten, dass keine Überdosierung erfolgt, weil die stabilen Komplexe ansonsten in das Gewässer gelangen bzw. dort gebildet werden. [BLW 2005]

Anwendungsbeschränkungen

Es bestehen keine Anwendungsbeschränkungen.

Ökonomische Aspekte

Nach einer groben Schätzung eines Herstellers für Abwasserbehandlungstechnologie würden für die Erweiterung einer einstufigen auf eine zweistufige

Fällung in der Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche eines großen Kohlekraftwerks Investitionskosten von 250.000 bis 300.000 € anfallen. [PWT 2015] Über einen Zeitraum von 10 Jahren würden sich somit Abschreibungskosten von 25.000 bis 30.000 € ergeben.

Für ein Steinkohlekraftwerk mit einer Leistung von 1.000 MW_{el} wird ein Verbrauch an TMT15® in der Abwasserbehandlung von jährlich ca. 6 t kalkuliert. [EON 2014] Bei einem Preis von 1.500 €/t errechnen sich Jahreskosten von ca. 9.000 €.

Somit ergeben sich zusätzliche Stromkosten von ca. 0,002 Cent/kWh, was einem Anteil an den Stromgestehungskosten eines Steinkohlekraftwerks von 0,04 % entsprechen würde.

Gründe für die Anwendung

Im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung kann mit der Technik ein Beitrag zur Quecksilberminderung zum Erreichen der Umweltqualitätsnorm (UQN) der Richtlinie für Prioritäre Stoffe erzielt werden.

Referenzanlagen

Die Reinigung des Abwassers aus der Rauchgasreinigung mit einer zweistufigen Abwasserbehandlungsanlage wird beispielsweise in den Kraftwerken Lünen, Herne und Voerde der STEAG durchgeführt.

Auch das Kraftwerk Staudinger der Firma E.ON SE ist mit einer zweistufigen Abwasserbehandlungsanlage ausgerüstet. [Schneidereit 2011]

3.2.1.2 Ultrafiltration

Die Ultrafiltration ist ein Membranverfahren, bei dem eine durch eine Membran fließende Flüssigkeit aufgetrennt wird. Das Permeat fließt durch die Membran und das Konzentrat wird zurückgehalten. Treibende Kraft des Verfahrens ist die Druckdifferenz entlang der Membran. Die für die Ultrafiltration eingesetzten Membranen funktionieren grundsätzlich wie Siebe. Gelöste Stoffe und Teilchen mit molekularer Größe können durch die Poren treten, wohingegen suspendierte Teilchen, Bakterien, Viren oder sogar größere Makromoleküle zurückgehalten werden. Der Porendurchmesser von Membranen zur Ultrafiltration liegt bei 0,001 bis 0,1 µm. [BREF CWW 2003] [BREF CWW Draft 2014]

Membranfilterverfahren werden gewöhnlich im Querstrom betrieben, um die Membranoberfläche sauber zu halten. Der Permeatfluss verläuft senkrecht zum Zulauf. Die Verunreinigungen verbleiben im Zulauf, der mit vermindertem Volumen das Membransystem als aufkonzentrierter Abwasserstrom verlässt.

Ultrafiltrationsverfahren sind vielfältig einsetzbar und werden neuerdings auch als Endreinigungsstufe zur Abtrennung von Schwermetallen, darunter auch Quecksilber in der Behandlung von Abwasser aus Rauchgaswäschern eingesetzt. Das Verfahren eignet sich nur zur Reinigung von Quecksilber und anderen Schadstoffen, die an Partikel anhaften. Im Abwasser gelöstes Quecksilber lässt sich daher mit diesem Verfahren nicht aus dem Abwasserstrom entfernen.

Bei der Behandlung von Abwasser aus der Rauchgasreinigung von Kohlekraftwerken kommen insbesondere Membranen aus Siliciumcarbid (SiC) zum

Einsatz. Diese zeichnen sich durch eine hohe Leistungsfähigkeit und Chemikalienresistenz aus. Letztere ist erforderlich, da im Rhythmus von wenigen Tagen zur Verhinderung von irreversiblen Fouling mit konzentrierter Salzsäure gereinigt werden muss. [Sigmaier 2015]

Versuche an einer Pilotanlage wurden in den USA bereits im Jahr 2008 durchgeführt. [Owens et al. 2011] [Diel 2014] In Deutschland wurden in den Steinkohlekraftwerken der Firma E.ON SE in Heyden, Wilhelmshaven und Großkrotzenburg (Staudinger) Anlagen mit der Ultrafiltrationstechnik mit einem Teilstrom des Abwassers betrieben. [Schneidereit 2014a] [Schneidereit 2014b] [Sigmaier 2015] Die jeweils viermonatigen Erprobungen erfolgten in Heyden in der ersten Jahreshälfte 2013, im KW Staudinger in der zweiten Jahreshälfte 2013. Über die Versuche in Wilhelmshaven liegen keine Informationen vor.

Nachfolgende Komponenten stellen den Aufbau der Teilstromanlage dar:

- Vorfilter zum Schutz der Membrankanäle gegen Grobstoffe
- SiC-Membran mit einer Porengröße von 0,04 µm
- Rückspülsystem
- CIP-Station (chemische Reinigungsstation)

Der Teilstrombetrieb im Kraftwerk Heyden ergab folgende Emissionswerte:

Tabelle 35: Emissionswerte der Membranfiltration im Kraftwerk Heyden (Teilstrombetrieb 2013)

Parameter	Wert	Einheit
Min. Ablaufkonzentration	< 0,05	µg/l
Max. Ablaufkonzentration	0,1	µg/l
Durchschn. Ablaufkonzentration	0,056	µg/l
Durchschn. Abscheiderate	84,6	%

[Schneidereit 2014b]

Die Ergebnisse des Versuchsbetriebes am Kraftwerk Staudinger zeigen Abscheideraten, die stark abhängig vom Zulaufwert waren. Bei sehr geringen Zulaufkonzentrationen im Bereich von unter 0,1 µg/l wurde keine weitere Abscheidung festgestellt. Bei Zulaufkonzentrationen im Bereich von 3 bis 6 µg/l konnten Abscheideraten von über 95 % und Ablaufwerte deutlich unter 0,1 µg/l erzielt werden; ein Großteil der Emissionswerte lag unterhalb der Bestimmungsgrenze (LOQ) von 0,05 µg/l). [Schneidereit 2014b]

Die amtliche Überwachung der ersten großtechnischen Anlage im Kraftwerk Heyden ergab im Jahr 2015 Quecksilberemissionswerte von < 0,005 µg/l (Mai), 0,022 µg/l (November) und 0,04 µg/l (Dezember). [ELWAS 2016]

Erzielter Umweltnutzen

Im Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Kohlekraftwerken werden mit der Ultrafiltrationstechnik – in Verbindung mit zuverlässig arbeitender vorgeschalteter zweistufiger Fällung – Quecksilberkonzentrationen im Jahresmittel von unter 0,06 µg/l erreicht. Einzelne Maximalwerte in Höhe von bis zu 0,1 µg/l können auftreten.

Neben der Minderung von Quecksilber werden mit der Ultrafiltration auch andere Schwermetalle und weitere partikelgebundene Schadstoffe abgetrennt.

Medienübergreifende Aspekte

Durch den Einsatz der Technik erhöht sich der Energieverbrauch der Abwasserbehandlung. Er liegt im Bereich von 1-10 kWh/m³.

Anwendungsbeschränkungen

Es gibt keine Anwendungsbeschränkungen für die Technik, wenn am Standort ausreichend Platz vorhanden ist.

Ökonomische Aspekte

Die Investitionskosten für 4 Membran-Modullinien je 10 Kubikmeter pro Stunde, einen Vorlagebehälter (12 m³), Permeatbehälter (1 m³), Lagertank für Regenerierchemikalien (6 m³) und Zubehör belaufen sich auf 1,05 Mio. €. [BezRegDT 2015] Für die Kapazität des Kraftwerks von 920 MW_{el} ergeben sich bei einer Abschreibungsdauer von 10 Jahren Zusatzkosten von 0,0025 Cent/kWh. Dies entspricht einem Anteil an den Stromgestehungskosten von 0,05 %.

Etwas höhere Investitionskosten für dieselbe Anlage von 1,3 bis 1,5 Mio. € werden von einer Herstellerfirma für die Membrantechnik genannt. [PWT 2015] Entsprechend würden sich Zusatzkosten von 0,0034 Cent/kWh bzw. ein Anteil an den Stromgestehungskosten von 0,07 % ergeben.

Da es sich bei der Ultrafiltration um eine Endreinigung handelt, fallen vergleichsweise geringe zusätzliche Schlammengen an. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Entsorgungskosten für diese Schlämme im Verhältnis zu den übrigen Kosten vernachlässigbar sind.

Gründe für die Anwendung

Im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung kann mit der Technik ein Beitrag zur Quecksilberminderung zum Erreichen der Umweltqualitätsnorm (UQN) der Richtlinie für Prioritäre Stoffe erzielt werden.

Referenzanlagen

Ende April 2015 ging im Kraftwerk Heyden die erste großtechnische Ultrafiltrationsanlage für die Endreinigung von Abwasser aus einer Rauchgaswäsche in Betrieb. [BezRegDT 2015].

3.2.1.3 Ionenaustauscherverfahren

Bei Ionenaustauscherverfahren werden unerwünschte oder gefährliche ionische Abwasserinhaltsstoffe durch ein Ionenaustauscherharz entfernt und durch andere Ionen ersetzt. Die im Austauscherharz gebundenen Ionen werden von Zeit zu Zeit im Rahmen einer Regeneration mit einer Regenerierflüssigkeit aus dem Harz wieder entfernt. Das Regenerat, in dem die Schadstoffe konzentriert sind, wird anschließend entsprechend entsorgt.

Ein Ionenaustauscher besteht üblicherweise aus:

- einem senkrechten zylindrischen Druckbehälter, der das Harz für gewöhnlich als gepackte Säule mit mehreren möglichen Konfigurationen enthält

- einem Verteilersystem für den Zulauf des Abwassers, das für eine gleichmäßige Verteilung im Harzbett sorgt. Es dient auch der Sammlung des Rückspülwassers
- einem Regelventil und einem Rohrleitungssystem zum Transport der Regenerierlösung und des Abwasserstroms
- einem System zur Regenerierung des Harzes

Allgemein gebräuchliche Ionenaustauscher bestehen aus makroporösen Kunstharzkörnern mit kationischen oder anionischen funktionellen Gruppen. [BREF CWW 2003] [BREF CWW Draft 2014]

Ionenaustauscher können u. a. zur Reinigung von gelöstem Quecksilber im Abwasser aus der Rauchgaswaschwasserbehandlung von Kohlekraftwerken eingesetzt werden. Um ein Zusetzen des Ionenaustauschers mit Partikeln zu vermeiden, ist eine vorgeschaltete Filtration erforderlich. [Owens et al. 2011]

In den USA wurde im Jahr 2008 eine Pilotanlage mit verschiedenen quecksilberspezifischen Austauscherharzen betrieben. [Owens et al. 2011] Von März 2010 bis Januar 2011 war im Kraftwerk Staudinger der Firma E.ON SE in Großkrotzenburg eine Pilotanlage zur Abscheidung von Quecksilber und anderen Schwermetallen als Endreinigungsstufe für die Behandlung von Abwasser aus den Rauchgaswäschern der Anlage in Betrieb.

Die Anlage bestand im Wesentlichen aus drei in Reihe geschalteten Filtersäulen. Die erste Säule war als Mehrschichtfilter ausgeführt. Die beiden anderen Säulen waren mit verschiedenen Ionenaustauscherharzen befüllt. Die Anlage wies eine Kapazität von 1,5 m³/h auf. [Schneidereit 2011]

Zusammenfassend zeigen die Versuche eine Abscheideleistung durch den vorgeschalteten Mehrschichtfilter bei Quecksilber von durchschnittlich 71,5 %. Die beiden nachgeschalteten Ionenaustauschersäulen erreichten während der Versuchszeit einen durchschnittlichen Abscheidegrad von ca. 50 %.

Im Gesamtergebnis wurden Quecksilberkonzentrationen am Ablauf der Ionenaustauschereinheit von durchschnittlich 0,2 µg/l erreicht. Der Maximalwert lag bei 0,6 µg/l. [Schneidereit 2011]

Erzielter Umweltnutzen

Im Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Kohlekraftwerken werden mit der Ionenaustauschertechnik – in Verbindung mit einer zuverlässig arbeitenden zweistufigen Fällung – Quecksilberkonzentrationen im Jahresmittel von durchschnittlich 0,2 µg/l erreicht. Einzelne Maximalwerte in Höhe von bis zu 0,6 µg/l können auftreten.

Neben der Reinigung von Quecksilber werden mit Hilfe der Ionenaustauschertechnik auch andere Schwermetalle und weitere Schadstoffe, die an Partikel gebunden sind, abgetrennt.

Medienübergreifende Aspekte

Durch den Einsatz der Technik erhöht sich der Energieverbrauch der Abwasserbehandlung.

Anwendungsbeschränkungen

Es gibt keine Anwendungsbeschränkungen für die Technik, wenn am Standort ausreichend Platz vorhanden ist.

Ökonomische Aspekte

Für eine Ionenaustauscheranlage mit einem Durchsatz von 12 m³/h, ausreichend für ein Kraftwerk mit 500 MW_{el.}, bestehend aus

- Sandfilter,
- Kerzen- oder Gewebefilter,
- 2 Säulen mit je 1,25 m³ Selektivaustauscher-Harz und der
- Möglichkeit einer HCl-Spülung

lassen sich Investitionskosten von ca. 300.000 € veranschlagen. Hinzu kommen Jahresbetriebskosten (Energie, Chemikalien, Personal, Abfallentsorgung etc.) von max. 30.000 €. [MionTec 2015]

Bei einer Abschreibungsdauer von 10 Jahren ergeben sich Kosten von 33.000 €/a. Hiermit errechnen sich Jahreszusatzkosten von 0,003 Cent/kWh. Dies entspricht einem Anteil an den Stromgestehungskosten von 0,05 %.

Gründe für die Anwendung

Im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung kann mit der Technik ein Beitrag zur Quecksilberminderung zum Erreichen der Umweltqualitätsnorm (UQN) der Richtlinie für Prioritäre Stoffe erzielt werden. [EU UQN-RL 2013]

Referenzanlagen

Im Kraftwerksbereich über 300 MW sind bislang keine Anlagen, die im großtechnischen Betrieb im Einsatz sind, bekannt. Eine Pilotanlage, die einen Teilstrom der Abwasser behandelte, wurde im Kraftwerk Staudinger über einen Zeitraum von 11 Monaten betrieben. In Abfallverbrennungsanlagen in der Schweiz werden Ionenaustauscher zur Quecksilberminderung schon seit längerer Zeit eingesetzt. [AWEL 2013] [Adam et al. 2010]

Eine Schweizer Firma nennt in ihren Referenzen insgesamt 15 Abfallverbrennungsanlagen, in denen Ionenaustauscher zur Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche eingesetzt werden, darunter auch die MVA Ingolstadt. Die Anlagen sind teilweise bereits seit dem Jahr 2000 im Einsatz. [BSH 2015] Auch andere Quellen beschreiben das Ionenaustauscherverfahren als Standardtechnik zur Behandlung von Waschwässern aus Abfallverbrennungsanlagen in der Schweiz. [Adam et al. 2010] [Bühler et al. 2011]

Ionenaustauscher werden in der Schweiz gegen Quecksilber an zwei Stellen im Reinigungsprozess eingesetzt: Zunächst dienen Ionenaustauscher der Behandlung von saurem Abwasser aus dem Wäscher. Das so vom Quecksilber abgereicherte Waschwasser wird dann zur Waschung von Filteraschen eingesetzt mit dem Ziel, Schwermetalle aus den Aschen zu lösen. Das Waschwasser wird anschließend einer klassischen Flockung und Fällung unterzogen.

Als Endreinigungsstufe wird dann nochmals ein Ionenaustauscher eingesetzt, um die Abwassergrenzwerte der schweizerischen Gewässerschutzverordnung einhalten zu können. [BSH 2015] [Bühler et al. 2011] Der Grenzwert für Quecksilber beträgt in der Schweiz 1 µg/l. [CH GSchV]

3.3 Zusammenfassung zum Stand der Technik

3.3.1 Techniken zur Hg-Abscheidung im Rauchgas

Tabelle 36: Übersicht der Techniken zur Quecksilberminderung im Rauchgas

Art der Maßnahme	Praktische Eignung	Verfügbarkeit	Verhältnismäßigkeit
Eindüsung von Sorbens (Aktivkohle, bromierte Aktivkohle u. a.) vor trockener Staubabscheidung Effekt: Hg-Abscheidung am Sorbens, Sorbens-Austrag mit Flugasche und mit Wäserschlammm.	In USA an zahlreichen Kohlekraftwerken realisiert. In Deutschland: Übliche Praxis in nahezu allen Abfallverbrennungsanlagen. Allgemein anwendbar	Leicht verfügbar. Mehrere Anbieter auf dem deutschen Markt. Kurze Einbauzeit (inkl. Ausschreibung): ca. 1 Jahr	Kosten* beim Vorhandensein einer trockenen Staubabscheidung zum Erreichen einer Jahres-Emissionskonzentration von $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$: 0,005 – 0,1 Cent/kWh, d. h. ca. 0,2 bis 3,3 % der Stromgestehungskosten
Zugabe von Sorbens (z. B. Aktivkohle) vor Wäscher. Effekt: Verhinderung der Hg-Re-Emission aus dem Wäscher. Hg-Abscheidung am Sorbens, Sorbens-Austrag mit dem Wäserschlammm.	In USA in mehreren Anlagen im Einsatz. In Deutschland: Erprobt in mind. 4 Steinkohlekraftwerken. Allgemein anwendbar	Leicht verfügbar. Mehrere Anbieter auf dem deutschen Markt. Kurze Einbauzeit (inkl. Ausschreibung): ca. 1 Jahr	Kosten* beim Vorhandensein eines Wäschers zum Erreichen einer Jahres-Emissionskonzentration von $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$: 0,01 – 0,02 Cent/kWh**, d. h. ca. 0,2 bis 0,6 % der Stromgestehungskosten
Zugabe von Fällungsmitteln (z. B. Organo-sulfide). Effekt: Verhinderung der Hg-Re-Emission aus dem Wäscher. Hg-Komplexierung und Austrag mit dem Wäserschlammm.	An mehreren deutschen Stein- und Braunkohlekraftwerken im Einsatz. Allgemein anwendbar.	Leicht verfügbar. Mehrere Anbieter auf dem deutschen Markt. Kurze Einbauzeit (inkl. Ausschreibung): ca. 1 Jahr	Kosten* beim Vorliegen einer hohen Hg-Oxidationsrate zum Erreichen einer Jahres-Emissionskonzentration von $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$: ca. 0,0005 bis 0,014 Cent/kWh, d. h. ca. 0,01 bis 0,3 % der Stromgestehungskosten
Einbau kohlenstoffhaltiger Membranen-Elemente hinter vorhandenem Wäscher. Effekt: Hg-Abscheidung ohne Voraussetzung einer hohen Hg-Oxidationsrate	In USA an vier Kohlekraftwerken realisiert. Kosten und Anwendbarkeit von verfügbarem Platz über dem Wäscher abhängig	Eingeschränkt verfügbar. GORE-Patent. Noch nicht von deutscher GORE-Filiale angeboten. Einbauzeit (inkl. Ausschreibung): ca. 1 Jahr	Kosten* bei Einsatz im bestehendem Wäscher zum Erreichen einer Jahres-Emissionskonzentration von $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$: 0,007 – 0,011 Cent/kWh d. h. ca. 0,1 bis 0,2 % der Stromgestehungskosten
* Kalkulation auf der Basis jährlicher Betriebskosten einschließlich Abschreibungskosten für Investitionen		** Die Kalkulation berücksichtigt auch die Zugabe von Brom in die Verbrennung sowie einen erforderlichen Wasserschleisszyklus	

[Ökopoll 2015]

Für Kraftwerke, in denen nur ein geringer Anteil des Quecksilbers oxidiert vorliegt (z. B. bei Fehlen eines DeNOx-Katalysators, bei fehlender freier Kapazität des DeNOx-Katalysators und / oder beim Einsatz von Kohlesorten mit geringem Chloranteil) können die oben genannten Minderungstechniken mit einer der in Kapitel 3.1.2 beschriebenen Techniken zur Oxidation von Quecksilber im Rauchgasstrom verbunden werden. Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über diese Techniken, ihre Verfügbarkeit und Kosten.

3.3.2 Techniken zur Erhöhung der Hg-Oxidation

Tabelle 37: Übersicht der Techniken zur Quecksilberoxidation im Rauchgas

Art der Maßnahme	Praktische Eignung	Verfügbarkeit	Verhältnismäßigkeit
Hg-spezifische Katalysator-Lagen in bestehender SCR-Anlage (DeNOx-Katalysator).	An mehreren deutschen Steinkohlekraftwerken realisiert. In DeNOx allg. anwendbar.	Leicht verfügbar. Hitachi-Patent: z. Zt. ein Anbieter auf dem deutschen Markt. Kurze Einbauzeit (inkl. Ausschreibung): (< 1 Jahr)	Kosten* zum Erreichen einer Hg-Oxidationsrate von > 90%: 0,004 Cent/kWh, d. h. ca. 0,1 % der Stromgestehungskosten
Halogenzugabe (z. B. Bromsalz) auf die Kohle oder in Rauchgasstrom. Effekt: Hg-Oxidation. Somit Verbesserung der nachfolgenden Hg-Abscheidung in Staubfiltern. Hg-Austrag mit der Flugasche oder mit dem Wäscherschläm	In USA an mehreren Kohlekraftwerken realisiert. In Deutschland: Einsatz in mehreren Sonderabfallverbrennungen. Allg. anwendbar; ggf. Korrosionsschutz zusätzlich nötig. Eignung v. a. für chlorarme Brennstoffe sowie Kraftwerke ohne SCR	Leicht verfügbar. Vosteen-Patent: z. Zt. ein Anbieter auf dem deutschen Markt. Kurze Einbauzeit (inkl. Ausschreibung): (< 1 Jahr)	Kosten* zum Erreichen einer Hg-Oxidationsrate von > 90%: 0,01 - 0,02 Cent/kWh, d. h. ca. 0,2 bis 0,5 % der Stromgestehungskosten
* Kalkulation auf der Basis jährlicher Betriebskosten einschließlich Abschreibungskosten für Investitionen			

[Ökopoll 2015]

3.3.3 Techniken zur Hg-Abscheidung im Abwasser

Tabelle 38: Übersicht der Techniken zur Quecksilberminderung im Abwasser

Art der Maßnahme	Praktische Eignung	Verfügbarkeit	Verhältnismäßigkeit
Zweistufige Fällung von Wäscherabwasser. Erste Fällungsstufe mit quecksilberspezifischen Organosulfiden. Abtrennung von Hg mit separater Klärschlammfraktion	An mehreren deutschen Steinkohlekraftwerken im Einsatz	Leicht verfügbar. Mehrere Anbieter auf dem deutschen Markt. Mittlere Einbauzeit (inkl. Ausschreibung): ca. 2 Jahre	Kosten* zum Erreichen Emissionswerten $\leq 0,1 \mu\text{l}$ (4-aus-5-Regel) bzw. $\leq 0,06 \mu\text{g/l}$ als Jahresmittelwert: 0,002 Cent/kWh, d. h. ca. 0,04 % der Stromgestehungskosten
Membranfiltration von Wäscherabwasser zusätzlich zur zweistufigen Hg-Fällung. Abtrennung von Hg mit Klärschlamm.	An einem deutschen Steinkohlekraftwerk im Einsatz. An einem Steinkohlekraftwerk im Bau.	Eingeschränkt verfügbar. Wenige Anbieter auf dem deutschen Markt. Mittlere Einbauzeit (inkl. Ausschreibung): ca. 2 Jahre	Kosten* zum Erreichen von Emissionswerten $\leq 0,1 \mu\text{l}$ (4-aus-5-Regel) bzw. $\leq 0,06 \mu\text{g/l}$ als Jahresmittelwert: 0,0025 bis 0,0034 Cent/kWh, d. h. ca. 0,05 -0,07 % der Stromgestehungskosten
Ionenaustauscher von Wäscherabwasser zusätzlich zur zweistufigen Hg-Fällung. Abtrennung von Hg mit Klärschlamm.	Teilstromeinsatz an einem deutschen Steinkohlekraftwerk (11 Monate). Übliche Praxis in Schweizer Abfallverbrennungsanlagen.	Eingeschränkt verfügbar. Wenige Anbieter auf dem deutschen Markt. Mittlere Einbauzeit (inkl. Ausschreibung): ca. 2 Jahre	Kosten* zum Erreichen von Emissionswerten $\leq 0,1 \mu\text{l}$ (4-aus-5-Regel) bzw. $\leq 0,06 \mu\text{g/l}$ als Jahresmittelwert: 0,003 Cent/kWh, d. h. ca. 0,05 % der Stromgestehungskosten

* Kalkulation auf der Basis jährlicher Betriebskosten einschließlich Abschreibungskosten für Investitionen

[Ökopoll 2015]

4 ÜBERTRAGUNG AUF ANLAGEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN

In diesem Kapitel wird für die relevanten im Fokus der Untersuchung stehenden Anlagen geprüft, welche Techniken zur Quecksilberminderung eingesetzt werden können, welche Emissionswerte erreichbar sind und welche Kosten mit den Maßnahmen verbunden sind.

4.1 Techniken, die in NRW zur Quecksilberminderung in Frage kommen

4.1.1 Luftemissionen aus Kohlekraftwerken (13. BImSchV)

Für Kohlekraftwerke kommen alle in Kapitel 3.1 beschriebenen Techniken in Frage, mit Ausnahme der Kraftwerke, die mit trockener Rauchgasreinigung arbeiten; bei diesen ist es nicht möglich, die Verfahren, die die Zugabe von Sorbentien im Wäscherkreislauf vorsehen, anzuwenden.

Für Kohlekraftwerke, die mit einer katalytischen Entstickung ausgestattet sind, stehen spezielle Katalysatormaterialien zur Verfügung, die die Quecksilberoxidation begünstigen. Dadurch erfolgt eine verstärkte Zurückhaltung in der Entstaubung und Entschwefelung. Wenn die Oxidation auf diesem Wege nicht erreicht werden kann, gibt es die Möglichkeit, die Oxidation durch Halogenid-Zusatz (z. B. Bromsalz) zu verstärken.

Für Kohlekraftwerke, die mit einem Wäscher betrieben werden, steht als erste Technik die Zurückhaltung von Quecksilber im Wäscher im Vordergrund. Dies kann mit Organosulfid-Verbindungen oder mit Schwefel dotierten Aktivkohlen bewirkt werden. Die Organosulfide verhindern die Umwandlung von gelöstem Quecksilber in gasförmiges Quecksilber (Re-Emission) und dienen der Ausschleusung aus dem System. Zur Verstärkung dieses Effektes kann Aktivkohle im Wäscherkreislauf eingesetzt werden. In diesem Fall ist darauf zu achten, dass der Gips möglichst nicht stärker mit Quecksilber belastet wird. Dies ist bei Verwendung eines speziellen Hydrozyklons möglich, der auch feine Aktivkohlepartikel bei der Gipsschlammseparierung ausschleust.

Ausgeschleustes und in die Abwasseranlage geleitetes Quecksilber sollte zweistufig gefällt werden, um Quecksilber separat deponieren zu können und eine hohe Abscheidung zu erreichen. Die zweistufige Fällung wird bereits in einer Reihe von Steinkohlekraftwerken eingesetzt.

Alternativ zum Einsatz von Sorbentien steht ein Filtermodul zur Wahl, das in einen vorhandenen Wäscher eingebaut werden kann. Ohne hohen Druckverlust sorgt es dafür, dass quecksilberhaltige Abgase in einer Gewebematrix eingebunden werden, an der das Abgas entlang strömt.

4.1.1.1 Braunkohlekraftwerke

Für Braunkohlekraftwerke nennt Kapitel 3 (ab Seite 109) Quecksilberminderungstechniken. Mit ihnen kann ein Jahresmittelwert unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht werden. Die Techniken sind erprobt. Der Quecksilberaustrag kann im Wesentlichen über das Wäscherwasser ausgetragen werden, so dass der Gips aus der Rauchgasreinigung nicht stärker mit Quecksilber belastet wird.

Für eine Überführung des Quecksilbers, das im Wäscherwasser aufkonzentriert ist, in eine Senke (Untertagedeponie) müsste die Praxis der Einbringung von Wäscherwasser und Flugasche in den Tagebau verändert werden.

Der fortgeschrittene Stand der Technik ermöglicht in Braunkohlekraftwerken die Unterschreitung eines Jahresmittelwertes (JMW) von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Bei diesem Zielwert lägen reale Betriebswerte künftig bei ca. $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dadurch lassen sich im Vergleich mit 2012 rund 82 % der Quecksilberemissionen aus Braunkohlekraftwerken vermeiden (1,2 Tonnen pro Jahr). Dies entspricht einer **Minderung der gesamten Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen um 41 %**. Die Investitions- und Betriebskosten für die Quecksilberminderungstechniken belaufen sich in den einzelnen Kraftwerken im Allgemeinen auf deutlich weniger als 1 % der Stromerzeugungskosten.

Als Pilotprojekte zur Quecksilberminderung sind die Braunkohlekraftwerksblöcke „Niederaußem K“, „Neurath F“ und „Neurath G“ besonders geeignet. Sie wurden erst vor wenigen Jahren errichtet und weisen zusammen eine Leistung von 3.200 MW_{el} auf. Dies entspricht knapp einem Drittel der Leistung der fünf größten Braunkohlekraftwerksstandorte.

Die Summe der Quecksilberemissionen der drei Blöcke belief sich im Jahr 2012 auf 364 kg. Bei Absenkung des Konzentrationswertes von in 2012 im Mittel rund $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf Werte um $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ können in diesen drei Blöcken rund 84 % der Braunkohle-Emissionen gemindert werden, entsprechend einer Quecksilbermenge von 306 kg. Dies entspricht einem Anteil von rund 10 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012.

4.1.1.2 Steinkohlekraftwerke

Für Steinkohlekraftwerke nennt ebenfalls Kapitel 3 (ab Seite 109) Quecksilberminderungstechniken. Mit ihnen kann ein Jahresmittelwert unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht werden. Die Techniken sind erprobt. Der Quecksilberaustrag kann im Wesentlichen über den Schlamm der Abwasserreinigung in Senken (Untertagedeponien) verbracht werden, so dass weder Gips noch (in der Zementindustrie verwertete) Flugasche oder Abwasser stärker mit Quecksilber belastet werden.

Der fortgeschrittene Stand der Technik ermöglicht in Steinkohlekraftwerken die Unterschreitung eines Jahresmittelwertes von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Bei diesem Zielwert lägen künftige Jahresmittelwerte bei ca. $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dadurch lassen sich im Vergleich mit 2012 rund 80 % der Quecksilberemissionen aus Steinkohlekraftwerken vermeiden (527 Kilogramm pro Jahr). Dies entspricht einer **Minderung der gesamten Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen um 18 %**. Die Investitions- und Betriebskosten für die Quecksilberminderungstechniken belaufen sich in den einzelnen Kraftwerken im Allgemeinen auf deutlich weniger als 1 % der Stromerzeugungskosten.

Als Pilotprojekte zur Quecksilberminderung sind die Steinkohlekraftwerksblöcke „Hamm Block E“ (neu), „Duisburg-Walsum 10“ (neu), „Duisburg-Walsum 9“, „Voerde A“ und „Voerde B“ besonders geeignet. Zwei Blöcke wurden erst vor Kurzem errichtet. Ihre Leistung beträgt in Summe 3.390 MW_{el} und macht einen hohen Anteil der Leistung der größten Steinkohlekraftwerksstandorte aus. Die Summe der Quecksilberemissionen der drei älteren Blöcke in 2012 betrug 230,2 kg, dazu kommen heute Emissionen der neuen Blöcke Walsum 10 in Duisburg und aus dem Block E in Hamm.

Bei Absenkung des Konzentrationswertes von im Mittel etwa $8,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2012) auf Werte um $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ können in den drei bestehenden Blöcken rund 90 % der Emissionen gemindert werden, entsprechend einer Quecksilbermenge von 206,8 kg (zzgl. der Emissionsminderung, die in den Blöcken Walsum 10 und Hamm Block E erreicht wird). Dies entspricht einem Anteil von rund 7 % der gesamten Quecksilberemissionen von Nordrhein-Westfalen im Jahr 2012.

4.1.2 Abwasseremissionen nach Anh. 47 AbwV (Kraftwerke)

Für Anlagen zur Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Kohlekraftwerken kommen grundsätzlich die in Kap. 3.2 genannten Techniken zur zusätzlichen Quecksilberabscheidung in Frage. Die meisten der in NRW in Betrieb befindlichen Abwasserreinigungsanlagen für diesen Bereich werden bereits mit einer zweistufigen Fällung betrieben, so dass für zusätzliche Minderungsmaßnahmen insbesondere Ionenaustauscher oder Ultrafiltrationsanlagen zur Verfügung stehen. Grundsätzlich können auch beide Techniken hintereinander geschaltet werden, da sich die Ultrafiltration insbesondere zur Abscheidung von partikelgebundenem Quecksilber und Ionenaustauscher zur Abscheidung von gelöstem Quecksilber aus dem Abwasserstrom eignen.

Der Stand der Technik ermöglicht in Anlagen nach Anhang 47 AbwV die Einhaltung eines Jahresmittelwertes von $0,06 \mu\text{g}/\text{l}$; bei Anwendung der Techniken können Maximalwerten bis $0,1 \mu\text{g}/\text{l}$ auftreten.

Bei Anwendung der in Kap. 3.2.1.2 und Kap. 3.2.1.3 beschriebenen Techniken besteht in den Anlagen in Nordrhein-Westfalen ein Minderungspotenzial von ca. 96 % der Emissionen von 2012, in Summe rund 3 kg/a.

4.1.3 Luftemissionen aus Abfall- und Mitverbrennungsanlagen (17. BImSchV)

Für Abfallverbrennungsanlagen kommen alle der in Kapitel 3.1.3 genannten quecksilberspezifischen Emissionsminderungstechnik in Frage. Diese werden in Nordrhein-Westfalen bereits angewendet. Bei Anlagen, die einen Gewebefil-

ter aufweisen, vor dem beispielsweise HOK® eingedüst wird, bietet sich die mit einer Quecksilbermessung im Rohgas gesteuerte Eindüsung von dotierten Adsorbentien an.

Für Zement- und Kalkwerkwerke mit Abfallmitverbrennung kommen grundsätzlich die in Kap. 3.1.4 beschriebenen Maßnahmen in Frage. Wechselweiser Direkt- und Indirektbetrieb werden bereits bei allen Zement- und Kalkwerken praktiziert. Die übrigen Techniken wurden in NRW bislang nur versuchsweise eingesetzt.

Der fortgeschrittene Stand der Technik ermöglicht in Abfallverbrennungsanlagen die Unterschreitung eines Jahresmittelwertes von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bei diesem Zielwert lägen künftige Jahresmittelwerte bei ca. $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dadurch lassen sich im Vergleich mit 2012 rund 50 % der Quecksilberemissionen aus Abfallverbrennungsanlagen vermeiden (ca. 50 kg pro Jahr). Dies entspricht einer **Minderung der gesamten Quecksilberemissionen in Nordrhein-Westfalen um 1-2 %.**

Pilotanlagen werden in diesem Bereich nicht prioritär empfohlen. Zum einen sind die Techniken bereits in der Branche weit verbreitet und etabliert. Zum anderen ist die erreichbare Minderung in den einzelnen Anlagen im normalen Betrieb gering. Allerdings können im Fall von illegalen Einträgen durch die neuen Techniken wesentliche Minderungsbeiträge erreicht werden.

Bei Zementwerken sehen bisher übliche Techniken zur Minderung der Quecksilberemissionen vor, das an Staub gebundene Quecksilber aus dem Brennprozess auszuschleusen und dem Zement beizumischen. Zur Erhöhung der Effizienz kann diese Technik durch Zugabe von Sorbentien unterstützt werden.

Minderungstechniken, mit denen Quecksilber aus Zement- und Kalkwerken der Umwelt dauerhaft entzogen wird, werden in Deutschland noch nicht angewendet. Welche Emissionswerte mit vertretbaren Kosten durch Sorbentienzugabe erreichbar sind, konnte im Projekt nicht ermittelt werden. **Hier besteht noch Untersuchungsbedarf.**

Aufgrund der relativ hohen Emissionen einzelner Anlagen sind Pilotprojekte an den folgenden Zementwerken besonders gut geeignet, um die Techniken zur Ausschleusung und Deponierung von Quecksilber zu erproben: Standorte Ennigerloh, Beckum und Geseke, die jeweils mehr als 30 kg Quecksilber pro Jahr emittieren.

4.1.4 Abwasseremissionen nach Anh. 33 AbwV (Abfallverbrennungsanlagen)

Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Abfallverbrennungsanlagen ist dem Abwasser aus der Wäsche von Kohlekraftwerken sehr ähnlich. Für Anlagen nach Anhang 33 AbwV können daher dieselben Techniken eingesetzt werden, wie für Anlagen nach Anhang 47 der AbwV, die in Kapitel 3.2 beschrieben werden. Ein relevantes Minderungspotenzial wird in dem Bereich nicht vermutet.

Durch Indirekteinleitungen, fehlende Volumenstrommessungen und die Behandlung des Abwassers zusammen mit Abwasser anderer Branchen konnte die Fracht von vier der acht Anlagen nach Anhang 33 nicht genau bestimmt werden.

Bei drei Anlagen, die ihr Abwasser direkt oder indirekt einleiten, besteht aufgrund der ermittelten Abwasserfrachten ein Minderungspotenzial. Zwei der Anlagen behandeln allerdings nicht nur das Abwasser aus Abfallverbrennungsanlagen sondern auch Abwasser aus weiteren Prozessen eines Chemiestandortes.

4.1.5 Abwasseremissionen nach Anh. 27 AbwV (CP-Anlagen)

Grundsätzlich können auch für Anlagen nach Anhang 27 der AbwV (CP-Anlagen) die Techniken zum Einsatz kommen, die in Kapitel 3.2 beschrieben sind. Zweistufige Quecksilberfällungen werden in diesem Bereich bereits eingesetzt.

Ob für diese Anlagen ein Quecksilberminderungspotenzial besteht, konnte aufgrund fehlender Daten zu den eingeleiteten Frachten nicht ermittelt werden. Die einzige Anlage, von der Frachtdaten vorlagen, wies mit 4 Gramm eine sehr geringe Fracht auf. Etwa ein Drittel der Anlagen weist Konzentrationswerte über 0,1 µg/l auf, so dass hier möglicherweise ein Minderungspotenzial besteht.

Die Anlagen weisen vermutlich relativ niedrige Volumenströme auf. Trifft dies zu, wären bei einem Drittel der Anlagen lediglich geringe Frachtminderungen erreichbar. Der Handlungsbedarf wird deshalb als gering eingeschätzt.

4.1.6 Abwasseremissionen nach Anh. 51 AbwV (Deponien)

Bei Anlagen zur Abwasserbehandlung von Deponieabwasser nach Anh. 51 der AbwV kommen bereits jetzt teilweise Verfahren, wie z. B. Aktivkohlefilter, Umkehrosmose und Fällungsmittel zum Einsatz. Insgesamt betrachtet sind aber die derzeit gemessenen Abwasserkonzentrationen schon so niedrig, dass kein Handlungsbedarf für weitere Minderungsmaßnahmen gesehen wird.

4.2 Erreichbare Emissionswerte und Minderungspotenzial

4.2.1 Luftemissionen aus Kohlekraftwerken (13. BImSchV)

Mit den beschriebenen Techniken lassen sich – allein oder in Kombination – in Kohlekraftwerken Quecksilber-Emissionswerte unter 1 µg/m³ im Jahresmittel erreichen.

Dadurch können in Kohlekraftwerken bei Betriebswerten von 0,8 µg/m³ etwa 82 % der Quecksilberemissionen aus Braunkohlekraftwerken, entsprechend 1,2 Tonnen, und etwa 80 % der Quecksilberemissionen aus Steinkohlekraftwerken, entsprechend 527 kg, gemindert werden. Dies entsprechend einer Gesamtmin- derung von rund 1,7 Tonnen (60 %).

4.2.2 Abwasseremissionen nach Anh. 47 AbwV (Kraftwerke)

Für Abwasser aus der Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Kohlekraftwerken ist ein Wert von 0,1 µg/l gemessen nach der 4-aus-5-Regel der AbwV mit den beschriebenen Techniken erreichbar. Im Jahresmittel ist ein Wert von 0,06 µg/l erreichbar.

Die Werte können beispielsweise mit einer Membranfiltration, die einer zwei-stufigen Fällung nachgeschaltet ist, eingehalten werden, oder mit einem Ionenaustauscher in Kombination mit einer zweistufigen Fällung (siehe Kap. 3.2.1.2).

Bei Anwendung der in Kap. 3.2.1.2 und Kap. 3.2.1.3 beschriebenen Techniken besteht in den Anlagen in Nordrhein-Westfalen ein Minderungspotenzial von ca. 96 % der Emissionen von 2012, in Summe rund 3 kg/a.

4.2.3 Luftemissionen aus Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen (17. BImSchV)

Bei Abfallverbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen ohne Kohlekraftwerke und Zementwerke sind mit den in Kap. 3.1.3 beschriebenen Techniken Emissionskonzentrationen unter 1 µg/m³ erreichbar. Bei Hausmüllverbrennungsanlagen weist bereits jetzt ca. 1/3 der Anlagen Werte in diesem Bereich oder darunter auf. Die überwiegende Anzahl der Biomassekraftwerke unterschreitet diesen Wert ebenfalls. Die meisten EBS-Kraftwerke liegen nur geringfügig darüber.

Größere Anstrengungen zur Einhaltung eines Jahresmittelwertes von 1 µg/m³ wären daher insbesondere bei einer Reihe von Hausmüllverbrennungsanlagen, Klärschlammverbrennungsanlagen und Sonderabfallverbrennungsanlagen erforderlich.

Bei solchen Anlagen, die derzeit bereits mit der Eindüsung von Sorbentien vor einem Gewebefilter arbeiten, dürfte sich der Aufwand aber in Grenzen halten, da bei einem Wechsel auf schwefel- bzw. bromdotierte Sorbentien von erheblichen zusätzlichen Minderungspotentialen auszugehen ist.

Kohlekraftwerke mit Abfallverbrennung werden in Kapitel 4.2.1 berücksichtigt.

Wird angenommen, dass zur sicheren Einhaltung eines Grenzwertes von 1 µg/m³ eine durchschnittliche Jahreskonzentration von 0,8 µg/m³ angestrebt wird und Anlagen, die bereits jetzt schon unter einem Jahresmittelwert von 0,8 µg/m³ liegen, auf dem bisher erreichten Niveau bleiben, errechnet sich eine jährliche Fracht von 36,5 kg für alle Abfallverbrennungsanlagen in NRW (Hausmüllverbrennungs- und EBS-Anlagen, Biomassekraftwerke, Klärschlamm- und Sonderabfallverbrennungsanlagen sowie sonstige Anlagen).

Im Vergleich zur Fracht, die für diese Anlagen in den Emissionserklärungen für das Jahr 2012 ausgewiesen wurde, ergibt sich daraus ein Minderungspotenzial von ca. 75 kg bzw. zwei Drittel der bisherigen Emissionen.

Bei Zementwerken sind aufgrund der schlechten Datenlage derzeit keine Aussagen über erreichbare Emissionskonzentrationen und Quecksilberminderungsmengen möglich.

4.2.4 Abwasseremissionen nach Anh. 33 AbwV (Abfallverbrennung)

Da das Abwasser von Anlagen zur Behandlung von Abwasser aus der Abgaswäsche von Abfallverbrennungsanlagen eine ähnliche Zusammensetzung wie die von Kohlekraftwerken aufweisen, sind bei deren Behandlung vergleichbare Quecksilberkonzentrationen erreichbar.

Dementsprechend können Werte von 0,1 µg/l gemessen nach der 4-aus-5-Regel der AbwV unterschritten werden. Quecksilberfrachtbegrenzungen basierend auf einem Jahresmittelwert von 0,06 µg/l können eingehalten werden.

Das Minderungspotenzial konnte nicht quantifiziert werden.

4.2.5 Abwasseremissionen nach Anh. 27 AbwV (CP-Anlagen)

Für Abwasser aus der Behandlung von Abwasser aus CP-Anlagen sind ebenfalls Werte von unter 0,1 µg/l, gemessen nach der 4-aus-5-Regel der AbwV, bzw. Frachtbegrenzungen auf der Basis eines Jahresmittelwertes von 0,06 µg/l erreichbar.

Wie die Datenrecherche zeigte, weist eine Reihe von CP-Anlagen in NRW bereits jetzt solche oder niedrigere Konzentrationen auf. Es wird ein geringes Minderungspotenzial gesehen.

4.2.6 Abwasseremissionen nach Anh. 51 AbwV (Deponien)

Abwasser aus der Behandlung von Deponiesickerwässer liegen bereits jetzt in der Regel bei Hg-Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenzen von 0,1 bis 0,05 µg/l. Es ist daher davon auszugehen, dass bei niedrigeren Nachweisgrenzen noch geringere Werte gemessen werden.

Es wird ein geringes Minderungspotenzial gesehen.

4.3 Kosten, die mit zusätzlicher Emissionsminderung verbunden sind

4.3.1 Abgasbehandlung für Kohlekraftwerke (13. BImSchV)

Für die Abschätzung der Kosten, die beim Einsatz von quecksilberspezifischen Minderungstechniken anfallen, wurde eine Gruppierung der in NRW zukünftig betriebenen Kohlekraftwerke nach Brennstoff, Art der Rauchgasreinigungstechnik und ggf. Höhe der derzeitigen Emissionen, vorgenommen. Dabei wird zwischen folgenden Gruppen differenziert:

- Braunkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung,
- Braunkohlekraftwerke mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung,
- Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung und maximalen Emissionswerten über 4 µg/m³,
- Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung und maximalen Emissionswerten unter 4 µg/m³,
- Steinkohlekraftwerke mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung.

Bei der Auswahl der Anlagen, die im Rahmen der Kostenabschätzung berücksichtigt wurde, kamen folgende Kriterien zur Anwendung:

- Anlagen, die bereits geschlossen sind bzw. in absehbarer Zukunft geschlossen werden sollen, wurden nicht berücksichtigt. Beispielsweise wurden die Blöcke E bis O des Braunkohlekraftwerks in Frimmersdorf bis zum Jahr 2013 geschlossen. Die verbleibenden Blöcke P und Q sollen nur noch bis zum Jahr 2018 betrieben werden. Sollten zukünftig strengere Grenzwertregelungen in Kraft treten, ist davon auszugehen, dass auch diese Blöcke von den Regelungen aufgrund von wirtschaftlicher Unzumutbarkeit nicht mehr betroffen sein werden und daher zusätzliche Maßnahmen zur Quecksilberminderung nicht mehr ergriffen werden. Ein anderes Beispiel sind die Blöcke D, E und F des E.ON Kraftwerks Scholven. Diese sollen 2015 stillgelegt werden.
- Anlagen, deren gemessener maximaler Emissionswert (maximaler Jahresmittelwert bzw. maximale Einzelmesswert) in den vergangenen Jahren (siehe Auswertung der recherchierten Daten in Kapitel 2.3) unterhalb von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, wurden nicht in die Kalkulation einbezogen, da davon auszugehen ist, dass für diese Anlagen keine Nachrüstungen erforderlich sein würde.
- Anlagen, für die weder Hg-Emissionsdaten noch Daten über die elektrische Leistung vorliegen, wurden ebenfalls nicht in die Berechnungen einbezogen. Waren keine Daten zur elektrischen Leistung aus der Datenrecherche verfügbar, wurden diese anhand der Kraftwerksliste der Bundesnetzagentur ergänzt. [BuNetz 2015] Bei Anlagen, für die nur Angaben zur Feuerungswärmeleistung (FWL) nicht aber zur elektrischen Leistung vorliegen, wurde pauschal mit einem Wirkungsgrad von 30 % umgerechnet. Die Anlagen sind in den jeweiligen Ergebnistabellen gekennzeichnet.

Weiterhin wurde für Braunkohlekraftwerke generell von einer Betriebsdauer von 7.500 h/a und für Steinkohlekraftwerke von 4.500 h/a ausgegangen (siehe Kapitel 3.1.2.1). Über die Angaben zur elektrischen Leistung und die Jahresbetriebszeit wurde die Jahresleistung in MWh ermittelt. Anhand dieser Jahresleistung und der spezifischen Mehrkosten zur Realisierung der Quecksilberminderungstechniken (in Cent/kWh, siehe auch Kapitel 3.1.2 auf Seite 113) wurden kraftwerksspezifische jährliche Zusatzkosten berechnet.

Bei allen Berechnungen wurde davon ausgegangen, dass mit den angewendeten Techniken oder Kombinationen von Techniken ein Emissionsniveau im Jahresmittel von unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht wird.

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die vorgenommenen Kostenabschätzungen nur grobe Orientierungswerte liefern können. Eine detaillierte Berechnung ist anhand der vorliegenden Daten im Rahmen dieser Studie nicht möglich.

Kosten zusätzlich anfallender Abfallmengen fallen insbesondere durch die Erhöhung zu entsorgender Filterstaubmengen an, wenn Aktivkohle in das Rauchgas vor einem E-Filter oder Gewebefilter eingedüst wird. Sie wurden bei der Kalkulation berücksichtigt.

Bei allen übrigen Verfahren, die bei den nachfolgenden Kalkulationen berücksichtigt wurden, fallen entweder keine zusätzlichen Entsorgungskosten an oder diese sind zu vernachlässigen.

4.3.1.1 Braunkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung

Wie bereits in Kapitel 2.3 ausgeführt, ist die Datenlage hinsichtlich der freigesetzten Luftschadstoffemissionen bei Braunkohlekraftwerken mit nasser Rauchgasreinigung sehr schlecht. Insbesondere für die überwiegende Anzahl der Kraftwerksblöcke in Neurath und Niederaußem liegen nur grobe Schätzwerte vor. Die ermittelten maximalen Emissionskonzentrationen (maximale Jahresmittelwerte bzw. maximale Einzelmesswerte) für Quecksilber bewegen sich in einem Bereich zwischen 3 und 7 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$.

Die schlechte Datenlage lässt keine Differenzierung zwischen Anlagen, für die eine aufwendigere Technik aufgrund hoher Emissionskonzentrationen und solchen, für die eine weniger aufwändige Technik erforderlich ist, zu. Auch liegen keine Kenntnisse über unterschiedliche Zusammensetzungen der Kohlen im Rheinischen Revier vor, so dass auch in dieser Hinsicht keine weitere Differenzierung vorgenommen werden kann.

Zur Verbesserung der Datenlagen sind **Pilotprojekte zur Quantifizierung von Emissionen** mit Adsorptionsröhrchen (Sorbent Trap Monitoring System) besonders geeignet. Das Ergebnis wäre eine Grundlage, um Kosten für Minderungsmaßnahmen besser ableiten zu können.

Im Rahmen der Kostenabschätzung wurde für alle betrachteten Kraftwerke von zwei Szenarien im Hinblick auf die eingesetzte Quecksilberminderungstechnik ausgegangen:

Szenario 1 (relativ hoher Aufwand zur Quecksilberminderung)

Angenommene Quecksilberminderungstechnik:

- Bromzugabe auf die Kohle
- Aktivkohleeindüsung vor Wäscher
- Waschwasserzyklon zur Erhaltung der Gipsqualität

Es werden Kosten von 0,019 Cent/kWh nach [BSH 2015] [Andritz 2015a] angenommen (vgl. Kapitel 3.1.2.3 auf Seite 154).

Grundsätzlich wäre auch denkbar, zusätzlich noch dotierte Aktivkohle vor dem E-Filter einzudüsen. Es wird aber davon ausgegangen, dass für westdeutsche Braunkohlekraftwerke eine solche Maßnahme nicht erforderlich ist, da diese im Hinblick auf die derzeitigen Quecksilberemissionskonzentrationen im Reingas auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau liegen. Für ostdeutsche Braunkohlekraftwerke wäre ggf. eine solche zusätzliche Maßnahme erforderlich.

Szenario 2 (relativ niedriger Aufwand zur Quecksilberminderung)

Angenommene Quecksilberminderungstechnik:

- Zugabe von Organosulfiden im Wäscher

Es werden Kosten von 0,011 Cent/kWh nach [UBA 2015] angenommen (vgl. Kap. 3.1.2.3).

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der Berechnungen

Tabelle 39: Ergebnisse der Kostenberechnung für Braunkohlekraftwerke mit Wäschern

Anlage	Betreiber	FWL [MW _{el}]	Gesamt- kosten (Szenario 1) [€/a]	Gesamt- kosten (Szenario 2) [€/a]
DÜ_RWE_Grev_BI_G	RWE	1100	1.567.500	907.500
DÜ_RWE_Grev_BI_A	RWE	300	427.500	247.500
DÜ_RWE_Grev_BI_B	RWE	300	427.500	247.500
DÜ_RWE_Grev_BI_C	RWE	300	427.500	247.500
DÜ_RWE_Grev_BI_D	RWE	600	855.000	495.000
DÜ_RWE_Grev_BI_E	RWE	600	855.000	495.000
DÜ_RWE_Grev_BI_F	RWE	1100	1.567.500	907.500
K_Weissweiler_BKKW_E	RWE Power AG	174	247.950	143.550
K_Weissweiler_BKKW_F	RWE Power AG	174	247.950	143.550
K_Weissweiler_BKKW_G	RWE Power AG	625	890.625	515.625
K_Weissweiler_BKKW_H	RWE Power AG	625	890.625	515.625
K_Niederau_BI_AB	RWE Power AG	300	427.500	247.500
K_Niederau_BI_C	RWE Power AG	300	427.500	247.500
K_Niederau_BI_D	RWE Power AG	300	427.500	247.500
K_Niederau_BI_E	RWE Power AG	300	427.500	247.500
K_Niederau_BI_F	RWE Power AG	300	427.500	247.500
K_Niederau_BI_G	RWE Power AG	640	912.000	528.000
K_Niederau_BI_H	RWE Power AG	640	912.000	528.000
K_Niederau_BI_K	RWE Power AG	1000	1.425.000	825.000
Gesamtkosten:			13.791.150	7.984.350

[Ökopoll 2015]

Bei der Kostenberechnung wurde davon ausgegangen, dass keine Veränderung der aktuellen Entsorgungspraxis des Wäscherwassers notwendig ist. Falls die Erhöhung des Quecksilbergehaltes im Wäscherwassers dazu führt, dass die Rückführung des Wassers gemeinsam mit der Flugasche in den Tagebau zu einer Überschreitung der Quecksilber-Zuordnungswerte der Deponieverordnung oder lokalspezifisch festgelegter Grenzwerte führt, fallen ggf. zusätzliche Kosten für die Behandlung und Ableitung des Wäscherwassers an.

4.3.1.2 Braunkohlekraftwerke mit trockener Rauchgasreinigung

Die Datenlage stellt sich bei den Braunkohlekraftwerken mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung im Vergleich zu den Anlagen mit Wäschern deutlich besser dar. Dies liegt insbesondere daran, dass eine Reihe dieser Anlagen als Mitverbrennungsanlage den Vorgaben der 17. BImSchV unterliegt. Zur den Anlagen der Fa. Basell Polyolefine liegt nur für Kessel 1 ein Wert für die erzeugte Leistung vor. Es wurde daher nur diese Anlage von dieser Firma berücksichtigt. Die ermittelten maximalen Emissionskonzentrationen (maximale Jahresmittelwerte bzw. maximale Einzelmesswerte) für Quecksilber bewegen sich in einem Bereich zwischen 3 und 9 µg/Nm³. Bei den betrachteten Anlagen handelt es sich ausschließlich um Anlagen mit kleinerer Feuerungswärmeleistung; 50 %

der Kessel stehen an einem Standort. Eine weitere Differenzierung zwischen den einzelnen Anlagen wird daher nicht vorgenommen.

Im Rahmen der Kostenabschätzung wurde für die betrachteten Kraftwerke von zwei Szenarien im Hinblick auf die eingesetzte Quecksilberminderungstechnik ausgegangen:

Szenario 1 (Zudosierung von bromierter Aktivkohle)

Angenommene Quecksilberminderungstechnik:

- Eindüsung von bromierter Aktivkohle vor der Entstaubung

Es werden Kosten von 0,077 Cent/kWh nach den Berechnungen auf der Basis von [DrySoTec 2015] [Cabot Corporation 2015] [Albemarle 2015] angenommen (vgl. Kapitel 3.1.2.2, Seite 114).

Szenario 2 (Zudosierung von schwefeldotierter Aktivkohle)

Angenommene Quecksilberminderungstechnik:

- Eindüsung von schwefeldotierter Aktivkohle vor der Entstaubung

Es werden Kosten von 0,022 Cent/kWh nach den Berechnungen auf der Basis von [Lhoist 2015] angenommen (vgl. Kap. 3.1.2.2).

Tabelle 40 zeigt die Ergebnisse der Berechnungen.

Tabelle 40: Ergebnisse der Kostenberechnung für Braunkohlkraftwerke mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung

Anlage	Betreiber	FWL [MW _{el.}]	Gesamt- kosten (Szenario 1) [€/a]	Gesamt- kosten (Szenario 2) [€/a]
K_Schöller_Düren_K_IV	Papierfabrik Schöllershammer	9,3	53.708	15.345
K_RhEn_Köln_K6	Rhein Energie AG	85	490.875	140.250
Frechen Kessel 11	RWE Frechen	39,9*	230.423	65.835
Frechen Kessel 12	RWE Frechen	39,9*	230.423	65.835
Frechen Kessel 7	RWE Frechen	39,9*	230.423	65.835
Frechen Kessel 1	RWE Frechen	49,8*	287.595	82.170
Frechen Kessel 2	RWE Frechen	49,8*	287.595	82.170
Fortuna Nord K 5	RWE Power AG	22,5*	129.938	37.125
Fortuna Nord K 6	RWE Power AG	42,3*	244.283	69.795
Ville Berrenrath DE 3	RWE Power AG	52	476.438	136.125
K_RWE_Goldenberg_BK KW_Block_K+S	RWE Power AG	85	490.875	140.250
K_Basell_Wess_K1	Basell Polyolefine	66,3	382.883	109.395
Gesamtkosten:			3.535.455	1.010.130

* Annahme für alle Kraftwerke: Wirkungsgrad 30 %

[Ökopool 2015]

4.3.1.3 Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung

Die Datenlage zu den Emissionskonzentrationen von Steinkohlekraftwerken mit nasser Rauchgasreinigung ist wesentlich besser als die für Braunkohlekraftwerke mit Wäschern. Es ist daher möglich, eine weitere Differenzierung der einzelnen Kraftwerksblöcke anhand der in den vergangenen Jahren ermittelten maximalen Quecksilberemissionskonzentrationen vorzunehmen. Die Bandbreite (maximale Jahresmittelwerte bzw. maximale Einzelmesswerte) liegt zwischen 1,1 und 8,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nachfolgend wird unterschieden zwischen Kraftwerken bzw. Kraftwerksblöcken mit Hg-Konzentrationen unter 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und solchen über 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Für die beiden Kategorien wurden folgende Annahmen hinsichtlich der Quecksilberminderungstechnik getroffen:

Hohe Emissionen

Angenommene Quecksilberminderungstechnik:

- Umrüstung auf einen Katalysator mit quecksilberspezifischer Oxidationsschicht
- Einsatz von Organosulfiden im Wäscher

Für die Umrüstung auf einen quecksilberspezifischen Oxidations-KAT werden Kosten von 0,004 Cent/kWh nach den Berechnungen auf der Basis von [Färber 2015] und [Reissner 2015] angenommen (siehe Kap. 3.1.2.6). Für den Einsatz von Organosulfiden werden Kosten von 0,014 Cent/kWh nach den Berechnungen auf der Basis von [UBA 2015] veranschlagt (siehe Kap. 3.1.2.3). In der Summe ergeben sich somit Kosten von 0,018 Cent/kWh.

Niedrige Emissionen

Angenommene Quecksilberminderungstechnik:

- Bromzugabe
- Aktivkohleeindüsung vor Wäscher
- Waschwasserzyklon

Für diese Technikkombination werden Kosten von 0,011 Cent/kWh nach den Berechnungen auf der Basis von [Andritz 2015a] angenommen (vgl. Kapitel 3.1.2.5, S. 131).

Tabelle 41 zeigt die Ergebnisse der Berechnungen für Anlagen mit relativ hohen Quecksilberemissionen.

Tabelle 41: Ergebnisse der Kostenberechnung für Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung und relativ hohen Quecksilberemissionen

Anlage	Betreiber	FWL [MW _{el}]	Gesamtkosten [€/a]
E.ON Scholven Block B	EON	345	279.450
E.ON Scholven Block FWK Buer	EON	67	54.270
Evonik Degussa Block 3	Evonik Degussa	60,4	48.924
GKW West Voerde Block I	GKW STEAG	318	257.580
GKW West Voerde Block II	GKW STEAG	322	260.820
Mark-E AG Elverlingsen E4	Mark-E AG	301	243.810
RWE Gersteinwerk Block K	RWE	720	583.200
RWE Westfalen Block E	RWE	800	648.000
STEAG Walsum Block 9	STEAG	370	299.700
STEAG Voerde Block B	STEAG	695	562.950
STEAG Lünen K11	STEAG	350	283.500
STEAG Walsum Block 10	STEAG	725	587.250
Gesamtkosten:			4.109.454

[Ökopol 2015]

Tabelle 42 zeigt die Ergebnisse der Berechnungen für Anlagen mit relativ niedrigen Quecksilberemissionen.

Tabelle 42: Ergebnisse der Kostenberechnung für Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung und relativ niedrigen Quecksilberemissionen

Anlage	Betreiber	FWL [MW _{el}]	Gesamtkosten [€/a]
E.ON Petershagen Block 1	E.ON Heyden	920	455.400
E.ON Scholven Block C	EON Scholven	345	170.775
Evonik Degussa Block 4	Evonik Degussa	55,3	27.374
Evonik Degussa Block 5	Evonik Degussa	60,2	29.799
Mark-E AG, Elverlingsen E3	Mark-E AG	186	92.070
STEAG Voerde Block A	STEAG	695	344.025
STEAG Bergkamen	STEAG Heil	777	384.615
TRIANEL Lünen Block 1	TRIANEL	750	371.250
Gesamtkosten:			1.875.308
Annahme für alle Kraftwerke: Wirkungsgrad 30 %			

[Ökopol 2015]

4.3.1.4 Steinkohlekraftwerke mit trockener Rauchgasreinigung

Lediglich an drei Standorten sind in NRW Steinkohlekraftwerke in Betrieb, die eine trockene Rauchgasreinigung aufweisen und für die belastbare Daten für eine Kostenberechnung vorliegen. Alle Kraftwerke bzw. Kraftwerksblöcke weisen eine Leistung von kleiner 100 MW auf. Eine weitere Differenzierung zwischen den einzelnen Anlagen wird daher nicht vorgenommen.

Im Rahmen der Kostenabschätzung wurde für die betrachteten Kraftwerke von zwei Szenarien im Hinblick auf die eingesetzte Quecksilberminderungstechnik ausgegangen:

Szenario 1 (Zudosierung von bromierter Aktivkohle)

Angenommene Quecksilberminderungstechnik:

- Eindüsung von bromierter Aktivkohle vor der Entstaubung

Es werden Kosten von 0,082 Cent/kWh nach den Berechnungen auf der Basis von [DrySoTec 2015] [Cabot Corporation 2015] [Albemarle 2015] angenommen (vgl. Kap. 3.1.2.2).

Szenario 2 (Zudosierung von schwefeldotierter Aktivkohle)

Angenommene Quecksilberminderungstechnik:

- Eindüsung von schwefeldotierter Aktivkohle vor der Entstaubung

Es werden Kosten von 0,026 Cent/kWh nach den Berechnungen auf der Basis von [Lhoist 2015] angenommen (siehe Kap. 3.1.2.2).

Tabelle 43 zeigt die Ergebnisse der Berechnungen.

Tabelle 43: Ergebnisse der Kostenberechnung für Steinkohlekraftwerke mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung

Anlage	Betreiber	FWL [MW _{el}]	Gesamt- kosten (Szenario 1) [€/a]	Gesamt- kosten (Szenario 2) [€/a]
Metsae Board Zanders K2	Zanders	9*	33.210	10.530
Metsae Board Zanders K3	Zanders	15,3*	56.457	17.901
Metsae Board Zanders K5	Zanders	27,6*	101.844	32.292
Stadwerke Duisburg HKW 1 17	Stadwerke Duisburg	75,6	39.105	92.430
Solvay K-6	Solvay Chemicals	79	14.850	35.100
Henkel 1	Henkel	30	278.964	88.452
STEAG Essen K2	STEAG	29,1	107.379	34.047
STEAG Essen K3	STEAG	29,1	107.379	34.047
STEAG Essen K4	STEAG	29,1	107.379	34.047
Gesamtkosten:			846.567	378.846
* Annahme: Wirkungsgrad 30 %				

[Ökopoll 2015]

4.3.1.5 Gesamtkosten

Tabelle 44 fasst die geschätzten Gesamtkosten der in den vorangegangenen Kapiteln durchgeführten Kalkulationen zusammen. Die höchsten Kosten im Bereich von 8 bis 14 Mio. €/a ergeben sich durch den Einsatz quecksilbermindernder Maßnahmen an Braunkohlekraftwerken mit nasser Rauchgaswäsche. Die Kosten für Minderungsmaßnahmen an Steinkohlekraftwerken liegen im Bereich von ca. 6 Mio. €. Dagegen sind die geschätzten Gesamtkosten für Kraftwerke mit trockener Rauchgasreinigung relativ niedrig. Dies ist insbesondere auf die relativ geringe Leistung dieser Anlagen gemessen an der Gesamtleistung zurückzuführen.

Bei der Umsetzung von Quecksilberminderungstechniken für den gesamten Kraftwerkspark in NRW ist mit jährlichen Gesamtkosten im Bereich von 15 bis 24 Mio. € zu rechnen.

Tabelle 44: Gesamtergebnis der Kostenberechnung

Kategorie	Gesamtkosten (Szenario 1) [€/a]	Gesamtkosten (Szenario 2) [€/a]
Braunkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung	13.791.150	7.984.350
Braunkohlekraftwerke mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung	3.535.455	1.010.130
Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung und maximalen Emissionswerten über 4 µg/m ³	4.109.454	4.109.454
Steinkohlekraftwerke mit nasser Rauchgasreinigung und maximalen Emissionswerten unter 4 µg/m ³	1.875.308	1.875.308
Steinkohlekraftwerke mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung	846.567	378.846
Gesamtkosten:	24.157.934	15.358.088

[Ökopoll 2015]

4.3.2 Abgasbehandlung für Abfallverbrennungsanlagen und Abfallmitverbrennungsanlagen (17. BImSchV)

Zu den Kosten einer zusätzlichen Quecksilberminderung bei Abfallverbrennungsanlagen sind keine genauen Angaben möglich. Erfolgt eine Umstellung von einer Eindüsung von einfacher Aktivkohle oder HOK® auf schwefeldotierte Aktivkohle fallen ggf. keine Zusatzkosten an (siehe Kap. 3.1.3.1). Diese Technik kann bei allen Anlagen eingesetzt werden, die mit einem Gewebefilter mit vorangehender Aktivkohle- oder HOK®-Eindüsung arbeiten. Insbesondere Hausmüllverbrennungsanlagen mit einem Fest- oder Wanderbettfilter erreichen sehr häufig bereits heute Emissionskonzentrationen im Jahresmittel von unter 1 µg/m³, so dass hier keine zusätzlichen Maßnahmen erforderlich und daher auch keine zusätzlichen Kosten anfallen würden.

Zu den Kosten einer zusätzlichen Quecksilberminderung bei Zementwerken sind keine Angaben möglich. Derzeit laufende Versuche insbesondere zur Eindüsung von dotierter Aktivkohle befinden sich noch in einem Stadium, das keine Kostenabschätzung zulässt.

4.3.3 Abwasserbehandlung für Kraftwerke (Anhang 47 AbwV)

Die Berechnung zusätzlicher Kosten für den Einsatz quecksilberspezifischer Emissionsminderungsmaßnahmen in der Abwasserbehandlung von Steinkohlekraftwerken mit Wäscher wurde analog den Berechnungen für Abgasbehandlungsmaßnahmen von Steinkohlekraftwerken (Kap. 4.3.1) durchgeführt.

Kraftwerke, die gemäß Datenrecherche derzeit schon Quecksilberkonzentrationen von weniger als 0,05 µg/l aufweisen, wurden bei der Berechnung nicht berücksichtigt, da davon auszugehen ist, dass diese Anlagen keine zusätzlichen Quecksilberminderungsmaßnahmen in der Abwasserbehandlung ergreifen müssen. Darüber hinaus wurde auch das Kraftwerk Heyden nicht mit berücksichtigt, da dort bereits eine Ultrafiltrationsanlage installiert ist.

Die Kostenberechnungen wurden sowohl für die Membrantechnologie als auch für die Ionenaustauschertechnik durchgeführt. Eine Beschreibung dieser Techniken erfolgt im Kap. 3.2.1. Für die Ultrafiltration wurden gem. Kap. 3.2.1.2 zusätzliche Kosten von 0,0034 Cent/kWh nach den Berechnungen nach [PWT 2015] angenommen. Für das Ionenaustauscherverfahren wurden Kosten von 0,0030 Cent/kWh angenommen (siehe Kap. 3.2.1.3). Die ermittelten Zusatzkosten lassen sich der Tabelle 45 entnehmen. Für alle Kraftwerke zusammen genommen würden sich Kosten von ca. 1,2 Mio. € für die Einführung der Ultrafiltrationstechnik und ca. 1,0 Mio. € für die Ionenaustauschertechnik ergeben.

Tabelle 45: Ergebnisse der Kostenberechnung für Steinkohlekraftwerke mit Abwasserbehandlungsanlagen

Anlage	Betreiber	FWL [MW _{el}]	Kosten Ultrafiltration [€/a]	Kosten Ionenaustauscher [€/a]
Currenta Krefeld K2	Currenta	920	140.760	124.200
Currenta Krefeld K1	Currenta	345	52.785	46.575
E.ON Scholven Block C	EON Scholven	67	10.251	9.045
E.ON Scholven Block B	EON Scholven	55,3	8.461	7.466
E.ON Scholven FWK Buer	EON Scholven	60,2	9.211	8.127
Evonik Degussa Block 4	Evonik Degussa	60,4	9.241	8.154
Evonik Degussa Block 5	Evonik Degussa	318	48.654	42.930
Evonik Degussa Block 3	Evonik Degussa	322	49.266	43.470
GKW West Voerde Block I	GKW STEAG	186	28.458	25.110
GKW West Voerde Block II	GKW STEAG	301	46.053	40.635
Mark-E AG Elverlingsen E3	Mark-E AG	838	128.214	113.130
Mark-E AG Elverlingsen E4	Mark-E AG	720	110.160	97.200
RWE Ibbenbüren	RWE Generation	695	106.335	93.825
RWE Gersteinwerk Block K	RWE Gersteinwerk	370	56.610	49.950
RWE Westfalen Block E	RWE Westfalen	695	106.335	93.825
RWE Westfalen Block C	RWE Westfalen	777	118.881	104.895
Steag Voerde Block A	STEAG	350	53.550	47.250
Steag Walsum Block 9	STEAG	157	24.021	21.195
Steag Voerde Block B	STEAG	750	114.750	101.250
Gesamtkosten:			1.221.996	1.078.232

[Ökopool 2015]

4.3.4 Abwasserbehandlung für Abfallverbrennungsanlagen (Anhang 33 AbwV)

Berechnung der Gesamtzusatzkosten für Abwasserbehandlungsanlagen für Abfallverbrennungsanlagen, die in NRW mit einem Wäscher ausgerüstet sind ihr Abwasser nicht wieder in den Rauchgasstrom eindüsen, sind aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich. Die Abwassermengen werden von zwei großen Chemieanlagen dominiert, in deren Abwasserbehandlungsanlagen die Abwasser aus der Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche nur einen Teilstrom darstellen. Inwieweit eine Vorbehandlung erfolgt, ist nicht bekannt.

4.3.5 Abwasserbehandlung für CP-Anlagen (Anhang 27 AbwV)

Für CP-Anlagen liegen nahezu keine Daten zu den freigesetzten Quecksilberfrachten vor. Eine Berechnung, mit welchen Gesamtkosten in NRW zu rechnen wäre, wenn ein Grenzwert im Bereich von 1 µg/ml für solche Anlagen festgelegt werden würde, lässt daher die Datenlage nicht zu.

4.3.6 Abwasserbehandlung für Deponien (Anhang 51 AbwV)

Bei der überwiegenden Zahl der Deponien in NRW lagen die gemessenen Quecksilberkonzentrationen nach der Sickerwasserbehandlung unterhalb der Nachweisgrenze. Hinzu kommt, dass ca. 50 % der Deponien Indirekteinleiter sind und daher keine Informationen zu den eingeleiteten Quecksilberfrachten vorliegen. Weiterhin fehlen bei den Indirekteinleitern Angaben zu den derzeit angewendeten Abwasserbehandlungstechniken. Die vorliegenden Daten lassen daher eine Ermittlung der erforderlichen zusätzlichen Kosten, die bei Einführungen schärferer Grenzwerte entstehen würden, nicht zu.

5 RECHTLICHE PRÜFUNG

5.1 Einleitung

Ziel der rechtlichen Untersuchung ist die Bewertung der im technischen Teil vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen vor dem Hintergrund der bestehenden rechtlichen Regelungen und die Ausarbeitung von Vorschlägen für zu ändernde rechtliche Regelungen, soweit dies für die vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen erforderlich ist.

Als Grundlage der rechtlichen Untersuchung wird davon ausgegangen, dass die in der vorliegenden Untersuchung betrachteten Anlagenarten die für sie derzeit geltenden Emissionsbegrenzungen aktuell jeweils einhalten. Mit den im technischen Teil vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen (vgl. Kapitel 3) soll erreicht werden, dass die von den Anlagen ausgehenden Quecksilberemissionen über das derzeit gesetzlich vorgeschriebene Niveau hinaus weiter reduziert werden.

Die technischen Möglichkeiten zur Reduzierung von Quecksilberemissionen über den Luftpfad und den Wasserpfad wurden im technischen Teil dieses Gutachtens dargestellt (vgl. Kapitel 3). Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wird im Folgenden der Frage nachgegangen, ob und wie diese Reduzierungen rechtlich gegenüber den Betreibern bestehender Anlagen durchgesetzt werden können.

Im Folgenden wird untersucht, ob die bestehenden Grenzwerte für Quecksilberemissionen im Immissionsschutzrecht und im Wasserrecht verschärft werden können. Sodann wird der Frage nachgegangen, ob unabhängig hiervon mittels nachträglicher Anordnungen gegenüber bestehenden Anlagen eine Verschärfung der Werte erreicht werden kann.

5.2 Nahezu keine Vorgaben im Europäischen Recht zur Begrenzung von Quecksilberemissionen

Bevor Inhalt und Ansatzpunkte nach nationalem Recht untersucht werden, wird der Frage nachgegangen, ob es europarechtliche Vorgaben gibt.

Auf europäischer Ebene existieren nahezu keine bindenden Regelungen.

In der Gemeinschaftsstrategie für Quecksilber vom 28.1.2005 [EU Hg 2005] bzw. der Überprüfung der Gemeinschaftsstrategie vom 7.12.2010 [EU Hg 2010] wird von der EU-Kommission zwar auf die Erforderlichkeit der „*rigorosen Umsetzung*“ der besten verfügbaren Techniken (BVT, englisch: Best Available Techniques, BAT) im Rahmen der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED) verwiesen. [EU IED 2010] Regelwerke zur Begrenzung von Quecksilber-Emissionen existieren aber offensichtlich bis heute nicht.²⁹

²⁹ Die REACH-Verordnung [EU REACH 2006] betrifft nur das Inverkehrbringen quecksilberhaltiger Produkte (Anhang XVII, hinsichtlich Quecksilber geändert durch die Verordnung (EG) Nr. 552/2009 der Kommission vom 22.6.2009, 26.6.2009 ABl. v. 26.6.2009, L 164/7, hinsichtlich Quecksilber weiter geändert durch die Verordnungen (EU) Nr. 847/2012 und 848/2012 der Kommission, Amtsblatt 20.9.2012, L 253/1 und L 253/5).

Weder das BVT-Merkblatt für Großfeuerungsanlagen aus dem Jahr 2006 [BREF LCP 2006] noch die IED aus dem Jahr 2010 [EU IED 2010] enthalten bisher Emissionsgrenzwerte für Quecksilber aus Kohlekraftwerken (zu Quecksilberwerten der aktuellen BVT-Merkblattüberarbeitung siehe Tabelle 8, S. 55).

Dabei soll die IED das Hauptinstrument für Umweltschutz bei Industrieanlagen sein. Im BVT-Merkblatt für Großfeuerungsanlagen aus dem Jahr 2006 erfolgt die angestrebte Quecksilber-Reduktion über die Begrenzung der Staub-Emissionen (siehe Anhang 2). Festlegungen für einen mit BVT verbundenen Emissionsbereich gibt es trotz der toxischen Wirkung von Quecksilber bisher nicht.³⁰

Ebenfalls existieren – mit Ausnahme des Wasserrechts – keine Vorschriften, die Quecksilber-Immissionen in die einzelnen Umweltmedien direkt begrenzen.

Eine indirekte derartige Begrenzung von Quecksilber enthalten die Verordnung 1881/2006 vom 19.12.2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln [EU LeMi 2006] und die Richtlinie 98/83/EG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch [EU TW 1998]. Die zulässigen Quecksilber-Konzentrationen für Nahrungsfisch liegen bei 500 bzw. 1.000 µg/kg Frischgewicht und für Trinkwasser bei 1,0 µg/l. In einer Information der Kommission zu Methylquecksilber in Fischen und Fischprodukten [EU Hg Info 2008] heißt es, dass diese Konzentrationen nicht ausreichend niedrig sind, um empfindliche Personengruppen wie vor allem Schwangere und stillende Mütter bzw. deren Kinder ausreichend zu schützen. Das Beispiel zeigt, dass die Verschmutzung der Umwelt mit Quecksilber Anlass zur Sorge gibt.

5.3 Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissionsgrenzwerte durch Änderung der einschlägigen Rechtsverordnungen – Immissionschutzrecht

Gegenstand der immissionsschutzrechtlichen Untersuchung sind luftgetragene Quecksilber-Emissionen.

Die geltenden Emissionsgrenzwerte für die im Rahmen dieses Gutachtens untersuchten Quecksilberemittenten sind in Tabelle 46 im Überblick dargestellt.

Einen Überblick zu allen im Rahmen des Gutachtens relevanten Quecksilbergrenzwerten gibt Anhang 2.

³⁰ Eine direkte Emissionsbegrenzung enthält Anhang VI Teil 3 Nummer 1.3 der IED-RL lediglich für Abfallverbrennungsanlagen (0,05 mg/Nm³ als mittlerer Grenzwert für Emissionen in die Luft von Abfallverbrennungsanlagen) und Anhang VI Teil 5 für Abwasser aus der Abgasreinigung (0,03 mg/l als Emissionsgrenzwert für die Ableitung von Abwasser aus der Abgasreinigung, für ungefilterte Proben).

Tabelle 46: Emissionsbegrenzende Anforderungen für Quecksilber im Immissionsschutzrecht

Regelung	Bezeichnung	Regelungsbereich	Emissionsgrenzwerte
13. BImSchV	Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs- Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen) vom 2. Mai 2013	Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen	HMW: 0,05 mg/m ³ TMW: 0,03 mg/m ³ JMW*: 0,01 mg/m ³ (bei Einsatz von festen Brennstoffen, ausgenommen naturbelassene Holz)
17. BImSchV	Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen) vom 2. Mai 2013	Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen	HMW: 0,05 mg/m ³ TMW: 0,03 mg/m ³ JMW**: 0,01 mg/m ³
HMW = Halbstundenmittelwert, TMW = Tagesmittelwert, JMW = Jahresmittelwert * Der JMW für Quecksilber gilt für bestehende Anlagen ab 1. Januar 2019 (vgl. § 30 Abs. 1 Nr. 2 13. BImSchV) ** Der JMW für Quecksilber gilt für bestehende Anlagen ab 1. Januar 2019 (vgl. § 28 Abs. 1 Nr. 2 17. BImSchV), jedoch nur für Abfallverbrennungsanlagen und Abfall mitverbrennende Feuerungsanlagen > 50 MW, nicht für Abfall mitverbrennende Zement-/Kalkwerke und sonstige Abfall mitverbrennende Anlagen (vgl. Anlage 3 17. BImSchV)			

[13. BImSchV 2013] [17. BImSchV 2013]

Eine Verschärfung von Quecksilber-Emissionsgrenzwerten über den Luftpfad kann durch eine Änderung der Emissionsgrenzwerte in der 13. BImSchV und der 17. BImSchV erreicht werden. Im Folgenden wird untersucht, welche Voraussetzungen hierfür vorliegen müssen.

§ 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG verlangt Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen insbesondere durch die dem Stand der Technik entsprechenden Maßnahmen.

§ 5 BImSchG – Pflichten der Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen

(1) Genehmigungsbedürftige Anlagen sind so zu errichten und zu betreiben, dass zur Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt (...)

2. Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen getroffen wird, insbesondere durch die dem Stand der Technik entsprechenden Maßnahmen; (...)

[BImSchG 2014]

Unter den Vorsorgegrundsatz werden traditionell Maßnahmen subsumiert, die an der Emissionsquelle ansetzen und unabhängig vom Zustand der Umgebung oder den konkreten Auswirkungen der Emissionen auf die Umgebung ein bestimmtes Maß an (vorsorgendem) Umweltschutz durchsetzen sollen.

Siehe Dietlein, in: [Landmann et al. 2015] § 5, Rz. 132
und [Jarass 2015] § 5, Rz. 46 ff., Rz. 52.

Mit Vorsorgemaßnahmen soll das an Umweltverbesserung erreicht werden, was mit wirtschaftlich zumutbaren Emissionsreduzierungen möglich ist. Vorsorgemaßnahmen sind daher klassische End-of-pipe-Techniken. Sie gelten grundsätzlich für alle Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen und werden in der Regel durch die Festlegung entsprechender Emissionsgrenzwerte im untergesetzlichen Regelwerk zum Bundes-Immissionsschutzgesetz einheitlich konkretisiert.

Der Stand der Technik ist allgemein in § 3 Abs. 6 BImSchG definiert. Nicht abschließende Kriterien zur Bestimmung des Stands der Technik enthält die Anlage zum BImSchG.

Vorsorgeanforderungen – und damit der Stand der Technik – können mittels Rechtsverordnung nach § 7 BImSchG und mittels Verwaltungsvorschriften nach § 48 BImSchG konkretisiert werden. Für die hier interessierenden Anlagenarten existieren derartige Konkretisierungen in der 13. BImSchV (für Großfeuerungsanlagen) und der 17. BImSchV (für die Abfall(mit-)verbrennung). [13. BImSchV 2013] [17. BImSchV 2013] Für davon nicht erfasste Anlagenarten gelten die Vorgaben aus der TA Luft (Ziffer 5.2.2), deren Anlagen hier keinen Untersuchungsschwerpunkt darstellen. [TA Luft 2002]

Durch eine Änderung der 13. BImSchV und der 17. BImSchV können die Quecksilber-Emissionsgrenzwerte verschärft werden.

Diese Änderungen müssen mit höherrangigem Recht vereinbar sein. Einschlägig sind hier die Vorgaben aus § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG, § 3 Abs. 6 BImSchG und die Anlage zum BImSchG (Definition des Stands der Technik) sowie Art. 3 Nr. 10 der IED.³¹ [BImSchG 2014] [EU IED 2010]

Im Folgenden wird der Frage nachgegangen, ob diejenigen Werte, die im technischen Teil als aktueller Stand der Technik identifiziert wurden (vgl. Kapitel 3), mittels Änderungen der einschlägigen Rechtsverordnungen vorgegeben und durchgesetzt werden können.

5.3.1 Kein „Wirkungsnachweis“ für Vorsorgemaßnahmen erforderlich

Vorsorgemaßnahmen sind nach § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG grundsätzlich nur zulässig, wenn sie geeignet sind, schädliche Umwelteinwirkungen oder sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen zu vermeiden oder zu verringern. Quecksilber-Emissionen müssen also ihrerseits geeignet sein, schädliche Umwelteinwirkungen oder sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen hervorzurufen. Das dürfte angesichts der Toxizität von Quecksilber unstrittig sein.

Die Reduzierung von Quecksilber-Emissionen muss darüber hinaus grundsätzlich geeignet sein, die von Quecksilber hervorgerufenen schädlichen Wirkungen zu verringern oder zu vermeiden. Die Verringerung der Verbreitung eines umweltgefährdenden Stoffs ist grundsätzlich geeignet, dieses Ziel zu erfüllen. Ein

³¹ Zur Anwendbarkeit von Art. 3 Nr. 10 der IED 2010/75/EU siehe Gesetzesbegründung [BT Drs. 14/4599 2000]

konkreter Nachweis ist im Rahmen der Vorsorge nicht erforderlich, es reicht eine positive Wirkung auf eine potentielle Umweltgefährdung.

OVG Niedersachsen, 9.8.2011, 12 LA 55/10, Rz. 9

5.3.2 Verhältnismäßigkeit von Vorsorgemaßnahmen

Vorsorgemaßnahmen nach § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG und damit das Maß der hierüber zu erreichenden Emissionsbegrenzungen unterliegen einer (im Vorschriftentext zunächst ungeschriebenen) Begrenzung, nämlich dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz.

Die Reichweite dieser von der Rechtsprechung entwickelten Begrenzung der Vorsorgeanforderungen ist nicht konkretisiert und im Einzelnen umstritten.

[Jarass 2015] § 5, Rz. 60 ff.;

Dietlein, in: [Landmann et al. 2015] § 5, Rz. 159.

5.3.2.1 Verhältnis zum Risikopotential

Ausweislich der Rechtsprechung ist die Vorsorge zunächst dadurch begrenzt, dass sie nach Umfang und Ausmaß dem Risikopotential der Emissionen, die sie verhindern soll, proportional sein muss.

BVerwG, 20.12.1999, Az. 7 C 15/98, Rz. 20, unter Bezugnahme auf
BVerwG, 17.2.1984, Az. 7 C 8/82, Rz. 18.

Mit dieser Maßgabe sollen aber lediglich solche Vorsorgemaßnahmen begrenzt werden, bei denen es ein eklatant unausgewogenes Verhältnis zwischen der Emissionsbegrenzung einerseits und dem Umweltrisiko andererseits gibt. Da die Begrenzung von Quecksilber-Emissionen unstrittig geeignet ist, Gesundheitsgefährdungen zu verringern, ist dieser Maßstab hier sicher erfüllt.

Über diesen Ansatz ist es jedoch grundsätzlich möglich, Emittenten von Quecksilber-Kleinstmengen aus der Pflicht zur Reduzierung von Emissionen nach einem fortschrittlicheren Stand der Technik herauszunehmen.

5.3.2.2 Begrenzung von Vorsorgemaßnahmen auf den Stand der Technik

Die Vorsorge-Grundpflicht des § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG enthält durch den Verweis auf technische Maßnahmen und den für diese Maßnahmen geltenden Maßstab des Stands der Technik eine Konkretisierung.³²

Der Begriff des Stands der Technik ist in § 3 Abs. 6 BImSchG wie folgt legal definiert:

(6) ¹ *Stand der Technik im Sinne dieses Gesetzes ist der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme zur Begrenzung von Emissionen in Luft,*

³² Grundsätzlich dürfen Vorsorgemaßnahmen auch über den Stand der Technik hinausgehen. § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG spricht „insbesondere“ von dem Stand der Technik entsprechenden Maßnahmen. Ob damit Maßnahmen verlangt werden können, die über den Stand der Technik hinausgehen, oder ob damit Maßnahmen gemeint sind, die nicht unter den Begriff des Stands der Technik fallen, kann für die hier vorliegende Untersuchung dahinstehen. Denn sämtliche hier vorgeschlagene Maßnahmen erfüllen den Stand der Technik.

Wasser und Boden, zur Gewährleistung der Anlagensicherheit, zur Gewährleistung einer umweltverträglichen Abfallentsorgung oder sonst zur Vermeidung oder Verminderung von Auswirkungen auf die Umwelt zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt gesichert erscheinen lässt. ² Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind insbesondere die in der Anlage aufgeführten Kriterien zu berücksichtigen.

[BlmSchG 2014]

Diese Definition des Stands der Technik verweist ihrerseits auf die Anlage zum BlmSchG, die bestimmte Kriterien zur Bestimmung des Stands der Technik enthält. In dieser Anlage heißt es, dass bei der Bestimmung des Stands der Technik die Verhältnismäßigkeit zwischen Aufwand und Nutzen möglicher Maßnahmen berücksichtigt wird, wobei die Anlage zum BlmSchG mehrere zusätzliche Kriterien vorgibt.

Anlage BlmSchG – Kriterien zur Bestimmung des Standes der Technik
(zu § 3 Absatz 6)

Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit zwischen Aufwand und Nutzen möglicher Maßnahmen sowie des Grundsatzes der Vorsorge und der Vorbeugung, jeweils bezogen auf Anlagen einer bestimmten Art, insbesondere folgende Kriterien zu berücksichtigen:

- 1. Einsatz abfallarmer Technologie,*
- 2. Einsatz weniger gefährlicher Stoffe,*
- 3. Förderung der Rückgewinnung und Wiederverwertung der bei den einzelnen Verfahren erzeugten und verwendeten Stoffe und gegebenenfalls der Abfälle,*
- 4. vergleichbare Verfahren, Vorrichtungen und Betriebsmethoden, die mit Erfolg im Betrieb erprobt wurden,*
- 5. Fortschritte in der Technologie und in den wissenschaftlichen Erkenntnissen,*
- 6. Art, Auswirkungen und Menge der jeweiligen Emissionen,*
- 7. Zeitpunkte der Inbetriebnahme der neuen oder der bestehenden Anlagen,*
- 8. für die Einführung einer besseren verfügbaren Technik erforderliche Zeit,*
- 9. Verbrauch an Rohstoffen und Art der bei den einzelnen Verfahren verwendeten Rohstoffe (einschließlich Wasser) sowie Energieeffizienz,*
- 10. Notwendigkeit, die Gesamtwirkung der Emissionen und die Gefahren für den Menschen und die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden oder zu verringern,*
- 11. Notwendigkeit, Unfällen vorzubeugen und deren Folgen für den Menschen und die Umwelt zu verringern,*
- 12. Informationen, die von internationalen Organisationen veröffentlicht werden,*
- 13. Informationen, die in BVT-Merkblättern enthalten sind.*

[BlmSchG 2014]

Eine Konkretisierung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes unter wirtschaftlichen Aspekten enthält außerdem Art. 3 Ziff. 10 der IED.³³ Die dort vorgenommene Begriffsbestimmung der „besten verfügbaren Techniken“ nimmt hinsichtlich der Verfügbarkeit einer Technik folgende Konkretisierung vor:

b) „verfügbare Techniken“:

die Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, gleich, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedstaats verwendet oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind;

[EU IED 2010]

Somit sind über den Begriff des Stands der Technik nur solche Emissionsbegrenzungsmaßnahmen zulässig, die die Anwendung unter in dem jeweiligen Sektor wirtschaftlichen und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglichen.

Von Bedeutung ist hier, dass diese Begrenzung in Bezug auf den wirtschaftlichen Aufwand nicht an der wirtschaftlichen Vertretbarkeit einer Maßnahme zur Emissionsbegrenzung **für die Einzelanlage** festmacht, sondern den industriellen Sektor insgesamt im Blick hat. Diese abstrakte Betrachtung der Verhältnismäßigkeit nimmt die Definition in § 3 Abs. 6 BImSchG auf, wenn dort von „Anlagen einer bestimmten Art“ die Rede ist. Für die Frage der wirtschaftlichen Vertretbarkeit der Zusatzkosten einer weitergehenden Emissionsbegrenzungsmaßnahme kommt es also auf die Wirtschaftlichkeit vergleichbarer Anlagen, nicht aber auf die Wirtschaftlichkeit jeder einzelnen Anlage an.

Dies bedeutet: Wenn sich herausstellt, dass eine Emissionsbegrenzungsmaßnahme, mit der eine Reduzierung von Quecksilberemissionen erreicht werden soll, für einzelne der davon betroffenen Anlagen wirtschaftlich nicht vertretbar ist, heißt dies nicht, dass die Maßnahme damit nicht verhältnismäßig wäre. Erst dann, wenn aufgrund der mit der Maßnahme verbundenen Zusatzkosten ein wirtschaftlicher Betrieb für viele oder alle Anlagen vergleichbarer Art nicht mehr möglich wäre, kann der Fall eintreten, dass die Emissionsbegrenzungsmaßnahme nicht mehr dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz entsprechen würde.

[Jarass 2015] § 3, Rz. 108; Thiel, in: [Landmann et al. 2015] § 3, Rz. 111

Aus diesem Grund ist es für die hier vorgeschlagenen Maßnahmen nicht erforderlich, die wirtschaftliche Vertretbarkeit der Maßnahmen für den wirtschaftlichen Kontext jeder einzelnen Anlage oder jedes einzelnen Betreibers zu untersuchen. Ausreichend ist vielmehr eine abstrakt-generelle Betrachtungsweise für Anlagen einer vergleichbaren Art. Hinsichtlich der hier untersuchten Anlagenarten muss also für die Anlagentypen Steinkohlekraftwerke, Braunkohlekraftwerke, Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen sowie Zementwerke jeweils untersucht werden, zu welchen Zusatzkosten – in Bezug auf das hergestellte Produkt oder die produzierte Leistung – die Emissionsbegrenzungsmaßnahme führen würde.

³³ Die Vorgabe des Art. 3 der Industrie-Emissions-Richtlinie 2010/75/EU ist für die Auslegung des Begriffs „Stand der Technik“ in § 3 Abs. 6 BImSchG heranzuziehen, weil der im BImSchG verwendete Begriffs des Stands der Technik den Begriff der besten verfügbaren Techniken unionskonform umsetzen soll. Siehe Gesetzesbegründung [BT Drs. 14/4599 2000] (S. 125).

Für die hier vorgeschlagenen Maßnahmen liegt die wirtschaftliche Vertretbarkeit im Sinne der oben skizzierten sektoralen Betrachtung grundsätzlich vor. Die angegebenen Mehrkosten bei den Begrenzungsmaßnahmen können grundsätzlich als wirtschaftlich vertretbar angesehen werden. Da aufgrund der beabsichtigten Festlegung neuer Grenzwerte in den entsprechenden untergesetzlichen Normen grundsätzlich alle Anlagenarten in Deutschland von den zusätzlichen Kosten betroffen sind, wird es auch zu keiner Wettbewerbsverzerrung kommen. Die höheren Kosten können, sofern sie überhaupt als relevant angesehen werden, von den Betrieben an den Markt weitergegeben werden.

Ob diese Prognose im Ergebnis für jede einzelne Maßnahme haltbar ist, kann derzeit dahinstehen. Im Rahmen des Gesetzgebungsprozesses ist es die Aufgabe des Normgebers, die Frage der wirtschaftlichen Vertretbarkeit zusätzlicher Produktionskosten in Auseinandersetzung insbesondere mit den Interessenverbänden weiter zu konkretisieren. Sollte sich aufgrund nachvollziehbarer Darlegungen der einzelnen Industriezweige herausstellen, dass Zweifel an der wirtschaftlichen Vertretbarkeit bestehen, muss dem ggf. durch die Einräumung von längeren Übergangsfristen begegnet werden.

Nach dem derzeitigen Stand der Untersuchungen sind Übergangsfristen zur Herstellung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit der Maßnahmen nicht erforderlich.

Die Hereinnahme von Übergangsfristen kann jedoch aus einem anderen Grund erforderlich werden. Denn den betroffenen Anlagenbetreibern muss ausreichend Zeit gewährt werden, um den Anlagenbetrieb umzustellen. Maßstab hierfür ist die Verfügbarkeit der erforderlichen Anlagentechnik. Da es sich bei den beschriebenen Verfahren jedoch nicht um vollständig neue Verfahren handelt und in der Regel nur einzelne Komponenten der Anlagen verändert werden müssen, ist davon auszugehen, dass im Rahmen der üblichen Produktionsdauer für derartige Techniken und der üblichen Dauer für Einbauten nur kurze Übergangsfristen erforderlich sind. Auch hier kann die Konkretisierung der erforderlichen Übergangsfristen endgültig erst im Zuge des Gesetzgebungsverfahrens und der Einholung der Stellungnahmen der Interessenverbände erfolgen.

Im Zuge des Normsetzungsprozesses muss der Frage nachgegangen werden, ob die vorgesehenen Emissionsbegrenzungsmaßnahmen und die dadurch verursachten Zusatzkosten für einzelne Anlagenbetreiber wirtschaftlich nicht sinnvoll sind und deshalb der Anlagenbetrieb aufgegeben werden muss. Sofern es hierfür Anzeichen gibt, wäre eine Regelung in Anlehnung an § 30 Abs. 4 der 13. BImSchV denkbar. Danach könnte den Betreibern von Anlagen, die nicht mehr nachgerüstet werden können oder sollen, als Ausnahmeregelung eine Restbetriebsdauer eingeräumt werden.

Schließlich ist es denkbar, bei der Verschärfung von Grenzwerten einen Passus mit aufzunehmen, wonach im Einzelfall von der Verschärfung der Grenzwerte ganz oder teilweise abgesehen werden kann, wenn der jeweilige Anlagenbetreiber nachweist, dass die Nachrüstung der Anlage wirtschaftlich für ihn nicht vertretbar ist. Dies hat den Vorteil, dass die Nachweispflicht für die Nichtvertretbarkeit im wirtschaftlichen Sinne bei dem jeweiligen Anlagenbetreiber liegt und er daher gehalten ist, die wirtschaftliche Situation nachvollziehbar und nach-

prüfbar darzulegen. Derartige Ausnahmeregelungen sollten ihrerseits auf eine maximale Zeitdauer begrenzt werden, damit es nicht zum unbegrenzten Weiterbetrieb von solchen „Ausnahmeanlagen“ kommt.

5.4 Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissionsgrenzwerte durch Änderungen der einschlägigen Rechtsverordnung – Wasserrecht

Gegenstand der wasserrechtlichen Untersuchung ist die Direkteinleitung von quecksilberhaltigem Abwasser.

Für die hier in Rede stehenden Anlagenarten sind die Grenzwerte aus den folgenden Anhängen der AbwV einschlägig:

- Anhang 27 AbwV – Behandlung von Abfällen durch chemische und physikalische Verfahren (CP-Anlagen) sowie Altölaufarbeitung
 - Anhang 33 AbwV – Wäsche von Abgasen aus der Verbrennung von Abfällen
 - Anhang 47 AbwV – Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen
 - Anhang 51 AbwV – Oberirdische Ablagerung von Abfällen
- [Anh. 27 AbwV 2014] [Anh. 33 AbwV 2014] [Anh. 47 AbwV 2014]
[Anh. 51 AbwV]

Die geltenden Emissionsgrenzwerte für die im Rahmen dieses Gutachtens untersuchten Quecksilberemittenten sind Tabelle 47 im Überblick dargestellt.

Tabelle 47: Grenzwerte für Quecksilber in den hier betrachteten Anhängen zur Abwasserverordnung

Anhang der Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV)	Grenzwert
Anhang 27 AbwV – Behandlung von Abfällen durch chemische und physikalische Verfahren (CP-Anlagen) sowie Altölaufarbeitung	Quecksilber 0,05 mg/l (vor Vermischung mit anderem Abwasser)
Anhang 33 AbwV – Wäsche von Abgasen aus der Verbrennung von Abfällen	Quecksilber 0,03 mg/l Anforderungen für vorhandene Einleitungen (vor dem 1.8.2002 genehmigte Hausmüllverbrennungsanlagen): Quecksilber 9 mg Fracht je Tonne Abfall
Anhang 47 AbwV – Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen	Quecksilber 0,03 mg/l Steinkohlekraftwerke: 1,8 mg Schadstoff-Fracht je Kilogramm Chlorid Braunkohlekraftwerke bei Chloridgehalten von bis zu 0,05 Gewichtsprozent: 0,1 g/h/300 MW (Schadstoff-Fracht in Gramm je Stunde und je 300 MW installierte elektrische Leistung)
Anhang 51 AbwV – Oberirdische Ablagerung von Abfällen	Quecksilber 0,05 mg/l

[AbwV 2014] [Anh. 27 AbwV 2014] [Anh. 33 AbwV 2014] [Anh. 47 AbwV 2014] [Anh. 51 AbwV]

§ 57 Abs. 1 WHG regelt die Anforderungen aus Direkteinleitungen. Emissionsbegrenzungen, die sich – inhaltlich entsprechend § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG – am Stand der Technik orientieren, sind in § 57 Abs. 1 Nr. 1, Abs. 2 WHG geregelt.

§ 57 WHG – Einleiten von Abwasser in Gewässer

(1) Eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Direkteinleitung) darf nur erteilt werden, wenn

- 1. die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist,*
- 2. die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist und*
- 3. Abwasseranlagen oder sonstige Einrichtungen errichtet und betrieben werden, die erforderlich sind, um die Einhaltung der Anforderungen nach den Nummern 1 und 2 sicherzustellen.*

(2) ¹ Durch Rechtsverordnung nach § 23 Absatz 1 Nummer 3 können an das Einleiten von Abwasser in Gewässer Anforderungen festgelegt werden, die nach Absatz 1 Nummer 1 dem Stand der Technik entsprechen. ² Die Anforderungen können auch für den Ort des Anfalls des Abwassers oder vor seiner Vermischung festgelegt werden. (...)

[WHG 2014]

Der Stand der Technik ist in § 3 Nr. 11 in Verbindung mit Anlage 1 zum WHG geregelt. Begriffe und Inhalt entsprechen dem des Immissionsschutzrechts, so dass auf Kapitel 5.3.2.2 verwiesen werden kann.

Der Begriff des Stands der Technik ist wie im Immissionsschutzrecht medienübergreifend zu verstehen, so dass sich aus dessen Vorgaben auch die Verpflichtung ergibt, Verunreinigungen von Luft und Boden möglichst gering zu halten.

[Czychowski et al. 2014] § 57, Rz. 22

Allerdings ist die Verpflichtung zur Einhaltung des Stands der Technik nach § 57 WHG auf das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer und nach § 12 Abs. 1 WHG auf wasserrechtlich erlaubnispflichtige Benutzungen begrenzt. Reduzierungen des luftseitigen Eintrags können über diese Vorgabe nicht verlangt werden.³⁴

Gemäß § 57 Abs. 2 WHG kann der Stand der Technik für die Direkteinleitung von Abwasser durch Rechtsverordnung bestimmt werden. Eine solche Rechtsverordnung ist die Abwasserverordnung. [AbwV 2014]

Im technischen Teil dieses Gutachtens (vgl. Kapitel 3) wurde dargestellt, dass auch im Hinblick auf die Einleitung quecksilberhaltigen Abwassers der in den hier einschlägigen Anhängen zur AbwV konkretisierte Stand der Technik verschärft werden kann.

³⁴ Anders wäre dies, wenn die luftseitigen Quecksilbereinträge als wasserrechtlich erlaubnispflichtige Nutzung angesehen werden; siehe Fußnote 71 (S. 211).

Zu den Voraussetzungen für eine Verschärfung der Grenzwerte in den einschlägigen Anhängen zur AbwV (keine Notwendigkeit eines Wirkungsnachweises für das Gewässer, Verhältnismäßigkeit, insbesondere Verhältnis zum Risikopotential, Begrenzung auf den Stand der Technik, Übergangsfristen, Einzelfall-Ausnahmeregelung) siehe Kapitel 5.3 zum Immissionsschutzrecht.³⁵

5.5 Keine Sperrwirkung von künftig zu erwartenden BVT-Schlussfolgerungen

BVT-Schlussfolgerungen der Europäischen Union müssen innerhalb einer bestimmten Frist in nationales Recht umgesetzt werden (§ 7 Abs. 1a, 1b BImSchG und § 57 Abs. 4 WHG). [BImSchG 2014] [WHG 2014] Derzeit existieren noch keine auf BVT beruhenden europarechtlichen Vorgaben.³⁶ Voraussichtlich Anfang 2017 wird das überarbeitete BVT-Merkblatt für Großfeuerungsanlagen sowie die zugehörigen BVT-Schlussfolgerungen veröffentlicht. Die darin enthaltenen oberen mit BVT verbundenen Emissionswerte werden voraussichtlich weniger anspruchsvoll sein als diejenigen Werte, die im technischen Teil dieses Gutachtens als Stand der Technik identifiziert sind (vgl. Tabelle 8, S. 55).

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob die Pflicht zur Umsetzung der Werte aus den BVT-Schlussfolgerungen die Festsetzung strengerer Werte im nationalen Recht sperren könnte.

Soweit ersichtlich wurde diese Frage im Gesetzgebungsprozess zur Umsetzung der IED nicht aufgegriffen; auch in der Kommentierung gibt es dazu, soweit erkennbar, keine Auseinandersetzung.

Dies hat seinen Grund darin, dass das europäische Umweltrecht grundsätzlich nur Mindestvorgaben enthält, die von den Mitgliedstaaten eingehalten werden müssen. [Ziehm 2014] Die Mitgliedsstaaten haben aber das Recht, strengere Umweltvorschriften zu erlassen, sofern sie mit den Grundfreiheiten³⁷ der EU vereinbar sind.

Die Umweltziele der EU enthält Artikel 191 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV); Artikel 192 AEUV regelt das Verfahren zum Tätigwerden der Union auf dem Gebiet der Umweltpolitik. Artikel 114 Absatz 4 bis 6 AEUV regelt weitere Einzelheiten. [EU AEUV 2012]

Art. 193 des Vertrags (ex-Artikel 176 EGV) lautet:

Die Schutzmaßnahmen, die aufgrund des Artikels 192 getroffen werden, hindern die einzelnen Mitgliedstaaten nicht daran, verstärkte Schutzmaßnahmen beizubehalten oder zu ergreifen. Die betreffenden Maßnahmen müssen mit den Verträgen vereinbar sein. Sie werden der Kommission notifiziert.

[EU AEUV 2012]

³⁵ Zur Sonderregelung für Übergangsfristen nach Veröffentlichung von BVT-Schlussfolgerungen siehe § 57 Abs. 4 Satz 2 [WHG 2014].

³⁶ Die IED enthält lediglich für Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen luft- und abwasserseitige Emissionsbegrenzungen für Quecksilber (0,05 mg/Nm³ und 0,03 mg/l) [EU IED 2010]

³⁷ Die Grundlage des EU-Binnenmarktes bilden die nachfolgenden vier Grundfreiheiten: Freier Warenverkehr, Personenfreizügigkeit, Dienstleistungsfreiheit, Freier Kapital- und Zahlungsverkehr

Grundsätzlich handelt es sich demnach bei den Umweltvorschriften der EU um Mindestanforderungen, welche die Mitgliedstaaten nicht daran hindern, schärfere Umweltvorschriften zu erlassen. Allerdings muss die Vereinbarkeit mit den Grundprinzipien der europäischen Verträge gewährleistet sein.³⁸

Aus einer Verschärfung der Grenzwerte kann sich eine Erhöhung von Produktions- oder sonstigen Kosten ergeben. Allerdings behindert dies nicht den freien Warenverkehr, sondern wirkt sich lediglich auf die Produktionsbedingungen aus. Auch eine Diskriminierung dürfte ausgeschlossen sein, da die Vorgabe schärferer Emissionswerte nicht zwischen inländischen und EU-ausländischen Betrieben unterscheidet. Schließlich entsprechen schärfere Emissionsgrenzwerte für Quecksilber mehreren Richtlinienzielen, darunter dem Phasing-Out-Gebot der Wasserrahmenrichtlinie [EU WRRL 2013] und der Vorgabe zur Einhaltung der Biota-Umweltqualitätsnorm [EU UQN-RL 2013].

Auch die IED steht nicht entgegen. Sowohl in der Begründungserwägung 41 als auch in Art. 73 ist von Mindestanforderungen die Rede:

*(41) Damit eine beträchtliche Umweltverschmutzung, beispielsweise durch Schwermetalle, Dioxine und Furane, angegangen werden kann, sollte die Kommission - gestützt auf eine Bewertung der Anwendung der besten verfügbaren Techniken bei bestimmten Tätigkeiten oder der Auswirkungen dieser Tätigkeiten auf die Umwelt insgesamt - Vorschläge für unionsweit geltende **Mindestanforderungen** in Bezug auf Emissionsgrenzwerte sowie in Bezug auf Überwachungs- und Einhaltungsvorschriften vorlegen.*

Artikel 73 Überprüfung

(1) Auf der Grundlage der in Artikel 72 genannten Informationen übermittelt die Kommission dem Europäischen Parlament und dem Rat bis zum 7. Januar 2016 und danach alle drei Jahre einen Bericht zur Überprüfung der Umsetzung dieser Richtlinie.

*Dieser Bericht umfasst eine Bewertung der Frage, ob ein Tätigwerden der Union durch Festlegung bzw. Aktualisierung unionsweit geltender **Mindestanforderungen** in Bezug auf Emissionsgrenzwerte sowie in Bezug auf Überwachungs- und Einhaltungsvorschriften für Tätigkeiten im Rahmen der in den drei vorhergehenden Jahren angenommenen BVT-Schlussfolgerungen erforderlich ist; dies erfolgt auf der Grundlage folgender Kriterien:*

Auswirkungen der betreffenden Tätigkeiten auf die Umwelt insgesamt; und Stand der Anwendung der besten verfügbaren Techniken (BVT) bei diesen Tätigkeiten.

In dieser Bewertung wird die in Artikel 13 Absatz 4 genannte Stellungnahme des Forums berücksichtigt.

*Kapitel III und Anhang V dieser Richtlinie gelten als Festlegung der unionsweit geltenden **Mindestanforderungen** bei Großfeuerungsanlagen.*

[EU IED 2010]

³⁸ [EuGH, Urteil vom 21.7.2011]; [EuGH, Urteil vom 26.2.2015]; [EuGH, Urteil vom 14.4.2005]; [EuGH, Urteil vom 9.3.2010]

5.6 Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissionsgrenzwerte durch nachträgliche Anordnungen - Vorsorgegrundsatz

Im Folgenden wird untersucht, inwieweit eine Verschärfung von Emissionsgrenzwerten für bestehende Anlagen ohne Änderungen des untergesetzlichen Regelwerks über nachträgliche Anordnungen nach § 17 BImSchG bzw. § 13 WHG möglich ist.

5.6.1 Nachträgliche Anordnungen nach § 17 Abs. 1 Satz 1 BImSchG

Grundlage für nachträgliche Anordnungen im Immissionsschutzrecht ist § 17 Abs. 1 BImSchG:

§ 17 BImSchG – Nachträgliche Anordnungen

(1) Zur Erfüllung der sich aus diesem Gesetz und der auf Grund dieses Gesetzes erlassenen Rechtsverordnungen ergebenden Pflichten können nach Erteilung der Genehmigung sowie nach einer nach § 15 Absatz 1 angezeigten Änderung Anordnungen getroffen werden. Wird nach Erteilung der Genehmigung sowie nach einer nach § 15 Absatz 1 angezeigten Änderung festgestellt, dass die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft nicht ausreichend vor schädlichen Umwelteinwirkungen oder sonstigen Gefahren, erheblichen Nachteilen oder erheblichen Belästigungen geschützt ist, soll die zuständige Behörde nachträgliche Anordnungen treffen.

[BImSchG 2014]

§ 17 Abs. 1 BImSchG unterscheidet zwischen nachträglichen Vorsorgeanforderungen (Satz 1) und nachträglichen Schutzanordnungen (Satz 2).

Zunächst werden die Voraussetzungen für nachträgliche Vorsorgeanforderungen nach § 17 Abs. 1 Satz 1 BImSchG untersucht.

Gemäß § 17 Abs. 3 BImSchG dürfen durch nachträgliche Anordnungen weitergehende Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen nicht gestellt werden, soweit durch Rechtsverordnung die Anforderungen aufgrund der Vorsorgepflicht des § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG abschließend festgelegt sind. Es ist also der Frage nachzugehen, ob die 13. BImSchV und die 17. BImSchV hier Sperrwirkung entfalten.

Die 13. BImSchV und die 17. BImSchV enthalten Grenzwerte für Quecksilberemissionen der hier untersuchten Anlagenarten. Ausschlaggebend ist, ob diese Grenzwertfestlegungen abschließend sind, so dass eine Verschärfung der Grenzwerte durch das Land Nordrhein-Westfalen ohne Änderung der genannten Vorschriften unzulässig ist.

Weder § 7 BImSchG noch die 13. BImSchV oder die 17. BImSchV regeln explizit, ob die Konkretisierung der Betreiberpflichten in den Verordnungen abschließend ist. Die Frage, ob die 13. BImSchV oder die 17. BImSchV hinsichtlich der Emissionsgrenzwerte abschließende Festlegungen enthalten, ist in

Rechtsprechung und Literatur umstritten.³⁹ Das BVerwG geht von einer abschließenden Festlegung der Vorsorgepflichten in der 17. BImSchV aus.⁴⁰

Angesichts der weitgehend eindeutigen Aussage des BVerwG in der Entscheidung aus dem Jahr 2007 muss davon ausgegangen werden, dass eine Verschärfung der Quecksilber-Emissionsgrenzwerte über diejenigen der 13. oder 17. BImSchV hinaus im Wege nachträglicher Anordnung nach § 17 Abs. 1 Satz 1 BImSchG (Vorsorgeanordnung) ein rechtliches Risiko darstellt.

Weiter unten wird gezeigt, dass aufgrund zweier europarechtlicher Vorgaben (Phasing-Out-Verpflichtung und Einhaltung der Biota-UQN) nachträgliche Einzelanordnungen mindestens bis zum im technischen Teil dieses Gutachtens entwickelten (und gegenüber der 13. BImSchV und der 17. BImSchV anspruchsvolleren) fortgeschrittenen Stand der Technik zulässig sind. Die hier aufgeworfene Frage muss daher nicht abschließend entschieden werden.

5.6.2 Nachträgliche Anordnungen nach § 13 WHG i.V.m. § 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG

Im Gegensatz zum Immissionsschutzrecht bedarf es im Wasserrecht keiner gesonderten Bestimmung über die Zulässigkeit nachträglicher Anordnungen. Wasserrechtliche Erlaubnisse sind grundsätzlich widerruflich; als milderes Mittel unterliegen sie dem Vorbehalt permanenter Anpassung.⁴¹

Grundlage für nachträgliche Anordnungen im Wasserrecht ist daher § 13 Abs. 1 WHG:

§ 13 WHG – Inhalts- und Nebenbestimmungen der Erlaubnis und der Bewilligung

(1) Inhalts- und Nebenbestimmungen sind auch nachträglich sowie auch zu dem Zweck zulässig, nachteilige Wirkungen für andere zu vermeiden oder auszugleichen.

[WHG 2014]

Der materiellrechtliche Maßstab für Abwassereinleitungen findet sich in § 57 Abs. 1 WHG.

Nach § 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG darf eine Direkteinleitungserlaubnis für Abwasser nur erteilt werden, wenn die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist.

Diese Anforderungen können durch Rechtsverordnung nach §§ 57 Abs. 2, 23 Abs. 1 Nr. 3 WHG festgelegt werden.⁴² [Siedler et al. 2015]

³⁹ Zum Streitstand siehe [Jarass 2015] § 7 Rz. 34 und 37; Hansmann/Ohm, in: [Landmann et al. 2015] Rz. 150; OVG Niedersachsen, 15.3.1995, Az. 7 K 1182/93, Rz. 51, bestätigt durch BVerwG, 13.2.1997, Az. 7 C 47/95, Rz. 12; BVerwG, 29.9.2011, Az. 7 C 21/09, Rz. 46

⁴⁰ [BVerwG, Urteil vom 26.4.2007] Rz. 13 ff. (die darin für die 17. BImSchV entwickelten Maßstäbe lassen sich grundsätzlich auch auf die 13. BImSchV übertragen).

⁴¹ [Czychowski et al. 2014] § 13 Rz. 88 und Knopp, G. in: [Siedler et al. 2015]

⁴² Anhang 2 gibt einen Überblick zu den für Quecksilber geltenden, in den Anhängen der AbwV festgelegten Grenzwerten

Auch im Wasserrecht stellt sich damit die Frage, ob Emissionsgrenzwerte, die in einer Rechtsverordnung festgelegt sind, Sperrwirkung gegenüber nachträglichen Anordnungen entfalten, die auf eine Verschärfung dieser Emissionsgrenzwerte abzielen. Da die AbwV gemäß § 1 Abs. 1 nur Mindestanforderungen für das Einleiten von Abwässer in Gewässer festlegt,⁴³ darf die Behörde grundsätzlich auch mehr verlangen. Ob weitergehende Anforderungen auf § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG gestützt werden müssen oder ob Einzelfallverschärfungen gegenüber dem in der AbwV festgelegten Stand der Technik auch auf der Grundlage des § 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG zulässig sind, lässt das Gesetz offen.⁴⁴ Mehrheitlich wird die Auffassung vertreten, dass die Emissionsbegrenzungen in den Anhängen der AbwV abschließend sind und weitergehende Anforderungen daher nur über § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG (Gewässereigenschaft bzw. sonstige rechtliche Anforderungen) begründet werden können.⁴⁵

Auch im Wasserrecht muss diese Frage nicht entschieden werden, da auf der Grundlage von § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG über die in der AbwV festgelegten Grenzwerte hinaus aufgrund der beiden europarechtlichen Vorgaben (Phasing-Out-Verpflichtung und Einhaltung der Biota-UQN) nachträgliche Einzelanordnungen mindestens bis zum im technischen Teil dieses Gutachtens entwickelten (und gegenüber der AbwV anspruchsvolleren) fortgeschrittenen Stand der Technik zulässig sind.

5.7 Anforderungen an eine Verschärfung der Quecksilber-Emissionsgrenzwerte durch nachträgliche Anordnungen – Schutzgrundsatz

Im Folgenden wird untersucht, ob es nach geltendem Recht aus dem Blickwinkel des immissionsschutzrechtlichen Schutzgrundsatzes (§§ 17 Abs. 1 Satz 2, 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG) bzw. des wasserrechtlichen Verbots der Verursachung schädlicher Gewässerveränderungen oder wegen Unvereinbarkeit mit sonstigen rechtlichen Regelungen (§§ 13, 12 Abs. 1 Nr. 1, § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG) Vorgaben gibt, die als Grundlage für nachträgliche Anordnungen dienen können.

Dazu werden zunächst die materiellrechtlichen Vorgaben des Wasserrechts dargestellt.

⁴³ [Czychowski et al. 2014] § 57 Rz 4

⁴⁴ § 1 Abs. 2 Satz 1 AbwV bestimmt, dass über die Emissionsbegrenzungswerte hinaus weitergehende Anforderungen in der wasserrechtlichen Zulassung festgelegt werden können, ohne allerdings zu benennen, ob dies eine Einzelfallkonkretisierung des Stand der Technik nach § 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG oder eine zusätzliche Begrenzung auf der Grundlage des § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG sein kann.

⁴⁵ BVerwG, 20.12.2011, 7 B 43/11, Rz. 11 (die Entscheidung bezieht sich allerdings nur auf die Unterschreitung der Emissionsgrenzwerte, nicht auf eine Verschärfung); VG Magdeburg, 8.6.2011, 9 A 307/08, Rz. 39 (Stand der Technik wird "in der Regel" durch die Anhänge der AbwV bestimmt); VG Oldenburg, 3.7.2013, 5 A 2793/11 (eine Verschärfung der Emissionsgrenzwerte wird in dieser Entscheidung auf die Belastungssituation des Gewässers und damit also auf eine Immissionsbetrachtung gestützt); OVG Niedersachsen, 20.11.2014, 13 LC 140/13, Rz. 34 (AbwV legt den Stand der Technik im Sinne des § 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG normativ fest).

5.7.1 Materielles Wasserrecht - Einhaltung der Umweltqualitätsnorm Quecksilber im Biota als Voraussetzung für den guten chemischen Zustand eines Gewässers

Materiellrechtliche Anforderungen ergeben sich aus den Bewirtschaftungszielen nach § 27 WHG. Nach § 27 WHG sind oberirdische Gewässer so zu bewirtschaften, dass eine Verschlechterung des chemischen Zustands vermieden wird und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht wird.⁴⁶ Quecksilbereinträge haben Auswirkungen auf den chemischen Zustand der Gewässer.

5.7.1.1 Biota-UQN für Quecksilber als Bestandteil des chemischen Zustands

Der gute chemische Zustand kann nur erreicht bzw. eingehalten werden, wenn die Umweltqualitätsnorm (UQN) der Quecksilberbelastung von Biota eingehalten wird.

Im Einzelnen:

Anforderungen an den guten chemischen Zustand enthalten § 6 OGewV und Anlage 7 zur OGewV.⁴⁷ Anlage 7 enthält Umweltqualitätsnormen für zahlreiche Stoffe, darunter Quecksilber. Nach § 6 OGewV wird der chemische Zustand nur dann als gut eingestuft, wenn diese Umweltqualitätsnormen erfüllt werden. [OGewV 2011]

Die Umweltqualitätsnorm für Quecksilber ist in Nr. 21 Tabelle 1 Anhang 7 OGewV festgelegt. [OGewV 2011]

Dort findet sich zum einen ein Konzentrationswert von 0,05 µg/l (ausgedrückt als Jahresdurchschnittswert) bzw. von 0,07 µg/l (ausgedrückt als Wert der zulässigen Höchstkonzentration).⁴⁸ Diese Konzentrationswerte werden in Deutschland in der Regel eingehalten und daher in diesem Gutachten nicht weiter thematisiert.

Entscheidend ist die für Quecksilber zusätzlich festgelegte Umweltqualitätsnorm, nämlich 20 µg, ausgedrückt als Biota-UQN in µg/kg Nassgewicht.

Der entsprechende Anhang der UQN-RL 2008/105/EG in der durch die Richtlinie 2013/39/EU kodifizierten Fassung lautet:

⁴⁶ Die Anforderungen gelten auch für künstlich oder erheblich veränderte Gewässer im Sinne des § 28 WHG, so dass diesbezüglich nicht differenziert werden muss.

⁴⁷ Die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) setzt unter anderem folgende Richtlinie um: Richtlinie 2008/105/EG vom 16.12.2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, (ABl. L 348, 24.12.2008, p.84). Diese Richtlinie wurde geändert durch die Richtlinie 2013/39/EU vom 12.8.2013 (ABl. L 226, 24.8.2013, p. 1). Die Änderungen, die sich aus der Richtlinie 2013/39/EU ergeben, sind bisher in der OGewV nicht umgesetzt, spielen für den hier interessierenden Zusammenhang aber keine entscheidende Rolle

⁴⁸ Die Neufassung der RL 2008/105/EG aufgrund der Änderungsrichtlinie 2013/39/EU enthält den Jahresdurchschnittswert nicht mehr; es gilt nur noch der Höchstkonzentrationswert von 0,07 µg/l.

Tabelle 48: Anhang I: Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und bestimmte andere Schadstoffe – Teil A: Umweltqualitätsnormen (UQN)

1	2	3	4	5	6	7	8
Nr.	Stoff-name	CAS-Nummer ⁽¹⁾	JD-UQN ^{(2)*} Binnenoberflächen-gewässer ⁽³⁾ [µg/kg]	JD-UQN ^{(2)*} Sonstige Oberflächen-gewässer [µg/kg]	ZHK-UQN ^{(4)*} Binnenoberflächen-gewässer ⁽³⁾ [µg/kg]	ZHK-UQN ^{(4)*} Sonstige Oberflächen-gewässer [µg/kg]	UQN Biota ^{(12)*} [µg/kg Nass-gewicht]
21	Quecksilber und Quecksilberverbindungen	7439-97-6			0,07	0,07	20
* JD: Jahresdurchschnitt, ZHK: zulässige Höchstkonzentration, UQN: Umweltqualitätsnorm							
(12): Sofern nicht anders vermerkt, bezieht sich die Biota-UQN auf Fische. Ein alternatives Biota-Taxon oder eine andere Matrix können stattdessen überwacht werden, sofern die angewendete UQN ein gleichwertiges Schutzniveau bietet. Für Stoffe mit den Nummern 15 (Fluoranthen) und 28 (PAH) bezieht sich die Biota-UQN auf Krebstiere und Weichtiere. Für die Zwecke der Bewertung des chemischen Zustands ist die Überwachung von Fluoranthen und PAH in Fischen nicht geeignet. Für den Stoff mit der Nummer 37 (Dioxine und dioxin-ähnliche Verbindungen) bezieht sich die Biota-UQN auf Fische, Krebstiere und Weichtiere; im Einklang mit Abschnitt 5.3 des Anhangs der Verordnung (EU) Nr. 1259/2011 der Kommission vom 2. Dezember 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 hinsichtlich der Höchstgehalte für Dioxine, dioxin-ähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln (ABl. L 320 vom 3.12.2011, S. 18).							

[EU UQN-RL 2013]

Art. 3 Abs. 2 UQN-RL 2008/105/EG verlangt, dass für Quecksilber die Biota-UQN und nicht die Konzentrations-UQN angewandt wird:

(2) Für die in Anhang I Teil A aufgeführten Stoffe mit den Nummern 5, 15, 16, 17, 21, 28, 34, 35, 37, 43 und 44 wenden die Mitgliedstaaten die in Anhang I Teil A festgelegten Biota-Umweltqualitätsnormen an.

Für andere als die im ersten Unterabsatz genannten Stoffe wenden die Mitgliedstaaten die in Anhang I Teil A festgelegten Wasser-Umweltqualitätsnormen an.

[EU UQN-RL 2013]

Die Anwendung von Konzentrations-UQN für Quecksilber ist nur zulässig, wenn dadurch gleichzeitig der Nachweis der Einhaltung der Biota-UQN gelingt.⁴⁹

⁴⁹ Siehe Begründungserwägung 15: Für die meisten Stoffe sollten auf Gemeinschaftsebene einstweilen nur Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer festgesetzt werden. Bei Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien und Quecksilber kann der Schutz vor indirekten Wirkungen und Sekundärvergiftung jedoch nicht allein durch Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer auf Gemeinschaftsebene sichergestellt werden. Daher empfiehlt es sich, für diese drei Stoffe Umweltqualitätsnormen für Biota auf Gemeinschaftsebene festzulegen. Um den Mitgliedstaaten je nach ihrer Überwachungsstrategie eine gewisse Flexibilität einzuräumen, sollten Mitgliedstaaten die Möglichkeit haben, entweder diese Umweltqualitätsnormen zu überwachen und auf Biota anzuwenden oder strengere Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer festzulegen, die dasselbe Schutzniveau bieten.

In Anhang I, Teil A, Fn. 12, wird dies dahingehend konkretisiert, dass statt der Biota-UQN für Fische ein alternatives Biota-Taxon oder eine andere Matrix (also Wasser oder Sedimente statt Biota) überwacht werden können, wenn die angewendete UQN ein gleichwertiges Schutzniveau bietet.

Um die Bewirtschaftungsziele des § 27 WHG im Hinblick auf den guten chemischen Zustand zu erreichen, müssen daher die Biota-UQN für Quecksilber eingehalten werden.⁵⁰

5.7.1.2 *Derzeit flächendeckende Überschreitung der Biota-UQN für Quecksilber*

Die Biota-UQN von 20 µg/kg Quecksilberkonzentration in Fischen wird in Deutschland flächendeckend überschritten. Siehe hierzu die Antwort der Bundesregierung auf eine Kleine Anfrage der Fraktion Bündnis 90 / Die Grünen vom 12.3.2015, BT-Drs. 18/4134:

a) Inwieweit gefährden diese Emissionen die fristgerechte und qualitative Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie und der europäischen Richtlinie in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik in Deutschland?

In der Umweltprobenbank des Bundes werden seit den 1990er Jahren Fischproben gesammelt, archiviert und auf Schadstoffe untersucht. Die Umweltqualitätsnorm für Quecksilber ist in Fischen der großen Flussgebiete Rhein, Elbe und Donau dauerhaft und flächendeckend überschritten. In den letzten zehn Jahren verringerte sich die Belastung lediglich in Fischen aus dem Oberlauf der Elbe. An den übrigen Flächen hat sich die Belastung auf hohem Niveau etabliert (5-15-facher Wert der Umweltqualitätsnorm).

Der chemische Zustand aller Wasserkörper der Bundesrepublik Deutschland wird in den 2. Bewirtschaftungsplänen als „nicht gut“ eingestuft. Grund ist die Einschätzung, dass die Umweltqualitätsnorm für Biota für Quecksilber flächendeckend überschritten wird. Bestandteil der 2. Bewirtschaftungspläne ist auch eine Risikoabschätzung. Danach wird eingeschätzt, dass die Umweltqualitätsnorm für Biota für Quecksilber wahrscheinlich auch 2027 nicht eingehalten werden kann.

[BTag 2015a]

5.7.1.3 *Beachtenspflicht der Einhaltung der Biota-UQN bei jedem konkreten Vorhaben*

Das in § 27 WHG verankerte Ziel, einen guten chemischen Zustand zu erreichen, hängt nicht davon ab, dass die Zielerreichung in einem Bewirtschaftungsplan festgelegt ist und entsprechende Maßnahmenprogramme entwickelt wurden. Mit der Entscheidung zur Weservertiefung [EuGH, Urteil vom 1.7.2015] hat der Europäische Gerichtshof festgestellt, dass die Verbesserungspflicht unabhängig von einem Bewirtschaftungsplan bei jeder einzelnen Genehmigungsentcheidung gilt und von den nationalstaatlichen Behörden umgesetzt werden muss.⁵¹

⁵⁰ Die Bewirtschaftungsziele müssen an sich bis 22.12.2015 erreicht werden, allerdings besteht nach § 29 WHG grundsätzlich die Möglichkeit der Fristverlängerung bis längstens 22.12.2027. Ob die Inanspruchnahme der Fristverlängerung voraussetzt, dass gemäß § 83 Abs. 2 Nr. 2 WHG in den ersten Bewirtschaftungsplan (2009 bis 2015) die in Anspruch genommenen Fristverlängerungen, die Gründe hierfür und der Zeitplan für die Erreichung der Ziele aufgenommen sind, kann dahinstehen. Denn unabhängig von der Frage, bis zu welcher Frist die Biota-UQN eingehalten werden müssen, kann von Quecksilberemittenten bereits jetzt verlangt werden, dass sie ihre Emissionen mindestens bis zu dem im technischen Teil ausgearbeiteten fortschrittlichen und wirtschaftlich zumutbaren Stand der Technik verringern, damit die Erreichung des Bewirtschaftungsziels nicht gefährdet wird.

⁵¹ Siehe auch [Laskowski 2015]

Im Folgenden sollen die zentralen Aussagen aus der Entscheidung des EuGH dargestellt werden.

Die vom BVerwG vorgelegten diesbezüglichen Fragen lauteten:⁵²

29

*Mit seiner ersten und seiner vierten Frage, die gemeinsam zu behandeln sind, möchte das vorlegende Gericht wissen, ob Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. i bis iii der Richtlinie 2000/60 dahin auszulegen ist, dass die Mitgliedstaaten vorbehaltlich der Gewährung einer Ausnahme verpflichtet sind, **die Genehmigung für ein Vorhaben zu versagen**, wenn es eine Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers verursachen kann oder wenn es die Erreichung eines guten Zustands eines Oberflächengewässers bzw. eines guten ökologischen Potenzials und eines guten chemischen Zustands eines Oberflächengewässers zu dem nach der Richtlinie maßgeblichen Zeitpunkt gefährdet.*

[EuGH, Urteil vom 1.7.2015]

In den Rz. 32 und 33 macht der EuGH deutlich, dass die Verpflichtungen aus Art. 4 Abs. 1 Buchstabe a) der WRRL bei der Genehmigung konkreter Vorhaben anzuwenden und zu beachten sind.

32

Dem vorlegenden Gericht ist beizupflichten, dass in der Genehmigung eines konkreten Vorhabens eine solche Durchführung zu sehen ist.

33

Des Weiteren gilt nach dem Wortlaut von Art. 4 Abs. 1 Buchst. a der Richtlinie 2000/60 „[i]n Bezug auf die Umsetzung der in den Bewirtschaftungsplänen ... festgelegten Maßnahmenprogramme“, dass die Mitgliedstaaten die notwendigen Maßnahmen ergreifen, um die Ziele einer Verhinderung der Verschlechterung, des Schutzes und der Verbesserung des Zustands der Oberflächengewässer zu verwirklichen. Die Verwendung der Worte „[i]n Bezug auf die Umsetzung“ stützt eine Auslegung dieser Vorschrift, wonach sie Verpflichtungen enthält, die von den zuständigen Behörden bei der Genehmigung konkreter Vorhaben im Rahmen der Regelung des Gewässerschutzes einzuhalten sind.

[EuGH, Urteil vom 1.7.2015]

In den Rz. 37 bis 41 stellt der EuGH dar, dass das Verschlechterungsverbot und das Verbesserungsgebot unabhängig voneinander gelten.

37

Somit besteht das Endziel der Richtlinie 2000/60 darin, durch eine konzentrierte Aktion bis zum Jahr 2015 einen „guten Zustand“ aller Oberflächengewässer der Union zu erreichen.

38

Die von den Mitgliedstaaten zu erreichenden Umweltziele sind in Art. 4 Abs. 1 der Richtlinie 2000/60 aufgeführt.

⁵² Hervorhebungen nicht im Original

39

Hierfür schreibt diese Bestimmung zwei gesonderte, wenn auch eng miteinander verbundene Ziele vor. Zum einen führen die Mitgliedstaaten nach Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. i der Richtlinie 2000/60 die notwendigen Maßnahmen durch, um eine Verschlechterung des Zustands aller Oberflächenwasserkörper zu verhindern (Pflicht zur Verhinderung der Verschlechterung). **Zum anderen schützen, verbessern und sanieren die Mitgliedstaaten gemäß Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. ii und iii alle Oberflächengewässer mit dem Ziel, spätestens Ende des Jahres 2015 einen guten Zustand der Gewässer zu erreichen (Verbesserungspflicht).**

40

Der Ursprung dieser beiden Ziele ergibt sich aus der Entstehungsgeschichte der Richtlinie 2000/60. Was insbesondere die Pflicht zur Verhinderung der Verschlechterung des Zustands der Oberflächengewässer betrifft, konnten die in Rede stehenden Vorschriften in ihrer ersten Fassung bedeuten, dass sich der Zustand der in eine höhere als die Kategorie „guter Zustand“ einzu-reihenden Wasserkörper nach dem Erlass der Richtlinie 2000/60 so lange verschlechtern durfte, bis ihr Zustand dieser Kategorie entsprach. Das Europäische Parlament schlug deshalb eine Änderung vor, die es ermöglichte, zwischen der Verpflichtung, einen „guten Zustand“ zu erreichen, und der Pflicht zur Verhinderung jeder Verschlechterung zu unterscheiden. Dazu wurde in Art. 4 Abs. 1 der Richtlinie ein neuer Gedankenstrich eingefügt, der die letztgenannte Pflicht gesondert vorsah.

41

Sowohl die Verbesserungspflicht als auch die Pflicht zur Verhinderung der Verschlechterung des Zustands der Wasserkörper dienen zur Erreichung der vom Unionsgesetzgeber angestrebten qualitativen Ziele, nämlich der Erhaltung oder Wiederherstellung eines guten Zustands, eines guten ökologischen Potenzials und eines guten chemischen Zustands der Oberflächengewässer.

[EuGH, Urteil vom 1.7.2015]

In Bezug auf das Verbesserungsgebot stellt der EuGH fest, dass eine Genehmigung nicht erteilt werden darf, wenn das Vorhaben geeignet ist, die Erreichung eines guten Zustands des Oberflächenwasserkörpers zu gefährden.

50

Daraus folgt, dass vorbehaltlich der Gewährung einer Ausnahme jede Verschlechterung des Zustands eines Wasserkörpers zu vermeiden ist, unabhängig von längerfristigen Planungen in Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen. Die Pflicht zur Verhinderung der Verschlechterung des Zustands der Oberflächenwasserkörper bleibt in jedem Stadium der Durchführung der Richtlinie 2000/60 verbindlich und gilt für jeden Typ und jeden Zustand eines Oberflächenwasserkörpers, für den ein Bewirtschaftungsplan erlassen wurde oder hätte erlassen werden müssen. **Der betreffende Mitgliedstaat ist folglich verpflichtet, die Genehmigung eines Vorhabens zu versagen, wenn es geeignet ist, den Zustand des fraglichen Wasserkörpers zu verschlechtern oder die Erreichung eines guten Zustands der Oberflächenwasserkörper zu gefährden, es sei denn, das Vorhaben fällt unter eine der in Art. 4 Abs. 7 der Richtlinie vorgesehenen Ausnahmen.**

51

*In Anbetracht aller vorstehenden Erwägungen ist auf die erste und die vierte Frage zu antworten, dass Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. i bis iii der Richtlinie 2000/60 dahin auszulegen ist, dass die Mitgliedstaaten vorbehaltlich der Gewährung einer Ausnahme verpflichtet sind, die Genehmigung für ein konkretes Vorhaben zu versagen, wenn es eine Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers verursachen kann **oder wenn es die Erreichung eines guten Zustands eines Oberflächengewässers bzw. eines guten ökologischen Potenzials und eines guten chemischen Zustands eines Oberflächengewässers zu dem nach der Richtlinie maßgeblichen Zeitpunkt gefährdet.***

[EuGH, Urteil vom 1.7.2015]

Der EuGH stellt also fest, dass nicht nur das Verschlechterungsverbot aus Art. 4 Abs. 1 Buchstabe a) i) WRRL bei jeder Maßnahme und insbesondere bei jeder Genehmigung einer Behörde zu beachten ist, sondern auch das Verbesserungsgebot aus Art. 4 Abs. 1 Buchstabe a) ii) bzw. iii) WRRL.

Dieser vom EuGH für Neugenehmigungen entwickelte Maßstab gilt grundsätzlich auch für nachträgliche Anordnungen. Denn wenn eine Neugenehmigung wegen Verstoßes gegen die Verbesserungspflicht versagt werden dürfte, ergibt sich daraus für bestehende Genehmigungen bei vergleichbarer Sachlage die Feststellung, dass der Betrieb der Anlage bzw. die von ihr ausgehenden Umwelteinwirkungen mit dem aktuellen Recht nicht vereinbar sind. Damit liegen die Voraussetzungen für nachträgliche Anordnungen vor.⁵³

Die vom EuGH in der Entscheidung zur Weservertiefung angesprochene Möglichkeit einer Ausnahme nach Art. 4 Abs. 7 WRRL steht dem nicht entgegen. Für den hier zugrunde gelegten Fall einer nachträglichen Anordnung gegenüber einem Quecksilber-Emittenten dürften bereits die Voraussetzungen einer Ausnahme nach Art. 4 Abs. 7 WRRL bzw. § 31 WHG (neue Änderungen der physischen Eigenschaften des Gewässers) nicht vorliegen. Die Inanspruchnahme einer solchen Ausnahme verlangt außerdem, dass alle praktikablen Vorkehrungen getroffen, um die negativen Auswirkungen auf den Zustand des Wasserkörpers zu mindern. Die im technischen Teil vorgeschlagenen Maßnahmen zur Begrenzung von Quecksilbereinträgen sind jedenfalls solche praktikablen Vorkehrungen; sie könnten daher selbst dann verlangt werden, wenn die Ausnahmevoraussetzungen gegeben wären.

5.7.1.4 Gefährdung der Einhaltung der Biota-UQN durch anlagenbedingte Quecksilbereinträge

Der gute chemische Zustand der Oberflächenwasserkörper kann nur erreicht werden, wenn die Biota-Werte eingehalten werden. Mit einem Vorhaben verbundene Quecksilber-Einträge in ein Gewässer gefährden grundsätzlich die Erreichung dieses guten chemischen Zustands.

⁵³ Die mit nachträglichen Anordnungen zusätzlich zusammenhängende Frage der Verhältnismäßigkeit muss hier nicht untersucht werden, da Gegenstand dieser Untersuchung ja gerade Maßnahmen nach einem fortschrittlichen Stand der Technik sind, bei denen die Verhältnismäßigkeit im technischen Teil überprüft und festgestellt wurde. Dies gilt jedenfalls für größere Quecksilberemittenten. Zur Berücksichtigung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes bei kleineren Emittenten siehe unten Kapitel 5.7.4.2.4, S. 221

5.7.1.4.1 Anforderungen an den Kausalitätsnachweis

Fraglich ist, ob bei einer nachträglichen Anordnung, die sich auf die Pflicht zur Einhaltung der Biota-UQN stützt, **nachgewiesen** werden muss, dass die von der konkreten Anlage ausgehenden Quecksilbereinträge zur Quecksilberbelastung von Biota beitragen bzw. dass diese Quecksilbereinträge der Einhaltung der Biota-UQN und damit der Erreichung des guten chemischen Zustands entgegenstehen.

Ein derart direkter Kausalitätsnachweis ist nicht erforderlich. Es wurde oben gezeigt, dass die Einhaltung der Biota-UQN das Bewirtschaftungsziel des guten chemischen Zustands konkretisiert. In Rz. 51 der Entscheidung zur Weservertiefung verlangt der EuGH die Versagung von anlagenbedingten Quecksilbereinträgen bereits dann, wenn sie die Erreichung eines guten chemischen Zustands gefährden können. [EuGH, Urteil vom 1.7.2015]

Der EuGH verlangt also nicht den **Nachweis**, dass der gute chemische Zustand bei der Genehmigung eines Vorhabens nicht erreicht werden kann; es reicht aus, wenn die Erreichung des guten chemischen Zustands **gefährdet** wird.

Hinzu kommen folgende Erwägungen:

Die Frage der Kausalität wird in den Begründungserwägungen der Richtlinie 2013/39/EU wie folgt angesprochen:

*(25) Gemäß Artikel 10 Absatz 3 der Richtlinie 2000/60/EG müssen für den Fall, dass aufgrund eines gemäß jener Richtlinie, gemäß den in Anhang IX der Richtlinie 2000/60/EG aufgeführten Richtlinien oder gemäß anderen Rechtsvorschriften der Union festgelegten Qualitätsziels oder Qualitätsstandards strengere Bedingungen als diejenigen erforderlich sind, die sich aus der Anwendung des Artikels 10 Absatz 2 jener Richtlinie ergäben, dementsprechend strengere Emissionsbegrenzungen festgelegt werden. Eine ähnliche Bestimmung wurde auch in Artikel 18 der Richtlinie 2010/75/EU aufgenommen. Aus diesen Artikeln folgt, dass die Emissionsbegrenzungen gemäß den in Artikel 10 Absatz 2 der Richtlinie 2000/60/EG aufgeführten Rechtsakten die anzuwendenden Mindestbegrenzungen darstellen. **Soweit mit diesen Begrenzungen nicht sichergestellt werden kann, dass eine Umweltqualitätsnorm erfüllt wird, beispielsweise bei einem Stoff, der sich wie ein ubiquitärer PBT verhält, dies jedoch auch nicht durch strengere Bedingungen – nicht einmal in Verbindung mit strengeren Bedingungen für andere den Wasserkörper beeinträchtigende Einleitungen, Emissionen und Verluste – erreicht werden könnte, können diese strengeren Bedingungen nicht als für die Erfüllung dieser Umweltqualitätsnorm erforderlich angesehen werden.***

[EU WRRL 2013]

Art. 10 Abs. 3 WRRL, auf den die Begründungserwägung 25 Bezug nimmt, lautet:

Artikel 10 WRRL - Kombiniertes Ansatz für Punktquellen und diffuse Quellen

(3) Sind aufgrund eines in dieser Richtlinie, in den in Anhang IX aufgeführten Richtlinien oder in anderen gemeinschaftlichen Rechtsvorschriften festgelegten Qualitätsziels oder Qualitätsstandards strengere Bedingungen als dieje-

nigen erforderlich, die sich aus der Anwendung des Absatzes 2 ergäben, so werden dementsprechend strengere Emissionsbegrenzungen festgelegt.

[EU WRRL 2013]

Art. 10 Abs. 2 WRRL verlangt, wie oben in Kapitel 5.5 dargestellt, Emissionsbegrenzungen nach der besten verfügbaren Techniken (BVT⁵⁴). Gemäß der oben zitierten Begründungserwägung 25 müssten nach europäischem Recht dann keine strengeren Emissionsbegrenzungen als nach BVT festgelegt werden, wenn eine spezifische Umweltqualitätsnorm – hier also die Biota-UQN für Quecksilber – trotzdem nicht eingehalten werden könnte. Für den hier interessierenden Fall wäre dies beispielsweise gegeben, wenn die natürliche Hintergrundbelastung so hoch ist, dass selbst bei vollständiger Einstellung aller Quecksilber-Einträge in ein Gewässer die Biota-UQN nicht erreicht werden könnte. Dann, so die Begründungserwägung 25, müssten auch keine strengeren Emissionsbegrenzungen als nach BVT verlangt werden.⁵⁵

Es wird im Kapitel 1.3.2 (S. 42) dieses Gutachtens gezeigt, dass eine Verringerung der Quecksilberemissionen zu einer Verringerung der Biota-Werte führen wird; es wird weiter gezeigt, dass die Einhaltung der Biota-Werte bei entsprechend verringerten Quecksilber-Emissionen möglich ist, und dass insbesondere die Einhaltung der Biota-Werte nicht durch die natürliche Hintergrundbelastung mit Quecksilber verhindert wird, soweit überwiegend luftgetragene Quecksilberbelastungen vorliegen und keine relevante Remobilisierung historischer Quecksilbereinträge aus Gewässersedimenten erfolgt.

Ausschlaggebend ist demnach die Zielstellung des Art. 10 Abs. 3 WRRL, der strengere Emissionsbegrenzungen verlangt, wenn dies zur Einhaltung einer Umweltqualitätsnorm erforderlich ist. Eine solche Erforderlichkeit liegt dann vor, wenn ohne die Festlegung von strengeren Emissionsbegrenzungen die Einhaltung der Umweltqualitätsnorm zumindest unwahrscheinlicher ist.⁵⁶

Hinsichtlich des Kausalzusammenhangs ist darüber hinaus wegen des im Wasserrecht geltenden Besorgnisgrundsatzes der **Nachweis** des Entstehens schädlicher Gewässerveränderungen als Begründung für eine Verschärfung der Einleitgrenzwerte nicht erforderlich. Es reicht aus, wenn die Einleitung des schadstoffhaltigen Abwassers grundsätzlich geeignet ist, eine schädliche Gewässerveränderung herbeizuführen. Dafür müssen lediglich konkrete Anhaltspunkte vorliegen.⁵⁷

⁵⁴ Zur Definition von BVT - Beste verfügbare Techniken – s. Art. 3 Nr. 10 der Industrieemissionsrichtlinie [EU IED 2010]

⁵⁵ Die Begründungserwägung 25 stünde allerdings der Festsetzung von Emissionsbegrenzungen aufgrund eines nationalen (und anspruchsvoller als die BVT) definierten Stands der Technik rechtlich nicht entgegen. Es wurde bereits an anderer Stelle in diesem Gutachten gezeigt, dass europäische Umweltrichtlinien generell nur Mindeststandards enthalten.

⁵⁶ Soweit ersichtlich liegen bisher weder für Art. 10 Abs. 3 WRRL noch für den Kausalitätszusammenhang, der in der Begründungserwägung 25 der RL 2013/39/EU angesprochen wird, gerichtliche Entscheidungen vor. Art. 10 Abs. 3 der WRRL ist Gegenstand eines Vertragsverletzungsverfahrens der Europäischen Kommission gegen Polen, Az C-648/13, Klage vom 31.1.2014. Zu diesem Verfahren waren zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Gutachtens keine weiteren Informationen verfügbar; vgl. <http://curia.europa.eu/juris/document/document.jsf?text=&docid=147167&pageIndex=0&doclang=DE&mode=lst&dir=&occ=first&part=1&cid=133314>

⁵⁷ [Czyzowski et al. 2014] § 9, Rz. 86 und Knopp in: [Siedler et al. 2015] § 12 WHG, Rz. 25 ff.

Für die Prognose, ob eine schädliche Gewässerveränderung zu erwarten ist, wird der Behörde zudem eine Einschätzungsprärogative zuerkannt.⁵⁸

5.7.1.4.2 *Tatsächlicher Zusammenhang zwischen anlagenbedingten Quecksilbereinträgen und der Biota-UQN*

Im Folgenden ist daher der Frage nachzugehen, ob die hier interessierenden Quecksilbereinträge geeignet sind, die Erreichung eines guten Zustands des Oberflächenwasserkörpers zu gefährden.

Im technischen Teil des Gutachtens (Kapitel Quecksilber in Flüssen und Lebewesen (Biota) 1.3.2, S. 42) wird unter Bezugnahme auf eine Ausarbeitung des Umweltbundesamtes aus Mai 2015 gezeigt, dass die Überschreitung der Biota-UQN im Zusammenhang mit anthropogenen Quecksilbereinträgen steht. [Wellmitz 2015] Eine Reduzierung von anthropogen verursachten Quecksilbereinträgen korrespondiert, wenngleich in unterschiedlichem Maß, mit einer Reduzierung der Quecksilberbelastung der Fische.

Wird Quecksilber ausschließlich aufgrund der globalen Hintergrundbelastung in Gewässer eingetragen, so kann der Wert von 20 µg/kg Frischgewicht bei Fischen erreicht werden, wie die Untersuchungen des Belauer Sees in der zitierten Ausarbeitung des Umweltbundesamtes zeigen. Dagegen wird in allen Gewässern, in denen es zu anthropogenen Quecksilbereinträgen kommt, der Biotawert überschritten.

Um einen guten chemischen Zustand hinsichtlich der Quecksilberbelastung zu erreichen, müssen daher die anthropogenen Quecksilbereinträge so weit als möglich reduziert werden. Die Quecksilbereinträge, die von den im technischen Teil untersuchten Anlagenarten ausgehen, sind daher – im Sinne der Rechtsprechung des EuGH – geeignet, die Erreichung des Bewirtschaftungsziels zu gefährden. Bei Neugenehmigungen von Anlagen kann daher von potentiellen Emittenten mindestens das an Emissionsreduzierungen verlangt werden, was der fortschrittliche Stand der Technik hergibt, wie er im technischen Teil dieses Gutachtens aufgezeigt wurde. Dieser Maßstab gilt auch für nachträgliche Anordnungen, da die bei nachträglichen Anordnungen zusätzlich zu beachtende Verhältnismäßigkeit definitionsgemäß Bestandteil des im technischen Teil ausgearbeiteten Stands der Technik ist.

5.7.1.5 *Zusammenfassung*

Gemäß § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG darf eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer nur erteilt werden, wenn die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist.

Quecksilbereinträge aus den im technischen Teil untersuchten Anlagen sind mit dem Bewirtschaftungsziel eines guten chemischen Zustands nicht vereinbar, da sie die Einhaltung der Umweltqualitätsnorm für Quecksilber im Biota und damit die Zielerreichung gefährden.

⁵⁸ Knopp, G. in: [Siedler et al. 2015], § 12 WHG, Rz. 27

Aus § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG in Verbindung mit § 27 WHG sowie § 6 OGewV in Verbindung mit Anlage 7 Teil A Nr. 21 OGewV ergibt sich, dass von Quecksilbereinleiten mindestens die Einhaltung eines fortschrittlichen Stands der Technik verlangt werden kann und damit diejenige Reduzierung, die im technischen Teil des Gutachtens herausgearbeitet wurde (Kapitel 3).

5.7.2 Materielles Wasserrecht – Das Phasing-Out-Gebot aus der Wasserrahmenrichtlinie

Materiell-rechtliche Anforderungen an den Eintrag von Quecksilber in Gewässer ergeben sich aus dem sog. Phasing-Out-Gebot, das die Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) enthält. Die Vorschrift lautet:

Artikel 4 WRRL Umweltziele

(1) In Bezug auf die Umsetzung der in den Bewirtschaftungsplänen für die Einzugsgebiete festgelegten Maßnahmenprogramme gilt folgendes:

a) bei Oberflächengewässern:

(...)

iv) die Mitgliedstaaten führen gemäß Artikel 16 Absätze 1 und 8 die notwendigen Maßnahmen durch mit dem Ziel, die Verschmutzung durch prioritäre Stoffe schrittweise zu reduzieren und die Einleitungen, Emissionen und Verluste prioritärer gefährlicher Stoffe zu beenden oder schrittweise einzustellen;

(...)

[EU WRRL 2013]

Quecksilber ist ein prioritärer gefährlicher Stoff⁵⁹, so dass nach Maßgabe der soeben dargestellten Vorgabe aus der WRRL die Verschmutzung von Oberflächengewässern durch Quecksilber schrittweise zu reduzieren und die Einleitung, Emissionen und Verluste zu beenden oder schrittweise einzustellen sind.

Art. 4 Abs. 1 a) iv) WRRL verweist für das Phasing-Out-Gebot auf Art. 16 Abs. 1 und 8 WRRL. Gemäß Art. 16 Abs. 1 WRRL unterbreitet die Kommission Vorschläge für Maßnahmen zur Beendigung des Eintrags prioritärer gefährlicher Stoffe. Art. 16 Abs. 6 WRRL konkretisiert die diesbezügliche Aufgabenstellung. Gemäß Art. 16 Abs. 8 WRRL muss ein Teil dieser Vorschläge, nämlich die Emissionsbegrenzung von Punktquellen und die Festlegung von Umweltqualitätsnormen, binnen zweier Jahre ab Aufnahme des Stoffs in die Liste prioritärer Stoffe vorgelegt werden.⁶⁰

Artikel 16 WRRL Strategien gegen die Wasserverschmutzung

(8) Die Kommission unterbreitet die Vorschläge gemäß den Absätzen 6 und 7 zumindest für die Emissionsbegrenzung von Punktquellen und für die Umweltqualitätsnormen binnen zwei Jahren nach Aufnahme des betreffenden Stoffs in die Liste prioritärer Stoffe. Kommt bei Stoffen, die in die erste Liste prioritärer Stoffe aufgenommen sind, sechs Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie keine Einigung auf Gemeinschaftsebene zustande, so legen die Mitgliedstaaten für alle Oberflächengewässer, die von Einleitungen die-

⁵⁹ Anhang X Nr. 21 WRRL [EU WRRL 2013]

⁶⁰ Anhang X der WRRL (Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik) wurde im Jahr 2001 erstellt; darin ist Quecksilber als prioritärer gefährlicher Stoff enthalten, siehe Entscheidung Nr. 2455/2001/EG [EU 2001]

ser Stoffe betroffen sind, u. a. unter Erwägung aller technischen Möglichkeiten zu ihrer Verminderung Umweltqualitätsnormen und Begrenzungsmaßnahmen für die Hauptquellen dieser Einleitungen fest. Kommt bei Stoffen, die später in die Liste prioritärer Stoffe aufgenommen werden, keine Einigung auf Gemeinschaftsebene zustande, so ergreifen die Mitgliedstaaten die entsprechenden Maßnahmen fünf Jahre nach Aufnahme in die Liste.

[EU WRRL 2013]

Für die in die erste Liste prioritärer Stoffe aufgenommenen Stoffe, also auch für Quecksilber, wird in Art. 16 Abs. 8 Satz 2 ein Handlungsauftrag an die Mitgliedstaaten formuliert, wenn nicht innerhalb von sechs Jahren nach Inkrafttreten der WRRL eine Einigung hinsichtlich der in Art. 16 Abs. 6 und 7 genannten Maßnahmen auf Gemeinschaftsebene erfolgt. Da eine solche Einigung zwar für Umweltqualitätsnormen durch die Umweltqualitätsnorm-Richtlinie [EU UQN-RL 2013], nicht aber für die Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung zustande kam, sind die Mitgliedstaaten seit dem Jahr 2006 verpflichtet, Begrenzungsmaßnahmen für die Hauptquellen u. a. von Quecksilber festzulegen.

5.7.2.1 Direktwirkung des Phasing-Out-Gebots

Das Phasing-Out-Gebot ist bisher nicht in nationales Recht umgesetzt.

Die Direktwirkung des Phasing-Out-Gebots aus der Richtlinie ohne Umsetzung in nationales Recht ist strittig.⁶¹

Zur Frage der Direktwirkung des Phasing-Out-Gebots liegen bisher zwei Gerichtsentscheidungen vor.

Das Hamburgische OVG stellte 2013 in seinem Urteil zum Kohlekraftwerk Moorburg in Rz. 298 in einem obiter dictum (also in einer Passage, die für das Urteil nicht ausschlaggebend war) fest, dass dem Phasing-Out-Gebot in der WRRL derzeit noch keine Verpflichtung zu entnehmen sei, die schrittweise Beendigung der Einleitung prioritärer Stoffe in wasserrechtliche Erlaubnisse aufnehmen zu müssen. [OVG HH, Urteil vom 18.1.2013]

Das OVG Nordrhein-Westfalen kommt in seinem Urteil vom 1.12.2011, Az 8 D 58/08 AK, Rz. 468 ff., hinsichtlich des Endziels des Phasing-Out-Gebots, Einleitung, Emissionen und Verluste prioritärer Stoffe zu beenden oder schrittweise einzustellen, zum gleichen Ergebnis. [OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011]

Allerdings entnimmt das OVG Nordrhein-Westfalen den Vorgaben zum Phasing-Out-Gebot aus der WRRL ein direkt wirkendes Teilziel, nämlich eine möglichst weitgehende Verringerung und Beendigung von Quecksilbereinträgen in Gewässer:

477

Allerdings gibt Art. 4 Abs. 1 Buchst. a) Abs. iv WRRL das eindeutige Ziel vor, eine schrittweise Verringerung und Beendigung des Quecksilbereintrags in Gewässer zu erreichen. Es müssen alle notwendigen anspruchsvollen Anstrengungen unternommen werden, um diesem Ziel so nahe wie möglich zu kommen. Es ist jedoch nicht erkennbar, dass nach derzeitiger Rechtslage

⁶¹ Den Streitstand bis Ende 2012 zusammenfassend siehe [Laskowski 2013]

eine unbedingte Verpflichtung zum Nulleintrag prioritärer gefährlicher Stoffe in Gewässer bis Ende 2028 besteht.

[OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011]

Diese Auffassung des OVG NRW lässt sich dogmatisch gut begründen.⁶²

Art. 16 Abs. 8 Satz 2 WRRL verpflichtet die Mitgliedstaaten, Begrenzungsmaßnahmen für die Hauptquellen prioritärer Stoffe unter Erwägung aller technischen Möglichkeiten zu deren Verminderung festzulegen. Diese Maßgabe erfüllt die Anforderungen an die Direktwirkung einer Richtlinienbestimmung.⁶³

- Die Umsetzungsfrist ist abgelaufen.
- Die Maßgabe ist unbedingt. Sie hängt nicht von weiteren Voraussetzungen ab.
- Die Maßgabe begründet keine direkten rechtlichen Verpflichtungen zwischen privaten Dritten.⁶⁴
- Die Maßgabe ist hinreichend genau. Dieses Kriterium bezieht sich nicht auf die gesamte Richtlinie, sondern auf diejenige Vorgabe, deren Direktwirkung in Rede steht.
- Die Maßgabe enthält folgende Konkretisierungen:
- Die Maßgabe beschränkt sich auf die Hauptquellen von Quecksilbereinträgen in Oberflächengewässer. Hinsichtlich dieser Hauptquellen mag es "an den Rändern" durchaus Interpretationsspielraum geben, nicht aber hinsichtlich derjenigen Anlagenarten, die im technischen Teil untersucht worden sind (s. Kapitel 2, S. 46) Sie stellen einen Teil der Hauptquellen in Deutschland bzw. Nordrhein-Westfalen dar.
- Die Maßgabe verlangt für diese Hauptquellen Begrenzungsmaßnahmen u. a. unter Erwägung aller technischen Möglichkeiten zu ihrer Verminderung. Damit wird vorgegeben, dass die Mitgliedstaaten die technischen Möglichkeiten zur Verminderung von Quecksilbereinträgen in Oberflächengewässer zu untersuchen haben und auf der Grundlage des Ergebnisses dieser Untersuchungen Begrenzungsmaßnahmen festzulegen haben.

Dabei gibt die Richtlinienbestimmung nicht vor, dass alle technischen Möglichkeiten auch tatsächlich von den Mitgliedstaaten als Begrenzungsmaßnahmen festgesetzt werden müssen. Die Mitgliedstaaten dürfen weitere Erwägungen einfließen lassen, zu denen in erster Linie der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz gehört. Damit verlangt die Maßgabe die Festsetzung von Begrenzungen nach den bestehenden technischen Möglichkeiten und unter Anwendung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes.

Diese Vorgabe ist hinreichend genau für die Annahme der Direktwirkung. Dass es für die Umsetzung dieser Maßgabe weiterer Konkretisierungen bedarf, steht dem Erfordernis der hinreichenden Genauigkeit nicht entgegen. Diese Konkretisierung wäre auch erforderlich, wenn Deutschland seiner Verpflichtung zur Festsetzung von Begrenzungsmaßnahmen nachgekommen wäre und bzgl. der

⁶² Zum gleichen Ergebnis kommen bereits Prof. Dr. iur. Wolfgang Köck und RA Dr. iur. Stefan Möckel [Köck et al. 2010] S. 22; zusammenfassend dargestellt in NVwZ 2010, Heft 22, S. 1390 ff.

⁶³ Siehe auch Prof. Dr. Martin Schulte und RA Joachim Kloos [Schulte et al. 2015], dargestellt in DVBl 2015, S. 997 ff., die allerdings die Direktwirkung des Phasing-Out-Gebots an der UQN-RL 2008/105/EG festmachen.

⁶⁴ Zu diesem Kriterium siehe [EuGH, Urteil vom 10.3.2005] Rz. 16

hier interessierenden Hauptquellen die Einhaltung des im technischen Teil ermittelten fortschrittlichen Stands der Technik mittels gesetzlicher Vorgabe verlangen würde. Auch in diesem Fall würde die Frage, welche technischen Möglichkeiten im Einzelfall bestehen und ob die Anwendung dieser technischen Möglichkeiten verhältnismäßig ist, im jeweiligen Einzelfall geprüft werden. Die erforderliche Konkretisierung erfolgt also im Rahmen des Gesetzesvollzugs, unabhängig davon, ob die Richtlinienbestimmung direkt zugrunde gelegt wird oder ob eine nationalrechtliche Transformation vorliegt.

Somit ist festzustellen, dass jedenfalls die Teilvorgabe in Art. 16 Abs. 8 Satz 2 WRRL, in Bezug auf die Einleitung⁶⁵ prioritärer Stoffe Begrenzungsmaßnahmen für deren Hauptquellen unter Erwägung aller technischen Möglichkeiten zu ihrer Verminderung festzulegen, direkt gilt und daher von den Behörden der Mitgliedsländer direkt anzuwenden ist.

5.7.2.2 *Materiellrechtliche Vorgaben des direkt wirkenden Teils des Phasing-Out-Gebots*

Die materiellrechtliche Anforderung des direkt wirkenden Teils des Phasing-Out-Gebots lautet: Von den Betreibern von Anlagen, die zum Eintrag von Quecksilber in ein Gewässer führen, können alle notwendigen anspruchsvollen Anstrengungen verlangt werden⁶⁶, um dem Ziel der Beendigung der Quecksilbereinträge in Gewässer so nahe als möglich zu kommen. Davon sind jedenfalls Maßnahmen nach einem fortschrittlichen Stand der Technik erfasst, wie sie im technischen Teil dargestellt sind.

5.7.2.3 *Phasing-Out-Gebot als Vorgabe des Schutz- oder des Vorsorgegrundsatzes*

Bei der gleich unten zu behandelnden Frage, ob nachträgliche Anordnungen auf das Phasing-Out-Gebot bzw. dessen direkt wirkenden Teil gestützt werden können, kommt es darauf an, ob die rechtliche Vorgabe des Phasing-Out-Gebots dem Schutz- oder dem Vorsorgegrundsatz zuzuordnen ist.

Diese Frage stellt sich allerdings nur für nachträgliche Anordnungen im Immissionsschutzrecht (für den Luft-Boden-Wasser-Pfad und damit für den luftseitigen Eintrag). Dies ergibt sich aus Folgendem:

Im Immissionsschutzrecht muss nach der Systematik des § 17 Abs. 1 BImSchG unterschieden werden zwischen nachträglichen Anordnungen, mit denen der Vorsorgegrundsatz umgesetzt wird, und solchen, mit denen der Schutzgrundsatz umgesetzt wird. Wie oben gezeigt wird für das hier vorliegende Gutachten eine Sperrwirkung der auf Quecksilber bezogenen Vorsorge-Emissionswerte in der 13. und der 17. BImSchV zugrunde gelegt. Nachträgliche Anordnungen nach § 17 BImSchG sind also nur möglich, wenn diese auf § 17 Abs. 1 Satz 2 BImSchG und damit auf eine Vorgabe des Schutzgrundsatzes gestützt werden können.

⁶⁵ Der Begriff der "Einleitung" erfasst sämtliche Eintragungswege von Stoffen in Gewässer, also auch luftgetragene Einträge; siehe hierzu [Kremer 2009] unter Bezugnahme auf [EuGH, Urteil vom 29.9.1999]

⁶⁶ [OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011] Rz. 477

Im Wasserrecht muss diese Unterscheidung nicht getroffen werden. Zwar enthält § 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG eine dem § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG entsprechende Vorsorgeregelung, für die – vergleichbar zum Immissionsschutzrecht – ebenfalls eine Sperrwirkung der Emissionsgrenzwerte aus den Anhängen der AbwV zugrunde gelegt wird. § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG geht jedoch über § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG hinaus und enthält zwei Tatbestände, nämlich die Unvereinbarkeit mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaft (als eine dem immissionschutzrechtlichen Schutzgrundsatz des § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG vergleichbare Regelung) und die Unvereinbarkeit mit sonstigen rechtlichen Regelungen. Die sonstigen rechtlichen Regelungen unterscheiden nicht zwischen Schutz- und Vorsorgegrundsatz. § 57 Abs. 1 Nr. 2, zweite Alternative, WHG enthält damit eine Art Inkorporations- oder Öffnungsklausel für rechtliche Anforderungen an die Einleitung von Abwasser. Das Phasing-Out-Gebot kann unter § 57 Abs. 1 Nr. 2, zweite Alternative, WHG subsumiert werden und ist deshalb grundsätzlich taugliche Grundlage für nachträgliche Anordnungen an Abwassereinleitungen im Wasserrecht. [WHG 2014]

Im Folgenden ist daher (nur) der Frage nachzugehen, ob das Phasing-Out-Gebot für nachträgliche Anordnungen auf der Grundlage des Immissionsschutzrechts dem Schutz- oder dem Vorsorgegrundsatz zuzuordnen ist.

Das Phasing-Out-Gebot in Art. 4 Abs. 1 lit a) iv) WRRL lautet:

iv) die Mitgliedstaaten führen gemäß Artikel 16 Absätze 1 und 8 die notwendigen Maßnahmen durch mit dem Ziel, die Verschmutzung durch prioritäre Stoffe schrittweise zu reduzieren und die Einleitungen, Emissionen und Verluste prioritärer gefährlicher Stoffe zu beenden oder schrittweise einzustellen;

[EU WRRL 2013]

Unter den Begriff der Einleitung, wie er in Art. 4 Abs. 1 lit a) iv) WRRL verwendet wird, fällt der Eintrag luftgetragener Schadstoffe in ein Gewässer.⁶⁷

Das Phasing-Out-Gebot entzieht sich der Kategorisierung des deutschen Immissionsschutzrechts, wonach zwischen Maßnahmen an der Emissionsquelle (Vorsorgegrundsatz, § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG) und Einträgen an einem Immissionsort (Schutzgrundsatz, § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG) unterschieden wird. Die Regelung zum Phasing Out enthält sowohl Vorgaben für die Emissionsquellen als auch für den Immissionsort, nämlich das Gewässer. Der Schwerpunkt des rechtlichen Befehls dürfte allerdings im Bereich des Schutzgrundsatzes liegen, da die **Einleitung von Stoffen in ein Gewässer** untersagt wird. Das Phasing-Out-Gebot hat also den „Rezeptor“ im Blick, weniger die Emissionsquelle. Luftgetragene Quecksilberemissionen würden nicht gegen das Phasing-Out-Gebot verstoßen, wenn daraus keine Einträge in ein Gewässer resultieren würden.

Die Schutzanordnung des Phasing-Out-Gebots lautet, dass kein Quecksilber in ein Gewässer eingetragen werden darf. Das OVG Nordrhein-Westfalen begrenzt in Rz. 477 diesen Rechtsbefehl dahingehend, dass bis zur Verabschiedung eines Maßnahmenkatalogs durch die Kommission keine vollständige Be-

⁶⁷ [EuGH, Urteil vom 29.9.1999]; zu den Einzelheiten siehe [Kremer 2009], Ziffer 4

endigung des Quecksilbereintrags verlangt werden kann, dass aber alle notwendigen und anspruchsvollen Maßnahmen ergriffen werden müssen, um diesem Ziel möglichst nahe zu kommen. [OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011] Diese Begrenzung ändert nichts daran, dass es sich bei dem Phasing-Out-Gebot um eine Immissionsregelung handelt, die unter den Schutzgrundsatz des § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG zu subsumieren ist. [BImSchG 2014]

Hinzu kommt, dass das OVG in der soeben zitierten Entscheidung das Phasing-Out-Gebot systematisch dem Schutzgrundsatz zugeordnet haben muss. Denn es verlangt mit dem Ziel der Beendigung des Quecksilbereintrags in Gewässer die Vornahme aller hierfür notwendigen anspruchsvollen Anstrengungen. Dem stünde jedoch die Sperrwirkung der Grenzwerte in der 13. BImSchV und der 17. BImSchV entgegen, wenn das OVG diese Anforderungen allein dem Vorsorgegrundsatz entnehmen würde. Somit verankert auch das OVG die direkt wirkende Teil-Anforderung des Phasing-Out-Gebots im Schutzgrundsatz, so dass dies materiellrechtlich eine taugliche Grundlage für eine nachträgliche Anordnung nach § 17 Abs. 1 Satz 2 BImSchG ist.

5.7.3 Parallele Geltung der Pflicht zur Einhaltung bzw. Erreichung der Biota-UQN und des Phasing-Out-Gebots

Das Phasing-Out-Gebot und die Pflicht zur Einhaltung der Biota-UQN gelten nebeneinander. Dies ergibt sich u. a. aus der Begründungserwägung 16 der Richtlinie 2013/39/EU, mit der die UQN-RL 2008/105/EG geändert wurde:

(16)

Die Ableitung von Umweltqualitätsnormen für prioritäre gefährliche Stoffe ist in der Regel mit höheren Unsicherheiten verbunden, als dies für prioritäre Stoffe der Fall ist, aber solche Umweltqualitätsnormen bilden dennoch eine Bezugsgröße für die Bewertung der Einhaltung des Ziels des guten chemischen Zustands der Oberflächengewässer gemäß Artikel 2 Nummer 24 und Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe a Ziffern ii und iii der Richtlinie 2000/60/EG.

Um jedoch ein angemessenes Schutzniveau für die Umwelt und die menschliche Gesundheit sicherzustellen, sollte die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen gemäß Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe a Ziffer iv der Richtlinie 2000/60/EG ebenfalls angestrebt werden.

[EU UQN-RL 2013]

In der Begründungserwägung 16 wird dargestellt, dass die Einhaltung der UQN für prioritäre gefährliche Stoffe alleine keine Sicherheit dafür gibt, dass sich das Gewässer in einem guten chemischen Zustand befindet. Aus diesem Grund gelten die UQN und das Phasing-Out-Gebot parallel. Weder macht die Einhaltung des Phasing-Out-Gebots die UQN überflüssig noch gilt umgekehrt, dass die Einhaltung der UQN das Phasing-Out-Gebot überflüssig macht.

5.7.4 Nachträgliche Schutzanforderungen – Immissionsschutzrecht

Im Folgenden wird die Frage untersucht, ob sich aus dem immissionsschutzrechtlichen Schutzgrundsatz Ansatzpunkte für eine Verschärfung von Quecksilber-Emissionsgrenzwerten ableiten lassen.

Nach § 17 Abs. 1 Satz 2 BImSchG sollen nachträgliche Anordnungen erlassen werden, wenn nach Erteilung der Genehmigung festgestellt wird, dass die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft nicht ausreichend vor schädlichen Umwelteinwirkungen oder sonstigen Gefahren, erheblichen Nachteilen oder erheblichen Belästigungen geschützt ist. Diese Anforderungen können auch über den Stand der Technik hinausgehen.

Es ist daher zu untersuchen, ob es durch die hier untersuchten Anlagenarten zu Verletzungen von Grenzwerten kommt oder kommen kann, die dem Schutzgrundsatz des § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG zuzuordnen sind.

5.7.4.1 Eintragungspfad Luft – Boden

Die TA Luft bzw. die über die TA Luft in Bezug genommene Bodenschutz- und Altlastenverordnung enthält einige wenige Maßgaben für Quecksilber-Depositionen:

TA Luft Abschnitt 4: Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit für Quecksilber gelten als Immissionswerte und damit als Konkretisierung schädlicher Umwelteinwirkungen [TA Luft 2002]

TA Luft Ziffer 4.5.1, Tabelle 6: Depositionswert für Quecksilber und seine anorganischen Verbindungen von $1 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ [TA Luft 2002]

TA Luft Ziffer 4.5.1, lit b): Prüf- und Maßnahmewerte nach Anhang 2 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV):

- Wirkungspfad Boden – Mensch (Direktkontakt): Je nach Nutzungsempfindlichkeit (Kinderspielplätze bis Industriegrundstücke) liegt der Prüfwert zwischen 10 und 80 mg/kg TM
- Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze: Der Prüfwert für die Pflanzenaufnahme auf Äckern und in Nutzgärten liegt bei 5 mg/kg TM
- Für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser liegt der Prüfwert bei $1 \mu\text{g}/\text{l}$
- Zulässige zusätzliche Jahresfrachten über alle Wirkpfade $1,5 \text{ g}/(\text{ha} \cdot \text{a})$
[TA Luft 2002]

Es liegen keine Erkenntnisse darüber vor, dass im Umfeld der hier zu untersuchenden Emittenten einer der soeben genannten Werte überschritten wird.

5.7.4.2 Eintragungspfad Luft – Boden – Wasser

Die hier zu untersuchenden Anlagenarten emittieren Quecksilber über die Schornsteine in die Luft. Ein Teil des Quecksilbers geht als oxidiertes Quecksilber in der Umgebung auf den Boden nieder. Von dort wird es über Regenwasser ausgewaschen und weiter transportiert. Über diesen Pfad gelangt das luftseitig emittierte Quecksilber in umliegende Gewässer. (vgl. Kap. 1 S. 34)

Eine Darstellung dieses Eintragungspfads und der daraus resultierenden Mengen fand, soweit ersichtlich, bisher nur im dem Verfahren zur Genehmigung des Steinkohlekraftwerksblocks 6 des Kraftwerkskomplexes „Staudinger“ in Großkrotzenburg statt.⁶⁸ In diesem Genehmigungsverfahren wurde vom Institut für

⁶⁸ In dem Verfahren zum Kraftwerkskomplex Staudinger wurde unter dem 28.3.2012 eine wasserrechtliche Erlaubnis für die Direkteinleitung quecksilberhaltigen Abwassers für die Kraftwerksblöcke 4 bis 6 erteilt. Nach dem Verzicht des Kraftwerksbetreibers auf den Neubau des Steinkohleblocks 6 wurde diese Erlaubnis für die bestehenden Blöcke 4

System- und Innovationsforschung des Fraunhofer-Institut (ISI) und dem Institut für Wasser und Gewässerentwicklung am Karlsruher Institut für Technologie (IWG) berechnet, wie viel Quecksilber, das über den Kraftwerksschornstein in die Luft emittiert wird, über den Luft-Wasser-Pfad und den Luft-Boden-Wasser-Pfad im Main ankommt. [Hillenbrand et al. 2010] Die Berechnung greift auf ein zusammen mit dem Umweltbundesamt in mehreren Forschungsarbeiten entwickeltes Modell zurück.

Der Kraftwerksblock 6 war mit folgenden Anlagedaten geplant: 2.350 MW_{th}, 1.055 MW_{el}, 300 MW_{th} Fernwärmeleistung. Hierauf beruht die soeben genannte Untersuchung von Fraunhofer ISI und IWG. [Hillenbrand et al. 2010]

Die Berechnung kommt (für den damals geplanten Block 6) zu einem kausal auf das Kraftwerk zurückzuführenden luftseitig bedingten Quecksilbereintrag in den Main von insgesamt 1.792 g/a.⁶⁹ [Hillenbrand et al. 2010] Diese Zahl gibt zumindest einen Anhaltspunkt dafür, welche Größenordnungen über diesen Eintragungspfad prognostiziert werden können.⁷⁰

Angesichts des für einen Block des Kraftwerks Staudinger errechneten Eintrags in den Main nur über den Luftpfad deutet einiges darauf hin, dass dieser Eintragungspfad eine hohe Relevanz hat und deshalb grundsätzlich bei jedem Emittenten zu untersuchen ist. Auf die Frage, ob es denkbar ist, dass geringe luftgetragene Quecksilbereinträge als irrelevant anzusehen sind, wird weiter unten eingegangen.

5.7.4.2.1 Anwendbarkeit des Immissionsschutzrechts

Bei den Quecksilbereinträgen in ein Gewässer über den Luftpfad müsste es sich um schädliche Umwelteinwirkungen im Sinne des § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG bzw. § 3 Abs. 1 und 2 BImSchG handeln, damit eine nachträgliche Anordnung auf § 17 Abs. 1 Satz 2 BImSchG gestützt werden kann.

Zunächst ist die Frage zu klären, ob das Immissionsschutzrecht für luftgetragene Quecksilbereinträge in ein Gewässer überhaupt einschlägig ist.

Die gesetzliche Definition der schädlichen Umwelteinwirkungen im Sinne des Immissionsschutzrechts nennt ausdrücklich Luftverunreinigungen, die auf das Wasser einwirken. Quecksilbereinträge über den Luftpfad in ein Gewässer können demnach schädliche Umwelteinwirkungen nach dem immissionsschutzrechtlichen Schutzgrundsatz sein.

§ 3 Abs. 1 und 2 BImSchG

(1) Schädliche Umwelteinwirkungen im Sinne dieses Gesetzes sind Immissionen, die nach Art, Ausmaß oder Dauer geeignet sind, Gefahren, erhebli-

und 5 angepasst und ist Gegenstand einer aktuellen gerichtlichen Auseinandersetzung (HessVG, 9 C 1018/12.T). Eine wasserrechtliche Erlaubnispflicht für die Quecksilbereinträge über den Luftpfad wurde verneint. Hinsichtlich des Verhältnisses von Wasserrecht und Immissionsschutzrecht bleibt die Erlaubnis vage, erkennt aber grundsätzlich an, dass die luftgetragenen Einträge berücksichtigt werden müssen.

⁶⁹ Ob dieser Wert belastbar ermittelt wurde, ist strittig. Aus dem Gutachten geht beispielsweise nicht eindeutig hervor, mit welchem luftseitigen Emissionsgrenzwert gerechnet wurde. Vermutlich wurde mit 0,015 mg/m³ gerechnet. Bei künftigen Berechnungen sollte mit dem rechtsverbindlichen Grenzwert nach der 13. BImSchV von 0,03 mg/m³ (ab 1.1.2019: 0,01 mg/m³) oder einem ggf. im Einzelfall festgelegten Grenzwert für Quecksilber gerechnet werden.

⁷⁰ Zum Stand der Erkenntnisse siehe Kapitel 1.3.2 (S. 41), sowie Fußnote 50

che Nachteile oder erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft herbeizuführen.

(2) Immissionen im Sinne dieses Gesetzes sind auf Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter einwirkende Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnliche Umwelteinwirkungen.

[BImSchG 2014]

Das OVG Nordrhein-Westfalen hat sich in dem Verfahren zum geplanten Kohlekraftwerk Lünen mit dem Verhältnis von immissionsschutzrechtlichem und wasserrechtlichem Verfahren in Bezug auf Quecksilbereinträge über den Luft- und den Wasserpfad auseinandergesetzt. [OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011]

Das OVG hat zur Frage der Berücksichtigungspflicht von Schadstoffeinträgen über den Luftpfad in parallelen Gestattungsverfahren Folgendes festgestellt:

486

d) Indirekter Schadstoffeintrag in die Lippe über den Luftpfad

487

Soweit es um den (indirekten) Eintrag von Schadstoffen in Gewässer über den Luftpfad geht, hat grundsätzlich die für die Anlagengenehmigung zuständige Immissionsschutzbehörde die Einwirkungen der Anlage auf das Wasser durch Luftschadstoffe zu prüfen und darüber zu entscheiden. Der indirekte Schadstoffeintrag in Gewässer über den Luftpfad ist kein Benutzungstatbestand im Sinne von § 3 WHG a.F., § 9 WHG n.F.

488

Vgl. im Einzelnen Ohms, NVwZ 2010, 926, 928 f. m.w.N.; Schmid, in: Berendes u. a., WHG, 2011, § 9 WHG Rn. 18 ff.; a.A. Kremer, ZUR 2009, 421, 422 ff.

489

Die Wasserqualitätsvorgaben sind allerdings auch für das Immissionsschutzrecht beachtlich. Die Wasserrahmenrichtlinie und ihre Tochterrichtlinien regeln grundsätzlich auch den Schadstoffeintrag in Gewässer über den Luftpfad. Insbesondere erfasst die oben bereits erörterte Phasing-out-Verpflichtung nach Art. 4 Abs. 1 Buchst. a) Ziffer iv WRRL auch Einträge von Quecksilber über den Luftpfad in Gewässer. Nach dieser Vorschrift sind "Einleitungen, Emissionen und Verluste" prioritärer gefährlicher Stoffe zu beenden oder schrittweise einzustellen. Unter Emissionen sind ungewollte, aber kontrollierbare Einträge zu verstehen.

490

Ginzky, ZUR 2009, 242, 246.

491

Sie beinhalten auch luftgetragene Stoffe aus der Energieerzeugung. *Die gegenteilige Auffassung, die über die Luft vermittelten Wasserbelastungen seien von der Wasserrahmenrichtlinie grundsätzlich nicht erfasst,*

492

so Ohms, NVwZ 2010, 675, 677; Reidt/Schiller, NuR 2011, 624, 630 f.,

493

berücksichtigt nicht hinreichend, dass das Richtlinienziel der schrittweisen Einstellung oder Beendigung des Gewässereintrags prioritärer gefährlicher Stoffe **ohne Einbeziehung des Luftpfads** nicht erreicht werden könnte.

494

Zutreffend Riese/Dieckmann, UPR 2011, 212, 214.

495

Wie oben bereits ausgeführt, **besteht in Bezug auf den Schwermetalleintrag in die Lippe die Besonderheit, dass sowohl der Wasserpfad als auch der Luftpfad zu berücksichtigen sind. Die Immissionsschutzbehörde kann deshalb die Frage einer wasser- und naturschutzrechtlichen Vereinbarkeit des Quecksilbereintrags nicht isoliert bezogen auf den Quecksilberanteil über den Luftpfad abschließend beurteilen. Andererseits kann sie den Gesamteintrag von Quecksilber – wie oben dargestellt – nicht ohne die Bewirtschaftungsmaßnahmen der Wasserbehörde abschließend beurteilen. In dieser Lage ist es auf Grund der originären Fachkompetenz der Wasserbehörde angezeigt, dass die Summe beider Einträge und damit auch der (gegenüber dem Wasserpfad voraussichtlich geringere) Quecksilbereintrag über den Luftpfad im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren berücksichtigt wird, um zu einer sachgerechten Beurteilung kommen zu können. Die Wasserbehörde wird ihrem Bewirtschaftungsermessen und ihren Bewirtschaftungsmaßnahmen die Summe beider Einträge zugrunde legen müssen. Für die Immissionsschutzbehörde ergibt sich daraus die schwierige Aufgabe, im Rahmen der notwendigen Koordination der sich überschneidenden Zuständigkeiten die Erkenntnisse und Maßnahmen der Wasserbehörde nachträglich einzubeziehen.** So können im Hinblick auf Bedenken der Wasserbehörde zusätzliche Anforderungen an die Anlage zu stellen sein; es können aber auch – etwa im Hinblick auf mögliche Bewirtschaftungsmaßnahmen – die Genehmigungsvoraussetzungen leichter zu erfüllen sein. Die Immissionsschutzbehörde wird dieser Aufgabe jedenfalls dadurch gerecht, dass sie – wie hier in der mündlichen Verhandlung erklärt – **ihre Feststellung unter den Vorbehalt nachträglicher Neben- oder Inhaltsbestimmungen stellt, die sich aus Erkenntnissen des wasserrechtlichen Erlaubnisverfahrens ergeben können.**

496

Zu dieser Vorgehensweise siehe BT-Drs. 12/3944, S. 54 f.; Jarass, NVwZ 2009, 65, 68; ferner Seibert, Die Bindungswirkung von Verwaltungsakten, S. 401 und 569 ff.

497

Angesichts des im Verhältnis zum Quecksilbereintrag über den Wasserpfad **voraussichtlich relativ geringen Zusatzbeitrags über den Luftpfad** bestehen – **unter Berücksichtigung des Vorbehalts nachträglicher Anordnungen**– keine schon jetzt absehbaren genehmigungsrechtlichen Hindernisse.

[OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011]

Das OVG Nordrhein-Westfalen stellt zwar – entgegen der Auffassung des Verfassers – fest, dass der luftgetragene Eintrag keinen wasserrechtlichen Benutzungstatbestand darstellt.⁷¹ Es macht jedoch deutlich, dass die über die Luft vermittelten Wasserbelastungen von der Wasserrahmenrichtlinie erfasst sind und aufgrund der Zielvorgabe der WRRL mit berücksichtigt werden müssen. Das OVG Nordrhein-Westfalen macht in Rz. 495 dann deutlich, dass es aufgrund der originären Fachkompetenz der Wasserbehörde angezeigt sei, die Summe beider Eintragungspfade im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren zu berücksichtigen. Die **Begrenzung** der luftseitigen Emissionen ist dagegen – nach Auffassung des OVG Nordrhein-Westfalen – im Immissionsschutzrecht angesiedelt, wie sich aus der oben zitierten und der folgenden Passage des Urteils zum Kraftwerk Lünen ergibt.⁷² [OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011]

Das OVG Nordrhein-Westfalen hat in der Entscheidung zum Kraftwerk Lünen geurteilt, dass bei der mit einem Anlagenbetrieb verbundenen Gewässerbenutzung durch das **Einleiten** von Abwasser das Wasserrecht die alleinige Grundlage für die **materiellrechtliche** Bewertung darstellt.

422

Die Immissionsschutzbehörde hat die Übereinstimmung des Vorhabens allerdings nicht nur mit immissionsschutzrechtlichen Vorschriften (§ 6 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG), sondern nach § 6 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG grundsätzlich mit allen öffentlich-rechtlichen Vorschriften zu prüfen. Andererseits ist für die Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis nach §§ 8, 12 Abs. Nr. 2 WHG ebenfalls Voraussetzung, dass andere Anforderungen nach öffentlichrechtlichen Vorschriften nicht entgegenstehen können. Die insoweit miteinander konkurrierenden bzw. sich überschneidenden umfassenden Prüfungsmaßstäbe sind entsprechend der Sachentscheidungskompetenz der jeweiligen Behörden grundsätzlich auf die konkurrierenden Genehmigungsverfahren aufzuteilen, um umfassende Doppelprüfungen zu vermeiden; maßgebend für die Abgrenzung ist, welches Schutzziel das jeweilige (Fach-)Gesetz mit einem bestimmten Genehmigungsvorbehalt verfolgt.

423

Vgl. Gaentzsch, NJW 1986, 2787, 2794; Jarass, Konkurrenz, Konzentration und Bindungswirkung von Genehmigungen, 1984, S. 81 ff.; Seibert, Die Bindungswirkung von Verwaltungsakten, 1989, S. 369 f.

424

Hiervon ausgehend ist das Verhältnis von immissionsschutzrechtlicher Genehmigung zu wasserrechtlicher Gestattung wie folgt zu bestimmen: Zu den öffentlichen Belangen, die dem besonderen Schutzzweck der wasserrechtlichen Erlaubnis oder Bewilligung zugewiesen sind, gehört nach § 12 Abs. 1 Nr. 1 WHG n. F., dass schädliche, auch durch Nebenbestimmungen nicht

⁷¹ Der Verfasser des rechtlichen Teils dieses Gutachtens vertritt die Auffassung, dass es sich bei dem Eintrag von Quecksilber über die Luft und den Boden in ein Gewässer um das Einbringen von Stoffen in ein Gewässer (§ 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG) oder um eine Maßnahme handelt, die geeignet ist, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit herbeizuführen (§ 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG), und dass aus diesem Grund eine nach Wasserrecht zu beurteilende Benutzung vorliegt. Siehe [Kremer 2009]

⁷² Rz. 487: Soweit es um den (indirekten) Eintrag von Schadstoffen in Gewässer über den Luftpfad geht, hat grundsätzlich die für die Anlagengenehmigung zuständige Immissionsschutzbehörde die Einwirkungen der Anlage auf das Wasser durch Luftschadstoffe zu prüfen und darüber zu entscheiden.

vermeidbare oder nicht ausgleichbare Gewässerveränderungen nicht zu erwarten sind; das setzt voraus, dass von der beabsichtigten Benutzung eine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit nicht zu erwarten ist (§ 3 Nr. 10 WHG n. F.). Mit dem Begriff „Wohl der Allgemeinheit,“ wird der Wasserbehörde ein weitreichender Schutz öffentlicher Belange übertragen. Er umfasst alle wasserwirtschaftlich relevanten Gesichtspunkte, die von einer Benutzung berührt werden können. Diese öffentlichen Belange fallen in die originäre Fachkompetenz der Wasserbehörde.

[OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011]

Für diejenigen Quecksilbereinträge, die nicht über den Abwasserpfad in ein Gewässer gelangen, sondern über den Luftpfad, geht das OVG Nordrhein-Westfalen davon aus, dass sich überschneidende Zuständigkeiten der Immissionsschutzbehörde und der Wasserbehörde vorliegen. Materiellrechtlich werden die Maßstäbe durch das Wasserrecht vorgegeben. Das bedeutet: Das Immissionsschutzrecht muss dafür Sorge tragen, dass die luftgetragenen Einträge nicht gegen das materielle Wasserrecht verstoßen.⁷³

Damit ist zunächst die Anwendbarkeit des Immissionsschutzrechts für diesen Eintragungspfad zu bejahen.

Im Folgenden wird gezeigt, dass das materielle Wasserrecht über den Begriff der schädlichen Umwelteinwirkungen auch im Immissionsschutzrecht gilt. Damit handelt es sich bei den materiellen Anforderungen aus dem Wasserrecht auch um immissionsschutzrechtliche Pflichten, so dass § 17 Abs. 1 Satz 2 BImSchG grundsätzlich eine taugliche Grundlage für die Reduzierung von Quecksilbereinträgen über den Luftpfad ist. [BImSchG 2014]

Klärungsbedürftig ist noch die Frage, ob § 17 Abs. 1 BImSchG anwendbar ist, wenn der Grund für die nachträgliche Anordnung nicht im Immissionsschutzrecht selbst liegt, sondern beispielsweise im Wasserrecht.

In der Kommentierung wird dies recht eindeutig verneint.⁷⁴ Allerdings dürfte diese Einschränkung nur dann gelten, wenn die in Rede stehende Einwirkung nicht (zumindest auch) dem Regelungsbereich des Immissionsschutzrechts unterliegt. Für die hier zu untersuchende Konstellation bedeutet dies: Da Luftinträge in ein Gewässer dem Regelungsbereich des Immissionsschutzrechts unterfallen, können diesbezüglich auch nachträgliche Anordnungen ergehen.⁷⁵

5.7.4.2.2 Quecksilbereinträge in ein Gewässer über den Luftpfad als schädliche Umwelteinwirkungen

Voraussetzung für eine nachträgliche Schutzanordnung ist, dass eine schädliche Umwelteinwirkung im Sinne des § 17 Abs. 1 Satz 2 BImSchG vorliegt.

Gemäß § 3 Abs. 2 BImSchG müssen die schädlichen Umwelteinwirkungen durch Immissionen verursacht werden. [BImSchG 2014] Unter den Begriff der

⁷³ [OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011] Rz. 487 f.

⁷⁴ [Jarass 2015] § 17, Rz. 20; Hansmann/Ohms, in: [Landmann et al. 2015] § 17, Rz. 87

⁷⁵ Dagegen wäre dies für Direkteinleitungen von Abwasser, die einer wasserrechtlichen Erlaubnis bedürfen, nicht möglich; diese unterfallen ausschließlich dem Regelungsbereich des Wasserrechts und werden auch durch § 6 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG nicht Bestandteil des Immissionsschutzrechts.

Immissionen fallen Luftverunreinigungen. Die Belastung der Luft durch Quecksilber ist eine Luftverunreinigung.

Die Luftverunreinigung muss auf einen nach dem BImSchG geschützten Bestandteil der Umwelt einwirken. Das Wasser wird als ein solcher Bestandteil ausdrücklich aufgeführt.

Weiter muss es sich um Immissionen handeln, die nach Art, Ausmaß oder Dauer geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft herbeizuführen (§ 3 Abs. 1 BImSchG). [BImSchG 2014]

Die Gefahrenereignung⁷⁶ einer Immission ergibt sich aus ihrer potentiell schädlichen Wirkung auf die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft. Im Falle des Eintrags von Quecksilber in ein Gewässer dürfte die Gefahrenereignung unzweifelhaft sein. Die toxischen und für Organismen gesundheitsgefährdenden Eigenschaften von Quecksilber wurden im einführenden Teil dargestellt (s. Kap. 1.2).

Die Gefahrenereignung von Quecksilber wird außerdem sowohl durch die Biota-UQN als Maßstab für den guten chemischen Zustand als auch durch das Phasing-Out-Gebot mit dem Ziel der Verringerung und Beendigung des Eintrags von Quecksilber als prioritärer gefährlicher Stoff normativ festgestellt.

Die Gefahrenereignung muss sich auf die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft beziehen. Zur Allgemeinheit gehören auch rechtlich geschützte Allgemeininteressen, darunter auch solche des Umweltschutzes.⁷⁷

Erheblichkeit wegen Gefährdung der Zielerreichung des guten chemischen Zustands – Biota-UQN

Eine schädliche Umwelteinwirkung liegt nur vor, wenn der drohende Schaden erheblich ist.⁷⁸

Die Erheblichkeit der luftgetragenen Quecksilbereinträge ergibt sich daraus, dass sie die Erreichung des guten chemischen Zustands durch Einhaltung der Biota-UQN gefährden. Der materiellrechtliche Maßstab für die Erheblichkeit wird durch diese wasserrechtliche Anforderung konkretisiert.

Dies ergibt sich aus folgenden Überlegungen: Die Erheblichkeit einer schädlichen Umwelteinwirkungen kann entweder direkt aus dem Gefahren- bzw. Schadensbegriff abgeleitet werden oder aus normativen Vorgaben.

Im materiellen Anwendungsbereich des Immissionsschutzrechts können gemäß § 48 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG Immissionswerte, die nicht überschritten werden dürfen, in Verwaltungsvorschriften konkretisiert werden, was u. a. in der TA Luft

⁷⁶ Eine Gefahr liegt vor, wenn ein Schaden an einem Rechtsgut droht. Die vom Immissionsschutzrecht geschützten Rechtsgüter finden sich in § 1 BImSchG, darunter Menschen, Tiere, Pflanzen und das Wasser. Hier kommen sowohl die schädlichen Wirkungen von Quecksilber auf Menschen und Tiere in Betracht als auch die schädlichen Wirkungen auf das Umweltmedium Wasser als solches, siehe hierzu [Jarass 2015] § 3 Rz. 25 f.

⁷⁷ [Jarass 2015] § 3 Rz. 32

⁷⁸ Nach der Begriffsdefinition in § 3 Abs. 1 BImSchG muss die Erheblichkeit an sich nur geprüft werden, wenn von der Immission keine Gefahr ausgeht, sondern nur ein Nachteil oder eine Belästigung. Allerdings ist die Erheblichkeitsprüfung auch Bestandteil des Gefahrenbegriffs, da eine Gefahr nur vorliegt, wenn es zu einem Schaden an einem Rechtsgut kommen kann, und dieser Schaden seinerseits wiederum eine - im Einzelfall näher zu definierende - Bagatellschwelle übersteigen muss. Siehe hierzu Jarass, BImSchG, Kommentar, 10. A., § 3 Rz. 46 ff.

erfolgt ist. [TA Luft 2002] Für Immissionen, für die in der TA Luft normativ bzw. normkonkretisierend Immissionswerte zur Konkretisierung des Begriffs der schädlichen Umweltwirkungen festgelegt wurden, wird die Erheblichkeit durch diese Festlegung bestimmt. Sofern derartige Konkretisierungen im Wasserrecht existieren, ergibt sich daraus die Erheblichkeit für den Begriff der schädlichen Umwelteinwirkungen.

Es wurde oben gezeigt, dass der materiellrechtliche Maßstab für luftgetragene Quecksilbereinträge in Gewässer dem Wasserrecht zu entnehmen ist. Die im Rahmen des § 17 Abs. 1 Satz 2 BImSchG, § 3 Abs. 1 und 2 BImSchG zu prüfende Erheblichkeit der luftgetragenen Quecksilbereinträge bemisst sich demnach nach dem oben dargestellten wasserrechtlichen Maßstab, also nach dem Bewirtschaftungsziel der Erreichung eines guten chemischen Zustands und damit der Erreichung der Biota-UQN.

Es wurde oben weiter gezeigt, dass diejenige Quecksilbereinträge, die von den hier untersuchten Anlagen in Gewässer über den Luftpfad eingetragen werden, grundsätzlich geeignet sind, die Erreichung des Ziels der Einhaltung der Biota-UQN zu gefährden. Nach dem materiellrechtlichen Maßstab des Wasserrechts sind sie unzulässig. Damit sind sie gleichzeitig erheblich im Sinne der Begriffsdefinition des Immissionsschutzrechts.

Erheblichkeit wegen des Verstoßes gegen den direkt wirkenden Teil des Phasing-Out-Gebots

Es wurde oben dargestellt, dass ein Teil der Maßgaben des Phasing-Out-Gebots trotz fehlender nationalrechtlicher Umsetzung direkt wirkt. Die direkte Richtlinienwirkung ist anzunehmen für die (Teil-)Forderung aus dem Phasing-Out-Gebot, Quecksilberemissionen aus den Hauptquellen nach den technischen Möglichkeiten und unter Beachtung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes zu verringern.

Diese Teilvorgabe aus dem Phasing-Out-Gebot steht im Kontext mit dem Ziel des Phasing-Out-Gebots, die Einträge von prioritären Stoffen in Gewässer zu verringern und schlussendlich zu beenden. Es handelt sich also um eine Vorgabe, mit der die Immission prioritärer Stoffe in Gewässer verringert bzw. schlussendlich beendet werden soll.

Der europäische Normgeber bewertet im Kontext des Phasing-Out-Gebots grundsätzlich jeden Quecksilbereintrag in ein Gewässer als erheblich; denn das Ziel des Phasing-Out-Gebots ist die Beendigung jedweden Quecksilbereintrags. Dieses Ziel nimmt zwar nicht an der Direktwirkung der Teilvorgabe des Phasing-Out-Gebots teil. Für die Bewertung, ob Quecksilbereinträge in Gewässer im Kontext des Phasing-Out-Gebots unerheblich sein können, ist dieses Ziel jedoch maßgeblich. Das hat zur Konsequenz, dass einer nachträglichen Anordnung, die sich auf die direkt wirkende Teilvorgabe des Phasing-Out-Gebots stützt, nicht die Unerheblichkeit der von einer Anlage verursachten Quecksilbereinträge entgegen gehalten werden kann.

5.7.4.2.3 Verursachung bzw. Mitverursachung und Zurechnung

Die von den hier in Rede stehenden Anlagen verursachten Quecksilbereinträge über den Luftpfad in Gewässer müssen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit geeignet sein, den oben beschriebenen Schaden zumindest mit zu verursachen.

Die Frage der Mitverursachung wird in Literatur und Rechtsprechung unter verschiedenen Teilaspekten diskutiert.

Ein Aspekt ist die Frage, ob Fernwirkungen einer konkreten Quelle bzw. einer konkreten Anlage noch zugeordnet werden können. Das wird im klassischen Immissionsschutzrecht, also bei Luftverunreinigungen, tendenziell verneint. Fernwirkungen werden in der Regel über den Vorsorgegrundsatz des § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG erfasst.⁷⁹

Begründet wird dies u. a. damit, dass von Anlagen ausgehende Luftverunreinigungen nur innerhalb des durch die TA Luft definierten Einwirkungsbereichs der Anlage definitionsgemäß eine Gefahr darstellen können.

Ein weiteres Argument ist, dass bei Fernwirkungen der Anteil einer konkreten Anlage an einer Immission nicht mehr bestimmt werden kann.

Beide Argumentationen sind für die Wirkung von Schadstoffen in der Luft angemessen, weil sich die durch die Quelle verursachte Belastung durch Verdünnung und Niederschlag mit zunehmender Entfernung reduziert.

Die hier zu untersuchende Fragestellung unterscheidet sich allerdings von der für das Immissionsschutzrecht typischen Konstellation der Verursachung schädlicher Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen. Die Konzentration von Luftverunreinigungen und die dadurch verursachte Deposition auf dem Boden nimmt mit der Entfernung von der Schadstoffquelle ab.

Die Einzugsgebiete der Gewässer im Umfeld eines Quecksilber-Emittenten fungieren dagegen als eine Art Sammel- oder Konzentrationsort für luftgetragene Quecksilbereinträge. Quecksilber, das innerhalb des Einzugsgebiets eines Gewässers über den Pfad Luft – Boden – Wasser in ein Gewässer eingetragen wird, erhöht die Quecksilberfracht dieses Gewässers. Im Gewässerverlauf reichert sich immer mehr Quecksilber an. Im Regelfall ist die Quecksilberbelastung eines Fließgewässers an dessen Mündung in ein anderes Fließgewässer oder in das Meer am höchsten. Es kommt zwar regelmäßig auch zu Ablagerungen von Quecksilber im Sediment. Dieses Quecksilberdepot wird aber dann auch wieder ausgewaschen und gelangt somit wieder in das Wasser, beispielsweise bei Hochwasserereignissen.

Die Menge des von einer Anlage verursachten Quecksilbereintrags in ein Gewässer ist weitgehend unabhängig von der Entfernung zwischen Anlage und Gewässer. Ausschlaggebend ist, ob das luftgetragene Quecksilber innerhalb des Gewässereinzugsgebiets heruntergeht. Ein Teil dieses über die Luft auf den Boden heruntergegangene Quecksilber wird nicht in ein Gewässer eingetragen, wenn es beispielsweise auf rauerer Oberflächen immobilisiert wird. Der überwiegende Anteil wird jedoch von den Flächen mit dem Regen ausgewaschen und geht entweder in Vorfluter, in die Kanalisation oder mit dem Regen direkt in die Gewässer.

⁷⁹ [Jarass 2015] § 5 Rz. 17 und [BVerwG, Urteil vom 17.2.1984] Rz. 14 ff.

Im Unterschied zur Luftreinhaltung kommt es bei diesem Eintragungspfad nicht zu einer generellen entfernungsabhängigen Verminderung der Schadstoffkonzentration und damit des Schadstoffeintrags. Ausschlaggebend sind die Größe des Gewässereinzugsgebiets und dessen Oberflächen (befestigte und unbefestigte Flächen, Hangneigungen etc.). Der Anteil luftgetragenen Quecksilbers, der über dem Gewässereinzugsgebiet heruntergeht und über die hierfür „geeigneten“ Flächen ausgewaschen wird, wird in das Hauptgewässer des Einzugsgebiets eingetragen, und zwar weitgehend unabhängig von der Entfernung des Emittenten zu diesem Gewässer.

Aus diesem Grund gibt es für derartige Einträge in ein Gewässer auch keinen Einwirkungsbereich, der aus Rechtsgründen die Anwendung des Schutzgrundsatzes aus § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG beschränken würde.

Im Hinblick auf den Ursachen- und Zurechnungszusammenhang stellen sich zwei tatsächliche Fragen:

Oben wurde die im Zusammenhang mit dem Verfahren zum Kraftwerkskomplex Staudinger vom Fraunhofer-Institut und der Universität Karlsruhe angestellte Berechnung der luftgetragenen Quecksilbereinträge in Gewässer dargestellt. Die Berechnungsmethode ist umstritten. Für den hier verfolgten Ansatz, dass eine Reduzierung von Quecksilberemissionen ohne konkreten Nachweis der Eintragsmenge verlangt werden kann, reicht es aus, wenn die Berechnung lediglich eine Bandbreite angibt, mit welcher Menge an luftbürtigen Einträgen zu rechnen ist. Sollte es dagegen auf eine nähere Eingrenzung dieser Eintragsmenge ankommen, muss die Berechnungsmethode validiert werden.

Im Hinblick auf die Biota-UQN gibt es nach den derzeit vorliegenden Informationen keinen linearen Zusammenhang zwischen **aktuellen** Quecksilbereinträgen in Gewässer und der Anreicherung im Biota. Allerdings ist ein Zusammenhang zwischen der Quecksilber-Schwebstoffkonzentration und der Zu- bzw. Abnahme der Biota-Konzentration erkennbar.⁸⁰ Jedenfalls ist von einer Mitverursachung aktueller Quecksilbereinträge bei der Überschreitung der Biota-Werte auszugehen.

Schließlich ist darauf hinzuweisen, dass der EuGH in der Entscheidung zur Weservertiefung⁸¹ für die Feststellung der rechtlichen Unzulässigkeit einer ein Gewässer beeinflussenden Maßnahme nicht verlangt, dass die Kausalität hinsichtlich des in Rede stehenden Bewirtschaftungsziels nachgewiesen wird. Vielmehr reicht es aus, wenn die Maßnahme die Erreichung des Bewirtschaftungsziels gefährdet. Dies dürfte jedenfalls zu einer Verschiebung der Beweislast führen. Danach kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass luftgetragenes Quecksilber anteilig in Gewässer eingetragen wird und dass dieser Eintrag die Einhaltung der Biota-UQN gefährdet. Nur wenn dem Anlagenbetreiber der konkrete Nachweis gelingt, dass dies ausnahmsweise nicht der Fall ist, führt dies zur Unzulässigkeit einer auf die Biota-UQN gestützten nachträglichen Anordnung mangels Kausalität.

⁸⁰ Siehe technischer Teil, Kapitel 1.3.2, S. 41, unter Bezugnahme auf [Wellmitz 2015]

⁸¹ [EuGH, Urteil vom 1.7.2015] und Kapitel 5.7.1.3, S. 196

In Bezug auf die dem Phasing-Out-Gebot entnommene Verpflichtung, durch anspruchsvolle Emissionsbegrenzungen nach einem fortschrittlichen Stand der Technik die Quecksilbereinträge in Gewässer zu reduzieren, bedarf es keines konkreten Verursachungsnachweises, da das Ziel des Phasing-Out-Gebots die Null-Immission von Quecksilber ist. In diesem Zusammenhang reicht es aus, wenn der Luft-Wasser-Pfad oder der Luft-Boden-Wasser-Pfad grundsätzlich angenommen werden können, was bei den hier in Rede stehenden Hauptquellen der Fall ist.

5.7.4.2.4 Irrelevanzschwelle

Im Rahmen der Prüfung der Verursachung bzw. Mitverursachung wird rechtlich diskutiert, ob es eine Irrelevanzschwelle auch dann geben kann, wenn diese nicht im untergesetzlichen Regelwerk festgelegt ist.⁸²

In Bezug auf Luftverunreinigungen, für die Grenzwerte existieren, geht die Rechtsprechung davon aus, dass Verursachungsanteile von bis zu einem Prozent, gemessen an dem jeweiligen Grenzwert, als irrelevant anzusehen sind. Diese Irrelevanz wird allerdings nicht damit begründet, dass ein Verursachungsbeitrag von einem Prozent grundsätzlich als unschädlich anzusehen ist. Begründet wird diese Irrelevanz vielmehr damit, dass eine Zuordnung des von einer konkreten Anlage verursachten Beitrags zu einer Immissionssituation an einem konkreten Ort nicht mehr möglich ist, wenn die von der Anlage ausgehenden Luftverunreinigungen am zu untersuchenden Immissionsort weniger als ein Prozent der Gesamtbelastung ausmachen.⁸³ Damit handelt es sich also eher um eine Frage des Zurechnungszusammenhangs bzw. der Kausalität und nicht der Irrelevanz.

Nach diesen Maßgaben drängt sich die Anwendung einer schematischen Irrelevanzschwelle für luftgetragene Quecksilbereinträge in Gewässer nicht auf. Aufgrund der besonderen „Sammlerfunktion“ eines Gewässers für derartige Quecksilbereinträge und aufgrund der weitgehenden „Erhaltung“ der Fracht über den Gewässerverlauf sprechen die von der Rechtsprechung entwickelten Begründungen für eine Irrelevanzschwelle bei Luftverunreinigungen gegen eine solche Schwelle für die hiesige Konstellation.

Für die Begründung einer Irrelevanzschwelle muss daher den materiellrechtlichen Ansätzen nachgegangen werden.

Es ist der Frage nachzugehen, ob sich über die Vorgabe der UQN-Richtlinie in Bezug auf Biota eine Irrelevanzschwelle herleiten lässt. Theoretisch wären (geringe) luftgetragene Quecksilbereinträge mit dieser Vorgabe vereinbar, wenn die Einhaltung der Biota-Werte gewährleistet ist.

Diese Frage muss hier nicht abschließend entschieden werden. Denn der Inhalt der hier zu untersuchenden nachträglichen Anordnungen besteht darin, den Betreibern Quecksilber emittierender Anlagen aufzugeben, anhand des im technischen Teil (Kapitel 3) identifizierten fortschrittlichen Stands der Technik Quecksilberemissionen und damit Quecksilbereinträge in Gewässer zu reduzieren.

⁸² [Jarass 2015] § 5 Rz. 17

⁸³ [OVG NRW, Urteil vom 9.12.2009] Rz. 248 ff.

Bei dieser Pflicht zur Reduzierung ist der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz zu beachten, der bei den möglichen technischen Maßnahmen im technischen Teil des Gutachtens mit geprüft wurde. Bei sehr geringen Quecksilberemissionen dürften die angeordnete Maßnahme zur Emissionsbegrenzung einerseits und die zu erreichende Umweltverbesserung andererseits nicht mehr in einem angemessenen Verhältnis stehen. Eine Irrelevanzschwelle für nachträgliche Anordnungen ergibt sich daher aus der Anwendung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes.⁸⁴

Hinzu kommt: Die im technischen Teil untersuchten Anlagen verursachen in relevantem Maß Quecksilbereinträge in Gewässer. Bei der Frage der Ermessensausübung im Rahmen einer nachträglichen Anordnung kann der Frage nachgegangen werden, ob der Anteil der konkret zu betrachtenden Anlage an den luftgetragenen Quecksilbereinträgen in ein Gewässer relevant ist. Dies wiederum wird nur konkret für den Einzelfall zu beantworten sein, da es u. a. auf das Gewässereinzugsgebiet und die Quecksilberbelastung des konkret in Rede stehenden Gewässers ankommen wird. Auch hierüber ist also die Berücksichtigung irrelevanter Einträge möglich, ohne dass es der Bestimmung einer starren Irrelevanzgrenze bedarf.

Für nachträgliche Anordnungen, die materiellrechtlich auf das Phasing-Out-Gebot gestützt werden, dürfte die Frage der Irrelevanz keine Rolle spielen. Das Phasing-Out-Gebot verlangt als Endziel die Beendigung jedweden Quecksilbereintrags. Das direkt wirkende Teilziel verlangt eine technisch anspruchsvolle und verhältnismäßige Emissionsbegrenzung. Die dadurch bewirkte Verringerung des Quecksilbereintrags in Gewässer ist grundsätzlich nicht irrelevant, da die Einträge ja komplett beendet werden müssen. Ein eklatantes Missverhältnis zwischen der Emissionsbegrenzung einerseits und der Verringerung des Eintrags andererseits kann, zum Beispiel bei Emittenten von Kleinstmengen, mit dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz berücksichtigt werden. Dann dürfte eine auf das Phasing-Out-Gebot gestützte nachträgliche Anordnung aber schon daran scheitern, dass es sich nicht um die vom Teil-Phasing-Out-Gebot vorausgesetzten Hauptemittenten handelt. Für die hier untersuchten Anlagenarten als Hauptquellen scheidet dagegen eine am Phasing-Out-Gebot orientierte Irrelevanz aus.

5.7.4.3 Pflicht zum Erlass nachträglicher Schutzanordnungen

Der materielle Maßstab für Schutzanordnungen unterscheidet sich grundsätzlich nicht von dem für Neugenehmigungen. Anders formuliert: Das, was für Neuanlagen im Geltungsbereich des Schutzgrundsatzes Genehmigungsvoraussetzung ist, kann für bestehende Anlagen grundsätzlich über eine nachträgliche Schutzanordnung durchgesetzt werden. Die gesetzliche Vorgabe, dass nachträgliche Schutzanordnungen erlassen werden „sollen“, bedeutet, dass nur in atypischen Ausnahmefällen hiervon abgesehen werden darf.⁸⁵

⁸⁴ Zu den diesbezüglichen Kriterien siehe die Ausführungen zur Verhältnismäßigkeit von Vorsorgemaßnahmen in Kapitel 5.3.2, S. 182.

⁸⁵ [Jarass 2015] § 17 Rz. 61; [BVerwG, Urteil vom 29.3.2007]: Wird bei immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen nach Erteilung der Genehmigung festgestellt, dass die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft nicht ausreichend vor schädlichen Umwelteinwirkungen oder sonstigen Gefahren, erheblichen Nachteilen oder erheblichen Belästigungen geschützt ist, „soll“ die zuständige Behörde nachträgliche Anordnungen treffen (§ 17 Abs. 1

5.7.4.4 Zulässigkeit nachträglicher Schutzanordnungen zur Erreichung nur eines Teilziels

Untersucht werden muss die Frage, ob eine Schutzanordnung nur dann zulässig ist, wenn durch sie das Schutzziel vollständig erreicht werden kann, oder ob auch weniger weitgehende Schutzanordnungen erlassen werden können.

In der Kommentierung wird die Auffassung vertreten, dass Schutzanordnungen auch dann zulässig sind, wenn sie den Pflichtenverstoß nur teilweise beseitigen. Durch die Schutzanordnung darf lediglich nicht dauerhaft verhindert werden, dass der Pflichtenverstoß vollständig abgestellt wird.⁸⁶

Das würde also bedeuten, dass diejenigen Emissionsbegrenzungsmaßnahmen, die als Stand der Technik identifiziert worden sind, als Mindestinhalt einer Schutzanordnung verfügt werden können, solange der Nachweis gelingt, dass derartige Emissionsbegrenzungsmaßnahmen zu einer Verringerung des Pflichtenverstoßes beitragen und dazu geeignet sind. Es muss also nachgewiesen werden, dass eine Verringerung der Quecksilber-Emissionen zu einer Verringerung der Quecksilbereinträge über den Pfad Luft – Boden in das Gewässer führt. Da die Menge des ausgestoßenen Quecksilbers in direkt proportionalem Verhältnis zu den hierüber verursachten Einträgen in das Gewässer steht, dürfte dieser Nachweis gelingen.

5.7.4.5 Amtsermittlung bzw. Nachweispflicht

Ist es für eine nachträgliche Anordnung erforderlich, den Sachverhalt bzw. den Pflichtenverstoß genauer zu erforschen, gilt folgende Reihenfolge:

Die Tatsache, dass gegen die Verpflichtung aus § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG verstoßen wird, muss von der Behörde selbst ermittelt bzw. nachgewiesen werden.

Dagegen kann die Ermittlung von Umfang und Intensität des Pflichtenverstoßes dem Anlagenbetreiber auferlegt werden.

In Kapitel 5.7.4.2 (S. 207) wurde gezeigt, dass von einem nicht unerheblichen Quecksilbereintrag über den Pfad Luft – Boden – Wasser in ein nahe gelegenes Gewässer ausgegangen werden kann. Ob es Fälle gibt, in denen derartige Einträge ausgeschlossen sind, muss im Einzelfall untersucht werden.

Sobald dieser Wirkweg grundsätzlich feststeht, liegt nach der hier vertretenen Auffassung ein Verstoß gegen den Schutzgrundsatz des § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG vor. Die Behörde kann dann vom Anlagenbetreiber verlangen, dass er das Ausmaß des Pflichtenverstoßes durch eigene Untersuchungen konkretisiert.⁸⁷

Eine derartige Konkretisierung ist allerdings nur erforderlich, wenn sich der Anlagenbetreiber darauf berufen will, dass von seiner Anlage keine relevanten Einträge in ein Gewässer verursacht werden oder dass der zu erreichende Umwelterfolg außer Verhältnis zu seinen Aufwendungen steht. Es wurde oben

Satz 2 BImSchG). Das bedeutet, dass sie im Regelfall eine Anordnung treffen muss. Nur wenn atypische, von der Behörde nicht zu vertretende Umstände vorliegen, steht die Entscheidung im behördlichen Ermessen (vgl. Urteil vom 15. Dezember 1989 - BVerwG 7 C 35.87 - BVerwGE 84, 220 <232 f.>).

⁸⁶ Hansmann/Ohms, in: [Landmann et al. 2015] § 17 BImSchG, Rz 122, 170 f. und [Jarass 2015] § 17 Rz. 58

⁸⁷ Hansmann/Ohms, in: [Landmann et al. 2015] § 17 BImSchG, Rz 180

gezeigt, dass es nach der EuGH-Entscheidung zur Weservertiefung⁸⁸ ausreicht, wenn die Erreichung eines Bewirtschaftungsziels durch eine Maßnahme gefährdet wird. Für eine solche Gefährdung reicht es aus, dass für die schädliche Umwelteinwirkung eine gewisse Wahrscheinlichkeit besteht.⁸⁹

Dies ist bei der Emission von Quecksilber in die Luft und den oben beschriebenen Pfad Luft – Boden – Wasser grundsätzlich der Fall. Es wäre daher Sache des Anlagenbetreibers, nachzuweisen, dass in seinem Fall eine solche Gefährdung in Bezug auf das Bewirtschaftungsziel nicht besteht.

5.7.5 Nachträgliche Anordnungen – Wasserrecht

Im Folgenden wird – wie oben zum immissionsschutzrechtlichen Schutzgrundsatz – die Frage untersucht, ob sich aus § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG Ansatzpunkte für eine Verschärfung von Quecksilber-Emissionsgrenzwerten für Abwassereinleitungen ableiten lassen.

Grundlage für nachträgliche Anordnungen im Wasserrecht ist § 13 WHG. Diese Bestimmung differenziert nicht zwischen Anordnungen auf der materiellrechtlichen Grundlage des § 57 Abs. 1 Nr. 1 oder Nr. 2 WHG. Es wurde aber oben in Kapitel 5.4 (S. 185) gezeigt, dass mehrheitlich wohl die Auffassung vertreten wird, dass die Festlegung von Emissionsgrenzwerten in einer Rechtsverordnung auf der Grundlage der §§ 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG, 57 Abs. 2, 23 Abs. 1 Nr. 3 WHG eine Verschärfung von Emissionsgrenzwerten auf der Grundlage des § 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG nicht zulässt.

Als Grundlage für nachträgliche Anordnungen kommt daher § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG in Betracht. Gemäß § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG darf eine Direkteinleitungserlaubnis⁹⁰ nur erteilt werden, wenn die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist. § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG enthält damit zwei mögliche Grundlagen für nachträgliche Anordnungen, nämlich die Anforderungen an die Gewässereigenschaft und sonstige rechtliche Anforderungen.

5.7.5.1 Bewirtschaftungsziel Einhaltung der Biota-UQN als Grundlage für nachträgliche Anordnungen

Die Maßgabe, das Bewirtschaftungsziel des guten chemischen Zustands und damit die Biota-UQN einzuhalten bzw. zu erreichen, kann sowohl unter die Anforderungen an die Gewässereigenschaft als auch unter sonstige rechtliche Anforderungen subsumiert werden.

Der Begriff der Gewässereigenschaften wird in § 3 Nr. 7 WHG definiert:

⁸⁸ [EuGH, Urteil vom 1.7.2015] und Kapitel 5.7.1.4.1, S. 198

⁸⁹ Zum Gefährdungstatbestand des § 12 Abs. 1 Nr. 1 WHG siehe [Czychowski et al. 2014] § 12, Rz. 25; zur Einbeziehung langfristiger Wirkungen in den Gefährdungstatbestand [Czychowski et al. 2014] § 12, Rz. 65; zur Gleichsetzung der Auswirkungen einer Schadstoffeinleitung auf die Gewässereigenschaften in § 3 Nr. 8 ff. WHG und dadurch zu erwartende schädliche Gewässerveränderungen siehe [Czychowski et al. 2014] § 57 Rz. 24. Vergleiche zum Gefährdungstatbestand des § 30 BNatSchG - gesetzlicher Biotopschutz - Heugel, in: [Lütke et al. 2011] § 30 Rz. 9; Schmidt-Ränsch, in: [Gassner et al. 2003] § 30 Rz. 10

⁹⁰ Für Indirekteinleitungen ergibt sich der gleiche Maßstab aus § 58 Abs. 2 [WHG 2014]

7. Gewässereigenschaften

die auf die Wasserbeschaffenheit, die Wassermenge, die Gewässerökologie und die Hydromorphologie bezogenen Eigenschaften von Gewässern und Gewässerteilen;

Konkretisierungen enthalten die Begriffsbestimmungen in § 3 Nr. 8 bis 10 WHG:

8. Gewässerzustand

die auf Wasserkörper bezogenen Gewässereigenschaften als ökologischer, chemischer oder mengenmäßiger Zustand eines Gewässers; bei als künstlich oder erheblich verändert eingestuften Gewässern tritt an die Stelle des ökologischen Zustands das ökologische Potenzial;

9. Wasserbeschaffenheit

die physikalische, chemische oder biologische Beschaffenheit des Wassers eines oberirdischen Gewässers oder Küstengewässers sowie des Grundwassers;

10. Schädliche Gewässerveränderungen

Veränderungen von Gewässereigenschaften, die das Wohl der Allgemeinheit, insbesondere die öffentliche Wasserversorgung, beeinträchtigen oder die nicht den Anforderungen entsprechen, die sich aus diesem Gesetz, aus auf Grund dieses Gesetzes erlassenen oder aus sonstigen wasserrechtlichen Vorschriften ergeben;

[WHG 2014]

In der Kommentierung wird darauf hingewiesen, dass die Begriffsdefinitionen in § 3 WHG in sich nicht konsistent bzw. nicht aufeinander aufbauend sind und daher auf die Begriffe der WRRL Rückgriff genommen werden muss.⁹¹

Im hier vorliegenden Fall kann auf die Definition des chemischen Gewässerzustands zurückgegriffen werden. Hierzu heißt es in Ziffer 1.4.3 des Anhangs V der WRRL:

1.4.3 Darstellung der Überwachungsergebnisse und Einstufung des chemischen Zustands

Wenn ein Wasserkörper alle Umweltqualitätsnormen des Anhangs IX, des Artikels 16 und aller anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der Gemeinschaft, in denen Umweltqualitätsnormen festgelegt sind, erfüllt, wird sein chemischer Zustand als „gut“ eingestuft. Anderenfalls wird er als „nicht gut“ eingestuft.

[EU WRRL 2013]

Für Quecksilber ist die Biota-UQN in Richtlinie 2008/105/EG, geändert durch Richtlinie 2013/39/EU, sowie in Anhang 7 Nr. 1 der Oberflächengewässerverordnung festgelegt. [EU UQN-RL 2013] [OGewV 2011]

Die Biota-Umweltqualitätsnorm ist über die Definition des chemischen Gewässerzustands in der WRRL und die darauf Bezug nehmenden Begriffsbestimmungen des WHG ein Bestandteil der Gewässereigenschaften, die gem. § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG für die Prüfung einer Direkteinleitungserlaubnis herange-

⁹¹ [Czychowski et al. 2014] § 3 Rz. 62 ff.

zogen werden müssen. Es wurde im materiellrechtlichen Teil gezeigt, dass die Biota-UQN flächendeckend überschritten werden und dass die Quecksilbereinträge, die von den hier in Rede stehenden Anlagen verursacht werden, zumindest mitursächlich für die Überschreitung der Biota-UQN sind.

Es wurde oben gezeigt, dass der EuGH eine Gefährdung der Erreichung eines Bewirtschaftungsziels ausreichen lässt, um hierfür ursächliche Schadstoffeinträge als unvereinbar mit den Richtlinienvorgaben anzusehen. Dies gilt dann auch für die Anforderungen aus der Gewässereigenschaft nach § 57 Abs. 1 Nr. 2, erste Alternative WHG, da der Begriff der Gewässereigenschaften den materiellrechtlichen Maßstab der WRRL bzw. des § 27 WHG enthält.

Zu den Fragen des erforderlichen Kausalitätsnachweises siehe oben Kapitel 5.7.1.4 (S. 197) und Kapitel 5.7.4.3 (S. 218). Die Frage der Zurechnung über größere Entfernungen stellt sich im Wasserrecht nicht, da Gegenstand der Untersuchung die Einleitung quecksilberhaltigen Abwassers in ein Gewässer ist. Zu möglichen Irrelevanzschwellen und der Verankerung derartiger Schwellen im Verhältnismäßigkeitsgrundsatz siehe oben in Kapitel 5.7.4.2.4 (S. 217).

Bei den Anforderungen zur Erreichung bzw. Einhaltung des guten chemischen Zustands handelt es sich außerdem um sonstige rechtliche Anforderungen im Sinne des § 57 Abs. 1 Nr. 2, 2. Alt. WHG. [WHG 2014]

5.7.5.2 *Phasing-Out-Gebot als Grundlage für nachträgliche Anordnungen*

Es wurde oben gezeigt, dass ein Teil des Phasing-Out-Gebots direkt wirkt, nämlich die Maßgabe, nach den technischen Möglichkeiten und unter Beachtung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes Quecksilbereinleitungen aus den Hauptquellen zu begrenzen.

Bei dieser Maßgabe des Phasing-Out-Gebots handelt es sich jedenfalls um sonstige rechtliche Anforderungen nach § 57 Abs. 1 Nr. 2, zweite Alternative WHG. [WHG 2014] Im Zusammenhang mit nachträglichen Anordnungen nach dem Wasserrecht kann daher dahinstehen, ob es sich beim Phasing-Out-Gebot auch um eine Regelung der Anforderungen an die Gewässereigenschaft handelt.

Das OVG Nordrhein-Westfalen⁹² versteht das Phasing-Out-Gebot als Verpflichtung, alle notwendigen und anspruchsvollen Maßnahmen zu ergreifen, um dem Ziel der Beendigung von Quecksilbereinträgen in Gewässer so nahe wie möglich zu kommen. Das OVG macht deutlich, dass die Reduzierung von Quecksilbereinträgen in ein Gewässer nicht von der Menge des einzutragenden Quecksilbers oder vom Zustand des konkreten Gewässers abhängt. Im Kontext des Phasing-Out-Gebots spielen daher weder die Frage eines Kausalitätsnachweises noch die Frage einer Bagatellgrenze eine Rolle. Die Begrenzung ergibt sich vielmehr – jedenfalls wenn der Auslegung des Phasing-Out-Gebots durch das OVG Nordrhein-Westfalen gefolgt wird – aus dem Maßstab, der an den Grad der Emissionsreduzierung angelegt wird. [OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011] Ob dies (mindestens) der Stand der Technik oder aber darüber hinausgehende

⁹² [OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011] Rz. 477

Maßnahmen sind, kann jedenfalls so lange offen bleiben, solange lediglich die Einhaltung eines fortgeschrittenen Stands der Technik gefordert wird.

Als Zwischenergebnis ist festzuhalten, dass nach § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG in Verbindung mit dem Phasing-Out-Gebot jedenfalls das an Emissionsbegrenzungen verlangt werden kann, was derzeit als bester Stand der Technik angesehen werden kann.

Damit lässt sich eine nachträgliche Anordnung im Wasserrecht sowohl auf das Phasing-Out-Gebot, als auch auf die flächendeckende Überschreitung der Biota-UQN, stützen.

5.7.6 Ermessensausübung, insbesondere Gleichbehandlungsgrundsatz

Der Erlass nachträglicher Anordnungen gegenüber bestehenden Anlagen steht sowohl im Immissionsschutzrecht als auch im Wasserrecht im Ermessen der Behörde (für Schutzanordnungen gilt im Immissionsschutzrecht ausdrücklich ein intendiertes Ermessen, § 17 Abs. 1 Satz 2 BImSchG; im Wasserecht wird man bei der Gefahr schädlicher Gewässeränderungen ebenfalls von einem intendierten Ermessen ausgehen können).

Im Rahmen der Ermessensausübung sind die allgemeinen Anforderungen an das Ermessen zu berücksichtigen. Dazu gehört hier vor allem der Gleichbehandlungsgrundsatz.⁹³ Bei Emissionsbegrenzungsmaßnahmen, die nicht an den konkreten Zustand eines Gewässers anknüpfen, muss der Gleichbehandlung aller vergleichbaren Anlagenbetreiber besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden, sofern keine anderweitigen sachlichen Differenzierungsgesichtspunkte vorliegen.

5.8 Ergebnis der rechtlichen Prüfung

Sämtliche Maßnahmen, die im technischen Teil untersucht und aufgezeigt werden, sowie die daraus abgeleiteten Emissionsgrenzwerte entsprechen der Definition des Stands der Technik im Bundes-Immissionsschutzgesetz und im Wasserhaushaltsgesetz. Sie können daher als neu einzuhaltender Stand der Technik künftig den Betreibern bestehender Anlagen sowie für Neuvorhaben vorgegeben werden.

Hierfür bedarf es der Anpassung gesetzlicher Regelungen (13. BImSchV, 17. BImSchV, Anhänge zur AbwV) auf Bundesebene. Übergangsfristen für die Gewährleistung wirtschaftlicher Vertretbarkeit sind wegen der nur geringen Kostenauswirkungen grundsätzlich nicht erforderlich. Eine Ausnahmeregelung für Anlagen, bei denen die erforderliche Nachrüstung zur Unwirtschaftlichkeit führt, kann aufgenommen werden. Für die erforderlichen technischen Anpassungen sollte ein ausreichender Zeitraum gewährt werden.

⁹³ [Jarass 2015] § 17 BImSchG, Rz. 59 und [Czychowski et al. 2014] § 13 WHG, Rz. 49, 80

6 LITERATURVERZEICHNIS

11. *BImSchV* (2013): Verordnung über Emissionserklärungen vom 5.3.2007 (BGBl. I S. 289), zuletzt geändert durch Artikel 8 Absatz 2 der Verordnung vom 2.5.2015. In: BGBl. I, S. 1021, 2013. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_11_2004/, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
13. *BImSchV* (2013): Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen vom 2.5.2013, zuletzt geändert durch Artikel 6 der Verordnung vom 28.4.2015. In: BGBl. I, S. 1021, 1023, 3754, 2013. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschv_13_2013/gesamt.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
17. *BImSchV* (2013): Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen vom 2.5.2013. In: BGBl. I, S. 1021, 1044, 3754, 2013. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschv_17_2013/gesamt.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- AbwV* (2014): Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 2.9.2014. In: BGBl. I, S. 1474, 2014, 2014. Online verfügbar unter <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abwv/gesamt.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Adam et al.* (2010): KVA-Rückstände in der Schweiz – Der Rohstoff mit Mehrwert. Hg. v. Bundesamt für Umwelt (BFU). Bern, 2010. Online verfügbar unter <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01538/index.html?lang=de>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Ahrens, R.* (2011): Mit Brom und Aktivkohle gegen Emissionen. In: *VDI Nachrichten*, 11.2.2011. Online verfügbar unter <http://www.ingenieur.de/Themen/Klima-Umwelt/Mit-Brom-Aktivkohle-Emissionen>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Ahrens, R.* (2014a): Chemisorption fängt das Quecksilber ab. In: *VDI Nachrichten*, 20.6.2014. Online verfügbar unter <http://www.vdi-nachrichten.com/Technik-Gesellschaft/Chemisorption-faengt-Quecksilber-ab>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Ahrens, R.* (2014b): Weniger Quecksilberemission aus Kohlekraftwerken mit mehr Technik. In: *VDI Nachrichten*, 24.10.2014. Online verfügbar unter <http://www.vdi-nachrichten.com/Technik-Wirtschaft/Weniger-Quecksilberemission-Kohlekraftwerken-Technik>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Albemarle* (2015): Information zu Kosten- und Anwendungserfahrungen für bromierter Aktivkohle. Bergheim. E-Mail an P. Gebhardt, Öko-Institut, 29.5.2015.
- Amar, P.* (2003): Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants – The Case for Regulatory Action. Hg. v. Northeast States for Coordinated Air Use management (Nescaum). Boston, 10/2003. Online verfügbar unter <http://www.nescaum.org/documents/rpt031104mercury.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Amar, P.; Senior, C.; Afonso, R.; Staudt, J.* (2010): Technologies for Control and Measurement of Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants in the United States: A 2010 Status Report. Hg. v. Northeast States for Coordinated Air Use management (Nescaum). Boston, 7/2010. Online verfügbar unter http://www.nescaum.org/documents/hg-control-and-measurement-techs-at-us-pps_201007.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Andritz* (2013): Effective Ways to reduce mercury content in FGD by-products. Closing the mercury trap from the flue gas desulphurization downwards. Hg. v. Andritz Energy & Environment GmbH. ICMGP, Edinburgh, 2013.
- Andritz* (2015a): Estimation of investment and operating costs for a state of the art mercury reduction system for coal fired power plants assuming 800 MW installed electrical power, Andritz Energy & Environment GmbH. Email an P. Gebhardt, Öko-Institut, 19.5.2015.
- Andritz* (2015b): Erläuterungen zum Waschwasserzyklon der Firma Andritz, Andritz Energy & Environment GmbH. Email an P. Gebhardt, Öko-Institut, 20.5.2015.

- Andritz (2015c): Erläuterungen zum Waschwasserzyklon der Firma Andritz beim Einsatz von TMT, Andritz Energy & Environment GmbH. Email an P. Gebhardt, Öko-Institut, 5.6.2015.
- Anh. 27 AbwV (2014): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) Anhang 27 Behandlung von Abfällen durch chemische und physikalische Verfahren (CP-Anlagen) sowie Altölaufarbeitung. In BGBl., S. 1142–1144, 2014. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_27.html, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Anh. 33 AbwV (2014): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) Anhang 33 Wäsche von Abgasen aus der Verbrennung von Abfällen. In: BGBl. I, S. 1150–1151, 2014. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_33.html, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Anh. 47 AbwV (2014): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) Anhang 47 Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen. In: BGBl., S. 1168, 2014. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_47.html, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Anh. 50 AbwV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) Anhang 50 Zahnbehandlung. In: BGBl. I, S. 1175, 2004. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_50.html, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Anh. 51 AbwV: Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) Anhang 51 Oberirdische Ablagerung von Abfällen. In: BGBl., S. 1175–1177. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_51.html, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Arambasick et al. (2014): Update on EPRI's Balance of Plant Effects Study of Bromine-Based Mercury Controls. Paper # 44 presented at the Power Plant Pollutant Control "MEGA" Symposium. Baltimore, 8/2014.
- Aurubis (2015): Information zu Quecksilberemissionen, Produktionsmengen und Sorbentieneinsatz zur Quecksilberminderung im Zeitraum 2007 bis 2014. Persönliche Mitteilung an C. Tebert, Ökopoll, 7/2015.
- AWEL (2013): Stand der Technik für die Aufbereitung von Rauchgasreinigungsrückständen aus Kehrlichtverbrennungsanlagen - Ermittlung und Beschreibung. Hg. v. Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), 29.6.2013.
- Barnett, K. (2013): Final Portland Cement Rule, 2013. Online verfügbar unter http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/RoundTableMercury_6_24-13-final.pdf, zuletzt geprüft am 01.7.2015.
- BATC CAK (2013): Commission Implementing Decision of 9 December 2013 establishing the best available techniques (BAT) conclusions, under Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council on industrial emissions, for the production of chlor alkali, L332/34. In: EU Official Journal, 11.12.2013. Online verfügbar unter http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2013.332.01.0034.01.ENG, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BATC CLM (2013): Commission Implementing Decision of 26 March 2013 establishing the best available techniques (BAT) conclusions, under Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council on industrial emissions, for the production of cement, lime and magnesium oxide, L100/1, EU Official Journal, 9.4.2013, 2013. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32013D0163>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Beckers, R.; Heidemeier, J.; Hilliges, F. (2012): Kohlekraftwerke im Fokus der Quecksilberstrategie. In: Hrg: Michael Beckmann/Antonio Hurtado (Hg.): Kraftwerkstechnik, Band 4, TK Verlag, Nietwerder, ISBN: 978-3-935317-87-0. Online verfügbar unter http://www.thru.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Downloads/Kohlekraftwerke_Hg.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Bell, Dean; Finneran, M., Kolde, J., Knotts, J. (2016): Full-Scale Installation of GORE™ Mercury Control System at AEP's Conesville Plant, Energy, Utility & Environmental Conference (EUEC). San Diego, USA, 3.-5.2.2016.

- Bellanger, M.; Pichery, C.; Aerts, D.; Berglund, M.; Castaño, A.; Čejchanová, M. et al. (2013): Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: Monetary value of neurotoxicity prevention. In: *Environmental Health* 12 (3). 7.1.2013. Online verfügbar unter <http://www.ehjournal.net/content/12/1/3>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Berry (2012): Full Scale Calcium Bromide Injection with subsequent Mercury Oxidation and removal within Wet Flue Gas Desulphurization System: Experience at a 700 MW Coal Fired Power Facility, Dissertation at the University of Birmingham. Alabama, USA, 2012.
- BezReg (2015): Information an die Gutachter durch die Genehmigungs- und Überwachungsbehörden der Bezirksregierungen in Arnsberg, Detmold, Düsseldorf, Münster und Köln. Email an Ökopoll, 2015.
- BezRegAB (2015): Information an die Gutachter durch die Genehmigungs- und Überwachungsbehörden der Bezirksregierungen in Arnsberg. Email an Ökopoll, 2015.
- BezRegD (2015): Information an die Gutachter durch die Genehmigungs- und Überwachungsbehörden der Bezirksregierungen in Düsseldorf. Email an Ökopoll, 2015.
- BezRegDT (2015): Information an die Gutachter durch die Genehmigungs- und Überwachungsbehörden der Bezirksregierungen in Detmold. Email an Ökopoll, 2015.
- BezRegK (2015): Information an die Gutachter durch die Genehmigungs- und Überwachungsbehörden der Bezirksregierungen in Köln. Email an Ökopoll, 2015.
- BezRegMS (2015): Information an die Gutachter durch die Genehmigungs- und Überwachungsbehörden der Bezirksregierungen in Münster. Email an Ökopoll, 2015.
- BfR (2008): Verbrauchertipp für Schwangere und Stillende, den Verzehr von Thunfisch einzuschränken, hat weiterhin Gültigkeit, Stellungnahme Nr. 041. Hg. v. Bundesamt für Risikobewertung. Berlin, 10.9.2008. Online verfügbar unter http://www.bfr.bund.de/cm/343/verbrauchertipp_fuer_schwangere_und_stillende_den_verzehr_von_thunfisch_einzuschaerlenk.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BImSchG (2014): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge; Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 20.11.2014. In: BGBl., S. 1740, 2014. Online verfügbar unter <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschg/gesamt.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Bittig, M.; Haep, S. (2015): Medienübergreifende Betrachtung der Quecksilberpfade als Basis für nachhaltige Minderungsstrategien. 15. VDI-Fachkonferenz Messung und Minderung von Quecksilberemissionen. Tagungsbeitrag. Hg. v. VDI-Wissensforum. Düsseldorf, 15./16.4.2015.
- Bittig, M. (2011): Zum Einfluss unterschiedlicher Liganden auf die Quecksilberabscheidung in absorptiven Abgasreinigungsstufen. Dissertation an der Fakultät für Ingenieurwissenschaften, Universität Duisburg-Essen. Shaker Verlag. Aachen. 2011. Online verfügbar unter https://www.uni-due.de/imperia/md/content/verfahrenstechnik/dissertation_bittig.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BLW (2005): Einsatz von Organosulfiden zur Abwasserbehandlung, Merkblatt Nr. 4.5/13, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 25.7.2005. Online verfügbar unter http://www.lfu.bayern.de/wasser/merkblattsammlung/teil4_oberirdische_gewaesser/doc/nr_4513.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Blythe, G. (2015): Mercury Capture in Wet Flue Gas Desulfurization Systems. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 261.
- BMUB (2015): Verbrauchertipps Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. Bei Schwangerschaft und in der Stillperiode auf Fischarten mit vergleichsweise geringen Gehalten an Quecksilber zurückgreifen. Unter Mitarbeit von Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Bonn. zuletzt aktualisiert am 23.03.2015. Online verfügbar unter <http://www.bmub.bund.de/themen/gesundheit-chemikalien/gesundheit-und-umwelt/lebensmittelsicherheit/verbrauchertipps/#c11251>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- Boneß, M.; Kanefke, R.; Vosteen, B. W. (2013):* Neue Verfahren zur Minderung und Erfassung von Quecksilber-Emissionen in der Abgasbehandlung. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Michael Beckmann (Hg.): Energie aus Abfall, Band 10, TK Verlag. Nietwerder, S. 1–23. Online verfügbar unter http://www.vosteen-consulting.de/downloads/2013_01_Boness_Vosteen_Kanefke_Berlin.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Brand, Fritz (1999):* Brennstoffe und Verbrennungsrechnung. 3. Aufl. Vulkan-Verlag. 1999. Online verfügbar unter https://books.google.de/books?id=17S8Nx-JZAgC&printsec=frontco-ver&hl=de&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false, zuletzt geprüft am 30.9.2015.
- BREF CAK (2013):* Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Chlor-Alkali Manufacturing Industries. Hg. v. European IPPC Bureau, Institute for Prospective Technological Studies, European Commission. Sevilla, 7/2013. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/CAK_BREF_102014.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BREF CLM (2010):* Merkblatt über die besten Verfügbaren Techniken in der Zement-, Kalk- und Magnesiumindustrie, mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung; Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau, 5/2010. Online verfügbar unter http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_zement-kalk-magnesiumoxidindustrie_vv.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BREF CWW (2003):* Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector. Hg. v. Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies - Sustainable Production and Consumption Unit - European IPPC Bureau, 2/2003. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/cww_bref_0203.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BREF CWW Draft (2014):* Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector, Final Draft. Hg. v. Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies - Sustainable Production and Consumption Unit - European IPPC Bureau, 7/2014. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/CWW_Final_Draft_07_2014.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BREF LCP (2006):* Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Large Combustion Plants. Hg. v. European IPPC Bureau, Institute for Prospective Technological Studies, European Commission, 7/2006. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/lcp_bref_0706.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BREF LCP Draft (2013):* Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Large Combustion Plants, Draft 1. Hg. v. European IPPC Bureau, Institute for Prospective Technological Studies, European Commission. Sevilla, 6/2013. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/LCP_D1_June_online.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BREF LCP Draft (2015):* Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Large Combustion Plants, revised Draft 1. Hg. v. European IPPC Bureau, Institute for Prospective Technological Studies, European Commission. Sevilla, 5/2015. (unveröffentlicht, internes Arbeitsgruppendokument)
- BREF NFM Draft (2014):* Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Non-Ferrous Metals Industries, Final Draft. Hg. v. European IPPC Bureau, Institute for Prospective Technological Studies, European Commission. Sevilla, 11/2014. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/NFM_Final_Draft_10_2014.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BREF WI (2006):* Merkblatt über die besten verfügbaren Techniken der Abfallverbrennung, mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau, 8/2006. Online verfügbar unter http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_abfallverbrennungsanlagen_vv.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- BREF WT (2006)*: Merkblatt über die besten verfügbaren Techniken für Abfallbehandlungsanlagen, mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung; Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau, 8/2006. Online verfügbar unter http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_abfallbehandlung_vv.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Bruggendick, H. (1995)*: Method and arrangement for purifying a carbon-containing adsorption medium. *US Patent 5.811.066*, STEAG AG. Essen, 11.4.1995. Online verfügbar unter <http://patents.com/us-5405812.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BSH (2015)*: Quecksilber-Abscheidung, Referenzblatt FLUWA – Filter & Flugaschenwäsche, BSH Umwelt Service AG, Sursee (Schweiz). Email-Zusendung an P. Gebhardt, 5.5.2015.
- BT Drs. 14/4599 (2000)*: Entwurf eines Gesetzes zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz, Gesetzentwurf der Fraktionen der SPD und Bündnis 90/Die Grünen. In: *Deutscher Bundestag Drucksache 14/4599*. Berlin. 14.11.2000.
- BTag (2015a)*: Deutscher Bundestag: Position der Bundesregierung zu europäischen Vorgaben über die Emissionsfracht von Großfeuerungsanlagen, Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Annalena Baerbock, Peter Meiwald, Oliver Krischer, weiterer Abgeordneter und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen vom 25.2.2015 (Drucksache 18/4134), Schreiben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit vom 12.3.2015, Drucksache 18/4311, 16.3.2015. Online verfügbar unter <http://dipbt.bundestag.de/dip21/btd/18/043/1804311.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BTag (2015b)*: Deutscher Bundestag: Quecksilberbelastung von Gewässern in Deutschland, Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Peter Meiwald, Annalena Baerbock, Steffi Lemke, weiterer Abgeordneter und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen vom 12.3.2015 (Drucksache 18/4868), Schreiben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit vom 26.5.2015, Drucksache 18/5038, 28.5.2015. Online verfügbar unter <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/18/050/1805038.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Bühler, A.; Schlumberger, S. (2011)*: Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen - saure Flugaschewäsche - FLUWA-Verfahren - ein zukunftsweisendes Verfahren in der Abfallverbrennung, Internetveröffentlichung. Hg. v. BSH-Umwelttechnik. Sursee (Schweiz), 15.9.2011. Online verfügbar unter <https://www.bsh.ch/assets/PDF-Datenbank/BSH-Saure-Flugaschenwaesche-FLUWA-Verfahren.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BuNetz (2015)*: Kraftwerkliste der Bundesnetzagentur, Daten aus Monitoring 2012/2013/2014 (Anlagen ≥ 10 MW und Nicht-EEG-Anlagen < 10 MW) sowie aus ÜNB-Veröffentlichungen (Stand 17.10.2014), Anlagenregister Bundesnetzagentur 17.10.2014 bis März 2015 und Photovoltaik-Register Bundesnetzagentur Januar 2011 bis März 2015 (EEG-Anlagen). *Internetveröffentlichung*. Hg. v. Bundesnetzagentur. Bonn, 1.6.2015. Online verfügbar unter http://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen_Institutionen/Versorgungssicherheit/Erzeugungskapazitaeten/Kraftwerksliste/kraftwerksliste-node.html, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Butz, J. (2012)*: Full Scale Performance of Mercury Control with a NON-Carbon Reagent – Paper #123. Power Plant Air Pollutant Control MEGA Symposium, 8/2012. Online verfügbar unter <http://www.novinda.com/news/category/whitepapers/>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Butz, J.; Brown, C.; Bernardo, B. (2012)*: Demonstrations of Amended Silicates for Mercury Control in Coal Fired Generating Units. *Presented at PowerGen, Orlando*. Unter Mitarbeit von Thomas Henderson, Dezember 2012. Online verfügbar unter http://www.novinda.com/files/Demonstrations_of_Amended_Silicates_for_Mercury_Control_in_Coal_Fired_Generating_Units-Final.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BVerwG, Urteil vom 17.2.1984*: Bundesverwaltungsgericht, Az. 7 C 8/82. Vorsorge; Schädliche Umwelteinwirkungen; Immissionsprognose; Einwirkungsbereich der Anlage; Luftschadstoffe; Immissionschutzrechtliche Betriebsgenehmigung; Feuerungsanlage; Kennzeichnung; Modifizierende Auflage; Selbstständige Anfechtbarkeit; Betriebsbeschränkung. Online verfügbar unter: https://www.jurion.de/Urteile/BVerwG/1984-02-17/BVerwG-7-C-8_82, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- BVerwG, Urteil vom 29.3.2007:* Bundesverwaltungsgericht, Az. 7 C 9/06. Feinstaubartikel; Luftreinhaltung; Aktionsplan; Immissionsgrenzwert; Gesundheitsschutz; Gefahrenabwehr; Vorsorge; subjektives Recht; Aufgabennorm; planunabhängige Maßnahme; Planfeststellung; anlagenbezogene Schadstoffimmission; Straßenverkehrsbeschränkung; Anspruch auf Einschreiten; europarechtliche Richtlinie; Umsetzung in nationales Recht; Direktwirkung; Grundsatz der Effektivität des Gemeinschaftsrechts; Verfahrensautonomie des Mitgliedstaats; Gleichwertigkeit des Rechtsschutzes; Anspruch auf einen Aktionsplan, Online verfügbar unter <http://lexetius.com/2007,980>, zuletzt geprüft 15.7.2015.
- BVerwG, Urteil vom 26.4.2007:* Bundesverwaltungsgericht, Az. 7 C 15/06. Klage gegen die Nebenbestimmung in einem immissionsschutzrechtlichen Änderungsgenehmigungsbescheid mit Festsetzungen von erheblich unterhalb der Grenzwerte der 17. Bundesimmissionsschutzverordnung (BImSchV) liegenden Halbstundenmittelwerten für Gesamtstaub, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid; Selbstständige Anfechtbarkeit von immissionsschutzrechtlichen Auflagen; Festlegung niedrigerer Kontrollwerte zur Sicherstellung eines dem Stand der Technik entsprechenden Betriebes einer Verbrennungsanlage; Anspruchsvolle Technik in einer Abfallverbrennungsanlage als Indiz für eine Überholung der Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV. Online verfügbar unter <https://www.jurion.de/Urteile/BVerwG/2007-04-26/BVerwG-7-C-1506>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- BVL (2015):* Minamata-Übereinkommen (Quecksilber). *Internetinformation*. Hg. v. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. 2015. Online verfügbar unter http://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/03_Antragsteller/13_Rechtswortlaut/03_intern_abk/06_minamata/minamata_node.html, zuletzt geprüft am 17.6.2015.
- Cabot Corporation (2015):* Information zu Aktivkohlen, Cabot Corporation, Schaffhausen (Schweiz). *Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt*, Öko-Institut, 21.5.2015.
- CEMEX (2014):* Aktualisierung der gemeinsamen Umwelterklärung, CEMEX OstZement GmbH, Werk Rüdersdorf/CEMEX WestZement GmbH, Werk Beckum Kollenbach. Hg. v. CEMEX Zement Deutschland, 11/2014.
- CH GSchV:* Schweizer Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28.10.1998 (Stand am 1.1.2014). Online verfügbar unter <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19983281/index.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Chang, R. (2009):* Boiler Bromide Addition for Mercury Control, Update. *Final Report*. Hg. v. Electric Power Research Institute (EPRI). Palo Alto, USA, 2009.
- Chang, R. (2015):* The Electric Power Research Institute's Program to Control Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): *Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams*, Wiley-VCH Verlag, Weinheim, S. 205.
- Chang, R.; Dombrowski, K.; Senior, C. (2010):* Near and Long Term Options for Controlling Mercury Emissions from Power Plants. Paper # 25. Hg. v. URS Corporation, San Francisco, 2010. Online verfügbar unter <http://www.aecomprocesstechnologies.com/wp-content/uploads/2012/12/Near-and-Long-Term-Options-for-Controlling-Mercury.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Chang, R. et al. (2008):* Near and Long Term Options for Controlling Mercury Emissions from Power Plants. *Proceedings of the Power Plant Air Pollutant Control*. The MEGA Symposium, Baltimore, 25.8.2008. Online verfügbar unter <http://www.proceedings.com/05874.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Chaucherie, J.; Vosteen, B.; Berg, P. (2014):* Mercury emissions control in two hazardous waste incineration plants with dry and semi-dry gas cleaning. *Vortrag, VDI Wissensforum*. Düsseldorf, 15.4.2014.
- ChemInfo (2016):* Supreme Court Allows EPA to Keep Mercury Pollution Regulations. ChemInfo, 9.3.2016. Online verfügbar unter <http://www.chem.info/news/2016/03/supreme-court-allows-epa-keep-mercury-pollution-regulations>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- Cole, J. (2003): Beyond-the-floor analysis for existing and new coal- and oil-fired electric utility steam generating units national emission standards for hazardous air pollutants. *Memorandum*. Hg. v. RTI International, 12/2003. Online verfügbar unter http://www.epa.gov/ttnatw01/utility/beyond_floor_012804.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- CSTEE (2002): Opinion on the results of the Risk Assessment of: Bis(pentabromophenyl)ether Environmental and Human Health Part CAS No.:1163-19-5 EINECS No.: 214-604-9 Carried out in the framework of Council Regulation (EEC) 793/93 on the evaluation and control of the risks of existing substances, Scientific Committee on Toxicity Ecotoxicity and the Environment, 2002.
- Czychowski, M.; Reinhardt, M. (2014): Wasserhaushaltsgesetz. Unter Berücksichtigung der Landeswassergesetze. 11. Auflage. 2014.
- Daily Journal (2016): Supplemental Finding That It Is Appropriate and Necessary To Regulate Hazardous Air Pollutants From Coal- and Oil-Fired Electric Utility Steam Generating Units, A Proposed Rule by the Environmental Protection Agency, The Daily Journal of the United States Government, Vol. 80, No. 230, 1.12.2015. Online verfügbar unter <https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2015-12-01/pdf/2015-30360.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Demmich, J. (2015): Qualitätsanforderungen der Gipsindustrie an REA Gips mit Schwerpunkt Quecksilber. 15. VDI-Fachkonferenz Messung und Minderung von Quecksilberemissionen, 15.-16.4.2015, Düsseldorf. *Tagungsbeitrag*. Hg. v. VDI-Wissensforum. Düsseldorf, 15.4.2015.
- Derenne, S.; Michaud, D. (2006): The Demonstration of EPRI's TOXECON Process to Control Mercury Emissions From Coal-fired Utility Boilers. EPRI, 2006.
- Diel, S. (2014): Alabama Power halfway done building \$380 million mercury filtration system at Walker County plant. Hg. v. AL.com. 2014.
- Dombrowski, K. (2008): Balance of Plant Impacts of CaBr₂ Injection as a Hg Oxidation Technology. MEGA Symposium, 27.8.2008.
- Dombrowski, K. (2012): Balance of Plant Effects of Bromide Addition for Mercury Control; Paper 93 ;Power Plant Air Pollutant Control MEGA Symposium. Baltimore, MD, 2012.
- Drevnick, P.; Lamborg, C.; Horgan, M. (2015): Increase In Mercury In Pacific Yellowfin Tuna. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* (9999), S. 1–4. 2015. Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.2883/pdf>, zuletzt geprüft am 10.2.2015.
- DrySoTec (2015): Kosteninformation zu Sorbentien der Fa. DrySoTec. *Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 21.5.2015.
- Durham, M. D. (2002): Update on Full-Scale Activated Carbon Injection for Control of Mercury Emissions. *ADA Environmental Solutions*. Presentation to Utility MACT Working Group. Washington D.C., 8.8.2002. Online verfügbar unter <http://www.epa.gov/ttnatw01/combust/utiltox/ada.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Edelkott, D.; Thormann, J.; Hoenig, V.; Hoppe, H.; Oerter, M.; Seiler, C. (2014): Minderung von NO_x-Emissionen in einer Drehofenanlage der Zementindustrie mittels SCR-Technologie (High-Dust), Abschlussbericht, BMU-Umweltinnovationsprogramm, KfW-Aktenzeichen MB e1 – 001599, 24.11.2014. Online verfügbar unter http://www.umweltinnovationsprogramm.de/sites/default/files/benutzer/36/dokumente/zement_schwenk_ab_scr_high_dust_2014.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EEA (2008): Air pollution from electricity-generating large combustion plants. An assessment of the theoretical emission reduction of SO₂ and NO_x through implementation of BAT as set in the BREFs. Technical report No. 4 (ISSN 1725-2237), *European Environment Agency (EEA)*. Kopenhagen, 2008. Online verfügbar unter http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2008_4/download, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- EEA (2015): Air pollutant emissions data viewer (LRTAP Convention). *The air pollutant emissions data viewer (LRTAP Convention) provides access of the data contained in the EU emission inventory report 1990-2013 under the UNECE Convention on LRTAP*. Hg. v. European Environment Agency (EEA). Kopenhagen. 2015. Online verfügbar unter <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/data-viewers/air-emissions-viewer-lrtap>, zuletzt aktualisiert am 03.07.2015, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- ELWAS (2016): Detailinformation Überwachungsergebnisse, REA-Abwasser, Kraftwerk Heyden, Bezirksregierung Detmold, ELWAS-WEB, 2016. Online verfügbar unter <http://www.elwasweb.nrw.de>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EMEP (2012): Long-term changes of heavy metal transboundary Pollution of the environment (1990-2010), contribution to the revision of the Heavy Metal Protocol, EMEP (co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe), Status Report, 2/2012. Online verfügbar unter http://www.msceast.org/reports/2_2012.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EON (2013): KW Staudinger Block 5 – Ergebnisse / Hg Bilanzen des TRAC-Versuchsbetriebes, Präsentation, EON, 10/2013.
- EON (2014): E.ON Kraftwerke GmbH: Antragsunterlagen für das Kohlekraftwerk in Datteln. Hannover, 19.12.2014.
- EPA (2005): Control of Mercury Emissions from Coal Fired Electric Utility Boilers: An Update. Hg. v. Air Pollution Prevention and Control Division National Risk Management Research Laboratory – Office of Research and Development – U.S. Environmental Protection Agency Research Triangle Park. NC, 18.2.2005.
- EPA (2012): Internetdatenbank, EPA. USA, 2012. Online verfügbar unter http://www.epa.gov/ttn/atw/utility/2012/UPL_Coal_Hg_Nucla_111612.xlsm, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EPRI (2006): Status of Mercury Control Technologies: Activated Carbon Injection and Boiler Chemical Additives, Technical Report. Hg. v. Electric Power Research Institute, 13.1.2006. Online verfügbar unter <http://www.epri.com/abstracts/Pages/ProductAbstract.aspx?ProductId=000000000001010349>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- E-PRTR (2015): Europäisches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (European Pollutant Release and Transfer Register), 2007-2013. Hg. v. European Environment Agency, EEA (Europäische Umweltagentur). 2015. Online verfügbar unter <http://prtr.ec.europa.eu>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Esser-Schmittmann, W. (2012): Quecksilberabscheidung aus Feuerungsprozessen mittels Chemisorption an Aktivkohle und anderen Sorbentien. *Berliner Planungs- und Immissionsschutzkonferenz, Carbon Service & Consulting GmbH & Co.KG*. Vettweiß, 20.11.2012.
- Esser-Schmittmann, W. (2014a): Chemisorption von Quecksilber aus Feuerungsabgasen – Eine Lösung auch für Kohlekraftwerke. *Gefahrstoffe, Reinhaltung der Luft*, 74 Nr. 5, S. 175 - 177, 2014.
- Esser-Schmittmann, W. (2014b): Information für Kosten von bromierter Aktivkohle. *Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 14.11.2014.
- EU (2001): Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Waserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. In: *ABl. L331*, S. 1, 15.12.2001. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/de/TXT/?uri=OJ:L:2001:331:TOC>, zuletzt geprüft am 18.3.2016
- EU (2015): Projektionsbericht 2015 gemäß Verordnung 525/2013/EU, 2015. Online verfügbar unter http://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art04-13-14_lcds_pams_projections/envvqlq8w/150422_Projektionsbericht_2015_final.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU AEUV (2012): Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union, konsolidierte Fassung. In: *ABl. C326*, S. 47–390, 26.10.2012. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/de/TXT/PDF/?uri=CELEX:12012E/TXT&from=EN>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- EU BIO* (2012): BIO Intelligence Service, Mudgal S.; Long, L.: Study on the potential for reducing mercury pollution from dental amalgam and batteries, Final report prepared for DG Environment, European Commission, Brüssel. 11.7.2012. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/chemicals/mercury/pdf/final_report_110712.pdf, zuletzt geprüft am 19.5.2015.
- EU Hg* (2010): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat. Überprüfung der Gemeinschaftsstrategie für Quecksilber. KOM(2010) 723, Europäische Kommission. Brüssel, 7.12.2010. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2010:0723:FIN:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 15.7.2010.
- EU Hg Annex* (2005): Extended Impact Assessment, Annex to the Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on Community Strategy Concerning Mercury, COM (2005) 20 final, Europäische Kommission. Brüssel, 28.1.2005. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/chemicals/mercury/pdf/extended_impact_assessment.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU Hg Info* (2008): Information Note. Subject: Methyl mercury in fish and fishery products. Europäische Kommission, Brüssel. 2008. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/contaminants/information_note_mercury-fish_21-04-2008.pdf, zuletzt geprüft am 26.6.2015. Alternativ-Website: http://ec.europa.eu/food/safety/chemical_safety/contaminants/catalogue/mercury_en.htm, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU Hg Study* (2015): Jarvis, A.; Maag, J.: Study on EU Implementation of the Minamata Convention on Mercury. Hg. v. DG Environment, Europäische Kommission, Brüssel, IFC International/COWI/BiPro/Garrigues, 30.3.2015. Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/environment/chemicals/mercury/pdf/MinamataConventionImplementationFinal.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU Hg* (2005): Gemeinschaftsstrategie für Quecksilber, KOM(2005) 20, Europäische Kommission. In: *ABl. C 52, Brüssel*, 2.3.2005. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex:52005DC0020>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU IED* (2010): Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung). In: *ABl. L 334, S. 17–119*, 2010. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32010L0075>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU IVU* (2008): Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (kodifizierte Fassung). In: *ABl. L 24, S. 8–29*, 2008. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=uriserv:l28045>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU LeMi* (2006): Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission v. 19.12.2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. In: *ABl. L 364/5, Brüssel*. 20.12.2006.
- EU News* (2013): Cuts in mercury pollution could bring major economic benefits through higher IQ. Science for Environment Policy, Issue 321, News Alert Service, GD Umwelt, Europäische Kommission, Brüssel, 14.3.2013. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/321na5_en.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU REACH* (2006): Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) hinsichtlich Anhang XVII, hinsichtlich Quecksilber geändert durch die Verordnung (EG) Nr. 552/2009 der Kommission vom 22.6.2009, 26.6.2009 ABl. v. 26.6.2009, L 164/7, hinsichtlich Quecksilber weiter geändert durch die Verordnungen (EU) Nr. 847/2012 und 848/2012 der Kommission. In: *ABl. (L 396), S. 1*, 30.12.2006. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=URISERV%3A121282>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- EU TW (1998)*: Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. In: *ABl.* (L 330), S. 32–54, 5.12.1998. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?qid=1441230071959&uri=CELEX:31998L0083>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU UQN-RL (2013)*: Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (*ABl.* L 348, 24.12.2008, p.84), geändert durch Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates. In: *ABl.* (L226), S. 1, 24.8.2013. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A32013L0039>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EU WRRL (2013)*: Richtlinie 2013/39/EU der Kommission vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. In: *ABl.* (L226), S. 1, 24.8.2013. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EuGH, Urteil vom 29.9.1999*, C 231-97, betreffend ein dem Gerichtshof nach Artikel 177 EG-Vertrag (jetzt Artikel 234 EG) vom niederländischen Raad van State in dem bei diesem anhängigen Rechtsstreit A. M. L. van Rooij gegen Dagelijks bestuur van het waterschap de Dommel. Umwelt - Richtlinie 76/464/EWG - Begriff 'Ableitung' - Möglichkeit der Aufstellung einer Definition des Begriffes 'Ableitung' durch einen Mitgliedstaat, die weiter geht als die der Richtlinie. Online verfügbar unter <http://www.jusmeum.de/urteil/eugh/cad04a712ed910ac4cb468f5c98f29f73ec8d5dd11981a559cedb65598ab9489>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EuGH, Urteil vom 10.3.2005*, C-235/03. Vorabentscheidungsersuchen nach Artikel 234 EG, eingereicht vom Juzgado de Primera Instancia nº 35 Barcelona (Spanien) mit Entscheidung vom 5. Mai 2003, beim Gerichtshof eingegangen am 2. Juni 2003, in dem Verfahren QDQ Media SA gegen Alejandro Omedas Lecha. Online verfügbar unter <http://curia.europa.eu/juris/document/document.jsf?text=&docid=54083&pageIndex=0&doclang=DE&mode=req&dir=&occ=first&part=1>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- EuGH, Urteil vom 14.4.2005*, C-6/03. Deponiezwckverband Eiterköpfe - Vorabentscheidungsersuchen des Verwaltungsgerichts Koblenz - Auslegung der Artikel 5 der Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien und 176 EG - Vereinbarkeit umfassenderer innerstaatlicher Rechtsvorschriften - Verhältnismäßigkeitsgrundsatz.
- EuGH, Urteil vom 9.3.2010*, C-378/08. ERG Raffinerie Mediterranée SPA u. a. / Ministero dello Sviluppo Economico u. a. - Vorabentscheidungsersuchen des Tribunale Amministrativo Regionale per la Sicilia - Auslegung der Richtlinie 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. April 2004 über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (*ABl.* L 143, S. 56) und des Verursacherprinzips - Nationale Regelung, die der öffentlichen Verwaltung erlaubt, privaten Unternehmen die Durchführung von Sanierungsmaßnahmen aufzuerlegen, ohne eine Untersuchung durchzuführen, um festzustellen, wer für die Verschmutzung verantwortlich ist.
- EuGH, Urteil vom 21.7.2011*, C-2/10. Azienda Agro-Zootecnica Franchini und Eolica di Altamura, Ersuchen um Vorabentscheidung - Tribunale Amministrativo Regionale per la Puglia - Auslegung der Richtlinien 2001/77/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. September 2001 zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt (*ABl.* L 283, S. 33), 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG (*ABl.* L 140, S. 16), 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (*ABl.* L 103, S. 1) und 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (*ABl.* L 206, S. 7) - Nationale und regionale Regelung, nach der Vorhaben zur Errichtung von nicht zur Eigennutzung bestimmten Windenergieanlagen in besonderen Schutzgebieten (BSG) und Gebieten von gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB), die Teil des ökologischen

Netzes "NATURA 2000" sind, ausnahmslos verboten sind - Fehlerhaftes Unterlassen einer Umweltverträglichkeitsprüfung.

- EuGH, Urteil vom 26.2.2015, C-43/14.* Vorabentscheidungsersuchen des Nejvyšší správní soud — Tschechische Republik — ŠKO-ENERGO s. r. o./Odvolací finanční ředitelství (Vorlage zur Vorabentscheidung — Schutz der Ozonschicht — System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Europäischen Union — Zuteilungsmethode — Kostenlose Zuteilung der Zertifikate — Anwendung einer Schenkungsteuer auf eine solche Zuteilung) - ABl. C 138 vom 27.04.2015, S. 19-20.
- EuGH, Urteil vom 1.7.2015, C-461/13.* Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland eV gegen Bundesrepublik Deutschland. Vorlage zur Vorabentscheidung – Umwelt – Maßnahmen der Europäischen Union im Bereich der Wasserpolitik – Richtlinie 2000/60/EG – Art. 4 Abs. 1 – Umweltziele bei Oberflächengewässern – Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers – Vorhaben des Ausbaus einer Wasserstraße – Verpflichtung der Mitgliedstaaten, ein Vorhaben zu untersagen, das eine Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers verursachen kann – Maßgebliche Kriterien für die Beurteilung des Vorliegens einer Verschlechterung des Zustands eines Wasserkörpers. Veröffentlichung im Amtsblatt ausstehend. Online verfügbar unter <http://curia.europa.eu/juris/liste.jsf?language=de&num=C-461/13>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Evonik (2013):* Environmentally Friendly Separation of Heavy Metals from Wastewater, TMT15. *Internetpublikation.* Hg. v. Evonik Industries. Hanau, 8.11.2013, 8.11.2013. Online verfügbar unter <http://www.tmt15.com/product/tmt15/Documents/TMT-15-EN.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Feeley, T. J.; Jones, A. P. (2009):* An update on DOE's Phase II und Phase III mercury control technology R&D program. In: *Fuel Processing Technology* Vol. 90 (11), S. 1388–1391. 2009. Online verfügbar unter <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.151.7515&rep=rep1&type=pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Floyd, P.; Zarogiannis, P.; Crane, M.; Tarkowski, S.; Bencko, V. (2002):* Risks to Health and the Environment Related to the Use of Mercury Products. Hg. v. DG Enterprise, Europäische Kommission, Brüssel, *Risk & Policy Analysts Limited (RPA)*. Brüssel, 2002. Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/DocsRoom/documents/13045/attachments/1/translations/en/renditions/pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- FLSmidth (2015a):* Gas Absorption System. *Internetpräsentation.* 6/2015. Online verfügbar unter <http://www.flsmidth.com/en-US/Industries/Categories/Products/Air+Pollution+Control/Gas+suspension+absorber/Gas+suspension+absorber><http://www.flsmidth.com/en-US/Industries/Categories/Products/Air+pollution+control/Mercury+Roaster/Mercury+Roaster>, zuletzt geprüft am 15.6.2015. [nicht mehr verfügbar]
- FLSmidth (2015b):* Mercury Roaster System. *Internetpräsentation.* 6/2015. Online verfügbar unter <http://www.flsmidth.com/en-US/Industries/Categories/Products/Air+pollution+control/Mercury+Roaster/Mercury+Roaster>, zuletzt geprüft am 15.6.2015. [nicht mehr verfügbar]
- Freeman Sibley, A. (2015):* Catalysts for the Oxidation of Mercury. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): *Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams*, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 253.
- Fuchs, H.; Fritzsche, J. (2014):* Sichere Abscheidung von hohen Quecksilberkonzentrationen aus Rauchgasen. In: *Gefahrstoffe, Reinhaltung der Luft* 74 (5), S. 178–180. 2014, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Fukuda et al. (2015):* Hitachi Latest Technologies for Coal Firing Power Plant, 2015. Online verfügbar unter http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/meetings/EG1/LATEST_TECH.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Gadgil, M.; Feeney, S.; Abbott, M.; Beutler, J. (2015):* Measurement of Corrosion Rate Associated with Halogen for Hg Oxidation. *B&W PGG/Chem-Mod LLC*. Energy, Utility & Environmental Conference (EUEC). San Diego, USA, 16.2.2015. Online verfügbar unter http://www.mcilvainecompany.com/Decision_Tree/subscriber/Tree/DescriptionTextLinks/Mandar_Gadgil_EUEC_2015_presentation.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- GAO (2009): Mercury Control Technologies at Coal-Fired Power Plants Have Achieved Substantial Emissions Reductions. *Report to the Chairman, Subcommittee on Clean Air and Nuclear Safety, Committee on Environment and Public Works, U.S. Senate.* Hg. v. United States Government Accountability Office, 10/2009. Online verfügbar unter <http://www.gao.gov/new.items/d1047.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Gassner, E.; Bedomir-Kahlo, G.; Schmidt-Räntsch, R. (2003): Bundesnaturschutzgesetz: BNatSchG, ISBN 978-3-406-45848-4, 2. Auflage, C.H. Beck, München, 2003.
- GESTIS (2015): Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (GESTIS-Stoffdatenbank), Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (IFA), Sankt Augustin. 2015. Online verfügbar unter <http://www.dguv.de/ifa/stoffdatenbank>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Ghorishi, S. B. (2015): Concrete Compatible Activated Carbon. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 323.
- GORE (2015a): GORE TM Mercury Control System, Technische Beschreibung, W. L. Gore & Associates, Putzbrunn. *Email an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 5.5.2015.
- GORE (2015b): GoreTM Mercury Control System, ergänzende Erläuterungen zu den Kostenkalkulationen verschiedener Rauchgasreinigungssysteme, W. L. Gore & Associates, Putzbrunn. *Email an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 5.5.2015.
- GORE (2015c): GoreTM Mercury Control System, Referenzanlagen im Bereich der Kohleverbrennung, W. L. Gore & Associates, Putzbrunn. *Telefonische Mitteilung an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 5.5.2015.
- GORE (2015d): GoreTM Mercury Control System, Erläuterungen zu Referenzanlagen bei Zementwerken, W. L. Gore & Associates, Putzbrunn. *Email an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 11.5.2015.
- GORE (2015e): GoreTM Mercury Control System, System Cost Estimates, W. L. Gore & Associates, Putzbrunn. *Email an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 28.5.2015.
- Granite, Evan J.; Pennline, Henry W.; Senior, Constance (Hg.) (2015): Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams, *US Department of Energy/ADA Environmental Solutions.* Wiley-VCH Verlag. Weinheim. Online verfügbar unter <http://eu.wiley.com/WileyCDA/WileyTitle/productCd-3527329498.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Gruber-Waltl et al. (2011): (Andritz) Creating a mercury sink in WFGD systems, 2011.
- Gutberlet, H. (1992): Behaviour of the trace element mercury in bituminous coal furnaces with flue gas cleaning plants. *VGB Kraftwerkstechnik*, 72-7, S. 586 ff, 1992.
- Hassauer, M.; Kaiser, E.; Schneider, K.; Schuhmacher, Wolz, U. (2012): Collate the literature on toxicity data on mercury in experimental animals and humans, Part I - Data on organic mercury, External scientific report prepared for EFSA, European Food Safety Authority, 2012. Online verfügbar unter <http://www.efsa.europa.eu/en/supporting/doc/297e.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Heidelberg (2013): Anlagen- und Betriebsbeschreibung, Genehmigungsantrag auf den Einsatz von Adsorbentien zur Emissionsminderung von Quecksilber im Drehrohrabgas, Zementwerk Paderborn, HeidelbergCement, 27.11.2013.
- Heidelberg (2014): Genehmigungsbescheid zur wesentlichen Änderung des Zementwerkes in Paderborn durch den Einsatz von Adsorbentien zur Emissionsminderung von Quecksilber im Drehofenabgas, 26.5.2014.
- Hillenbrand, T.; Tettenborn, F.; Fuchs, S.; Hilgert, S. (2010): Bericht zu dem Vorhaben "Modellierung des aus den Wirkungspfaden Luft-Wasser und Luft-Boden-Wasser resultierenden Schwermetalleintrags in den Main. *Ergänzende Untersuchungen im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsuntersuchung für das Kraftwerk Staudinger, Neubauvorhaben Block 6.* Hg. v. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI) und Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) an der Universität Karlsruhe. Karlsruhe, 10/2010.
- Holcim (2014): Zementwerk Siggenthal produziert wieder mit Aktivkohlefilter. Simone Aebischer, Holcim Group. Siggenthal 2014. Online verfügbar unter <http://www.holcim.ch/de/medien/news/medienmitteilung/article/zementwerk-siggenthal-produziert-wieder-mit-aktivkohlefilter.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- Hudson et al. (2009): Assessment of PCDD/F and PBDD/F Emissions from Coal-fired Power Plants during Injection of Brominated Activated Carbon for Mercury Control, Atmospheric Environment Vol. 43 (26): 3970-80, 2009., 2009.
- Hutson, N. (2015a): Regulations. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, 2015, S. 45.
- Hutson, N. (2015b): U.S. EPA Research Program. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, 2015, S. 253.
- IFA (2013): Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (IFA), Steinhausen, M.: Toxikologie von Quecksilber4. Sankt Augustiner Expertentreff „Gefahrstoffe“, Wachtberg/DE. 3.7.2013. Online verfügbar unter http://www.dguv.de/medien/ifa/de/vera/2013_saet_gefahrstoffe/11_Steinhausen.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Ingenieur (2014): Deutsche Kohlekraftwerke mit erhöhten Quecksilberwerten, *Ingenieur* 360. 2014. Online verfügbar unter <http://www.ingenieur360.de/allgemeines/deutsche-kohlekraftwerke-mit-erhoehten-quecksilberwerten/>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- IPCC (2006): Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 2: Energy - Introduction. Hg. v. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Genf, 2006. Online verfügbar unter <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Jarass (2015): Bundes-Immissionsschutzgesetz: BImSchG. Kommentar unter Berücksichtigung der Bundes-Immissionsschutzverordnungen, der TA Luft sowie der TA Lärm. Kommentar. 11. Auflage, 2015.
- Johnsson Matthey (2015): Information zu Katalysatoren, Johnsson Matthey Catalysts, Redwitz. Telefonische Mitteilung an P. Gebhardt, Öko-Institut, 29.6.2015.
- Kalberlah, F.; Schwarz, M. (2015): "Haben wir ein Quecksilber-Problem?" Sachstandsanalyse aus toxikologischer Sicht. Hg. v. Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe (FoBiG), im Auftrag von Greenpeace Deutschland. Freiburg, 4/2015. Online verfügbar unter http://www.fobig.de/fileadmin/user_upload/Documents/Quecksilbertox_FoBiG_April2015-v2.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Kather, A.; Klostermann, M. (2015): Grenzwerte für Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerken. VGB PowerTech 12/2015. Online verfügbar unter <http://www.vgb.org/vgbmultimedia/PTJournal201512KATHER.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Keiser, B.; Glesmann, S.; Taff, B.; Senior, C.; Ghorishi, Behroos, Mimna, Richard; Miller, J.; Byrne, H. (2014): Improving Capture of Mercury Efficiency of WFDGs by reducing Mercury Reemissions, Institute of Clean Air Companies (ICAC), 6/2014. Online verfügbar unter https://c.ymcdn.com/sites/icac.site-ym.com/resource/resmgr/Standards_WhitePapers/ICAC_Reemission_Paper_v23_Fi.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Köck, W.; Möckel, S. (2010): Quecksilberbelastungen von Gewässern durch Kohlekraftwerke – Auswirkungen auf die Genehmigungsfähigkeit, Gutachten im Auftrag der Deutschen Umwelthilfe e.V., Leipzig/Halle, 2010. Online verfügbar unter http://www.duh.de/fileadmin/user_upload/download/Projektinformation/Kohlekraftwerke/Rechtsgutachten_Quecksilber_KohleKW.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Kolde, J.; Roll, D.; Klingspor, J. (2015): Installation of a Gore Mercury Control System at Cayuga. EUEC - Energy, Utility & Environment Conference. San Diego, USA, 16.-18.2.2015. Online zusammengefasst unter http://www.gore.com/en_xx/products/filtration/mercury/mercury-control-coal-fired-boiler.html, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Kramer, M.; Gruber-Waltl, A. (2013): Verfahren zur Feinstoffreduktion im REA-Gips. Patentanmeldung, Andritz Energy & Environment GmbH, 8.2.2013. Online verfügbar unter <http://www.google.com/patents/WO2013117341A1?cl=de>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- Kremer, P. (2009): Zur Erforderlichkeit eines wasserrechtlichen Genehmigungsverfahrens beim Eintrag von Luftschadstoffen in ein Gewässer, Offene Fragen zum Verhältnis Wasserrecht – Immissionsschutzrecht. In: *ZUR - Zeitschrift für Umweltrecht* (ISBN 0943-383X), S. 421-425, 2009. Online verfügbar unter http://www.peter-kremer.de/images/dokumente/veoeffentlichungen/aufsätze/ZUR_09_2009_Beitrag_Kremer.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Lafarge (2014): Genehmigung zum Antrag auf Erhöhung der Sekundärbrennstoffrate auf 100% der jeweils gefahrenen Feuerungswärmeleistung des Zementwerks Wössingen, Regierungspräsidium Karlsruhe, 7.1.2014.
- Landmann, R.; Rohmer, G. (2015): Umweltrecht. Kommentar. Loseblatt. Ergänzungslieferung. 1/2015.
- LANUV (2015): Information an die Gutachter durch das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Essen. 2015.
- Laskowski, S. (2013): Kohlekraftwerke im Lichte der EU-Wasserrahmenrichtlinie), In: *ZUR - Zeitschrift für Umweltrecht* (ISBN 0943-383X), S. 131 ff., 2013.
- Laskowski, S. (2015): Das Verschlechterungsverbot im europäischen Wasserrecht nach dem EuGH-Urteil vom 1. Juli 2015 (Rs. C-461/13), In: *ZUR - Zeitschrift für Umweltrecht* (ISBN 0943-383X), S. 543 ff., 2015.
- Lauer, T.; Riethmann, T. (2012): Untersuchungen zur Quecksilberabscheidung aus Rauchgasen und Nebenprodukten in Steinkohlekraftwerken, STEAG Energy Service GmbH. VDI-Fachkonferenz Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen. VDI Wissensforum, 19.2./27.9.2012.
- LCPDC (2015): Zusammenstellung der Schlussfolgerungen, Entwurfsfassung nach dem Abschlussstreifen (1.-9.6.2015) der Technischen Arbeitsgruppe zur Überarbeitung des BVT-Merkblatts für Großfeuerungsanlagen (LCP BREF), European IPPC Bureau, Institute for Prospective Technological Studies, European Commission, Sevilla, 19.6.2015 (unveröffentlichtes Arbeitsgruppene Dokument).
- Leibinger, H.; Rechberger, K. (2013): Stromerzeugung aus der Abgaswärme der Drehofenanlage im Zementwerk Rohrdorf, Abschlussbericht zum Vorhaben. BMU-Umweltinnovationsprogramm, Südbayerisches Portland-Zementwerk Gebr. Wiesböck & Co. GmbH. Rohrdorf, 29.10.2013. Online verfügbar unter http://www.umweltinnovationsprogramm.de/sites/default/files/benutzer/36/dokumente/endbericht_final.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Lepom, P. et al. (2011): Mercury levels and trends (1993–2009) in bream (*Abramis brama* L.) and zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) from German surface waters. In: *Chemosphere*. 2011.
- LfW (2005): Einsatz von Organosulfiden zur Abwasserbehandlung. Merkblatt Nr. 4.5/13. Hg. v. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München, 25.7.2005. Online verfügbar unter http://www.lfu.bayern.de/wasser/merkblattsammlung/teil4_oberirdische_gewaesser/doc/nr_4513.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Lhoist (2015): Herr Sindram (Lhoist-Rheinkalk). Pers. Mitteilungen. Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut, 8.5.2015.
- Lide, D. (2005): CRC Handbook of Chemistry and Physics. Internet Version. CRC Press. Boca Raton, FL. 2005, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Llop, S.; Murcia, M.; Aguinagalde, X.; Vioque, J.; Rebagliato, M.; Cases, A. et al. (2014): Exposure to mercury among Spanish preschool children: Trend from birth to age four. In: *Environmental Research* 132, S. 83–92. 7/2014. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935114000693>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Lüttges, S.; Ewer, W. (2011): Bundesnaturschutzgesetz: BNatSchG, Kommentar. ISBN 978 3 406 60552 9, 1. Auflage, C.H.Beck, München, 2011.
- MacKenzie, D. (1997): Arrested development - MILLIONS of children across the world may have been mentally damaged after being exposed to low levels of mercury before they were born. *New Scientist*. 22.11.1997. Online verfügbar unter <http://www.newscientist.com/article/mg15621090.200-arrested-development.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- MacMahon, T. (2007): TOXECON Retrofit for Mercury and Multi-Pollutant Control Technology. Project Presentation: Full-Scale Demonstration of TOXECON Mercury and Multi-Pollutant Control Technology. Hg. v. National Energy Technology Laboratory, 2007.
- Marsan, R. (2013): Mercury and Mercury Oxidation, *STEAG Energy Services LLC*. Southern Company Wastewater Treatment Seminar. Worldwide Pollution Control Association (WPCA), 16.4.2013. Online verfügbar unter <http://wpc.a.info/pdf/presentations/Atlanta2013/Mercury%20Treatment%20Options%20by%20Rich%20Marson,%20STEAG.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Marsan, R.; Ehrmschwender, M. (2012): Maintaining High Level Mercury Capture in wFGD Absorber, *STEAG Energy Services LLC*. APC Round Table Expo Presentation. Reinhold Environmental Ltd. Baltimore, 16./17.7.2012.
- Martin, C. (2009): Activated Carbon Injection for Mercury Control from Coal-Fired Boilers: Overview, *Energy Efficiency and Air Pollutant Control Conference*. Wroclaw University of Technology, Polen, 23.9.2009.
- Mayer, J.; Hopf, S.; van Dijen, F.; Baldini, A. (2014): Measurement of Low Mercury Concentrations in Flue Gases of Power Plants, VGB Research Project 341, *CEM 2014 – Conference on Emissions Monitoring*. Istanbul, 14.-16.5.2014. Online verfügbar unter <http://www.bmua.de/pdfs/Quecksilberkonzentrationen.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Meier, J.; Keiser, B.; Higgins, B. S. (2015): Fuel and Flue-Gas Additives. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): *Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams*, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 241.
- Miller, C. E.; Feeley, T. J. (2007): Mercury Control: Capturing Mercury in Wet Scrubbers: Part II. In: *Power Magazine*. 9.1.2007.
- Miller, J. (2015): Standards zur Quecksilberreduzierung und die Anwendung bromierter Aktivkohlen in schwefelreicher Rauchgasumgebung. 15. Konferenz Messung und Minderung von Quecksilberemissionen vom 15.-16.4.2015. Hg. v. VDI Wissensforum 2015. Düsseldorf, 15.4.2015.
- Miller, J.; Royer, D.; Zhou, E.; Zerangue, M. (2014a): Impact of PAC Injection Upstream of APH on Baskets Corrosion and Mitigation Strategies. *Energy, Utility & Environment Conference & Expo (EUEC)*. Phoenix, USA, 5.2.2014.
- Miller, J.; Tang, Z.; Blythe, G. Richardson, M.; Rouge, B. (2014b): Mercury Control with Brominated PAC and Injection Upstream of a Wet FGD System. Paper # 70 Presented at the Power Plant Pollutant Control "MEGA" Symposium. Baltimore, 19.8.2014.
- MinDat (2015): Fundorte für Cinnabarit. 2015. Online verfügbar unter <http://www.mindat.org/show.php?id=1052&id=1#themap>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- MionTec, J. (2015): Information zu Ionenaustauschern. Leverkusen. *Email an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 29.5.2015.
- MKULNV (2014): Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Referat I-4, Projekt-Beschreibung über ein "Gutachten im Rahmen der Entwicklung einer medienübergreifenden Quecksilber-Minderungsstrategie für Nordrhein-Westfalen", Leistungsbeschreibung I-4-2.1-14/073. Düsseldorf, 10.10.2014.
- Murphy, D. (2015): Mercury and Selenium, *STEAG Energy Services LLC*, 14.4.2015. Online verfügbar unter http://spring.afssociety.org/wp-content/uploads/2015/04/S1.5.3Pres_Steags_Multi_Stage_WWT_Process.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- NADR (2012): Zementwerk gibt Emissionsbericht, Neues aus der Region (NADR). Walzbachtal, 2012. Online verfügbar unter <http://www.nadr.de/2012/11/02/zementwerk-gibt-emissionsbericht/>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Nakompoto et al. (2015): Mercury Mitigation Strategy through the Co-Benefit of Mercury Oxidation with SCR Catalyst, 2015.
- Nebergall, R. (2015): Halogenated Carbon Sorbents. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): *Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams*, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 311.

- Nelson, S.; Landreth, R.; Zhou, Q.; Miller, J. (2004): Accumulated Power-Plant Mercury-Removal Experience with Brominated PAC Injection, Joint EPRI DOE EPA Combined Utility Air Pollution Control Symposium, The MEGA Symposium, Washington D.C. (USA), 2004.
- NET GmbH (2015a): Informationen der Firma New Environmental Technology GmbH zu Fällungsmitteln auf der Basis anorganischer Schwefelverbindungen, 2015. Online verfügbar unter <http://www.netgmbh.com/produkte/produktprogramm/info-netfloc-smf.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- NET GmbH (2015b): Information der Firma New Environmental Technology GmbH zu Fällungsmitteln. Email an C. Tebert, Ökopoll, 18.6.2015.
- NET GmbH (2015c): Kosteninformationen der Firma New Environmental Technology GmbH zu Fällungsmitteln. Email an C. Tebert, Ökopoll, 14.7.2015.
- Novinda (2013): Novinda Amended Silicates AS-HgX Determined to be Non-Explosive in Certified Laboratory Test, Novinda, 11/2013. Online verfügbar unter <http://www.novinda.com/news/category/whitepapers/>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Novinda (2014): Novinda Receives R&D 100 Award for Mercury Emission Control Product. Novinda, Denver, 17.2.2014. Online verfügbar unter http://www.businesswire.com/news/home/20140711005511/en/Novinda-Receives-100-Award-Mercury-Emission-Control#.VWsM_Eazq6M, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Oak Grove (2015): Oak Grove – Power Plant and Mine, Luminant, Dallas, 15.3.2015. Online verfügbar unter http://3m08fz353cnx25n8vcc7j226.wpengine.netdna-cdn.com/wp-content/uploads/2015/02/OakGrove_Facts.pdf, zuletzt geprüft am 15.4.2015.
- OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20.7.2011, In: BGBl. I, S. 1429, 2011. Online verfügbar unter <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ogewv/gesamt.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Öko-Institut (2014a): Hermann, H. et al.: CO₂-Emissionen aus der Kohleverbrennung in Deutschland - Studie des Öko-Institutes, Öko-Institut – Institut für angewandte Ökologie, Berlin, 10.3.2014.
- Öko-Institut (2014b): Matthes et al. (Öko-Institut – Institut für angewandte Ökologie): Strompreiseffekte zukünftiger Ausbaupfade der regenerativen Stromerzeugung - Konsequenzen für die Refinanzierung regenerativer und konventioneller Kraftwerke bei verschiedenen Brennstoff- und CO₂-Preis-Entwicklungen; Anhang I zum Endbericht des Projektes "Weiterentwicklung des Marktdesigns und der Netzregulierung zur Transformation des Stromsystems (Tarns-Sys-D)"; FKZ:0325361 (AP 1.3), Berlin, 4/2014.
- Ökopoll (2015): Erstellung durch Ökopoll - Institut für Ökologie und Politik GmbH - und Partner im Kontext der Projektbearbeitung, 1-8/2015.
- OVG HH, Urteil vom 18.1.2013: Hamburgisches Obergerverwaltungsgericht, Az 5 E 11/08, Verwaltungsrechtssache Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Landesverband Hamburg e.V. gegen Freie und Hansestadt Hamburg, vertreten durch die Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Rechtsamt. Online verfügbar unter <http://justiz.hamburg.de/contentblob/3901408/data/5e11-08.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- OVG NRW, Urteil vom 9.12.2009, Obergerverwaltungsgericht Nordrhein-Westfalen, Az 8 D 12/08. Online verfügbar unter <http://openjur.de/u/142509.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- OVG NRW, Urteil vom 1.12.2011: Obergerverwaltungsgericht Nordrhein-Westfalen, Az 8 D 58/08 AK, Aufhebung des Vorbescheids und der 1. Teilgenehmigung für den Neubau eines Steinkohlekraftwerks in Lünen am Datteln-Hamm-Kanal. Online verfügbar unter http://www.justiz.nrw.de/nrwe/ovgs/ovg_nrw/j2011/8_D_58_08_AK_Urteil_20111201.html, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Owens, M.; Goltz, H. R.; Mingee, D.; Kelly, R. (2011): Trace Mercury Removal from Flue Gas Desulfurization Wastewater. Degremont Technologies, Dow Chemical Company, Degremont North American Research & Development, Internetpublikation, 5.5.2011, 5.5.2011. Online verfügbar unter http://www.degremont-technologies.com/IMG/pdf/tech_infilco_FGD-Mercury.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- Paone, P. (2011): Mercury Emissions Controls for Cement Production, Marama/ICAC Control Technology Workshop, Baltimore, 18.-19.5.2011, 2011. Online verfügbar unter http://www.marama.org/presentations/2011_ICACAdvancesCT/Paone_MARAMA_051811.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Pavlish, J. H.; Sondreal, E.; Mann, M.; Olson, E.; Galbreath, K.; Laudal, D.; Benson, S. (2003): Status review of mercury control options for coal-fired power plants. In: *Fuel Processing Technology* 82, S. 89–165. 15.8.2003. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378382003000596>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Plumer, B. (2015): The Supreme Court throws a wrench in the EPA's crackdown on mercury pollution. In: *Vox Media*. 29.6.2015. Online verfügbar unter <http://www.vox.com/2015/6/29/8861167/supreme-court-EPA-ruling-mercury-coal>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Presstext (1997): Quecksilber macht Kinder dumm - Dänischer Wissenschaftler schlägt Alarm. Berlin. 25.11.1997. Online verfügbar unter <http://www.pressetext.com/news/19971125011>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- PWT (2015): Firma PWT Wasser- und Abwassertechnik GmbH. *Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 16.6.2015.
- Reinmann, J. (2014): Ongoing experiences on emission monitoring of micro-pollutants as dioxins/furans, mercury and heavy metals, *CEM 2014 - Conference on Emissions Monitoring*. Istanbul, 14.-16.5.2014. Online verfügbar unter <http://www.cem.uk.com/downloads/cem-abstracts/3.3%20Jurgen%20Reinmann.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Reinmann, J. (2015): Zuverlässige Messung von Quecksilber-Emissionen im Konzentrationsbereich von < 5 µg/Nm³ mittels Langzeitprobenahme. *Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen"*. VDI Wissensforum. Düsseldorf, 16.4.2015.
- Reissner, H.; Crèvecoeur, S.; Kramer, M.; Kraus, N.; Kuivalainen, R.; Michel, M. (2015): Mercury Removal – Guideline for Assessment and Design Recommendations. European Power Plant Suppliers Association (EPPSA), Brüssel, 18.6.2015, 18.6.2015. Online verfügbar unter http://www.eppsa.eu/tl_files/eppsa-files/3.%20Publications/Technical%20Brochures/EPPSA%20Mercury%20Removal%20Report_LowRes.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Riethmann, T. (2013): Untersuchungen zur Sorption von Quecksilber aus Verbrennungsabgasen und Nebenprodukten in Entschwefelungsanlagen. *Dissertation am Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik, Universität Stuttgart*. Shaker Verlag. Aachen. 11/2013. Online verfügbar unter <http://www.shaker.de/de/content/catalogue/index.asp?lang=de&ID=8&ISBN=978-3-8440-2302-2>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Rose, D.; Brentrup, L. (1995): Effektive Emissionsminderung bei Einsatz von Sekundärstoffen im schweizerischen Zementwerk Siggenthal. In: *ZKG International* 48 (4), S. 204–214. 1995. Online verfügbar unter <http://www.zkg.de/100/media/downloads/1995/1995-04-204.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- RP Darmstadt (2013): Antwort auf UIG-Anfrage von Klimaallianz e.V., Regierungspräsidium Darmstadt, 11.9.2013.
- Sanderson, J.; Blythe, G.; Richardson, M. (2008): Fate of Mercury in Synthetic Gypsum Used for Wallboard Production – Final report, Prepared for National Energy Technology Laboratory, U.S. Department of Energy. USG Corporation, Chicago, Illinois, 6/2008. Online verfügbar unter <https://www.netl.doe.gov/File%20Library/Research/Coal/ewr/42080FinalRpt20080624.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Sankey, R. (2013): Challenges to Mercury Emissions Compliance at New and Existing Coal Fired Power Plants. *Power Engineering*, 8.12.2013.
- SCENIHR (2015): Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks. The safety of dental amalgam and alternative dental restoration materials for patients and users, 29.4.2015. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/emerging/docs/scenihr_o_046.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- Schneidereit, D. (2011): Versuchsbericht – Neubauprojekt Staudinger 6 - Betrieb einer Pilotanlage zur Optimierung der Hg-Abscheidung im Ablauf einer RAA – E.ON ENT-TPM, 11.4.2011.
- Schneidereit, D. (2014a): Pilotanlage – Versuchsergebnisse – Kraftwerk Heyden - Wasserrecht 2013 – Erweiterung Pilotanlage; bereitgestellt per E-mail an C. Tebert von Bezirksregierung Detmold, 28.4.2014.
- Schneidereit, D. (2014b): Ergebnisse des Versuchsbetriebes einer Ultrafiltrationsanlage im Jahr 2013 zur Optimierung der Quecksilberabscheidung im Ablauf der REA-Abwasserbehandlungsanlage, EON Technologies GmbH, Gelsenkirchen, 30.4.2014.
- Schönberger, H. (2011): Lignite coke moving bed adsorber for cement plants – BAT or beyond BAT? In: *Journal of Cleaner Production* (19), S. 1057–1065. 6/2011.
Online verfügbar unter http://www.researchgate.net/publication/251624339_Lignite_coke_moving_bed_adsorber_for_cement_plants__BAT_or_beyond_BAT, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Schulte et al. (2015): Schulte, Martin; Kloos, Joachim: Rechtsgutachten zur Frage, ob das Phasing - Out - Ziel aus Art. 4 Abs. 1 a) iv) der EU-Wasserrahmen-Richtlinie im Hinblick auf Quecksilber unmittelbare Wirkung in Deutschland beanspruchen kann. Im Auftrag von Greenpeace e.V., Dresden, 31.3.2015. Online verfügbar unter https://www.greenpeace.de/sites/www.greenpeace.de/files/publications/rechtsgutachten-phasing_out-quecksilber-12042015.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Schütze, J. (2015): Quecksilberabscheidung in der REA – und sie reemittiert doch. 15. Konferenz Messung und Minderung von Quecksilberemissionen. Hg. v. VDI Wissensforum. Düsseldorf, 15./16.4.2015.
- SdK (2015): Primärenergieverbrauch nach Energieträgern, Statistik der Kohlenwirtschaft e. V. 2015. Online verfügbar unter <http://www.kohlenstatistik.de>, zuletzt geprüft am 18.3.2016
- Senior, C. (2015): Batch Methods for Mercury Monitoring. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): *Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams*, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 91.
- Sick Maihak (2013): Mercem 300Z, Zertifikat über die Produktkonformität (QAL 1), Zertifizierungsbereich 0-10 µg/m³. *Eignung auf Basis einer Laborprüfung, durch mehr als einjährigen Test an einer kommunalen Siedlungabfallverbrennungsanlage und durch dreimonatigen Feldtest an einem Steinkohlekraftwerk mit Sekundärbrennstoffeinsatz beurteilt*. Hg. v. Umweltbundesamt/TÜV Rheinland, 5.3.2013. Online verfügbar unter http://qal1.de/15267/0000035015_01_sick_Mercem300z_de.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Sieder, F.; Zeitler, H.; Dahme, H.; Knopp, G. (2015): *Wasserhaushaltsgesetz, Abwasserabgabengesetz: WHG, Loseblatt-Kommentar*, ISBN 978-3-406-38892-7, 48. Auflage, C.H. Beck, München, 2015.
- Sigmaier (2015): Herr Sigmaier (Liqtech). *Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut*, 8.5.2015.
- Sjostrom, S. M. (2015): Activated Carbon Injection. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): *Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams*, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 293. Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/9783527658787>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Smokey, S. (2012): Alternatives to Activated carbon for Mercury Control. In *Power Engineering*, S. 22, Nr. 10, 10/2012.
- Srivastava, R.; Hutson, N.; Blair, M.; Princiotta, F.; Staudt, J. (2006): Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers. In: *Environmental Science & Technology* 24 (45), S. 1385–1392. 2006. Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es062639u>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- STEAG (2015): Informationen zum Test von Aktivkohle und Calciumbromid im Kraftwerk Herne. *Email an Bezirksregierung Arnsberg*, 3.7.2015.

- STEAG-US (2015a): Hg-Capture in Wet FGD (Internetpräsentation). "When paired with an FGD, STEAG's technology has achieved a total reduction in mercury of greater than 95%, or 0.5 lb/TBtu. And considering that PAC costs are at least 93% lower than other methods, STEAG's mercury capture is a cost-effective way to comply with new mercury regulations.", STEAG Energy Services LLC. Kings Mountain, North Carolina. 2015. Online verfügbar unter <http://www.steag.us/us-hg-capture-in-wet-fgd.html>, zuletzt geprüft am 23.3.2015. [nicht mehr verfügbar]
- STEAG-US (2015b): Investitions- und Betriebskosten des Mercury Capture Systems (Aktivkohlenutzung im Wäscher). Telefonische Mitteilung an Ökopoll, 2015.
- Streets, D.; Devane, M.; Zifeng, L.; Bond, T.; Sunderland, E.; Jacob, D. (2011): All-Time Releases of Mercury to the Atmosphere from Human Activities. In: Environmental Science & Technology, Nr. 45 (24), S. 10485–10491. 9.11.2011. Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es202765m>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Syversena, T.; Kaurb, P. (2013): Die Toxikologie des Quecksilbers und seiner Verbindungen, aus dem Englischen von Cornelia Schmutzler. In: Perspectives in Medicine, 2 (2014), S. 133–150. 2013. Online verfügbar: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211968X13000119>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Sunderland, E.; Driscoll, C.; Hammitt, J.; Grandjean, P.; Evans, J.; Blum, J.; Chen, C. Evers, D.; Jaff, D.; Mason, R.; Goho, S.; Jacobs, W. (2016): Benefits of Regulating Hazardous Air Pollutants from Coal and Oil-Fired Utilities in the United States, Environmental Science & Technology, Vol. 50, 2117–2120, 2016. Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/acs.est.6b00239>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24.7.2002. In: GMBL., S. 511–605, 2002. Online verfügbar unter http://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwvbund_24072002_IGI2501391.htm, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Takaoka, M.; Domoto, S.; Oshita, K.; Takeda, N.; Morisawa, S. (2012): Mercury emission from sewage sludge incineration in Japan, J Mater Cycles Waste Manag 14 113–119, Springer, 2012.
- Tardel, H. (2012): Untersuchungen von Fischen im LALLF M-V auf Rückstände und Kontaminanten, Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg Vorpommern (LALLF M-V), 25.1.2012. Online verfügbar unter http://lallf.de/fileadmin/media/PDF/fischer/Vortrag_BiFi2012_Schadstoffe-Fische.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Te Winkel (2013): Possibilities and disadvantages of bromide addition to reduce mercury emissions at coal fired power stations. DNV KEMA Energy Sustainability, Arnhem, 17.4.2013.
- Te Winkel (2014): Possibilities and disadvantages of bromide addition to reduce mercury emissions at coal-fired power stations. VGB Power Tech, S. 72 – 75, 2014. Online verfügbar: https://www.vgb.org/fue_projekt357.html, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Teibert, C. (2015): Quecksilber-Emissionen aus Kohlekraftwerken in Deutschland und den USA vor dem Hintergrund der BVT-Diskussion und gesetzlicher Anforderungen, Ökopoll. VDI-Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen". VDI-Wissensforum. Düsseldorf, 15.4.2015.
- Teibert, C.; Schilling, S.; Sander, K. (2007): Umsetzung der TA Luft 2002 und der novellierten 17. BImSchV für Staub und Stickstoff-oxide in der Zementindustrie – Genehmigungsstand Dezember 2006, Emissionsdaten, Abfalleinsatz und Stand der Technik. FKZ: 205 42 323-02. Hg. v. Umweltbundesamt, Ökopoll. Dessau, 7.12.2007. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/de-uba_%F66kopoll_study_cement_industry_nox_and_dust.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Trasande, L.; Landrigan, P. J.; Schechter, C. (2005): Public Health and Economic Consequences of Methyl Mercury Toxicity to the Developing Brain. In: Environmental Health Perspectives 113 (5), S. 590–596. 2005. Online verfügbar unter <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15866768>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- UBA (2004): Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, Texte 52/04, ISSN 0722-186X, Umweltbundesamt, Dessau, 2004. 2004. Online verfügbar unter http://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Manual_UBA_Texte.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- UBA (2015): Fr. K. Kraus, Umweltbundesamt Dessau. *Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt*, Öko-Institut, 28.3.2015.
- UBA NaSE (2015): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (Schwermetalle), 1990-2013, Umweltbundesamt. Dessau, 3.2.2015. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- UN Minamata (2013): Minamata Convention, Beschluss der 5. Sitzung des Intergovernmental Negotiating Committee (INC) in Genf, 19.1.3. Hg. v. Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP). Genf, 10/2013. Online verfügbar unter http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata%20Convention%20on%20Mercury_booklet_English.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- UNECE (2013): Guidance document on best available techniques for controlling emissions of heavy metals and their compounds from the source categories listed in annex II to the Protocol on Heavy Metals, ECE/EB.AIR/116, Economic Commission for Europe (UNECE), Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Economic and Social Council, United Nations, Genf, 24.7.2013. Online verfügbar unter http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB.AIR_116_E.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- UNEP (2013): Global Mercury Assessment - Sources, Emissions, Releases, and Environmental Transport, Division of Technology, Industry and Economics (DTIE), Chemicals Branch, United Nations Environment Program (UNEP), Genf. 2013. Online verfügbar unter <http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- UNEP (2015): Best available techniques/Best environmental practices (BAT/BEP) Guidance following Article 8 of the Minamata Convention, draft version, United Nations Environment Program (UNEP). Genf, 2015. Online verfügbar unter <http://www.mercuryconvention.org/Negotiations/BATBEPExpertGroup/CommentsOnBATBEPguidance/tabid/4545/Default.aspx>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- UNEP (2016): Best available techniques/Best environmental practices (BAT/BEP) Guidance following Article 8 of the Minamata Convention, draft version, United Nations Environment Program (UNEP). Genf, 2016. Online verfügbar unter http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/meetings/inc7/English/7_6_add1_e_BATBEP.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- US EPA PS 12B (o. J.): Performance Specification 12B - Specifications and Test Procedures for Monitoring Total Vapor Phase Mercury Emissions From Stationary Sources Using a Sorbent Trap Monitoring System, *Environmental Protection Bureau, USA*, o. J. Online verfügbar unter <http://www.epa.gov/ttnemc01/perfspec/ps-12B.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- US EPA (1997): Mercury Study - Report to Congress. *Inventory, Fate and Transport, Exposure, Health Effects, Ecological Assessment, Human Health and Wildlife Risks, Evaluation of Mercury Control Technologies and Costs*. Hg. v. Environmental Protection Agency, USA, 12/1997. Online verfügbar unter <http://www.epa.gov/mercury/report.htm>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- US EPA (2010): Development of the MACT Floors for the Final NESHAP for Portland Cement, 6.8.2010. Online verfügbar unter <http://www.epa.gov/ttn/atw/pcem/pcempg.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- US EPA (2012): Mercury and Air Toxics Standards (MATS), National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants from Coal- and Oil-fired Electric Utility Steam Generating Units and Standards of Performance for Fossil-Fuel-Fired Electric Utility, Industrial-Commercial-Institutional, and Small Industrial-Commercial-Institutional Steam Generating Units, 40 CFR Part 63, Final Rule, 16.12.2011. US-Bundesanzeiger, 16.2.2012. Online verfügbar unter <http://www.epa.gov/airquality/powerplanttoxics/pdfs/20111216MATSfinal.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- US MATS (2004): Proposed National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants; and, in the Alternative, Proposed Standards of Performance for New and Existing Stationary Sources: Electric Utility Steam Generating Units, Proposed Rule, 40 CFR Parts 60 and 63, Environmental Protection Agency, USA. In: *Federal Register*, Vol. 69, No. 20, S. 4652. 30.1.2014. Online verfügbar unter: <http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2004-01-30/pdf/04-1539.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- US MATS (2012): National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants From Coal- and Oil-Fired Electric Utility Steam Generating Units and Standards of Performance for Fossil-Fuel-Fired Electric Utility, Industrial-Commercial-Institutional, and Small Industrial-Commercial-Institutional Steam Generating Units, Final Rule, Environmental Protection Agency, USA. (MATS-Rule). In: *Federal Register* 16.2.2012, Vol. 77 (32), 16.2.2012. Online verfügbar unter <http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2012-02-16/pdf/2012-806.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- US MATS (2013): Reconsideration of Certain New Source Issues: National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants From Coal- and Oil-Fired Electric Utility Steam Generating Units and Standards of Performance for Fossil-Fuel-Fired Electric Utility, Industrial-Commercial-Institutional, and Small Industrial-Commercial-Institutional Steam Generating Units, Final Rule, Environmental Protection Agency, USA. (MATS-Rule New Plants). In: *Federal Register* 24.4.2013, Vol. 8 (No. 79), 24.4.2013. Online verfügbar unter <http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2013-04-24/pdf/2013-07859.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- US MATS (2016): National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants from Coal- and Oil-Fired Electric Utility Steam Generating Units and Standards of Performance for Fossil-Fuel-Fired Electric Utility, Industrial-Commercial-Institutional, and Small Industrial-Commercial-Institutional Steam Generating Units; Technical Correction, Environmental Protection Agency, USA. 17.3.2016. Online verfügbar unter <https://www3.epa.gov/mats/pdfs/20160317fr.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- van Dijen, F. (2015): Producing gypsum with low Hg content, VGB Workshop Flue Gas Cleaning. Istanbul, 7.5.2015.
- VDI 3927-2 (2015): Abgasreinigung - Abscheidung von anorganischen und organischen Spurenstoffen aus Abgasen von Verbrennungsprozessen (Rauchgasen), VDI-Richtlinie 3927, Blatt 2, VDI. Düsseldorf, 2015.
- VDKi (2015): Energiewende zum Trotz - Steinkohleinführen nach Deutschland um über 6% gestiegen, Stromerzeugung aus Steinkohle dagegen gefallen. Verein der Kohlenimporteure e.V. 2015. Online verfügbar unter http://www.kohlenimporteure.de/aktuelle-meldungen/pressemitteilung-1-2015.html?file=files/user_upload/presse/2015/Pressemitteilung01_2015_19032015_final.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Vosteen, B. (2002): Process for Removing Mercury from Flue Gases, Patent Application DE 102 33 173, 7/2002.
- Vosteen, B. (2003): Hg-Rückhaltung im reingasseitigen SCR-Katalysatorbett hinter der Rauchgaswäsche einer Sonderabfallverbrennungsanlage, VGB PowerTech 4/2003, S. 76-91, 4/2003.
- Vosteen, B. (2010): Betriebliche Erfahrungen zur bromgestützten Quecksilberabscheidung in USA und Europa. Depotech, 11/2010.
- Vosteen, B. (2011): US EPA's Air Toxics Standards (Status 2011). Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen". VDI, Düsseldorf, 13.4.2011. Online verfügbar unter http://vosteen-consulting.com/downloads/2011_04_Vosteen_vdi_US_EPA_MACT_1.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

- Vosteen, B. (2014): Commercial CaBr₂-applications in USA. E-Mail an C. Tebert, Ökopoll, 16.9.2014.
- Vosteen, B.; Berry Mark (2011): Bromine Injection Technology Demonstrations at Plant Miller for removing vapor phase mercury, 12. International Conference of Electrostatic Precipitation (ICESP), Nürnberg, 9.-13.5.2011. *Tagungsbeitrag*, 2011.
- Vosteen, B.; Kanefke, R.; Köser, H. (2006): Recent Industrial Applications and Laboratory Research. In: VGB Powertech International Journal for Electricity and Heat Generation 86 (3), S. 70–75, 2006.
Online verfügbar unter http://www.vosteen-consulting.de/downloads/2006_03_Vosteen_Consulting_Special_print_VGB_PT03_06_U.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Vosteen, B.; Rini, M. J.; Krüger, R. (2008): KNXtm and PRAVO® - a perfect duo in wet mercury capture. MEC 5 Mercury Emissions From Coal, Shoal Bay (Australien). *Tagungsbeitrag*, 2008. Online verfügbar unter http://www.vosteen-consulting.de/downloads/2008_06_Vosteen-Consulting_MEC5_KNX%20and%20PRAVO_Australia.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Vosteen, B.; Ullrich, R. (2003): Mercury-Related Chemistry in Waste Incineration and Thermal Process Flue Gases. *Posterpräsentation*, Vosteen Consulting GmbH; Bayer; Martin-Luther-University Halle-Wittenberg, 9/2003.
- Wellmitz, J. (2010): Vergleich der EU-Umweltqualitätsnorm (UQN) für Quecksilber in biologischen Matrices mit der Belastungssituation in deutschen Oberflächengewässern – Stand der Belastung und Vorschläge für Handlungsoptionen. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau, 10/2010. Online verfügbar unter http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/Hg%20in%20Biota%20-%20UBA%202010-12.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Wellmitz, J. (2015): Vergleich der EU-Umweltqualitätsnorm (UQN) für Quecksilber in biologischen Matrices mit der Belastungssituation in deutschen Oberflächengewässern – aktueller Stand der Belastung in Fischen und Schwebstoff, im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (unveröffentlicht). Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau, 16.6.2015.
- WHG (2014): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts -Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15. November 2014. In: BGBl., S. 1724. 2014. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/whg_2009/gesamt.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- WHO (1990): Environmental Health Criteria 101 Methylmercury. International Programme on Chemical Safety. UNEP/ILO/WHO. 1990. Online verfügbar unter <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc101.htm>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Widhalm, K.; Fussenegger, D.; Suppin, D.; Raheem A. (2007): Welcher Fisch soll auf den Tisch? Omega-3-Fettsäuren versus Quecksilberbelastung. In: Journal für Ernährungsmedizin 9 (3), S. 6–13. 2007. Online verfügbar unter <http://www.kup.at/kup/pdf/6696.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Winkler, H. (2010): Method for removing mercury from flue gas after combustion. *US Patent 7.727.307*, Evonik Energy Services GmbH. Recklinghausen, 1.6.2010. Online verfügbar unter <http://patents.com/us-7727307.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Winkler, H.; Neumann, M. (1998): Method and device for scrubbing flue gases. *US Patent 5.811.066*, STEAG AG. Essen, 22.9.1998. Online verfügbar unter <http://patents.com/us-5811066.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Winkler, H.; Neumann, M. (2000): Method and device for cleaning flue gases from furnaces. *US Patent 6.090.355*, STEAG AG. Essen, 18.7.2000. Online verfügbar unter <http://patents.com/us-6090355.html>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- Ziehm (2014): Europarechtliche Zulässigkeit nationaler CO₂-Emissionsstandards für Energieerzeugungsanlagen. In: *Zeitschrift für neues Energierecht* (21). 2014.
- Zscherpe, T. (2014): Neue Anforderungen und Trends für ein intelligentes Katalysatormanagement, VDI-Fachtagung. Düsseldorf, 26./27.11.2014.

ANHANG 1 UMRECHNUNG US-GRENZWERTE

Tabelle 49 nennt die US-Grenzwerte der *Mercury and Air Toxics Standards* (MATS) für bestehende sowie für neue Steinkohle- und Braunkohlekraftwerke.

Tabelle 49: Grenzwerte für Kohlekraftwerke nach der MATS-Rule

Kategorie		Grenzwert (30 Tage-Mittelwert)	Grenzwert (30 Tage-Mittelwert)
Steinkohlekraftwerke	bestehend	1,2 lb/TBtu*	0,013 lb/GWh _{el} **
	neu ***		0,003 lb/GWh _{el} **
Braunkohlekraftwerke	bestehend	4,0 lb/TBtu*	0,04 lb/GWh _{el} **
	neu		0,04 lb/GWh _{el} **

* TBtu bezogen auf oberen Heizwert bzw. Brennwert der Kohle (H₀) ** GWh_{el} bezogen auf die erzeugte Strommenge

*** Korrigierter Wert aus 2013 (Wert aus 2012 war um mehr als eine Zehnerpotenz kleiner und betrug 0,0002 lb/GWh_{el})

[US MATS 2012] [US MATS 2013]

Vorbemerkungen zur Umrechnung der US-Grenzwerte

Die maximalen Quecksilberemissionen der MATS-Rule der USA beziehen sich

- bei neuen Kraftwerken auf das Produkt: die Stromerzeugung (GWh_{el})
- bei bestehenden Kraftwerken auf die Energiezufuhr durch Brennstoff (TBtu) oder alternativ auf das Produkt: die Stromerzeugung (GWh_{el})

In Europa beziehen sich die maximalen Quecksilberemissionen sowohl bei bestehenden als auch bei neuen Kraftwerken üblicherweise auf

- das Abluftvolumen, das mit der Kohleverbrennung verbunden ist (m³).
- Da sich das Volumen bei unterschiedlichen Temperaturen und Luftdrücken verändert, sind die Randbedingungen mit 273,15 K und 101,3 kPa normiert (Nm³) und festgelegt, dass Wasserdampf im Abgas unberücksichtigt bleibt (Nm³_{trocken}). Damit eine versehentliche Verdünnung der Abgase mit Frischluft (z. B. durch Undichtigkeiten im Abgassystem) nicht zu niedrigeren Emissionswerten führt, erfolgt zusätzlich eine Normierung auf 6 % Restsauerstoffgehalt im Abgas, der bei einer Kohleverbrennung in Großfeue-rungsanlagen üblich ist (Nm³_{trocken} bei 6 % O₂).

Das Abgasvolumen einer Kohleverbrennung lässt sich berechnen, wenn eine Elementaranalyse der Kohle vorliegt. Liegt diese nicht vor, müssen für die Umrechnung der US-Grenzwerte Annahmen zur Kohleeigenschaft getroffen werden. Da sowohl für Steinkohle als auch für Braunkohle ein Grenzwert angegeben ist, müssen jeweils Heizwerte für Modell-Steinkohle und Modell-Braunkohle definiert werden, für die sich dann Abgasvolumina berechnen lassen.

Bei der Festlegung einer Stein- oder Braunkohle mit anderen als den hier angenommenen Heizwerten ergibt sich ein anderes Umrechnungsergebnis, weil die Kohle dann mit anderen Abgasmengen verbunden sind. Es gibt deshalb nicht nur einen Umrechnungswert für die US-Grenzwerte, sondern mehrere Umrechnungsvarianten, die sich jeweils auf definierte Beispielkohlen beziehen.

Bei der Umrechnung werden hinsichtlich der Verbrennungsreaktion Vereinfachungen getroffen: Ohne Berücksichtigung des Wasserdampfgehaltes besteht das trockene Abgas bei der Kohleverbrennung im Wesentlichen aus oxidierten Kohlenstoffverbindungen ($C + O_2 \Rightarrow CO_2$) und aus Luftbestandteilen, die nicht an der Verbrennung beteiligt waren (N_2). Im Idealfall verbindet sich der gesamte Kohlenstoffanteil der Kohle mit Sauerstoff (21 % der Verbrennungsluft) und emittiert als Kohlendioxid mit dem Luftstickstoff (79 % der Verbrennungsluft).

Realistisch ist jedoch eine Verbrennung in Großfeuerungsanlagen, bei der 6 % Restsauerstoff im Abgas verbleiben. Somit reagiert von einem Kubikmeter Verbrennungsluft 15 % Sauerstoff zu CO_2 (hier als 1 Volumen- bzw. 1 Mol-Anteil betrachtet). Das Abgas besteht außerdem aus 6 % verbliebenem Sauerstoff (bezogen auf 1 Mol- bzw. Volumenanteil CO_2 : $6\%/15\% = 0,4$ Teile) und 79 % Stickstoff ($79\%/15\% = 5,27$ Anteile). Wenn das Molvolumen des gebildeten CO_2 berechnet wird, stehen die übrigen Anteile also in folgendem Verhältnis: 1 Teil Kohlendioxid sowie ein 5,67-fach größerer Teil, der aus Rest- O_2 und N_2 besteht ($0,4 + 5,27 = 5,67$ Teile). Aus dem Molvolumen von Kohlenstoff lässt sich deshalb mit dem Faktor 6,67 ($1 + 5,67 = 6,67$ Teile) die Abgasmenge berechnen. Dabei sind 6 % Restsauerstoffgehalt im Abgas mit berücksichtigt.

Das Ergebnis weicht in der Realität etwas vom tatsächlichen Abgasvolumen ab, weil bei der vereinfachten Betrachtung weitere abgasrelevante Reaktionen unberücksichtigt bleiben. So trägt zum Beispiel der Brennstoff selbst Sauerstoff ein (was zur Senkung des Luftsauerstoffbedarfs führt). Außerdem wird mit dem Brennstoff Wasserstoff eingetragen, der das sogenannte „Verbrennungswasser“ bildet. Zusätzlich werden weitere gasförmige Verbindungen gebildet wie Kohlenmonoxid, Stickstoffoxide, Schwefeldioxide, organische Verbindungen. Im Verhältnis zu den hohen Anteilen CO_2 und N_2 im Abgas sind die bei der Rechnung unberücksichtigten Anteile jedoch von untergeordneter Bedeutung.

Umrechnungsfaktoren und Annahmen/Verallgemeinerungen

Tabelle 50 erläutert die in den USA gebräuchlichen Einheiten und nennt Faktoren zur Umrechnung in die in Europa gebräuchlichen Einheiten.

Tabelle 50: Umrechnungsfaktoren

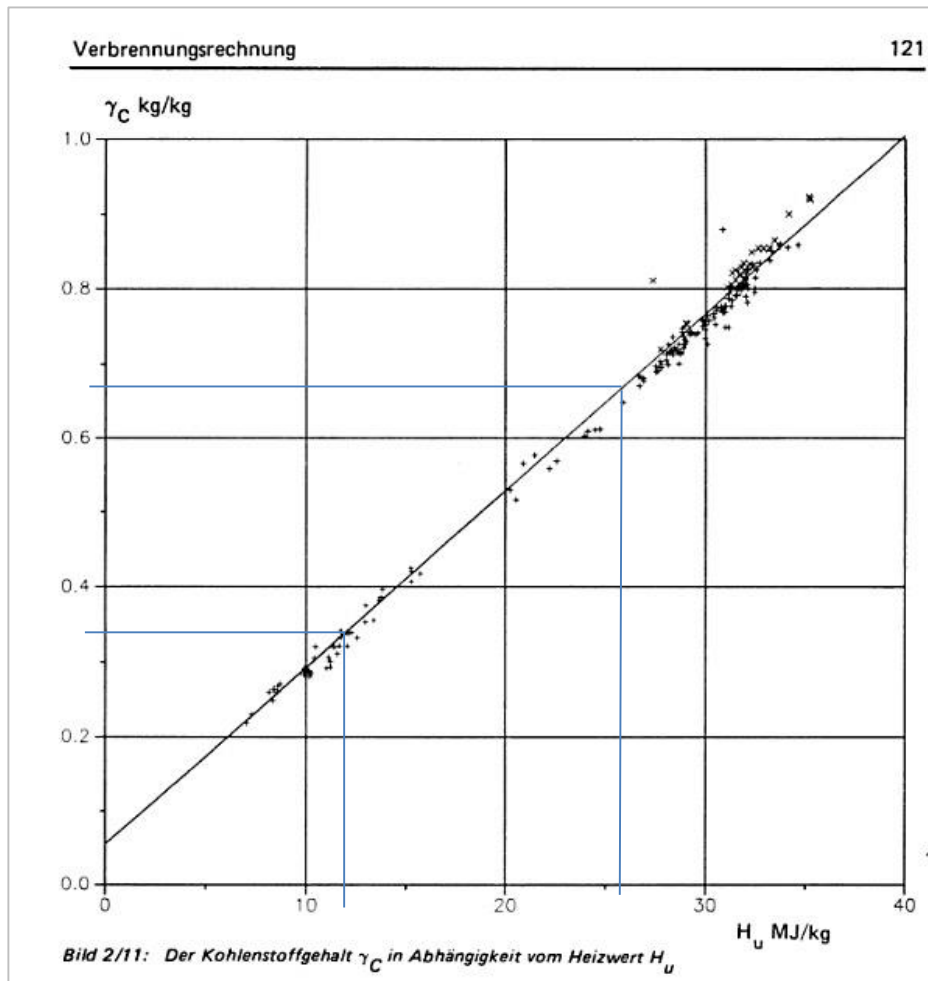
US-amerikanische Einheit	Umrechnung
1 TBtu = 1 x 10 ¹² Btu = 1 Trillion British thermal units	= 293,071 GWh
1 lb = 1 pound	= 453,6 g

Zunächst wird der Energiegehalt der beiden Modell-Kohlen festgelegt. Daraus wird der Kohlenstoffgehalt ermittelt und die gebildeten Abgasvolumina bestimmt.

Die Umrechnung erfolgt für eine Modell-Steinkohle mit einem unteren Heizwert von 25,8 MJ/kg und für eine Modell-Braunkohle mit einem unteren Heizwert von 11,9 MJ/kg. Diese Werte hat das Büro der UN-Klimakonvention (IPCC) auf Grundlage nationaler Berichterstattungen und Daten der Internationalen Energieagentur als mittlere untere Heizwerte veröffentlicht. [IPCC 2006] (S. 1.18)

Abbildung 31 zeigt die Beziehung des Kohlenstoffgehaltes verschiedener Kohlen (in kg C/kg) zu ihrem jeweiligen unteren Heizwert (H_u in MJ/kg). [Brand 1999]

Für die Heizwerte der Modell-Steinkohle und Modell-Braunkohle resultieren aus Abbildung 31 in etwa die Kohlenstoffgehalte von 0,666 kg C/kg für Steinkohle (25,8 MJ/kg) und 0,328 kg C/kg für Braunkohle (11,9 MJ/kg), die auch das Büro der UN-Klimakonvention für die Heizwerte der Modell-Kohlen angibt. In Bezug auf den Heizwert betragen die Kohlenstoffgehalte 0,0258 kg C/MJ (für Steinkohle) und 0,0276 kg C/MJ (für Braunkohle). [IPCC 2006] (Seite 1.21)



Beispiel-Linien: Braunkohle mit 11,9 MJ und Steinkohle mit 25,8 MJ [Brand 1999] (S. 121)

Abbildung 31: Kohlenstoffgehaltes in Abhängigkeit vom unteren Heizwert für Kohle-Brennstoffe

Tabelle 51 nennt die getroffenen Annahmen zum unteren Heizwert der Modell-Kohlen sowie die jeweils resultierenden Kohlenstoffgehalte.

Tabelle 51: Heizwert-Annahmen für die Modell-Steinkohle und Modell-Braunkohle, resultierende Kohlenstoffgehalte

Brennstoff	Unterer Heizwert der Modellkohle	Kohlenstoffgehalt	Kohlenstoffgehalt zu Heizwert
Steinkohle	25,8 MJ/kg	0,666 kg C/kg	66,6 %
Braunkohle	11,9 MJ/kg	0,328 kg C/kg	32,8 %

Heizwerte nach [IPCC 2006] (S. 1.21), Kohlenstoffgehalt nach [Brand 1999] und [IPCC 2006]

Berechnung des Abgasvolumens für die Modell-Kohlen

Aus dem Kohlenstoffgehalt der Modellkohlen und dem Molgewicht von Kohlenstoff wird der Molanteil von Kohlendioxid im Abgas berechnet. Unter der Annahme von 6 % Restsauerstoff und 79 % Stickstoffgehalt im Abgas lassen sich die weiteren Molanteile ableiten. Aus der Gaskonstante (22,4 l/mol) kann daraus die Abgasmenge je Tonne Brennstoff berechnet werden. Tabelle 58 zeigt die Berechnungen. In Bezug auf den unteren Heizwert ergibt sich für die Modell-Steinkohle eine Abgasmenge von 0,3211 m³/MJ und für die Modell-Braunkohle eine Abgasmenge von 0,3435 m³/MJ.

Tabelle 52: Berechnung des Abgasvolumens bezogen auf den unteren Heizwert der Modellkohlen

Abgasvolumen der Modell-Steinkohle
Konstanten: Molgewicht C: 12 g/mol, Volumen von 1 Mol Gase bei 273 K: 22,4 l/mol Menge C in 1 t Modell-Steinkohle: 25.800 MJ/t x 0,0258 kg C/MJ = 665,6 kg C/t Molberechnung 1 t Modell-Steinkohle: 665,6 kg C/t / 12 g C/mol x 1.000 = 55.470 mol C/t Verbrennung mit Sauerstoff: 55.470 mol C/t => 55.470 mol CO₂/t Volumenanteile (bei 6 % Restsauerstoff, 79 % N₂): 1 x CO₂ + 0,4 x O₂ + 5,2667 x N₂ = 6,6667 Abgas in Mol 1 t Modell-Steinkohle: 6,6667 x 55.470 mol/t = 369.800 mol/t Abgasvolumen 1 t Modell-Steinkohle: 369.800 mol/t x 22,4 l/mol = 8.283.520 l/t = 8.284 m³/t Abgasvolumen 1 t Modell-Steinkohle: 8.284 m³/t / 25.800 MJ/t = 0,3211 m³/MJ = 321,1 m³/GJ
Abgasvolumen der Modell-Braunkohle
Konstanten: Molgewicht C: 12 g/mol, Molvolumen Gase bei 273 K: 22,4 l/mol Menge C in 1 t Modell-Braunkohle: 11.900 MJ/t x 0,0276 kg C/MJ = 328,4 kg C/t Molberechnung 1 t Modell-Braunkohle: 328,4 kg C/t / 12 g C/mol x 1.000 = 27.370 mol C/t Verbrennung mit Sauerstoff: 27.370 mol C/t => 27.370 mol CO₂/t Volumenanteile (bei 6 % Restsauerstoff, 79 % N₂): 1 x CO₂ + 0,4 x O₂ + 5,2667 x N₂ = 6,6667 Abgas in Mol 1 t Modell-Braunkohle: 6,6667 x 27.370 mol/t = 182.467 mol/t Abgasvolumen 1 t Modell-Braunkohle: 182.467 mol/t x 22,4 l/mol = 4.087.253 l/t = 4.087 m³/t Abgasvolumen 1 t Modell-Braunkohle: 4.087 m³/t / 11.900 MJ/t = 0,3435 m³/MJ = 343,5 m³/GJ

Die vereinfachte Abgasvolumenberechnung wird in ähnlicher Weise auch von der Europäischen Umweltagentur dargestellt; allerdings wird dort der Sauerstoffanteil in der Luft vereinfachend mit 20 % angesetzt und angenommen, dass eine vollständige Umwandlung in Kohlendioxid erfolgt.⁹⁴ [EEA 2008] (S. 41)

Für bestehende Anlagen beziehen sich die US-Grenzwerte (in lb/TBtu) nicht auf den unteren sondern auf den oberen Heizwert (Ho) (*Brennwert*) der eingesetzten Kohle. Für die Umrechnung des unteren Heizwertbezugs auf den oberen Heizwert wird eine Formel herangezogen, die durch empirische Untersuchungen von Kohlen unterschiedlicher Herkunft ermittelt wurde. Die lineare Beziehung zwischen Heizwert und Brennwert wird demnach durch die Formeln in der Tabelle 53 ausgedrückt. [Brand 1999]

⁹⁴ Alternativ gibt die EEA eine empirisch hergeleitete Formel an [Rosin und Fehling 1929], die nicht wesentlich von der Formel auf Basis der stöchiometrischen Verbrennung abweicht: $0,198 \times (\text{Heizwert [MJ/kg]}) + 1,65 \text{ m}^3/(\text{Brennstoff [kg]})$; als tatsächliches Abgasvolumen ergibt sich (ohne O₂-Korrektur): $0,225 \times (\text{Heizwert [MJ/kg]}) + 0,5 \text{ m}^3/(\text{Brennstoff [kg]})$.

Tabelle 53: Lineare Beziehung zwischen Brennwert und Heizwert von Kohlen

Ziel der Berechnung	Berechnung
Lineare Beziehung zwischen Kohle-Brennwert und -Heizwert	$\frac{H_o}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}} = 2,218 + 0,9602 \times \frac{H_u}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}}$
Lineare Beziehung zwischen Kohle-Brennwert und -Heizwert	$\frac{H_u}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}} = 1,041 \times \frac{H_o}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}} - 2,309$

[Brand 1999]

Unter Anwendung der Formel ergeben sich obere Heizwerte von 26,991 MJ/kg für die Modell-Steinkohle (4,6 % über dem unteren Heizwert) und 13,644 MJ/kg für die Modell-Braunkohle (15 % über dem unteren Heizwert). Tabelle 54 und Tabelle 55 zeigen die Berechnungen.

Tabelle 54: Berechnung des oberen Heizwertes für die Modell-Steinkohle (unterer Heizwert 25,8 MJ/kg)

Beschreibung	Berechnung
Ausgangswert	$H_u = 25,8 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}$
Lineare Beziehung zwischen Kohle-Brennwert und Kohle-Heizwert	$\frac{H_o}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}} = 2,218 + 0,9602 \times \frac{H_u}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}}$
Brennwertermittlung für Steinkohle mit einem Heizwert von 25,8 MJ/kg	$\frac{H_o}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}} = 2,218 + 0,9602 \times \frac{25,8 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}}$
Brennwertermittlung für Steinkohle mit einem Heizwert von 25,8 MJ/kg	$\frac{H_o}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}} = 2,218 + 24,773 = 26,991$
Ergebnis: Brennwert für Steinkohle mit einem Heizwert von 25,8 MJ/kg	$H_o = 26,991 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}$
Verhältnis Brennwert zu Heizwert, Steinkohle-Heizwert 25,8 MJ/kg	$\frac{H_o}{H_u} = \frac{26,991}{25,8} = 104,6 \%$
Verhältnis Brennwert zu Brennwert, Steinkohle-Heizwert 25,8 MJ/kg	$\frac{H_u}{H_o} = \frac{25,8}{26,991} = 95,6 \%$

nach [Brand 1999]

Tabelle 55: Berechnung des oberen Heizwertes für die Modell-Braunkohle (unterer Heizwert 11,9 /kg)

Beschreibung	Berechnung MJ
Ausgangswert	$H_u = 11,9 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}$
Brennwertermittlung für Braunkohle mit einem Heizwert von 11,9 MJ/kg	$\frac{H_o}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}} = 2,218 + 0,9602 \times \frac{11,9 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}}$
Brennwertermittlung für Braunkohle mit einem Heizwert von 11,9 MJ/kg	$\frac{H_o}{1 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}} = 2,218 + 11,426 = 13,644$
Brennwertermittlung für Braunkohle mit einem Heizwert von 11,9 MJ/kg	$H_o = 13,644 \text{ MJ/kg}_{\text{roh}}$
Verhältnis Brennwert zu Heizwert, Braunkohle-Heizwert 11,9 MJ/kg	$\frac{H_o}{H_u} = \frac{13,644}{11,9} = 115 \%$
Verhältnis Brennwert zu Brennwert, Braunkohle-Heizwert 11,9 MJ/kg	$\frac{H_u}{H_o} = \frac{11,9}{13,644} = 87,2 \%$

nach [Brand 1999]

Umrechnung der US-Grenzwerte in europäische Einheiten

Tabelle 56 und Tabelle 57 zeigen die Umrechnung der beiden US-Grenzwerte für bestehende Kohlekraftwerke. Im ersten Schritt wird die Gewichtseinheit anhand der Konstante in Gramm umgerechnet. Im zweiten Schritt wird die Energieeinheit anhand der Konstante in Gigawattstunden umgerechnet.

Da der Grenzwert sich auf den oberen Heizwert bezieht, wird im dritten Schritt der Bezug auf den unteren Heizwert hergestellt.

Im vierten Schritt erfolgt anhand der Konstante die Umrechnung von Gigawattstunden in Gigajoule. Im fünften Schritt wird das Abgasvolumen mit dem Wert aus Tabelle 58 berechnet, der sich auf den unteren Heizwert und auf einen Normkubikmeter (trocken) bei 6 % Restsauerstoff bezieht. Im letzten Schritt wird das in Gramm pro Kubikmeter berechnete Ergebnis in Mikrogramm pro Kubikmeter dargestellt.

Tabelle 56: Umrechnung US-amerikanischer Grenzwerte in SI-Einheiten für bestehende Steinkohlekraftwerke

#	Umrechnungsschritt	Umrechnung Grenzwert Steinkohle	Einheit
0	Ausgangswert, bezogen auf oberen Heizwert	1,2	lb/TBtu
1	Umrechnung Gewichtseinheiten (s. Tabelle 50)	$1,2 \times 453,6 = 544,32$	g/TBtu
2	Umrechnung Energieeinheiten (s. Tabelle 50)	$544,32 / 293,071 = 1,86$	g/GWh
3	Bezug auf unteren Heizwert (s. Tabelle 54)	$1,86 \times 95,6 \% = 1,78$	g/GWh
4	Umrechnung in GJ-Energieeinheiten *	$1,78 / 3.600 = 0,000493$	g/GJ
5	Bezug auf das Abgasvolumen (s. Tabelle 52)	$0,000493 / 321,1 = 1,53 \text{ E-6}$	g/Nm ³
6	Ergebnis (für Steinkohle mit 25,8 MJ/kg bei 6 % Sauerstoffüberschuss)	1,5	µg/Nm ³

* 1 GWh = 3.600 GJ, 1 GJ = 0,000278 GWh

Tabelle 57: Umrechnung US-amerikanischer Grenzwerte in SI-Einheiten für bestehende Braunkohlekraftwerke

#	Umrechnungsschritt	Umrechnung Grenzwert Braunkohle	Einheit
0	Ausgangswert, bezogen auf oberen Heizwert	4,0	lb/TBtu
1	Umrechnung Gewichtseinheiten (s. Tabelle 50)	$4,0 \times 453,6 = 1.814,4$	g/TBtu
2	Umrechnung Energieeinheiten (s. Tabelle 50)	$1814,4 / 293,071 = 6,19$	g/GWh
3	Bezug auf unteren Heizwert (s. Tabelle 55)	$6,19 \times 87,2 \% = 5,38$	g/GWh
4	Umrechnung in GJ-Energieeinheiten *	$5,38 / 3.600 = 0,001495$	g/GJ
5	Bezug auf das Abgasvolumen (s. Tabelle 52)	$0,001495 / 343,5 = 4,35 \text{ E-6}$	g/Nm ³
6	Ergebnis (für Braunkohle mit 11,9 MJ/kg bei 6 % Sauerstoffüberschuss)	4,4	µg/Nm ³

* 1 GWh = 3.600 GJ, 1 GJ = 0,000278 GWh

Im Ergebnis zeigt sich, dass der US-Grenzwert von 1,2 TBtu für eine Modell-Steinkohle mit unterem Heizwert von 25,8 MJ/kg und daraus resultierendem Abgasvolumen von 321,1 Nm³/MJ einem Grenzwert von 1,5 µg/Nm³ entspricht.

Das Ergebnis zeigt auch, dass der US-Grenzwert von 4,0 TBtu für eine Modell-Braunkohle mit unterem Heizwert von 11,9 MJ/kg und daraus resultierendem Abgasvolumen von 343,5 Nm³/MJ einem Grenzwert von 4,4 µg/Nm³ entspricht.

Berechnung der in den US-Grenzwerten angesetzten Effizienz

Folgende Berechnungen ermitteln die Effizienz, die die US-EPA bei bestehenden Anlagen für die äquivalenten Grenzwerte (in lb/GWh_{el}) angesetzt hat.

Umwandlungseffizienz für Steinkohle mit unterem Heizwert 25,8 MJ/kg

In Tabelle 58 wird errechnet, welche Umwandlungseffizienz den äquivalenten US-Grenzwerten zugrunde liegt, die bezogen auf die Stromerzeugung für bestehende Steinkohlekraftwerke gelten. Zur Umrechnung von Gewichtseinheiten und Energieeinheiten werden die Konstanten aus Tabelle 50 verwendet.

Die Berechnung erfolgt für eine Modell-Steinkohle mit einem unterem Heizwert von 25,8 MJ/kg. Dieser Wert wurde als mittlerer unterer Heizwert für Steinkohle vom Büro der UN-Klimakonvention (IPCC) auf Grundlage nationaler Berichterstattungen und mit Daten der Internationalen Energieagentur ermittelt. [IPCC 2006] (S. 1.18)

Da sich der US-Grenzwert (in lb/TBtu) auf den oberen Heizwert bezieht, wird Anhand der Formel aus Tabelle 53 ermittelt, welche Umwandlungseffizienz bezogen auf den unteren Heizwert dem äquivalenten Grenzwert zugrunde liegt. Das Verhältnis des unteren zum oberen Heizwert wird durch die empirisch ermittelte Formel berechnet (siehe Tabelle 53 und Tabelle 54). [Brand 1999]

Tabelle 58: Berechnung angenommener Effizienz der äquivalenten thermischen/elektrischen Steinkohle-Grenzwerte

Beschreibung	Berechnung			
Ausgangswerte	$\frac{1,2 \text{ lb}}{1 \text{ TBtu}}$	äquivalent zu	=	$\frac{0,013 \text{ lb}}{1 \text{ GWh}_{el}}$
Grenzwert thermischer Input als Darstellung TBtu in GWh _(thermisch)	$\frac{1,2 \text{ lb}}{1 \text{ TBtu}}$	x	$\frac{1 \text{ TBtu}}{293,071 \text{ GWh}}$	= $\frac{1,2 \text{ lb}}{293,071 \text{ GWh}_{th}}$
Berechnung Verhältnis Output elektrisch zu Input thermisch	$\frac{1,2 \text{ lb}}{293,071 \text{ GWh}_{th}}$	/	$\frac{0,013 \text{ lb}}{1 \text{ GWh}_{el}}$	= $\frac{1 \text{ GWh}_{el}}{3,1749 \text{ GWh}_{th}}$
Darstellung der angenommenen Umwandlungseffizienz in Prozent	$\frac{1 \text{ GWh}_{el}}{3,1749 \text{ GWh}_{th}}$	=	31,5 % (bezogen auf Brennwert Ho)	
Umwandlungseffizienz mit Bezug auf den Heizwert statt Brennwert	$\frac{1 \text{ GWh}_{el}}{3,1749 \text{ GWh}_{th}}$	x	$\frac{1}{95,6 \%}$	= $\frac{1 \text{ GWh}_{el}}{3,0352 \text{ GWh}_{th}}$
Ergebnis: Umwandlungseffizienz für Steinkohle (Hu = 25,8 MJ/kg)	$\frac{1 \text{ GWh}_{el}}{3,0352 \text{ GWh}_{th}}$	=	32,9 %	

Das Ergebnis zeigt, dass die US-EPA für bestehende Steinkohlekraftwerke beim Grenzwert, der sich auf den erzeugten elektrischen Strom (in lb/GWh_{el}) bezieht, von lediglich 32,9 % Umwandlungseffizienz ausgeht, wenn eine Steinkohle mit einem unteren Heizwert von 25,8 MJ/kg angenommen wird.

Da der Grenzwert von 0,013 lb/GWh_{el} alternativ zum Grenzwert 1,2 lb/TBtu gilt, darf ein bestehendes Kraftwerk mit einer höheren Effizienz als 32,9 % bei Anwendung des auf Gigawattstunden bezogenen Grenzwertes eine höhere Quecksilbermenge ausstoßen als bei Anwendung des Grenzwertes, der auf den Brennwert der Kohle bezogen ist. Bei einer Effizienz von 38 % ist die zulässige Emission um 17 % höher, so dass statt der oben berechneten 1,5 µg/Nm³ beim Gigawattstundenbezug 1,8 µg/Nm³ emittiert werden darf.

Umwandlungseffizienz für Braunkohle mit unterem Heizwert 11,9 MJ/kg

In Tabelle 59 wird errechnet, welche Umwandlungseffizienz den äquivalenten US-Grenzwerten zugrunde liegt, die bezogen auf die Stromerzeugung für bestehende Braunkohlekraftwerke gelten. Zur Umrechnung von Gewichtseinheiten und Energieeinheiten werden die Konstanten aus Tabelle 50 verwendet.

Die Berechnung erfolgt für eine Modell-Braunkohle mit einem unterem Heizwert von 11,9 MJ/kg. Dieser Wert wurde als mittlerer unterer Heizwert für Braunkohle vom Büro der UN-Klimakonvention (IPCC) auf Grundlage nationaler Berichterstattungen und mit Daten der Internationalen Energieagentur ermittelt. [IPCC 2006] (S. 1.18)

Da sich der US-Grenzwert (in lb/TBtu) auf den oberen Heizwert bezieht, wird Anhand der Formel aus Tabelle 53 ermittelt, welche Umwandlungseffizienz bezogen auf den unteren Heizwert dem äquivalenten Grenzwert zugrunde liegt. Das Verhältnis des unteren zum oberen Heizwert wird durch die empirisch ermittelte Formel berechnet (siehe Tabelle 53 und Tabelle 55). [Brand 1999]

Tabelle 59: Berechnung angenommener Effizienz der äquivalenten thermischen/elektrischen Braunkohle-Grenzwerte

Beschreibung	Berechnung			
Ausgangswerte	$\frac{4,0 \text{ lb}}{1 \text{ TBtu}}$	äquivalent zu	=	$\frac{0,04 \text{ lb}}{1 \text{ GWh}_{\text{el}}}$
Grenzwert thermischer Input als Darstellung TBtu in GWh _(thermisch)	$\frac{4,0 \text{ lb}}{1 \text{ TBtu}}$	x	$\frac{1 \text{ TBtu}}{293,071 \text{ GWh}}$	= $\frac{4,0 \text{ lb}}{293,071 \text{ GWh}_{\text{th}}}$
Berechnung Verhältnis Output elektrisch zu Input thermisch	$\frac{4,0 \text{ lb}}{293,071 \text{ GWh}_{\text{th}}}$	/	$\frac{0,04 \text{ lb}}{1 \text{ GWh}_{\text{el}}}$	= $\frac{1 \text{ GWh}_{\text{el}}}{2,9307 \text{ GWh}_{\text{th}}}$
Darstellung der angenommenen Umwandlungseffizienz in Prozent	$\frac{1 \text{ GWh}_{\text{el}}}{2,9307 \text{ GWh}_{\text{th}}}$	=	34,1 % (bezogen auf Brennwert Ho)	
Effizienzermittlung mit Heizwert-statt Brennwertbezug	$\frac{1 \text{ GWh}_{\text{el}}}{2,9307 \text{ GWh}_{\text{th}}}$	x	$\frac{1}{87,2 \%}$	= $\frac{1 \text{ GWh}_{\text{el}}}{2,5556 \text{ GWh}_{\text{th}}}$
Effizienzermittlung bezogen auf Braunkohle-Heizwert 11,9 MJ/kg	$\frac{1 \text{ GWh}_{\text{el}}}{2,5556 \text{ GWh}_{\text{th}}}$	=	39,1 %	

Das Ergebnis zeigt, dass die US-EPA für bestehende Braunkohlekraftwerke beim Grenzwert, der sich auf den erzeugten elektrischen Strom bezieht (in lb/GWh_{el}), von lediglich 39,1 % Umwandlungseffizienz ausgeht, wenn eine Braunkohle mit einem unteren Heizwert von 11,9 MJ/kg angenommen wird.

Da der Grenzwert von 0,04 lb/GWh_{el} alternativ zum Grenzwert 4,0 lb/TBtu gilt, darf ein bestehendes Kraftwerk mit einer höheren Effizienz als 39,1 % bei Anwendung des auf Gigawattstunden bezogenen Grenzwertes eine höhere Quecksilbermenge ausstoßen als bei Anwendung des Grenzwertes, der auf den Brennwert der Kohle bezogen ist. Bei einer Effizienz von 42 % ist die zulässige Emission um 7,4 % höher, so dass statt der oben berechneten 4,4 µg/Nm³ dann beim Gigawattstundenbezug 4,7 µg/m³ emittiert werden darf.

Vergleiche hierzu auch die Umrechnungsergebnisse nach der *Methode 19* der US-EPA, die für Steinkohle ebenfalls einen Grenzwert von 1,5 µg/Nm³ ergeben (bei einem heizwertbezogenen elektrischen Bruttowirkungsgrad bis 33,1 %), für Braunkohle aber einen Grenzwert von 4,9 µg/Nm³ ergeben (bei bis zu 40,9 % heizwertbezogenem elektrischen Bruttowirkungsgrad). [Kather et al. 2015]

ANHANG 2 QUECKSILBER-GRENZWERTE IN DEUTSCHLAND UND EUROPA

Deutschland		Europäische Union																				
13. BImSchV	Wert	BVT-Merkblätter Großfeuerungsanlagen																				
Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen - 13. BImSchV) [13. BImSchV 2013]	Emissionsgrenzwerte für Großfeuerungsanlagen bei Einsatz fester Brennstoffe (Quecksilbergrenzwerte auch gültig für Biobrennstoffe): - Tagesmittelwert 0,03 mg/m³ - Halbstundenmittelwert 0,05 mg/m³ - Jahresmittelwert 0,01 mg/m³ Tages- und Halbstundenmittelwerte gelten für bestehende Anlagen seit vielen Jahren, Jahresmittelwerte gelten für neue Anlagen seit 2013 und für bestehende Anlagen ab 1.1.2019 Überwachungsfrequenz: kontinuierliche Messung, Zulassung von Ausnahmen, wenn der Grenzwert nachweislich mindestens um 50 % unterschritten wird.	„BVT-Merkblatt Großfeuerungsanlagen“ Tab. 4.70 [BREF LCP 2006] (BVT-Techniken und -Emissionswerte sind bei Genehmigungen zu berücksichtigen => unverbindlich da im Kontext der EU-IVU-Richtlinie erstellt [EU IVU 2008]): Keine mit BVT verbundenen Hg-Werte „BVT-Merkblatt Großfeuerungsanlagen“ (Überarbeitung) (BVT-Festlegung der Technischen Arbeitsgruppe im Juni 2015 [LCPDC 2015] => BVT-Emissionswerte sind verbindlich einzuhalten für Neuanlagen nach Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen, d. h. ca. 1/2016, für Altanlagen spätestens 4 Jahre nach Veröffentlichung der Schlussfolgerungen, d. h. ca. 1/2020): <table><tr><th>Typ</th><th>MW</th><th>Bestehende Anlagen</th><th>Neue Anlagen</th></tr><tr><td>Steinkohle</td><td><300</td><td>< 1 - 9 µg/m³</td><td>< 1 - 3 µg/m³</td></tr><tr><td>Steinkohle</td><td>>300</td><td>< 1 - 4 µg/m³</td><td>< 1 - 2 µg/m³</td></tr><tr><td>Braunkohle</td><td><300</td><td>< 1 - 5 µg/m³</td><td>< 1 - 10 µg/m³</td></tr><tr><td>Braunkohle</td><td>>300</td><td>< 1 - 7 µg/m³</td><td>< 1 - 4 µg/m³</td></tr></table> Überwachungsfrequenz: Noch nicht von der Technischen Arbeitsgruppe festgelegt (Stand: August 2015); voraussichtlich: kontinuierliche Messung, ggf. Zulassung von Ausnahmen	Typ	MW	Bestehende Anlagen	Neue Anlagen	Steinkohle	<300	< 1 - 9 µg/m³	< 1 - 3 µg/m³	Steinkohle	>300	< 1 - 4 µg/m³	< 1 - 2 µg/m³	Braunkohle	<300	< 1 - 5 µg/m³	< 1 - 10 µg/m³	Braunkohle	>300	< 1 - 7 µg/m³	< 1 - 4 µg/m³
Typ	MW	Bestehende Anlagen	Neue Anlagen																			
Steinkohle	<300	< 1 - 9 µg/m³	< 1 - 3 µg/m³																			
Steinkohle	>300	< 1 - 4 µg/m³	< 1 - 2 µg/m³																			
Braunkohle	<300	< 1 - 5 µg/m³	< 1 - 10 µg/m³																			
Braunkohle	>300	< 1 - 7 µg/m³	< 1 - 4 µg/m³																			

Deutschland		Europäische Union
17. BImSchV	Wert	BVT-Merkblätter Abfallverbrennung/Zement-&Kalkherstellung
Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen - 17. BImSchV) - gültig seit 1.12.1990 [17. BImSchV 2013]	<u>Abfallverbrennungsanlagen:</u> • Tagesmittelwert 0,03 mg/m³ • Halbstundenmittelwert 0,05 mg/m³ • Jahresmittelwert 0,01 mg/m³ <u>Abfallmitverbrennungsanlagen</u> (mit weniger als 25 % Abfallanteil an der Feuerungswärmeleistung, andernfalls wie Abfallverbrennungsanlagen): • Tagesmittelwert 0,03 mg/m³ (ausnahmsweise bis 0,05 mg/m³) • Halbstundenmittelwert 0,05 mg/m³ (ausnahmsweise 0,1 mg/m³) • Jahresmittelwert 0,01 mg/m³ (nicht für Zement- und Kalkindustrie)⁹⁵ Tages- und Halbstundenmittelwerte gelten für bestehende Anlagen seit vielen Jahren, Jahresmittelwerte für bestehende Anlagen ab 1.1.2019 Überwachungsfrequenz: kontinuierliche Messung, Zulassung von Ausnahmen, wenn der Grenzwert nachweislich mindestens um 20 % unterschritten wird.	„BVT-Merkblatt Abfallverbrennungsanlagen“ BVT 48 [BREF WI 2006] (BVT-Techniken und -Emissionswerte sind bei Genehmigungen zu berücksichtigen => unverbindlich da im Kontext der EU-IVU-Richtlinie erstellt [EU IVU 2008]): Hg: 0,001 – 0,03 mg/m³ Halbstundenmittel Hg: 0,001 – 0,02 mg/m³ Tagesmittel Hg: < 0,05 mg/m³ Einzelmessung Abweichende Sicht (Österreich & NGOs): Hg: 0,001 – 0,03 mg/m³ Einzelmessung „BVT-Schlussfolgerung Zement, Kalk, MgO“ [BREF CLM 2010] [BATC CLM 2013] (BVT-Emissionswerte sind verbindlich einzuhalten für Neuanlagen nach Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen am 26. März 2013, für Altanlagen spätestens 4 Jahre nach Veröffentlichung der Schlussfolgerungen, d. h. ca. ab 26. März 2017) BVT 53: Hg: < 0,05 mg/m³ Tagesmittelwert oder Mittelwert über den Stichprobenzeitraum (Einzelmessungen über mindestens eine halbe Stunde) „BVT-Merkblatt Großfeuerungsanlagen“ (Überarbeitung) (BVT-Festlegung der Technischen Arbeitsgruppe im Juni 2015 [LCPDC 2015] => BVT-Emissionswerte sind verbindlich einzuhalten für Neuanlagen nach Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen, d. h. ca. 1/2016, für Altanlagen spätestens 4 Jahre nach Veröffentlichung der Schlussfolgerungen, d. h. ca. 1/2020) siehe oben unter 13. BImSchV

⁹⁵ Gemäß Anlage 3 zur 17. BImSchV wurden keine Quecksilber-Jahresmittelwerte festgelegt für Anlagen zur Herstellung von Zementklinker oder Zementen, Anlagen zum Brennen von Kalk sowie sonstige Anlagen, d. h. Anlagen, die nicht in Nummer 2 oder 3 aufgeführt sind, und in denen Abfälle oder Stoffe nach § 1 Absatz 1 mitverbrannt werden (siehe 2.3 und 4.3 der Anlage 3 zur 17. BImSchV).

Deutschland		Europäische Union
Anhang der AbwV	Grenzwert	BVT-Merkblätter
Anhang 27 AbwV – Behandlung von Abfällen durch chemische und physikalische Verfahren (CP-Anlagen) sowie Altölaufarbeitung [Anh. 27 AbwV 2014]	Quecksilber: 0,05 mg/l (vor Vermischung mit anderem Abwasser) Einhaltung der 4- aus 5-Regel (ein Wert aus fünf Messungen darf bis zu 100 % abweichen)	„BVT Abfallbehandlungsanlagen“: ([BREF WT 2006], d.h. unter EU-IVU-Richtlinie = unverbindlich): BVT 55+56 Hg: 0,01 – 0,05 ppm (in etwa = mg/l) (vor Einleitung, nach Enduntersuchung)
Anhang 33 AbwV – Wäsche von Abgasen aus der Verbrennung von Abfällen [Anh. 33 AbwV 2014]	Quecksilber: 0,03 mg/l Einhaltung der 4- aus 5-Regel (ein Wert aus fünf Messungen darf bis zu 100 % abweichen) Anforderungen für vorhandene Einleitungen (vor dem 1.8.2002 genehmigte Hausmüllverbrennungsanlagen): Quecksilber 9 mg Fracht je Tonne Abfall	„BVT Abfallverbrennungsanlagen“ BVT 48 ([BREF WI 2006], d.h. unter EU-IVU-Richtlinie = unverbindlich): Hg: 0,001 – 0,03 mg/l Abweichende Sicht (Österreich & NGOs): Hg: 0,001 – 0,01 mg/l (Ableitung aus Wäschern ohne Verdünnung) 12x/a proportionale 24-Stundenmischprobe
Anhang 47 AbwV – Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen [Anh. 47 AbwV 2014]	Quecksilber: 0,03 mg/l Einhaltung der 4- aus 5-Regel (ein Wert aus fünf Messungen darf bis zu 100 % abweichen) <u>Steinkohlekraftwerke:</u> 1,8 mg Schadstoff-Fracht je Kilogramm Chlorid <u>Braunkohlekraftwerke:</u> (bei Chloridgehalten von bis zu 0,05 Gewichtsprozent): 0,1 g/h/300 MW (Schadstoff-Fracht in Gramm je Stunde und je 300 MW installierte elektrische Leistung)	„BVT Großfeuerungsanlagen“ Tab. 4.70 ([BREF WI 2006], d.h. unter EU-IVU-Richtlinie = unverbindlich): Hg: 0,01-002 mg/l (Ableitung aus Nass-REA-Abwasseraufbereitung) 24-Stundenmischprobe „BVT-Merkblatt Großfeuerungsanlagen“ (Überarbeitung) (BVT-Festlegung der Technischen Arbeitsgruppe im Juni 2015 [LCPDC 2015] => BVT-Emissionswerte sind verbindlich einzuhalten für Neuanlagen nach Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen, d. h. ca. 1/2016, für Altanlagen spätestens 4 Jahre nach Veröffentlichung der Schlussfolgerungen, d. h. ca. 1/2020): Hg: 0,2 – 3 µg/l (Ableitung aus Nass-REA-Abwasseraufbereitung) Einzelmessungen, 1x monatlich
Anhang 51 AbwV – Oberirdische Ablagerung von Abfällen [Anh. 51 AbwV]	Quecksilber 0,05 mg/l Einhaltung der 4- aus 5-Regel (ein Wert aus fünf Messungen darf bis zu 100 % abweichen)	Deponierichtlinie 1999: keine Abwasserwerte; in Analogie zu BVT Abfallbehandlungsanlagen: Hg: 0,01 – 0,05 ppm (in etwa = mg/l)

ANHANG 3 HG-EMISSION UND -FRACHT VON BRAUNKOHLEFEUERUNGEN

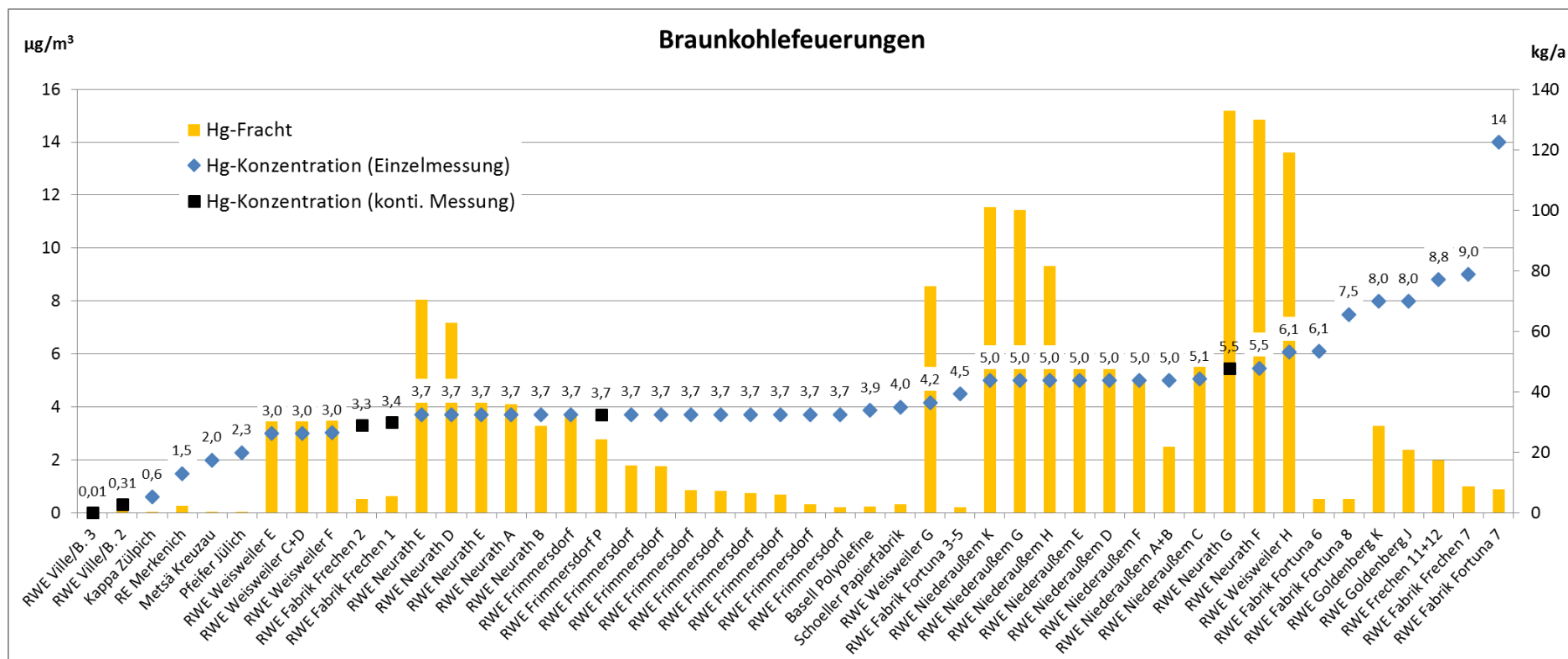
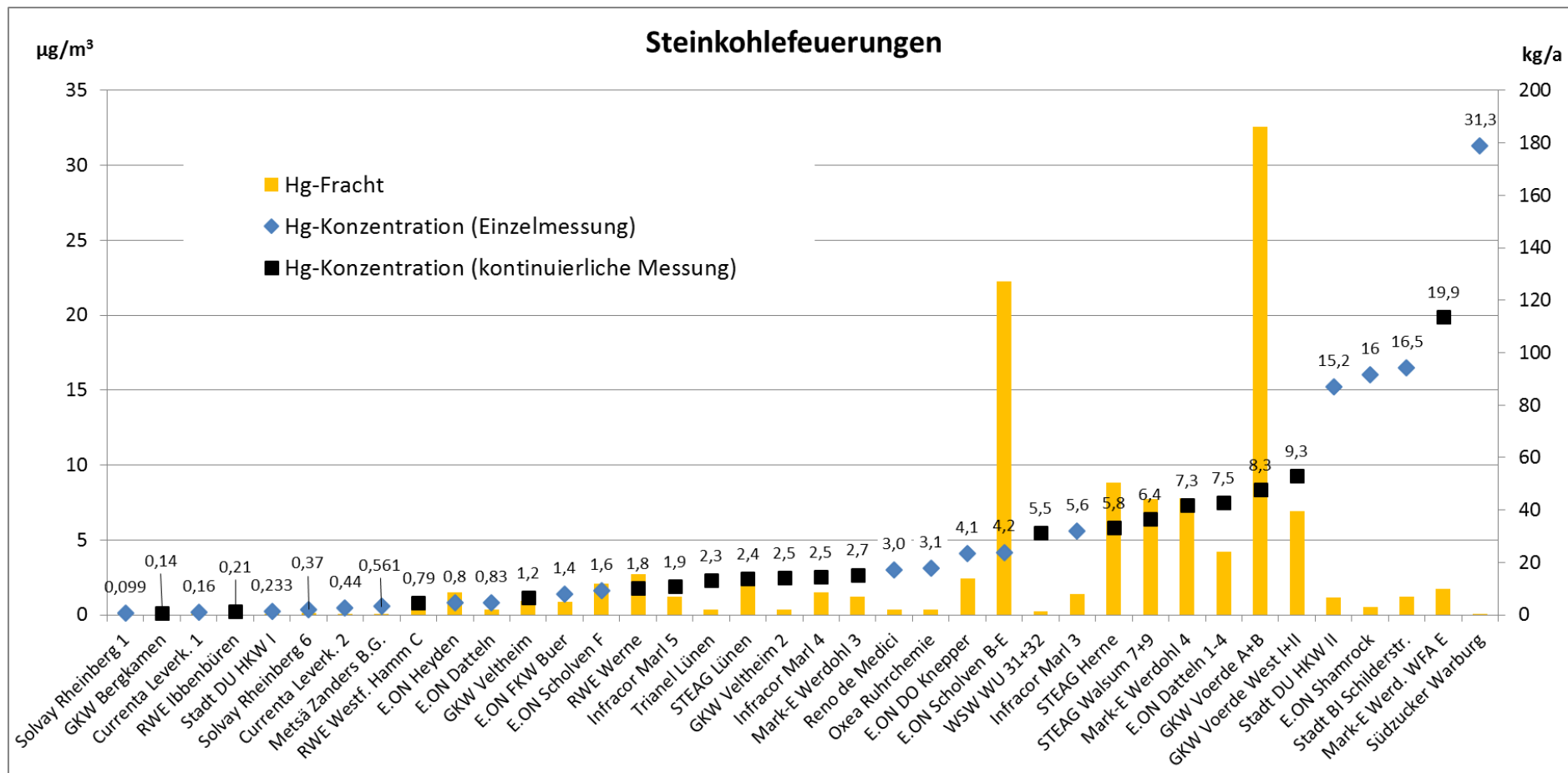


Abbildung 32: Quecksilber-Emissionskonzentration und Quecksilberfrachten von 48 Braunkohlefeuerungen in NRW im Jahr 2012

[Ökopol 2015] basierend auf [LANUV 2015]

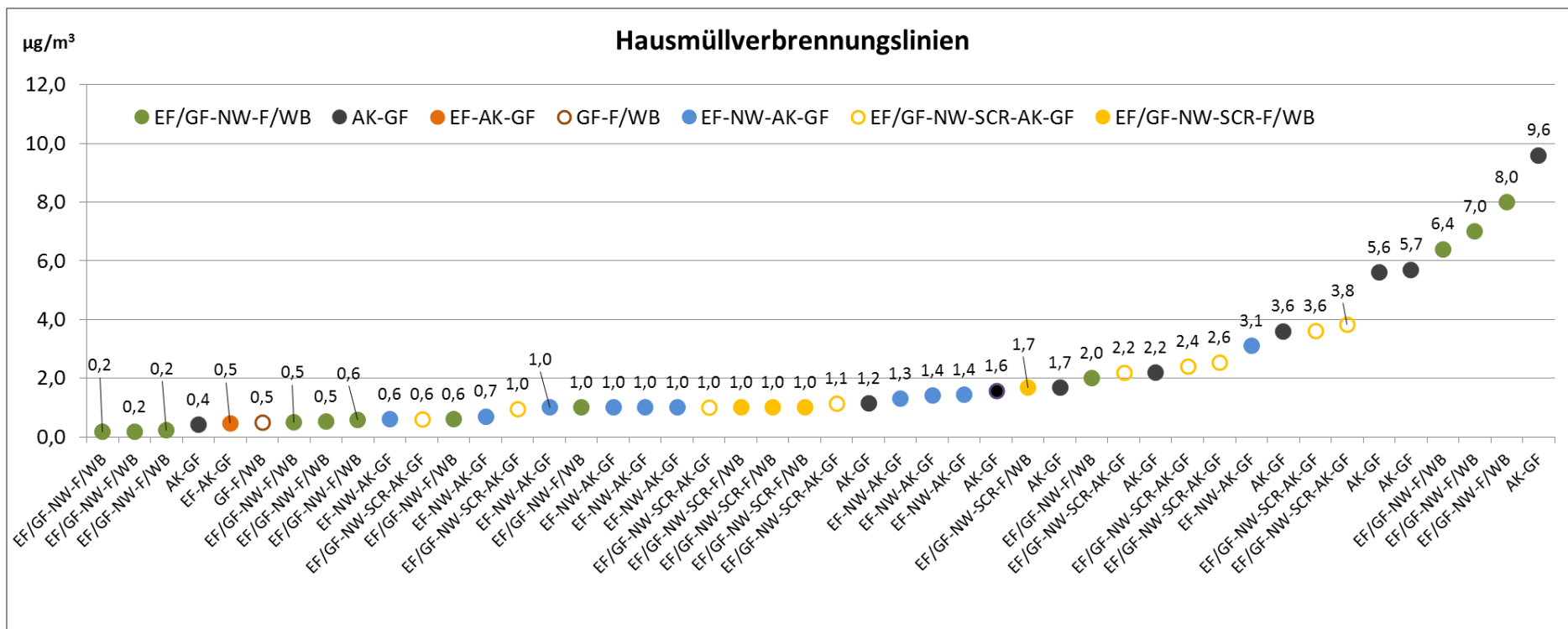
ANHANG 4 HG-EMISSION UND -FRACHT VON STEINKOHLEFEUERUNGEN



[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Abbildung 33: Quecksilber-Emissionskonzentration und Quecksilberfrachten von 38 Steinkohlefeuerungen in NRW im Jahr 2012

ANHANG 5 EMISSIONSWERTE VON HAUSMÜLLVERBRENNUNGSANLAGEN



Anmerkung: Tabelle 19 auf Seite 83 listet die Betreiber der Verbrennungslinien in gleicher Reihenfolge auf und ermöglicht eine Zuordnung der Emissionswerte

[Ökopoll 2015] basierend auf [LANUV 2015]

Abbildung 34: Quecksilber-Emissionskonzentration und Aufbau der Rauchgasreinigungsanlagen von 46 Haumüll-Abfallverbrennungslinien in NRW im Jahr 2012

Tabelle 60: Abkürzungen der Abgasreinigungstechniken als Legende zur Abbildung

Abk.	Bedeutung
AK	HOK® oder Aktivkohle-Eindüsung
GF	Gewebefilter
EF	Elektrofilter

Abk.	Bedeutung
EF/GF	Elektrofilter oder Gewebefilter
NW	Nasswäscher
SCR	Selektive Katalytische Entstickung

Abk.	Bedeutung
F/WB	Festbett- oder Wanderbettfilter
BR	Bromzugabe in Verbrennung oder Abfall