

TEXTE

68/2021

Quecksilberemissionen aus industriellen Quellen – Status Quo und Perspektiven

Abschlussbericht - Teil 2:

Quecksilberminderungstechniken und Überführung von
Quecksilber in Senken

TEXTE 68/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3716 53 302 2
FB000482/2

Quecksilberemissionen aus industriellen Quellen – Status Quo und Perspektiven

Abschlussbericht - Teil 2:
Quecksilberminderungstechniken und Überführung von
Quecksilber in Senken

von

Günter Dehoust
Öko-Institut e.V., Berlin

Peter Gebhardt
Ingenieurbüro für Umweltschutztechnik, Lollar

Christian Tebert
Ökopol Institut für Ökologie und Politik GmbH, Hamburg

Prof. Dr.-Ing. Heinz Köser
Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

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

■/umweltbundesamt.de

■/umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Öko-Institut e.V.
Borkumstraße 2
13189 Berlin

Abschlussdatum:

Oktober 2020

Redaktion:

Fachgebiet III 2.1 Übergreifende Angelegenheiten, Chemische Industrie, Feuerungsanlagen
Katja Kraus

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Mai 2021

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

Kurzbeschreibung: Quecksilberemissionen aus industriellen Quellen – Status Quo und Perspektiven

Deutschland hat sich im Jahr 2013 durch Unterzeichnung der „Minamata Konvention“ zur Minderung von Quecksilberemissionen verpflichtet. Minderungspflichten ergeben sich auch aus der OSPAR- und die HELCOM-Konvention, dem UNECE-Schwermetallprotokoll sowie aus der EU-Wasserrahmenrichtlinie, der EU-Industrieemissionsrichtlinie und ihren BVT-Merkblättern.

Der vorliegende Forschungsbericht wurde vor diesem Hintergrund beauftragt, um die Grundlage für eine nationale Quecksilberstrategie im Industriebereich zu schaffen. Im ersten Teil des Berichtes werden die Ein- und Austräge von Quecksilber in 30 Sektoren untersucht. Die Beschreibung jedes Sektors umfasst die eingesetzten Roh-, Zusatz- und Brennstoffe, die eingesetzten Prozesse und das Freisetzungsverhalten für Quecksilber. Für jeden Sektor erfolgt eine Abschätzung der Einträge über die Einsatzstoffe sowie der Austräge über Luft, Wasser, Abfälle, Produkte und Nebenprodukte (vgl. Teil 1, Kapitel 2).

Teil 2 des Berichtes beschreibt Quecksilberminderungstechniken und deren Übertragbarkeit auf Anlagen, in denen die Techniken noch keine Anwendung finden. Dabei wird auf Techniken fokussiert, die eine dauerhafte Ausschleusung von Quecksilber aus der Biosphäre gewährleisten, d. h. Quecksilber in sogenannte „langzeitsichere Senken“ überführen. Für Branchen mit relativ hohen Emissionen an die Luft oder in Gewässer werden Minderungspotentiale quantifiziert. Soweit möglich werden Kosten abgeschätzt, die mit der Minderung verbunden sind. Die Gesamtkosten werden zusätzlich als spezifische Kosten je Kilogramm Quecksilberminderung ausgewiesen, um volkswirtschaftlich besonders effiziente Maßnahmen zu identifizieren. Die gewonnenen Erkenntnisse münden in Vorschläge für eine Quecksilberminderungsstrategie für die deutsche Industrie.

Abstract: Mercury Emissions From Industrial Sources – Status Quo And Perspectives

In 2013, Germany committed itself to the minimization of mercury releases when signing the „Minamata Convention“ on the reduction of mercury emissions. Obligations for mercury emission reduction also result from the OSPAR and HELCOM Convention, the UNECE Heavy Metal Protocol and the EU Water Framework Directive, as well as from the EU Industrial Emissions Directive and its related BAT Reference Documents.

This report documents the results of a research report commissioned by the German Federal Environment Agency to build a basis for a national mercury reduction strategy in the industry sector. Part one of the report studies input and output of mercury in 30 industry sectors. Each sector description comprises an analysis of raw materials, additives and fuels, a description of technical processes and its related mercury emission potential. For each sector the mercury input was estimated by studying the input fractions. Mercury output is analysed by studying emissions to air and water, as well as mercury in waste, products and by products.

Part 2 of the report describes the mercury reduction techniques and its applicability in other plants where these techniques have not been used yet. The focus is on those techniques that guarantee a long-term phasing out of mercury from the biosphere, meaning the transfer of mercury into “real sinks”. The reduction potential is calculated for those sectors with relatively high emissions to air or water occur. For each reduction potential, total costs associated with the reduction measures are estimated. Additionally, to total costs, specific costs are calculated per kilogram of mercury reduction to identify measures with highest economic efficiency. The project results are used for a proposal for a mercury reduction strategy for the German industry.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	21
Tabellenverzeichnis	22
Abkürzungsverzeichnis.....	30
1 Quecksilberminderungstechniken	34
1.1 Luftseitige Quecksilberminderung	34
1.1.1 Sorbenteneindüsung vor trockenen Staubabscheidern	34
1.1.1.1 Beschreibung	34
1.1.1.2 Erzielter Umweltutzen.....	40
1.1.1.3 Medienübergreifende Aspekte	45
1.1.1.4 Anwendungsbeschränkungen.....	45
1.1.1.5 Ökonomische Aspekte	46
1.1.1.6 Gründe für die Anwendung	49
1.1.1.7 Referenzanlagen	50
1.1.1.8 Resümee der Anwendungserfahrungen.....	50
1.1.2 Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter	51
1.1.2.1 Beschreibung	51
1.1.2.2 Erzielter Umweltutzen.....	51
1.1.2.3 Medienübergreifende Aspekte	52
1.1.2.4 Anwendungsbeschränkungen.....	52
1.1.2.5 Ökonomische Aspekte	52
1.1.2.6 Gründe für die Anwendung	53
1.1.2.7 Referenzanlagen	53
1.1.2.8 Resümee der Anwendungserfahrungen.....	54
1.1.3 Abtrennung im Wäscher unter Verhinderung von Re-Emissionen.....	54
1.1.3.1 Beschreibung	54
1.1.3.2 Erzielter Umweltutzen.....	59
1.1.3.3 Medienübergreifende Aspekte	61
1.1.3.4 Anwendungsbeschränkungen.....	62
1.1.3.5 Ökonomische Aspekte	62
1.1.3.6 Gründe für die Anwendung	64
1.1.3.7 Referenzanlagen	64
1.1.3.8 Resümee der Anwendungserfahrungen.....	65

1.1.4	Einbau von Sorbent Polymer Catalyst Composite (SPC)-Modulen	65
1.1.4.1	Beschreibung	65
1.1.4.2	Erzielter Umweltnutzen.....	68
1.1.4.3	Medienübergreifende Aspekte	68
1.1.4.4	Anwendungsbeschränkungen.....	69
1.1.4.5	Ökonomische Aspekte	69
1.1.4.6	Gründe für die Anwendung	70
1.1.4.7	Referenzanlagen	71
1.1.4.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	71
1.1.5	Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	71
1.1.5.1	Beschreibung	71
1.1.5.2	Anwendung in Kohlekraftwerken	72
1.1.5.3	Anwendung in Abfallverbrennungsanlagen	73
1.1.5.4	Erzielter Umweltnutzen.....	74
1.1.5.5	Medienübergreifende Aspekte	74
1.1.5.6	Anwendungsbeschränkungen.....	75
1.1.5.7	Ökonomische Aspekte.....	76
1.1.5.8	Gründe für die Anwendung	77
1.1.5.9	Referenzanlagen	77
1.1.5.10	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	78
1.1.6	Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation.....	78
1.1.6.1	Beschreibung	78
1.1.6.2	Erzielter Umweltnutzen.....	79
1.1.6.3	Medienübergreifende Aspekte	79
1.1.6.4	Anwendungsbeschränkungen.....	80
1.1.6.5	Ökonomische Aspekte.....	80
1.1.6.6	Gründe für die Anwendung	81
1.1.6.7	Referenzanlagen	81
1.1.6.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	81
1.1.7	Festbett-/Wanderbettverfahren.....	81
1.1.7.1	Beschreibung	81
1.1.7.2	Erzielter Umweltnutzen.....	82
1.1.7.3	Medienübergreifende Aspekte	82

1.1.7.4	Anwendungsbeschränkungen.....	83
1.1.7.5	Ökonomische Aspekte.....	83
1.1.7.6	Gründe für die Anwendung	83
1.1.7.7	Referenzanlagen	83
1.1.7.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	83
1.1.8	Unterbrechung des Quecksilberkreislaufs durch Staubausschleusung aus dem Quecksilberkreislauf im Drehrohr (Dust Shuttling in Zementwerken).....	84
1.1.8.1	Beschreibung.....	84
1.1.8.2	Erzielter Umweltnutzen.....	84
1.1.8.3	Medienübergreifende Aspekte	85
1.1.8.4	Anwendungsbeschränkungen.....	85
1.1.8.5	Ökonomische Aspekte.....	85
1.1.8.6	Gründe für die Anwendung	85
1.1.8.7	Referenzanlagen	85
1.1.8.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	85
1.1.9	Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben.....	85
1.1.9.1	Beschreibung	86
1.1.9.2	Erzielter Umweltnutzen.....	87
1.1.9.3	Medienübergreifende Aspekte	88
1.1.9.4	Anwendungsbeschränkungen.....	89
1.1.9.5	Ökonomische Aspekte.....	89
1.1.9.6	Gründe für die Anwendung	89
1.1.9.7	Referenzanlagen	89
1.1.9.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	89
1.1.10	Quecksilberminderung in schwefelsaurem Abgas.....	90
1.1.10.1	Erzielter Umweltnutzen.....	90
1.1.10.2	Medienübergreifende Aspekte	91
1.1.10.3	Anwendungsbeschränkungen.....	91
1.1.10.4	Ökonomische Aspekte.....	91
1.1.10.5	Gründe für die Anwendung	91
1.1.10.6	Referenzanlagen	91
1.1.10.7	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	91
1.2	Wasserseitige Quecksilberminderungstechniken.....	92
1.2.1	Zweistufige Fällung.....	92

1.2.1.1	Beschreibung	92
1.2.1.2	Erzielter Umweltnutzen.....	92
1.2.1.3	Medienübergreifende Aspekte	93
1.2.1.4	Anwendungsbeschränkungen.....	93
1.2.1.5	Ökonomische Aspekte	93
1.2.1.6	Gründe für die Anwendung	93
1.2.1.7	Referenzanlagen	94
1.2.1.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	94
1.2.2	Ultrafiltration	94
1.2.2.1	Beschreibung	94
1.2.2.2	Erzielter Umweltnutzen.....	96
1.2.2.3	Medienübergreifende Aspekte	96
1.2.2.4	Anwendungsbeschränkungen.....	96
1.2.2.5	Ökonomische Aspekte	96
1.2.2.6	Gründe für die Anwendung	96
1.2.2.7	Referenzanlagen	96
1.2.2.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	97
1.2.3	Ionenaustauscherverfahren.....	97
1.2.3.1	Beschreibung	97
1.2.3.2	Erzielter Umweltnutzen.....	98
1.2.3.3	Medienübergreifende Aspekte	98
1.2.3.4	Anwendungsbeschränkungen.....	98
1.2.3.5	Ökonomische Aspekte	98
1.2.3.6	Gründe für die Anwendung	99
1.2.3.7	Referenzanlagen	99
1.2.3.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	99
1.3	Abfallseitige Quecksilberminderungstechniken	100
1.3.1	Vakuumdestillation zur Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle	100
1.3.1.1	Beschreibung	100
1.3.1.2	Erzielter Umweltnutzen.....	101
1.3.1.3	Medienübergreifende Aspekte	101
1.3.1.4	Anwendungsbeschränkungen.....	101
1.3.1.5	Ökonomische Aspekte	102

1.3.1.6	Gründe für die Anwendung	102
1.3.1.7	Referenzanlagen	102
1.3.1.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	102
1.3.2	Drehrohrofen zur Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle.....	102
1.3.2.1	Beschreibung.	102
1.3.2.2	Erzielter Umweltnutzen.....	103
1.3.2.3	Medienübergreifende Aspekte	103
1.3.2.4	Anwendungsbeschränkungen.....	104
1.3.2.5	Ökonomische Aspekte	104
1.3.2.6	Gründe für die Anwendung	104
1.3.2.7	Referenzanlagen	104
1.3.2.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	104
1.3.3	Röstofen zur thermischen Behandlung von Böden und bodenähnlichen Stoffen.....	104
1.3.3.1	Beschreibung	104
1.3.3.2	Erzielter Umweltnutzen.....	105
1.3.3.3	Medienübergreifende Aspekte	105
1.3.3.4	Anwendungsbeschränkungen.....	105
1.3.3.5	Ökonomische Aspekte	105
1.3.3.6	Gründe für die Anwendung	105
1.3.3.7	Referenzanlagen	105
1.3.3.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	105
1.3.4	Anlagen zur thermischen Behandlung von Böden und bodenähnlichen Stoffen	105
1.3.4.1	Beschreibung	106
1.3.4.2	Erzielter Umweltnutzen.....	107
1.3.4.3	Medienübergreifende Aspekte	107
1.3.4.4	Anwendungsbeschränkungen.....	107
1.3.4.5	Ökonomische Aspekte	107
1.3.4.6	Gründe für die Anwendung	107
1.3.4.7	Referenzanlagen	107
1.3.4.8	Resümee der Anwendungserfahrungen.....	107
1.4	Techniken, die sich in der Entwicklung befinden.....	107
1.4.1	Verfahren zur Oxidation von Quecksilber im Abgas	107
1.4.2	Einsatz von Kohlestoffschaum zur Abscheidung von Quecksilber aus der Abluft von Industrieanlagen	109

1.4.3	Abscheidung von Quecksilber in der Abwasserbehandlung	109
2	Überführung von Quecksilber in Senken.....	112
2.1	Langzeitsichere Senken	112
2.2	Vorgehensweise zur Überführung von Quecksilber in langzeitsichere Senken	115
2.2.1	Branchenbetrachtungen.....	115
2.2.2	Datenqualität	115
2.2.3	Auswahl von Sektoren, die detaillierter betrachtet werden	115
2.2.4	Quecksilber in Abwasseremissionen.....	115
2.2.5	Quecksilber in Luftemissionen.....	117
2.3	Betrachtung ausgewählter Sektoren erster Priorität.....	118
2.3.1	Eisen- und Stahlindustrie: Sinterbandanlagen.....	120
2.3.1.1	Techniken zur Minderung von Quecksilber, die sich im Sektor bereits bewährt haben.....	120
2.3.1.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen.....	120
2.3.1.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials.....	124
2.3.1.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	124
2.3.2	Großfeuerungsanlagen für Braunkohle.....	125
2.3.2.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben.....	126
2.3.2.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Austräge, die in anderen Sektoren der Energie erzeugenden Industrie bereits zum Einsatz kommen.....	129
2.3.2.3	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge.....	131
2.3.2.4	Techniken zur Minderung von Hg-Austrägen über Reststoffe	133
2.3.2.5	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials.....	133
2.3.2.6	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	136
2.3.3	Eisen- und Stahlindustrie: Hochöfen.....	138
2.3.3.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben.....	138
2.3.3.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen.....	138
2.3.3.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials.....	142
2.3.3.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	142
2.3.4	Großfeuerungsanlagen für Steinkohle	143

2.3.4.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben.....	144
2.3.4.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen.....	147
2.3.4.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für den Luftbereich	148
2.3.4.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten für den Luftbereich.....	150
2.3.4.5	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge.....	151
2.3.4.6	Abschätzung des abwasserseitigen Minderungspotentials.....	154
2.3.4.7	Abschätzung der abwasserseitigen Hg-Minderungskosten.....	154
2.3.4.8	Techniken zur Minderung von Hg-Austrägen über Reststoffe	155
2.3.5	Elektrostahlwerke	155
2.3.5.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben.....	155
2.3.5.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen.....	156
2.3.5.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials.....	158
2.3.5.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	159
2.3.6	Zementwerke.....	161
2.3.6.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben.....	161
2.3.6.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Branchen bereits zum Einsatz kommen.....	165
2.3.6.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials.....	165
2.3.6.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	166
2.3.7	Ziegelproduktion.....	168
2.3.7.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben.....	168
2.3.7.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen.....	168
2.3.7.3	Techniken zur Minderung von Hg-Austrägen über Abfälle	173
2.3.7.4	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials.....	174
2.3.7.5	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	174
2.3.8	Erzeugung von Gipsprodukten.....	175
2.3.8.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben.....	175

2.3.8.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kamen	175
2.3.8.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials	178
2.3.8.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	181
2.3.9	Glasproduktion	182
2.3.9.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben	182
2.3.9.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen	182
2.3.9.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials	187
2.3.9.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	187
2.3.9.5	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben	188
2.3.9.6	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren angewendet werden.	188
2.3.9.7	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials	190
2.3.9.8	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	190
2.3.10	Biomassefeuerungsanlagen	191
2.3.10.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben	191
2.3.10.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen	191
2.3.10.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials	194
2.3.10.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	194
2.3.11	Braunkohlestaubfeuerung (ohne Zementwerke)	195
2.3.11.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben	195
2.3.11.2	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen	195
2.3.11.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials	198
2.3.11.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	199
2.3.12	Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen	199
2.3.12.1	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben sowie Techniken, die in anderen Sektoren angewendet werden	199
2.3.12.2	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials	201

2.3.12.3	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	202
2.3.13	Chemische Industrie - Titandioxidproduktion	202
2.3.13.1	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben	202
2.3.13.2	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren angewendet werden.	202
2.3.13.3	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials.....	204
2.3.13.4	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	204
2.4	Betrachtung ausgewählter Sektoren zweiter Priorität	205
2.4.1	Abfallverbrennungsanlagen, die nach der 17. BImSchV genehmigt wurden	205
2.4.1.1	Emissionen über den Luftpfad	205
2.4.1.2	Emissionen über den Wasserpfad.....	207
2.4.1.3	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben	207
2.4.1.4	Techniken zur Minderung wasserseitiger Austräge, die in anderen Sektoren eingesetzt oder erprobte werden.	207
2.4.2	Mittelgroße Feuerungsanlagen Steinkohle < 50 MW	209
2.4.3	Produktion von Kupfer	210
2.4.3.1	Bereits in der Branche eingesetzte spezifische Quecksilberminderungsverfahren....	210
2.4.3.2	Übertragung spezifischer Hg-Minderungsverfahren aus anderen Sektoren.....	211
2.4.3.3	Abschätzung von Minderungspotential und Kosten	211
2.4.4	Oxygenstahlwerke.....	212
2.4.4.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen	212
2.4.4.2	Hg-Minderungspotential und Kosten	214
2.4.4.3	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen.....	214
2.4.4.4	Abschätzung von Hg-Minderungspotential und Kosten.....	215
2.4.5	Kalk- und Dolomitherstellung	215
2.4.5.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen	215
2.4.5.2	Abschätzung von Hg-Minderungspotential und Kosten.....	217
2.4.6	Eisen- und Stahlindustrie: Kokereien	218
2.4.6.1	Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen	219

2.4.6.2	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen	221
2.4.6.3	Techniken zur Minderung von Hg-Austrägen über Produkte	221
2.4.6.4	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials	221
2.4.6.5	Abschätzung der Hg-Minderungskosten	221
2.4.6.6	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben	221
2.4.6.7	Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren angewendet werden.	221
2.4.6.8	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials und der Kosten	223
2.4.7	Gießereien	223
2.4.8	Schredderanlagen	223
2.4.9	Krematorien.....	224
3	Quecksilber-Minderungsstrategie	226
3.1	Allgemeines	226
3.2	Ziele und Konzeption der Minderungsstrategie	226
3.2.1	Ziele	226
3.2.2	Konzeption.....	226
3.3	Reduzierung der Emissionen über den Luftpfad.....	227
3.3.1	Minderungspotentiale und Kosten	227
3.3.2	Anpassung der 13. BImSchV - Großfeuerungsanlagen.....	233
3.3.2.1	Hintergrund.....	233
3.3.2.2	Empfehlung.....	234
3.3.3	Anpassung der 17. BImSchV - Abfallverbrennung und Abfallmitverbrennung	234
3.3.3.1	Hintergrund.....	234
3.3.3.2	Empfehlung.....	235
3.3.4	Anpassung der 27. BImSchV - Krematorien.....	236
3.3.4.1	Hintergrund.....	236
3.3.4.2	Empfehlung.....	236
3.3.5	Anpassung der 44. BImSchV – Mittelgroße Feuerungsanlagen.....	236
3.3.5.1	Hintergrund.....	236
3.3.5.2	Empfehlung.....	236
3.3.6	Anpassung der TA Luft.....	237
3.3.6.1	Hintergrund.....	237

3.3.6.2	Allgemeine Empfehlungen.....	238
3.3.6.3	Eisen- und Stahlindustrie: Sinteranlagen.....	238
3.3.6.4	Eisen- und Stahlindustrie: Hochöfen	239
3.3.6.5	Eisen- und Stahlindustrie: Elektrostahlwerke	239
3.3.6.6	Keramikindustrie - Ziegelherstellung	239
3.3.6.7	Gipsherstellung	239
3.3.6.8	Glasherstellung - Behälterglas und Mineralwolle	239
3.3.6.9	Biomassefeuerungsanlagen	240
3.3.6.10	NE-Metallindustrie - Kupfer	240
3.3.6.11	Eisen- und Stahlindustrie: Oxygenstahlwerke	240
3.3.6.12	Kalk- und Dolomitherstellung	241
3.3.6.13	Eisen- und Stahlindustrie: Kokereien	241
3.3.6.14	Schredderanlagen	241
3.3.7	Mitwirkung zur Aktualisierung einschlägiger VDI Richtlinien	241
3.3.8	Messaufgaben.....	242
3.4	Reduzierung der Emissionen über den Wasserpfad	242
3.4.1	Änderung der Grenzwerte in der AbwV zur Anpassung an den Stand der Technik	243
3.4.2	Überprüfung der Grenzwerte in der AbwV nach Untersuchung zum Stand der Technik	243
3.4.3	Mess- und Untersuchungsprogramme in Sektoren, für die derzeit keine Hg-Grenzwerte vorgeschrieben sind	244
3.4.4	Umsetzung des Standes der Messtechnik bei der Analyse von Quecksilber im Abwasser	244
3.5	Reduzierung der Hg-Gehalte in Produkten.....	244
3.5.1	Digitale Plattform zum Verbleib von Hg-haltigen Produkten	245
3.6	Lenkung von Hg aus Abfällen in langzeitsichere Senken.....	246
3.6.1	Lenkung Hg-haltiger Abfälle zur Verringerung von Umweltausträgen	248
3.6.1.1	Zementproduktion	248
3.6.1.2	Kalkherstellung.....	248
3.6.1.3	Metallhütten	248
3.6.1.4	Wegebau.....	249
3.6.1.5	Landwirtschaft	249
3.6.1.6	Deponien der Klasse I	250
3.6.1.7	Deponien der Klasse II	250

3.6.2	Digitale Plattform zur Entsorgung von Hg-haltigen Abfällen.....	250
3.7	Maßnahmen zur Schließung von Datenlücken	251
3.7.1	Messung von Input- und Output-Material	252
3.7.2	Messprogramm im Bereich der Emissionen über den Luftpfad	253
3.7.3	Erstellung einer digitalen Datenplattform zu Luftemissionen.....	254
3.7.4	Erstellung einer digitalen Datenplattform zu Abwasseremissionen.....	255
3.8	Forschungs- und Förderprogramm zu Abgas- und Abwasserreinigungstechniken	255
A	Anhang	256
A.1	Anhang zu 1 - Quecksilberminderungstechniken: Grundlagen der Kostenberechnung	256
A.2	Anhang zu Kap. 2.1 – Langzeitsichere Senken	256
A.3	Anhang zu Kap. 2.3.2 - Großfeuerungsanlagen für Braunkohle	258
A.3.1	Tabellen für Minderungspotentiale	258
A.3.2	Tabellen für Kosten	262
A.4	Anhang zu Kap. 2.3.4 Großfeuerungsanlagen für Steinkohle.....	266
A.4.1	Tabellen für Minderungspotentiale	266
A.4.2	Tabellen für Kosten	270
A.5	Anhang zu Kapitel 2.3.6 - Zementwerke	274
A.6	Anhang zu Kapitel 2.4.1.1 - Abfallverbrennungsanlagen	278
4	Quellenverzeichnis	291

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Quecksilberabscheiderate bei Aktivkohleeindüsung vor einem Elektrofilter bei einem Steinkohlekraftwerk in den USA in Abhängigkeit von der Temperatur....	38
Abbildung 2:	Quecksilberabscheideraten bei steigender Dosierung von unbehandelter und behandelter Aktivkohle vor Gewebefilter oder Elektrofilter in drei US-Kohlekraftwerken.....	41
Abbildung 3:	Quecksilberminderungsraten bei Variation der Aktivkohlezugabe in Braunkohlekraftwerken mit Elektro- und Gewebefilter.....	43
Abbildung 4:	Hg-Emission eines Zementwerks im Direktbetrieb bei Aktivkohle-Eindüsung....	44
Abbildung 5:	Zunahme der Hg-Re-Emission im Wäscher bei Erhöhung des Redoxpotenzials .	57
Abbildung 6:	Installation von SPC-Elementen im Bereich des Tröpfchenabscheiders eines Wäschers	67
Abbildung 7:	Einsatz von SPC-Modulen als Stand-alone Installation am Beispiel eines Zementwerkes mit vorgeschaltetem Wärmetauscher.....	67
Abbildung 8:	Quecksilberabscheiderate in Abhängigkeit vom Halogengehalt in der Kohle.....	73
Abbildung 9:	Verfahrensfließbild des Xmercury®-Verfahrens	87
Abbildung 10:	Hg-Monats- und Jahresmittelwerte nach Einbau des Xmercury®-Verfahrens im Zementwerk Wietersdorf/AT (3/2015-8/2018)	88

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Hg-Minderungsrate beim Einsatz unbehandelter sowie bromierter Aktivkohle vor Staubabscheidern.....	42
Tabelle 2:	Hg-Minderungsrate beim Einsatz bromierter Aktivkohle vor Staubabscheidern	42
Tabelle 3:	Kosten für kohlebasierte Sorbentien zur Quecksilberminderung.....	46
Tabelle 4:	Berechnung spezifischer Investitionskosten für Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung	53
Tabelle 5:	Berechnung jährlicher Kosten für Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung	53
Tabelle 6:	Beispiel von Re-Emissionen an einem US-amerikanischen Kohlekraftwerk.....	55
Tabelle 7:	Kosten für den Einsatz von TMT 15® zur Quecksilberminderung im Abgas von Kohlekraftwerken.....	64
Tabelle 8:	Kostenbeispiel für die Zugabe von Halogenen zur Quecksilberminderung im Abgas eines Braunkohlekraftwerkes	76
Tabelle 9:	Kosten der Quecksilberoxidation im Abgas von Kohlekraftwerken durch den Einsatz einer zusätzlichen Katalysatorschicht.....	80
Tabelle 10:	Schlamm-mengen und Hg-Konzentration bei einer zweistufigen Fällung.....	93
Tabelle 11:	Emissionswerte am Ablauf der Behandlungsanlage für Abwässer aus der Rauchgaswäsche im Kraftwerk Heyden (Ergebnisse der amtlichen Überwachung sowie der Eigenüberwachung an Messpunkt PN 4) in den Jahren 2016 bis 2019	95
Tabelle 12:	Emissionswerte am Ablauf der Behandlungsanlage für Abwässer aus der Rauchgaswäsche im Kraftwerk Staudinger in den Jahren 2015 bis 2019.....	95
Tabelle 13:	Kosten der Quecksilberoxidation im Abgas von Kohlekraftwerken durch die Eindüsung von Katalysatormaterial in den Flugstrom	108
Tabelle 14:	Quecksilberaustrag der untersuchten Sektoren über den Abwasserpfad im Jahr 2016.....	116
Tabelle 15:	Quecksilberaustrag der untersuchten Sektoren über den Luftpfad im Jahr 2016	117
Tabelle 16:	Kriterien zur Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken innerhalb eines Sektors	119
Tabelle 17:	Kriterien zur Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken in andere Sektoren	120
Tabelle 18:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte luftseitige Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen (Trocken- und Nassverfahren).....	121
Tabelle 19:	Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-luftseitigen Emissionen	123
Tabelle 20:	Quecksilberminderungskosten in Sinteranlagen für den Einsatz von Sorbentien	124
Tabelle 21:	Quecksilberminderungskosten in Sinteranlagen (Investition, Betrieb, Entsorgung)	125

Tabelle 22:	Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen, die in Braunkohlekraftwerken bereits eingesetzt oder erprobt wurden	126
Tabelle 23:	Anwendbarkeit von bereits im Sektor eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen auf weitere Braunkohlegroßfeuerungsanlagen.....	129
Tabelle 24:	Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen, die in anderen Sektoren eingesetzt werden	129
Tabelle 25:	Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen für Braunkohlegroßfeuerungsanlagen.....	130
Tabelle 26:	In anderen Sektoren, insbesondere in Steinkohlekraftwerken eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen im Bereich der Abwasserbehandlung	131
Tabelle 27:	Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen über den Wasserpfad auf Braunkohlegroßfeuerungsanlagen.....	133
Tabelle 28:	Zukünftige Hg-Restemissionen von Braunkohlekraftwerken in Abhängigkeit von der Anwendung spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs.....	135
Tabelle 29:	Hg-Minderungspotential bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs gegenüber den Emissionsfrachten im Jahr 2016 von 3.700 kg	135
Tabelle 30:	Hg-Minderungspotential bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs gegenüber den Emissionsfrachten im Jahr 2016 von 3.700 kg (Angaben in Prozent)	135
Tabelle 31:	Hg-Minderungspotential durch den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen (Kohleausstieg herausgerechnet).....	136
Tabelle 32:	Hg-Minderungspotential durch den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen (Angaben in Prozent; Kohleausstieg herausgerechnet)	136
Tabelle 33:	Kostenansätze durch den zusätzlichen Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Braunkohlkraftwerken	137
Tabelle 34:	Kosten durch den zusätzlichen Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Braunkohlekraftwerken.....	137
Tabelle 35:	Spezifische Minderungskosten durch den Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Braunkohlkraftwerken in €/kg abgeschiedenes Quecksilber	137
Tabelle 36:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Hg-Reduktion von Emissionen in die Luft (Trockenverfahren)	138
Tabelle 37:	Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen von Hochöfen	141
Tabelle 38:	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für Hochöfen der Eisen- und Stahlindustrie	142

Tabelle 39	Hg-Minderungskosten in Hochöfen für den Einsatz von Sorbentien	143
Tabelle 40	Hg-Minderungskosten in Hochöfen (Investition, Betrieb, Entsorgung)	143
Tabelle 41:	Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen in die Luft, die in Steinkohlekraftwerken bereits zum Einsatz kommen oder erprobt wurden	144
Tabelle 42:	Anwendbarkeit von bereits in der Branche eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für den Luftpfad auf weitere Steinkohlegroßfeuerungsanlagen.....	147
Tabelle 43:	Zukünftige Hg-Restemissionen von Steinkohlekraftwerken in Abhängigkeit von der Anwendung spezifischer Minderungstechniken bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs.....	149
Tabelle 44:	Hg-Minderungspotential bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs gegenüber den Emissionsfrachten im Jahr 2016 von 1.220 kg	149
Tabelle 45:	Hg-Minderungspotential bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs gegenüber den Emissionsfrachten im Jahr 2016 von 1.220 kg (Angaben in Prozent)	149
Tabelle 46:	Hg-Minderungspotential durch den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen (Kohleausstieg herausgerechnet).....	150
Tabelle 47:	Hg-Minderungspotential durch den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen (Angaben in Prozent; Kohleausstieg herausgerechnet)	150
Tabelle 48:	Kostenansätze durch den zusätzlichen Einsatz spezifischer Hg- Minderungstechniken bei Steinkohle.....	151
Tabelle 49:	Kosten durch den zusätzlichen Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Steinkohlekraftwerken	151
Tabelle 50:	Spezifische Minderungskosten durch den Einsatz spezifischer Hg- Minderungstechniken bei Steinkohlekraftwerken in €/kg abgeschiedenes Quecksilber	151
Tabelle 51:	In Steinkohlekraftwerken eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen im Bereich der Abwasserbehandlung	152
Tabelle 52:	Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen über den Wasserpfad auf andere Steinkohlegroßfeuerungsanlagen	153
Tabelle 53:	Quecksilberausträge von Abwasserbehandlungsanlagen von Steinkohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen.....	154
Tabelle 54:	Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg- Emissionen, die bei der Erzeugung von Elektro Stahl bereits eingesetzt oder erprobt wurden.....	155
Tabelle 55:	Anwendbarkeit von bereits im Sektor eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für den Luftpfad auf weitere Stahlwerke	156
Tabelle 56:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken.....	157

Tabelle 57:	Anwendbarkeit von bereits im Sektor eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für den Luftpfad auf weitere Elektrostahlwerke.....	158
Tabelle 58:	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für Elektrostahlwerke.....	159
Tabelle 59:	Abschätzung der jährlichen Betriebskosten durch Aktivkohleverbrauch für Elektrostahlwerke	160
Tabelle 60:	Abschätzung der Aktivkohlekosten zur Minderung von Hg-Emissionen bei Elektrostahlwerken	160
Tabelle 61:	Abschätzung der jährlichen Abschreibungskosten für die Installation der Anlage (Aktivkohle-Lagerung, -Dosierung und Steuerung der Zugabe).....	161
Tabelle 62:	Jährliche Gesamtkosten für die Anwendung der Aktivkohleeindüsung in der Elektrostahlindustrie	161
Tabelle 63:	Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen, die in Zementwerken bereits eingesetzt oder erprobt wurden.....	162
Tabelle 64:	Anwendbarkeit von bereits im Sektor eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für den Luftpfad auf weitere Zementwerke	164
Tabelle 65:	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für die Zementindustrie bei Installation des Verfahrens zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben bei Anlagen mit einer Emissionskonzentration von über 7 µg/m ³	166
Tabelle 66:	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für die Zementindustrie bei Installation des Verfahrens zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben bei Anlagen mit einer Emissionskonzentration von über 10 µg/m ³	166
Tabelle 67:	Abschätzung der jährlichen Betriebskosten durch das Verfahren zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben	167
Tabelle 68:	Jährliche Gesamtkosten für die Anwendung des Verfahrens zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben in der Zementindustrie	168
Tabelle 69:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen in die Luft (Trockenverfahren)	169
Tabelle 70:	Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen der Keramikindustrie	172
Tabelle 71:	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für Anlagen der Ziegelindustrie ...	174
Tabelle 72:	Hg-Minderungskosten in der Ziegelindustrie für den Einsatz von Sorbentien ..	174
Tabelle 73:	Hg-Minderungskosten in der Ziegelindustrie (Investition, Betrieb, Entsorgung)	175
Tabelle 74:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen in die Luft, die für den Einsatz in der Gipsindustrie in Betracht kommen	176
Tabelle 75:	Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen der Gipsindustrie	178

Tabelle 76:	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für die Gipsherstellung in Anlagen die REA-Gips verarbeiten bei zusätzlicher quecksilberspezifischer Minderung.....	179
Tabelle 77:	Abschätzung der Quecksilberausträge über Abgas aus der Gipsindustrie in Deutschland im Jahre 2016 mit Hg-spezifischer Minderung in den Abgasen bei der REA-Gipsverarbeitung	179
Tabelle 78:	Quecksilbereintrag in die Gipsindustrie in Deutschland beispielhaft im Jahr 2030 bei Einsatz von um 50 % verringertem REA-Gips Einsatz	180
Tabelle 79:	Abschätzung der Quecksilberausträge über Abgas aus der Gipsproduktion in Deutschland im Jahre 2030 bei Ersatz von 50 % verringertem REA-Gips Einsatz und ohne zusätzliche quecksilberspezifische Minderung	180
Tabelle 80:	Abschätzung der Quecksilberausträge über Abgas aus der Gipsproduktion in Deutschland in Anlagen mit 50 % reduziertem Einsatz von REA-Gips im Jahre 2030 und bei zusätzlicher quecksilberspezifischer Minderung	180
Tabelle 81:	Abschätzung der Quecksilberausträge über Abgas aus der Gipsindustrie in Deutschland im Jahre 2030 bei um 50 % verringertem REA-Gipseinsatz und Hg-spezifischer Minderung in den Abgasen der REA-Gipsverarbeitung.....	181
Tabelle 82:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte luftseitige Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen (Trockenverfahren)...	182
Tabelle 83:	Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für luftseitige Emissionen der Glasindustrie.....	186
Tabelle 84:	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für die Glasindustrie.....	187
Tabelle 85:	Hg-Minderungskosten in der Glasindustrie für den Einsatz von Sorbentien	188
Tabelle 86:	Hg-Minderungskosten in der Glasindustrie für den Einsatz von Sorbentien	188
Tabelle 87:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur Minderung von wasserseitigen Quecksilberemissionen der Glasherstellung.....	189
Tabelle 88:	Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken für den Wasserpfad auf Abwasserbehandlungsanlagen der Glasindustrie.....	190
Tabelle 89:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen in Biomassefeuerungsanlagen.....	191
Tabelle 90:	Anwendbarkeit von bereits in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Emissionen	193
Tabelle 91:	Abschätzung der Aktivkohlekosten zur Minderung von Hg-Emissionen bei Biomassefeuerungsanlagen.....	194
Tabelle 92:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen	195
Tabelle 93:	Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen auf Braunkohlestaubfeuerungen	198

Tabelle 94:	Abschätzung der Aktivkohlekosten zur Minderung von Hg-Emissionen bei Braunkohlestaubfeuerungsanlagen	199
Tabelle 95:	In der Chemischen Industrie sowie in anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von wasserseitigen Hg-Emissionen.....	200
Tabelle 96:	Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen über den Wasserpfad auf industrielle Abwasserbehandlungsanlagen	201
Tabelle 97:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von wasserseitigen Hg-Emissionen.....	202
Tabelle 98:	Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken für den Wasserpfad auf Abwasserbehandlungsanlagen der Titandioxidproduktion.....	204
Tabelle 99:	Median-, 90-Perzentil- und Maximalwerte für Hg von Abfallverbrennungsanlagen aus verschiedenen Sektoren	205
Tabelle 100:	Hg-Frachten, abgeschätzt anhand der Emissionserklärungen von 2016 sowie Frachten, die bei Einhaltung eines Zielwertes von 5 µg/m ³ erreicht werden könnten.....	206
Tabelle 101:	Im Bereich der Sonderabfallverbrennung eingesetzte oder erprobte Techniken	207
Tabelle 102:	In anderen Sektoren bewährte Techniken	207
Tabelle 103:	Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von wasserseitigen Emissionen auf Abwasserbehandlungsanlagen der Sonderabfallverbrennung.....	208
Tabelle 104:	Abschätzung der Aktivkohlekosten zur Minderung von Hg-Emissionen bei Steinkohlefeuerungsanlagen < 50 MW	210
Tabelle 105:	Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für Anlagen zur Kalkherstellung...	218
Tabelle 106:	Kosten der Quecksilberminderung in der Kalkindustrie für den Einsatz von Sorbentien	218
Tabelle 107:	In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von wasserseitigen Quecksilberemissionen aus Kokereien	222
Tabelle 108:	Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken für den Wasserpfad auf Abwasserbehandlungsanlagen von Kokereien.....	223
Tabelle 109:	Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad sowie Minderungspotentiale der Sektoren mit Austrägen > 200 kg im Jahr 2016 (unteres Minderungspotential)	227
Tabelle 110:	Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad sowie Minderungspotentiale der Sektoren mit Austrägen > 200 kg im Jahr 2016 (oberes Minderungspotential)	229
Tabelle 111:	Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für die Sektoren mit Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad > 200 kg/a (unteres Minderungspotential).....	230

Tabelle 112:	Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für Sektoren mit Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad > 200 kg/a (oberes Minderungspotential)	231
Tabelle 113:	Ermittelte Hg-Frachten über den Luftpfad sowie Minderungspotentiale für Branchen mit Quecksilberemissionen von 20 bis 200 kg/a im Jahr 2016	232
Tabelle 114:	Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für die Kalkindustrie und die größte Sekundärkupferhütte (Hg-Frachten 20 - 200 kg/a).....	233
Tabelle 115:	Ermittelte Hg-Frachten über den Abwasserpfad	243
Tabelle 116:	Hg-Gehalte in Produkten und Minderungspotentiale (Sektoren mit Austrägen ab 50 kg/a).....	245
Tabelle 117:	Hg-Frachten durch Abfälle > 100 kg/a, die derzeit nicht in eine langzeitsichere Senke verbracht werden.....	247
Tabelle 118:	Liste der als potentiell quecksilberhaltig nach Art 11, §2c der Minamata Konvention eingestuften Abfälle	256
Tabelle 119:	Emissionskonzentrationen und Frachten von Braunkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 7 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	258
Tabelle 120:	Emissionskonzentrationen und Frachten von Braunkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 5 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	259
Tabelle 121:	Emissionskonzentrationen und Frachten von Braunkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn eine Hg-Minderung von 80 % gegenüber dem Jahresmittelwert aus 2016 angenommen wird.....	261
Tabelle 122:	Minderungskosten für Braunkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 7 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	262
Tabelle 123:	Minderungskosten für Braunkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 5 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	263
Tabelle 124:	Minderungskosten für Braunkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn eine Hg-Minderung von 80 % gegenüber dem Jahresmittelwert aus 2016 angenommen wird.....	265
Tabelle 125:	Emissionskonzentrationen und Frachten von Steinkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 4 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	266
Tabelle 126:	Emissionskonzentrationen und Frachten von Steinkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 2 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	267
Tabelle 127:	Emissionskonzentrationen und Frachten von Steinkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 1 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	269

Tabelle 128:	Minderungskosten für Steinkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 4 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	270
Tabelle 129:	Minderungskosten für Steinkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 2 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	271
Tabelle 130:	Minderungskosten für Steinkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 1 µg/Nm ³ erreicht werden soll.	273
Tabelle 131:	Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Zementwerk bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	274
Tabelle 132:	Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Zementwerk bei einem Zielwert von 8 µg/Nm ³	276
Tabelle 133:	Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Hausmüllverbrennungsanlage bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	278
Tabelle 134:	Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für die Hausmüllverbrennung bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	283
Tabelle 135:	Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro EBS-Anlage bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	283
Tabelle 136:	Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für EBS-Verbrennungsanlagen bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	285
Tabelle 137:	Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Klärschlammverbrennungsanlage bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	285
Tabelle 138:	Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für Klärschlamm-Verbrennungsanlagen bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	286
Tabelle 139:	Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Sonderabfallverbrennungsanlage bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	286
Tabelle 140:	Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für Sonderabfallverbrennungsanlagen bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	288
Tabelle 141:	Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Altholzverbrennungsanlage nach 17. BImSchV bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	289
Tabelle 142:	Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für Altholzverbrennungsanlagen nach 17. BImSchV bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	290

Abkürzungsverzeichnis

ABANDA	Abfallanalysendatenbank
AK	Aktivkohle
AP	Arbeitspaket
ASA	Arbeitsgemeinschaft stoffspezifische Abfallbehandlung e.V.
AT	Österreich
BATC	Best available techniques conclusions (Deutsch: BVT-Schlussfolgerungen)
BDG	Bundesverband der Deutschen Gießerei-Industrie e. V.
BDSV	Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V.
BET	Brunauer/Emmett/Teller (Maßeinheit für Stickstoffadsorption auf Aktivkohle)
BK	Braunkohle
BKS	Braunkohlestaubfeuerungsanlagen
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BMKW	Biomassekraftwerk
BREF	BAT Reference Document (Deutsch: BVT-Merkblatt)
BUBE	Betriebliche Umweltdaten-Berichterstattung
BV Glas	Bundesverband Glasindustrie e. V.
BVEG	Bundesverband Erdgas, Erdöl und Geoenergie e.V. (vor 2016: Wirtschaftsverband Erdöl- und Erdgasgewinnung e.V.)
BVK	Bundesverband der Deutschen Kalkindustrie e. V.
BVSE	Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V.
BVT	Beste verfügbare Techniken
BVTS	Schlussfolgerungen zu besten verfügbaren Techniken
CEM	Continuous Emission Monitoring System (Deutsch: kontinuierliche Emissionsüberwachung)
DAV	Deutscher Asphaltverband e.V.
DepV	Deponieverordnung
EBS	Ersatzbrennstoff (aus Abfall gewonnener Brennstoff)
el.	elektrisch
EPA	Environmental Protection Agency
EPRI	Electric Power Research Institute (Energieforschungsinstitut, USA)
EU	Europäische Union
FCC	Fluid Catalytic Cracking (katalytisches Rohöl-Spaltverfahren)
FVH	Fachverband Holzenergie

FWL	Feuerungswärmeleistung
GP	Güterverzeichnis für Produktionsstatistiken
Hg	Quecksilber
HMVA	Hausmüllverbrennungsanlage
IED	Industrial Emissions Directive (Deutsch: Industrieemissionsrichtlinie)
ITAD	Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland e.V.
kg	Kilogramm
KRS	Kayser Recycling-System (Sekundärkupferherstellungsprozess)
KVA	Klärschlammverbrennungsanlage
kW	Kiloheiwatt
KW	Kraftwerk
LAGA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LAI	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz
LuVo	Luftvorwärmer
MA	Mechanische Aufbereitung
MATS	Mercury and Air Toxics Standards (US-amerikanische Hg-Grenzwerte)
M(B)A	Mechanisch (biologische) Anlagen
MBS	Mechanisch biologische Stabilisierung
Mg	Megagramm (entspricht einer Tonne)
MPS	Mechanisch physikalische Stabilisierung
MVA	Müllverbrennungsanlage
MWV	Mineralölwirtschaftsverband e.V.
NAWARO	nachwachsende Rohstoffe
NEM	Nichteisenmetallindustrie
NDL	North Dakota Lignite (Braunkohleförderregion, USA)
NFM	Non-ferrous metals (Nichteisenmetalle)
nq	nicht quantifizierbar
PCDD	polychlorierten Dibenzo-para-Dioxinen
Oxi Kat	Oxidationskatalysator
QSL	Queneau-Schuhmann-Lurgi (Primärbleiherstellungsverfahren)
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register (Deutsch: Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister)
PRB	Powder River Basin (Steinkohleförderregion in Wyoming und Montana, USA)
REA	Rauchgasentschweflungsanlage

RTO	Regenerative Thermische Oxidation (Deutsch: Regenerative thermische Oxidation)
SAV	Sonderabfallverbrennungsanlage
SF	Sulfidische Fällungsmittel
SK	Steinkohle
SLF	Schredderleichtfraktion
SPC	Sorbent Polymer Catalyst Composite (katalytischer Sorbens-Polymer-Verbund)
SSF	Schredderschwerfraktion
SVA	Sonderabfallverbrennungsanlage
TBRC	Top Blown Rotary Converter (rotierender Aufblaskonverter)
Temp.	Temperatur
TS	Trockensubstanz oder Trockenmasse
TxL	Texas Lignite (Braunkohleförderregion, USA)
UBA	Umweltbundesamt
VCI	Verband der Chemischen Industrie e. V.
VDEh	Stahlinstitut (ehemals Verband Deutscher Eisenhüttenleute)
VDP	Verband Deutscher Papierfabriken e. V.
VDZ	Verein Deutscher Zementindustrie e. V.
VersatzV	Versatzverordnung
VGB	VGB PowerTech e.V.
WA	Warenverzeichnis Außenhandel
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WSK	Wertstoffkonverter
WVM	WirtschaftsVereinigung Metalle e.V.

1 Quecksilberminderungstechniken

Nachdem in Kapitel 2 in Teil 1 des Berichtes für jeden Sektor bereits kurz Hg-Minderungstechniken beschrieben wurden, werden in diesem Kapitel die Hg-spezifischen Minderungstechniken vertieft betrachtet und deren Kosten soweit möglich beziffert.

Zunächst werden spezifische Quecksilberminderungstechniken für den Luftpfad (Kapitel 1.1), danach für den Wasserpfad (Kapitel 1.2) beschrieben.

1.1 Luftseitige Quecksilberminderung

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

- ▶ Minderungstechniken, die speziell für die Entfernung von Quecksilber ausgelegt sind.
- ▶ Minderungstechniken, die hauptsächlich zur Abscheidung anderer Luftschadstoffe als Quecksilber eingesetzt werden, insbesondere zur Reduzierung von Staub, NO_x und SO_x, die aber auch den zusätzlichen Vorteil haben, Quecksilberemissionen zu reduzieren. Aufgrund der Nebeneffekte, die diese Techniken erzielen, werden sie auch als "Co-Benefit-Techniken" zur Quecksilberminderung bezeichnet.

Co-Benefit-Techniken werden in der Literatur weitreichend dokumentiert (BREF WI 2006, BREF LCP 2006, BREF LCP 2017, UNECE 2013, Amar 2003, Amar et al. 2010). Sie wurden in Kapitel 2 des in Teil 1 des Berichts jeweils kurz beschrieben.

Dieses Kapitel bezieht sich ausschließlich 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.

Die Beschreibung der Techniken erfolgt gemäß der thematischen Gliederung in den BVT-Merkblättern der Europäischen Union:

- ▶ Beschreibung der Technik,
- ▶ Benennung der verbundenen Umweltleistungen,
- ▶ Information zu relevanten Anwendungsbeschränkungen,
- ▶ Beschreibung von medienübergreifenden Effekten sowie
- ▶ Angaben zu den Investitions-, Betriebs- und Wartungskosten.

Um eine Vergleichbarkeit zwischen den Techniken zu erreichen, wurden die Angaben zu den Kosten so weit wie möglich standardisiert, d. h. auf gleiche Einheiten bezogen (siehe Anhang A.1 zu Kapitel 1). Dies bezieht sich insbesondere auf die Kapitel zu den Großfeuerungsanlagen.

1.1.1 Sorbentieneindüsung vor trockenen Staubabscheidern

1.1.1.1 Beschreibung

Zur Quecksilberabscheidung wird ein Sorbens (i. d. R. Aktivkohle oder Aktivkoks) in den Abgaskanal vor einem trockenen Staubabscheider eingedüst (Gewebe- oder Elektrofilter). Das Verfahren wird als Flugstromsorption bezeichnet. Mechanismen der Adsorption sind bei (Wong 2015) sowie in VDI-Richtlinien beschrieben (VDI 3674 2013, VDI 3927-2 2015). Beim

Flugstromverfahren kommt nicht wie in Festbettreaktoren eine grobe, reaktivierbare „Formkohle“ zum Einsatz, sondern feine, nicht regenerierbare „Pulverkohle“, die 90 % Kornanteil < 0,18 mm enthält (Krebs 2007).

Grundsätzlich ist beim Umgang mit kohlebasierten Sorbentien darauf zu achten, dass bei Sauerstoffanwesenheit (> 12 %) und Kontakt mit heißen Oberflächen (> 450°C) oder erhöhter Abgastemperatur (> 250°C) ein Selbstentzündungsrisiko besteht, ebenso wie ein Explosionsrisiko (meist ab 30 g/m³) (Schütze 2017a). Entsprechend sollten Maßnahmen zur Risikominimierung ergriffen werden. Dazu gehören bspw. die Lagerung der Aktivkohle unter Sauerstoffabschluss, Vermeidung niedriger Abgasgeschwindigkeiten vor dem Filter und Vermeidung größerer Staubablagerungen unter dem Filter durch kontinuierlichen Austrag und Überwachung. Eine Vermischung mit Inertmaterialien kann das Explosionsrisiko vermindern (Sankey 2013, Derenne et al. 2006).

Wichtigste Einflussfaktoren auf die Effizienz der Abscheidung sind die Sorbensverteilung und Quecksilberbindungsform im Abgas, Abgas-Temperatur, -Feuchte und SO₃-Konzentration, Art und die Menge des eingesetzten Sorbens sowie die Wirksamkeit der Staubabscheidetechnik. (Pavlish et al. 2003, Srivastava et al. 2006, Martin 2009, Chang et al. 2010, van Dijen 2015, Bittig 2011, Esser-Schmittmann und Scheele 2018, Klöfer 2019)

Die Sorbensfähigkeit zur Quecksilberbindung hängt somit von vielen Parametern ab, insbesondere von

- ▶ Verteilung im Abgaskanal,
- ▶ Korngröße (äußere Oberfläche),
- ▶ Porenvolumen (Aktivierungsgrad der inneren Oberfläche),
- ▶ Verweilzeit im Abgas und am Filter,
- ▶ Abgastemperatur,
- ▶ Anteil an oxidiertem Quecksilber und Oxidantien im Abgas,
- ▶ Vordotierung (Chemisorption z. B. durch Schwefel, Brom oder Iod),
- ▶ Dosiermenge,
- ▶ Konzentration störender Stoffe im Abgas, insbesondere Wasserdampf, SO₃.

Da eine gute Durchmischung von Gas und Sorbens in der Flugstromstrecke von wesentlicher Bedeutung ist, sollte die Beigabe des Sorbens durch mehrstufige, über den Kanalquerschnitt verteilte, nicht verstopfende Düsen erfolgen (Tebert et al. 2016). Zur besseren Verteilung kann die Eindüsung auch gegen den Abgasstrom mit Drallluftdüsen unter Nutzung von Strömungsmodellen erfolgen (Kaulbars et al. 2019).

Durch Erhöhung der Aktivkohle-/Aktivkoks-Oberfläche wird die Adsorptionsfähigkeit erhöht. Dies wird durch Verringerung der Korngröße und/oder Erhöhung der Porosität („Aktivierung“) erreicht. Die Verlängerung der Verweilzeit kann die Adsorption verbessern. Die Erhöhung der Aktivkohledosierung zeigt jedoch bei Eindüsung vor einem Elektrofilter ab einer bestimmten Menge aufgrund der kurzen Verweilzeit und unzureichenden Verteilung im Abgaskanal keine Wirkung mehr auf die Quecksilberminderung (Schütze 2018a).

Erfolgt die Abscheidung mit einem Gewebefilter, wirken die abgeschiedenen Sorbentien als eine extra Filterschicht (Meier et al. 2015, Sjostrom 2015). Abhängig vom Anteil an oxidiertem Quecksilber und der Verweilzeit können ca. 20 % des Quecksilbers in der Flugstromphase abgeschieden werden sowie rund 80 % in der Sorbensschicht auf dem Filter (VDI 3927-2 2015). Elektrofilter nutzen die Sorbentien zu etwa 90 % im Flugstrom, nur zu ca. 10 % auf der Abscheidefläche (Schütze 2017a). Dadurch beträgt der Sorbensverbrauch bei Gewebefiltern lediglich etwa 10 - 30 % des Verbrauchs bei Elektrofiltern (Schütze 2019a). In Abhängigkeit von weiteren im Filter abgeschiedenen Stoffen kann eine Rezirkulation des Sorbens zur besseren Ausnutzung der Beladungskapazität sinnvoll sein.

Für elementares Quecksilber ist die Adsorptionsfähigkeit von reiner Aktivkohle/Aktivkoks bei typischen Abgastemperaturen von 120 bis 160 °C gering (Fuchs et al. 2014). Je höher die Abgastemperaturen desto eher kommt es zu Desorption von Quecksilber.

Wegen der geringeren Adsorptionsfähigkeit von elementarem Quecksilber wird der Abscheidegrad des Quecksilbers an der Aktivkohle wesentlich durch die Anwesenheit der Halogenide Chlor, Brom und Iod beeinflusst: Werden mehr Halogenide in das Rauchgas eingetragen, liegt das Quecksilber stärker oxidiert vor und lässt sich an Aktivkohle/Aktivkoks besser abscheiden (Wilcox 2015). Dabei ist Jod der stärkste Ligand, gefolgt von Brom und Chlor (Bittig et al. 2015). Eine vergleichbare Erhöhung der Abscheidung lässt sich durch bromierte oder iodierte Aktivkohle erreichen (Matsumara 1967, Nebergall 2015, Cabot Corporation 2019), ebenso wie durch die Dotierung mit ca. 10 % Schwefel (bis 115°C einsetzbar) oder bis zu 20 % Schwefelsäure (bis 200 °C einsetzbar) (Esser-Schmittmann 2018).

Das im Abgas vorhandene Quecksilber wird zunächst physikalisch adsorbiert und hat dann ausreichend Zeit, im Porensystem der Aktivkohle mit den Schwefel- bzw. Brom-/Iod-Verbindungen zu reagieren. Rückreaktionen zu elementarem Quecksilber und mögliche Desorption werden hierdurch unterbunden. (Esser-Schmittmann 2012, Esser-Schmittmann 2014a, Fuchs et al. 2014, Miller 2015)

Hohe Schwefeldioxidraten im Abgas stehen in Konkurrenz zur Quecksilberoxidation, da im heißen Abgasstrom SO_2 zu SO_3 oxidiert wird. Die Reaktion wird von der Aktivkohle katalysiert und führt zur Adsorption von H_2SO_4 am Sorbens (Sjostrom 2015). Während hohe Schwefeldioxidkonzentrationen auch zu positiven Effekten durch Selbstdotierung des Sorbens führen können, wird überwiegend von einer Behinderung der Quecksilberadsorption berichtet (Schütze 2016a). Als Problemlösung wird hier die Zugabe von Kalkderivaten oder Natriumbicarbonat zur Neutralisierung der Schwefelverbindungen angeführt (Chang et al. 2010, Sankey 2013). Auch durch Kühlung des Abgases vor dem Elektrofilter wurden Erfolge bei der Aktivkohleabscheidung in SO_3 -reichem Rohgas erzielt, da sich SO_3 an der Flugasche anlagerte und nicht mehr in Konkurrenz zu Quecksilber auf der Oberfläche der Aktivkohle stand (Kikkawa et al. 2017). Für besonders schwefelhaltiges Abgas wurden spezielle bromierte Aktivkohlesorten entwickelt, auf deren Oberflächen eine geringere SO_2 -Oxidation erfolgt (Cabot Corporation 2019a).

Eine erhöhte Abgasfeuchte behindert ebenfalls die Quecksilberadsorption. Beim Einsatz zu feuchter Sorbentien stellt die Desorption aus dem Porensystem einen Widerstand für den Stoffübergang dar. (Bhardwaj 2007, VDI 3927-2 2015) Experimentell wurde aufgezeigt, dass ein hoher NO_2 -Gehalt ($> 750 \text{ mg/m}^3$) die Quecksilberoxidation und damit die Sorption auf Aktivkohle/Aktivkoks verbessert, wenn das Abgas nicht zu heiß ist ($< 500 \text{ °C}$) und einen geringen SO_2 -Gehalt hat (Miller 2000, Bhardwaj 2007).

Durch die Eindüsung von Aktivkohle erhöht sich der Gehalt an partikelgebundenem Quecksilber im Reingas. Dies ist bei der Emissionsüberwachung mit kontinuierlichen Messgeräten 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 durch Einzelmessungen ein mittlerer Quecksilbergehalt im Staub bestimmt werden und eine entsprechende proportionale Korrektur der Werte aus der kontinuierlichen Messung erfolgen.

Anwendung bei Kohlekraftwerken

In den USA wird die Flugstromsorption seit vielen Jahren in zahlreichen Kohlekraftwerken großtechnisch angewendet (Amar et al. 2010, EPA 2012). In mehreren Anlagen wurde dort zusätzlich zur bestehenden Abgasreinigung ein Gewebefilter zur spezifischen Quecksilberabscheidung mit Sorbentien nachgerüstet und als „TOXECON®-Verfahren“ patentiert (siehe Technikbeschreibung in Kap. 1.1.2) (MacMahon 2007).

Neben der in den USA weit verbreiteten Anwendung bromierter Aktivkohlen (Miller et al. 2017) bietet ein Hersteller kohlenstofffreie Sorbentien an, mit denen in Steinkohlekraftwerken die US-amerikanischen Grenzwerte der „MATS-Rule“ (US EPA 2020) eingehalten werden (Smokey 2012), d. h. es werden Hg-Emissionen unter $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht. Ein Hersteller bietet mit Metallsulfiden dotiertes Bentonit an, das eine sehr hohe spezifische Oberfläche aufweist (z. B. Amended Silicates™) (Novinda 2013, Novinda 2014).

In Deutschland ist der Einsatz von Aktivkohle im Flugstromverfahren bei Wirbelschichtfeuerungen seit langem Praxis, wenn Klärschlamm mitverbrannt wird (z. B. RWE Braunkohlekraftwerk Berrenrath) (Tebert et al. 2016). In Staubfeuerungen > 300 MW mit Nasswäschern wurde Aktivkohlesorption zuerst in zwei Steinkohlekraftwerken der STEAG im Jahr 2010 getestet - allerdings durch direkte Zugabe in die Wäschersuspension. Die beobachtete Auswirkung auf die Quecksilberemission war gering, es resultierte aber eine deutliche Minderung des Weißgrades der Gips suspension (Riethmann 2013).

Weitere Versuche der Aktivkohle-Sorbentienzugabe, nun vor einem Elektrofilter, führte Uniper ab 2015 am 900 MW-Braunkohlekraftwerk in Schkopau durch und baute dort 2017 die erste großtechnische Anlage (Schütze 2019b, Huppertz 2019). Im Zeitraum 2017/2018 gab es auch Versuche in den Braunkohlekraftwerken der LEAG (Jänschwalde, Lippendorf, Schwarze Pumpe) und der MIBRAG (Währlitz, Deuben). RWE testete die Flugstromsorption mit Aktivkoks 2016 bis 2018 in einer Technikumsanlage; 2019 wurde eine großtechnische Anlage an einem der beiden 1.000 MW-Blöcke des Braunkohlekraftwerks Niederaußem für $1,6 \text{ Mio. Nm}^3/\text{a}$ Abgas realisiert. Aktivkoks kann dort trocken eingeblasen oder nach der Nassmahlung feucht eingedüst werden. Der Einbau der Sorbenseindüsung am zweiten Block und an weiteren RWE-Kraftwerken ist in Planung. (Wecker 2019, Wecker 2020)

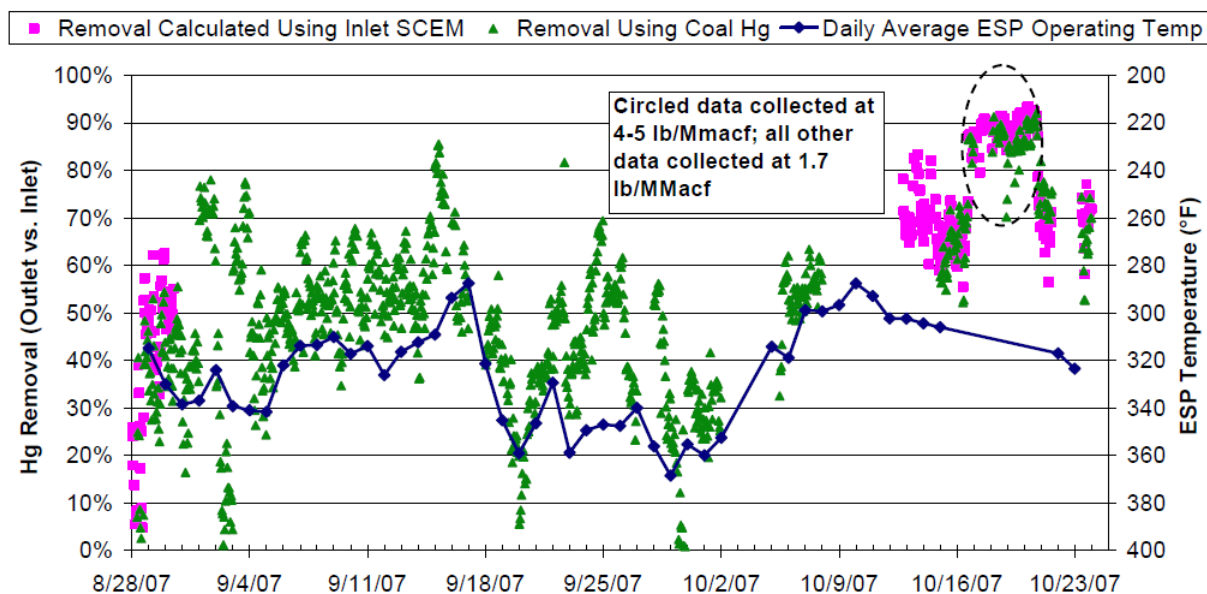
Erhöhte Temperatur im Abgas hat einen negativen Einfluss auf die Abscheidung an Aktivkohle. Dies verdeutlicht das Untersuchungsergebnis, bei dem an einem Braunkohlekraftwerk die zusätzliche Eindüsung von Aktivkohle in ein $> 330^\circ\text{C}$ heißes Rauchgas vor dem Luftvorwärmer erfolgte. Trotz längerer Verweilzeit des Sorbens führte dies zu keiner höheren Quecksilberabscheidung als die alleinige Eindüsung der Sorbentien direkt vor dem Elektrofilter bei ca. 170°C . (Schütze 2018a) Die negative Auswirkung erhöhter Temperatur wurde auch an anderen Kraftwerken gemacht (Zukowski 2018).

Bei einem SO_3 -reichen Abgas zeigte sich der positive Effekt der Abgaskühlung: Die Abkühlung auf 90°C führte bereits ohne Aktivkohlezusatz zu einer Erhöhung der Quecksilberabscheidung in der Flugasche von $100 \mu\text{g}/\text{kg}$ auf $300 \mu\text{g}/\text{kg}$. Die Aktivkohle-Sorbenszugabe ($> 100 \text{ mg}/\text{Nm}^3$)

vor dem Staubfilter bewirkte eine Quecksilber-Ausschleusung von 600 µg/kg mit der Flugasche. (Kikkawa et al. 2017)

Abbildung 1 zeigt die Auswirkung der Temperatur auf die Abscheideraten von Quecksilber an einem Elektrofilter (blaue Kurve). Es wurde in einem Steinkohlekraftwerk in den USA gemessen, bei dem rund 30 mg/m³ Aktivkohle vor dem Elektrofilter eingedüst wurde, sowie kurzzeitig 64 - 80 mg/m³. Die Temperatur ist auf der rechten Seite der Grafik nach oben absinkend (in Fahrenheit) skaliert. Abscheidegrade korrelieren im Bereich 120 - 190 °C mit der Temperaturveränderung und liegen meist zwischen 20 - 70 %. Bei erhöhter Aktivkohlezugabe (64 - 80 kg/m³) wird im Temperaturfenster von 150 - 160 °C (300 - 320 °F) der höchste Abscheidegrad von 80 - 90 % erreicht (gestrichelter Bereich).

Abbildung 1: Quecksilberabscheiderate bei Aktivkohleeindüsung vor einem Elektrofilter bei einem Steinkohlekraftwerk in den USA in Abhängigkeit von der Temperatur



Gestrichelter Kreis: Aktivkohleeindüsung 4-5 lb/MMacf = 64 - 80 kg/m³; sonst: 1,7 lb/MMacf = 27,2 kg/m³

Hg Removal (Outlet vs. Inlet) = Quecksilberminderung (Austrag zu Eintrag)

ESP Temperature = Abgastemperatur am Elektrofilter. 290 - 370°F entsprechen 143 - 188°C

Quelle: (Chang et al. 2010)

In Kohlekraftwerken in den USA werden vor allem bromierte Aktivkohlen eingesetzt (Reisch 2015), insbesondere wenn der Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas unter 80 % beträgt (Zukowski 2018). Auch in Deutschland haben sich bromierte Aktivkohlen bewährt (CSC 2019, Cabot Corporation 2019b, Schütze 2019b).

Im Vergleich zu unbehandelten Aktivkohlen weisen imprägnierte Aktivkohlen in Kohlekraftwerken folgende Vorteile auf (Nebergall 2015):

- Die Quecksilberminderung ist auch bei „schwierigen“ Kohlesorten wie z. B. niedrig chlorierten Kohlen möglich, da mit imprägnierten Aktivkohlen auch elementares Quecksilber abgeschieden werden kann.
- Da durch höhere Abscheideraten im Vergleich zu unbehandelter Aktivkohle auch niedrigere Grenzwerte eingehalten werden können, kann ein zusätzlicher Gewebefilter im Nachgang zu einem Elektrofilter in der Regel vermieden werden.

- Bei imprägnierten Aktivkohlen kann mit deutlich geringeren Eindüsungsraten gearbeitet werden, so dass sich die Entsorgungskosten reduzieren.

Wenn eine bromdotierte Aktivkohle eingesetzt wird und die Zugabe vor dem Luftvorwärmer erfolgt, sind im Kraftwerk ggf. zusätzliche Maßnahmen zum Korrosionsschutz zu treffen (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 berücksichtigt 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).

Anwendung bei Abfallverbrennungsanlagen

In der Abfallverbrennung sind zur Quecksilberminderung nicht nur Staubabscheider und Wäscher (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 Aktivkoks zum Standard. Zur Verhinderung einer Selbstentzündung erfolgt die Eindüsung mit mineralischen Sorbentien gemeinsam oder es werden fertige Mischungen verwendet. Mischungen enthalten 3-30 % Aktivkohle sowie 70-97 % Inertmaterial, das aus Kalkverbindungen, Flugasche oder natürlichen Zeolithen bzw. Bims bestehen kann (VDI 3927-2 2015).

In Abfallverbrennungsanlagen wird das Verfahren meist mit einem Gewebefilter kombiniert, um beladene Sorbentien und Staub abzutrennen. Prinzipiell ist die Sorptioneninjektion auch vor einem Elektrofilter möglich. Aus dem oben beschriebenen Flugstromverfahren wurde das Verfahren der Aktivkohleabscheidung in einer zirkulierenden Wirbelschicht entwickelt. Ein Teil der Sorbentien wird dabei im Umlauf des Systems gehalten. Durch die Zirkulation des Sorptionsmittels wird dessen Verweilzeit im Abgasstrom erhöht und die Sorptionskapazität besser ausgenutzt. Wie beim Flugstromverfahren dient ein Gewebefilter zur Abscheidung des ausgetragenen Anteils der Sorbentien (VDI 3927-2 2015).

In den letzten Jahren hat sich die separate Eindüsung von dotierter Aktivkohle im Bereich der Abfallverbrennung in einigen Anlagen bewährt. Dabei werden dotierte Aktivkohlen mit geringem Schwefelsäure- oder Bromgehalt verwendet. Die Eindüsungsraten können durch kontinuierliche Messung des Quecksilbers im Rohgas geregelt werden. Bei Anlagen, die das Abgas nur mit Trockensorption reinigen, reicht aufgrund der kurzen Abgaswege die Messung im Reingas aus. Mit dotierter Aktivkohle lässt sich der Sorbensverbrauch soweit minimieren, dass sich, im Vergleich zum in der Anschaffung günstigeren Aktivkoks, Betriebsmittelkosten einsparen lassen. Treten Quecksilberspitzen im Rohgas auf, kann bei einer Rohgasmessung kurzfristig von unbehandelten auf beispielsweise schwefelsäureimprägnierte Aktivkohlen umgestellt werden. (Lühmann 2018; Esser-Schmittmann 2018, Tebert et al. 2016)

Wenn für die Technik zusätzlich zur Reingasmessung eine kontinuierliche Rohgasmessung installiert wird, fallen die zugehörigen Betriebskosten im Vergleich zur Reingasmessung deutlich geringer aus: Da die Messung nur zur Regelung der Sorbentien-Art und/oder -Menge dient, fallen keine Kosten für die Kalibrierung durch eine zugelassene Messstelle an. (Lühmann 2018; Esser-Schmittmann 2018)

Mit guten Ergebnissen wurde auch die Sorbenseindüsung direkt in den Wäscher einer Abfallverbrennungsanlage praktiziert (Karpf et al. 2003); die Technik findet allerdings keine Anwendung mehr.

Anwendung bei Zementwerken im Direktbetrieb

Bei der Zementherstellung herrschen höhere Abgastemperaturen während des Direktbetrieb-Modus, bei dem keine Aufgabe von Rohmehl erfolgt. Dies bewirkt höhere Quecksilberemissionen, da die kühlende und Quecksilber adsorbierende Wirkung des dem Abgas entgegenströmenden Rohmehls aus der Rohmühle entfällt. Zur Minderung von Quecksilberspitzen während dieses Betriebszustandes können dem Abgas vor dem Staubfilter Sorbentien zugemischt werden, um die Quecksilberabscheidung zu erhöhen. Da der Filterstaub wiederverwendet wird, erfolgt dadurch keine Quecksilberausschleusung.

Verschiedene Arten von Sorbentien stehen zur Senkung der Quecksilberspitzen auf dem Markt zur Verfügung. Es handelt sich einerseits um kohlenstoffhaltige Produkte, wie z. B. Aktivkoks, Aktivkohle, schwefelimprägnierte oder bromierte Aktivkohle sowie auch um Zeolithe und andere mineralhaltige Mischungen, die ton- oder calciumhaltige Substanzen enthalten. Beim Einsatz mineralischer Sorbentien wurden im Laborversuch Hg_0 -Abscheideraten von 85 % erreicht, wenn die Sorbentien mit Schwefel bzw. Halogeniden ($FeCl_3$ oder $CaBr_2$) behandelt waren (Rumayor et al. 2018).

Bei Versuchen in zehn Zementwerken mit Aktivkoks, bromierter Aktivkohle, Trass (Puzzolan) und einer Sorbentsmischung (35 Gew.-% Aktivkoks, 65 Gew.-% Calciumhydroxid) wurden die höchsten Abscheideraten mit den kohlenstoffhaltigen Sorbentien erreicht. (VDZ IGF 2016)

Anwendungen bei der Stahlerzeugung

Zumindest in einem deutschen Elektrostahlwerk wird Aktivkohle in den Abgasstrom vor dem Gewebefilter eingedüst (Feralpi Stahl 2016), mit dem vorrangigen Ziel, Dioxine und Furane zu mindern (siehe Teil 1 der Studie). In Elektrostahlwerken anderer europäischer Länder (z. B. Österreich, Luxemburg) wird die Technik der Sorbentienzugabe ebenfalls eingesetzt (BREF Eisen und Stahl 2012).

Anwendungen in der Nichteisen-Metallindustrie

Die Technik wird in Sekundärhütten der Nichteisen-Metallindustrie (Blei, Kupfer, Zink) mit dem vorrangigen Ziel eingesetzt, saure Schadgase, Dioxine und Furane zu mindern (siehe Teil 1 der Studie).

Anwendungen in der Nichteisen-Metallindustrie

Die Technik wird in zahlreichen der Krematorien mit dem vorrangigen Ziel eingesetzt, Dioxine und Furane zu mindern (siehe Teil 1 der Studie).

1.1.1.2 Erzielter Umweltnutzen

Im Staubfilter wird durch die Zugabe von Sorbentien in das Abgas die Quecksilberabscheidung erhöht. Als Zusatznutzen (Co-Benefit) erfolgt die Abscheidung organischer und saurer Schadgase.

Umweltnutzen bei Kohlekraftwerken

Vor trockenen Staubfiltern lassen sich bei **Steinkohlekraftwerken** Quecksilberabscheideraten über 90 % erreichen. Abbildung 2 zeigt Minderungsraten bei unterschiedlichen Aktivkohlezugaben in drei Kraftwerken in den USA, wobei jeweils einmal unbehandelte und einmal bromierte Aktivkohle zum Einsatz kam (Feeley et al. 2009). Die Eindüsung erfolgte im

Steinkohlekraftwerk vor dem Elektrofilter und bei den zwei Braunkohlekraftwerken in einem Fall vor dem Elektrofilter, im anderen vor dem Gewebefilter.

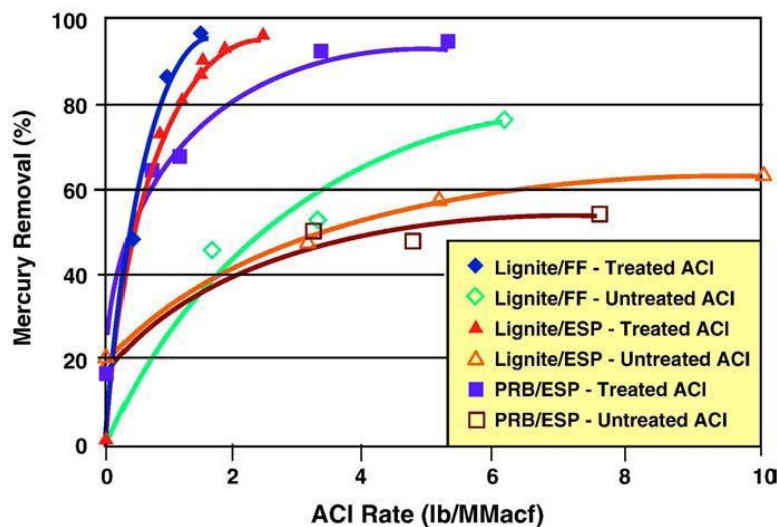
Es zeigt sich, dass unbehandelte Aktivkohle in den Anlagen mit Elektrofilter ab 50 mg/m³ Dosierung eine Minderungsrate von 50 % erreicht, aber bei höherer Dosierung 60 % nicht mehr übersteigt.

Im Braunkohlekraftwerk mit Gewebefilter wurde mit 50 mg/m³ Aktivkohlezugabe nur wenig mehr Abscheidung erreicht als in der Anlage mit Elektrofilter. Bei höherer Dosierung von ca. 110 mg/m³ konnte die Minderung mit unbehandelter Aktivkohle jedoch durch die bessere Ausnutzung des Sorbens in der Staubschicht auf dem Gewebefilter auf knapp 80 % erhöht werden.

Bromierte Aktivkohle erreichte am Gewebefilter bereits bei einer Dosierung von 1 lb/MMacf (16 mg/m³), d. h. einem Siebtel der Menge unbehandelter Aktivkohle, eine Abscheiderate von 80 %. Bei Verdopplung der Dosierung auf 2 lb/MMacf (32 mg/m³) wurde eine Minderung von 95 % erzielt. Auch am Elektrofilter konnte mit bromierter Aktivkohle bei 1,5 - 3,0 lb/MMacf Dosierung (25 - 50 mg/m³) im Braunkohlekraftwerk und im Steinkohlekraftwerk eine Abscheiderate über 90 % erreicht werden.

Es wird deutlich, dass bromierte („imprägnierte“) Aktivkohle hohe Abscheideraten von 90 – 95 % bei gleichzeitig geringer Dosiermenge erreichen kann.

Abbildung 2: Quecksilberabscheideraten bei steigender Dosierung von unbehandelter und behandelter Aktivkohle vor Gewebefilter oder Elektrofilter in drei US-Kohlekraftwerken



ACI (Activated Carbon Injection) Rate = Aktivkohledosiermenge, Treated: behandelt, Untreated = unbehandelt, 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

1 - 10 lb/MMacf (Pfund/Mio. Kubikfuß unter Messbedingungen) = 16 - 160 mg/m³

Quelle: (Feeley et al. 2009)

Ausgehend von Abbildung 2 zeigt Tabelle 1 an zwei Fallbeispielen, welche Menge an Aktivkohle erforderlich ist, wenn 1 kg Quecksilber abgeschieden werden soll. Es wird jeweils eine Ausgangskonzentration an Quecksilber von 20 µg/Nm³ angesetzt. Im ersten Fall wird ein Abscheidegrad von 80 % angenommen und eine eingedüste Menge von 110 mg unbehandelter Aktivkohle pro Normkubikmeter Abgas. Im zweiten Fall wird angenommen, dass 32 mg

bromierte Aktivkohle pro Normkubikmeter Abgas eingedüst werden und ein Abscheidegrad von 95 % erreicht wird. Im Ergebnis werden 80 % Abscheidung mit unbehandelter Aktivkohle durch die spezifische Zugabe von rund 7 Mg/kg Hg erzielt sowie 95 % Abscheidung bromierter Aktivkohle mit spezifischer Zugabe von rund 2 Mg/kg Hg.

Tabelle 1: Hg-Minderungsrate beim Einsatz unbehandelter sowie bromierter Aktivkohle vor Staubabscheidern

Art der Aktivkohle	Hg-Konzentration vor Eindüstung [$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	Hg-Konzentration nach Abscheidung [$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	Minderung der Hg-Konzentration [$\mu\text{g Hg}/\text{Nm}^3$]	Hg-Minderung [%]	Aktivkohle-dosierung [mg/Nm^3]	Spezifischer Aktivkohle-verbrauch [$\text{Mg AK}/\text{kg Hg}$]
Unbehandelte AK	20	4,0	16	80	110	6,9
Bromierte AK	20	1,0	19	95	32,0	1,7

Tabelle 2 zeigt reale Abscheideraten der Flugstromadsorption mit bromierter Aktivkohle in US-Steinkohlekraftwerken vor einem Elektrofilter, sowie in einem Braunkohlekraftwerk mit Gewebefilter. Die Dosierung erfolgte mit einer Ausnahme nach dem Luftvorwärmer (LuVo). Durch die Zugabe der bromierten Aktivkohle wurden geringe Emissionskonzentrationen erreicht. Um die Werte zu erreichen erfolgte eine spezifische Zugabe bromierter Aktivkohle (AK) in Höhe von 0,6 - 4,2 Mg/kg Hg.

Tabelle 2: Hg-Minderungsrate beim Einsatz bromierter Aktivkohle vor Staubabscheidern

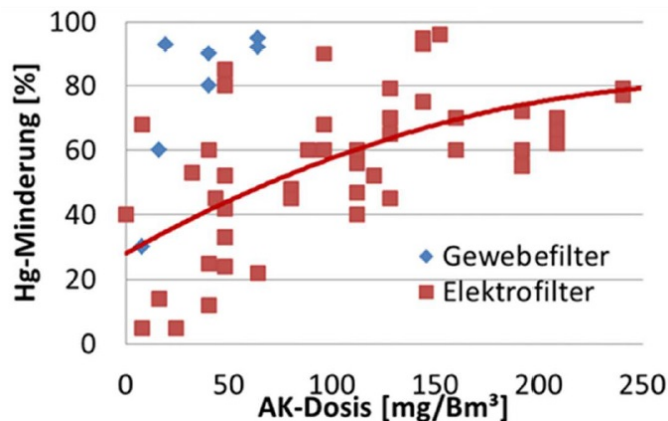
Leistung	Kohleart	Hg in Kohle [mg/kg]	SO_3 -Konzentration [mg/m^3]	Temperatur nach LuVo	Dosierung [mg/m^3]	Dosierung	Filter	Hg-Emission [$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	Hg-Minderung	AK [$\text{Mg}/\text{kg Hg}$]
170 MW	Steinkohle	0,07	gering	140 °C	30	vor LuVo	E	0,8	90 %	4,2
160 MW	Steinkohle	0,07	k. A.	168 °C	19	nach LuVo	E	0,6	> 90 %	< 3,5
250 MW	Steinkohle	0,07	gering	177 °C	6	nach LuVo	E	1,2	90 %	0,6
300 MW	Steinkohle	0,07	< 4	160 °C	5	nach LuVo	E	1,2	86 %	0,7
400 MW	Steinkohle	0,05	< 5	146 °C	5	nach LuVo	E	1,2	85 %	0,7
750 MW	Steinkohle	0,06	< 4	130 °C	18	nach LuVo	E	1,0	90 %	2,0
700 MW	Braunkohle	0,12	< 5	149 °C	32	nach LuVo	G	2,5	91 %	1,3

LuVo = Luftvorwärmer, E = Elektrofilter, G = Gewebefilter, AK = Aktivkohlezugabe (bromiert)

Quelle: (Miller et al. 2017), letzte Spalte: ergänzte Berechnung

Bei **Braunkohlekraftwerken** kann die Quecksilberabscheidung mittels Aktivkohleeindüsung vor Elektrofilter und Wäscher vor allem durch hohe SO_3 -Anteile im Rohgas negativ beeinflusst werden. Auch hier ist der Einsatz von bromierten Aktivkohlen notwendig, um Abscheideleistungen über 80 % zu erreichen. Hohe Abscheideleistungen hängen vor allem davon ab, ob ein hoher Eintrag von ionischem Quecksilber in den Wäscher erreicht und Re-Emission von elementarem Quecksilber im Wäscher verhindert wird. Bei Gewebe- und Elektrofiltern wurden, mit deutlich unterschiedlichen Dosiermengen, Abscheideraten > 95 % erzielt (Abbildung 3). (Schütze 2019)

Abbildung 3: Quecksilberminderungsraten bei Variation der Aktivkohlezugabe in Braunkohlekraftwerken mit Elektro- und Gewebefilter



Quelle: (Schütze 2019)

Durch den Einsatz von unbehandeltem Aktivkoks im Braunkohlekraftwerk Niederaußem konnte die Quecksilberkonzentration zwar um 50 % gegenüber dem Rohgas vor der Eindüsstelle gemindert werden, die Gesamtemissionen nach dem Wäscher sanken durch die Aktivkokseindüsung jedoch lediglich um 30 - 40 %. Dabei erzielten die trockene Zugabe und die Eindüsung nach Nassmahlung vergleichbare Ergebnisse. (Wecker 2020) Offenbar kommt es im Wäscher zur Hg-Desorption und Re-Emission.

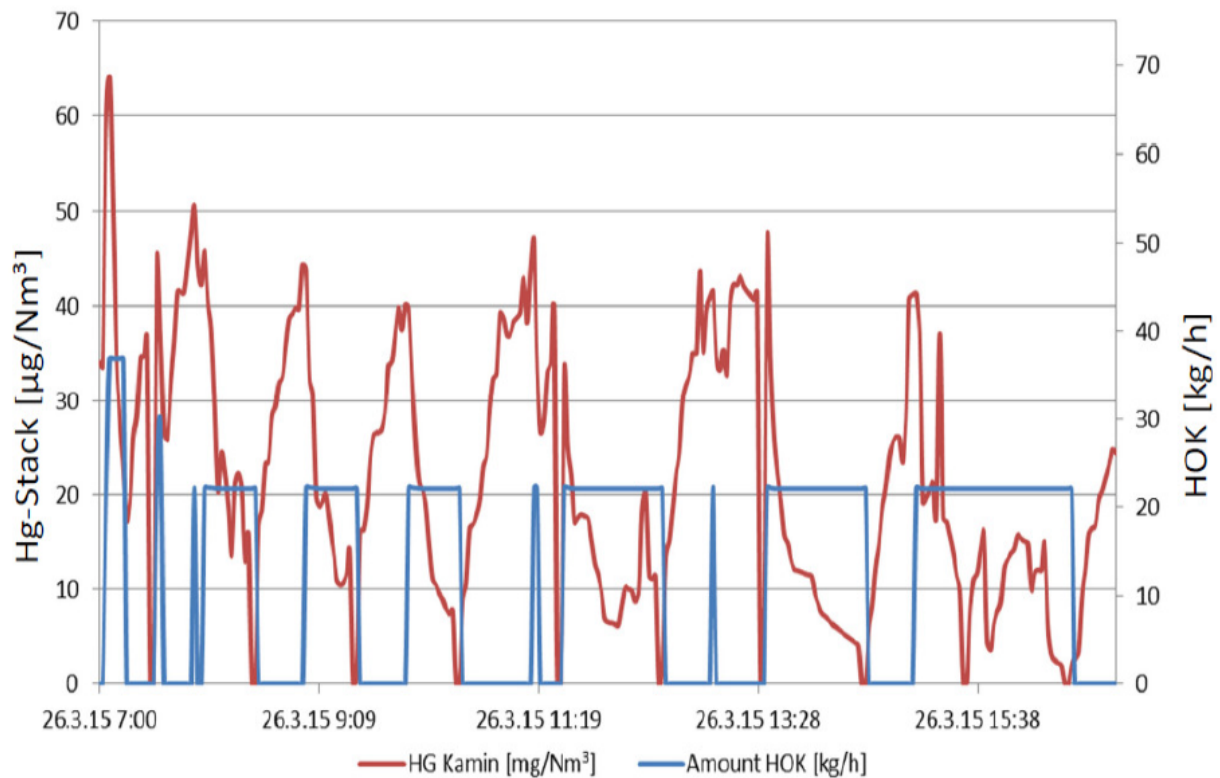
Mit Hilfe von mineralienbasierten Sorbentien (z. B. Amended Silicates™), die für die Zementindustrie entwickelt wurden, konnten bei Versuchen an amerikanischen Kohlekraftwerken, die Powder River Basin-Kohle verbrennen, Emissionskonzentrationen am Schornstein deutlich unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht werden. Die Versuche wurden zum einen an einem Kraftwerk durchgeführt, bei dem die Eindüsung des Sorbens vor einem Gewebefilter erfolgt, zum anderen an einem Kraftwerk, bei dem vor einem Elektrofilter eingedüst wurde. (Butz et al. 2012, Butz 2012, Ghorishi 2015, Novinda 2013)

Umweltnutzen bei Zementwerken

Für eine effiziente Aktivkohlezugabe in das Abgas von **Zementwerken** sollte die Abgastemperatur auf unter 140°C reduziert werden. In einer Untersuchung dreier Sorbentien ließ sich das Hg-Ausgangsniveau von $35 - 45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit zwei Sorbentienarten auf $20 - 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mindern (bei $120 - 240 \text{ kg/h}$ Sorbenszugabe), beim dritten Sorbens auf unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($60 - 100 \text{ kg/h}$ Zugabe). (Oerter 2017)

Abbildung 4 zeigt den Verlauf der Quecksilberemissionen eines Zementwerkes im Direktbetrieb sowie die zugegebene Aktivkoksmenge („HOK“). Bei optimalen Betriebsbedingungen wird eine Reduzierung des Hg-Ausgangsniveaus um $40 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ entsprechend 90 bis 95 % angegeben (Beilmann 2017).

Abbildung 4: Hg-Emission eines Zementwerks im Direktbetrieb bei Aktivkohle-Eindüsung



Hg-Stack = Hg-Emission im Abgas. HOK^(R) = Aktivkoks („Herdofenkoks“). Amount = Menge

Anmerkung auf der Vortragsfolie: „20 kg/h HOK entsprechen einer Dosierung von etwa $60 \text{ mg}/\text{m}^3$ “

Quelle: (Beilmann 2017)

Umweltnutzen bei Abfallverbrennungsanlagen

Durch die Flugstromadsorption werden in **Abfallverbrennungsanlagen**

Quecksilberabscheidegrade von etwa 95 % erzielt. Der Abscheidegrad steigt mit sinkender Abgastemperatur. Bei hohem Quecksilbergehalt im Abgasstrom sind ebenfalls höhere Abscheidegrade zu beobachten (Jäger 2003; Takaoka et al. 2012).

Auch die spezifischen Aktivkohle-Dosieraten sind bei höheren Quecksilberkonzentrationen geringer, zumal in der Abfallverbrennung hohe Anteile an oxidationsfördernden Halogenen enthalten sind, was die Abscheidung erleichtert. Die Zugabe von $100 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ unbehandelter Aktivkohle reduziert eine mittlere Rohgaskonzentration von $200 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ um 85 % auf unter $30 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ (Esser-Schmittmann 2019); damit liegt die spezifische Dosierung des Aktivkokes bei $0,58 \text{ Mg}/\text{kg Hg}$.

In einer Sonderabfallverbrennungsanlage erfolgten im laufenden Betrieb gezielt Quecksilberzugaben, die zu Rohgaskonzentrationen vor dem Gewebefilter von bis zu $6.000 \text{ mg}/\text{m}^3$ führten. Bei Zudosierung einer schwefeldotierten Aktivkohle wurden im Reingas Konzentrationen von $< 1 \text{ mg}/\text{m}^3$ über die gesamte Versuchszeit gemessen. (Fuchs et al. 2014)

Die Quecksilberabscheidung ist besonders effizient, wenn die Aktivkohle mit sulfidischen Substanzen dotiert ist, die Quecksilber in unlösliches Quecksilbersulfid (HgS) überführen. Die bessere Abscheidung wird sowohl bei Gewebefiltern als auch bei Anlagen mit Wäscher beobachtet. (Fritzsche 2018b)

1.1.1.3 Medienübergreifende Aspekte

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

Die Eindüsung von Aktivkoks bzw. Aktivkohle verursacht in **Kohlekraftwerken** eine Erhöhung der Filterstaubmenge von etwa 2 - 5 % (EPA 2005), bei der **Abfallverbrennung** von ca. 10 %.

In der Demonstrationsanlage zur Aktivkokseindüsung im **Braunkohlekraftwerk** Niederaußem hatte die Sorbenszugabe keine Auswirkung auf die Staubemissionen des Kraftwerkes. (Wecker 2020)

Der mit dem Sorbens ausgeschleuste Filterstaub konnte weiterhin zusammen mit Wäscherabwasser („Stabilat“) deponiert oder als Deponiebaustoff verwertet werden. Die Grenzwerte für den TOC-Anteil sowie die bei der Deponierung zusätzlich geltenden Eluatwerte für Quecksilber und gelösten Kohlenstoff wurden trotz der Erhöhung durch den Sorbentieneintrag eingehalten. (Wecker 2020)

Die Eindüsung von Aktivkoks bzw. Aktivkohle kann zu Brandrisiken in der Anlage führen, insbesondere dann, wenn im Rauchgaskanal oder in Gewebefiltertrichtern Entmischungsvorgänge stattfinden. Im Lagerbereich besteht die Gefahr einer Selbstentzündung. Es sind daher entsprechende brandschutztechnische Vorkehrungen zu ergreifen. (Wirling 2011)

Untersuchungen an einem Kohlekraftwerk, wo bromierte Aktivkohle zur Quecksilberminderung vor einem Elektrofilter eingedüst wurde, zeigten, dass die Flugasche etwas höhere Konzentrationen an PBDD/F aufwies. Im Reingas wurden ebenfalls PBDD/F nachgewiesen. Da derzeit keine Faktoren zur Berechnung von Toxizitätsäquivalenten (TEQ) für PBDD/F existieren, wurden die Ergebnisse unter Anwendung der I-TEQ-Faktoren für PCDD/F summiert. Das Ergebnis betrug 0,13 ng/Nm³ bei 7 % O₂. (Hutson et al. 2009)

Beim Einsatz von Aktivkohle zur Erhöhung der Staubabscheidung in **Zementwerken** kann es beim Einsatz von kohlebasierten Sorbentien zu Verfärbungen von Zementprodukten, z. B. Beton, kommen. Aktivkohlenester wurden aber nicht festgestellt. (Hoenig 2020) Zur Vermeidung der Kohlenstoffeinträge können mineralienbasierte Sorbentien verwendet werden (Ghorishi 2015).

In Zementwerken führt die Eindüsung von Aktivkoks bzw. Aktivkohle dazu, dass am Sorbens abgeschiedenes Quecksilber nicht in eine Senke überführt wird, weil die Aktivkohle zusammen mit Filterstaub in der Zementmühle eingesetzt wird. Quecksilber gelangt dort in die Abluft oder verbleibt im Produkt Zement. Der Verbleib im Produkt führt zu einer weiträumigen Quecksilberverteilung in Bauprodukten sowie zu einer Freisetzung bei Korrosion, Recycling und Deponierung von Bauprodukten.

1.1.1.4 Anwendungsbeschränkungen

Für **Abfallverbrennungsanlagen** liegen für diese Technik keine Anwendungsbeschränkungen vor.

Wenn in **Kohlekraftwerken** Brennstoffe mit geringem Chlorgehalt verbrannt werden, eignen sich unbehandelte Aktivkohlen oder Aktivkoks nicht zur Quecksilberabscheidung, da schwer adsorbierbares elementares Quecksilber im Abgas vorherrscht. Bei halogenarmen Brennstoffen sind mit Brom imprägnierte Aktivkohlen deutlich besser geeignet, da sie elementares Quecksilber oxidieren können.

Bei Kraftwerken, deren Flugasche als Zementsubstitut verwertet wird, können durch Sorbentienzugabe verursachte Kohlenstoffgehalte die Produktqualität mindern. Insbesondere

wurden negative Auswirkungen auf die im Zement eingesetzten Porenbildner beobachtet. (Albemarle 2015)

Eine Verschlechterung der Zementqualität ist auch beim Sorbentieneinsatz in Zementwerken während des Direktbetriebes zu beachten, wenn der Filterstaub den Zementprodukten beigemischt wird. Vor diesem Hintergrund wurden „zementfreundliche“ Adsorbentien auf Mineralienbasis entwickelt. (Chang et al. 2010; EPA 2005; Albemarle 2015; Amar et al. 2010) Ein Forschungsvorhaben in Deutschland ergab, dass der Einsatz dieser Sorbentien keine signifikanten Auswirkungen auf die Festigkeitseigenschaften erwarten lässt (VDZ IGF 2016).

1.1.1.5 Ökonomische Aspekte

Tabelle 3 nennt Kosten unterschiedlicher Sorbentien auf Kohlebasis.

Tabelle 3: Kosten für kohlebasierte Sorbentien zur Quecksilberminderung

Bezeichnung	Zusatzinformation	Kosten min. ca.	Kosten max.ca.	Quelle
Aktivkoks („Braunkohlenkoks“)	Angabe für Kraftwerke	300 €/Mg	300 €/Mg	(CSC 2019)
Aktivkoks („Braunkohlenkoks“)	Angabe für Abfallverbrennung	420 €/Mg	480 €/Mg	(Beckmann et al. 2011, Karpf 2009)
Aktivkohle schwefeldotiert	schwach aktiviert BET 300 m ² /g (*) 5 % schwefelhaltig	400 €/Mg	400 €/Mg	(CSC 2019)
Aktivkohle undotiert	hochaktiviert BET 1.000 m ² /g (*)	1.000 €/Mg	1.200 €/Mg	(CSC 2019, Schütze 2016b)
Aktivkohle schwefeldotiert	hoch schwefelhaltig (bis 20 %)	1.200 €/Mg	2.000 €/Mg	(CSC 2019, Reissner 2016, Schütze 2016b)
Aktivkohle bromiert		2.600 €/Mg	3.000 €/Mg	(Albemarle 2015, Cabot Corporation 2019)

(*) Anmerkung: Die Bestimmung der inneren Oberfläche („BET-Wert“) erfolgt nach einer Methode von (Brunauer/Emmett/Teller 1938). Bei der Bestimmung wird ein mathematisches Modell verwendet, das auf der isothermen Stickstoffadsorption bei niedriger Temperatur und Einschichtadsorption basiert.

Für die Entsorgung von Aktivkohle in einer Untertagedeponie werden Kosten von ca. 400 €/ Mg Aktivkohle angegeben (K & S 2020).

Kohlekraftwerke

Die Betriebskosten der Eindüsung von Additiven richten sich nach der Art und Menge der eingesetzten Sorbentien. In Kapitel 1.1.1.2 wurde für unbehandelte Aktivkohle bzw. Aktivkoks in der Abfallverbrennung eine **Dosierrate** von 0,58 Mg/kg Hg genannt, um 85 % Quecksilberminderung zu erreichen. Für Kraftwerke wurde für 80 % Minderung mit unbehandelter Aktivkohle eine spezifische Dosieraten von rund 7 Mg/kg Hg ermittelt sowie lediglich rund 2 Mg/kg Hg für 95 % Minderung mit bromierter Aktivkohle. Länger zurück liegende Erfahrungen aus den USA nannten für 90 % Quecksilberminderung in Kraftwerken spezifische Aktivkohle-Dosieraten von 3 - 20 Mg/kg Hg (Wilcox 2015).

Die Kosten für ein Braunkohlekraftwerk mit einer Feuerungswärmeleistung von 1.000 MW sind für den **Einsatz von schwach mit Schwefelsäure imprägnierter Aktivkohle** von ca. 30 mg/m³ Abgas bei max. 400.000 € Jahresbetriebskosten einschließlich Abschreibung anzusetzen (Esser-Schmittmann 2014a). Hierdurch erhöht sich der Strompreis um ca. 0,005 Cent/kWh (Braunkohle) und es ergeben sich entsprechend Anteile von weniger als 0,2 % an den Stromgestehungskosten. (Tebert et al. 2016)

Andere geben die Kosten beim Einsatz von schwefeldotierten Aktivkohlen (400 €/Mg, Eindüsungsrate 100 mg/Nm³) mit einer Spanne zwischen 0,019 Cent/kWh für ein Steinkohlekraftwerk und für ein Braunkohlekraftwerk bei 0,018 Cent/kWh (Lhoist 2015) an. Der Anteil an den Stromgestehungskosten liegt damit bei 0,3 % (Steinkohle) bzw. 0,4 % (Braunkohle). In diese Kostenberechnungen wurde auch die Entsorgung der zusätzlich anfallenden Filterstaubmengen einbezogen, wobei davon ausgegangen wurde, dass zusätzlich zu entsorgendem Filterstaub Kosten von 100 €/Mg anfallen. (Tebert et al. 2016)

Die Ausführungen im vorangegangenen Absatz beziehen sich auf ein Kraftwerk mit einer Leistung von 500 MW_{el}. Zumeist sind Anlagen mit trockenem Rauchgasreinigungsverfahren ohne Wäscher (z. B. Gewebefilter oder E-Filter mit vorangehender Zugabe von Kalkhydrat) auf eine deutlich geringere Leistung im Bereich von 100 MW_{el} oder weniger ausgelegt. Hier ist mit höheren spezifischen Kosten zu rechnen, da der Aufwand für die Installation der Lagerungs- und Eindüstechnik mit sinkender Anlagengröße nicht proportional sinkt. Es ergeben sich bei ansonsten gleich bleibenden Annahmen für Sorbentienverbrauch und -preis Kosten von 0,026 Cent/kWh für ein Steinkohlekraftwerk und 0,022 Cent/kWh für ein Braunkohlekraftwerk, wenn man beispielsweise für ein Kraftwerk mit einer Leistung von 100 MW_{el} pauschal davon ausgeht, dass der Investitionsaufwand für die Lagerung und Eindüstechnik um 50 % gegenüber einem Kraftwerk mit 500 MW_{el} sinkt. Mit berücksichtigt sind in dieser Kalkulation auch die Entsorgungskosten für zusätzlich anfallende Filterstäube. (Tebert et al. 2016)

Für den **Einsatz von bromierten Aktivkohlen** in Großfeuerungsanlagen werden Kosten von umgerechnet ca. 2,3 Mio. € pro Jahr für ein Kraftwerk mit einer elektrischen Leistung von 500 MW genannt (GORE 2015a (s. a. Tebert et al. 2016)). Dies ergibt eine Strompreiserhöhung von ca. 0,06 Cent/kWh (Braunkohle) bzw. 0,1 Cent/kWh (Steinkohle).

Nach Angaben anderer Quellen (DrySoTec 2015, Cabot Corporation 2015, Albemarle 2015) können die Kosten bei der Zugabe von bromierter Aktivkohle bei Stein- und Braunkohle mit 0,07 Cent/kWh berechnet werden (Eindüsungsrate 100 mg/Nm³ Abgas, Kosten für bromierte Aktivkohle: 2.250 €/Mg; Investitionskosten: 1 Mio. € für die Installation von Lagersilos, Eindüsungs- und Transporttechnik, Entsorgungskosten zusätzlich anfallende Filterstäube: 100 €/t etc.) (siehe auch (Tebert et al. 2016)). Damit liegen die Anteile an den Stromgestehungskosten im Bereich von 1,1 % (Steinkohle) bzw. 1,7 % (Braunkohle). Die Kosten für die Installation der Dosiertechnik können mit 2,0 - 3,4 Mio. € auch deutlich höher ausfallen (Schütze 2016b) oder mit 0,2 - 0,3 Mio. € wesentlich niedriger kalkuliert werden (Esser-Schmittmann 2019).

Die Berechnungen im vorangegangenen Absatz beziehen sich auf ein Kraftwerk mit einer Leistung von 500 MW_{el}. Wird, wie 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.

Das BVT-Merkblatt der Europäischen Union nennt aus den USA jährliche Betriebskosten von 640.000 US-\$ für den **Einsatz von nicht dotierter Aktivkohle** sowie Investitionskosten von 0,5 2-5 bis 1,5 Mio. US-\$/a für das Eindüsungssystem (2013-Preise) (BREF LCP 2017, S. 426). Durch den Einsatz von dotierten Aktivkohlen lassen sich die Jahresbetriebskosten bei gleicher Minderung verringern (BREF LCP 2017).

Für eine Großfeuerungsanlage, die mit Kohle betrieben wird, werden spezifische Sorbentienkosten von 0,44 €/MWh, Investitionskosten von 4.500 €/MWh und Kosten für die Dosiertechnik von 2 Mio. € beim Einsatz von undotierter Aktivkohle vor einem Gewebefilter genannt. Für den Einsatz von bromierter Aktivkohle vor einem E-Filter werden spezifische Sorbentienkosten 2,22 €/MWh, Investitionskosten von 4.400 €/MW und 2 Mio. € Kosten für die Dosiertechnik angegeben (Schütze 2016b). Daraus lassen sich für den Einsatz von undotierter Aktivkohle vor einem Gewebefilter spezifische Betriebskosten von 0,063 Cent/kWh für ein Steinkohlekraftwerk und 0,055 Cent/kWh für ein Braunkohlekraftwerk berechnen (Abschreibungszeit 10 Jahre). Für den Einsatz von bromierter Aktivkohle vor Elektrofilter errechnen sich spezifische Betriebskosten von 0,3 Cent/kWh für ein Steinkohlekraftwerk und 0,18 Cent/kWh für ein Braunkohlekraftwerk (Abschreibungszeit 10 Jahre).

Bei einem Kohlekraftwerk mit Elektrofilter und Wäscher in Deutschland (400 MW_{el}, 1,8 Mio. Nm³/h, Hg-Minderung von 15 auf < 5 µg/Nm³) betrugen die Betriebskosten je nach Sorbenspreis (500 - 2.500 €/Mg) 1,0 - 5,1 Mio. €/a und die Investitionskosten in die Dosiertechnik 3,4 Mio. €. Diese beinhalteten 1,25 Mio. € für Silo- und Stahlbauarbeiten, 1,05 Mio. € für Förderleitungen und Maschinenteknik, 450.000 € für Elektrik und Leittechnik, 150.000 € für Messtechnik sowie 500.000 € für Engineering und Inbetriebnahme. Die Betriebs- bzw. Aktivkohlekosten lassen sich durch Fällungsmittel im Wäscher reduzieren (Schütze 2019a). Daraus lassen sich bei einer Abschreibungszeit von 10 Jahren spezifische Minderungskosten von 0,075 Cent/kWh für ein Steinkohlekraftwerk und 0,045 Cent/kWh für ein Braunkohlekraftwerk berechnen, wenn undotierte Aktivkohle (Preis 500 €/Mg) eingesetzt wird. Beim Einsatz von bromierter Aktivkohle (2.500 €/Mg) erhöhen sich die spezifischen Minderungskosten auf 0,3 Cent/kWh für ein Steinkohlekraftwerk und 0,18 Cent/kWh für ein Braunkohlekraftwerk. Die Kosten für den Einsatz bromierter Aktivkohlen erscheinen überhöht, denn (Schütze 2019a) geht von einer Sorbentienmenge, die vor dem E-Filter eingedüst wird, von 150 g/Nm³ Abgas aus. Wie sich der Abbildung 2 entnehmen lässt, ist beim Einsatz bromierter Aktivkohlen eher mit Eindüsraten von 16 -80 mg/Nm³ (entspricht 2-5 lb/MMacf) zu rechnen.

Für die Kostenberechnungen für Großfeuerungsanlagen in Kap. 2 wird überschlägig von Kosten von 0,05 Cent/kWh für Braunkohlefeuerungsanlagen bei einer Abschreibungszeit von 10 Jahren und von 0,06 Cent/kWh bei einer Abschreibungszeit von 6 Jahren ausgegangen. Für Steinkohlekraftwerke wird von einem Wert von 0,08 Cent/kWh bei einer Abschreibungszeit von 10 Jahren und von 0,09 Cent/kWh bei einer Abschreibungszeit von 6 Jahren ausgegangen. Es wird dabei angenommen, dass undotierte Aktivkohle eingesetzt wird.

Abfallverbrennung

Zur Lagerung der Sorbentien liegen die Investitionskosten für kleinere Abfallverbrennungsanlagen (Containerlagerung) bei ca. 50.000 € und für die Silolagerung bei größeren Anlagen bei ca. 100.000 € (Esser-Schmittmann 2014a).

Für eine Abfallverbrennungsanlage mit einem Jahresdurchsatz von 300.000 Mg beläuft sich der Verbrauch schwach schwefelsäuredotierter Aktivkohle auf ca. 30 Mg/a, wenn die Kohle beispielsweise nach einem Wäscher und vor einem Gewebefilter eingesetzt wird. Erfolgt der

Einsatz in einer trockenen Flugstromadsorption ohne Wäscher, wird von einem Verbrauch von ca. 200 Mg/a ausgegangen (Esser-Schmittmann 2014a) (siehe auch (Tebert et al. 2016)).

Durch die Umstellung von der Verwendung herkömmlicher Aktivkohlen auf dotierte Aktivkohlen lassen sich ggf. Kosteneinsparungseffekte erzielen (Esser-Schmittmann 2014a) (siehe auch (Tebert et al. 2016)).

Zementwerk

Die Eindüsung von Aktivkohle erfolgt üblicherweise im Direktbetrieb (BezRegDT 2015). Die Eindüsungsmengen liegen in einer Anlage zwischen 10 - 100 kg/h (Heidelberg 2013). Bei angenommenen 7.000 Betriebsstunden pro Jahr, einer mittleren Eindüsungsrate von 50 kg/h und unter der Annahme von 20 % Direktbetrieb, lässt sich ein jährlicher Aktivkohleverbrauch von 70 Mg errechnen. Entsprechend kommt man bei Kosten für bromierte Aktivkohle von 2.250 €/t auf Betriebskosten von ca. 160.000 €/a. Diesem Wert sind noch die Abschreibungskosten hinzuzurechnen, die für die Aktivkohlelagerung, Leit- und Fördertechnik entstehen. (Tebert et al. 2016)

1.1.1.6 Gründe für die Anwendung

Die Technik der Sorbenseindüsung im Flugstromverfahren vor einer Staubabscheidung hat die Erhöhung der Abscheideraten von Quecksilber aus dem Abgasstrom zum Ziel. Durch den Einsatz von mit Brom oder Schwefel dotierter Aktivkohle kann die Dosierate verringert und die Wirkung erhöht werden; diese imprägnierten Aktivkohlen sind jedoch mit höheren Kosten verbunden.

In **Kohlekraftwerken** ist die Technik zum Beispiel im Vergleich zur SPC-Technik mit relativ geringen Investitionskosten verbunden und kann durch die Vielzahl an Sorbentien an die jeweiligen Abgas-Charakteristika und baulichen Gegebenheiten der Kraftwerke angepasst werden.

Als kostengünstiges Verfahren zur Reinigung von Rauchgasen aus der **Abfallverbrennung** hat sich das Flugstromverfahren durchgesetzt. Dies gilt insbesondere bei Neuanlagen als Alternative zu Festbettverfahren. In den vergangenen 15 Jahren wurden in Deutschland bei neuen Anlagen nahezu ausschließlich trockene oder quasi-trockene Anlagen installiert. (Tebert et al. 2016)

In **Zementwerken** wird die Technik nicht zur Ausschleusung von Quecksilber, sondern vorrangig zur Vermeidung von Quecksilberspitzen im „Direktbetrieb“ (ohne Rohmehlaufgabe) eingesetzt, da dann erhöhte Abgastemperaturen zu einer geringeren Abscheidung in den Staubfiltern führen.

In der **NE-Metallindustrie** wird die Technik in Sekundärhütten der Blei-, Kupfer- und Zinkindustrie verwendet, um vorrangig Dioxine und Furane zu entfernen und sekundär Quecksilber zu mindern.

In **Sinterbandanlagen** der Eisen- und Stahlindustrie sowie in **Elektrostahlwerken** kommt das Verfahren aus dem gleichen Grund zum Einsatz, um vorrangig Emissionen von Dioxinen und Furanen zu vermeiden und sekundär auch Quecksilber zu mindern.

In **Krematorien** ist die Technik weit verbreitet. Sie ist ebenfalls vorrangig zur Minderung der Dioxin- und Furan-Emissionen installiert worden und reinigt zusätzlich Quecksilberemissionen mit ab.

1.1.1.7 Referenzanlagen

Kohlekraftwerke

Bei einem Großteil der Kohlefeuerungsanlagen in den USA werden Sorbentien, insbesondere bromierte Aktivkohle, vor einem trockenen Staubfilter eingedüst. Ziel ist die Einhaltung der amerikanischen Grenzwerte gemäß MATS-Rule (US EPA 2020). Auf der Homepage der US-EPA ist eine Liste der Anlagen, die mit speziellen Quecksilberminderungstechniken arbeiten und die amerikanischen Grenzwerte einhalten, verfügbar. (EPA 2012) Im Jahr 2011 waren mehr als 100 Kraftwerksblöcke mit der Flugstromsorption vor einem Staubfilter ausgestattet (Amar et al. 2010, EPA 2012). (siehe auch (Tebert et al. 2016))

Abfallverbrennungsanlagen

Die Eindüsung von Aktivkohle zur Quecksilberabscheidung ist in Abfallverbrennungsanlagen sehr weit verbreitet. Alle Hausmüll- und alle EBS-Anlagen sowie ca. 90 % der Klärschlammverbrennungsanlagen arbeiten mit Aktivkohle oder Braunkohlenkoks in der Abgasreinigung. Ein hoher Prozentsatz verwendet dabei die Eindüsung vor einem Gewebefilter. Bei Sonderabfallverbrennungsanlagen ist der Anteil der Anlagen mit Aktivkohleeindüsung dagegen relativ gering. Zum Teil ist dies darauf zurückzuführen, dass einige Anlagen nur sehr quecksilberarme Abfälle verbrennen und daher Emissionswerte von weniger als 4 µg/m³ aufweisen, selbst wenn es keine spezifischen Techniken zur Quecksilberminderung gibt. (Tebert et al. 2016)

Eine rohgasüberwachte Dosierung von schwefelsäuredotierter Aktivkohle wird u. a. in der Sonderabfallverbrennungsanlage der HIM in Biebesheim sowie in den Hausmüllverbrennungsanlagen MHKW Rothensee in Magdeburg und in der MVB Borsigstraße in Hamburg eingesetzt.

Zementwerk

In Paderborn und in Beckum befinden sich beispielsweise Referenzanlagen, die mit Aktivkohleeindüsung vor dem Staubabscheider betrieben werden, (CEMEX 2014, Heidelberg 2013, Heidelberg 2014). Weitere Beispiele sind Zementwerke in Wössingen (NADR 2012, Lafarge 2014) und in Rüdersdorf bei Berlin (CEMEX 2014) (siehe auch (Tebert et al. 2016)).

Seit dem Jahr 2012 werden in einem Werk der Firma Lafarge Zement GmbH in Wössingen Aktivkohle oder aktivkohleähnliche Stoffe in den Abgasstrom vor dem Filter eingedüst. Die Eindüsung wird nur für den Fall vorgenommen, dass die Gefahr einer Grenzwertüberschreitung besteht, und führt effektiv zur Absenkung der Quecksilberspitzen. (NADR 2012) (siehe auch (Tebert et al. 2016))

In den beiden oben genannten Zementwerken in Paderborn und Beckum wurden Versuche mit bromierter Aktivkohle durchgeführt, deren Ergebnisse nicht bekannt sind.

Elektrostahlwerke

Im Stahlwerk der Firma Feralpi in Riesa wird Aktivkohle vor dem Gewebefilter eingedüst (Feralpi Stahl 2016).

1.1.1.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Der Einsatz von Sorbentien vor einem trockenen Staubabscheider ist insbesondere in den USA weit verbreitet. Es werden insbesondere Aktivkohlen sowie bromierte Aktivkohlen eingesetzt.

In Deutschland ist der Einsatz von Aktivkohlen vor einem Staubfilter im Abfallverbrennungsbereich sehr weit verbreitet. Daneben wird Aktivkohle auch zu Minderung

von Quecksilber und anderen Schadstoffen in einzelnen Anlagen der Zementindustrie und der Stahlindustrie angewendet.

Mit dem Einsatz Aktivkohlen lassen Hg-Abscheidegrade von 80 % und mehr erreichen. Mit hochdotierten Aktivkohlen auf Brom- und Schwefelbasis kann die Abscheideleistung auf über 90 % gesteigert werden.

1.1.2 Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter

1.1.2.1 Beschreibung

Bei dem Verfahren wird vorentstaubtes Abgas im Flugstromverfahren mit Aktivkohle oder Aktivkoks gemischt und in einem Staubfilter abgeschieden. Findet die Abscheidung auf einem Gewebefilter statt, wird auf dessen Oberfläche eine hochwirksame Filterschicht erzeugt. (Esser-Schmittmann 2014a)

In **Abfallverbrennungsanlagen** ist die Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter („Polzeifilter“) seit vielen Jahren Stand der Technik. (Fehrenbach et al. 2008; BREF WI 2020)

In **Kohlekraftwerken** in den USA wurde das Flugstromverfahren mit einem Gewebefilter meist etwa 2009 als Alternative zu einem Wäscher in Anlagen mit niedrigem Anteil saurer Schadstoffe installiert. Nach einem Elektrofilter werden die sauren Bestandteile und Quecksilber abgeschieden; das Verfahren wurde in den USA mit dem Namen TOXECON® patentiert (MacMahon 2007, Chang 2015).

Auch in **Zementwerken** kann nach der Hauptentstaubungseinheit eine zweite Entstaubung z. B. in Form eines Gewebefilters errichtet werden. In dieser zusätzlichen Filterstufe kann entweder ausschließlich Aktivkoks oder Aktivkohle eingedüst werden oder kohlebasierte Sorbentien zusammen mit anderen Sorbentien, die zur Abscheidung saurer Schadstoffe (SO₂, HCl, HF) dienen. (BREF CLM 2010) Die Zugabe quecksilberspezifischer Sorbentien kann kontinuierlich erfolgen oder nur, wenn Quecksilberspitzen gemindert 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 im Zementwerk dann nicht wie sonstiger Filterstaub dem Produkt zugemischt, sondern entsorgt, z. B. in einer Untertagedeponie.

Die Firma FLSmidth & Co. A/S bot 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 zusätzlicher Elektro- oder Gewebefilter benötigt. Es konnte keine Beschreibung oder technische Darstellung davon ermittelt werden, was mit dem in der Grafik als „Nebenprodukt“ bezeichneten Staub geschieht. (Paone 2011, FLSmidth 2015a) (siehe auch (Tebert et al. 2016)) Das System entspricht somit einer Flugstromadsorption, wie sie in der Abfallverbrennung und in Kohlekraftwerken eingesetzt wird. Das Verfahren wird nach Auskunft der Firma nicht mehr angeboten (FLSmidth 2020).

1.1.2.2 Erzielter Umweltnutzen

Mit der Technik lässt sich eine erhebliche Erhöhung des Quecksilberabscheidegrades einer Anlage erreichen (siehe Teil 1 der Studie zu Quecksilberemissionen bei Abfallverbrennungsanlagen).

In Kohlekraftwerken in den USA wurden mit der Technik hohe Abscheideraten und Emissionskonzentrationen deutlich unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erzielt (MacMahon 2007, Chang 2015). Von einem Zementwerk in den USA wird eine Abscheiderate von 90 % berichtet, ein weiteres Zementwerk erzielte in einer Testreihe Abscheidegrade bis zu 97 % (Barnett 2013, Paone 2011).

Je nach den verwendeten Sorbentien können mit der Technik auch andere Schadstoffe aus dem Rauchgas entfernt werden, insbesondere staubgebundene Schwermetalle, organische Schadstoffe (v. a. PCDD/F) sowie saure Abgasbestandteile (Schwefeldioxid, HCl, HF) (Tebert et al. 2016).

Durch die Ausschleusung der quecksilberbeladenen Aktivkohle und nachfolgende Deponierung unter Tage wird das Quecksilber der Biosphäre entzogen und in eine langzeitsichere Senke überführt.

1.1.2.3 Medienübergreifende Aspekte

Da zum Ausgleich des Druckabfalls Energieaufwand für ein Gebläse notwendig ist, ist mit der Technik ein Ressourcenverbrauch (Aktivkohle) verbunden. (siehe auch (Tebert et al. 2016)).

1.1.2.4 Anwendungsbeschränkungen

Für die Technik bestehen keine technischen Anwendungsbeschränkungen. Bei bestehenden Anlagen können durch geringen Platz für einen zusätzlichen Gewebefilter Mehrkosten entstehen.

1.1.2.5 Ökonomische Aspekte

Berechnungen der US-EPA zeigen, dass Kapitalkosten für den Einbau eines zusätzlichen Gewebefilters mit vorangehender Aktivkohleeindüsung von durchschnittlich 2,5 USD pro Mg produziertem Zement (ca. 2,3 €/t) entstehen. (US EPA 2010) Damit betragen die Investitionskosten bei einem spezifischen Abgasvolumen von $2.300 \text{ Nm}^3/\text{Mg}$ (BREF CLM 2013, S. 429) etwa 1 € je $1.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$ zu behandelndem Abgas. (siehe auch (Tebert et al. 2016))

Für die Abfallverbrennung werden bei Abgasvolumina von $75 - 100.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$ etwa 1,45 - 2,0 Mio. € für einen Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung angesetzt (UBA AT 2002, S. 138). Daraus ergeben sich spezifische Kosten von 15 - 27 € je Nm^3/h , im Mittel etwa 21 € je Nm^3/h . Eine neuere Studie nennt Kosten von 0,9 - 1,0 Mio. € bei $100.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$ und 160°C bzw. 220°C , jedoch ohne Einbaukosten und Kosten der Vorrichtung zur Aktivkohleeindüsung (UBA 2008). Nur für den Gewebefilter ergeben sich Investitionskosten von etwa 9 - 10 €/(Nm^3/h) zu behandelndem Abgas. In den Berechnungen zu ökonomischen Aspekten in Kapitel 2 dieser Studie werden die Kosten von 1,45 - 2,0 Mio. € für einen Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung aus der Studie von 2002 zugrunde gelegt (UBA AT 2002, S. 138) und mit einem Zuschlag von 22 % entsprechend der Inflationsraten des Jahres 2002 bis zum Referenzjahr 2016 gerechnet (Destatis 2020). Dadurch erhöhen sich die spezifischen Investitionskosten von im Mittel 21 €/Nm³ auf etwa 25,6 € je Nm^3/h . Im Folgenden wird vereinfachend angenommen, dass sich die Investitionskosten linear verhalten, d. h. unabhängig von der Anlagengröße. Bei einer Abschreibungszeit von 10 Jahren auf einen Gewebefilter mit Vorrichtungen zur Aktivkohleeindüsung ergeben sich somit jährliche Investitionskosten von 2,56 € je Nm^3/h (Tabelle 4).

Tabelle 4: Berechnung spezifischer Investitionskosten für Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung

Investitions- kosten im Jahr 2002 [Mio. €]	Abgas- volumen [Nm ³ /h]	Spez. Investkos- ten 2002 [€/(Nm ³ /h)]	Mittlere spez. Invest- kosten 2002 [€/(Nm ³ /h)]	Inflationszu- schlag 2002 bis 2016	Spezifische Investkos- ten 2016 [€/(Nm ³ /h)]	Jährliche spez. Invest- kosten [€/(Nm ³ /h)]
1,45 - 2,0	75.000 - 100.000	15 - 27	21	22 %	25,6	2,56

Hinzu kommen Betriebskosten. Es werden Stromkosten von etwa 22.000 €/a angegeben (UBA AT 2002, S. 138); mit einem Inflationszuschlag von 22 % ergeben sich etwa 26.800 €/a Stromkosten. Dies ergibt für die Anlage mit 100.000 Nm³/h Stromkosten von 0,27 € je Nm³/h (Tabelle 5).

Tabelle 5: Berechnung jährlicher Kosten für Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung

Jährliche Stromkosten im Jahr 2002 [€/a]	Inflations- zuschlag 2002 bis 2016	Jährliche Stromkosten im Jahr 2016 [€/a]	Jährliche spezifische Strom- kosten* [€/(Nm ³ /h)]	Jährliche spez. Invest- kosten Gewebefilter [€/(Nm ³ /h)]	Summe jährliche Kosten [€/(Nm ³ /h)]	Gerundete jährliche Kosten [€/(Nm ³ /h)]
22.000	22 %	26.800	0,27	2,56	2,83	3

* Anlage mit 100.000 Nm³/h (UBA AT 2002, S. 138)

In Summe ergeben sich ohne den Sorbentieneinsatz aus den auf 10 Jahre abgeschrieben Investitionskosten und den jährlichen Stromkosten Gesamtkosten von rund 3 € pro Jahr je Nm³/h für den Einbau und Betrieb eines zusätzlichen Gewebefilters. Damit belaufen sich die jährlichen Zusatzkosten bei einer Anlage mit 100.000 Nm³/h Abgasvolumen auf rund 300.000 €.

Weitere Kosten fallen für den Einsatz von Aktivkohle oder Aktivkoks an, deren Kosten von der Dosierate und der Qualität abhängig sind (Feinheit, Porenvolumen, Imprägnierung mit Schwefel oder Halogenen). Für Kostenbeispiele zu Kohlekraftwerken und Abfallverbrennungsanlagen siehe Kap. 1.1.1.5.

1.1.2.6 Gründe für die Anwendung

Mit der Technik können Quecksilberemissionen auf ein sehr niedriges Niveau reduziert werden.

1.1.2.7 Referenzanlagen

Bei Abfallverbrennungsanlagen arbeiten zahlreiche Anlagen mit dem Verfahren. Beispielsweise sind 19 Anlagen in Nordrhein-Westfalen mit Sorbentieneindüsung vor zusätzlichem Gewebefilter ausgestattet, dem in der Regel ein Elektrofilter und Wäscher vorgeschaltet sind. Vor dem Filter wird meist ein Gemisch aus Kalkhydrat und Aktivkohle oder Aktivkoks eingedüst, um Quecksilber sowie organische und saure Schadstoffe aus dem Abgas zu entfernen. (Tebert et al. 2016, S. 260)

Das Zementwerk der Ash Grove Cement Company in Durkee (Oregon/USA) setzt das Verfahren eines zusätzlichen Gewebefilters mit Aktivkohleeindüsung ein (UNEP 2017). Eine Testanwendung erfolgte im Zementwerk von Norcem in Breivik (Norwegen) (Paone 2011).

1.1.2.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Der Einsatz von Sorbentien vor einem zusätzlichen trockenen Staubabscheider wird bei einigen Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland praktiziert. Der Gewebefilter dient dabei als sogenannter Polizeifilter. Darüber hinaus wird ein zweiter Gewebefilter mit Sorbentieneindüsung in Einzelfällen in der Zementindustrie eingesetzt.

Der erreichbare Hg-Abscheidegrad hängt u. a. auch von der Schadstoffkonzentration im Abgas vor dem zweiten Filter ab. Wird in vorangehenden Stufen kein oder nur unwesentlich Quecksilber abgeschieden, können Minderungsgrade für Quecksilber erreicht werden, die in der Höhe derjenigen liegen, die für einen einfachen Filter genannt werden. Mit dem Einsatz von Aktivkohlen lassen sich dann Hg-Abscheidegrade von 80 % und mehr erreichen. Mit hochdotierten Aktivkohlen auf Brom- und Schwefelbasis lässt sich die Abscheideleistung auf über 90 % steigern.

1.1.3 Abtrennung im Wäscher unter Verhinderung von Re-Emissionen

Die nachfolgenden Erkenntnisse wurden überwiegend an Kohlekraftwerken, teilweise auch an Abfallverbrennungsanlagen gewonnen.

1.1.3.1 Beschreibung

In einem Nasswäscher können oxidierte Quecksilberverbindungen $\text{Hg}^{2+}_{\text{aq}}$ zu einem weitgehend aus dem Abgas abgeschieden, in die Abwasserreinigung eingeleitet und dort insbesondere über den Schlamm abgetrennt werden (Blythe 2015).

Die in die flüssige Phase übergetretenen Quecksilberspezies werden in der Waschflüssigkeit dort ablaufenden chemischen Reaktionen unterzogen, welche wiederum die Lage des Lösungsgleichgewichtes beeinflussen. Die diese Reaktionen beeinflussenden Parameter, zum Beispiel Temperatur, Redoxpotential oder Ligandenstärke, können gegenläufige Auswirkungen haben. (Bittig et al. 2016a; Bittig et al. 2016b)

Wie zuvor beschrieben, ist metallisches Quecksilber schlecht wasserlöslich. Im Wäscherkreislauf kann es infolgedessen ausgestrippt und über die Abgase freigesetzt werden. Diesen Vorgang bezeichnet man als Re-Emission. (VDI 3927-2 2015, Keiser et al. 2014; Miller et al. 2014b, Riethmann 2013) (siehe auch (Tebert et al. 2016))

Für die unerwünschte Bildung von Hg^0 oder Hg^+ aus $\text{Hg}^{2+}_{\text{aq}}$ wird vierwertiger Schwefel (gelöstes SO_2 , HSO_3^- bzw. SO_3^{2-}) als Reduktionsmittel vermutet. Um ($\text{Hg}^{2+}_{\text{aq}}$) zu reduzieren, tragen Inhibitoren der Sulfidoxidation bei – dies sind z. B. Thiosulfat und Iodid sowie Schwefel-Stickstoff-Verbindungen, speziell HADS (Hydroxylamin-O-sulfonsäure). (VDI 3927-2 2015) (siehe auch (Tebert et al. 2016))

Tabelle 6 zeigt die Ergebnisse von Messungen von elementarem und oxidiertem Quecksilber im Abgas vor dem Wäscher und am Schornstein eines US-amerikanischen Kohlekraftwerks. Es ergaben sich Re-Emissionen von $3,4 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ an elementarem Quecksilber. Obwohl 95 % des im Rauchgasstrom vor dem Wäscher enthaltenen oxidierten Quecksilbers in der REA abgeschieden wurden und der Anteil an oxidiertem Quecksilber vor dem Wäscher 76 % betrug, lag die Gesamtquecksilberabscheiderate bei lediglich 34 %.

Tabelle 6: Beispiel von Re-Emissionen an einem US-amerikanischen Kohlekraftwerk

Parameter	Einheit	Eingang Wäscher	Kamin
Hg ⁰	µg/Nm ³	2,2	5,7
Hg ²⁺	µg/Nm ³	6,9	0,38
Anteil oxidiertes Hg	%	76	
Hg-Gesamt	µg/Nm ³	9,2	6,1
Hg ²⁺ Rückhaltung	%		95
Hg ⁰ -Re-Emissionen	µg/Nm ³		3,4
Hg ⁰ -Re-Emissionen bezogen auf Eingangskonzentration Hg ²⁺	%		49
Hg-Gesamtabcheidung	%		34

Quelle: (Blythe 2015)

Um die Quecksilberkonzentration im Abgas zu minimieren, sollte zunächst die Reduktion von bereits abgeschiedenem zweiwertigen Quecksilbers zu Hg(0) unterdrückt werden. Darüber hinaus ist die Oxidation des in die flüssige Phase übergetretenen Hg(0) zu Hg (II) zu unterstützen. Eine weitere Verbesserung der Quecksilberabscheidung kann durch eine Absenkung der Konzentration der ungeladenen Quecksilberspezies erreicht werden. Von besonderer Bedeutung sind hierbei Komplexreaktionen, die bei Anwesenheit eines Überschusses an Komplexbildnern, den Liganden, ablaufen. Die wichtigsten Quecksilberliganden sind die Halogenide Chlorid, Bromid und Iodid. Bei den Reaktionen entstehen anionische Quecksilberkomplexe, welche am Gas-Flüssigkeitsgleichgewicht nicht mehr teilnehmen. (Bittig et al. 2016a; Bittig et al. 2016b)

Als weitere Liganden agieren Sulfit (SO₃²⁻) und Hydroxid (OH⁻). Im Gegensatz zu den Konzentrationen der Halogenide sind die Konzentrationen dieser Liganden im Waschwasser stark pH-Wert abhängig und nehmen mit zunehmenden pH-Wert zu. Bei mehrstufigen Wäschersystemen sind aufgrund des niedrigeren pH-Wertes die Voraussetzungen zur Quecksilberabscheidung insbesondere im ersten Wäscher gegeben. Eine zur Minimierung der Konzentrationen an 2-wertigem Quecksilber im Waschwasser häufig eingesetzte Maßnahme ist die Quecksilberfällung mit einem spezifischen Fällungsmittel, wodurch das gelöste Quecksilber in unlösliche Verbindungen überführt wird. (Bittig et al. 2016a; Bittig et al. 2016b)

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 (EEA 2008; Keiser et al. 2014, Miller et al. 2014b, Miller et al. 2007, Schütze 2015; (Blythe 2015; Liedke 2017; Kikkawa et al. 2017; Pieper und Bittig 2016; Winter et al. 2016; Deutscher Bundestag 2016; Klein 2016; Pastore und Martin 2016; Pieper und Bittig 2017; Mayer 2017; Bittig et al. 2016b; Heidel 2015; Klöfer und Bittig 6.-2018; Pastore 6.-2018):

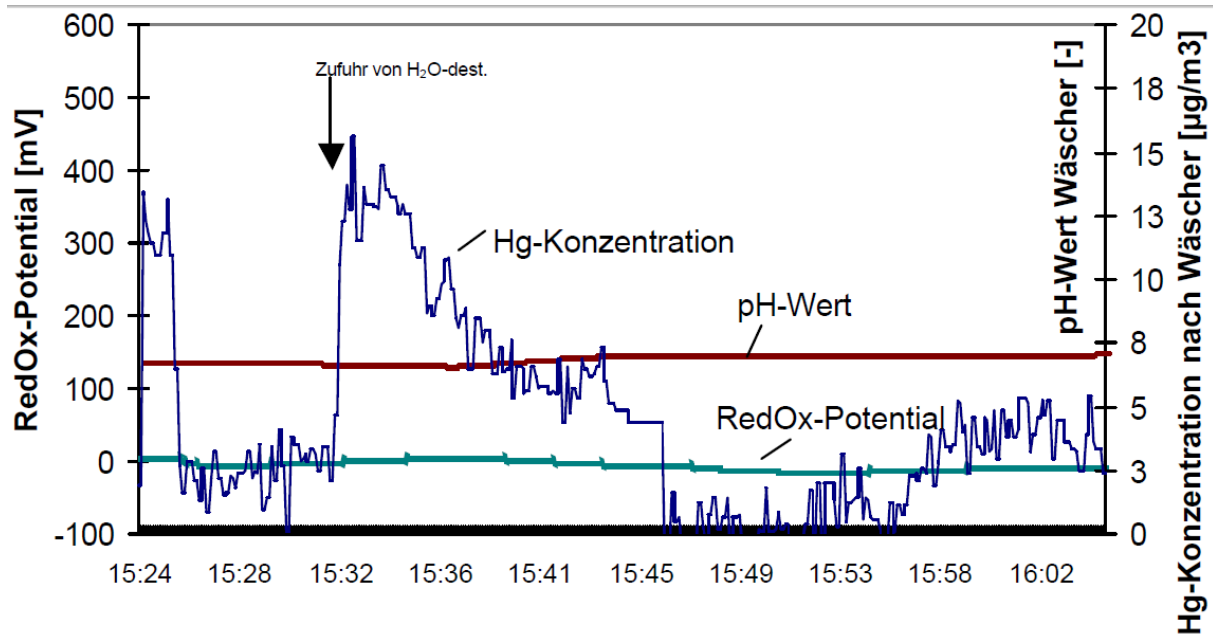
- ▶ Niedrige pH-Werte in der Wäschersuspension führen zu geringeren Re-Emissionen.
- ▶ Hohe Halogenidkonzentrationen tragen zu einer Verminderung der Hg-Re-Emissionen bei.

- ▶ Bei Redoxpotentialen kleiner 250 mV erhöht sich die an Feststoffe gebundene Quecksilbermenge, die Folge sind verringerte Hg-Re-Emissionen. Der optimale Bereich liegt zwischen 100 und 250 mV. Das Redox-Potential lässt sich über die Oxidationsluftzugabe steuern.
- ▶ Bei einem Redoxpotential < 0 mV oder bei schwankenden Redoxpotentialen sind erhöhte Hg-Re-Emissionen zu beobachten. Ein stabilisiertes Redoxpotential trägt somit zur Verminderung von Re-Emissionen bei.
- ▶ Mit steigenden Temperaturen steigt die Re-Emission exponentiell.
- ▶ Fällungsreaktionen von Quecksilber sind unabhängig vom pH-Wert,
- ▶ Die Bildung von Persulfaten oder Peroxymonosulfaten trägt zu Hg-Re-Emissionen bei.
- ▶ S(IV) Komponenten haben einen Einfluss auf die Oxidationsstufe von Quecksilber und damit auch auf das Re-Emissionsverhalten einer Anlage. Die Randbedingungen dieser Prozesse sind allerdings noch wenig erforscht.
- ▶ Die Quecksilberkonzentrationen im Rauchgas von Kraftwerken können ansteigen, wenn die Last reduziert wird. Der Grund wird in einem höheren Sauerstoffgehalt im Abgas und damit höherem Redoxpotential gesehen.
- ▶ Die Re-Emissionen sind direkt proportional mit dem Anteil an Quecksilber in der Flüssigphase im Wäschersumpf.
- ▶ Re-Emissionsreaktionen finden überwiegend in der flüssigen Phase statt. Daher ist die Wahrscheinlichkeit geringer, dass ausgefälltes Quecksilber oder Quecksilber, welches an die Festphase adsorbiert ist, an Re-Emissionsvorgängen beteiligt ist.

Untersuchungen am Wäscher eines Steinkohlekraftwerks zeigten eine sprunghafte Zunahme der Re-Emission bei Erhöhung des Redoxpotentials durch Zugabe von destilliertem Wasser (Hein et al. 2001) (s. Abbildung 5). Die Autoren vermuten, dass mit dem Abgas oder dem Kalkstein unterschiedlich hohe Konzentrationen an Schwermetallionen (Kobalt, Nickel, Eisen, Mangan) in den Wäscher eingetragen werden, die durch eine Radikalkettenreaktion die Oxidation von Sulfit zu Sulfat katalysieren und dadurch das Löslichkeitsgewicht wesentlich verändern. Außerdem führen sie an, dass mit dem Abgas eingetragenes Iodid als Inhibitor der Reaktion von Sulfit zu Sulfat wirkt und die Inhibierung zusätzlich durch die Bildung von Schwefel-Stickstoffverbindungen verstärkt wird, die über eine Disproportionierungsreaktion des reaktiven und wasserlöslichen NO_2 zu Nitrit mit Sulfit bzw. Hydrogensulfit gebildet werden (vgl. (Gutberlet et al. 2000)).

Eine inhibierte Absorberchemie wird durch vergleichsweise niedrige Redox-Potenziale (etwa < 400 mV) sowie signifikante Mengen an Iodid und Rest-Sulfit im Waschwasser gekennzeichnet. Durch das niedrige Redoxpotential wird die Löslichkeit der Quecksilberverbindungen im Waschwasser vermindert, so dass es zur Re-Emission kommt. (Hein et al. 2001)

Abbildung 5: Zunahme der Hg-Re-Emission im Wäscher bei Erhöhung des Redoxpotenzials



Quelle: (Hein et al. 2001)

Im heißen Abgasstrom kann ein DeNO_x-Katalysator aufgrund der Oxidation von Quecksilber dazu beitragen, dass sich die Re-Emissionen erhöhen (Dombrowski 2008). Ebenfalls zu einer Erhöhung der Re-Emissionsrate kann die Oxidation von Quecksilber führen, wenn Bromidverbindungen in den Brennstoff hinzugegeben werden (Chang et al. 2010) (siehe auch (Teibert et al. 2016)). In beiden Fällen wird eine höhere Quecksilbermenge im Wäscher gelöst. Um eine Re-Emission zu verhindern, ist daher die Ausschleusung der gelösten Quecksilberverbindungen und das Redoxpotenzial zu optimieren.

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 auch 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)

Neben der Re-Emission aus dem Wäscher wird auch vermutet, dass Quecksilber aus dem Rohgas auf den Flächen des rotierenden Gas-Gas-Wärmetauschers (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 neben der Optimierung des Redoxpotenzials grundsätzlich die folgenden 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 benötigte (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, die amerikanischen Grenzwerte gemäß MATS-Rule (US EPA 2020) 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 von Re-Emissionen stellt die Verwendung von Komplexbildnern und Fällungsmitteln dar. Bei mehrstufigen Wäschersystemen sind die Voraussetzungen für eine gute Quecksilberabscheidung durch Komplexierung insbesondere im ersten Wäscher gegeben. Die Abscheidung der Halogenide erfolgt primär in der ersten Waschstufe, so dass in vielen HCL-Wäschern ohne zusätzliche Maßnahmen ein für die Komplexierung günstiges Ligandenangebot vorliegt. Die zweite Waschstufe sollte dann mit einer Maßnahme zur schnellen Abtrennung des in diese Stufe eingetragenen Quecksilbers ausgestattet sein, z. B. der Dosierung eines Additivs zur Hg-Fällung oder der Rückführung von ligandenreicher und quecksilberarmer Waschlösung aus der Abwasserreinigungsanlage. (Bittig et al. 2016b)

Im Hinblick auf die Abscheidewirkung von Fällungsmitteln sind die Bedingungen im Wäscher, welche stark von der Zusammensetzung des Waschwassers geprägt werden, von entscheidender Bedeutung (hohe Gehalte an Halogenen und Sulfid im Waschwasser tragen zu einer Verminderung der Re-Emissionen bei). Ein niedriges Redoxpotential erfordert geringere Zugaben an Fällungsmitteln (Pastore 6.-2018).

Nachfolgend werden Anwendungsbeispiele für den Einsatz von Fällungsmitteln in der nassen Rauchgaswäsche genannt. Die Aufzählung ist jedoch nicht abschließend, da immer wieder neue Produkte auf den Markt gebracht werden.

Als Fällungsmittel werden häufig Schwefelverbindungen eingesetzt. Die Organosulfide Trimercapto-s-triazin-trinatriumsalz (TMT) und Natrium-Dimethyldithiocarbamat (DMDTC) sind in Deutschland weit verbreitet (LfW 2005). Über ein autorisiertes Händlernetz unter dem Namen TMT 15® vertreibt die Evonik Industries AG TMT (LfW 2005, Evonik 2013). In den USA kommt TMT dagegen weniger zum Einsatz (Sanderson et al. 2008). (siehe auch (Tebert et al. 2016))

DMDTC zeigt ein hohes Potential für aquatische Toxizität. Die aquatische Toxizität von TMT ist ca. ein Tausendstel geringer als die von DMDTC. Der Überschuss muss vor der Abwassereinleitung mit Eisen (II) salzen eliminiert werden (VDI 3927-2 2015). (siehe auch (Teibert et al. 2016))

Laboruntersuchungen zeigten, dass hohe Konzentrationen an Chlor- und Brom-Ionen im Wäschersumpf die Wirkungen von sulfidischen Fällungsmitteln wie TMT oder Na₂S hemmen können. (Masoomi 2017)

Neben Organosulfiden wird mittlerweile eine Vielzahl von weiteren Fällungsmitteln und Komplexbildnern auf dem Markt angeboten.

Die Firma NET GmbH bietet ein Fällungsmittel auf der Basis von anorganischen polymeren Natrium-Thionat- und polymeren Schwefelverbindungen 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 (Fritsche 2018a, 2018b)

Ein weiterer Anbieter bietet ein anorganisches Fällungsmittel, das Polysulfide und Thiosulfate enthält und mit geringen Mengen an Bromzusätzen und Natriumhydroxid versehen ist, unter dem Markennamen PRAVO® an (Vosteen et al. 2008) (Vosteen et al. 2017).

Ein Hersteller bietet auf dem Markt ein Fällungsmittel an, das auf der Basis von Polydiocarbamaten arbeitet (MerControl 8034 Plus®) (Meier 2018).

Ein amerikanisches Energieunternehmen berichtet von Erfolgen bei der Minderung von Hg-Re-Emissionen durch die Zugabe von Sulfidverbindungen in Konzentrationen von 20-30 mg/l im Wäschersumpf (Gansley 2017).

Ein unter dem Markennamen KLeeNscrub ® angebotenes Fällungsmittel zum Einsatz im Wäscher basiert auf einer 28 %-igen wässrigen Lösung von Natriumpolythiocarbonat (Pastore und Martin 2016).

80RT-IL™® ist eine Mischung aus ionischen Halogeniden und einem Oxidationsmittel zur Unterstützung der Abscheidung von Quecksilber im Wäscher. Es bildet mit dem Quecksilber stabile Komplexe, welche in der Abwasserreinigung der Rauchgaswäscher als HgS abgeschieden werden. Der Komplexbildner wurde in Israel entwickelt. (Barnea 2017)

Die Firma SUEZ bietet ein Fällungsmittel unter dem Markennamen MetClear*MR2405® auch als MerCURxE*® bezeichnet an (Walterick und Smith 2017). Über die Zusammensetzung dieses Fällungsmittels werden von der Firma keine Angaben gemacht.

Ein anderes amerikanisches Unternehmen bietet die Zugabe von Eisensalzen im Wäscher an, um Quecksilber auszufällen (Blythe 2015; Higgins 2009).

1.1.3.2 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. Die meisten Erfahrungen mit sulfidischen Fällungsmitteln bzw. mit Aktivkohle wurden an Steinkohlekraftwerken gemacht. Insbesondere bei sulfidischen Fällungsmitteln erfolgt eine Anwendung aber auch im Bereich der Abfallverbrennung. In diesen Fällen wird im Text explizit darauf hingewiesen.

Verminderung von Re-Emission durch Aktivkohle im Wäscherkreislauf

Für den Einsatz von Aktivkohle im Wäscherkreislauf gab STEAG für das Jahr 2005 Minderungsraten von mehr als 90 % an (EU Hg Annex 2005) (siehe auch (Tebert et al. 2016)).

Bezogen auf die Aktivkohlezugabe im Wäscher finden sich bis April 2015 auf der US-Internetseite von STEAG unter der Überschrift „Hg-Capture in Wet FGD“ eine Quecksilberminderungsrate von über 95 % sowie damit verbundene Emissionswerte von unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ („greater than 95 % or 0.5 lb/TBtu“) (Tebert 2015a, STEAG-US 2015a) (siehe auch (Tebert et al. 2016)).

Auf einer US-Konferenz im Jahr 2012 berichtete STEAG von Versuchen am Kraftwerk Herne in Nordrhein-Westfalen: Hier wurden durch kombinierte Zugabe von Calciumbromid und Aktivkohle Reingaswerte von unter 0,8 lb/TBtu (d. h. $< 1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) erreicht, bei etwa 5-fach höheren Rohgaswerten (Marsan et al. 2012). Zudem berichtete STEAG auf einer weiteren US-Konferenz, dass bei sieben US-Kraftwerken nach Zugabe von (teilweise bromierter) Aktivkohle im Wäscherkreislauf der US-Grenzwert von 1,2 lb/TBtu (ca. $< 1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) unterschritten wurde (Marsan 2013) (siehe auch (Tebert et al. 2016)).

Verminderung von Re-Emission durch Fällungsmittel im Wäscherkreislauf

Versuche am Steinkohleblock 5 des Kraftwerks Staudinger, bei denen zusätzlich verschiedene Fällungsmitteln eingesetzt wurden (TMT 15®, Metclear MR 2405™® und AMERSEP™ MP 243®), ergaben bei gleichzeitiger Verwendung eines speziellen Quecksilber oxidierenden Katalysators (siehe Kapitel 1.1.2.6 in Berichtsteil 1) Konzentrationen im Reingas von 0,12 bis $1,7 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Ohne die Zugabe der Sorbentien lag die Quecksilberkonzentration im Rohgas bei etwa $5\text{--}10 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ und nach dem quecksilberspezifischen Oxidationskatalysator (TRAC®-DeNOx-Katalysator), E-Filter und Wäscher bei $3\text{--}4 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. (RP Darmstadt 2013) (siehe auch (Tebert et al. 2016))

Versuche am Braunkohlekraftwerk in Lippendorf ergaben beim Einsatz von TMT15® Quecksilberemissionen am Schornstein unter $10 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Ohne den Einsatz von TMT15® lagen dem Hg-Emissionen im Bereich von $55 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ (Schilling 2016).

Für den Einsatz von sulfidischen Fällungsmitteln sind Hg-Abscheidegrade von 80-90 % möglich. Allerdings sind auch Fälle vom Versagen sulfidischer Fällungsmittel bekannt (Schütze 2016b).

Beim Einsatz von NETfloc SMF-1® im Wäscher einer Sonderabfallverbrennungsanlage konnte ein Gesamtabscheidegrad von 70 % gegenüber einem Wäscherbetrieb ohne den Einsatz des Fällungsmittels ermittelt werden. Der Abscheidegrad für lösliches Quecksilber lag bei 96 %. (Fritsche 2018a)

Untersuchungen im Waschwasser eines Wäschers, der in einer MVA betrieben wird, ergaben durch den Einsatz von NETfloc SMF-1® gegenüber dem Einsatz ohne Fällungsmittel eine Reduktion des gelösten Quecksilberanteils im Waschwasser um über 90 % (Fritsche 2018a).

Durch die Zugabe von Sulfidverbindungen im Wäscher konnte die Quecksilberabscheidung aus dem Rauchgas durch einen Wäscher von 60 % auf Werte über 98 % gesteigert werden. Dabei verschob sich das Verhältnis von Gesamtquecksilber in der Waschflüssigkeit bzw. den Feststoffen im Wäschersumpf von 70:30 auf $< 1\text{:}>99$. Auch die Anteile an Selenverbindungen im Wäscher verschoben sich in Richtung der Feststoffe im Wäschersumpf. Dabei handelte es sich zu über 90 % um Selenite Se IV, die sich in der Abwasserbehandlung wesentlich besser entfernen lassen als die ohne Sulfidzugabe zu 99 % im Wäscher nachgewiesenen Selenate IV. (Gansley 2017)

Mit dem Fällungsmittel MerControl 8034 Plus® wurden in zwei Fallstudien aufgezeigt, dass die Quecksilberemissionen auf Werte von im Mittel 1,3 bzw. 1,1 µg/Nm³ reduziert werden konnten (Meier 2018).

Mit dem Fällungsmittel MetClear® konnten Abscheideraten von Hg aus dem Abwasser von über 80 % erreicht werden (Walterick und Smith 2017).

Bei Versuchen an einer französischen Sonderabfallverbrennungsanlage (Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung und anschließendem Wäscher; Zugabe von Calciumbromid im Kessel) wurde das Fällungsmittel PRAVO® in den alkalischen Bereich des Wäschers eingegeben. Durch diese weitere Minderungsmaßnahme ließen sich die Gesamtquecksilberemissionen am Schornstein deutlich verringern (Chaucherie und Vosteen 2015).

Durch den Einsatz von KLeeNscrub® im Wäscher in Kombination mit der Zugabe von Calciumbromid konnten an drei verschiedenen Steinkohlekraftwerksblöcken mit einer Leistung von jeweils ca. 600 MW el in den USA Hg-Konzentrationen im Reingas von 0,2 bis 0,9 µg/m³ erreicht werden. Bei einem Braunkohlekraftwerk (600 MW el) wurden Konzentrationen im Bereich von 4 µg/m³ erzielt. (Pastore und Martin 2016) Angaben zur Zusammensetzung der eingesetzten Kohlen sowie zum detaillierten Aufbau der Rauchgasreinigung der Anlagen, an denen die Messwerte ermittelt wurden, sind nicht bekannt.

Im Rahmen von Pilotversuchen konnten mit dem Komplexbildner 80RT-IL™® Abscheideraten von über 90 % erreicht werden (Barnea 2017).

1.1.3.3 Medienübergreifende Aspekte

Verminderung von Re-Emission durch Aktivkohle im Wäscherkreislauf

Die Verwendung bestimmter Additive, wie z. B. Aktivkohlen, hat – wie oben bereits beschrieben – einen Einfluss auf die Qualität des Gipses. Versuche haben ergeben, dass die Transferrate von Quecksilber in den Gips bei 10 bis 15 % liegt.

Feine Bestandteile der Aktivkohle werden in gewöhnlichen Hydrozyklonen zur Schlammabtrennung aus dem Wäscherwasser zusammen mit dem Gips ausgetragen. Dadurch erhöht sich der Quecksilbergehalt im Gips und das Produkt erhält einen geringeren Weißegrad. Beides ist von der Gipsindustrie nicht erwünscht. (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 Emissionen bei der Gipsherstellung kommt und das Produkt in schlechten Ruf gerät.

Um eine Belastung des Gipses zu vermeiden, empfiehlt STEAG eine zweifache Hydrozyklonbehandlung des Wäscher Schlammes (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 kohlenstoffhaltiger Sorbentien vom Gips erreicht wird. (Kramer et al. 2013)

Die Trennung von Gips und Aktivkohlepartikeln erfolgt dabei durch einen Waschwasserstrom an der Zyklonwand, der verhindert, dass an der Zyklonwand die wenigen dort eingemischten feinen Sorbenspartikel mit den gröberen Gipspartikeln zusammen ausgetragen werden. Die kohlenstoffhaltigen Partikel können dann entweder in den Wäscher zurückgeführt werden oder es kann eine direkte Ableitung in die Abwasserreinigung erfolgen, wo die Partikel als Schlamm ausgetragen 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. Die bisherigen Versuchsergebnisse zeigen, dass der Waschwasserzyklon gegenüber einem konventionellen Zyklon zu einem um ca. 20 % verringerten Transfer in den Gips führt. Somit also im Vergleich zur Fällung eine deutliche Entlastung. Deutliche Unterschiede zwischen Waschwasserzyklon und konventionellem Zyklon wurden im Hinblick auf die Gipshelligkeit festgestellt. So wurden bei Versuchen an einem Braunkohlekraftwerk mit einem Waschwasserzyklon Helligkeitsunterschiede im Bereich von 4 – 8 % Weißgrad¹ gegenüber einem konventionellen Zyklon erzielt (Andritz AG 2020).

Bei der Anwendung von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher zur Verminderung von Hg-Re-Emissionen ist das Verfahren nicht geeignet, das das Quecksilber dann in das Kristallgitter des Gipses eingebunden wird und somit eine Abscheidung über die Partikelgröße nicht erfolgreich ist (Kramer 2019).

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 Behörden bezüglich Bromeinträgen ins Gewässer sind von den Anlagen, die bereits 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).

Bei der Anwendung von Na₂S kann es im sauren Bereich des Wäschers zur Bildung von Schwefelwasserstoff kommen. Durch eine Teilfällung von Hg mit Dosierung von Na₂S im Unterschuss lässt sich aber der Übertrag von Hg aus dem HCl- in den SO₂-Wäscher vermeiden bzw. vermindern. Darüber hinaus sollte der SO₂-Wäscher Spuren von H₂S zurückhalten. (Bittig et al. 2016b)

1.1.3.4 Anwendungsbeschränkungen

Die Technik kann zumindest bei allen Anlagen, die Wäscher im Bereich der Kohle- und Abfallverbrennung einsetzen, verwendet werden.

Ab einer bestimmten Zugabemenge von sulfidischen Fällungsmitteln stellt sich keine weitere Hg-Abscheidung ein. Hohe Zugaben könne sogar gegenläufigen Effekte auslösen, d. h. die Abscheideleistung negativ beeinflussen (Schütze 2017a).

1.1.3.5 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):

¹ Ein optisches Unterscheidungsmerkmal für Gips ist der so genannte Weißgrad. Dieser hängt wiederum vor allem mit der Art und Zusammensetzung oben genannter Spurenelemente zusammen. Daher ist auch bei ausgesuchter Qualität bei Naturgipsen wie auch bei REA-Gipsen ein größerer Weißgrad als etwa 95 % nicht zu erreichen, während der Synthesegips über einen Weißgrad von > 95 % bis nahezu 100 % verfügt (Wiegmann).

Für ein 800 MWel 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. 0,2 % entspricht.

Für ein Braunkohlekraftwerk mit einer Leistung von 800 MWel 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. 0,4 % 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 mg. Um diese Menge würden sich auch die zu entsorgenden Schlamm-mengen 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 MWel 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 MWel), 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 ca. 0,3 % erhöhen.

Für die Quecksilberfällung mit TMT 15® im Bereich der Kohlefeuerung werden von (Schütze 2016b) in einer Übersicht über verschiedene Hg-Minderungstechniken im Bereich von Großfeuerungsanlagen die in Tabelle 7 enthaltenen Kosten angegeben. An anderer Stelle werden Kosten von 0,05 - 0,2 €/MWh für sulfidische Fällungsmittel genannt (Schütze 2017a).

Tabelle 7: Kosten für den Einsatz von TMT 15® zur Quecksilberminderung im Abgas von Kohlekraftwerken

	TMT 15®
Preis [€/kg]	1,2
Dosis [mg/kg Kohle tr.]	40
Hg-Abscheidung [%]	75
Spez. Kosten [€/MWh]	0,04
Investitionskosten [€/MWh]	1.075
Dosiertechnik [€]	1.000.000

Quelle: (Schütze 2016b)

Verminderung von Re-Emission durch andere Fällungsmittel im Wäscher

Die Kosten für organische polysulfidische Fällungsmittel, z. B. TMT fallen deutlich höher aus, als die für anorganische sulfidische Fällungsmittel, z. B. Na₂S (Feeney 2016).

Der Anbieter eines Fällungsmittels auf der Basis von anorganischen Schwefelpolymeren (NETfloc SMF-1®) 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 jeweils ca. 0,01 % führen. Für eine Abfallverbrennungsanlage gibt der Anbieter von NETfloc Kosten von 0,1 €/Mg normalem Hausmüll an (Fritsche 2016). Für eine Sonderabfallverbrennungsanlage werden Kosten von 0,07 bis 0,18 €/Mg Müll angegeben (Fritsche 2016).

Für die Fällung von Quecksilber im Wäscher mit Hilfe von Natriumhydrogensulfid (NaHS) werden Kosten für einen 800 MW Kohleblock mit einer Auslastung von 80 % von 150.000 €/a angegeben. (Feeney 2016).

Für das Fällungsmittel MerControl 9034 Plus® werden Minderungskosten von 0,13 \$/MWh angegeben. Dies entspricht einem Betrag von 0,00011 Cent/kWh. (Meier 2018)

1.1.3.6 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.

1.1.3.7 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 langfristige Untersuchungen mit der Zugabe von Organosulfiden am Braunkohlekraftwerk in Lippendorf statt. Es konnten Abscheideraten von bis zu 80 % erreicht werden. (Schilling 2016)

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-Minderungspotential, da bei Kurzanwendungen zunächst Anlagerungen im Wäschersystem gelöst werden. Einen längeren Versuch hat der Betreiber nicht ermöglicht (NET GmbH 2015b). Im Jahr 2018 wurden Versuche mit NETfloc® in mindestens einem tschechischen Kohlekraftwerk durchgeführt (Dusek und Frolka 2018).

Die erfolgreiche Langzeitanwendung des Fällungsmittels PRAVO® erfolgte in Deutschland bislang in verschiedenen Abfallverbrennungsanlagen (Klärschlammverbrennung in Bottrop und Karlsruhe-Neurath, Hausmüllverbrennungsanlage in Darmstadt und Sonderabfallverbrennungsanlage in Leverkusen) sowie in einem Steinkohlekraftwerk bei München und in einem nicht näher benannten deutschen Braunkohlekraftwerk mit einer elektrischen Leistung von 900 MW. Im europäischen Ausland wurde das Verfahren in Anlagen in Frankreich und den Niederlanden eingesetzt. (Vosteen et al. 2017; Vosteen et al. 2018)

1.1.3.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Der Einsatz von Aktivkohle zur Verminderung von Re-Emissionen wurde bislang nur zu Versuchszwecken in einem westdeutschen Steinkohlekraftwerk eingesetzt. In den USA war die Technik im Jahr 2015 in vier Kohlekraftwerken installiert. Es ist daher davon auszugehen, dass die Technik bislang nicht weit verbreitet ist.

Fällungsmitteln im Wäscherkreislauf sind an mehreren Stein- und Braunkohlekraftwerken erprobt bzw. im großtechnischen Einsatz. Auch in mehreren Abfallverbrennungsanlagen kommen sulfidische Fällungsmittel, u. a. PRAVO und NETFloc zur Anwendung.

Der Einsatz von Fällungsmitteln in anderen Sektoren, in denen Wäscher zur Abgasreinigung betrieben werden, ist nicht bekannt.

Mit dem Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher wurden Emissionsminderungsraten von bis zu 90 % erreicht.

1.1.4 Einbau von Sorbent Polymer Catalyst Composite (SPC)-Modulen

1.1.4.1 Beschreibung

Die Sorbent Polymer Catalyst Composite-Technik, kurz SPC, ist ein von der Firma W. L. Gore & Associates, Inc. (GORE®) entwickeltes modulares System, bei dem kohlenstoffhaltige Sorbentien, Katalysatoren und Schwefel in eine Teflon-Polymermatrix integriert sind (Chang 2015; Petzold et al. 2018). 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. (Petzold et al. 2018; Petzold 2016)

Optisch ähnelt das System einem Wabenkatalysator.

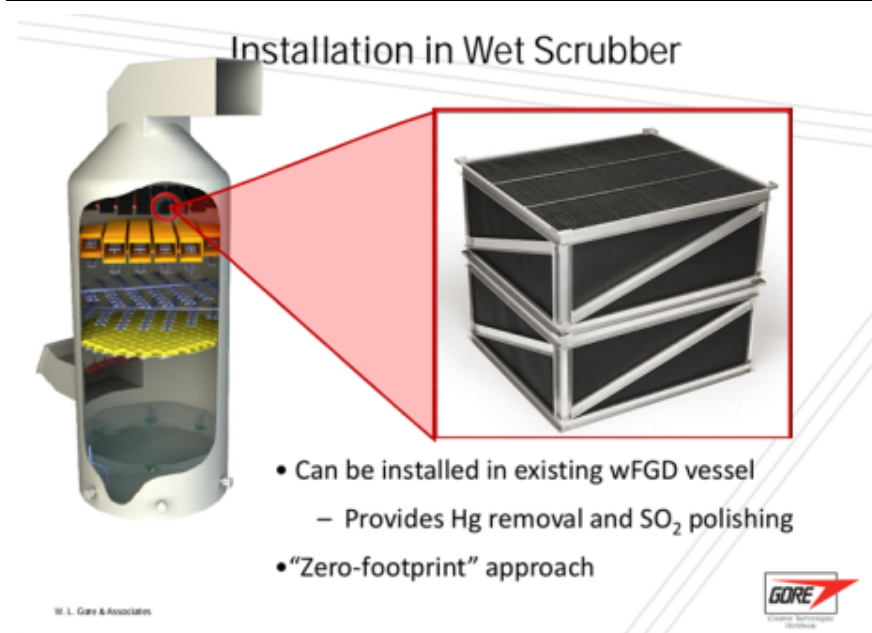
Das Abgas streicht an einer Matrix vorbei und nur gasförmige Komponenten kommen beim Durchströmen mit den in einer Membran enthaltenen Sorbentien in Kontakt. Dadurch ergeben sich Druckdifferenzen im Bereich von ca. 5 mbar, abhängig von der Abgasgeschwindigkeit. Quecksilber wird in die Matrix eingebunden. Wenn die Beladungskapazität des Moduls erschöpft ist, muss es ausgetauscht werden. (GORE 2015a) (Petzold 2016) (siehe auch (Tebert et al. 2016))

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. (Petzold et al. 2018; Petzold 2016)

Die Module werden mehrschichtig verbaut. Es werden, je nach zu erzielender Abscheideleistung, in der Regel 4 bis 6 Module übereinander angeordnet. Sie können entweder in bestehende Nasswäschersysteme (siehe Abbildung 6) oder als Stand-alone-Technik (siehe Abbildung 7) eingebaut werden, wobei die Stand-alone Technik noch nicht großtechnisch realisiert wurde. Das System arbeitet ohne jegliche Betriebsmittel. (Petzold und Schauer 6.-2018) Vom Hersteller wird eine Garantie über eine Lebensdauer von mindestens 3 Jahren gegeben. Bei Quecksilber-Konzentrationen im Rohgas von unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel liegt die erwartete Standzeit bei mindestens 10 Jahren, eher höher (GORE 2015b, GORE 2015e) (Petzold 2016). (siehe auch (Tebert et al. 2016))

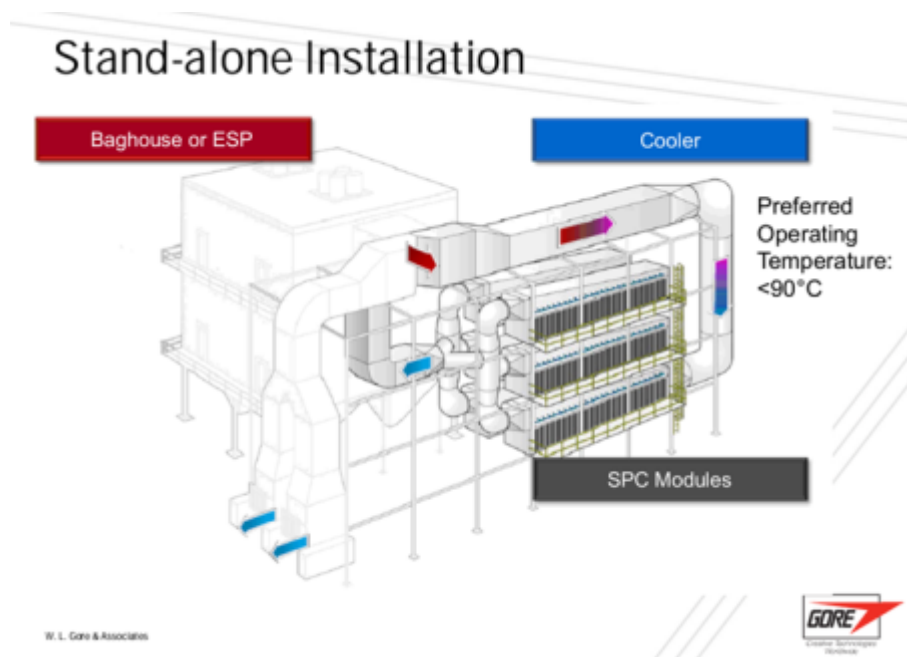
Neben dem Einsatz in Kohlekraftwerken mit nasser REA, in der Abfallverbrennung sowie in Zementwerken werden vom Hersteller auch Einsatzmöglichkeiten im Bereich der NE-Industrie, von Koksöfen und Elektrostahlwerken gesehen (Petzold und Kolde 2017).

Abbildung 6: Installation von SPC-Elementen im Bereich des Tröpfchenabscheiders eines Wäschers



Quelle: (GORE 2015a)

Abbildung 7: Einsatz von SPC-Modulen als Stand-alone Installation am Beispiel eines Zementwerkes mit vorgeschaltetem Wärmetauscher



Quelle: (GORE 2015a)

1.1.4.2 Erzielter Umweltnutzen

Durch das Verfahren sind folgende Quecksilberemissionsminderungen zu erreichen:

- ▶ 50-65 % (3-Lagen-Modul),
- ▶ 60-75 % (4-Lagen-Modul) oder
- ▶ 70-85 % (5-Lagen-Modul). (siehe auch (Tebert et al. 2016))

Dadurch lassen sich Rohgas-Quecksilbergehalte von bis zu $6 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ auf Konzentrationen auf unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ senken (Bell et al. 2016) (Kolde 2016). Als Beispiel seien die beiden Kohleblöcke des US-Kraftwerks Ft Martin genannt, in denen in den Jahren 2014 (Unit 1) und 2016 (Unit 2) jeweils 5 Schichten SPC-Module übereinander eingebaut wurden. Die Reingasemissionen lagen im Zeitraum Juni 2016 bis Januar 2017 kontinuierlich im Bereich zwischen $0,6$ und $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Abscheideleistung wird mit ca. 75 % angegeben. In Unit 4 des Kraftwerks Connesville (4 Lagen SPC-Module übereinander) lagen die Hg-Reingaskwerte am Schornstein angegeben als rollierende 30-Tagesmittelwerte im angegebenen Messzeitraum zwischen Juni 2015 und August 2015 jeweils unter $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Abscheideleistung wird mit 70 - 80 % angegeben. (Petzold et al. 2018)

An dieser Stelle sei erwähnt, dass die Module zu Beginn ihres Einsatzes eine Abscheideleistung aufweisen, die relativ hoch ist. Die Leistung geht anschließend im Laufe der ersten Monate des Betriebes auf die prognostizierten Erwartungswerte zurück. (Petzold et al. 2019)

Bei einer US-Klärschlammverbrennungsanlage wurde nach 1,5 Jahren Betrieb nach der vierten Modulschicht eine Konzentration im Bereich von $10-12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Die Eingangskonzentrationen lagen im Bereich von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (Petzold et al. 2018)

Neben Quecksilber scheidet die Technik auch Schwefeldioxid ab, welches zu Schwefelsäure konvertiert wird und auf der Oberfläche der Module in den Wäscher zurücktropft. Weiterhin erfolgt eine Entfeuchtung des Abgases. (Kolde 2016; Petzold et al. 2018)

In einem (vom Zulieferer anonymisierten) **Zementwerk** in den USA wurden in einer nachgeschalteten Behandlungseinheit mit SPC-Technik bei Hg-Eingangskonzentrationen im Bereich zwischen 2 und $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Reingaskwerte im Bereich unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Es handelte sich um eine Pilotanlage, bei der nur ein Teil des Abgasstromes über die SPC-Module geführt wurde. Die berechneten Abscheideraten lagen über einen Zeitraum von zwei Tagen durchweg über 85 %. In der Anlage wurden 4 Modulschichten übereinander verwendet. In einem anderen Zementwerk lagen die Hg-Abscheideraten bei Werten im Bereich von 72 bis 85 %. (Petzold et al. 2018) (siehe auch (Tebert et al. 2016))

1.1.4.3 Medienübergreifende Aspekte

Das System arbeitet ohne Betriebsmittel. Wenn die Module ersetzt werden, entsteht Abfall in Form von quecksilberbelastetem Fluorpolymergewebe. Derzeit gibt es keine Pläne zur Aufbereitung und Überführung des Quecksilbers in eine andere Form. Daher müssen gebrauchte Gewebelagen nach Demontage, ordnungsgemäß, z. B. unter Tage, entsorgt werden. (siehe auch (Tebert et al. 2016))

Das Gestell, in dem die Gewebelagen fixiert werden, kann nach dem Ende der Lebenszeit der Module wiederverwendet werden. Die über die verbrauchten Gewebesichten anfallenden Abfallmengen werden im Vergleich zu gebrauchter Aktivkohle, die bei der Flugstromadsorption

anfällt, als um ein bis zwei Zehnerpotenzen geringer angegeben (Petzold 2016). Informationen zu Entsorgungskosten liegen nicht vor.

Bei mehreren Modullagen entsteht ein Druckverlust, der eine höhere Ventilatorleistung erforderlich macht. Dadurch erhöht sich der Eigenstromverbrauch. 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)

Wird die Technik nicht in Wäschern eingesetzt, sondern als „stand alone Technik“ ist bei höheren Abgastemperaturen eine Absenkung auf ca. 80 °C erforderlich, z. B. über einen Wärmetauscher oder einen Sprühkühler. Ist eine Abkühlung bis zum Sättigungspunkt nicht erforderlich, d. h. das Abgas trocken bleibt, besteht keine Korrosionsgefahr und es fällt auch kein Abwasser an. Wird der Taupunkt unterschritten, kann dagegen Korrosion auftreten und es kann auch Abwasser anfallen. Weiterhin wird SO₂, ggf. auch Restammoniak aus dem Abgas abgeschieden. Es entsteht Schwefelsäure, die als Abfall zu entsorgen ist. Bei der Anwendung eines Sprühkühlers ist der hierfür erforderliche Wasserbedarf zu berücksichtigen. (Petzold 2018a)

1.1.4.4 Anwendungsbeschränkungen

Voraussetzung für den Einsatz der Technik ist eine Abgastemperatur unterhalb von 80 °C. Dies ist beispielsweise beim Einbau in Wäschern von Kohlekraftwerken der Fall. In Anlagen, bei denen ein Einbau im Wäscher nicht möglich ist und bei denen Temperaturen über 80 °C vorliegen, ist die Vorschaltung einer Quenchstufe oder eines Wärmetauschers erforderlich (Petzold 2018c).

Die Technik kann in bereits existierenden Wäschern hinzugefügt oder als selbständige Anlage installiert werden (Petzold und Schauer 2018). Je nach Bauart des Wäschers kann das System im Austausch bestehender Tröpfchenabscheider oder als zusätzliche Ebene eingebaut werden. Der Einbau einer zusätzlichen Wäscherebene kann ggf. aufwendige Umbaumaßnahmen erforderlich machen.

1.1.4.5 Ökonomische Aspekte

Kohlekraftwerk

Für ein Kohlekraftwerk mit einer Leistung von 500 MWel zeigten Kostenberechnungen die nachfolgenden Randbedingungen und Ergebnisse (Petzold 2018b).

Randbedingungen:

- ▶ Einbau in einen vorhandenen 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 eines Meters unterhalb der Module.

Fallbeispiel 1:

Minderung der Quecksilberemissionen in einem Braunkohlekraftwerk von 15 µg/m³ auf 7 µg/m³.

Gore nennt Modulkosten von 8,5 Mio. € und Installationskosten von 10 Mio. €. Gore nennt weiterhin eine Mindestbetriebszeit der Module von 10 Jahren und geht von einer Abschreibungszeit von 20 Jahren für die Installationskosten aus. (Petzold 2018b)

Wird vor dem Hintergrund der Empfehlungen der Kohlekommission konservativ von einer Abschreibungszeit für die Installationskosten von ebenfalls 10 Jahren ausgegangen, ergeben sich bei einer Betriebszeit von 7.500 h/a spezifische Betriebskosten von 0,049 Cent/kWh.

Fallbeispiel 2:

Minderung der Quecksilberemissionen in einem Steinkohlekraftwerk von 6 µg/m³ auf 4 µg/m³

Für dieses Beispiel nennt Gore Modulkosten von 8,5 Mio. € und Installationskosten von 10 Mio. € (Petzold 2018b).

Wird von denselben Abschreibungszeiträumen wie in Fallbeispiel 1 ausgegangen, ergeben sich bei einer angenommenen Betriebszeit von 4.500 h/a spezifische Betriebskosten von 0,066 Cent/kWh.

Zementwerk

Es liegen für zwei Fallbeispiele für eine Anlage mit einem Abluftvolumenstrom von 400.000 Nm³/h theoretische Kostenabschätzungen für die SPC-Technik vor. Die Kosten umfassen Gerüststrukturen, Rohrleitungen, Modulwäsche und Sammelsystem für Flüssigkeiten. In den Zahlen sind Ingenieur- und Entwicklungskosten enthalten. (Petzold 2015, 2018b) Gore nennt erhebliche Spannbreiten für die Installationskosten. Die Kosten für die Konditionierung der Rauchgase (Abkühlung auf max. 80 °C und ggf. Wiederaufheizung) sowie die Kosten des höheren Stromverbrauchs, der Behandlung von anfallendem Abwasser sowie der Entsorgung der anfallenden Schwefelsäure wurden dabei nicht berücksichtigt.

Fallbeispiel 1: Minderung der Quecksilberemissionen um 75 % (von 20 µg/m³ auf 5 µg/m³)

Ausgehend von Modulkosten von 2 Mio. €, einer Lebensdauer der Module von 7 Jahren, Kosten für die Installation von 8 - 14 Mio. € bei einer Abschreibungszeit von 20 Jahren für die Installation ergeben sich jährliche Kosten von 0,69 - 0,99 Mio. €.

Gore geht dabei davon aus, dass die Module nach 3 Jahren rotiert werden, d.h. die Module, die zuerst vom Rauchgas beaufschlagt werden, werden nach der Rotation zuletzt beaufschlagt. (Petzold 2015, 2018b)

Fallbeispiel 2: Minderung der Quecksilberemissionen um 90 % (von 20 µg/m³ auf 2 µg/m³)

Ausgehend von Modulkosten von 3 Mio. €, einer Lebensdauer der Module von 8 Jahren, Kosten für die Installation von 9 - 15 Mio. € bei einer Abschreibungszeit von 20 Jahren für die Installation ergeben sich jährliche Kosten von 0,83 - 1,13 Mio. €.

Gore geht dabei davon aus, dass die Module nach 3, 5, 6 und 7 Jahren rotiert werden. (Petzold 2015, 2018b)

1.1.4.6 Gründe für die Anwendung

Mit der Technik lassen sich sehr niedrige Hg-Emissionskonzentrationen erzielen, u. a. in Anlagen mit Wäschern, in denen kein DeNOX-Katalysator eingebaut ist.

1.1.4.7 Referenzanlagen

Im Jahr 2018 war das SPC-Verfahren an sechs Kohleblöcken in den USA im großtechnischen Einsatz. Die Anlagen wiesen eine elektrische Leistung zwischen 75 und 550 MW auf. (Petzold et al. 2018)

Seit 2018 ist das Verfahren im großtechnischen Maßstab im Braunkohlekraftwerk Chemnitz im Einsatz. Weiterhin werden SPC-Module derzeit im Kraftwerk Schkopau im Pilotbetrieb getestet. Darüber hinaus wurden zwischen 2018 und 2019 Pilotanlagen in zwei polnischen Kraftwerken betrieben. (Petzold et al. 2018) In einem tschechischen Kraftwerk wird mit Stand 2020 die Technik derzeit eingebaut.

In US-amerikanischen Zementwerken in den wurden insgesamt sechs Tests in einem Abgas-Teilstrom in Zementwerken durchgeführt. Gegenwärtig verwenden keine Zementwerke die SPC-Technik zur Quecksilberminderung für das gesamte Abgas. (Petzold 2018c)

Weiterhin wurde im Jahr 2016 das Verfahren in 10 Klärschlammverbrennungsanlagen in den USA eingesetzt, die jeweils mit Wäschern ausgerüstet sind (Petzold und Schauer 2018).

1.1.4.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Das SPC-Verfahren ist bislang nur in Kohlekraftwerken im großtechnischen Einsatz. In Zementwerken erfolgten an mehreren Anlagen Versuchsbetriebe im Pilotmaßstab.

Der erreichbare Hg-Abscheidegrad hängt insbesondere von der Anzahl der eingebauten Modulschichten statt. Bei einer Lage kann von einer Minderung von 20 % ausgegangen werden. Bei 3 Lagen liegt der Minderungsgrad bei 50 bis 65 % und bei 5 Lagen bei 70 – 85 %.

1.1.5 Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation

1.1.5.1 Beschreibung

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 Hg^{2x} 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, Riethmann 2013, Bittig 2017)

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 SO_2 -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)

Die Bromzugabe reduziert indirekt Quecksilberemissionen an bestehenden Rauchgasreinigungskomponenten, wie z. B. Nasswäschern. Darüber hinaus lässt sich durch

Bromzugabe der Wirkungsgrad einer Aktivkohle- oder Braunkohlenkoks-Eindüsung vor einem Gewebefilter signifikant erhöhen. Für die Zugabe von Brom allein konnten noch keine Quecksilberminderungen nachgewiesen werden.

Verdünnte Salzsäure (HCl) oder Ammoniumchlorid (NH₄Cl) können als Alternative ebenfalls zugesetzt werden.

Brom kann auch in Kombination mit einer Aktivkohle-Eindüsung im Wäscher zugegeben werden (Andritz 2015a).

Zu beachten ist, dass es in Anwesenheit von Brom im gereinigten Rauchgas zu Problemen bei der kontinuierlichen Quecksilbermessung kommen kann (Schütze 2019).

1.1.5.2 Anwendung in Kohlekraftwerken

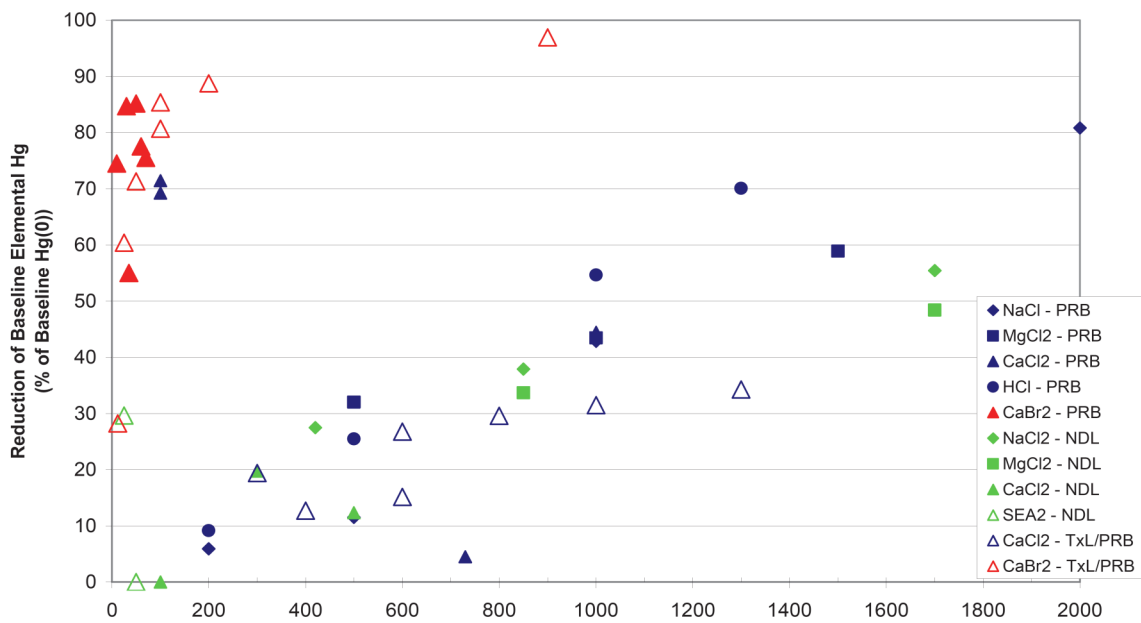
Bei Kohlekraftwerken wird der Anteil von oxidiertem Quecksilber nach dem Kessel in einem Bereich zwischen 75 und 94 % angegeben (Mayer 2017). Im Kraftwerksbereich besteht daher ein hohes Potential zur weiteren Oxidation von Quecksilber im Abgas.

Versuche im großtechnischen Maßstab an 14 Kohlefeuerungsanlagen in den USA, die niedrig chlorierte Kohle verbrennen, zeigten, dass mehr als 90 % des Quecksilbers im Rauchgas oxidiert wurden, wenn Bromzugaben von 25 bis 250 mg/kg vorgenommen wurden. (Chang, R. et al. 2008). Sehr hohe Oxidationsraten werden bei einem Massenverhältnis Br_{ges} zu Hg_{ges} größer 300 erreicht (Vosteen 2010). Ein Katalysator auf der heißen Rauchgasseite, d. h. vor der Quecksilberabscheidung (z. B. im Wäscher), ist vorteilhaft. Die De-NO_x-Katalysatoren können das erforderliche Br_{ges}/Hg_{ges}-Verhältnis um etwa Faktor 10 reduzieren. (Dombrowski 2008, Vosteen 2010, Chang et al. 2010) (siehe auch (Tebert et al. 2016))

Additive, wie z. B. Kaliumbromid (KBr), können entweder in gelöster Form durch Aufsprühen auf die Kohle oder als Feststoff in den Kohlestrom (z. B. vor der Kohlemühle) oder durch Direkteindüsung in den Kesselraum zugegeben werden (Tebert et al. 2016).

Abbildung 8 zeigt sowohl für Steinkohle (PRB) als auch für Braunkohle (NDL, TxL) erreichbare Abscheideraten von chlor- bzw. brombasierten Additiven in Abhängigkeit vom Halogengehalt in der Kohle. Es wird deutlich, dass die Zugabe von Bromiden (rote Dreiecke) deutlich effektiver zur Quecksilberminderung ist als die Zugabe von Chloriden. Auch bei geringen Halogengehalten der Kohle (< 200 mg/kg) lassen sich mit Brom Abscheideraten bis 90 % erreichen. (EPRI 2006)

Abbildung 8: Quecksilberabscheiderate in Abhängigkeit vom Halogengehalt in der Kohle



Reduction of Baseline Elemental Hg (% of Baseline Hg(0)): Hg-Minderung gegenüber Eintrag (% des Hg(0)-Eintrags)

PRB: Powder River Basin Coal. NDL: North Dakota Lignite. TxL: Texas Lignite

Quelle: (EPRI 2006)

In den USA sind mittlerweile veredelte Kohlen auf dem Markt (Refined coals). Zur Verbesserung der Quecksilberabscheidung im Kraftwerk werden Chlor, Brom und Metalle der Rohkohle im Veredelungsprozess zugesetzt (Power Engineering 2017). Der Anteil dieser „Refined coals“ auf dem US-amerikanischen Markt steigt kontinuierlich und betrug im Jahr bereits 18 % (eia 2019).

1.1.5.3 Anwendung in Abfallverbrennungsanlagen

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. Zur gleichen Quecksilberoxidation ist bei Bromiden gegenüber Chloriden lediglich ein Zehntel der Menge einzubringen (siehe auch Abbildung 8) (Vosteen et al. 2011). Das gebildete HgBr_2 ist gut wasserlöslich. Darüber hinaus kann es sowohl durch Ad- als auch durch Absorptionsvorgänge gut gebunden werden. Hierdurch kann die Quecksilberabscheidung in den nachfolgenden Abgasreinigungsschritten, zum Beispiel einem Wäscher, signifikant erhöht werden. Die Bromsalze können statt dem Abgas auch dem Abfall zugemischt werden. (Vosteen et al. 2006)

Im Abfallverbrennungsbereich ist die Bromzugabe insbesondere dann sinnvoll, wenn der Brennstoff relativ geringe Halogengehalte zeigt, so z. B. bei Klärschlamm- und Sonderabfallverbrennung. (Chaucherie et al. 2014, Vosteen et al. 2017)

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. Das heißt, wenn im Reingas am Ende der Abgasstrecke Quecksilberspitzen gemessen werden, kann die Erhöhung der Bromid-Dosierung am Anfang des Systems einer kurzen Hg-Spitze nicht mehr entgegenwirken.

Bei einem Massenverhältnis von Br/Hg > 300 kann durch die Bromidzugabe eine nahezu vollständige Oxidation von Quecksilber erreicht werden. Beispielsweise wurde in einer Anlage mit mehrstufigem Wäscher ein Abscheidegrad von 99,8 % erreicht. (Vosteen et al. 2006) Vergleichbare Resultate erzielte auch eine Sonderabfallverbrennungsanlage in Frankreich mit trockener Abgasreinigung: Bei einer Filtertemperatur von 210 °C und dem Einsatz von 130 – 180 mg/Nm³ undotierter Aktivkohle wurden durch die Bromidzugabe Hg-Minderungsraten um 98 % erreicht. (Chaucherie et al. 2014, Vosteen et al. 2017)

1.1.5.4 Erzielter Umweltnutzen

Die Bromideindüsung oxidiert das Quecksilber im Rauchgas. Dies führt in nachfolgenden Reinigungsstufen (insbesondere in Wäschern) zu einer höheren Hg-Abscheideleistung. Das Verfahren erreicht Quecksilberabscheideraten von über 90 %. (siehe auch (Tebert et al 2016))

Untersuchungen der STEAG an den in nordrhein-westfälischen **Kraftwerken** Marl und Herne zeigten, dass bei Zugabe von Calciumbromid zur Kohle oder in den Kessel die Emissionskonzentrationen im Reingas von deutlich unter 1 µg/Nm³ lagen (CaBr₂-Dosierung: 50 mg/kg Kohle). (Ahrens 2011, Marsan et al. 2012) (siehe auch (Tebert et al 2016) Es wurden Minderungsraten von bis zu 90 % berichtet. (Schütze 2016b)

In einem Braunkohlekraftwerk mit 7,5 g/Nm³ SO₂ im Abgas wurde durch die Zugabe von 100 – 200 mg Br/kg Kohle (tr) eine Erhöhung des Oxidationsgrades von rund 40 % auf 60 - 80 % erreicht; der Hg-Emissionswert sank bei Bromzugabe von 100 mg/kg Kohle (tr) von ca. 17 µg/Nm³ auf ca. 12 µg/Nm³ (Gruber Walzl et al. 2019).

In den beiden polnischen Braunkohlekraftwerken Belchatow und Turow wurden in den Jahren 2017 (Belchatow) und 2018 (Turow) Emissionsmessungen unter Zugabe von Natriumbromid im Kohlebunker durchgeführt. Im Kraftwerk Belchatow (Block 5 und Block 8 mit jeweils 380 MW) konnten im 8-tägigen Versuchszeitraum Gesamtreduktionsraten zwischen 86 und 96 %, im Mittel 93 %, gemessen werden. Die Reingaswerte lagen in Block 3 bei durchschnittlich 5 µg/Nm³ und bei Block 8 bei durchschnittlich 6,4 mg/Nm³. Die Dosiermenge betrug in beiden Blöcken ca. 65 mg Br/kg Kohle (tr). Im Kraftwerk Turow (Block 3 mit 235 MW, Block 8 mit 260 MW) wurden mit Dosierung von Natriumbromid im Kohlebunker im 2-wöchigen Versuchszeitraum Reingaswerte von durchschnittlich 2,6 mg/Nm³ im Block 3 und durchschnittlich 3,4 mg/Nm³ in Block 8 gemessen. Ohne Zugabe von Natriumbromid lagen die Reingaswerte im Block 3 bei 20 - 28 µg/Nm³, so dass 87 - 90 % Minderung erreicht wurden. Die Dosiermenge betrug in beiden Blöcken ca. 98 mg Br/kg Kohle (tr). (Sawicki und Legezynski 2019)

Die Emissionserklärung für 2012 zeigt für die Sonderabfallverbrennungsanlage der Currenta in Leverkusen, bei der Bromsalz zur Minderung von Quecksilberspitzen eingesetzt wird, einen Emissionswert 3,6 µg/Nm³ für die Gesamtanlage.

1.1.5.5 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, kommen 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 im Bereich unter 0,001 ng I-TEQ/Nm³ (Riethmann 2013).

Bei Anwesenheit von Brom im Rauchgas besteht ein potentiell erhöhtes Korrosionsrisiko im Kessel und in der Rauchgasreinigung. 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 (auch Luftvorwärmer - 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 (Arambasick et al. 2014) (siehe auch (Tebert et al 2016)):

- ▶ Kontinuierliche Überwachung der Lufterhitzer-Temperaturen, um sie über dem vom Hersteller empfohlenen Wert zu halten,
- ▶ Optimierung des Rußblasens,
- ▶ Eindüsung von kohlenstoffhaltigen Sorbentien nach dem Lufterhitzer.

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) Die Bromeindüsung führt auch gemäß den Ausführungen im BREF LCP (2017), dazu, dass sich der Brom- und Quecksilbergehalt in der Flugasche erhöht.

Durch die Halogenzugabe in der Feuerung kann es beim Einsatz von Wäschern zur Erhöhung des Organikgehaltes im Abwasser kommen (Schütze 2016b). Zudem kann die Halogenkonzentration im Ablauf der Abwasserbehandlung steigen. Nach Zugabe von Bromid zur Verbesserung der Quecksilberabscheidung in einer Klärschlammverbrennungsanlage wurden im Ablauf der Abwasserbehandlung (Fällung) Bromidkonzentrationen von 170 - 440 mg/l gemessen (Bez.Reg. Münster 2020). Bromid wird in der Wasseraufbereitung kritisch diskutiert, da es bei der Ozonung zur Bildung von krebserzeugendem Bromat kommen kann. (Kompetenzzentrum 2018)

Der Einsatz von Halogenen führt zur verbesserten Abscheidung weiterer Schwermetalle inkl. Selen (Schütze 2016a).

1.1.5.6 Anwendungsbeschränkungen

Das Verfahren eignet sich für niedrig chlorierte Kohlen; bei Kohlen mit hohem Chlorgehalt kann von einer schwachen Wirkung ausgegangen werden. (siehe auch (Tebert et al 2016))

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.

1.1.5.7 Ökonomische Aspekte

Die Eindüsung von Brom ist mit verhältnismäßig niedrigen Kosten verbunden. Folgende Kosten werden für Brom und Bromverbindungen mit Stand 2013 genannt (BREF LCP 2017, S. 429):

- ▶ Elementares Brom: 4,0 US-\$/kg
- ▶ Calciumbromid (52 %): 1,6 US-\$/kg
- ▶ Kaliumbromid (44 %): 1,4 US-\$/kg
- ▶ Natriumbromid (fest): 3,0 US-\$/kg

Von einer Großfeuerungsanlage wurden mit den in Tabelle 8 genannten Kosten und Dosieraten 80 % Quecksilberminderung mit einer Kalziumbromidlösung und 60 % Minderung mit einer Kalziumchloridlösung erreicht (Schütze 2016a).

Tabelle 8: Kostenbeispiel für die Zugabe von Halogenen zur Quecksilberminderung im Abgas eines Braunkohlekraftwerkes

	Br (CaBr ₂)	CaCl ₂
Bromidkosten [€/kg]	2,31	0,09
Dosis [mg/kg Kohle tr.]	25 - 50	1.700
Hg-Abscheidung [%]	80	60
Spez. Kosten [€/MWh]	0,22	0,07
Investitionskosten [€/MWh]	2.200	2.500
Dosiertechnik [€]	1.000.000	1.000.000

Quelle: (Schütze 2016b)

Kohlekraftwerk

Die jährlichen Kosten für die Bromzugabe für ein Kraftwerk mit einer elektrischen Leistung von 600 MWel werden im Jahr 2013 mit 130.000 € (bei 25 mg Br/kg Kohle) angegeben. Für sonstige Betriebs- und Unterhaltungskosten werden jährlich 10.000 € und für Abschreibungs- und Lizenzkosten 248.000 € geschätzt (BREF LCP 2017, S. 429). Auf der Grundlage der jährlichen Kosten von 388.000 € ergibt sich für ein Kraftwerk der genannten Leistung und den angegebenen 4.500 Jahresvolllaststunden ein Anteil am Strompreis von 0,014 Cent/kWh. Dies entspricht einem Anteil von 0,2 % an den Stromgestehungskosten eines Steinkohlekraftwerks. Dieselben Kosten ergeben sich, wenn die Kostenangaben von TE Winkel (2014) zugrunde gelegt werden. (siehe auch (Tebert et al 2016))

Für ein Steinkohlekraftwerk mit 800 MWel, 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. 0,1 %.

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 0,4 %. 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.

Abfallverbrennung

Über Kosten des Bromeinsatzes in der Abfallverbrennung sind keine Angaben in der Literatur verfügbar.

1.1.5.8 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.

1.1.5.9 Referenzanlagen

Kohlekraftwerke

In den USA war das Verfahren im Jahr 2014 an über 60 Kohlekraftwerken im Einsatz (Arambasick et al. 2014), im Jahr 2019 wurde etwa ein Drittel der kohlebasierten Kraftwerksleistung in den USA (ca. 100 GW_{el}) mit Bromzugabe betrieben.

In deutschen und tschechischen Kohlekraftwerken kam die Bromzugabe testweise zum Einsatz (Riethmann 2013, Gruber-Walzl et al. 2019).

2017 und 2018 wurden in den beiden polnischen Braunkohlekraftwerken Belchatow und Turow Versuche mit der Zugabe von Brom im Kohlebunker durchgeführt (Sawicki und Legezynski 2019).

Abfallverbrennung

Das Verfahren kommt z. B. bei der Sonderabfallverbrennungsanlage 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 KVA Bottrop wiesen im Jahr 2012 mit 13 bzw. 14 µg/m³ die zweithöchsten

Quecksilber-Emissionskonzentrationen der Klärschlammverbrennungsanlagen in NRW auf, nach der KVA in Werdohl-Elverlingsen.

1.1.5.10 Resümee der Anwendungserfahrungen

Die Zugabe von Halogenen dient zur Oxidation von Quecksilber im Abgas. Sie kann nicht ohne weitere Techniken, wie beispielsweise ein Nasswäscher betrieben werden. Bei Kraftwerken wurden im Abgas nach dem Kessel bei Bromzugabe Oxidationsgrade von 75 bis 94 % erreicht. Dies ist aber nicht gleichbedeutend mit einem entsprechenden Hg-Abscheidegrad, da beispielsweise in einem Wäscher nicht 100 % des oxidierten Quecksilbers abgeschieden werden können. Darüber hinaus sind Re-Emissionseffekte zu berücksichtigen.

Das Verfahren findet breite Anwendung in Kohlekraftwerken in den USA. In Europa wurde es bislang nur zu Testzwecken in Braunkohlekraftwerken eingesetzt. Außerdem kommt das Verfahren in einigen wenigen Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland zur Anwendung.

1.1.6 Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation

Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich auf Erkenntnisse, die bei Katalysatoren, die insbesondere in Steinkohlekraftwerken eingesetzt werden, gewonnen wurden.

1.1.6.1 Beschreibung

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. 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) Bei Abfallverbrennungsanlagen ist der Katalysator i. d. R. nach dem Wäscher angeordnet (Tail-End-Schaltung), so dass dessen oxidative Wirkung nicht bei der Hg-Abscheidung zum Tragen kommen kann.

Bei Kohlekraftwerken wird der Anteil von oxidiertem Quecksilber nach dem Kessel in einem Bereich zwischen 75 und 94 % angegeben (Mayer 2017). Im Kraftwerksbereich besteht daher ein hohes Potential zur weiteren Oxidation von Quecksilber im Abgas.

Die Oxidation von Quecksilber erfolgt nach dem Deacon-Mechanismus. Dabei wird das im Rauchgas enthaltene HCl zunächst zu Cl_2 oxidiert. Anschließend reagiert das Cl_2 mit Hg^0 zu HgCl_2 . Je nach Halogenid-Gehalt im Rohgas sind Oxidationsraten von elementarem Quecksilber von 20 – 90 % möglich. Bei Pilotversuchen in Kraftwerken wurden 30 – 40 % ermittelt. (Schütze 2016b) Die Oxidation erfolgte dabei nicht in allen Bereichen des Katalysators im gleichen Ausmaß. Die erste Katalysatorlage zeigte kaum oxidierende Wirkung, während die letzten Lagen diese umso mehr zeigten. Dies liegt daran, dass die bei regulärem SCR-Betrieb insbesondere in den ersten Schichten ablaufende Entstickungsreaktion zwischen NO_x und NH_3 die Quecksilberoxidation behindert. Die Entstickungsreaktion kann die Oxidation sogar umkehren, wobei NH_3 das HgCl_2 zu Hg^0 reduziert (VDI 3927-2 2015; (Schwämmle et al. 2017; Schwämmle 2017; Mayer 2017; Reissner et al. 2015).

Weiterhin wurden folgende Einflüsse auf die Oxidationsraten am Katalysator festgestellt:

- Die Hg-Oxidation erhöht sich mit steigenden Halogengehalten im Abgas und mit sinkenden Temperaturen (Alcove et al. 2017; Schwämmle et al. 2017; Reissner et al. 2015; Bertole 2018),

- ▶ aufgrund der geringeren Aufenthaltszeit verringert sich die Hg-Oxidation bei einem erhöhten Abgasvolumenstrom (Freeman Sibley 2014),
- ▶ Schwefeltrioxid (SO_3), welches sich z. B. aus Schwefeldioxid am Katalysator gebildet hat, kann am Katalysator dazu führen, dass oxidiertes Quecksilber unter Bildung von Schwefelsäure zu elementarem Quecksilber reduziert wird (Alcove et al. 2017),
- ▶ Die Oxidationsrate sinkt mit steigendem H_2O -Gehalt im Rauchgas und korreliert mit dem Sauerstoffgehalt (Bertole 2018),
- ▶ höhere V_2O_5 -Gehalte im Katalysatormaterial tragen zu einer höheren Hg-Oxidationsrate bei (Bertole 2018),
- ▶ Weitere Faktoren, die sich negativ auf das Oxidationsverhalten auswirken, sind steigende SO_2 -Konzentrationen, steigende Konzentrationen an Hydrocarbonaten, höhere Konzentrationen an Hg^{2+} am Katalysatoreingang und höheres Alter der Katalysatorlagen (Bertole 2018).

Auf Basis dieser Erkenntnisse wurde ein spezieller Katalysatortyp entwickelt, bei dem die ersten Katalysatorschichten aus konventionellem, die letzten aber aus einem speziellen quecksilberoxidierenden Material bestehen (z. B. TRiple Action Catalysts - TRAC® Katalysatoren). Diese letzten Schichten katalysieren die Quecksilberoxidation in besonderem Maße. (VDI 3927-2 2015, Fukuda et al. 2015, Nakompoto et al. 2015, Reissner et al. 2015) Der in Deutschland ansässige Katalysatorhersteller Johnson Matthey Catalysts, forscht an einem ähnlichen quecksilberspezifischen Katalysatortyp (Zscherpe 2014, Alcove et al. 2017). In den USA ist die Firma Cormetech in der Forschung, Herstellung und Regeneration Hg-spezifischer Katalysatoren aktiv (Bertole 2018).

Bei niedrigen Chlorgehalten in der Kohle lässt sich ein Quecksilber oxidierender Katalysator gut kombinieren mit der Zugabe von Brom in die Verbrennung bzw. den Brennstoff (siehe Kapitel 1.1.5) oder mit der Zugabe von dotierter Aktivkohle in den Abgasstrom vor dem Wäscher (siehe Kapitel 1.1.1) (Schwämmle et al. 2017; Reissner et al. 2015). (siehe auch (Tebert et al 2016))

Bei Anwesenheit von Brom und Chlor im Abgasstrom ist HgBr_2 das bevorzugte Oxidationsprodukt (Liu et al. 2016).

Überdies ist die Zugabe von Ammoniumhalogeniden (Ammoniumchlorid (NH_4Cl) oder Ammoniumbromid (NH_4Br)) als Additive vor einer SCR-Entstickung möglich. Die Lösung, die im heißen Abgas verdampft, setzt Ammoniak und den jeweiligen Halogenwasserstoff frei. Das Ammoniak wird in der Entstickungsreaktion verbraucht, die Halogenwasserstoffe unterstützen die Quecksilberoxidation im Katalysator. (VDI 3927-2 2015; Kikkawa et al. 2017; Vollmer et al 2016) (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.1.6.2 Erzielter Umweltnutzen

Die Verwendung von speziell für die Quecksilberoxidation dotierten SCR-Katalysatoren führt zu Quecksilber-Oxidationsraten von mehr als 90 % (Schwämmle et al. 2017; Kikkawa et al. 2017; Vollmer et al. 2016). Damit lassen sich in nachfolgenden Reinigungsstufen (insbesondere in Abgaswäschern) höhere Hg-Abscheideleistung erzielen. (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.1.6.3 Medienübergreifende Aspekte

Es ist zu beachten, dass die Quecksilberoxidationsrate mit der Oxidation von SO_2 in SO_3 korreliert, wenn der Katalysator dies nicht spezifisch unterbindet. Ein Anstieg von SO_3 kann

Foulingreaktionen am Wärmetauscher (Verschmutzung durch Bewuchs), Schornsteinkorrosion und Schwadenbildung fördern. (VDI 3927-2 2015) (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.1.6.4 Anwendungsbeschränkungen

Der relativ kostengünstige Einsatz der Technik ist insbesondere dann möglich, wenn in der Rauchgasreinigung bereits ein Katalysator installiert ist. Muss ein komplett neuer Katalysator installiert werden, können sich Restriktionen aus Platzgründen ergeben.

1.1.6.5 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 MWel ist für eine dritte Lage an Entstickungsmodulen (250 m³, 2.500 €/m³) mit Kosten von ca. 625.000 € zu rechnen (Johnson 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 in den Berechnungen zu Minderungskosten (siehe Kapitel 2.3) von ca. 1 Mio. € Investitionskosten 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.

Für die Quecksilberoxidation mit einer zusätzlichen Katalysatorschicht in der SCR von Großfeuerungsanlagen werden von (Schütze 2016b) in einer Übersicht verschiedener Hg-Minderungstechniken im Bereich von Großfeuerungsanlagen die in Tabelle 9 genannten Kosten angegeben.

In den spezifischen Kosten sind zusätzliche Energiekosten durch den verursachten Druckverlust enthalten sowie die Kosten, die sich bei einem Austausch von verbrauchten Katalysatorschichten ergeben. Die Kosten für Dosiertechnik beinhalten Messtechnik sowie die Kosten für den Umbau des Katalysatorgehäuses bei der Erstinstallation (Schütze 2018b).

Tabelle 9: Kosten der Quecksilberoxidation im Abgas von Kohlekraftwerken durch den Einsatz einer zusätzlichen Katalysatorschicht

Preis [€/kg]	5.500
Dosis [mg/kg Kohle tr.]	-
Hg-Abscheidung [%]	85
Spez. Kosten [€/MWh]	0,12
Investitionskosten [€/MW]	4.000
Dosiertechnik [€]	2.110.000

Quelle: (Schütze 2016b)

1.1.6.6 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.

1.1.6.7 Referenzanlagen

Der Hersteller von TRAC®-Katalysatoren berichtet von über 30 Anwendungen weltweit (Kikkawa et al. 2017).

Das Verfahren wird in Deutschland z. B. im Steinkohlekraftwerk der Fa. Trianel in Lünen eingesetzt (Ahrens 2014b). Block 5 des E.ON-Steinkohle-Kraftwerks Staudinger in Großkrotzenburg (Hessen) ist ein weiteres Anwendungsbeispiel (EON 2013). (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.1.6.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation sind in mehreren deutschen Steinkohlekraftwerken im großtechnischen Einsatz. Mit der Technik kann erreicht werden, dass über 90 % des im Abgas nach dem Katalysator vorhandenen Quecksilbers in besser abscheidbarer oxidierte Form vorliegt. Zur Abscheidung des Quecksilbers ist eine nachgeschaltete Abgasreinigungsstufe, z. B. in Form eines Nasswäschers, erforderlich.

1.1.7 Festbett-/Wanderbettverfahren

1.1.7.1 Beschreibung

Fest- oder Wanderbettverfahren sind Schüttstofffilter und daher über die eigentliche Aufgabe der Adsorption von Schadstoffen hinaus auch in der Lage, durch die Tiefenfiltration Staub abzuscheiden. Bei allen Festbettfiltern werden Sorbentien (aus Kostengründen fast ausschließlich Aktivkoks aus Braunkohle), mit einer Korngröße von 1,25 bis 45 mm eingesetzt. Die Regeneration beladener Sorbentien ist möglich, findet aber i. d. R. nicht statt. (VDI 3927-2 2015)

Adsorptionsfilter, die nach dem Wanderbettprinzip arbeiten, sind meist als Gegenstrom- oder als Kreuzstromabsorber 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 Filterbauweise 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 es sich aus wirtschaftlichen Gründen generell für Festbett- und Wanderreaktoren, einen Eingangstaubgehalt deutlich unter 10 mg/m³ einzuhalten. Daher werden die Filter in erster Linie zur Reinigung von Restkonzentration an Schadstoffen im Abgas eingesetzt. Bei Wanderbettreaktoren wird der Druckanstieg regelmäßig durch Entfernung kleinerer Teilmengen des Sorbens aus dem Filter kompensiert, während bei Aggregaten mit Festbett die Schüttung bei Erreichen des maximalen Drucks vollständig ausgetauscht werden muss. (VDI 3927-2 2015) (siehe auch (Tebert et al 2016))

Um Brände durch Entzündung zu verhindern, erfordern die Filter eine sehr gute Temperaturkontrolle (Tebert et al 2016).

Wanderbettfilter wurden in der Vergangenheit häufig als sogenannte „Polzeifilter“ zur Abscheidung von PCDD/F und Quecksilber in Abfallverbrennungsanlagen eingebaut. Diese Anlagen sind nach wie vor in Betrieb. Bei Neuanlagen werden i. d. R. aus Kostengründen andere Systeme vorgezogen, insbesondere die Eindüsung von Aktivkohle oder Aktivkoks. Auf die sogenannten „Polzeifilter“ wird bei neueren Anlagen i. d. R. verzichtet.

In einem Fall wird ein Wanderbettfilter als „Polzeifilter“ – d. h. nach dem Staubfilter – zur Abscheidung von Restemissionen im Abgasstrom in einem Zementwerk eingesetzt (Zementwerk der Holcim im schweizerischen Siggenthal (Produktionskapazität: 2.000 Mg/d, Abgasvolumenstrom 210.000 Nm³/h). Das Filterbett wandert mit einer Geschwindigkeit von etwa 0,3 m/d. Alle drei Stunden wird ein Teil des Kokes erneuert. Der Verbrauch an Aktivkoks beträgt etwa 2 kg/Mg Klinker. Der Koks hat eine Korngröße zwischen 1,25 und 5 mm und eine Oberfläche von 300 m²/g. Die Betriebstemperatur von 130 °C und 150 °C wird sorgfältig überwacht, um einerseits Korrosion durch Kondensation und andererseits eine Selbstentzündung der Aktivkohle zu vermeiden. (Schönberger 2011) Der Filter wurde als Auflage der Behörde mit dem vorrangigen Ziel der Abscheidung hoher SO₂-Emissionen installiert, als 1994 mit dem Einsatz von Klärschlamm im Zementwerk begonnen wurde. Die Investition wurde von den Behörden finanziell gefördert.

1.1.7.2 Erzielter Umweltnutzen

Die Quecksilberabscheiderate kann bis zu 99 % betragen (VDI 3927-2 2015). Im Vergleich zu anderen **Abfallverbrennungsanlagen** zeigen die meisten Anlagen mit Fest- oder Wanderbettreaktoren daher im Hinblick auf die Quecksilberabscheidung eine überdurchschnittliche gute Leistung mit Quecksilber-Konzentrationswerten unter 1 µg/m³. (siehe auch (Tebert et al 2016))

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 können weitere Emissionen vermindert werden. Beispielsweise wurde in einem **Zementwerk** ein Staub-Ausgangsniveau von 30 µg/m³ auf Werte unter Bestimmungsgrenze gesenkt (Rose et al. 1995). Die Filtertechnik reduziert weitere flüchtige und staubgebundene Schwermetall-Emissionen (speziell Cadmium und Thallium). Die Emissionen von Schwefeldioxid und organischen Verbindungen werden mit dem Filter um mehr als 90 % gemindert (Schönberger 2011). (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.1.7.3 Medienübergreifende Aspekte

Durch die notwendige Überwindung der Druckdifferenz im Wanderbettfilter steigt der Stromverbrauch der Anlage (Tebert et al 2016).

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.

Folgende Daten für Energie- und Sorbentienverbrauch sowie die anfallende Abfallmenge werden für die **Abfallverbrennung** genannt (BREF WI 2006):

- ▶ Energieverbrauch: 30-35 kWh/Mg Abfallinput
- ▶ Sorbentienverbrauch: 1 kg/Mg Abfallinput
- ▶ Reststoffmenge: 0 - 1 kg/Mg Abfallinput

1.1.7.4 Anwendungsbeschränkungen

Anwendungsbeschränkungen für Wanderbettverfahren sind nicht bekannt, sofern entsprechender Platz für den Festbett- bzw. Wanderbettfilter vorhanden ist.

Aus Kostengründen kommen Festbettverfahren eher bei Anlagen mit geringerem Rauchgasvolumenstrom zum Einsatz (Tebert et al 2016).

1.1.7.5 Ökonomische Aspekte

Für die Investitionskosten für einen Festbettfilter an einer **Hausmüllverbrennungsanlage** (Anlagenkapazität von 100.000 Mg/a) werden ca. 1,2 Mio. € genannt (BREF MVA 2018). Die Quelle bezieht sich allerdings auf Daten vor 2002, so dass derzeit mit deutlich höheren Kosten zu rechnen ist.

Investitionskosten für die Wanderbettfilteranlage im **Zementwerk** Siggenthal werden mit 15 Mio. € (BREF CLM 2010) bzw. 28 Mio. € (Schönberger 2011) beziffert. (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.1.7.6 Gründe für die Anwendung

Es handelt sich um eine zuverlässige und bei der **Abfallverbrennung** seit Langem bewährte Technik zur Einhaltung von Quecksilbergrenzwerten. Emissionsspitzen können sehr zuverlässig gemindert werden.

Der Einsatz des Filters führt in **Zementwerken** zu geringeren Umweltbelastungen, insbesondere wenn schwermetallhaltige Brennstoffe (Kohle), Abfallbrennstoffe oder Abfallrohstoffe eingesetzt werden, die deutlich höhere Schadstoffgehalte aufweisen als die Regelbrennstoffe oder wenn der eingesetzte Kalkstein erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen enthält.

1.1.7.7 Referenzanlagen

Die Technik ist weit verbreitet. So sind z. B. ca. 35 % der Hausmüllverbrennungsanlagen in NRW mit Wander- oder Festbettfiltern ausgerüstet (Tebert et al 2016).

Die Firma Holcim AG betreibt seit 1994 in Siggenthal (Kanton Aargau) in ihrem **Zementwerk** einen Wanderbettfilter (BREF CLM 2010). Während der Revisionsarbeiten kam es nach 20 Jahren Betrieb im Zementwerk zur Selbstentzündung des Filters. Fünf Monate später wurde der erneuerte Filter wieder in Betrieb gesetzt (Holcim 2014). Das Verfahren wird bislang in Deutschland in Zementwerken nicht eingesetzt. (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.1.7.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Fest- bzw. Wanderbettverfahren, die mit Aktivkohle arbeiten, sind in mehreren deutschen Abfallverbrennungsanlagen seit vielen Jahren in Betrieb. Die Technik wird auch in einem schweizerischen Zementwerk eingesetzt. Es können Quecksilberabscheideraten von bis zu 99 % erreicht werden.

1.1.8 Unterbrechung des Quecksilberkreislaufs durch Staubausschleusung aus dem Quecksilberkreislauf im Drehrohr (Dust Shuttling in Zementwerken)

1.1.8.1 Bescheibung

Zementwerke weisen als zentrale Abgasbehandlungstechnik eine Staubabscheidung auf (Elektro- oder Gewebefilter). Der abgeschiedene Staub wird als Rohstoff in den Prozess zurückgeführt. Da der Staub Quecksilber enthält, erhöht die Staubrückführung die Quecksilberfracht im Prozess. Es entsteht ein Quecksilberkreislauf zwischen Drehrohr und Staubabscheidung, weil das am Staub adsorbierte Quecksilber im Prozess verdampft und mit dem Abgas wieder in den Staubfilter gelangt. Die Entlastung des Quecksilberkreislaufes kann in Zementwerken dadurch erreicht werden, dass ein Teil des abgeschiedenen Staubes nicht in den Prozess zurückgeführt wird. Die Staubausschleusung erfolgt beim Betriebszustand, bei dem der Staub die höchste Quecksilberkonzentration aufweist.

Im sogenannten „Verbundbetrieb“ (80 - 90 % der Betriebszeit) wird das Abgas vor dem Staubfilter zunächst durch die Rohmühle geleitet, um das Rohmehl aufzuwärmen. Dabei werden die Abgase abgekühlt, was die Adsorption von Quecksilber am Staub begünstigt. Da die Adsorptionsfähigkeit des Staubes begrenzt ist und keine Senke vorhanden ist, wird das Quecksilber bei steigendem Eintrag zunehmend über den Schornstein freigesetzt.

Aus anlagentechnischen Gründen ist die Rohmühle für einen höheren Durchsatz konzipiert als der Drehrohrofen. Wenn die Rohmehlsilos gefüllt sind, wird das Abgas deshalb im sogenannten „Direktbetrieb“ (10 bis 20 % der Betriebszeit) nicht über die Rohmühle sondern direkt in den Staubfilter geleitet. Durch die fehlende Kühlung des Rohmehls weisen die Abgase im Staubfilter eine höhere Temperatur auf (140 - 170 °C gegenüber 90 - 120 °C im Verbundbetrieb).

Da das Abgas im Direktbetrieb nicht über die Rohmühle geführt wird, und hierdurch weniger Adsorptionsmöglichkeiten vorliegen, kommt es bei dieser Betriebsweise zu deutlich höheren Quecksilberkonzentrationen im Abgas als im Verbundbetrieb. Gleichzeitig weist der im Direktbetrieb abgeschiedene Staub eine höhere Quecksilberbeladung auf. Die in dieser Zeit abgeschiedenen Stäube werden bei Anwendung dieser Technik i. d. R. nicht in den Prozess zurückgeführt.

Um die Staubabscheidung und damit auch die Hg-Abscheidung in Elektrofiltern während des Direktbetriebs zu verbessern, ist in einem Teil der Zementwerke eine Quenche vorhanden, die die Abgastemperatur senkt. Da die Kondensation von Quecksilber an Partikeln mit sinkender Temperatur erheblich zunimmt, wird auch die Quecksilberausschleusung verbessert, wenn die Abgastemperatur unter 140 °C bleibt (BREF CLM 2010). Beim Einsatz von Gewebefiltern ist eine Temperaturabsenkung auch zum Schutz des Filters erforderlich. In Zementwerken kommen zunehmend Gewebefilter für die Staubabscheidung zum Einsatz.

Die im Direktbetrieb ausgeschleusten quecksilberhaltigen Stäube werden i. d. R. Zementprodukten beigemischt.

Das Verfahren der Staubausschleusung im Direktbetrieb führt zu einer Wiederherstellung des Puffersystems für Quecksilber im Brennprozess und damit indirekt zu einer Emissionsminderung am Schornstein.

1.1.8.2 Erzielter Umweltnutzen

Senkung der Quecksilberemissionen am Schornstein durch Entlastung des Quecksilberkreislaufs im Drehrohrofen. Durch die Staubausschleusung im Direktbetrieb lassen sich neben Quecksilberemissionen auch Thalliumemissionen am Schornstein des Zementwerkes senken.

Es erfolgt keine Ausschleusung in eine langfristige Senke, da das Quecksilber in Zementprodukte überführt wird.

1.1.8.3 Medienübergreifende Aspekte

Das aus dem Prozess ausgeschleuste Quecksilber liegt im Produkt Zement an Partikel adsorbiert vor.

Untersuchungen zur Auslaugung bei Betonkorrosion liegen nicht vor. Mögliche weitere Freisetzungen können bei Gebäudeabriss und in Betonrecyclinganlagen erfolgen. Auch dazu liegen keine Daten vor.

1.1.8.4 Anwendungsbeschränkungen

Die Technik der Ausschleusung statt Rückführung von quecksilberbeladenem Staub aus dem Brennprozess kann in allen Zementwerken angewendet werden.

Die Ausschleusung ist nicht effizient, wenn kein Wechsel zwischen Verbund- und Direktbetrieb erfolgt, weil in diesem Fall keine Betriebsweise mit erhöhter Staubbeladung vorkommt. Dies ist in Deutschland lediglich bei einem Zementwerk der Fall, das mit dem Halbnassverfahren betrieben wird.

1.1.8.5 Ökonomische Aspekte

Die betrieblichen Mehrkosten der Staubausschleusung und Beimischung zu Produkten sind gegenüber einer Rückführung der Stäube in das Rohmehl gering.

1.1.8.6 Gründe für die Anwendung

Die Technik wird angewendet, um den Quecksilberkreislauf zu entlasten und hohe Konzentrationen im Abgas während des Direktbetriebs zu vermeiden. Die Technik ist eine kostengünstige Maßnahme zur Quecksilberminderung, da sie keine zusätzlichen Investitionen erfordert.

1.1.8.7 Referenzanlagen

Bis auf ein Zementwerk, das im Halbnassverfahren arbeitet, nutzen alle in Deutschland betriebenen Anlagen diese Technik (VDZ 2018).

1.1.8.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Die Unterbrechung des Quecksilberkreislaufs durch Staubausschleusung ist ein Verfahren, das ausschließlich in Zementwerken eingesetzt wird, um den Quecksilberkreislauf beim Klinkerbrennprozess zu entlasten und damit die Quecksilberemissionen am Schornstein zu senken. Das Verfahren wird mit einer Ausnahme in allen deutschen Zementwerken angewendet.

1.1.9 Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben

Filterstäube, die hohe Konzentrationen an Quecksilber enthalten, fallen in vielen Industriebranchen an. Insbesondere dort, wo Filterstäube im Produktionsprozess wiederverwendet werden, ist es sinnvoll, das enthaltene Quecksilber vorher aus dem Staub abzutrennen und aufzukonzentrieren, um es einer langzeitsicheren Senke zuzuführen. Ein Beispiel ist die Zementindustrie, bei der insbesondere beim Einsatz von Drehrohröfen der quecksilberentfrachtete Filterstaub wieder in den Klinkerprozess zurückgeführt werden kann. Durch die Technik der Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben in Zementwerken kann der Quecksilberkreislauf entlastet werden mit der Folge, dass deutlich geringere

Quecksilberemissionen über den Schornstein in die Atmosphäre freigesetzt werden. Die Quecksilberentfrachtung des Filterstaubs trägt somit in solchen Anlagen indirekt zu einer Emissionsminderung bei und wird daher als Quecksilberminderungstechnik angesehen. Darüber hinaus führt die Anwendung der Technik in Anlagen, in denen Filterstäube ansonsten dem Produkt beigemischt werden, dazu, dass der Quecksilbergehalt dieser Produkte gesenkt wird.

Verschiedene Technikanbieter haben Verfahren zur Filterstaubentfrachtung entwickelt. Zum großtechnischen Einsatz gelangte bisher nur das Xmercury®-Verfahren der Firma Scheuch, welches bis Ende 2019 in zwei Anlagen in Betrieb war (Edelkott und Lechner 2017a, Ahrens 2017, W&P 2018, Fellner 2019, Auer 2019). Umfangreiche Erfahrungen liegen von einem österreichischen Zementwerk in Wietersdorf vor, in dem das Xmercury®-Verfahren seit dem Jahr 2015 zum Einsatz kommt. Daher wird die Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben in den nachfolgenden Unterkapiteln beispielhaft anhand der Erfahrungen mit der Xmercury® – Technik in der Anlage in Österreich beschrieben.

1.1.9.1 Beschreibung

Das Grundprinzip des Xmercury®-Verfahrens besteht darin, mit Quecksilber beladene Filterstäube mit prozesseigener Energie zu erhitzen, so dass Quecksilber verdampft und nach einer Staubabscheidung an Aktivkohle abgeschieden werden kann. Der quecksilberabgereicherte Filterstaub wird als Rohstoff wieder in den Brennprozess zurückgeführt.

Das Verfahren entlastet den Quecksilberkreislauf, der sich beim Brennprozess zwischen Rohmehlaufgabe und Drehrohr bildet: Durch den Wiedereinsatz quecksilberhaltiger Stäube reichert sich Quecksilber an und entweicht mit dem Abgas, insbesondere dann, wenn keine Rohmehlaufgabe erfolgt („Direktbetrieb“). Im Vergleich zur Entlastung des Quecksilberkreislaufes durch Ausschleusung quecksilberhaltiger Stäube (s. o. Kap. 1.1.8) wird mit dem Xmercury®-Verfahren eine Schadstoffsenke geschaffen, da die mit Quecksilber beladene Aktivkohle unter Tage deponiert wird und somit der Biosphäre entzogen ist.

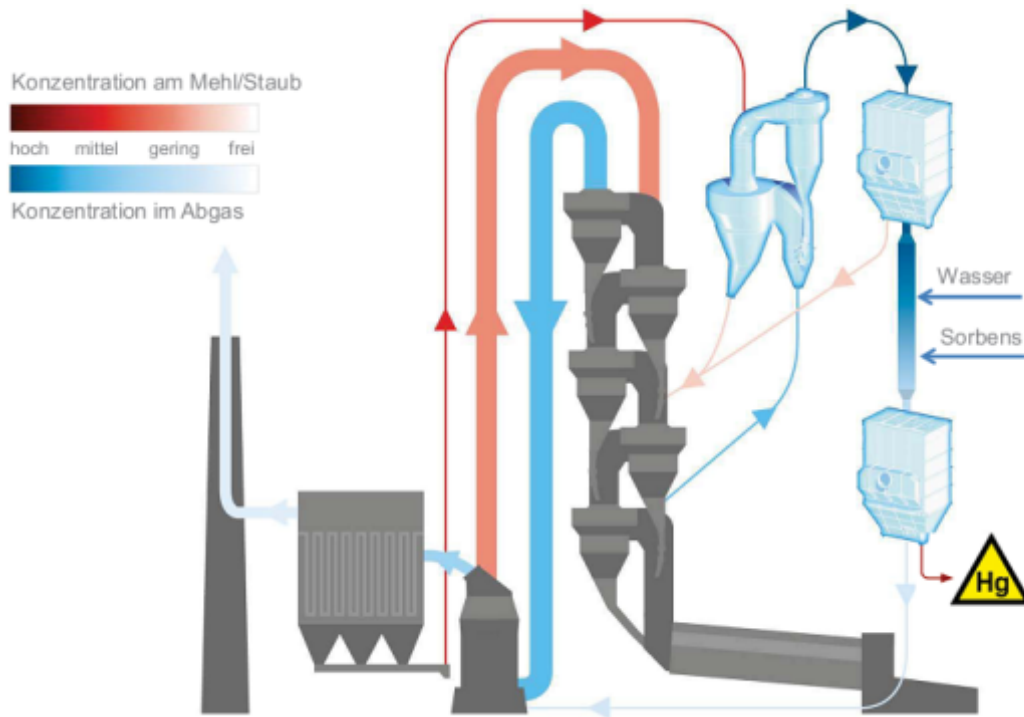
Die Aufheizung des Filterstaubes erfolgt mit ca. 3 bis 10 % des Abgasvolumens aus dem Brennprozess. Das dazu notwendige Abgas wird im unteren Teil des Vorwärmturms mit 800 bis 900 °C entnommen. Die Mischung des Filterstaubs mit dem Abgas erfolgt in einer Vorwärmstrecke, auf die ein mehrstufiger Zyklon folgt: Das am Staub gebundene Quecksilber verdampft, quecksilberabgereicherten Staub wird in den Zyklonen abgeschieden. Den Zyklonen ist ein Heißgasfilter nachgeschaltet, der mit Keramikfilterkerzen bestückt ist. Damit wird restlicher Staub aus dem etwa 400 °C heißen Gasstrom abgetrennt. Der erhitzte Staub wird aus den Zyklonen und dem Heißgasfilter in den Vorwärmerturm zurückgeführt, so dass der überwiegende Teil der Energie im System erhalten bleibt.

Das entstaubte, quecksilberreiche Gas wird in einer Quenche auf ca. 120 °C abgekühlt. Im Flugstromverfahren wird das Quecksilber an Aktivkohle abgeschieden; das Abgas wird mit dem Abgas des Zementofens vor der Rohmühle vermischt. Zur besseren Ausnutzung des Sorbens wird der überwiegende Teil im Kreislauf geführt und eine kleine Teilmenge durch Neumaterial ersetzt. Das beladene Sorbens wird unter Tage entsorgt. (Edelkott und Lechner 2017a; Lorber et al. 2015; Reinhold und Steiner 2017, Fellner 2019)

Abbildung 9 zeigt schematisch die Funktionsweise des Verfahrens. Die roten Pfeile zeigen quecksilberhaltige Materialströme, die blauen Pfeile quecksilberhaltige Abgase, die Intensität zeigt die Quecksilberbeladung an. Der dünne dunkelrote Pfeil beschreibt den Weg des

quecksilberbeladenen Filterstaubs zur Quecksilberverdampfung, der breite hellrote Pfeil den Weg des quecksilberhaltigen Rohmehls von der Rohmühle zu den Zyklonvorwärmern. Die schmalen blauen Pfeile zeigen den Weg des heißen Abgases aus den ersten Vorwärmern zu den Hochleistungszyklonen. Die dünnen hellroten Pfeile beschreiben den Weg des gereinigten Staubs zurück zu den Zyklonvorwärmern. Der dünne dunkelblaue Pfeil zeigt den Abgasweg vom Zyklon zum Heißgasfilter, der breite blaue Pfeil den Weg des Abgases zur Rohmühle und die hellblauen Pfeile den Weg der Abgase von der Rohmühle über den Staubfilter zum Schornstein.

Abbildung 9: Verfahrensfliessbild des Xmercury®-Verfahrens



Quelle: (VDI 2094 2019), wiedergegeben mit Erlaubnis der Scheuch GmbH, Aulolzmunster, Österreich

Eine Technik, die auf demselben Abscheideprinzip beruht (Erhitzung von Filterstaub zur Austreibung von Quecksilber, Abscheidung des Quecksilbers aus dem Gas an Aktivkohle), wurde von der Firma SCB International (USA) entwickelt. Neben Bypassstäuben aus Zementwerken können mit der Technik auch Flugasche, Aktivkohle und andere Sorbentien sowie sonstige mit Quecksilber belastete Industriestäube gereinigt werden. (Poling 2017) Die Website der Firma SCB International war im Jahr 2020 nicht mehr existent; es ist nicht bekannt, ob das Verfahren noch angeboten wird.

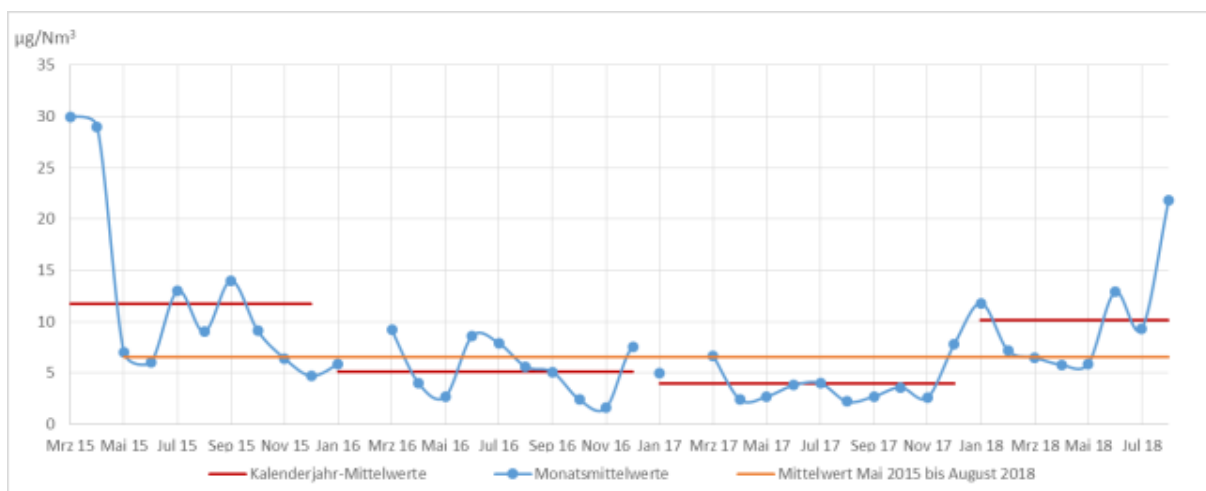
1.1.9.2 Erzielter Umweltnutzen

Die Quecksilberkonzentrationen im von Quecksilber gereinigten Staub liegen im Bereich von 0,05 bis 0,1 mg/kg. Durch die Technik wird Quecksilber aus dem Staub verdampft, aufkonzentriert und einer separaten Entsorgung zugeführt. Hierdurch werden einerseits die Emissionen des Zementwerkes in die Luft über den Hauptschornstein verringert werden. Andererseits werden auch die Gehalte von Quecksilber in Zementen verringert, denen sonst beim Shuttle-Verfahren quecksilberhaltiger Staub zugemischt wird. Quecksilberemissionen, die beim Mahlen von quecksilberhaltigem Shuttlestaub in der Zementmühle verursacht werden, können ebenfalls vermieden werden.

Durch Untersuchungen an der ersten Anlage in Wietersdorf in Österreich konnte gezeigt werden, dass nach der Verdampfung im Vorwärmstrang ca. 90 - 95 % des partikelgebundenen Quecksilbers in die Gasphase übergegangen waren und im Sorptionsfilter mehr als 90 % mit der Aktivkohle ausgeschleust wurden.

Im Werk Wietersdorf konnte mit dem Verfahren im Jahr 2017 eine Gesamtminderung der Luftemissionen über den Schornstein von bis zu 90 % erreicht werden (Fellner 2019). Die Emissionswerte lagen vor Einsatz der Technik im Monatsmittel typischerweise bei 30 - 35 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Im Jahr 2017 wurde mit dem Xmercury®-Verfahren ein Jahresmittelwert von 3,9 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ erreicht (s. Abbildung 10). Danach stiegen die Werte wieder an. Dies ist darauf zurückzuführen, dass geringere Mengen an Filterstäuben einer Behandlung mit dem Verfahren zugeführt wurden und damit der innere Hg-Kreislauf im Ofen weniger entlastet wurde. Im Juli 2018 wurde das System zur Nachrüstung korrosionsresistenter Teile abgeschaltet, weil korrosive bromierte Aktivkohle eingesetzt wurde. (W&P 2018; W&P 2019)

Abbildung 10: Hg-Monats- und Jahresmittelwerte nach Einbau des Xmercury®-Verfahrens im Zementwerk Wietersdorf/AT (3/2015-8/2018)



Quelle: Eigene Grafik auf Basis (W&P Zement 2019), Öko-Institut

Für das von der Firma SCB International entwickelte Röstverfahren werden Quecksilberminderungsraten für die Behandlung von beladener Aktivkohle, Zementfilterstaub und Kohleflugaschen von 99,1 bis 99,99 % berichtet (Poling 2017). Wie oben erwähnt war im Jahr 2020 kein Anbieter mehr für dieses Verfahren zu finden.

1.1.9.3 Medienübergreifende Aspekte

In den beiden ersten Anwendungen erfolgt die Aufheizung des quecksilberbeladenen Staubes mit Abgas aus dem Drehrohrofen; der erhitzte Staub wird in das System zurückgeführt, so dass der Zusatzenergiebedarf gering ist. Der Zusatzverbrauch an elektrischer Energie wird für die Anlage zur Quecksilberausschleusung mit 0,8 bis 1 kWh/t Klinker angegeben (Edelkott und Lechner 2017a).

Im Vergleich mit einer Filterstaubausschleusung zur Quecksilberminderung (Kapitel 1.1.8) kann durch den Rohstoffverbrauch durch Einsatz der Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben verringert werden, da der behandelte Filterstaub in den Klinkerbrennprozess zugeführt wird; bei gleichem Rohmehleinsatz ist dadurch eine höhere Klinkerproduktion erreichbar.

1.1.9.4 Anwendungsbeschränkungen

Das Verfahren kann in den üblichen Vorwärmertürmen trockener Klinkerbrennverfahren ohne Anwendungsbeschränkungen eingebaut werden. Ob Anwendungsbeschränkungen beim Halbnassverfahren bestehen, das in Deutschland in einem Zementwerk eingesetzt wird, ist gesondert zu prüfen.

1.1.9.5 Ökonomische Aspekte

Die Investitionskosten für den Einbau der Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben beliefen sich im Jahr 2015 auf 2,9 Mio. Euro (W&P Zement 2015). Beim Einsatz von bromierter Aktivkohle sinken die Entsorgungsmengen und Kosten; es wird jedoch die Ausstattung der Komponenten in Edelstahl empfohlen, um verstärkte Korrosion zu vermeiden (Scheuch 2019).

Beim Einsatz von bromierter Aktivkohle wurden im Werk Wietersdorf etwa 5 Mg/a verbraucht. Unter der Annahme von Kosten für bromierte Aktivkohle von 2.800 €/Mg ergeben sich jährliche Sorbenskosten von 14.000 €. Der Stromverbrauch wird mit 1 - 1,5 kWh/Mg Klinker angegeben (Auer 2019). Bei angenommenen Stromkosten von 5 Cent/kWh ergeben sich Kosten von etwa 5 - 7,5 Cent/Mg Klinker.

Weiterhin fallen Kosten für die Betreuung und Wartung der Anlage an.

Die Kosten für den Energieverbrauch der Anlagen werden als vernachlässigbar angesehen, da der erhitzte Filterstaub wieder in den Vorwärmerturm zurückgeführt werden und daher der überwiegende Teil der Energie im System erhalten bleibt.

1.1.9.6 Gründe für die Anwendung

Das Verfahren wird angewendet, um Quecksilber aus dem Klinkerbrennprozess auszuschleusen und eine Quecksilbersenke zu schaffen. Gegenüber Verfahren, bei denen Sorbentien eingedüst und am Staubfilter abgeschieden werden, besteht der Vorteil, dass der Filterstaub in das Drehrohr zurückgeführt werden kann und nachteilige Auswirkungen der Sorbentien auf den Zement vermieden werden, die beim Beimischen quecksilberhaltigen Filterstaubs in der Rohmühle auftreten können.

Insgesamt betrachtet kann durch das Verfahren eine Quecksilbersenke im Zementwerk geschaffen werden, da Quecksilber an Aktivkohle unter Tage deponiert wird und so der Biosphäre entzogen ist.

1.1.9.7 Referenzanlagen

Das Verfahren wurde zuerst im Jahr 2015 im Zementwerk Wietersdorf in Österreich eingebaut. Es wurde bis 2017 im Pilotbetrieb optimiert und wird seit 2018 im Normalbetrieb eingesetzt (Edelkott und Lechner 2017a). Eine weitere Anlage wurde im Jahr 2018 im Zementwerk Schwenk in Allmendingen in Betrieb genommen (Ahrens 2017, W&P 2018, Fellner 2019).

1.1.9.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Die Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben ist ein relativ neues Verfahren und wird in Europa derzeit an zwei Anlagen betrieben. Bei beiden Anlagen handelt es sich um Zementwerke. Durch die Entfrachtung der Filterstäube wird der Quecksilberkreislauf beim Klinkerbrennprozess entlastet. Das Verfahren führt somit indirekt zu einer Minderung der Quecksilberemissionen am Schornstein. Nach den bisher vorliegenden Messergebnissen lassen sich mit der Technik Quecksilberkonzentrationen im Reingas von unter 5 µg/Nm³ im Jahresmittel erreichen.

1.1.10 Quecksilberminderung in schwefelsaurem Abgas

In der Nichteisenmetallindustrie entstehen durch die Röstung von schwefelhaltigen Erzen Abgase mit einem hohen Gehalt an Schwefeloxiden und Quecksilber.

Zur Minderung der Quecksilberkonzentration und anschließenden Nutzung der schwefelsauren Abgase zur Schwefelsäureherstellung werden vorrangig die folgenden Verfahren eingesetzt:

- ▶ Selen-Filter, vgl. (UNEP 2017), bei dem ein poröses, inertes Trägermaterial verwendet wird, das mit rotem amorphem Selen imprägniert wird. Dies wird erreicht, indem selenige Säure in Gegenwart von Schwefeldioxid darauf getrocknet wird. Dabei fällt rotes amorphes Selen aus, das zur Reaktion mit Quecksilber zur Verfügung steht ($\text{Se} + \text{Hg}_0 \rightarrow \text{HgSe}$).
- ▶ Boliden-Norzink-Prozess, auch „Outotec Chlorid-Wäsche“ oder „Outotec BN-Prozess“ vgl. (UNEP 2017), bei dem Quecksilberchlorid in einen Wäscher eingebracht wird, das mit elementarem Quecksilber im Abgas zu unlöslichem Kalomel reagiert ($\text{Hg}_0 + \text{HgCl}_2 \rightarrow \text{Hg}_2\text{Cl}_2$). Aus dem Wäscher wird Kalomel abgelassen und zur Hälfte mit Chlor behandelt, so dass es zu Quecksilberchlorid re-oxidiert und wieder im Wäscher eingesetzt werden kann ($\text{Hg}_2\text{Cl}_2 + \text{Cl}_2 \rightarrow 2 \text{HgCl}_2$) (Sulphuric Acid 2016). Überschüssiges Kalomel wird entweder direkt aus dem Prozess ausgeschleust und in eine Untertagedeponie entsorgt oder es wird in der nachgeschalteten Abwasserbehandlung abgetrennt und mit dem Abwasserschlamms der Untertagedeponie zugeführt (Aurubis 2018).
- ▶ DOWA-Filter (UNEP 2017) als zusätzliche quecksilberspezifische Reinigungsstufe, bei dem schwefeldioxidhaltiges, wasserdampfgesättigtes Abgas einen Turm mit Bimspellets durchströmt. Die Pellets sind mit Bleisulfidlösung getränkt. Bleisulfid reagiert mit Quecksilber zu Quecksilbersulfid und Bleisulfat. Dadurch können Schwefelsäurequalitäten mit einem Quecksilbergehalt unter 0,05 mg/kg erzeugt werden, so dass sich dessen Einsatzbereich erweitert. (Eichenhofer 2005, S. 57)

1.1.10.1 Erzielter Umweltnutzen

Die Emissionserklärung des Jahres 2016 (Länder 2018) nennen von einer der beiden Primärbleihütten (Stolberg) eine gemessene Quecksilberkonzentration von 1,75 µg/Nm³ nach Anwendung des Boliden-Norzink-Verfahrens. Die Messergebnisse der gemischten Primär-/Sekundärhütte (Hamburg) lagen im Jahr 2012 nach Anwendung des Boliden-Norzink-Verfahrens einmal unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/Nm³, einmal bei 0,1 µg/Nm³ und einmal bei 2,4 µg/Nm³; die Halbstunden-Messwerte des Jahres 2014 waren 1,9/3,5/4,6 µg/Nm³ (Behörde 2018). In der Zink-Primärhütte (Nordenham) wurden nach Anwendung des Boliden-Norzink-Verfahrens bei drei halbstündigen Messungen im Jahr 2019 Konzentrationen im Abgas von 3,7 µg/Nm³, 8,9 µg/Nm³ und 9,4 µg/m³ gemessen. Emissionskonzentrationen für die beiden anderen Verfahren liegen nicht vor. In der Literatur werden für den DOWA-Filter Reingaskonzentrationen von 10 - 50 µg/Nm³ genannt. Für den Selenfilter werden ebenfalls Reingaskonzentrationen unter 50 µg/Nm³ berichtet. (UNEP 2017)

Typische Abscheidegrade des Selenfilters werden bei Eingangskonzentrationen von 1 mg/Nm³ mit 95 % angegeben, bei geringen Eingangskonzentrationen von 42 µg/Nm³ mit 71 %. Typische Abscheidegrade des Boliden-Norzink-Verfahrens werden mit 99,7 % genannt, wenn hohe Quecksilbereingangskonzentrationen im Bereich von 9 - 10 mg/Nm³ vorliegen. Bei niedrigeren

Eingangskonzentrationen von rund 50 µg/Nm³ liegt der Abscheidegrad bei 74 %. Typische Abscheidegrade des DOWA-Filters werden mit 99 % angegeben. (UNEP 2017)

Mit dem Boliden-Norzink-Verfahren können Quecksilbergehalte in der Schwefelsäure von < 0,25 mg/kg erzeugt werden; mit dem DOWA-Filter sind Werte < 0,05 mg/kg möglich (Aurubis 2018).

1.1.10.2 Medienübergreifende Aspekte

Beim Einsatz des Selenfilters muss mit Selen imprägniertes Material hergestellt werden. Für den Einsatz des Boliden-Norzink-Verfahrens ist die Herstellung von aggressivem Chlorgas nötig. Für den Einsatz des DOWA-Filters ist die Verwendung von toxischer Bleisulfidlösung erforderlich.

1.1.10.3 Anwendungsbeschränkungen

Die Verfahren können in schwefelsaurem Abgas ohne Anwendungsbeschränkungen eingebaut werden.

1.1.10.4 Ökonomische Aspekte

Die Investitionskosten für den Einbau eines Selenfilters werden für ein Abgasvolumen von 200.000 m³/h mit etwa 3 Mio. € angegeben. Die Bestückung des Filters mit selenimprägniertem Material (70 Mg) beläuft sich auf 35.000 €/Mg, d. h. 2,45 Mio. €, so dass die Gesamtkosten bei etwa 6,5 Mio. € liegen. (UNEP 2017)

Die Installation des Boliden-Norzink-Verfahren bei der kombinierten Primär-/Sekundärhütte (Hamburg) war mit Investitionskosten von rund 5 Mio. € verbunden (UNEP 2017).

Für einen DOWA-Filter mit 200.000 m³/h Abgasvolumen werden Investitionskosten von etwa 5,5 Mio. € berichtet. Hinzu kommen Kosten für die Füllung mit 500 m³ Filtermaterial, die bei 1.800 €/Mg liegen (Standzeit ca. 5 - 10 Jahre).

1.1.10.5 Gründe für die Anwendung

Die Verfahren werden angewendet, um hohe Quecksilberkonzentrationen in sauren Abgas zu mindern und so das Abgas für die nachfolgende Erzeugung von Schwefelsäure zu präparieren.

Durch das Verfahren kann eine Quecksilbersenke geschaffen werden, da das Quecksilber zu HgSe, HgCl₂ (Kalomel) oder HgS reagiert, das unter Tage deponiert werden kann und so der Biosphäre entzogen wird.

1.1.10.6 Referenzanlagen

Das Boliden-Norzink-Verfahren wird in allen Primärhütten in Deutschland eingesetzt. Zusätzlich kommt in der kombinierten Primär-/Sekundärkupferhütte ein DOWA-Filter zum Einsatz, wenn niedrige Quecksilberkonzentration in der hergestellten Schwefelsäure benötigt werden. In der Primärzinkhütte wird das Verfahren mit einem Selenfilter kombiniert eingesetzt.

1.1.10.7 Resümee der Anwendungserfahrungen

Zur Quecksilberentfrachtung von schwefelsauren Abgasen aus der Röstung von sulfidischen Erzen hat sich das Boliden-Norzink-Verfahren bewährt. Zur weiteren Senkung der Quecksilbergehalte in der nachfolgend produzierten Schwefelsäure kann das Verfahren mit einem Selenfilter oder mit dem DOWA-Filter kombiniert werden.

1.2 Wasserseitige Quecksilberminderungstechniken

1.2.1 Zweistufige Fällung

1.2.1.1 Beschreibung

In einer zweiten Abwasserbehandlungsstufe wird bei einer zweistufigen Fällung zur Behandlung von Abwasser aus dem Rauchgaswäscher ein Organosulfid zur Quecksilberabscheidung zugegeben. Ziel ist zum einen eine bessere Quecksilberabscheidung, zum anderen die Bildung von zwei Schlammfraktionen mit unterschiedlichen Quecksilbergehalten. Bei geringer Belastung kann dann die Schlammfraktion mit niedrigen Hg-Gehalten in die Verbrennung zurückgeführt werden, während die zweite Hg-reiche Fraktion zu deponieren ist. (Marsan 2013) (siehe auch (Tebert et al 2016))

Beispielhaft wird hier der Aufbau einer Behandlung von Abwasser aus dem Rauchgaswäscher durch eine zweistufige Fällung gezeigt (Riethmann 2013) (siehe auch (Tebert et al 2016)):

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.

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) (siehe auch (Tebert et al 2016)).

Bei einigen Anlagen konnten durch den Einsatz eines anorganischen sulfidischen Fällungsmittels in der Abwasserbehandlung wesentlich bessere Ergebnisse erzielt werden als beim Einsatz eines sulfidischen Fällungsmittels (Grauwiller und Genz 2017).

1.2.1.2 Erzielter Umweltnutzen

Durch eine zweistufige Fällung und der Anwendung von Organosulfiden werden im Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Kohlekraftwerken bei sorgfältiger Anlagenführung Quecksilberkonzentrationen im Bereich von deutlich unter 1 $\mu\text{g/l}$ erreicht (RP Darmstadt 2013, Murphy 2015) (siehe auch (Tebert et al 2016)).

Tabelle 10 gibt eine Übersicht über die von STEAG genannten Verteilungen der Schlamm-mengen und Hg-Konzentrationen im Schlamm.

Tabelle 10: 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

Quelle: (Marsan 2013)

Wenn Schlamm aus der Fällungsstufe ohne den Einsatz quecksilberspezifischer Fällungsmittel rückgeführt wird, wird zum einen ein Teil des abgeschiedenen Quecksilbers wieder in die Feuerung eingebracht, zum anderen werden aber auch Halogene rezirkuliert, so dass das Abscheideverhalten von Quecksilber in der Rauchgasreinigung durch Oxidationseffekte verbessert wird. Bei einer zweistufigen Abwasserreinigung wird verhältnismäßig weitaus weniger Quecksilber als Chlor und / oder Brom rezirkuliert, so dass dieser Effekt kompensiert wird. Als Folge kann die Quecksilberkonzentrationen im Reingas gemindert werden. (Riethmann 2013) (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.2.1.3 Medienübergreifende Aspekte

Da Organosulfide mit Schwermetallen stabile Komplexe bilden, sollte eine Überdosierung vermieden werden, so dass keine stabilen Komplexe in das Gewässer gelangen bzw. dort gebildet werden (BLW 2005). (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.2.1.4 Anwendungsbeschränkungen

Es bestehen keine Anwendungsbeschränkungen.

1.2.1.5 Ökonomische Aspekte

Für die Erweiterung einer einstufigen auf eine zweistufige Fällung in der Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche eines großen Kohlekraftwerks würden Investitionskosten von 250.000 bis 300.000 € anfallen, so die grobe Schätzung eines Herstellers für Abwasserbehandlungstechnologie. (PWT 2015) Somit könnten sich über einen Zeitraum von 10 Jahren die Abschreibungskosten auf 25.000 bis 30.000 € belaufen. (Tebert et al 2016)

Für ein Steinkohlekraftwerk mit einer Leistung von 1.000 MWel wird ein Verbrauch an TMT15® in der Abwasserbehandlung von jährlich ca. 6 mg kalkuliert (CEON 2014). Bei einem Preis von 1.500 €/t errechnen sich Jahreskosten von ca. 9.000 €. (Tebert et al 2016)

So kann man von zusätzlichen Stromkosten von ca. 0,002 Cent/kWh ausgehen, der Anteil an den Stromgestehungskosten eines Steinkohlekraftwerks beläuft sich somit auf 0,03 % (Tebert et al 2016).

1.2.1.6 Gründe für die Anwendung

Mit der Technik kann im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung ein Beitrag zur Quecksilberminderung zum Erreichen der Umweltqualitätsnorm (UQN) der Richtlinie für Prioritäre Stoffe erzielt werden.

1.2.1.7 Referenzanlagen

In ca. 50 % der nordrhein-westfälischen Steinkohlekraftwerke wird das Abwasser aus der Rauchgasreinigung mit einer zweistufigen Abwasserbehandlungsanlage gereinigt (siehe z. B. (Tebert et al. 2016)).

Mit einer zweistufigen Abwasserbehandlungsanlage ist auch das Kraftwerk Staudinger der Firma Uniper ausgerüstet (Schneidereit 2011).

1.2.1.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Die spezifische Quecksilberfällung in einer zusätzlichen Fällungsstufe zur Behandlung von Abwässern aus der Rauchgasreinigung ist in deutschen Steinkohlekraftwerken weit verbreitet. Mit dem Verfahren können Quecksilberkonzentrationen von deutlich unter 1 µg/l erreicht werden.

1.2.2 Ultrafiltration

1.2.2.1 Beschreibung

Bei der Ultrafiltration handelt es sich um ein Membranverfahren, bei dem durch eine Membran fließende Flüssigkeit aufgetrennt wird. Das Permeat fließt durch die Membran und das Konzentrat wird zurückgehalten. Dabei ist die Druckdifferenz entlang der Membran die treibende Kraft des Verfahrens. Gelöste Stoffe und Teilchen mit molekularer Größe können durch die Poren treten, wohingegen suspendierte Teilchen, Bakterien, Viren oder sogar größere Makromoleküle zurückgehalten werden. Die für die Ultrafiltration eingesetzten Membranen funktionieren also grundsätzlich wie Siebe. Dabei liegt der Porendurchmesser von Membranen zur Ultrafiltration bei 0,001 bis 0,1 µm. (BREF CWW 2003, BREF CWW Draft 2014) (siehe auch (Tebert et al 2016))

Um die Membranoberfläche sauber zu halten, werden Membranfilterverfahren gewöhnlich im Querstrom betrieben. Der Permeatfluss verläuft senkrecht zum Zulauf. Die Verunreinigungen bleiben im Zulauf zurück, der mit reduziertem Volumen das Membransystem als aufkonzentrierter Abwasserstrom verlässt. (siehe auch (Tebert et al 2016))

Ultrafiltrationsverfahren werden vielfältig und seit einiger Zeit auch als Endreinigungsstufe zur Abtrennung von Schwermetallen, u.a. Quecksilber, in der Behandlung von Abwasser aus Rauchgaswäschern eingesetzt. Das Verfahren ist nur zur Reinigung von Quecksilber und anderen Schadstoffen, die an Partikel anhaften, geeignet. Daher kann das im Abwasser gelöste Quecksilber mit diesem Verfahren nicht aus dem Abwasserstrom entfernt werden. (siehe auch (Tebert et al 2016))

Es werden insbesondere Membranen aus Siliciumcarbid (SiC) bei der Behandlung von Abwasser aus der Rauchgasreinigung von Kohlekraftwerken eingesetzt, die sich durch eine hohe Leistungsfähigkeit und Chemikalienresistenz auszeichnen. Da im Rhythmus von wenigen Tagen zur Verhinderung von irreversiblen Fouling mit konzentrierter Salzsäure gereinigt werden muss, ist diese Chemikalienresistenz erforderlich. (Sigmaier 2015) Wegen der REA-Abwasserqualität und dem intermittierenden Anlagenbetrieb von Kraftwerken ist für die Ultrafiltration ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich (Böhm und Schneidereit 2016). (siehe auch (Tebert et al 2016))

Bereits im Jahr 2008 wurden in den USA Versuche an einer Pilotanlage durchgeführt (Owens et al. 2011, Diel 2014). In Deutschland wurde die Ultrafiltration bei den Steinkohlekraftwerken der Firma Uniper in Heyden, Wilhelmshaven und Großkrotzenburg (Staudinger) im Teilstrom

erprobt (Schneidereit 2014a, Schneidereit 2014b, Sigmaier 2015, (Böhm und Schneidereit 2016). (siehe auch (Tebert et al 2016)) Zumindest an den Kraftwerken Heyden und Staudinger wurde anschließend die Membranfiltration großtechnisch umgesetzt. Die amtliche Überwachung der ersten großtechnischen Anlage im Kraftwerk Heyden ergab in den Jahren 2016 bis 2019 Quecksilberemissionswerte von < 0,1 µg/l bis 1,9 µg/l. Die Ergebnisse der Eigenüberwachung lagen zwischen 0,2 und 4,0 µg/l (siehe Tabelle 11). Die Medianwerte der Eigenüberwachung lagen in den Jahren 2016 bis 2019 zwischen 0,2 und 0,4 µg/l. (ELWAS 2020, Client Earth 2020).

Tabelle 11: Emissionswerte am Ablauf der Behandlungsanlage für Abwässer aus der Rauchgaswäsche im Kraftwerk Heyden (Ergebnisse der amtlichen Überwachung sowie der Eigenüberwachung an Messpunkt PN 4) in den Jahren 2016 bis 2019

Parameter	Amtliche Überwachung [µg/l]	Eigenüberwachung [µg/l]	Einheit
Anzahl	35	11	
Min. Ablaufkonzentration	0,05	0,2	µg/l
Max. Ablaufkonzentration	1,9	4,0	µg/l
Durchschn. Ablaufkonzentration	0,52	0,5	µg/l
Medianwert	0,35	0,3	µg/l

Quelle: (ELWAS 2020; Client Earth 2020)

Ergebnisse der Quecksilbermessungen am Ablauf der Abwasserbehandlungsanlage des Kraftwerks Staudinger im Zeitraum 2015 bis 2019 ergeben Werte, die überwiegend bei 0,1 µg/l oder darunter lagen. Nur ein Wert der amtlichen Überwachung aus dem Jahr 2015 lag über 0,2 µg/l siehe (Tabelle 12). (Client Earth 2020).

Tabelle 12: Emissionswerte am Ablauf der Behandlungsanlage für Abwässer aus der Rauchgaswäsche im Kraftwerk Staudinger in den Jahren 2015 bis 2019

Parameter	Amtliche Überwachung	Eigenüberwachung	Einheit
Anzahl Messwerte	27	57	-
Min. Ablaufkonzentration	< 0,1	0,1	µg/l
Max. Ablaufkonzentration	0,5	0,1	µg/l
Durchschnittliche Ablaufkonzentration	0,13	0,1	µg/l
Median	0,1	0,1	µg/l

Quelle: (Client Earth 2020)

1.2.2.2 Erzielter Umweltnutzen

Im Ablauf der Reinigung von Abwasser der Abgaswäsche von Kohlekraftwerken können mit der Ultrafiltrationstechnik – so diese mit zuverlässig arbeitender vorgeschalteter zweistufiger Fällung verbunden wird – Quecksilberkonzentrationen von unter 0,1 µg/l im Jahresmittel erreicht werden (Tebert et al 2016).

Mit der Ultrafiltration werden, neben der Minderung von Quecksilber, auch andere Schwermetalle und weitere partikelgebundene Schadstoffe abgetrennt (Tebert et al 2016).

1.2.2.3 Medienübergreifende Aspekte

Mit dem Einsatz der Technik erhöht sich der Energieverbrauch der Abwasserbehandlung und liegt im Bereich von 1-10 kWh/m³ (Tebert et al 2016)

1.2.2.4 Anwendungsbeschränkungen

Die Technik ist als letzte Reinigungsstufe vor der Ableitung in den Vorfluter oder die Kanalisation einsetzbar. Voraussetzung ist daher eine vorgeschaltete Rauchgasabwasseraufbereitungsanlage (RAA) in Form einer chemisch physikalischen Aufbereitungsanlage (Böhm und Schneidereit 2016). Wenn am Standort ausreichend Platz vorhanden ist, gibt es keine weiteren Anwendungsbeschränkungen für die Technik.

1.2.2.5 Ökonomische Aspekte

Für vier Membran-Modullinien je 10 Kubikmeter pro Stunde, einen Vorlagebehälter (12 m³), Permeatbehälter (1 m³), Lagertank für Regenerierchemikalien (6 m³) und Zubehör sind Investitionskosten von 1,05 Mio. € nötig (BezRegDT 2015). Bei einer Abschreibungsdauer von 10 Jahren ergeben sich für ein Kraftwerk mit 920 MWel Zusatzkosten von 0,0025 Cent/kWh. Damit entsprechen sie einem Anteil an den Stromgestehungskosten von 0,04 %. (Tebert et al 2016)

Von einer Herstellerfirma für die Membrantechnik werden etwas höhere Investitionskosten für dieselbe Anlage von 1,3 bis 1,5 Mio. € genannt (PWT 2015). Damit errechnen sich Zusatzkosten von 0,0034 Cent/kWh bzw. ein Anteil an den Stromgestehungskosten von 0,05 %. (Tebert et al 2016)

Es fallen vergleichsweise geringe zusätzliche Schlamm-mengen an, da es sich bei der Ultrafiltration um eine Endreinigung handelt. Die Entsorgungskosten für diese Schlämme sind im Verhältnis zu den übrigen Kosten zu vernachlässigen. (Tebert et al 2016)

1.2.2.6 Gründe für die Anwendung

Im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung kann mit der Technik ein Beitrag erzielt werden, um die Quecksilberminderung und damit die Umweltqualitätsnorm (UQN) der Richtlinie für Prioritäre Stoffe zu erreichen (Tebert et al 2016).

1.2.2.7 Referenzanlagen

Im Kraftwerk Heyden wurde Ende April 2015 die erste großtechnische Ultrafiltrationsanlage für die Endreinigung von Abwasser aus einer Rauchgaswäsche in Betrieb genommen (BezRegDT 2015) (siehe auch (Tebert et al 2016)). Eine weitere Anlage arbeitet im Kraftwerk Staudinger ebenfalls seit dem Jahr 2015 (Client Earth 2020).

1.2.2.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Ultrafiltrationsanlagen werden an zwei deutschen Steinkohlekraftwerken zur Nachbehandlung von Abwässern aus der Rauchgasreinigung betrieben. Die Technik ist zur spezifischen Abscheidung von partikelgebundenem Quecksilber im Abwasser relativ neu. In anderen Bereichen der Abwasserbehandlung haben sich Ultrafiltrationsanlagen bereits seit vielen Jahren bewährt.

Mit dem Verfahren können Quecksilberkonzentrationen im Jahresdurchschnitt von unter 0,1 µg/l erreicht werden.

1.2.3 Ionenaustauscherverfahren

1.2.3.1 Beschreibung

Ionenaustauscherverfahren haben zum Ziel, unerwünschte oder gefährliche Ionenbestandteile im Abwasser durch ein Ionenaustauscherharz zu entfernen und durch andere Ionen zu ersetzen. Dabei werden die im Austauscherharz gebundenen Ionen von Zeit zu Zeit durch Regeneration mit einer Regenerierflüssigkeit aus dem Harz entfernt. Das regenerierte Material, in dem die Schadstoffe konzentriert sind, wird anschließend entsprechend entsorgt. (siehe auch (Tebert et al 2016))

Der Aufbau eines Ionenaustauschers sieht in der Regel:

- ▶ einen senkrechten zylindrischen Druckbehälter, der das Harz für gewöhnlich als gepackte Säule mit mehreren möglichen Konfigurationen enthält;
- ▶ ein Verteilersystem für den Zulauf des Abwassers, das für eine gleichmäßige Verteilung im Harzbett sorgt. Es dient auch der Sammlung des Rückspülwassers;
- ▶ ein Regelventil und einem Rohrleitungssystem zum Transport der Regenerierlösung und des Abwasserstroms;
- ▶ ein System zur Regenerierung des Harzes. (siehe auch (Tebert et al 2016))

vor.

Allgemein gebräuchliche Ionenaustauscher sind aus makroporösen Kunsthharzkörnern mit kationischen oder anionischen funktionellen Gruppen zusammengesetzt. (BREF CWW 2003, BREF CWW Draft 2014) (siehe auch (Tebert et al 2016))

Ionenaustauscher dienen u. a. zur Reinigung von gelöstem Quecksilber im Abwasser aus der Rauchgaswaschwasserbehandlung von Kohlekraftwerken. Eine vorgeschaltete Filtration ist erforderlich, um ein Zusetzen des Ionenaustauschers mit Partikeln zu vermeiden. (Owens et al. 2011) (siehe auch (Tebert et al 2016))

Ionenaustauscheranlagen benötigen aufgrund der REA-Abwasserqualität und dem intermittierenden Anlagenbetrieb von Kraftwerken ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept. Der Einsatz ohne vorangehende Flockung/Fällung ist nur bei nahezu feststofffreiem Abwasser möglich. Für Kraftwerke ist diese Schaltung daher nicht anwendbar (Böhm und Schneidereit 2016). Im Jahr 2008 wurde in den USA eine Pilotanlage mit verschiedenen quecksilberspezifischen Austauscherharzen betrieben (Owens et al. 2011). Im Kraftwerk Staudinger der Firma Uniper war von März 2010 bis Januar 2011 eine Pilotanlage zur Abscheidung von Quecksilber und anderen Schwermetallen als Endreinigungsstufe für die

Behandlung von Abwasser aus den Rauchgaswäschern der Anlage in Betrieb. (siehe auch (Tebert et al 2016))

Im Wesentlichen bestand die Anlage aus drei in Reihe geschalteten Filtersäulen, wobei die erste Säule als Mehrschichtfilter ausgeführt und die beiden anderen Säulen mit verschiedenen Ionenaustauscherharzen befüllt waren. Die Kapazität der Anlage lag bei 1,5 m³/h. (Schneidereit 2011) (siehe auch (Tebert et al 2016))

Die Versuche ergaben eine Abscheideleistung durch den vorgeschalteten Mehrschichtfilter bei Quecksilber von 71,5 %. Die beiden nachgeschalteten Ionenaustauschersäulen zeigten während der Versuchszeit einen durchschnittlichen Abscheidegrad von ca. 50 %. (siehe auch (Tebert et al 2016))

Insgesamt wurden Quecksilberkonzentrationen am Ablauf der Ionenaustauschereinheit von durchschnittlich 0,2 µg/l und maximal 0,6 µg/l erreicht (Schneidereit 2011). (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.2.3.2 Erzielter Umweltnutzen

In Abwässern aus der Rauchgasreinigung von Kohlekraftwerken werden mit Hilfe der Ionenaustauschertechnik in Kombination mit einer zuverlässig arbeitenden zweistufigen Fällung Quecksilberkonzentrationen von durchschnittlich 0,2 µg/l im Jahresmittel erreicht. Einzelne Maximalwerte von bis zu 0,6 µg/l können auftreten. (siehe auch (Tebert et al 2016))

Neben der Reinigung von Quecksilber wird die Ionenaustauschertechnik auch zur Abtrennung anderer Schwermetalle und anderer partikelbezogener Schadstoffe eingesetzt (siehe auch (Tebert et al 2016)).

1.2.3.3 Medienübergreifende Aspekte

Der Energieverbrauch der Abwasserbehandlung erhöht sich durch den Einsatz der Technik (Tebert 2016).

1.2.3.4 Anwendungsbeschränkungen

Die Technik ist als letzte Reinigungsstufe vor der Ableitung in den Vorfluter oder die Kanalisation einsetzbar. Voraussetzung ist daher eine vorgeschaltete Rauchgasabwasseraufbereitungsanlage (RAA) in Form einer chemisch physikalischen Aufbereitungsanlage (Böhm und Schneidereit 2016). Es gibt keine weiteren Einschränkungen für den Einsatz der Technik, wenn vor Ort genügend Platz zur Verfügung steht.

1.2.3.5 Ökonomische Aspekte

Für eine Ionenaustauscheranlage mit einem Durchsatz von 12 m³/h, ausreichend für ein Kraftwerk mit 500 MW_{el.}, die aus

- ▶ Sandfilter,
- ▶ Kerzen- oder Gewebefilter,
- ▶ zwei Säulen mit je 1,25 m³ Selektivaustauscher-Harz und der
- ▶ Möglichkeit einer HCl-Spülung

besteht, sind Investitionskosten von ca. 300.000 € zu veranschlagen. Hinzu kommen jährliche Betriebskosten (Energie, Chemikalien, Personal, Abfallentsorgung usw.) von bis zu 30.000 €. (MionTec 2015) (siehe auch (Tebert et al 2016))

Es ergeben sich bei einer Abschreibungsdauer von 10 Jahren Kosten von 33.000 €/a. Dies führt zu zusätzlichen jährlichen Kosten von 0,003 Cent/kWh und entspricht 0,04 % der Stromgestehungskosten. (Tebert et al 2016)

1.2.3.6 Gründe für die Anwendung

Im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung kann mit der Technik ein Beitrag zur Reduzierung von Quecksilbereinträgen und damit zur Erreichung der Ziele der Umweltqualitätsnorm (UQN) der Richtlinie für Prioritäre Stoffe geleistet werden (EU UQN-RL 2013). (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.2.3.7 Referenzanlagen

Im Kraftwerksbereich über 300 MW wird die Technik derzeit am Kraftwerk Datteln 4 eingesetzt, das im Jahr 2020 den Betrieb aufgenommen hat. Eine Pilotanlage, die einen Teilstrom des Abwassers behandelte, war im Kraftwerk Staudinger über eine Dauer von 11 Monaten in Betrieb.

Ionenaustauscher zur Quecksilberminderung werden in der Schweiz in Abfallverbrennungsanlagen schon seit geraumer Zeit eingesetzt (AWEL 2013). Ein Schweizer Unternehmen erwähnt in seinen Referenzen insgesamt 15 Abfallverbrennungsanlagen (darunter auch die MVA Ingolstadt), in denen Ionenaustauscher zur Behandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche eingesetzt werden. Einige dieser Anlagen sind bereits seit 2000 in Betrieb. (BSH 2015) Auch andere Quellen wie (Adam et al. 2010, Bühler et al. 2011) nennen das Ionenaustauscherverfahren für die Schweiz als Standardtechnik zur Behandlung von Waschwässern aus Abfallverbrennungsanlagen. (siehe auch (Tebert et al 2016))

In der Schweiz werden Ionenaustauscher an zwei Stellen im Reinigungsprozess gegen Quecksilber eingesetzt: Zum einen werden die Ionenaustauscher zur Behandlung des sauren Abwassers aus dem Wäscher genutzt. Das so vom Quecksilber abgereicherte Waschwasser wird anschließend zur Waschung von Filteraschen verwendet, um Schwermetalle aus den Aschen zu lösen. Das Waschwasser wird dann einer klassischen Flockung und Fällung unterzogen. Zur Einhaltung der Abwassergrenzwerte der schweizerischen Gewässerschutzverordnung wird wiederum ein Ionenaustauscher als letzte Reinigungsstufe eingesetzt. (BSH 2015, Bühler et al. 2011) In der Schweiz liegt der Grenzwert für Quecksilber bei 1 µg/l (CH GSchV JJ). (siehe auch (Tebert et al 2016))

1.2.3.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Ionenaustauscheranlagen zur spezifischen Behandlung von quecksilberhaltigem Abwasser werden bereits seit vielen Jahren in der Schweiz in Abfallverbrennungsanlagen eingesetzt. Zur Nachbehandlung von Abwasser aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken wird die Technik derzeit großtechnisch an einem Kraftwerk eingesetzt. Die Technik ist im Bereich der Kohleverbrennung daher derzeit relativ neu.

Mit dem Verfahren lassen sich Quecksilberkonzentrationen im Jahresdurchschnitt von unter 0,2 µg/l erreichen.

1.3 Abfallseitige Quecksilberminderungstechniken

Nach Artikel 11 der EU Quecksilberverordnung sind Quecksilber und Quecksilberverbindungen in Reinform und in Gemischen (u. a. aus der Chloralkaliindustrie, der Reinigung von Erdgas, der Förderung von Nichteisenmetallen und der Verhüttung sowie aus der Extraktion von Zinnobererz in der Union) als Abfall im Sinne der Richtlinie 2008/98/EG zu betrachten und so zu beseitigen, dass sie im Einklang mit dieser Richtlinie keine Gefahr für die Gesundheit des Menschen und die Umwelt darstellen (EU 2017/852).

Neben Abfällen aus den oben genannten Herkunftsbereichen werden in Deutschland in speziell dafür entwickelten Anlagen auch andere Abfälle, z. B. beladene Katalysatoren, die hohe Konzentrationen an Quecksilber aufweisen, behandelt. Ziel der Behandlung ist, das Quecksilber in eine Fraktion zu überführen, in der dieses in hoch aufkonzentrierter Form vorliegt. Hierfür stehen beispielsweise Vakuumdestillationsanlagen oder Drehrohanlagen zur Hg-Destillation zur Verfügung.

Zur Behandlung von schadstoffhaltigen Böden und bodenähnlichen Stoffen, einschließlich gebrauchten Aktivkohlen und Schlämmen aus der Erdgasbehandlung, ist in Deutschland auch eine Anlage in Betrieb, die diese Stoffe in einem Pyrolyseprozess mit anschließender Verbrennung der Pyrolysegase behandelt.

Da Quecksilber in flüssiger Form ein hochgefährlicher Stoff ist, sollte es nach der EU Quecksilberverordnung vor einer dauerhaften Ablagerung die einschlägigen Umwandlungs- und, falls eine übertägige Ablagerung erfolgen soll, Verfestigungsverfahren durchlaufen.

In Deutschland wird flüssiges Quecksilber hierzu in Quecksilbersulfid (HgS) umgewandelt (Schwefelstabilisierung). Es entsteht ein relativ stabiles Produkt entweder als beta HgS (Meta Zinnober) oder als alpha HgS (rotes Zinnober). Das alpha Zinnober ist die stabilere Variante mit geringeren Eluatwerten für Hg und deshalb das erwünschte Reaktionsprodukt (BiPRO 2010).

Weltweit existieren neben der Schwefelstabilisierung weitere Verfahren, wie z. B. die Schwefelpolymerstabilisierung (SPSS-Verfahren) oder Amalgamierungsverfahren. Soweit bekannt, werden diese Verfahren in Deutschland nicht angewendet (BiPRO 2010; Asari 2020). Eine Ablagerung des hierdurch immobilisierten Abfalls erfolgt in Deutschland in Untertagedeponien.

Nachfolgend werden die drei oben genannten Behandlungsverfahren näher beschrieben.

1.3.1 Vakuumdestillation zur Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle

Die Schadstoffentfrachtung von quecksilberhaltigen Abfällen mit Hilfe einer Vakuumdestillation wird nachfolgend anhand der Anlagen, die von der GMR in Leipzig betrieben wird, beschrieben (GMR; econ INDUSTRIES). In den Anlagen der Firma GMR werden neben festen quecksilberhaltigen Abfällen, wie z. B. Amalgam aus Zahnarztpraxen auch quecksilberhaltige Schlämme behandelt (GMR).

Eine weitere Vakuumdestillationsanlage zur Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle wird in Lübeck von der Firma Remondis QR betrieben (Pakulat 2019).

1.3.1.1 Beschreibung

Die angelieferten bzw. von der Firma GMR eingesammelten quecksilberhaltigen Abfälle werden sortiert und mechanisch vorbehandelt, wobei, wenn möglich, bereits die Hauptmenge des enthaltenen Quecksilbers entnommen wird.

Die Behandlung der Abfälle erfolgt in dicht verschlossenen Anlagen im Chargenbetrieb. Dabei wird das in den Abfällen enthaltene Quecksilber bei Temperaturen zwischen 340 °C und 650 °C und Drücken von wenigen Millibar quantitativ verdampft und anschließend bei niedrigen Temperaturen durch Kondensation als Rohquecksilber zurückgewonnen. Organische Bestandteile werden bei Bedarf in einer Nachbrennkammer unter Luft bzw. Sauerstoffzusatz bei Temperaturen von 800 °C - 1000 °C thermisch oxidiert. Die Abluft wird anschließend über ein Aktivkohlefilter geführt. Die nach der Behandlung verbleibenden Rückstände sind praktisch quecksilberfrei und werden in Abhängigkeit von den Inhaltsstoffen entweder der weiteren Verwertung oder der schadlosen Beseitigung zugeführt.

Seit Anfang 2002 setzt die Firma GMR auch eine neu entwickelte Vakuumrecyclinganlage für die Behandlung quecksilberhaltiger Schlämme und Rückstände mit natürlicher Radioaktivität aus der Erdgasindustrie ein. Da sie in Containerbauweise gefertigt wurde, kann sie auch als mobile Anlage beim Kunden betrieben werden. Die Anlage arbeitet im Chargenbetrieb mit einem Durchsatz von ca. 1 Mg/Tag. Die Behandlung erfolgt in einem vakuumdichten doppelwandigen Heizmischer bei einer maximalen Heiztemperatur von 340 °C statt. Zur Staubabtrennung wird ein Brüdenfilter eingesetzt. Durch eine fraktionierte Destillation können Wasser und Schadstoffe getrennt rückgewonnen werden. Die Kühlung/Konditionierung des Rückstandes erfolgt in einem mit dem Heizmischer durch einen Vakuumstutzen verbundenen, anlagenintegrierten Kühlmischer.

Für Quecksilber, das noch stofflich verwertet werden kann, z. B. in der Zahnmedizin oder für bestimmte Anwendungen in der Messindustrie noch wird in einem mehrstufigen Reinigungsprozess das Rohquecksilber zu Quecksilber höchster Reinheit raffiniert. Da die Vermarktungsmöglichkeiten aufgrund der Quecksilberverordnung allerdings sehr eingeschränkt sind, wird der überwiegende Teil des Rohquecksilbers zu Quecksilbersulfid in einer HgS-Anlage stabilisiert und in Untertagedeponien verbracht (Mothes 2020).

1.3.1.2 Erzielter Umweltnutzen

Ziel des Prozesses ist die Entfernung und Rückgewinnung des im Abfall enthaltenen Quecksilbers und, soweit möglich die weitere Verwertung des anschließend quecksilberfreien Output-Materials. Da die Wiederverwertung von Quecksilber in technischen Produkten und in Industrieprozessen mittlerweile stark eingeschränkt bzw. vollständig untersagt ist, wird das gewonnene Quecksilber zu HgS stabilisiert und unter Tage verbracht. Durch das Verfahren wird somit Quecksilber in eine relativ stabile und unlösliche Form überführt und einer langzeitsicheren Senke zugeführt.

Vakuumdestillationsanlagen zur Behandlung von quecksilberhaltigen Abfällen weisen nur relativ geringe Abluftvolumenströme auf, die im Bereich von unter 1.000 Nm³/h bei Hg-Konzentrationen in der Abluft nach Aktivkohlefilter im Bereich von 5 µg/Nm³ (Mothes 2020). Die jährlich von den Vakuumdestillationsanlagen in Deutschland emittierte Hg-Frachten ist somit relativ gering und liegt deutlich unter 100 g.

1.3.1.3 Medienübergreifende Aspekte

Bei dem Verfahren entsteht durch die Oxidation in der Nachbrennkammer Abluft, die weitgehend von Schadstoffen gereinigt wird, an.

1.3.1.4 Anwendungsbeschränkungen

Zumindest für die Anlage in Lübeck werden Hg-haltige Abfälle zur Verwertung angenommen, die einer intensiven Vorbehandlung (sortieren, zerlegen etc.) bedürfen.

1.3.1.5 Ökonomische Aspekte

Die Behandlungskosten für feste Abfälle betragen bei der Firma Remondis QR je nach Beschaffenheit zwischen 1.000 und 2.000 Euro pro Mg. Flüssiges Hg wird für ca. 4 €/kg behandelt. Für Kleinmengen werden individuelle Angebot erstellt.

Informationen über die Kosten des Verfahrens in Leipzig sind nicht bekannt.

1.3.1.6 Gründe für die Anwendung

Quecksilber wird aufkonzentriert, stabilisiert und einer langzeitsicheren Senke zugeführt.

1.3.1.7 Referenzanlagen

Die Firma Gesellschaft für Metallrecycling (GMR) betreibt zwei Quecksilberdestillationsanlagen in Leipzig (GMR). Sie wurden von der Firma Ecoindustries errichtet (Schmidt 2020). Am Stand der Firma Remondis QR in Lübeck wird ebenfalls eine Anlage zur Vakuumdestillation von Quecksilber betrieben (Remondis QR; Pakulat 2019).

1.3.1.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Die Technik stellt eine zuverlässige und bewährte Methode dar, Quecksilber aus Abfällen aufzukonzentrieren und einer langzeitsicheren Senke zuzuführen.

1.3.2 Drehrohrofen zur Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle

Die Schadstoffentfrachtung von quecksilberhaltigen Abfällen in einem Drehrohr wird nachfolgend anhand der Anlage, die von der Firma Remondis QR in Dorsten betrieben wird, beschrieben (Pakulat 2019; Remondis QR).

Als Input für das Drehrohr werden etwa zu gleichen Teilen beladene Katalysatoren, gebrauchte Aktivkohle (Pellets und Pulver) und Schlämme (z. B. aus der Gewinnung von Erdgas und Erdöl) angenommen. Der Gesamtinput beträgt weniger als 5.000 Mg/a. Ca. 20 bis 25 % der behandelten Abfälle kommen aus Deutschland, der Rest überwiegend aus dem europäischen Ausland.

Die Hg-Abfälle stammen v.a. aus der chemischen Industrie, Erdgas- und Erdölindustrie, Bergbauminen, Schmelzen und Entsorgern. Die deutschen Anlieferungen kommen fast ausschließlich aus der chemischen Industrie sowie der Erdgas- und Erdölindustrie.

1.3.2.1 Beschreibung.

In der Anlage werden quecksilberhaltiger Abfälle in einem Drehrohr destilliert. Das entstehende Abgas wird einer mehrstufigen Reinigung unterzogen. Ziel des Prozesses ist die Quecksilberentfrachtung von Abfällen mit anschließender Überführung des aufkonzentrierten Quecksilbers in eine langzeitsichere Senke sowie die Verwertung des weitgehend quecksilberfreien Output-Materials bzw. dessen Entsorgung unter Tage.

Der Aufgabenbereich der Anlage befindet sich einen abgetrennten Hallenteil. Schüttfähige Einsatzstoffe, die für ein offenes Handling geeignet sind, werden direkt aus Big-Bags oder per Radlader über ein Sieb auf ein Förderband gegeben. Schlämme, sowie höher belastete Einsatzstoffe werden aus geschlossenen Behältern oder gegebenenfalls über eine Schlammpumpe einem abgesaugten Aufgabetrichter zugeführt. Ein Kratzkettenförderer transportiert das Material zu einer Dosierschnecke, die in das Drehrohr mündet, in dem das Quecksilber bei Temperaturen bis 800 °C destilliert wird. Ein- sowie Austragseinrichtungen der

Anlage werden über einen Staubfilter und einen Feinstaubfilter abgesaugt. Der vom Staub gereinigte Abgasstrom wird einem Aktivkohlefilter zugeführt.

Um das Austreten von Stäuben und Dämpfen aus dem Drehrohr zu vermeiden, wird das Drehrohr im Unterdruck betrieben. Zur Minimierung von Sauerstoffeinträgen wird ein Unterdruck von wenigen Millibar eingestellt. Die Einsatzstoffe werden kontinuierlich bis zu Temperaturen von 800 °C erhitzt. Dabei werden Wasser, Kohlenwasserstoffe und Quecksilber in die Dampfphase überführt und als Brüden aus dem Drehrohr ausgeführt. Der verbleibende feste Anteil wird am Ende des Drehrohrs über einen Kratzkettenförderer abgezogen und zur weiteren Verwendung oder zur Entsorgung bereitgestellt. Das Drehrohr weist eine Kapazität von 2 Mg/h auf.

Der Brüdenstrom wird vom Drehrohr über einen Zyklon zur Staubvorabscheidung in die Nachverbrennungskammer geführt. Unter geregelter Sauerstoffzugabe werden in der Nachverbrennungskammer Kohlenwasserstoffe und CO oxidiert. Quecksilber wird bei den Behandlungstemperaturen von 800 °C vollständig gasförmig freigesetzt. Es liegt im Brüden als elementares Quecksilber vor.

Nach der Nachverbrennung wird der Abgasstrom zunächst einer 3-stufigen Gaswäsche zugeführt und abgekühlt. Quecksilber und Wasser kondensieren weitgehend aus und werden damit abgetrennt. Aus dem verbleibenden Restgasstrom wird Aerosol mit einem Nasselektrofilter abgeschieden. Die letzte Behandlungsstufe besteht aus einem Aktivkohlefilter, über den Restgehalt an Quecksilber und anderen Schadstoffen aus dem Abgasstrom abgetrennt werden.

Das aufkonzentrierte Quecksilber wird in einer HgS-Anlage zu Quecksilbersulfid (HgS) stabilisiert. Die Stabilisierung des Quecksilbers findet in einem Vakuummischer statt. In diesem wird dem eingebrachten Schwefel metallisches Quecksilber zugeführt. Die Inertatmosphäre, das Vakuum und die Dosierung des Quecksilbers dienen der Kontrolle und sicheren Prozessführung. Endprodukt ist rotes Quecksilbersulfid.

Das Quecksilbersulfid wird in Fässer gefüllt und anschließend in eine Untertagedeponie verbracht. Die vom Quecksilber weitgehend befreiten Reststoffe werden ebenfalls einer Untertagedeponie zugeführt. Ausnahmen sind Katalysatoren, die in Metallhütten verwertet werden und vereinzelte Fraktionen, die von den Anlieferern zurückgenommen werden.

1.3.2.2 Erzielter Umweltnutzen

Ziel des Prozesses ist die Entfernung und Rückgewinnung des im Abfall enthaltenen Quecksilbers und, soweit möglich die weitere Verwertung des anschließend quecksilberfreien Output-Materials. Da die Wiederverwertung von Quecksilber in technischen Produkten und in Industrieprozessen mittlerweile stark eingeschränkt bzw. vollständig untersagt ist, wird das gewonnene Quecksilber zu HgS stabilisiert und unter Tage verbracht. Durch das Verfahren wird somit Quecksilber in eine relativ stabile und unlösliche Form überführt und einer langzeitsicheren Senke zugeführt.

1.3.2.3 Medienübergreifende Aspekte

Bei dem Verfahren entsteht Abluft, die weitgehend von Schadstoffen gereinigt ist. Weiterhin ist Energie zur Beheizung des Drehrohrs erforderlich.

1.3.2.4 Anwendungsbeschränkungen

Das Verfahren kann für nahezu alle Arten von Abfällen angewendet werden, die nicht radioaktiv sind. Die Entscheidung zur Annahme wird im Einzelfall anhand einer Probe gefällt. Störend sind zu hohe Arsen- oder Kohlenwasserstoffgehalte. Der Grenzwert für Dioxine liegt bei 15.000 ng TEQ/kg. Eine obere Begrenzung des Hg-Gehaltes in den behandelten Abfällen besteht nicht. Aus wirtschaftlichen Gründen werden meist Abfälle ab einem Hg-Gehalt von 1.000 mg/kg angeliefert. Belastete Böden werden derzeit nicht angeliefert, könnten aber ebenfalls behandelt werden.

1.3.2.5 Ökonomische Aspekte

Die Behandlungskosten für feste Abfälle betragen je nach Beschaffenheit zwischen 1.000 und 2.000 Euro pro Mg. Flüssiges Hg wird für ca. 4 €/kg behandelt. Für Kleinmengen werden individuelle Angebote erstellt.

Die Entsorgungskosten für gereinigte A-Kohlen in der UTD liegen in Abhängigkeit des Volumens bei 200 bis 300 kg/Mg.

1.3.2.6 Gründe für die Anwendung

Quecksilber wird aufkonzentriert, stabilisiert und einer langzeitsicheren Senke zugeführt.

1.3.2.7 Referenzanlagen

Die Firma Remondis betreibt eine Anlage in Dorsten. Weitere Anlagen ähnlichen Typs sind in Deutschland nicht bekannt.

1.3.2.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Die Technik stellt eine zuverlässige und bewährte Methode dar, Quecksilber aus Abfällen aufzukonzentrieren und einer langzeitsicheren Senke zuzuführen.

1.3.3 Röstofen zur thermischen Behandlung von Böden und bodenähnlichen Stoffen

In der Schweiz wird ein Röstofen zur Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle von der Firma BATREC betrieben (BATREC; Offenthaler 2020). Das Verfahren ist Gegenstand der nachfolgenden Unterkapitel.

1.3.3.1 Beschreibung

Die Abfälle werden über einen Kratzer in einen Wirbelbett-Röstofen geschoben und dort bei einem Unterdruck von 10 - 20 mbar auf bis zu 850 °C erhitzt; die Abgase durchströmen eine Nachbrennkammer mit 1100 - 1200 °C und werden über eine Quenche abgekühlt. In einem mehrstufigen Wäscher wird zunächst Quecksilber aus dem Abgas abgeschieden und als quecksilberhaltiger Schlamm entsorgt. In nachgeschalteten Wäscherstufen wird Schwefeldioxid abgetrennt. Das Abgas durchläuft anschließend einen Gewebefilter sowie einen Aktivkohlefilter zur Abtrennung von Restschadstoffen aus dem Abgas.

Die Abwasserbehandlung besteht aus einer klassischen Flockungs- und Fällungsanlage gefolgt von einem Sandfilter und einer Membranfiltration.

Die in der Anlage schadstoffentfrachtete Aktivkohle wird im kontinuierlichen Betrieb mit Wasserdampf reaktiviert.

Die anfallenden Schlämme werden entweder mit Zement stabilisiert und unter Tage deponiert oder das Quecksilber wird mit einem indirekt betriebenen Unterdruckverdampfer destilliert

und anschließend als Produkt vermarktet oder zu HgS stabilisiert und in eine UTD verbracht. Der Anteil des vermarkteten Quecksilbers ist relativ gering. Als Vermarktungswege werden Dentalamalgam, Forschung und Entwicklung sowie Analysengeräte genannt.

Es werden stückige Aktivkohlen ("Luft-/Formkohlen") mit einem Quecksilbergehalt üblicherweise ab 1.000 mg/kg eingesetzt. Bei werthaltigen Schlämmen oder anderen Rückständen, deren Cu+Zn-Gehalt nach der Quecksilberanreicherung verwertet werden kann (Aktivkohlen, Schlämme der Erdgasaufbereitung und quecksilberhaltige Filtermaterialien aus Metallsulfiden und einem porösen keramischen Trägermaterial) werden auch geringer belastete Chargen mit Hg-gehalten von 50-100 mg/kg behandelt.

1.3.3.2 Erzielter Umweltnutzen

Ziel des Prozesses ist die Schadstoffentfrachtung von Böden und bodenähnlichen Stoffen, wie beispielsweise Aktivkohlen oder Schlämmen aus der Erdgasförderung. Organische Schadstoffe werden thermisch zerstört. Leichtflüchtige anorganische Schadstoffe, wie z. B. Quecksilber, werden in Aktivkohle aufkonzentriert und einer langzeitsicheren Senke zugeführt.

1.3.3.3 Medienübergreifende Aspekte

Bei dem Verfahren entsteht Abluft, die weitgehend von Schadstoffen gereinigt ist. Weiterhin ist Propangas zur direkten Beheizung des Röstofens erforderlich.

1.3.3.4 Anwendungsbeschränkungen

Im Hinblick auf Quecksilber bestehen keine Annahmebeschränkungen.

1.3.3.5 Ökonomische Aspekte

Informationen zu den Behandlungskosten liegen nicht vor.

1.3.3.6 Gründe für die Anwendung

Beladene Aktivkohlen und andere Hg-haltige Abfälle werden schadstoffentfrachtet. Quecksilber wird aufkonzentriert und einer langzeitsicheren Senke zugeführt.

1.3.3.7 Referenzanlagen

Das Verfahren wird von der Firma BATREC in der Schweiz eingesetzt.

1.3.3.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Die Technik stellt eine zuverlässige und bewährte Methode dar, Quecksilber aus Abfällen aufzukonzentrieren und einer langzeitsicheren Senke zuzuführen.

1.3.4 Anlagen zur thermischen Behandlung von Böden und bodenähnlichen Stoffen

In Deutschland waren im Jahr 2016 insgesamt sieben Anlagen zur thermischen Bodenbehandlung in Betrieb. Davon nehmen aber vier keine oder nur gering quecksilberhaltigen Abfälle an. (Frauenstein und Mahrle 2017; Are Deutzen) Somit kommen nur drei Anlagen für die Behandlung von Böden oder bodenähnlichen Abfällen in Frage, die hohe Konzentrationen an Quecksilber (> 150 mg/kg) enthalten. Zwei Anlagen werden in Ostdeutschland betrieben. Sie behandeln größtenteils Böden, die mit Kohlenwasserstoffen kontaminiert sind. Der Anteil von quecksilberhaltigen Abfällen am Input ist relativ gering (Kramer 2020).

Eine Anlage behandelt kontaminierte Böden und gebrauchte Aktivkohlen mittels Pyrolysetechnik in einem Drehrohr. Die in der Anlage angewendete Technik wird nachfolgend näher beschrieben (SITA 2016).

1.3.4.1 Beschreibung

Die Anlieferung der Abfälle erfolgt erdfeucht in loser Schüttung in Lkw oder in Containern. Anhand einer repräsentativen Probe des Abfallerzeugers wird untersucht, ob der angelieferte Boden oder die erdähnlichen Abfälle in der Anlage verarbeitet werden können. Die Kapazität der Anlage beträgt 65.000 Mg/a bei einem Durchsatz von 10 Mg/h. Mit Ausnahme der Aktivkohlen werden die angelieferten Abfälle in einer mechanischen Behandlung mit den Behandlungsschritten Grobkornabschiebung, Magnetabscheidung und Zerkleinerung aufbereitet. Diese dient dazu, ein gleichmäßiges Gemisch zum Beschicken der thermischen Anlage herzustellen.

In der Anlage können auch quecksilberhaltige Abfälle, beispielsweise aus der Erdgasreinigung, behandelt werden.

In der thermischen Anlage wird der Boden, der mit Feuchtegehalten von ca. 20 % in die erste Ausdampfstufe eintritt, auf Temperaturen von ca. 105 bis 120 °C aufgeheizt und auf eine Restfeuchte von ca. 2 bis 5 % vorgetrocknet. Die dabei entstehenden Brüden werden über einen Gewebefilter der Nachbrennkammer zugeführt. Der im Gewebefilter abgeschiedene Staub wird der Pyrolyse zugeführt.

Nach der Vortrocknung werden die Abfälle einer Pyrolyse (Ausdampfstufe 2) weiter behandelt. Dort werden sie auf ca. 500 °C erhitzt. Die Beheizung erfolgt mit ca. 1.100 °C heißem Rauchgas aus der Verbrennung der Pyrolysegase. Beim Pyrolyseprozess verdampfen quantitativ nahezu alle organischen sowie flüchtige anorganischen Verbindungen aus den Abfällen.

Im Anschluss an die Pyrolysestufe werden die gereinigten Abfälle durch Bedüsung mit Wasser abgekühlt, befeuchtet und ins Ausgangslager verbracht. Dort werden sie beprobt, um den Reinigungserfolg zu kontrollieren.

Die Brüden des Kühlers werden nach Entstaubung der Brennkammer zugeführt. Der Staub, der im Brüdenfilter anfällt, wird der Ausdampfstufe 1 zugeführt.

Die schadstoffhaltigen Abgase aus den beiden Ausdampfstufen sowie die Brüden aus dem Kühler werden in einer Nachbrennkammer bei mindestens 1.100°C und mindestens 1,5 s Verweilzeit verbrannt. Zur Einhaltung der Verbrennungstemperatur wird Erdgas eingesetzt.

Die bei der Nachverbrennung freigesetzten Abgase werden zur indirekten Beheizung der Pyrolysestufe eingesetzt. Nicht benötigte Rauchgase werden über einen Bypass an der Pyrolyse vorbeigeführt. Noch im Rauchgas vorhandene Energie wird anschließend zur Erzeugung von Dampf genutzt, der zur Beheizung der Vortrocknerstufe eingesetzt wird.

Anschließend durchläuft das Rauchgas eine mehrstufige, abwasserfreie Abgasreinigung, bestehend aus Sprühtrockner, Gewebefilter, Venturiwäscher, Gegenstromwäscher, 2 Aktivkohle-Festbettreaktoren und einem Reingaswäscher.

Der Abscheidegrad der Rauchgasreinigung für Quecksilber wird mit 99,995 % angegeben. Die Abgasmenge liegt bei ca. $t \text{ ca. } 9.000 \text{ m}^3/\text{h}$.

Beladene Aktivkohle aus den Festbettreaktoren sowie der Rauchgasreinigungsreststoff wird in eine Untertagedeponie verbracht.

1.3.4.2 Erzielter Umweltnutzen

Ziel des Prozesses ist die Schadstoffentfrachtung von Böden und bodenähnlichen Stoffen, wie beispielsweise Aktivkohlen oder Schlämmen aus der Erdgasförderung. Organische Schadstoffe werden thermisch zerstört. Leichtflüchtige anorganische Schadstoffe, wie z. B. Quecksilber, werden in Aktivkohle aufkonzentriert und einer langzeitsicheren Senke zugeführt.

1.3.4.3 Medienübergreifende Aspekte

Zur Einhaltung der Verbrennungstemperatur wird Erdgas eingesetzt. Die Einsatzmenge hängt vom Schadstoffgehalt der Abfälle ab und liegt zwischen 60 und 345 m³/h.

1.3.4.4 Anwendungsbeschränkungen

In der Anlage dürfen quecksilberhaltige Abfälle bis zu einer Konzentration von maximal 1.500 mg/kg behandelt werden.

1.3.4.5 Ökonomische Aspekte

Informationen zu den Behandlungskosten liegen nicht vor.

1.3.4.6 Gründe für die Anwendung

Böden und beladene Aktivkohlen werden schadstoffentfrachtet. Quecksilber wird in Aktivkohle aufkonzentriert und einer langzeitsicheren Senke zugeführt.

1.3.4.7 Referenzanlagen

Neben der oben beschriebenen Anlage der Firma SITA Remediation betreibt die Firma Lobbe zwei Bodenbehandlungsanlagen (VTR-Anlagen) in Ostdeutschland, die auch für die Behandlung von quecksilberhaltigen Abfällen geeignet sind. Die Genehmigungen enthalten für Quecksilber keine Maximalgehalte. Die beiden Anlagen sind weitgehend baugleich. Sie arbeiten mit einer Vakuumtrommel, die bei 250 bis 280 °C beheizt wird. Aktivkohle aus der Abgasreinigung wird in Untertagedeponien verbracht (Kramer 2020).

1.3.4.8 Resümee der Anwendungserfahrungen

Die Technik stellt eine zuverlässige und bewährte Methode dar, Quecksilber aus Abfällen aufzukonzentrieren und einer langzeitsicheren Senke zuzuführen.

1.4 Techniken, die sich in der Entwicklung befinden

Nachfolgende werden Techniken beschrieben, die im Labormaßstab entwickelt bzw. untersucht wurden, die aber bislang weder im großtechnischen Betrieb noch im Pilotmaßstab angewendet wurden. Die Auflistung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Es ist zu berücksichtigen, dass vielversprechende Forschungsergebnisse zu Abscheidetechniken aus wettbewerbsrechtlichen Gründen nicht oder relativ spät veröffentlicht werden.

1.4.1 Verfahren zur Oxidation von Quecksilber im Abgas

Ein noch relativ neues Verfahren zur Oxidation von Quecksilber im Rauchgasstrom ist die Eindüsung von Katalysatormaterial. Dabei wird anorganisches, katalytisch aktives feinpulvriges eisenbasiertes Material in den Flugstrom vor einem Staubabscheider eingedüst. Der Einsatz erfolgt im Niedertemperaturbereich unter 400 °C. In Versuchen wurden Mengen von 40-230 mg/Nm³ eingesetzt. Das Mengenoptimum wird mit 50-100 mg/Nm³ angegeben. Die Oxidationsraten in einem Großversuch lagen bei 35-85 %. (Schütze 2016b, Schütze 2018b)

Die Verweilzeit im Abgas, die Temperatur des Abgases sowie der Halogenid-, Feuchte- und SO₂-Gehalt haben Einfluss auf die Hg-Oxidation. Bislang (Stand 2016) liegen für die Technik relativ wenige Erfahrungen vor. (Schütze 2016b)

Durch die Zugabe von Katalysatormaterial erhöhen sich in geringem Maße die im Staubabscheider ausgetragenen Staubmengen. Bei den bislang durchgeführten Versuchen wurde kein Effekt auf die SO₂/SO₃-Konversion beobachtet (Schütze 2016b). Untersuchungen über Umweltauswirkungen, die durch Oxidationsmaterial, welches die Rauchgasreinigung passiert, verursacht werden können, sind nicht bekannt.

Für die Zugabe von feinpulvrigen Kat-Material in den Rauchgasstrom zur Quecksilberoxidation nennt (Schütze 2016b) die in Tabelle 13 angegebenen Kosten.

Tabelle 13: Kosten der Quecksilberoxidation im Abgas von Kohlekraftwerken durch die Eindüsung von Katalysatormaterial in den Flugstrom

Preis [€/kg]	< 1
Dosis [mg/kg Kohle tr.]	1.850
Hg-Abscheidung [%]	80
Spez. Kosten [€/MWh]	0,61
Investitionskosten [€/MWh]	4.500
Dosiertechnik [€]	2.000.000

Quelle: (Schütze 2016b)

Zur Oxidation von Quecksilber im Abgas wurden darüber hinaus folgende Verfahren im Labormaßstab untersucht:

- ▶ Anwendung von Vakuumultraviolettstrahlung zur simultanen Oxidation von Hg⁰ in Hg²⁺ und SO₂ in SO₄²⁻ durchgeführt wurde. Für Quecksilber wurden Oxidationsraten von bis zu 98 % gemessen. (Liu et al. 2017)
- ▶ Einsatz von mit Titandioxid imprägnierten, mehrwandigen Kohlenstoff-Nanoröhrchen (multi-walled carbon nanotubes (MWCNTS)) zur Oxidation von Hg⁰ im Rauchgas von Kohlefeuerungsanlagen. Es wurde festgestellt, dass MWCNTS das Korngrößenwachstum von TiO₂ verringert und die Porenqualität des Photokatalysten verbesserte. Daneben beeinflusste MWCNTS signifikant die Morphologie von TiO₂ und erhöhte die photochemischen und morphologischen Eigenschaften von TiO₂. Die Oxidationsrate von Hg⁰ wurde deutlich erhöht. Negativ wirkten sich erhöhte Konzentrationen von SO₂, NO und Wasserdampf auf die Oxidationsrate aus. (Wu et al. 2018)
- ▶ Einsatz von Mangan und Cerium basierten Katalysatormaterialien. Die Verwendung von Mn_{0,1}Ce_{0,2}Al-400 als Katalysatormaterial ergab Oxidationsraten im Bereich von 98 % bei 6 % O₂-Gehalt und 150 °C Abgastemperatur. NO förderte die Hg Oxidation, während SO₂ die Reaktion behinderte. (Li et al. 2017)
- ▶ Steigerung der Oxidationsraten von Hg⁰ an Elektrofiltern mit Hilfe des NTP-Prozesses (Non Thermal Plasma). Es wurden Oxidationsraten von bis zu 80 % an verschiedenen Laborreaktoren ermittelt. Ein erhöhter HCL-Gehalt im Rauchgas, sowie eine Temperatur und

eine erhöhte Entladungsspannung des Elektrofilters steigerten die Oxidationsraten. (Huang et al. 2016)

1.4.2 Einsatz von Kohlestoffschaum zur Abscheidung von Quecksilber aus der Abluft von Industrieanlagen

Für das Verfahren wurden Kohlestoffschäume entwickelt, die mit Gold imprägniert sind. Die Hg-Abscheidung basiert einerseits auf Amalgamierung und andererseits auf Oxidations- und Adsorptionsprozessen. Abscheideraten von bis zu 100 % konnten mit dem Verfahren erreicht werden. Die im Vergleich zu anderen Adsorbentien sehr hohen Kosten von ca. 2.600 €/kg Sorbens, die insbesondere durch die Dotierung mit Nanogoldpartikeln entstehen, sollen nach Auffassung der Entwickler durch 100 % Regenerierfähigkeit des Materials ausgeglichen werden. Es wird jedoch nicht genau beschrieben, wie die Kohlestoffschäume konkret eingesetzt werden sollen (Antuna-Nieto et al. 2018)

1.4.3 Abscheidung von Quecksilber in der Abwasserbehandlung

Zur Abscheidung von Quecksilber aus Abwässern wurden u. a. folgende Verfahren im Labormaßstab untersucht.

- ▶ Einsatz von Rotschlamm zur Quecksilberabsorption, der bei Temperaturen von 400 bis 900 °C geröstet wurde. Die höchsten Absorptionskapazitäten im Bereich von 97 ng/g wurden bei Rösttemperaturen von 500 °C bei einer Verweildauer von 4 h erreicht. (Zhang et al. 2018b)
- ▶ Verwendung von Nanopartikeln aus Eisensulfid zur Quecksilberfällung. Es wurden mittlere Abscheideraten von 70 % und maximale Abscheideraten von 85 % ermittelt. (Velez et al. 2016)
- ▶ Einsatz von magnetischen Fe₃O₄-Nanopartikel, die mit Polyethylen ummantelt sind, zur Adsorption von Quecksilber. Die Adsorptionsraten lagen in Abhängigkeit von der Reaktionszeit bei 80 % (1 min) bis nahezu 100 % (8 min). (Sarkar und Sarkar 2018)
- ▶ Einsatz von Graphenoxid, das einerseits mit Carboxyl (IGO-COOH) und andererseits mit Aminen (IGO-NH₂) verbessert wurde, zur Adsorption von Quecksilber im Abwasser. Die Abscheideraten erreichten bei einem pH-Wert von 5 das Maximum von nahezu 100 % bei Konzentrationen im Abwasser kleiner 10 mg/l. Die Adsorptionskapazität lag bei IGO-COOH mit 122 mg/g am höchsten. (Awad et al. 2018)
- ▶ Einsatz von 2,2-Dithiodisalicylsäure-funktionalisiertem magnetischem Graphenoxid (Fe₃O₄@DTSA_GO) zur selektiven Entfernung von Hg(II) aus wässriger Lösung. Das Adsorptionsgleichgewicht wurde nach 10 min erreicht und die maximale Hg(II)-Adsorptionskapazität des Fe₃O₄@DTSA_GO-Nanokomposits betrug 283,5 mg/g. Die Hg(II)-Adsorptionsfähigkeit stieg mit dem pH-Wert der wässrigen Lösung an. Eine Regeneration mit EDTA 0,01 erbrachte nach fünf Adsorptionszyklen Rückgewinnungsraten von über 84 %. (Khazaei et al. 2018)
- ▶ Einsatz von amorphem Siliziumdioxid, das mit Chelatligand (mit N-, -S- oder Mercapto(-SH)-Gruppen)dotiert wurde. Die Adsorbentien wurden mit simuliertem REA-Abwasser getestet, das realistische Konzentrationen von toxischen Kationen enthielt. Es gelang, Quecksilberkonzentrationen, die unter den neuen Grenzwerten für Dampfkessel in den USA liegen, zu erreichen. (Sanghavi et al. 2017)

- ▶ Einsatz eines elektrogenerierten Zinn-Ionen-Reagenz mit dem Markennamen SafeGuard™ H₂O, mit dessen Hilfe in einem zweistufigen Prozess Quecksilber aus Abwasser abgeschieden werden kann. In einer ersten Stufe wurde oxidiertes Quecksilber mit dem Reagenz zu Hg⁰ reduziert welches in einem zweiten Schritt aus dem Abwasser ausgestrippt werden kann. Das ausgestrippte Quecksilber wurde anschließend mit Hilfe einer Quecksilberfalle aus der Abluft abgetrennt. Das Reagenz kann vor Ort mit Hilfe eines speziellen Generators erzeugt werden. Das Verfahren soll auch zur Abscheidung von Quecksilber aus dem Abwasser der Rauchgaswäsche eingesetzt werden können. Es werden Abscheideraten von 98 bis über 99 % genannt. Erfahrungen im Rahmen von großtechnischen Anwendungen wurden bislang nicht veröffentlicht. (AMS 2018)
- ▶ Entfernung von Hg²⁺-Ionen aus Abwasser mit magnetischen Biopolymer-Nanopartikeln, die mit organischen Liganden funktionalisiert wurden. Es wurden Adsorptionsraten von bis zu 94 % für Quecksilber festgestellt. Unter neutralen Bedingungen erfolgte die Adsorption besonders gut. (Marimón-Bolivar et al. 2018)
- ▶ Einsatz einer Reihe von Alkynylkohlenstoffmaterialien (ACM) zur adsorptiven Abscheidung von Quecksilber aus wässriger Lösung. Dies erfolgte durch die mechanisch-chemische Reaktion von CaC₂ mit sechs polyhalogenierten Vorläufern (CCl₄, C₂Cl₆, C₂Cl₄, C₆Cl₆, C₆Br₆ und C₁₄H₄Br₁₀). ACM sind mikro-mesoporöse Materialien mit einem hohen Gehalt an Alkynylgruppen. Das ACM, welches auf C₆Br₆ basiert, zeigte die beste Adsorptionswirkung mit einer Adsorptionskapazität für Quecksilber von 191,9 mg/g. Die ACM können auch zur Adsorption von anderen Schwermetallen eingesetzt werden. (Li et al. 2018)
- ▶ Einsatz von aus Kohleflugasche synthetisierten Zeolithen zur Quecksilberadsorption in wässrigen Lösungen. Es konnte eine mittlere Abscheiderate von 94 % aus einer Lösung mit 10 mg/l Hg ermittelt werden. Das Adsorptionsgleichgewicht wurde nach einer Dauer von 2 h erreicht. Die eingesetzten Sorbentienmenge lag zwischen 0,1 und 1 g /10 ml Hg-Lösung (Attari et al. 2017)
- ▶ Einsatz von getrocknetem Pulver, welches aus Bananenknollen bzw. Neemblättern hergestellt wurde, zur Abscheidung von Quecksilber aus wässrigen Lösungen als Alternative zu herkömmlich hergestellter Aktivkohle. Die Carboxylfunktionsgruppen der erzeugten organischen Substanzen liefern dabei die Quecksilberbindungsenergien. Die aktive Oberfläche der beiden Adsorbentien entsprach ca. 2/3 der Oberfläche von herkömmlicher Aktivkohle. Die Reinigungsleistung für Quecksilber korrelierte mit steigender Temperatur, Hg-Konzentration in der Lösung und der Menge an zugegebenem Adsorbens, wobei das Adsorbens aus Bananenknollen wesentlich besser abschnitt als das Adsorbens aus Neemblättern (Marichelvam und Azhagurajan 2018).
- ▶ Einsatz von mercaptoamin-funktionalisierten, kieselsäurebeschichteten magnetischen Nanopartikeln (MAF-SCMNP) in der Abwasserbehandlung. MAF-SCMNP ist säureresistent. Es konnte eine Adsorptionskapazität für Quecksilber von 355 mg/g festgestellt werden. Die maximale Adsorptionsrate lag bei einem pH-Wert von 5-6. (Bao et al. 2017)
- ▶ Einsatz von mit Polyvinylamid verstärkten Membranen zur Ultrafiltration. Es wurden Abscheidegrade für oxidiertes Quecksilber ermittelt, die im Bereich von 99 % und damit deutlich über denen herkömmlicher Membranen lagen. (Huang et al. 2015; Huang et al. 2016)

- ▶ Anwendung von NaCl und $MgCl_2$ als Ziehlösung in der Vorwärtsosmose. Es konnten Rückhalteraten für Quecksilber von 98,2 % bei NaCl und 99,9 % bei $MgCl_2$ erreicht werden. Noch ungelöst sind hohe Adsorptionsraten von Quecksilber an der Membran und erhebliche Quecksilbermengen, die in Richtung Ziehlösung transportiert wurden. (Wu et al. 2016)
- ▶ Einsatz einer Mikrofiltrationsmembran aus Polyamid, die mit Thiol dotiert wurde, in der Abwasserbehandlung. Mit der Membran lassen sich sowohl Kohlenwasserstoffe, wie z. B. Diesel, Benzin etc. als auch Quecksilber zurückhalten. Die Hg-Rückhaltung beruht auf der Affinität zwischen Quecksilberionen und dem in der Membran enthaltenen Thiol. Es werden Abscheideraten von bis zu ca. 90 % für Quecksilber und über 99,9 % für Kohlenwasserstoffe angegeben. Die Membran lässt sich mit Salpetersäure regenerieren. (Zhang et al. 2018a)

2 Überführung von Quecksilber in Senken

Das Umweltbundesamt nennt in einer Veröffentlichung zu Leitsätzen einer Kreislaufwirtschaft die gezielte Ausschleusung von Schadstoffen aus Stoffkreisläufen mit Überführung in langzeitsichere Senken als ein Ziel der Kreislaufwirtschaft (UBA 2020).

Umweltbundesamt-Leitsätze einer Kreislaufwirtschaft - Leitsatz 8: Schadstoffe

Das Inverkehrbringen von Produkten mit Stoffen, von denen Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit speziell für die menschliche Gesundheit sowie die Umwelt ausgehen, ist zu vermeiden. Sofern derartige Stoffe nicht substituierbar, bereits enthalten sind oder sich erst im Nachhinein als solche herausstellen, so sind sie zu zerstören oder durch **Ablagerung in sichere Senken** auszuschleusen oder unter Abwägung der Ziele und Aufwandsmaßstäbe in sicheren Kreisläufen zu führen, wobei eine Schadstoffanreicherung zu verhindern ist.

Quelle: (UBA 2020)

In diesem Kapitel wird untersucht, auf welchen Wegen Quecksilber in sichere Senken überführt werden kann, in denen der Stoff nach heutigem Verständnis auf unbegrenzte Zeit keinen Umwelteinflüssen ausgesetzt ist („langzeitsichere Senken“).

Unter einem Entsorgungsverfahren mit dem Ziel einer „sicheren Senke“ wird folgendes verstanden:

Entsorgungsverfahren mit einer sicheren Quecksilbersenke

Verfahren, mit dem Quecksilber quantitativ in eine Form überführt wird, die einer langzeitsicheren Entsorgung (aufgrund der Hg-Form und/oder der Deponieart) zugeführt werden kann („langzeitsichere Senke“). Ziel der langzeitsicheren Senke ist, Quecksilber dauerhaft den Umwelteinflüssen zu entziehen.

Hierzu werden aus den in Teil 1 des Berichtes untersuchten Sektoren diejenigen ausgewählt, für die besonders hohe Quecksilberausträge über den Abwasser- und Luftpfad ermittelt wurden.

Danach erfolgt eine detaillierte Betrachtung möglicherweise geeigneter Minderungstechniken. Dabei wird untersucht, inwieweit bereits in einzelnen Sektoren angewendete Techniken, die den Quecksilberaustrag in eine langzeitsichere Senke überführen, auch in anderen Sektoren angewendet werden können.

Für Sektoren, für die in Teil 1 des Berichtes relevante Quecksilberausträge über Produkte, Nebenprodukte und über Abfälle, die nicht in langzeitsichere Senken verbracht werden, ermittelt wurden, werden in Kap. 3.6.1 Maßnahmen vorgeschlagen, die das Ziel verfolgen, das darin enthaltene Quecksilber zu minimieren oder in langzeitsichere Senken zu überführen.

2.1 Langzeitsichere Senken

Ein schrittweiser Verzicht auf die weitere Nutzung von Quecksilber (vgl. z. B. Maag et al. 2015) und damit verbunden ein Ausschleusen von Quecksilber aus dem Wirtschaftskreislauf führt automatisch zu quecksilberhaltigen Abfällen, die einer sicheren Entsorgung bedürfen. Ziel einer wirksamen Ausschleusung von Quecksilber muss dabei eine Entsorgung quecksilberhaltiger Abfälle in langzeitsicheren Senken sein (s. o. Leitsätze einer Kreislaufwirtschaft, UBA 2020).

Es ist daher anzustreben, dass Quecksilberminderungstechniken nicht lediglich eine Verlagerung von Quecksilber von einem Medium in ein anderes bewirken, z. B. aus der Abluft in

Produkte, Nebenprodukte oder in Abfälle zur Verwertung. Der Schaffung von langzeitsicheren Senken für Quecksilber und damit der Anwendung von Techniken, mit deren Hilfe Quecksilber langfristig aus dem Kreislauf ausgeschieden und Umwelteinflüssen entzogen werden, kommt daher eine erhebliche Bedeutung zu.

In der Minamata Konvention wurde in Artikel 11 festgelegt, dass Quecksilberabfälle sicher zu entsorgen sind. Als Quecksilberabfall definiert die Konvention Substanzen oder Gegenstände, die aus Quecksilber oder Quecksilberverbindungen bestehen, diese enthalten oder mit diesen verunreinigt sind. Alternativ soll auch ein umweltgerechtes Recycling für Produkte, deren Herstellung nach diesem Übereinkommen noch erlaubt ist, zulässig sein. Schwellenwerte, ab welchem Quecksilbergehalt Abfälle als Quecksilberabfälle zu definieren sind, sollen festgelegt werden. (UNEP 2013)

Eine abschließende Festlegung entsprechender Schwellenwerte ist bis Mai 2020 noch nicht erfolgt. Auf einem Treffen der Vertragsparteien wurde von zwei Vertretern berichtet, dass in ihren Ländern Hg-Schwellenwerte von 0,1 bzw. 5 mg/kg existieren, die sie für geeignet hielten (UNEP 2016). Die EU-Kommission schlug im November 2019 einen Hg-Schwellenwert von 25 mg/kg vor (UNEP 2019a).

Ein UNEP-Dokument vom November 2019 enthält eine vorläufige Liste von potentiell quecksilberhaltigen Abfällen nach Art. 11 § 2c der Minamata Konvention (UNEP 2019b). Das Dokument nennt u. a. Abfälle aus Abfallbehandlungsanlagen, Bettaschen aus Verbrennungsprozessen, Abwasserreinigungsschlämme, andere Schlämme, Katalysatoren, die in der Öl- und Gasindustrie eingesetzt werden, Abfälle aus dem Anlagenrückbau, Abfälle von Behandlungsprozessen, die Quecksilber oder quecksilberhaltige Komponenten nutzen, und Abfälle aus Abfallbehandlungsanlagen. Die vollständige Liste ist dem Anhang A.2 zu entnehmen.

Die Minamata Konvention enthält aber keine Empfehlungen dafür, in welcher Art und Weise Abfälle, die als quecksilberhaltige Abfälle deklariert sind, zu behandeln bzw. auf welchen Wegen diese zu entsorgen sind.

Quecksilberhaltige Produkte und Abfälle unterscheiden sich insbesondere bezüglich des Quecksilbergehalts und der Bindungsform des Quecksilbers. Liegt der Quecksilbergehalt in Produkten oder Abfällen im Bereich der natürlichen Hintergrundbelastung, also im Bereich von etwa 0,05 bis 0,08 mg/kg (Rutherford 2006; Hein und Unterberger 2000) und ist die Bioverfügbarkeit nicht wesentlich gesteigert worden, ist davon auszugehen, dass von diesen Materialien keine Umweltgefährdung ausgeht, die auf anthropogene Prozesse zurückzuführen ist.

Für Abfälle, in denen Quecksilber hoch aufkonzentriert vorliegt, kommen als langzeitsichere Senken Untertagedeponien (UTD) in Salzformationen, d. h. Deponien der Klasse IV im Salzgestein und für den größten Teil dieser Abfälle auch Versatzbergwerke mit dem gleichen Sicherheitsniveau insbesondere bezüglich des Langzeitsicherheitsnachweises in Frage (DepV 2009, VersatzV 2002). Aufgrund des vollständigen und langzeitsicheren Einschlusses stellen UTD und Versatz im Salzbergwerk mit Langzeitsicherheitsnachweis für gefährliche Abfälle mit hohen Quecksilberanteilen eine wirksame, langzeitsichere Senke dar. In diesen beiden Fällen hängt die Senkenfunktion weniger von den Eigenschaften des Abfalls und dem Gehalt an Quecksilber ab, als von den geologischen Randbedingungen des vollständigen Einschlusses als zentralem Merkmal der Langzeitsicherheit (vgl. auch Dehoust et al. 2004, Dehoust et al. 2007, Hagemann et al. 2014).

Enthalten Produkte oder Abfälle aus industriellen Prozessen „mittlere“ Quecksilbergehalte deutlich über der natürlichen Hintergrundbelastung, also etwa ab 1 mg/kg² (entweder durch den Einsatz höher belasteter Primär- bzw. Sekundärrohstoffe oder infolge einer Anreicherung von Quecksilber im Verfahren), sollte geprüft werden, ob eine spezifische Behandlung möglich ist. Dabei soll das Ziel verfolgt werden, eine effektive Aufkonzentration des Quecksilbers zu erreichen und diese reduzierte Menge an Quecksilberabfall dann in eine langzeitsichere Senke zu überführen. Alternativ ist für Abfälle mit einem mittleren Quecksilbergehalt zu prüfen, ob das Material ohne vorherige Aufkonzentration der Biosphäre entzogen und in eine entsprechend langzeitsichere Senke verbracht werden kann oder ob aufgrund der Rahmenbedingungen auch andere Entsorgungsvarianten in Frage kommen.

Für quecksilberhaltiges Massengut mit Gehalten bis zu 10 mg Quecksilber pro Kilogramm Trockenmasse sind gemäß VersatzV (2012) auch Versatzbergwerke außerhalb des Salzgesteins zulässig, soweit sich die Abfälle unter bergbaulicher Sicht als Versatzmaterial eignen. Gemäß DepV (2009) beziehen sich die Begrenzungen für Quecksilber im Deponiematerial lediglich auf Eluatwerte. Aufgrund der überwiegend sehr geringen Wasserlöslichkeit von Quecksilber heißt dies im Normalfall, dass derzeit gemäß Deponieverordnung Abfälle mit recht hohen Quecksilbergehalten in der Festsubstanz auf oberirdischen Deponien abgelagert werden können. Zuordnungswerte für Quecksilbergehalte in der Festsubstanz werden nur für die Rekultivierungsschicht festgeschrieben (DepV 2009). Nach der LAGA-Mitteilung 20, die in mehr oder weniger abgeänderter Form derzeit noch in den meisten Bundesländern angewandt wird, dürfen unter bestimmten Auflagen sogenannte Z 2 Böden/Materialien bis zu einem Hg-Gehalt von 10 mg/kg in Baumaßnahmen eingesetzt werden (LAGA 2003).

Bei obertägigen Formen der Ablagerung und im Bergversatz außerhalb von Salzgesteinen ist die „Senkenfunktion“ für quecksilberhaltige Abfälle stärker an die Abfalleigenschaften gebunden, d. h. an niedrigere Quecksilbergehalte bzw. an eine Stabilisierung des Quecksilbers. Meistens handelt es sich bei stabilisiertem Quecksilber um Quecksilbersulfid (Hagemann et al. 2014). Die Senkenfunktion ist darüber hinaus unmittelbar an die Wirksamkeit technischer Barrieren und an die chemische und mechanische Stabilität der Abfälle oder Stabilisate geknüpft. Vor diesem Hintergrund hat sie einen durch die Lebensdauer von Barrieren und Immobilisaten begrenzten zeitlichen Horizont. Bei technischen Barrieren sind gemäß DepV mindestens 100 Jahre zu erreichen, bei Stabilisaten (produkt- und qualitätsabhängig) kann die Lebensdauer zwischen einigen Jahrzehnten und wenigen Jahrhunderten liegen. Zusätzliche geologische Barrieren können dazu beitragen, die Senkenfunktion in Bezug auf Freisetzungspfade in örtliche Grundwasservorkommen zu verlängern.

Alternativ zur Verbringung von Quecksilberabfällen in langzeitsichere Senken kann auch die Herstellung von einem Sekundär-Quecksilberrohstoff und dessen Einsatz in Produkten sinnvoll sein, die derzeit gemäß Minamata Konvention noch genehmigt sind, wenn sichergestellt ist,

- ▶ dass die Aufarbeitung und Anwendung emissionsfrei erfolgt und
- ▶ dass durch die Anwendung des Sekundärrohstoffes der Abbau von Primär-Quecksilberrohstoff ersetzt wird.

² Wie oben beschrieben, soll hierzu bezüglich der Abfälle ein Wert im Rahmen der Umsetzung des Minamata-Übereinkommens festgelegt und festgeschrieben werden.

2.2 Vorgehensweise zur Überführung von Quecksilber in langzeitsichere Senken

2.2.1 Branchenbetrachtungen

Sektoren, für die ein relevantes Quecksilberminderungspotential vorhanden sein könnte, werden in den nachfolgenden Kapiteln detaillierter untersucht. Die Auswahl der Sektoren erfolgt in Kapitel 2.2.3.

Für jeden ausgewählten Sektor wird analysiert, welche Quecksilberminderungstechniken sich in der Branche bereits bewährt haben und welche Techniken in Frage kommen, die bisher nur in anderen Sektoren Anwendung finden.

Darüber hinaus wird, soweit es die Daten zulassen, für jeden betrachteten Sektor ein Quecksilberminderungspotential berechnet und die damit für den Sektor verbundenen Kosten abgeschätzt. Um eine Beurteilung der ökonomischen Verhältnismäßigkeit zu ermöglichen, werden zusätzlich zu den absoluten Kosten spezifische Minderungskosten für die Abscheidung von einem Kilogramm Quecksilber angegeben.

2.2.2 Datenqualität

Eine Reihe von Sektoren ist im Hinblick auf die Input- und Output-Massenströme von Quecksilber bislang sehr schlecht oder gar nicht untersucht. Für solche Sektoren ist es dringend geboten, Daten zu erheben bzw. zusammenzutragen, um zu prüfen, ob relevante Hg-Frachten in Luft und Wasser freigesetzt werden können. Eine Bewertung der Qualität der verfügbaren Daten erfolgte bereits in Teil 1 dieser Studie in den jeweiligen sektorspezifischen Kapiteln (siehe z. B. Tabellen im Kapitel „Gesamtbetrachtung“). In den im nachfolgenden Kapitel 2.2.3 enthaltenen Tabellen, die die Input- und Outputströme wiedergeben, wird die Bewertung der Datenqualität nochmals dargestellt (siehe letzte Spalte).

In den Tabellen sind einige Sektoren mit Fragezeichen versehen. In diesen Fällen liegen keine ausreichenden Daten für die Quantifizierung der Outputströme vor. Die Fragezeichen werden jeweils kurz kommentiert. Aufgrund der fehlenden Informationen werden diese Sektoren nicht näher betrachtet. Durch die Erhebung belastbarer Daten können sich diese Sektoren durchaus im Hinblick auf Maßnahmen zur Quecksilberminderung als relevant herausstellen.

2.2.3 Auswahl von Sektoren, die detaillierter betrachtet werden

Für eine detaillierte Betrachtung werden solche Sektoren ausgewählt, für die ein besonderes Quecksilberminderungspotential vorhanden sein könnte aufgrund

- ▶ relevanter Emissionen von Quecksilber in Gewässer und/oder
- ▶ relevanter Emissionen von Quecksilber in die Luft.

2.2.4 Quecksilber in Abwasseremissionen

In Tabelle 14 sind diejenigen Sektoren aufgeführt, für die bislang Quecksilberemissionen über das Abwasser entweder quantifiziert werden konnten oder bei denen Quecksilberausträge über das Abwasser angenommen werden, zu denen jedoch keine Daten vorliegen (mit Fragezeichen in der Tabelle versehen).

Für eine detaillierte Betrachtung in Kapitel 2.3 werden Sektoren ausgewählt, deren Quecksilber-Emissionsfracht über einer Schwelle von 1 kg/a liegt (Meldeschwelle im PRTR-Register). Diese

Sektoren sind in der Tabelle 14 fett markiert. Im Abwasserbereich war es aufgrund der schwer zu recherchierenden Emissionsdaten und der daraus resultierenden mangelnden Kenntnis anlagenspezifischer Emissionsfrachten und Emissionskonzentrationen nicht möglich, Minderungspotentiale und damit verbundene Kosten abzuschätzen.

Tabelle 14: Quecksilberaustrag der untersuchten Sektoren über den Abwasserpfad im Jahr 2016

Sektor	Hg Wasser A [kg/a]	Hg Wasser B [kg/a]	Datenqualität und -repräsentativität*
Kokereien ⁽¹⁾	20	30	4
Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen	> 13	> 13	4
Großfeuerung Steinkohle ⁽²⁾	6,9	6,9	4
Titandioxidproduktion	> 3,2	> 3,2	2
Glasproduktion	> 1,1	> 1,1	4
Bleiproduktion	> 1	> 1	4
Kupferproduktion	< 1	< 1	3
Zinkproduktion	< 1	< 1	3
Ziegelproduktion	< 1	< 1	6
Sonderabfallverbrennungsanlagen	?	?	4
Papier-/ Zellstoffproduktion	?	?	6
Produktion von Aluminium aus Bauxit	?	?	1
Oxygenstahlwerke	?	?	6
Gießereien	?	?	6
Erdgasförderung und -verteilung	?	?	6
Raffinerien	?	?	5
Biogaserzeugung	?	?	6
Summe	> 45,2	> 55,2	

(1) Kokerei-Emissionen über den Abwasserpfad wurden auf der Basis von zwei Meldungen im PRTR hochgerechnet. Es handelt sich bei den zwei Emissionsmeldungen nicht um Einträge in Gewässer, sondern um „Verbringungen“ in andere Abwasserbehandlungsanlagen, wobei nicht bekannt ist, ob diese quecksilberspezifische Minderungstechnik einsetzen.

(2) Abschätzung auf Basis von Daten aus Nordrhein-Westfalen

„?“: Quecksilberausträge über das Abwasser liegen vor. Quantifizierung aufgrund fehlender Daten nicht möglich. Nähere Hinweise zu den Fragezeichen finden sich in Teil 1, Kap. 2.42.2 dieser Studie.

„*“ Kategorisierung der Datenqualität und -repräsentativität: 1: Qualität sehr gut, Repräsentativität sehr hoch; 2: Qualität gut, Repräsentativität hoch; 3: Qualität mittel, Repräsentativität gering; 4: Qualität schlecht, Repräsentativität gering; 5: Qualität sehr schlecht, keine Repräsentativität; 6: es stehen keine Daten zur Verfügung; eine ausführlichere Beschreibung der Bewertungskriterien findet sich in Teil 1, Kap. 2 dieser Studie.

2.2.5 Quecksilber in Luftemissionen

Luftemissionen sind neben der direkten Belastung der Luft auch deshalb von besonderer Bedeutung, weil Quecksilber in den Boden und in Gewässer gelangt, wenn es aus der Luft ausgewaschen wird. Über jeden dieser Pfade führen Luftemissionen mittelfristig genauso wie Abwasseremissionen zu einer Anreicherung von toxischen Quecksilberspezies in der Nahrungskette.

In Tabelle 15 sind die Sektoren aufgeführt, für die Quecksilberausträge über die Luft quantifiziert werden konnten oder angenommen werden, ohne dass genauere Daten vorliegen (mit „?“ in der Tabelle versehen). Die Frachten stammen aus Kap. 2 im Teil 1 dieser Studie. Für eine detaillierte Betrachtung in Kapitel 2.3 werden Sektoren ausgewählt, deren Emissionsfracht an der oberen Grenze der ermittelten Spanne über 200 kg/a beträgt (in der Tabelle 15: „Hg Luft B“). Diese Sektoren sind in der Tabelle fett markiert. Weiterhin werden Sektoren, deren luftseitige Hg-Fracht über einer Schwelle von 20 kg/a liegt, einer allgemeinen Betrachtung unterzogen.

Tabelle 15: Quecksilberaustrag der untersuchten Sektoren über den Luftpfad im Jahr 2016

Sektor	Hg Luft A [kg/a]	Hg Luft B [kg/a]	Datenqualität und - repräsentativität*
Sinteranlagen	240	4.000	3
Großfeuerung Braunkohle	3.700	3.700	3
Hochöfen	1.100	2.400	5
Großfeuerung Steinkohle	1.200	1.200	2
Elektrostahlwerke	820	880	3
Zementproduktion	620	620	1
Ziegelproduktion	335	500	4
Gipsproduktion	150	370	4
Glasproduktion	250	300	4
Biomassefeuerung ⁽¹⁾	95	240	4
Braunkohlestaubfeuerung	120	220	4
Hausmüllverbrennungsanlagen	160	160	2
Mittelgroße Feuerungsanlagen Steinkohle	75	125	6
Kupferproduktion	100	100	4
Oxygenstahlwerke	76	76	4
Kalk- und Dolomitproduktion	70	70	3
Kokereien	10	60	5
EBS-Anlagen	56	56	2
Gießereien	50	50	6

Sektor	Hg Luft A [kg/a]	Hg Luft B [kg/a]	Datenqualität und - repräsentativität*
Großschredderanlagen	31	31	5
Klärschlammverbrennungsanlagen	31	31	2
Sonderabfallverbrennungsanlagen	28	28	2
Altholzverbrennung in Anlagen nach 17. BlmSchV	23	23	2
Krematorien	23	23	4
Mechanisch (Biologische) Abfallbehandlung	15	15	4
Bleiproduktion	< 20	< 20	4
Öl-Raffinerien	>9	>9	4
Erdgasförderung und -verteilung	2	9	4
Zinkproduktion	< 5	< 5	4
Biogasanlagen (NAWARO)	3	3	5
Titandioxidproduktion	?	?	6
Produktion von Aluminium aus Bauxit	?	?	6
Summe	9.384	15.291	

(1) Unter Biomassefeuerung wird die Verfeuerung von Biomasse, insbesondere Althölzern, die nicht der 17. BImSchV unterliegen, und Waldresthölzern verstanden.

„?“ Quecksilberausträge über die Abluft liegen vor. Quantifizierung aufgrund fehlender Daten nicht möglich. Nähere Hinweise zu den Fragezeichen finden sich in Teil 1, Kap. 2.42.2 dieser Studie.

„*“ Kategorisierung der Datenqualität und -repräsentativität: 1: Qualität sehr gut, Repräsentativität sehr hoch; 2: Qualität gut, Repräsentativität hoch; 3: Qualität mittel, Repräsentativität gering; 4: Qualität schlecht, Repräsentativität gering; 5: Qualität sehr schlecht, keine Repräsentativität; 6: es stehen keine Daten zur Verfügung; eine ausführlichere Beschreibung der Bewertungskriterien findet sich in Teil 1, Kap. 2 dieser Studie

2.3 Betrachtung ausgewählter Sektoren erster Priorität

Nachfolgend werden die in Kap. 2.2 ausgewählten Sektoren erster Priorität (mit Abwasseremissionen > 1 kg/a oder Luftemissionen > 200 kg/a) daraufhin geprüft, ob bereits in anderen Sektoren erprobte Quecksilberminderungstechniken auf die ausgewählten Sektoren übertragbar sind.

Für Sektoren, in denen bereits in einzelnen Anlagen Minderungstechniken angewendet werden, wird geprüft, inwieweit diese Techniken im gesamten Sektor eingesetzt werden können.

Eine Überprüfung der Übertragbarkeit von Minderungstechniken innerhalb des Sektors sowie auf andere Sektoren kann im Rahmen einer Metastudie, wie sie hier durchgeführt wurde, nicht im Detail für jede Anlage mit ihren jeweiligen Besonderheiten durchgeführt werden. Im Rahmen dieser Studie lassen sich nur allgemeingültige Aussagen für einen Sektor treffen. Auf standortspezifische Randbedingungen kann nicht näher eingegangen werden. In der Regel ist die Effektivität von grundsätzlich übertragbaren Techniken im Rahmen von Versuchen für jeden Einzelfall zu ermitteln.

In den nachfolgenden Kapiteln werden Aussagen zum technischen Aufwand gemacht, der mit der jeweiligen Minderungstechnik verbunden ist. Der technische Aufwand wird dabei jeweils in drei Kategorien eingeteilt, die wie folgt definiert sind:

Hg-Minderung auf dem Luftpfad

- ▶ „geringer technischer Aufwand“: Keine großen technischen Änderungen erforderlich. Die Aufwendungen beschränken sich auf Silos/Tanks für Zugabestoffe, Prozessleittechnik, Aufgabetechnik (Beispiele: Zugabe von Bromsalzen, Aktivkohleeindüsung, Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln)
- ▶ „mittlerer technischer Aufwand“: Es sind zusätzliche Aggregate erforderlich (Beispiele: SPC-Verfahren im Wäscher, Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation)
- ▶ „hoher technischer Aufwand“: Neben der Prozessleittechnik und ggf. Behältern für Zugabestoffe sind zusätzliche Aggregate erforderlich (Beispiele: Xmercury®-Verfahren, SPC-Verfahren als Stand alone-Technik (d. h. kein Einbau in vorhandenem Abgaswäscher), Sorbenseindüsung vor zusätzlichem Gewebefilter, Festbett-/Wanderbettfilter)

Hg-Minderung auf dem Wasserpfad

- ▶ „Geringer technischer Aufwand“: Keine großen technischen Änderungen erforderlich: Verbesserung des bestehenden Systems, z. B. bessere Abscheidung von Schwebstoffen durch Lamellen o. ä. Einbauten zur verbesserten Dekantation.
- ▶ „mittlerer technischer Aufwand“: Neben Behältnissen für Zugabestoffe, Prozessleittechnik, Aufgabetechnik ist ein weiteres Becken zur Fällung einzurichten (Beispiel: zweistufige Hg-Fällung)
- ▶ „hoher technischer Aufwand“: neben der Prozessleittechnik und Behältern für Zugabestoffe sind zusätzliche Aggregate erforderlich (z. B. Ionenaustauscher, Membranverfahren)

Weiterhin werden Aussagen zu Betriebserfahrungen gemacht.

Bewertung der Übertragbarkeit der Techniken

In den Tabellen zur Übertragbarkeit innerhalb eines Sektors wird dabei nachfolgendes Bewertungsschema angewendet, das drei Zahlen zur Bewertung nutzt.

Tabelle 16: Kriterien zur Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken innerhalb eines Sektors

Bewertung	Kriterium
1	Häufig im Sektor großtechnisch im Einsatz einschließlich im Ausland (z. B. Bromzugabe, Aktivkohleeindüsung vor Gewebefilter bei Steinkohlefeuerungen, zweiter Gewebefilter bei Sinteranlagen und Polzeifilter bei Abfallverbrennungsanlagen)
2	Großtechnisch vereinzelt in Sektoren einschließlich im Ausland angewendet (z. B. Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation, sulfidische Fällung, zweiter Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung bei Steinkohlekraftwerken, SPC-Module in den USA, Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben in Zementwerken)
3	Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz (z. B. SPC-Module in Europa bei Braunkohlekraftwerken, SPC-Module in USA bei Zementwerken)

In den Tabellen zur Übertragbarkeit in andere Sektoren wird nachfolgendes Bewertungsschema angewendet, das ebenfalls drei Zahlen zur Bewertung verwendet.

Tabelle 17: Kriterien zur Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken in andere Sektoren

Bewertung	Kriterium
1	Häufig in anderen Sektoren im Einsatz (z. B. Aktivkohleeindüsung vor Gewebefilter, zusätzlicher Gewebefilter, Bromzugabe, Festbett-/Wanderbettfilter)
2	Großtechnisch vereinzelt in anderen Sektoren im Einsatz (z. B. SPC-Module, Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben in Zementwerken, Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation)
3	Bislang nur im Abgas-Teilstrom im Einsatz (z. B. SPC-Module als Stand-alone Technik)

2.3.1 Eisen- und Stahlindustrie: Sinterbandanlagen

Sinterbandanlagen werden für eine detaillierte Betrachtung als relevant angesehen, da relativ hohe Quecksilbermengen über das Abgas emittiert werden. Relevante Abwasserfrachten sind nicht bekannt. Die nachfolgende Betrachtung von Quecksilberminderungstechniken fokussiert deshalb auf Techniken zur Reduzierung von Quecksilber im Abgas. Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung im Folgenden untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.1.1 Techniken zur Minderung von Quecksilber, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberausträgen erfolgt in Sinterbandanlagen bereits die Eindüsung von Sorbentien (siehe auch Kap. 1.1.1.6). Dies erfolgt vorrangig zur Minderung von Dioxinen, ist jedoch auch eine spezifische Quecksilberminderungstechnik, wenn angepasste Sorbentien vor dem Staubfilter mit ausreichender Dosierung eingedüst werden und das abgeschiedene Quecksilber einer langzeitsicheren Senke zugeführt wird.

Um Filterstaub ohne erhöhte Quecksilberbeladung als Rohstoff auf das Sinterband zurückführen zu können, sollte die Sorbentieneindüsung zur Quecksilberminderung erst in der letzten Filterstufe (im Gewebefilter) erfolgen. Wenn die Staubbiladung ausreichend gering ist, kann zur besseren Ausnutzung der Sorbentien eine teilweise Kreislaufführung des ausgeschleusten Materials erfolgen.

Die bereits praktizierte Technik der Sorbentieneindüsung erscheint gut geeignet, um sie in allen Sinterbandanlagen vor dem Gewebefilter durchzuführen. Abgaszusammensetzungen und Temperaturen der Anlagen unterscheiden sich nicht wesentlich. Anwendungsbeschränkungen werden nicht gesehen.

2.3.1.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

In Tabelle 18 werden weitere spezifische luftseitige Hg-Minderungstechniken zur trockenen Abgasreinigung aufgeführt, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen. Es wird nachfolgend untersucht, ob sie zur Quecksilberminderung bei Sinterbandabgas geeignet sind.

Tabelle 18: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte luftseitige Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen (Trocken- und Nassverfahren)

Hg-Minderungstechnik	Anwendung	Anmerkung
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	USA, Deutschland, Polen, Tschechische Republik (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen)	In den USA in vielen Steinkohlekraftwerken etabliert, in Deutschland, Polen und Tschechischer Republik Einzelanwendungen zu Versuchszwecken in Braunkohlekraftwerken.
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Deutschland, Schweiz (Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In Deutschland an vielen HMVA und SAV etabliert in Zementwerken nur eine Anlage
SPC-Module	USA, Deutschland, Polen, Tschechische Republik (Kohlekraftwerke, Klärschlammverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In USA in mehreren Anlagen etabliert. In Deutschland seit 2018 in einer Anlage in Betrieb, in Tschechien eine Anlage 2020 in Bau, Versuchsbetrieb im Pilotmaßstab in Anlagen in Deutschland, Tschechische Republik und Polen.
Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben	Deutschland, Österreich (Zementwerke)	Bislang an zwei Anlagen in großtechnischem Einsatz

Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation

Bei fehlenden Halogenen in den Eingangsmaterialien erhöht die Halogenzugabe (in der Regel: Zugabe von Bromsalzen) den Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas. Bei trockenen Abgasreinigungsverfahren bewirkt sie eine bessere Quecksilbersorption an Sorbentien. Die Vorteile, die eine Erhöhung der oxidierten Quecksilberanteile in nassen Abgasreinigungsverfahren mit sich bringt, sind in Sinterbandanlagen nicht nutzbar, da nur trockene Abgasreinigungsverfahren zum Einsatz kommen.

Kenntnisse über die Wirkung einer Halogenzugabe liegen aus Sinterbandanlagen nicht vor. Die Wirkung der Zugabe von Bromsalzen in den Abgasstrom hängt davon ab, ob schwerer abscheidbares elementares Quecksilber im Abgas dominiert; dies wird dadurch beeinflusst, ob durch das eingesetzte Material Halogene eingetragen werden, die zur Oxidation beitragen. Es ist zu untersuchen, ob bei der Bromsalzzugabe zusätzliche Korrosionsschutzmaßnahmen erforderlich sind.

Sind grundsätzliche Fragen gelöst, ist davon auszugehen, dass der Einsatz der Technik mit einem geringen Aufwand verbunden ist, da lediglich kleine Container zur Lagerung der Salzlösung sowie Dosiervorrichtungen (bei der Materialaufgabe oder im Abgasstrom) installiert werden müssen.

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert.

Die Übertragung der Quecksilberminderungstechnik auf Sinteranlagen erscheint grundsätzlich möglich, da sich die Abgaszusammensetzung und Temperatur nicht wesentlich vom Abgas der Sektoren unterscheidet, in denen die Technik zum Einsatz kommt (Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerk).

Der Einsatz der Technik ist jedoch mit hohem technischem Aufwand verbunden, da ein Festbett- oder Wanderbettfilter für ein hohes Abgasvolumen in den Abgasweg eingebaut werden muss. Um Verstopfungen zu vermeiden, muss das Abgas vor dem Festbett- oder Wanderbettfilter zudem relativ staubarm sein, was nur durch einen Gewebefilter möglich ist. Wird die Technik nach einem Gewebefilter eingebaut, hat sie den Vorteil, dass die im Gewebefilter abgeschiedene Staubmenge auf das Sinterband zurückgeführt werden kann (was im Fall der Eindüsung von Sorbentien nicht möglich ist).

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

Im Vergleich zum Abgas von Kohlekraftwerken, wo die Technik im Wäscher installiert wird und deshalb relativ niedrige Temperaturen vorherrschen, liegen die Abgastemperaturen bei Sinteranlagen höher. Um die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module (90°C) zu unterschreiten, muss in der Sinteranlage die Abgastemperatur durch Wassereindüsung (Quenche) gesenkt werden.

Neben der Einschränkung bei der Abgastemperatur sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in Sinteranlagen den Einsatz der Technik behindern. Aufgrund der geringen Betriebstemperatur der Module kann ein Wärmetauscher vor und nach den SPC-Modulen erforderlich sein, um die Abgase vor der Ableitung auf ausreichende Temperaturen zu erwärmen.

Der technische Aufwand für die SPC-Modultechnik ist hoch, da nicht wie in Kohlekraftwerken ein Wäscher zum Einbau der SPC-Module genutzt werden kann, sondern ein eigenes Gehäuse mit den Modulen in den Abgasweg eingebaut werden muss. Aufgrund der Schwefeldioxidgehalte im Abgas fällt zusätzliches saures Abwasser an. Die Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien ist erforderlich, da der Säuretaupunkt von SO₃ im Abgas unterschritten wird.

Die Technik kann als zusätzliche Reinigungsstufe nach einem Elektro- oder Gewebefilter installiert werden, so dass Quecksilber in eine langzeitsichere Senke überführt wird und Filterstaub als Rohstoff verwertet werden kann (was im Fall der Eindüsung von Sorbentien vor dem Filter nicht möglich ist). Allerdings ist zu beachten, dass die Eindüsung von Aktivkohle zur PCDD/F-Minderung zusätzlich erforderlich ist.

Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben

Das Verfahren zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben nutzt hohe Abgastemperaturen, um staubgebundenes Quecksilber elementar auszudampfen und nach einem Hochtemperatur-Staubfilter und einem nachgeschalteten Flugstromreaktor an Aktivkohle zu adsorbieren. Die Technik führt bei einer Untertagedeponierung der beladenen Aktivkohle zur Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke.

Die Übertragung der Technik zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben auf Sinteranlagen ist möglich, da das Abgas hohe Temperaturen (> 400 °C) aufweist und zur Ausdampfung von staubgebundenem Quecksilber genutzt werden kann. Die Abgaszusammensetzung unterscheidet sich vom Sektor, in dem die Technik bereits zum Einsatz kommt (Zementindustrie). Es werden aber keine Hinderungsgründe gesehen, die die Wirksamkeit der

Technik bei Sinterbändern mindern. Ähnlich wie in Drehrohröfen der Zementindustrie wird durch die Rückführung von Filterstaub auf das Sinterband die Quecksilberbeladung des Staubes kontinuierlich erhöht.

Der technische Aufwand für die Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben ist hoch, da ein Zyklon zur Quecksilberausdampfung in den Abgasweg eingebaut werden muss, sowie - für einen geringen Volumenstrom - ein Hochtemperatur-Staubfilter, eine Quenche, ein Flugstromreaktor und ein Gewebefilter.

Die Technik kann nach einem Elektro- oder Gewebefilter installiert werden, so dass Quecksilber in eine langzeitsichere Senke überführt wird und der vollständige Filterstaub als Rohstoff verwertet werden kann (was im Fall der Eindüsung von Sorbentien vor dem Filter nicht möglich ist).

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung (Sinterbänder)

Tabelle 19 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen. Drei Techniken (Fest-/Wanderbettfilter, SPC-Module und Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben) sind als Alternative zur bereits eingesetzten Minderungstechnik bzw. deren Ergänzung (SPC-Module) einsetzbar.

Tabelle 19: Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-luftseitigen Emissionen

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	Ja	Gering	1	Höherer Verschleiß durch Korrosion; nur sinnvoll bei geringen Halogengehalten im Input-Material
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Ja	Hoch	1	-
SPC-Module	Ja	Hoch	2/3	Stand alone-Betrieb erforderlich, da nicht in vorhandene Wäscher integrierbar. Abgastemperatur darf die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module nicht überschreiten (Quenche nötig); es fällt saures Abwasser an. Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien nötig. Wärmetauscher zur Abgasaufheizung erforderlich.
Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben	Ja	Hoch	2	Nahezu vollständige Überführung des Hg aus den abgeschiedenen Filterstäuben in eine langzeitsichere Senke möglich

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.1.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Das Minderungspotential für Quecksilberemissionen aus Sinterbändern wird unter der Voraussetzung kalkuliert, dass nach den vorhandenen Elektrofiltern zur Staubabscheidung ein Gewebefilter eingebaut ist. Als geeignete Minderungstechnik wird eine Aktivkohleendüsung (Flugstromverfahren) angesehen, wobei ein Teil der abgeschiedenen Aktivkohle rezirkuliert werden kann und ein weiterer Teilstrom unter Tage deponiert und damit der Biosphäre entzogen wird.

Das Minderungspotential bei Einsatz von Aktivkohle hängt von den Quecksilberspezies ab (geringere Abscheidung von elementarem Quecksilber), die wiederum durch den Halogengehalt der Einsatzstoffe beeinflusst werden (höherer Anteil oxidierten Quecksilbers bei erhöhtem Halogengehalt). Weiterhin hängt das Minderungspotential von der Verteilung der Aktivkohle im Rauchgasstrom, von der aktiven Oberfläche der Aktivkohle und - insbesondere bei elementarem Quecksilber - von der Präparierung der Aktivkohle (z. B. mit Schwefel oder mit Halogenen) zur verbesserten Abscheidung ab. Einfluss hat auch der Gehalt an SO_3 im Abgas, der die Wirkung der Aktivkohle mindert.

Auf Basis der Erfahrungen aus der Abfallverbrennung sowie aus Kohlekraftwerken wird das Minderungspotential mit dem Flugstromverfahren und einem zusätzlichen Gewebefilter bei Sinterbändern auf 80 bis 95 % geschätzt (vgl. Kapitel 1.1.1.2). Auf Basis der abgeschätzten aktuellen Quecksilberemissionen aus Sinterbandanlagen über den Luftpfad von mehr als 240 kg/a (basierend auf Emissionserklärungen von drei der sechs Anlagen) und bis zu 4.000 kg/a beläuft sich das Quecksilber-Minderungspotential somit auf mehr als 190 kg/a und bis zu 3.800 kg/a.

2.3.1.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Minderungskosten für die Abscheidung von Quecksilber aus Sinteranlagen hängen von der eingesetzten Sorbensmenge sowie der Qualität der Sorbentien ab. In Analogie zu den Erfahrungen aus der Aktivkohleendüsung vor trockenen Staubfiltern in Kraftwerken wird von einer spezifischen Dosierung von 7 Mg/kg Hg für 80 % Minderung mit unbehandelter Aktivkohle und 2 Mg/kg Hg für 95 % Minderung mit bromierter Aktivkohle ausgegangen (vgl. Kap. 1.1.1.2)

Die Kosten für zwei Optionen der Quecksilberminderung wurden unter Annahme von rund 450 €/Mg für unbehandelte Aktivkohle und 2.800 €/Mg für bromierte Aktivkohle berechnet (vgl. Kap. 1.1.1.5). Die Jahreskosten belaufen sich bei der Minderung von 80 % Quecksilber (190 - 3.200 kg/a) mit unbehandelter Aktivkohle bzw. Aktivkoks auf 0,6 - 9,9 Mio. EUR. Für 95 % Minderung (230 - 3.800 kg/a) mit bromierter Aktivkohle betragen sie 1,3 - 21 Mio. EUR pro Jahr (Tabelle 20).

Tabelle 20: Quecksilberminderungskosten in Sinteranlagen für den Einsatz von Sorbentien

Erzielte Quecksilberminderung [kg/a]	Spezifischer Sorbentieneinsatz [Mg/kg Hg]	Jahresmenge Sorbentien [Mg/a]	Spezifische Sorbenskosten [EUR/Mg]	Jahreskosten Sorbentien [Mio. EUR/a]
190 - 3.200	7	1.300 - 22.000	450	0,6 - 9,9*
230 - 3.800	2	460 - 7.600	2.800	1,3 - 21*

* Die hohen Spannen ergeben sich aus der hohen Bandbreite der abgeschätzten Quecksilberemissionen. Der untere Wert der Spannbreite errechnet sich aus den Angaben in den Emissionserklärungen, der obere Wert aus dem im BVT-Merkblatt zur Eisen- und Stahlerzeugung angegebenen Emissionsfaktor (siehe hierzu Teil, Kap. 2.15.4.)

Ein Gewebefilter ist seit dem Jahr 2020 in allen Sinteranlagen in Deutschland erforderlich, um die gesetzlich geforderten Staubgrenzwerte zu erreichen, so dass dafür keine zusätzlichen Investitionskosten entstehen. Allerdings entstehen für Filterstäube, die bisher intern verwertet werden, Entsorgungskosten. Es wird davon ausgegangen, dass ein Gewebefilter die Staub-Rohgaskonzentration von etwa 45 mg/Nm³ auf 5 mg/Nm³ reduziert und somit bei spezifischem Abgasvolumen von 2.000 Nm³/Mg Sinter und 26,2 Mio. Mg Sinterproduktion im Jahr 2016 rund 1.900 Mg/a Staub anfallen.

Für die Entsorgung unter Tage werden mittlere Kosten von ca. 400 €/Mg kalkuliert [K & S 2020]. Die Staub-Entsorgungskosten betragen somit rund 0,9 Mio. €/a. Die Sorbens-Entsorgungskosten betragen beim Einsatz von unbehandeltem Aktivkoks 0,6 - 9,9 Mio. €, bei Nutzung bromierter Aktivkohle 0,2 - 3,4 Mio. €. Die Gesamt-Entsorgungskosten belaufen sich somit bei 80 % Minderung und Einsatz von unbehandeltem Aktivkoks auf 1,5 - 11 Mio. €, bei 95 % Minderung und Nutzung von bromierter Aktivkohle auf 1,1 - 4,3 Mio. €.

Die Investitionskosten beschränken sich auf die Errichtung von Vorratssilos, Technik zur Förderung und Eindüsung sowie zur Messung und Steuerung der Anlage. Für die Investition an den sechs Stahlwerkstandorten mit Sinterbändern werden jeweils 1 Mio. € Investitionskosten kalkuliert (vgl. Kapitel 1.1.1.5), so dass bei einer Abschreibungszeit von 10 Jahren für alle 11 Anlagen in Summe 1,16 Mio. €/a Investitionskosten anfallen.

Tabelle 21 nennt die Gesamtkosten, in denen Investitionskosten sowie Betriebs- und Entsorgungskosten berücksichtigt sind, jeweils für 80 % und 95 % Quecksilberminderung.

Tabelle 21: Quecksilberminderungskosten in Sinteranlagen (Investition, Betrieb, Entsorgung)

Erzielte Quecksilberminderung [kg/a]	Jahreskosten Sorbentien [Mio. EUR/a]	Jahreskosten Investition [Mio. EUR/a]	Jahreskosten Entsorgung [Mio. EUR/a]	Summe Minderungskosten [Mio. EUR/a]
190 - 3.200	0,6 - 9,9	1,1	1,5 - 11	3,2 – 22*
230 - 3.800	1,3 - 21	1,1	1,1 - 4,3	3,5 – 26*

* Die hohen Spannen ergeben sich aus der hohen Bandbreite der abgeschätzten Quecksilberemissionen. Der untere Wert der Spannbreite errechnet sich aus den Angaben in den Emissionserklärungen, der obere Wert aus dem im BVT-Merkblatt zur Eisen- und Stahlerzeugung angegebenen Emissionsfaktor (siehe hierzu Teil, Kap. 2.15.4.)

Insgesamt fallen somit bei Sinterbändern für 80 % Minderung (190 - 3.200 kg/a) Kosten zwischen 3,2 – 22 Mio. €/a an und spezifische Kosten von 7.000 - 17.000 €/kg Hg (der höhere Wert bezieht sich auf die geringere Minderungsmenge). Bei 95 % Minderung (230 - 3.800 kg/a) entstehen Kosten zwischen 3,5 - 26 Mio. € und spezifische Kosten von 8.000 - 15.000 €/kg Hg.

Zusätzlich erhöhen sich die Rohstoffkosten geringfügig, da 1.900 Mg/a Staub nicht mehr zur Verwertung zur Verfügung stehen.

2.3.2 Großfeuerungsanlagen für Braunkohle

Großfeuerungsanlagen für Braunkohle werden insbesondere aufgrund der hohen Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine detaillierte Betrachtung angesehen. Relevante Austräge über Abfälle, Nebenprodukte und Produkte werden in Kapitel 3 betrachtet.

Darüber hinaus wird insbesondere über Filterstäube eine hohe Quecksilberfracht ausgetragen. Filterstäube aus Braunkohlekraftwerken werden derzeit zusammen mit quecksilberhaltigen

Abwässern aus der Rauchgasreinigung als sogenanntes „Stabilat“ in Deponien der Klasse I in aufgelassene Tagebaue verbracht.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in Großfeuerungsanlagen für Braunkohle in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.2.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberemissionen aus Braunkohlegroßfeuerungsanlagen stehen verschiedene Techniken zur Verfügung, die bereits bei Großfeuerungsanlagen zum Einsatz kommen. In diesem Kapitel werden nur diejenigen Techniken diskutiert, die in Großfeuerungsanlagen bereits großtechnisch im Einsatz sind.

Die bereits in Braunkohlekraftwerken bewährten Techniken lassen sich der Tabelle 22 entnehmen.

Tabelle 22: Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen, die in Braunkohlekraftwerken bereits eingesetzt oder erprobt wurden

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Halogenzugabe in den Feuerungsraum zur besseren Oxidation von Quecksilber	USA, Deutschland, Polen, Tschechische Republik	In den USA, Deutschland, Polen und Tschechischer Republik Einzelanwendungen zu Versuchszwecken.
Flugstrom-Sorption mit Aktivkohle vor dem Staubfilter	USA, Deutschland	In Deutschland seit 2019 in einer Anlage im Dauerbetrieb. Installation in weiteren Anlagen geplant.
Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher	Deutschland	In mehreren Anlagen etabliert.
SPC-Module	Polen, Deutschland	In Deutschland seit 2018 in einer Anlage Betrieb, in einer Anlage Versuche im Teilstrom. In Polen Versuche im Teilstrom in zwei Anlagen. In Tschechischer Republik 2020 im Bau.

Halogenzugabe in den Feuerungsraum zur besseren Oxidation von Quecksilber

Bei fehlenden Halogenen in den Eingangsmaterialien erhöht die Halogenzugabe im Feuerungsraum (in der Regel: Zugabe von Bromsalzen) den Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas. Die Bromsalzzugabe kann bei fehlenden Halogenen eine bessere Quecksilberabscheidung in nassen Reinigungsstufen bewirken. Die Technik wird in mehreren amerikanischen Braunkohlekraftwerken bereits angewendet. Eine Übertragbarkeit auf weitere Anlagen, die ebenfalls Kohlen mit niedrigen Halogengehalten einsetzen, ist im Einzelfall zu prüfen. Versuche mit Bromzugabe an einem deutschen Braunkohlekraftwerk und an zwei Kraftwerken in Polen zeigten zusätzliche Hg-Abscheidungen. In einer Anlage in Deutschland führte die Bromzugabe zu geringer Minderung (Schütze 2016a). In solchen Fällen empfiehlt es sich, das Verfahren in Kombination mit anderen Verfahren einzusetzen, z. B. Aktivkohlezugabe vor dem Staubfilter und / oder Zugabe sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher. Angaben zur Zugabe von Halogenen bei Braunkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.1.5.

Beim Einsatz der Technik ist zu berücksichtigen, dass an einzelnen Bauteilen der Rauchgasreinigung und des Kessels durch die Halogenzugabe Korrosion auftreten kann. Weiterhin ist zu prüfen, ob es zu erhöhten Bromidkonzentrationen im Ablauf der Behandlungsanlage für Abwässer aus der Rauchgaswäsche kommt.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Lagerung der Halogenverbindungen, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

Der Einsatz der Sorbentien Aktivkoks oder Aktivkohle führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Staub unter Tage deponiert wird. Die Abscheidewirkung kann erhöht werden, wenn die Aktivkohle mit Halogenen oder Schwefel dotiert wird.

Die Zugabe von Aktivkohle bzw. Aktivkoks vor einem Gewebefilter wird in Deutschland schon seit vielen Jahren an Braunkohlekraftwerken mit Wirbelschichtfeuerung praktiziert, die Abfall mitverbrennen. In Braunkohlekraftwerken ohne Abfalleinsatz wurde die Eindüsung von Aktivkohle vor dem E-Filter in mehreren Pilotanlagen eingesetzt. 2019 wurde eine Anlage im Rheinischen Revier zum Einsatz von Aktivkoks errichtet; weitere Anlagen sind dort in Planung. Seit 2019 erfolgt der Dauerbetrieb mit Einsatz von bromierter Aktivkohle in einem Kraftwerk im mitteldeutschen Braunkohlerevier. Angaben zur Zugabe von Sorbentien vor dem Staubfilter in Braunkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.1.1. Eine Übertragbarkeit der Technik auf weitere Anlagen ist grundsätzlich möglich, da die Konfiguration der einzelnen Anlagen sowie die Zusammensetzung und die Temperatur der Abgase sehr ähnlich sind. Es ist zu berücksichtigen, dass ggf. die Gehalte an Aktivkohle in Nebenprodukten wie Filterasche deren Verwertung in anderen Sektoren beeinträchtigen könnten, so denn eine solche zukünftig stattfinden würde. Als Beispiel ist die Verwertung von Filterstäuben in einer Wirbelschichtverbrennung der Zementindustrie zu nennen. Weiterhin ist ein negativer Einfluss der Sorbentien auf die Festigkeit des mit Hilfe von Abschlammwasser aus den Wäschern erzeugten Stabilats nicht auszuschließen.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Lagerung der Aktivkohle, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher

Die Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher verhindert Re-Emissionen und überführt das im Abgas enthaltene Quecksilber in den Abwasserschlam. Quecksilber gelangt dadurch in eine langzeitsichere Senke, wenn der quecksilberhaltige Schlamm unter Tage deponiert wird.

In Deutschland sind die meisten Großfeuerungsanlagen mit Wäschern ausgerüstet, so dass für die Braunkohlekraftwerke in Deutschland der Einsatz von sulfidischen Fällungshilfsmitteln als wichtige Maßnahme zur Reduzierung von Re-Emissionen aus dem Wäscherkreislauf angesehen wird. Es ist davon auszugehen, dass die Technik grundsätzlich im gesamten Kraftwerkspark bei allen Anlagen, die mit Wäschern ausgerüstet sind, einsetzbar ist. Die Zusammensetzung der Rohgase vor dem Wäscher ist bei den Anlagen ähnlich. In Abhängigkeit von den chemisch/physikalischen Bedingungen im Wäscher und der Betriebsweise der Wäscher kann die Wirkung der Fällungsmittel auf die Hg-Re-Emission unterschiedlich stark ausfallen.

Eine Minderung der Re-Emissionen kann zusätzlich durch die Steuerung des Redoxpotentials im Wäscher erreicht werden; die Technik wird ebenfalls als übertragbar auf den gesamten Sektor

angesehen. Angaben zur Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher in Braunkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.1.3.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Lagerung der Fällungsmittel, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung und des Redoxpotentials erforderlich.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen. Die Technik wird bei Kohlekraftwerken durch zusätzliche Einbauten im Wäscher realisiert. SPC-Module wurden in den USA zwischen 2013 und 2016 in sechs Steinkohlekraftwerken installiert und großtechnisch betrieben. Seit 2018 werden SPC-Module in einem deutschen und seit 2019 in einem tschechischen Braunkohlekraftwerk großtechnisch eingesetzt. In zwei polnischen Kraftwerken wurden zwischen 2018 und 2019 jeweils Pilotanlagen betrieben. Angaben zum Einsatz von SPC-Modulen in Braunkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.1.4.

Restriktionen können sich insbesondere dann ergeben, wenn im Wäscher nicht genügend Platz vorhanden ist und eine Vergrößerung des Wäschers aus Platzgründen oder statischen Gründen problematisch ist.

Der technische Aufwand wird als mittel eingestuft. Ggf. muss der Wäscher vergrößert werden. In jedem Fall sind Einbauten bzw. Umbauten im bestehenden Wäscher erforderlich. Aufgrund des Anfalls von Schwefelsäure ist die Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien erforderlich.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 23 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 23: Anwendbarkeit von bereits im Sektor eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen auf weitere Braunkohlegroßfeuerungsanlagen

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen*	Anmerkung
Halogenzugabe in den Feuerungsraum	bedingt	Gering	2	Höherer Verschleiß durch Korrosion; nur sinnvoll bei geringen Halogengehalten in der Kohle, ggf. Bromidanreicherung im Waschwasser
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	Ja	Gering	2	
Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln	Ja	Gering	1	
SPC-Verfahren	ja	Mittel	2	Aufwand vom Platz für Module im vorhandenen Wäscher abhängig. Ggf. ist der Wäscher aufwändig umzubauen; ggf. Platz und Statikprobleme.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig innerhalb des Sektors im Einsatz

2: Großtechnisch innerhalb des Sektors im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.2.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Austräge, die in anderen Sektoren der Energie erzeugenden Industrie bereits zum Einsatz kommen

Die bereits in anderen Sektoren der Energie erzeugenden Industrie, insbesondere in Großfeuerungsanlagen für Steinkohle, bewährten Techniken lassen sich der Tabelle 24 entnehmen.

Tabelle 24: Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen, die in anderen Sektoren eingesetzt werden

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Flugstrom-Sorption mit Aktivkohle vor dem Wäscher	Deutschland, USA (Steinkohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen)	
Einsatz von Hg-spezifischen SCR-Katalysatorschichten	Deutschland (Steinkohlekraftwerke)	Zur zusätzlichen Oxidation von Hg

Flugstrom-Sorption mit Aktivkohle vor dem Wäscher

Die Eindüsung von quecksilbermindernden Sorbentien wie Aktivkoks oder Aktivkohle (ggf. bromiert oder schwefeldotiert) vor einem Nasswäscher überführt das Quecksilber in den Abwasserschlamms und somit in eine langzeitsichere Senke, wenn der quecksilberhaltige Schlamm unter Tage deponiert wird.

In den USA ist die Technik in mehreren Steinkohlekraftwerken im Einsatz. Im großtechnischen Betrieb wurde die Technik zeitweise auch in einer deutschen Abfallverbrennungsanlage angewendet. Da sich die chemisch/physikalischen Randbedingungen in Wäschern von Stein- und Braunkohlekraftwerken nicht sehr unterscheiden, wird grundsätzlich eine Übertragbarkeit auf Braunkohlekraftwerke gesehen. Verunreinigungen im Gips (Graufärbung) und höhere Hg-Einträge in den Gips durch verfrachtete Aktivkohle oder Aktivkoks sind zu vermeiden. Dies kann beispielsweise mit speziellen Waschwasserzyklonen erfolgen. Bisher liegen dafür keine großtechnischen Erfahrungen vor.

Gute Erfahrungen wurden in den USA auch mit dem Einsatz bromierter Aktivkohle vor dem Wäscher gemacht.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Lagerung der Aktivkohle, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Einsatz von Hg-spezifischen SCR-Katalysatorschichten zur Hg-Oxidation

Der Einsatz von Hg-spezifischen SCR-Katalysatorschichten führt zu einer verbesserten Hg-Oxidation im Rauchgas und damit zu einer besseren Abscheidung in nassen Rauchgasreinigungsstufen. In einigen deutschen Steinkohlekraftwerken wird die Technik derzeit bereits eingesetzt. Grundsätzlich lässt sich das Verfahren auch in Rauchgasreinigungsanlagen von Braunkohlekraftwerken anwenden, da die chemisch/physikalischen Eigenschaften von Rauchgasen aus der Stein- und Braunkohleverbrennung ähnlich sind. Da derzeit kein deutsches Braunkohlekraftwerk mit der SCR-Technik ausgerüstet ist, wäre die Realisierung der Technik mit der Installation eines neuen Katalysators und damit mit einem sehr hohen Aufwand verbunden.

Tabelle 25 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 25: Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen für Braunkohlegroßfeuerungsanlagen

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
Flugstrom-Sorption mit Aktivkohle vor dem Wäscher	Ja	Gering	2	Kann zu Gips-Weißgradminderung und zu höheren Hg-Einträgen in den Gips führen; für Waschwasserzyklone liegen noch keine großtechnischen Erfahrungen vor.
Einsatz von Hg-spezifischen SCR-Katalysatorschichten zur Hg-Oxidation	Bedingt	Hoch	1	Neubau eines Katalysators erforderlich

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.2.3 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge

Mit Ausnahme einer Anlage sind in den deutschen Braunkohlekraftwerken bislang keine Techniken zur Reinigung der Abwässer aus der Rauchgaswäsche installiert. In der Rauchgaswäsche anfallendes Abschlammwasser wird mit den Filterstäuben zu einem Stabilat zusammengeführt, welches deponiert wird. In diesem Kapitel wird daher insbesondere geprüft, inwiefern spezifische Hg-Minderungstechniken aus anderen Sektoren, insbesondere Steinkohlekraftwerken, auch im Bereich von Großfeuerungsanlagen, die Braunkohle verbrennen und mit einer nassen Abgasreinigungsstufe ausgerüstet sind, eingesetzt werden können, um die Quecksilbergehalte im Stabilat durch die Reduzierung der Einträge über das Abschlammwasser zu verringern.

Die bereits überwiegend in anderen Sektoren, insbesondere bei Großfeuerungsanlagen für Steinkohle, bewährten Techniken lassen sich der Tabelle 26 entnehmen.

Tabelle 26: In anderen Sektoren, insbesondere in Steinkohlekraftwerken eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen im Bereich der Abwasserbehandlung

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Deutschland (Steinkohlekraftwerke)	
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Deutschland (Steinkohlekraftwerk)	Bislang nur ein Kraftwerk
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Deutschland (Steinkohlekraftwerk)	Bisher in zwei Kraftwerken

Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung

Die spezifische Hg-Fällung mittels einer separaten Hg-Fällungsstufe führt zu einer erhöhten Quecksilberabscheidung in der Abwasserbehandlung und bietet die Möglichkeit einer gezielten Überführung des Quecksilbers in eine langzeitsichere Senke, z. B. in einer unter Tagedeponie, bei gleichzeitiger Verringerung des zu deponierenden Schlammauftkommens.

Aufgrund der ähnlichen chemisch/physikalischen Abwasserzusammensetzung von Abwässern aus der nassen Rauchgasreinigung von Braun- und Steinkohlekraftwerken kann davon ausgegangen werden, dass sich die Technik auf bestehende Braunkohlekraftwerke übertragen lässt. Zur Umsetzung ist in Braunkohlekraftwerken der Bau einer Abwasserreinigung einschließlich Fällung und Flockung erforderlich. Die Anwendung der Technik ist somit mit einem hohen technischen Aufwand verbunden.

Ionentauscher zur Abwasserbehandlung

Mit Ionenaustauschern lässt sich insbesondere gelöstes Quecksilber aus dem Abwasserstrom abscheiden.

Die Technik wird sowohl als zusätzliche Stufe nach einer klassischen Fällung und Flockung in einem deutschen Steinkohlekraftwerk sowie als spezifische Hg-Minderungstechnik nach einer groben Vorreinigung in mehreren schweizerischen Abfallverbrennungsanlagen eingesetzt. Als zusätzliche Stufe zu einer mehrstufigen Flockung und Fällung wird die Technik aufgrund der ähnlichen chemisch/physikalischen Eigenschaften der Abwässer von Braun- und

Steinkohlekraftwerken grundsätzlich auch für die Behandlung von Abwasser aus Braunkohlekraftwerken als geeignet angesehen. Mit der Technik lässt sich jedoch nur der gelöste Quecksilberanteil aus dem Abwasser entfernen. Sie kommt daher bislang insbesondere als nachgeschaltete Stufe einer neu errichteten Abwasserreinigung mit hoher Abscheideleistung von partikelgebundenem Quecksilber zum Einsatz.

Die speziellen Abwasserzusammensetzungen der Kraftwerke sind zu berücksichtigen.

Der Einsatz von Ionenaustauschern ohne vorangehende Flockung/Fällung ist nur bei nahezu feststofffreiem Abwasser möglich. Für Braunkohlekraftwerke ist diese Schaltung daher nicht anwendbar. Zur Umsetzung ist der Bau einer Abwasserreinigung in Braunkohlekraftwerken erforderlich. Die Anwendung der Technik ist somit mit einem hohen technischen Aufwand verbunden.

Die Ionenaustauschertechnik benötigt aufgrund der REA-Abwasserqualität und dem intermittierenden Anlagenbetrieb von Kraftwerken ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept.

Membranverfahren zur Abwasserbehandlung

Mit Hilfe der Membranfiltration lässt sich partikelgebundenes Quecksilber aus dem Abwasserstrom entfernen.

Ähnlich wie bei Ionenaustauscherverfahren wird auch die Membranfiltration als zusätzliche Stufe zu einer mehrstufigen Flockung und Fällung als grundsätzlich übertragbar angesehen.

Zur Umsetzung ist in Braunkohlekraftwerken der Bau einer Abwasserreinigung erforderlich. Die Anwendung der Technik ist somit mit einem hohen technischen Aufwand verbunden.

Mit der Technik kann nur partikelgebundenes Quecksilber abgeschieden werden. Es ist eine Anpassung der Technik an die spezifische Abwasserzusammensetzung vor Ort erforderlich, da die Abwasserzusammensetzung von Kraftwerk zu Kraftwerk sehr unterschiedlich sein kann. Die Membranfiltration benötigt aufgrund der REA-Abwasserqualität und dem intermittierenden Anlagenbetrieb von Kraftwerken ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur wasserseitigen Hg-Minderung

Tabelle 27 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 27: Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen über den Wasserpfad auf Braunkohlegrößerfeuerungsanlagen

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrung	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Bedingt	Mittel	1	Neubau Abwasserbehandlung mit mehrstufiger Fällung/Flockung erforderlich
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Bedingt	Hoch	3	Als zusätzliche Reinigungsstufe nach einer Fällung/Flockung zur Abscheidung von gelöstem Hg einsetzbar; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Bedingt	Hoch	2	Als zusätzliche Reinigungsstufe nach einer Fällung/Flockung zur Abscheidung von partikelgebundenem Hg einsetzbar; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.2.4 Techniken zur Minderung von Hg-Austrägen über Reststoffe

Im Hinblick auf die Entsorgung von Reststoffen, insbesondere Filterstäuben, kommen vor allem die Deponierung in Sonderabfalldeponien und unter Tagedeponien oder die Verbringung in den Bergversatz in Frage.

Ein Verdampfen von Hg aus den Filterstäuben, z. B. mit dem in der Zementindustrie eingesetzten Röstverfahren, erscheint aufgrund der hohen Massenströme und des hohen Energiebedarfs unrealistisch. Es sind keine Patentanmeldungen bekannt, die die Austreibung von Quecksilber aus Filterstäuben von Kohlekraftwerken beschreiben.

Zur Minimierung von Quecksilbereinträgen in den REA-Gips kann das für Kohlekraftwerke mit nasser REA entwickelte Waschwasserzyklonverfahren zum Einsatz kommen. Mit speziellen Waschwasserzyklonen ist es möglich, gezielt die Gipsgrobfraktion auszutragen. Die Feinfraktion und damit das insbesondere an die Feinfraktion anhaftende Quecksilber wird entweder in den Wäscher zurückgeführt oder über Lamellenabscheider in der Abwasserbehandlungsanlage ausgeschleust. Großtechnische Erfahrungen mit der Technik liegen allerdings noch nicht vor.

Der in der Abwasserbehandlung abgeschiedene quecksilberhaltige Schlamm kann unter Tage und damit in eine langzeitsichere Senke verbracht werden.

2.3.2.5 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Bei der Abschätzung des Minderungspotentials durch den Einsatz von spezifischen Hg-Minderungsmaßnahmen werden drei Szenarien mit unterschiedlichen Zielwerten bzw. Minderungsraten betrachtet.

- Szenario 1: Zielwert $7 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ als Jahresmittel (entspricht der oberen Grenze der Spanne der BVT Schlussfolgerungen für Braunkohlekraftwerke über 300 MW)
- Szenario 2: Zielwert $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ als Jahresmittel (der Zielwert liegt grob in der Mitte der Spanne der BVT Schlussfolgerungen für Braunkohlekraftwerke über 300 MW)
- Szenario 3: Ziel: 80 % Hg-Minderung im Jahresmittel gegenüber dem Ausgangswert aus dem Jahr 2016 (der Wert berücksichtigt, dass Anlagen, die im Jahr 2016 hohe Hg-Konzentrationen am Schornstein aufgrund hoher Hg-Gehalte im Input hatten, nicht überproportional stark durch Minderungsanforderungen belastet werden)

Laut den Beschlüssen der Kohlekommission sollen zu bestimmten Jahren festgelegte Restkapazitäten am Netz bleiben: Bis zum Jahr 2022 sollen noch Kapazitäten von 15 GW am Netz bleiben, im Jahr 2030 sollen es noch 9 GW sein, die dann anschließend bis 2038 sukzessiv abgeschaltet werden (BMWI 2019). Die Ergebnisse werden daher einmal für das Jahr 2022 und einmal für das Jahr 2030 ausgewiesen.

Weiterhin werden bei den Berechnungen folgende Annahmen im Hinblick auf angewendete Hg-Minderungstechniken berücksichtigt:

- Liegt der Zielwert über dem Jahresmittelwert der Emissionskonzentration aus dem Jahr 2016, ist keine zusätzliche Minderungstechnik erforderlich.
- Liegt der Zielwert weniger als 50 % unter dem Jahresmittelwert der Emissionskonzentration aus dem Jahr 2016, wird davon ausgegangen, dass der Zielwert durch den Einsatz von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher unterschritten werden kann.
- Liegt der Zielwert mehr als 50 % unter dem Jahresmittelwert der Emissionskonzentration aus dem Jahr 2016, wird davon ausgegangen, dass der Zielwert durch den Einsatz von Aktivkohle vor dem Staubabscheider (i. d. R. Elektrofilter) unterschritten werden kann.

Grundsätzlich sind auch andere als die oben genannten Techniken oder Kombinationen von Minderungstechniken denkbar. Die gewählte Vorgehensweise ist daher nur exemplarisch.

In den betrachteten Szenarien werden die Vorgaben im Entwurf zum Kohleausstiegsgesetz berücksichtigt. Der darin enthaltene Stilllegungspfad Braunkohle nennt für eine Reihe großer Braunkohlekraftwerke Stilllegungstermine. (BMWI 2020)

Vor diesem Hintergrund wird zusätzlich von folgenden Eckdaten ausgegangen:

- Bis Ende 2022 verbleiben Kapazitäten von ca. $15 \text{ GW}_{\text{el}}$. Vom Netz gehen insbesondere kleinere Anlagen und Anlagen ohne Kraft-Wärmekopplung.
- Am 31.12.2030 sind noch ca. 9 GW Leistung am Netz, die sukzessive abgeschaltet werden.

Die detaillierten Ergebnisse der Berechnungen lassen sich dem Kap. A.2 im Anhang entnehmen.

Tabelle 28 zeigt die Restemissionen für die Stichtage 31.12.2022 und 31.12.2030 für die oben beschriebenen Szenarien 1 bis 3 sowie für den theoretischen Fall, dass keine spezifische Quecksilberminderung vorgenommen werden würde, d. h. allein durch den geplanten Kohleausstieg. Aus der Tabelle wird deutlich, dass die Restemissionen bis 2022 je nach Minderungsszenario auf 596 bis 2.454 kg und im Jahr 2030 auf 365 bis 1.309 kg zurückgehen würden.

Tabelle 28: Zukünftige Hg-Restemissionen von Braunkohlekraftwerken in Abhängigkeit von der Anwendung spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs

Jahr	Restemissionen ohne spez. Hg- Minderung [kg/a]	Szenario 1 Restemissionen Zielwert 7 µg/Nm ³	Szenario 2 Restemissionen Zielwert 5 µg/Nm ³	Szenario 3 Restemissionen Minderung 80 %
2022	2.978	2.454	1.922	596
2030	1.823	1.309	974	365

Tabelle 29 und Tabelle 30 zeigen das jeweilige Minderungspotential unter Berücksichtigung des Kohleausstiegs jeweils für das Jahr 2022 und 2030 gegenüber dem Frachtwert der Braunkohlekraftwerke aus dem Jahr 2016 von 3.700 kg.

Tabelle 29: Hg-Minderungspotential bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs gegenüber den Emissionsfrachten im Jahr 2016 von 3.700 kg

Jahr	Ohne spez. Hg- Minderung [kg/a]	Szenario 1 Zielwert 7 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 2 Zielwert 5 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 3 Minderung um 80 % [kg/a]
2022	722	1.246	1.778	3.104
2030	1.877	2.391	2.726	3.335

Tabelle 30: Hg-Minderungspotential bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs gegenüber den Emissionsfrachten im Jahr 2016 von 3.700 kg (Angaben in Prozent)

Jahr	Ohne spez. Hg- Minderung [kg/a]	Szenario 1 Zielwert 7 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 2 Zielwert 5 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 3 Minderung um 80 % [kg/a]
2022	20%	34%	48%	84%
2030	51%	65%	74%	90%

In Tabelle 31 ist das Minderungspotential dargestellt, das sich ergibt, wenn der Kohleausstieg nicht berücksichtigt (herausgerechnet) wird. Es berechnet sich jeweils aus der Differenz des Minderungspotentials ohne spezifische Hg-Minderung unter Berücksichtigung des Kohleausstiegs (siehe Tabelle 30, Spalte 2) und dem Minderungspotential, welches sich durch den Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken ergibt (siehe Tabelle 30, Spalte 3 bis 5). Die jeweils höchsten Minderungspotentiale ergeben sich, wenn von einer anlagenspezifischen Minderung um 80 % gegenüber dem Stand von 2016 ausgegangen wird.

Tabelle 31: Hg-Minderungspotential durch den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen (Kohleausstieg herausgerechnet)

Jahr	Szenario 1 Zielwert 7 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 2 Zielwert 5 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 3 Minderung um 80 % [kg/a]
2022	525	1.056	2.383
2030	513	849	1.458

Tabelle 32 zeigt die prozentualen Minderungspotentiale gegenüber den Restemissionen aus Tabelle 28, Spalte 2.

Tabelle 32: Hg-Minderungspotential durch den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen (Angaben in Prozent; Kohleausstieg herausgerechnet)

Jahr	Szenario 1 Zielwert 7 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 2 Zielwert 5 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 3 Minderung um 80 % [kg/a]
2022	18%	35%	80%
2030	28%	47%	80%

2.3.2.6 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Bei der Berechnung der Kosten, die sich für die Hg-Minderung durch den Einsatz von spezifischen Minderungstechniken ergeben würden, wird von den in Tabelle 33 festgelegten Ansätzen ausgegangen. Die Angaben basieren auf einer Betriebszeit von 7.500 h/a. Für Techniken, die in Kraftwerken eingesetzt werden, die über 2030 hinaus betrieben werden, wurde eine Abschreibungszeit von 10 Jahren, für Anlagen, die kürzer betreiben werden, eine Abschreibungszeit von durchschnittlich 6 Jahren angenommen. Insbesondere für das Szenario, für das eine Abscheidung von 80% angenommen wurde, wurde die Abscheidung von Quecksilber durch Eindüsung mit Aktivkohle angenommen. Da keine Angaben vorliegen, wie hoch die Entsorgungskosten bei der Ablagerung des Stabilats auf Deponien sind und die Mengen im Vergleich zu den Mengen an anfallenden Filterstäuben relativ gering sein dürften, wird auf die Ermittlung zusätzlicher Kosten für die Abfallentsorgung durch anfallende Aktivkohle verzichtet.

Tabelle 33: Kostenansätze durch den zusätzlichen Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Braunkohlkraftwerken

Technik	Abschreibungszeit 10 a [€ Cent/kWh]	Abschreibungszeit 6 a [€ Cent/kWh]	Quelle
Bromzugabe	0,015	0,019	Berechnung nach (Schütze 2016b)
Zugabe sulfidischer Fällungshilfsmittel	0,010	0,013	Berechnung nach (Schütze 2016b)
Aktivkohlezugabe	0,05	0,06	Berechnung nach (Schütze 2019a)

Die Ergebnisse der Kostenberechnungen sind in Tabelle 34 enthalten. Bei einem Zielwert von 7 µg/Nm³ ergeben sich jährliche Kosten von 11,4 Mio. € (Bezugsjahr 2022) bzw. 9,4 Mio. € (Bezugsjahr 2030). Sie steigen deutlich, wenn von einem Minderungspotential von 80 % gegenüber 2016 ausgegangen wird.

Die spezifischen Minderungskosten in €/kg abgeschiedenes Quecksilber lassen sich Tabelle 35 entnehmen. Die niedrigeren spezifischen Minderungskosten von ca. 16.700 bzw. ca. 16.000 €/kg abgeschiedenes Quecksilber im Szenario 2 gegenüber Szenario 1 lassen sich dadurch erklären, dass in Szenario 2 anteilig mehr sulfidische Fällung eingesetzt wird als in Szenario 1. In Szenario 1 ist dagegen der Anteil an Anlagen höher, die mit dem teureren Aktivkohleeinsatz ausgerüstet werden würden.

Die detaillierten Ergebnisse der Berechnungen der Minderungskosten beim Einsatz spezifischer Fällungsmittel zur Einhaltung von strengeren Zielwerten lassen sich dem Kap. 4.2 im Anhang entnehmen. Die Daten zu den Hg-Konzentrationen und -Frachten in diesen Tabellen wurden den jeweiligen Emissionserklärungen entnommen.

Tabelle 34: Kosten durch den zusätzlichen Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Braunkohlekraftwerken

Jahr	Szenario 1 Zielwert 7 µg/Nm ³ [Mio. €/a]	Szenario 2 Zielwert 5 µg/Nm ³ [Mio. €/a]	Szenario 3 Minderung 80 % [Mio. €/a]
2022	11,4	17,6	62,1
2030	9,4	13,6	32,7

Tabelle 35: Spezifische Minderungskosten durch den Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Braunkohlkraftwerken in €/kg abgeschiedenes Quecksilber

Jahr	Szenario 1 Zielwert 7 µg/Nm ³ [€/kg Hg]	Szenario 2 Zielwert 5 µg/Nm ³ [€/kg Hg]	Szenario 3 Minderung 80 % [€/kg Hg]
2022	21.813	16.669	26.052
2030	18.365	16.021	22.404

2.3.3 Eisen- und Stahlindustrie: Hochöfen

Hochöfen werden für eine detaillierte Betrachtung als relevant angesehen, da relativ hohe Quecksilbermengen als Brenngas in andere Anlagen abgegeben werden, wo es aufgrund fehlender quecksilberspezifischer Minderungsmaßnahmen in die Luft emittiert wird. Bei der Übertragung von Quecksilberminderungstechniken anderer Sektoren auf Hochöfen müssen die Techniken daher auf die Reduzierung von Quecksilber im Hochofengas ausgerichtet werden.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in Hochöfen in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.3.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberausträgen werden in Hochöfen bislang keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt.

2.3.3.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

Bei der Übertragung von Quecksilberminderungstechniken anderer Sektoren auf Hochöfen sind zwei Emissionsquellen zu unterscheiden:

- Hochofengas (Gichtgas), das in anderen Anlagen zum Einsatz kommt
- Staubende Quellen.

Da Hochofengas die größte Quecksilberquelle beim Stahlerzeugungsprozess über Hochöfen darstellt, werden Minderungstechniken für diese Quelle diskutiert. Zur Reinigung des Gichtgases werden Wäscher verwendet.

In Tabelle 42 werden spezifische luftseitige Hg-Minderungstechniken aufgeführt, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen. Nachfolgend wird untersucht, ob sie zur Quecksilberminderung des Hochofengases geeignet sind.

Eine Übertragung der Technik zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben auf Hochöfen ist nicht anwendbar, weil Staub in einem Nasswäscher gereinigt wird und als Schlamm anfällt. Zudem findet nicht - wie in Zementwerken - eine Anreicherung des Quecksilbers durch Kreislaufführung hoher Staubmengen statt. Daher wird die Technik nicht mit untersucht.

Tabelle 36: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Hg-Reduktion von Emissionen in die Luft (Trockenverfahren)

Technik	Anwendung	Anmerkung
SPC-Module	USA, Polen, Deutschland	In den USA in mehreren Steinkohlekraftwerken etabliert. In Deutschland seit 2018 eine großtechnische Anlage in einem Braunkohlekraftwerk in Betrieb, Versuche in einem anderen deutschen Braunkohlekraftwerk
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	USA, Deutschland, Tschechische Republik (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen)	In den USA in vielen Steinkohlekraftwerken etabliert, in Deutschland, Polen und Tschechischer Republik Einzelanwendungen

Technik	Anwendung	Anmerkung
		zu Versuchszwecken in Braunkohlekraftwerken.
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	USA, Deutschland, u. a. (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke, Elektrostahlwerke, NE-Metallindustrie)	In vielen Sektoren bereits etabliert.
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter	USA (Kohlekraftwerke), Deutschland (Abfallverbrennung, Sinteranlagen)	In USA vereinzelt, in Deutschland bei vielen HMVA und SAV und in Sinteranlagen etabliert
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Deutschland, Schweiz (Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In Deutschland an vielen HMVA und SAV etabliert; nur in einem Zementwerk
Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher	USA, Deutschland	In mehreren Anlagen etabliert.
SPC-Module	USA, Deutschland, Polen, Tschechische Republik (Kohlekraftwerke; Klärschlammverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In USA in mehreren Anlagen etabliert. In Deutschland seit 2018 in einer Anlage in Betrieb, in Tschechien eine Anlage 2020 in Bau, Versuchsbetrieb im Pilotmaßstab in Anlagen in Deutschland, Tschechische Republik und Polen.

Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation

Bei fehlenden Halogenen in den Eingangsmaterialien erhöht die Halogenzugabe (in der Regel: Zugabe von Bromsalzen) den Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas. Die Bromsalzzugabe kann bei fehlenden Halogenen eine bessere Quecksilberadsorption an Sorbentien bewirken. In der Regel werden bereits durch Koks und Kohle Halogene in das Hochofengas eingetragen, so dass die Technik nur im Fall von halogenarmen Einsatzstoffen die Quecksilberminderung verbessert.

Die Erhöhung der oxidierten Quecksilberanteile bewirkt eine verbesserte Abscheidung in nassen Abgasreinigungsverfahren. Diese kann durch den Einsatz von Fällungsmitteln (s. u.) verstärkt werden.

Kenntnisse über die Wirkung einer Halogenzugabe liegen aus Hochöfen nicht vor, so dass vor der Anwendung der Technik nähere Untersuchungen erforderlich wären. Grundsätzlich werden keine Hinderungsgründe für die Anwendung gesehen. Die Korrosionswirkungen der Bromsalzzugabe sind zu beachten und ggf. Korrosionsschutzmaßnahmen zu treffen.

Es ist davon auszugehen, dass der Einsatz der Technik mit einem relativ geringen Aufwand verbunden ist, da lediglich kleine Container zur Lagerung der Salzlösung sowie Dosiervorrichtungen (bei der Materialaufgabe oder im Abgasstrom) installiert werden müssen.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

Mit dieser Technik kann im Flugstromreaktor vor dem Staub abscheidenden Wäscher zur Quecksilberminderung Aktivkoks oder Aktivkohle eingesetzt werden, dessen quecksilbermindernde Wirkung durch Bromierung oder Schwefeldotierung erhöht werden kann. Die Sorbentieneindüsung kann auch direkt vor oder in den Wäscher erfolgen (vgl. Kap. 1.1.1). Bei fein gemahlenen Sorbentien kann der Staubgehalt nach dem Wäscher ansteigen.

Der Einsatz der Technik führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Schlamm der Nasswäsche nicht verwertet wird, sondern eine Deponierung unter Tage erfolgt.

Der technische Aufwand zum Einbau der Technik wird an Hochöfen relativ gering eingeschätzt. Es sind lediglich Einrichtungen zur Lagerung von Aktivkoks oder Aktivkohle und deren Zudosierung in trockener Form oder als Suspension erforderlich.

Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter

Die Eindüsung von quecksilbermindernden Sorbentien wie Aktivkoks oder Aktivkohle (ggf. bromiert oder schwefeldotiert) vor einem eigens dafür gebauten Gewebefilter führt zur Quecksilberminderung im Hochofengas. Zur besseren Ausnutzung der Beladekapazität der Sorbentien kann eine Teil-Kreislaufführung erfolgen. Die Technik führt bei einer Untertagedeponierung der beladenen Sorbentien zu einer Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke.

Bei der Anwendung der Technik eines zusätzlichen Gewebefilters in Verbindung mit der Eindüsung von Aktivkoks oder Aktivkohle sind in Hochöfen ggf. Maßnahmen gegen eine Verklebung des Gewebefilters zu treffen, da das Hochofengas zunächst einen Nasswäscher durchläuft und deshalb der Feuchtegehalt im Abgas relativ hoch ist.

Zudem erfordert die Realisierung der Technik einen hohen technischen Aufwand, da zusätzlich zu Lager- und Dosiereinrichtungen für Aktivkoks- oder Aktivkohle der Neubau des Gewebefilters erforderlich ist.

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert.

Die Übertragung der Quecksilberminderungstechnik auf Hochöfen ist möglich. Es sind keine Abgasbedingungen bekannt, die bei Hochofengas den Einsatz der Technik behindern oder die Quecksilberminderung beeinträchtigen.

Der technische Aufwand ist jedoch hoch, da ein Festbett- oder Wanderbettfilter in den Abgasweg eingebaut werden muss.

Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher

Die Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher verhindert Re-Emissionen und überführt das im Abgas enthaltene Quecksilber in den Abwasserschlam. Quecksilber gelangt dadurch in eine langzeitsichere Senke, wenn der quecksilberhaltige Schlamm unter Tage deponiert wird.

Es ist davon auszugehen, dass die Technik grundsätzlich in allen Wäschern von Hochofenabgas ohne Anwendungsbeschränkung einsetzbar ist. In Abhängigkeit von den chemisch/physikalischen Bedingungen im Wäscher und der Betriebsweise der Wäscher kann die Wirkung der Fällungsmittel auf die Hg-Re-Emission unterschiedlich stark ausfallen.

Eine Minderung der Re-Emissionen kann zusätzlich durch die Steuerung des Redoxpotentials im Wäscher erreicht werden; die Technik wird ebenfalls als übertragbar auf den gesamten Sektor angesehen.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Lagerung der Fällungsmittel, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung und des Redoxpotentials erforderlich.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

Wie beim Abgas von Kohlekraftwerken kann die Technik im Wäscher installiert werden, z. B. durch Austausch des Tropfenabscheiders. Für die Module muss im Wäscher ausreichend Platz gegeben sein. Über diese Einschränkung hinaus sind keine Abgasbedingungen bekannt, die bei Hochöfen den Einsatz der Technik behindern.

Der technische Aufwand für die SPC-Modultechnik liegt beim Einbau in Wäscher im mittleren Bereich; er ist hoch, wenn ein eigenes Gehäuse für die Module in den Abgasweg eingebaut werden muss.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 70 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 37: Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen von Hochöfen

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	Ja	Gering	1	Immer dann geringe Wirkung, wenn die Einsatzstoffe bereits Halogene enthalten.
Eindüsung von Sorbentien vor einem Staubfilter	Ja	Gering	1	Minderungswirkung hängt vom Anteil elementaren Quecksilbers und von der Art der Sorbentien ab.
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter	Ja	Hoch	1	Kein Zusatznutzen, da bereits Staubreinigung im Wäscher erfolgt.
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Ja	Hoch	1	-
Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln	Ja	Gering	1	-
SPC-Module	Ja	Mittel - Hoch	2	Aufwand vom Platz für Module im vorhandenen Wäscher abhängig. Ggf. ist

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
				der Wäscher aufwändig umzubauen; ggf. Platz und Statikprobleme.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.3.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Die Abschätzung des Minderungspotentials erfolgt unter Annahme der Zugabe von Sorbentien. Die Abscheiderate durch Aktivkohleindüsung vor dem oder in den Nasswäscher wird mit 80 - 95 % abgeschätzt, je nach Sorbensart (vgl. Kapitel 1.1.1), unterstützt durch eine Ausschleusung aus dem Wäscherabwasser durch die Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln (vgl. Kapitel 1.1.3). Der Emissionsmassenstrom in die Luft wurde für das Jahr 2016 mit 1.100 - 2.400 kg/a berechnet. Das Minderungspotential bei Abscheideraten von 80 % bzw. 95 % zeigt Tabelle 38.

Tabelle 38: Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für Hochöfen der Eisen- und Stahlindustrie

Emissions- massenstrom A [kg/a]	Emissions- massenstrom B [kg/a]	Abscheiderate durch Aktivkohle- eindüsung	Hg-Minderungs- potential 80 % [kg/a]	Hg-Minderungs- potential 95 % [kg/a]
1.100	2.400	ca. 80 - 95 %	880 - 1.900	1.000 - 2.300

2.3.3.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Die Kostenberechnung erfolgt auf der Annahme von Investitionskosten von 1 Mio. € für die Einrichtung der Sorbentienzugabe. Unter Berücksichtigung einer Abschreibungszeit von 10 Jahren belaufen sich die jährlichen Kosten auf 0,1 Mio. € pro Anlage (vgl. Tabelle 5). An den sechs Hochofenstandorten sind 18 Hochöfen aktiv, an denen investiert werden müsste. Damit belaufen sich die jährlichen Kosten auf insgesamt 1,8 Mio. €/a.

Die Kostenberechnung für den Sorbentieneinsatz erfolgt in Analogie zu Daten bei Einsatz des Flugstromverfahrens in Kohlekraftwerken. Bei Kohlekraftwerken wurden Eindüsungsraten von 7 Mg/kg abgeschiedenes Hg für 80 % Minderung mit unbehandelter Aktivkohle ermittelt, sowie 2 Mg/kg abgeschiedenes Hg für 95 % Minderung mit bromierter Aktivkohle. Die Kosten für unbehandelte Aktivkohle bzw. Aktivkoks werden mit 450 €/Mg angesetzt, die Kosten für bromierte Aktivkohlen mit 2.800 €/Mg (vgl. Kapitel 1.1.1.2).

Für die Minderung von 880 - 1.900 kg/a Quecksilber (80 %) in den Hochöfen ergibt sich ein Verbrauch von rund 6.200 - 13.000 Mg/a an unbehandeltem Sorbens, was mit Kosten von 2,8 - 5,9 Mio. €/a verbunden ist. Für die Minderung von 1.000 - 2.300 Mg/a Quecksilber (95 %) mit bromierter Aktivkohle entstehen Sorbenskosten in Höhe von 5,6 - 13 Mio. €/a (vgl. Tabelle 39).

Tabelle 39 Hg-Minderungskosten in Hochöfen für den Einsatz von Sorbentien

Minderungsmenge [kg/a]	Spezifischer Sorbentieneinsatz [Mg/kg Hg]	Jahresmenge Sorbentien [Mg/a]	Spezifische Sorbenskosten [EUR/Mg]	Jahreskosten Sorbentien [Mio. EUR/a]
880 - 1.900	7	6.200 - 13.000	450	2,8 - 5,9
1.000 - 2.300	2	1.000 - 2.300	2.800	5,6 - 13

Für die Entsorgung unter Tage werden mittlere Kosten von ca. 400 €/Mg kalkuliert [K & S 2020]. Die Entsorgungskosten für die im Schlamm enthaltene Sorbensmenge betragen beim Einsatz von unbehandeltem Aktivkoks 2,5 - 5,2 Mio. €, bei Nutzung bromierter Aktivkohle 0,4 - 0,9 Mio. €. Zusätzlich fallen Entsorgungskosten für den Schlamm an, der bisher intern verwertet wurde. Bei einem mittleren Schlammanfall von 10 kg/Mg Roheisen (s. Teil 1 Kap. 2.15.4) und 24,1 Mio. Mg Roheisen-Output in 2016 fallen rund 240.000 Mg/a Schlamm an, für die etwa 96 Mio. €/a Entsorgungskosten entstehen. Damit betragen die Gesamtentsorgungskosten beim 80 % Minderung rund 99 - 100 Mio. €/a und bei 95 % Minderung rund 96 - 97 Mio. €

Tabelle 40 nennt die Gesamtkosten, in denen Investitionskosten sowie Betriebs- und Entsorgungskosten berücksichtigt sind, jeweils für 80 % und 95 % Quecksilberminderung.

Tabelle 40 Hg-Minderungskosten in Hochöfen (Investition, Betrieb, Entsorgung)

Minderungsmenge [kg/a]	Jahreskosten Sorbentien [Mio. EUR/a]	Jahreskosten Investition [Mio. EUR/a]	Jahreskosten Entsorgung [Mio. EUR/a]	Summe Minderungskosten [Mio. EUR/a]
880 - 1.900	2,8 - 5,9	1,8	99 - 100	100 - 110
1.000 - 2.300	5,6 - 13	1,8	96 - 97	100 - 110

Aus den Gesamtkosten resultieren spezifische Quecksilberminderungskosten von rund 58.000 - 110.000 €/kg Hg bei 80 % Minderung mit unbehandelter Aktivkohle bzw. Aktivkoks (der höhere Wert bezieht sich auf die geringere Minderungsmenge). Beim Einsatz von bromierter Aktivkohle und 95 % Minderung betragen die spezifischen Kosten rund 48.000 - 100.000 €/kg Hg.

Zusätzlich können - v. a. beim Einsatz unbehandelter Sorbentien - Kosten für sulfidische Fällungsmittel im Wäscher hinzukommen, wenn das Redox-Potential des Wäschers eine Re-Emission begünstigt.

Weiterhin erhöhen sich die Rohstoffkosten, da 24,1 Mio. Mg/a Schlamm nicht mehr zur Verwertung zur Verfügung stehen.

2.3.4 Großfeuerungsanlagen für Steinkohle

Großfeuerungsanlagen für Steinkohle werden insbesondere aufgrund der hohen Quecksilberemissionen in die Luft und der Emissionen über den Abwasserspfad als relevant für eine detaillierte Betrachtung angesehen.

Darüber hinaus wird insbesondere über Filterstäube eine hohe Quecksilberfracht ausgetragen. Filterstäube aus Steinkohlekraftwerken werden derzeit beispielsweise zur Herstellung von Zement eingesetzt.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in Großfeuerungsanlagen für Steinkohle in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.4.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberemissionen aus Steinkohlegroßfeuerungsanlagen stehen verschiedene Techniken zur Verfügung, die bereits in der Branche zum Einsatz kommen. Nachfolgend werden nur Techniken diskutiert, die im Sektor bereits großtechnisch im Einsatz sind.

Die bereits im Sektor bewährten Techniken lassen sich der Tabelle 41 entnehmen.

Tabelle 41: Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen in die Luft, die in Steinkohlekraftwerken bereits zum Einsatz kommen oder erprobt wurden

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Halogenzugabe in den Feuerungsraum zur besseren Oxidation von Quecksilber	USA	In vielen Anlagen etabliert
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	USA, Deutschland	In Deutschland in kleineren Wirbelschicht- oder Rostfeuerungen mit Abfallmitverbrennung
Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher	USA, Deutschland	In mehreren Anlagen etabliert
Flugstrom-Sorption mit Aktivkohle vor dem Wäscher	USA	In Deutschland Versuche an mehreren Anlagen
Einsatz von Hg-spezifischen SCR-Katalysatorschichten	Deutschland	Zur zusätzlichen Oxidation von Hg
SPC-Verfahren	USA	In USA in mehreren Anlagen etabliert

Halogenzugabe in den Feuerungsraum zur besseren Oxidation von Quecksilber

Bei fehlenden Halogenen in den Eingangsmaterialien erhöht die Halogenzugabe (in der Regel: Zugabe von Bromsalzen) den Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas. Die Bromsalzzugabe kann bei fehlenden Halogenen eine bessere Quecksilberabscheidung in nassen Reinigungsstufen bewirken.

Das Verfahren wird insbesondere in den USA bei der Steinkohleverbrennung in vielen Anlagen angewendet. Eine Übertragbarkeit auf Anlagen, die ebenfalls Kohlen mit niedrigen Halogengehalten einsetzen, ist grundsätzlich möglich, da die Anlagenkonfiguration bei deutschen Steinkohlekraftwerken ähnlich ist. Beim Einsatz der Technik ist zu berücksichtigen, dass an einzelnen Bauteilen der Rauchgasreinigung und des Kessels Korrosion auftreten kann. Angaben zur Zugabe von Halogenen in den Feuerungsraum von Steinkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.1.5

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung der Halogenverbindungen, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

Der Einsatz der Sorbentien Aktivkoks oder Aktivkohle führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Staub unter Tage deponiert wird. Die Abscheidewirkung kann erhöht werden, wenn die Aktivkohle mit Halogenen oder Schwefel dotiert wird. Die Zugabe von Aktivkohle bzw. Aktivkoks vor einem Gewebefilter wird derzeit in Deutschland insbesondere an Steinkohlekraftwerken praktiziert, die Abfall mitverbrennen. Eine Übertragbarkeit auf weitere Anlagen, die ebenfalls mit Gewebefiltern ausgerüstet sind, ist grundsätzlich möglich, da die Anlagenkonfiguration der einzelnen Anlagen sowie die Zusammensetzung und die Temperatur der Abgase sehr ähnlich sind. Es ist zu berücksichtigen, dass ggf. die Gehalte an Aktivkohle in Nebenprodukten die Verwertung in anderen Sektoren beeinträchtigen kann. Als Beispiel ist die Verwertung von Filterstäuben in der Zementindustrie zu nennen. Angaben zur Zugabe von Sorbentien vor dem Staubfilter von Steinkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.1.1.

Der Einsatz von Aktivkohle vor einem Elektrofilter erfordert einen relativ hohen Verbrauch an Sorbentien. Darüber hinaus ist auf eine gute Verteilung der Sorbentien im Abgasstrom zu achten. Weitere Einflussfaktoren sind Verweilzeit und Abgastemperatur.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung der Aktivkohle, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher

Die Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher verhindert Re-Emissionen und überführt das im Gas enthaltene Quecksilber in den Abwasserschamm. Eine Minderung der Re-Emissionen kann durch die Steuerung des Redoxpotentials im Wäscher erfolgen. Quecksilber gelangt dadurch in eine langzeitsichere Senke, wenn der quecksilberhaltige Schlamm unter Tage deponiert wird.

Im Gegensatz zur Situation in den USA sind die meisten deutschen Großfeuerungsanlagen mit Wäschern ausgerüstet, so dass für die Steinkohlekraftwerke in Deutschland der Einsatz von sulfidischen Fällungshilfsmitteln als wichtige Maßnahme zur Reduzierung von Re-Emissionen aus dem Wäscherkreislauf angesehen wird. Es ist davon auszugehen, dass die Technik grundsätzlich auf den gesamten Kraftwerkspark, bei Anlagen, die mit Wäschern ausgerüstet sind, einsetzbar ist. Die Zusammensetzung der Rohgase vor dem Wäscher ist bei den Anlagen ähnlich, auch die chemisch/physikalischen Bedingungen im Wäscher sind vergleichbar. Dessen ungeachtet sind die anlagenspezifischen Verhältnisse, beispielsweise aufgrund der von Kraftwerk zu Kraftwerk unterschiedlich Kohlezusammensetzungen, zu berücksichtigen. Angaben zur Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher von Steinkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.1.3.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung der Fällungsmittel, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Flugstrom-Sorption mit Aktivkohle vor dem Wäscher

Die Eindüsung von quecksilbermindernden Sorbentien wie Aktivkoks oder Aktivkohle (ggf. bromiert oder schwefeldotiert) vor einem Nasswäscher überführt das Quecksilber in den Abwasserschamm und somit in eine langzeitsichere Senke, wenn der quecksilberhaltige Schlamm unter Tage deponiert wird.

In den USA ist die Technik in mehreren Steinkohlekraftwerken im Einsatz. In Deutschland wurden bei einigen Anlagen Versuche durchgeführt. Im großtechnischen Betrieb wurde die Technik zeitweise auch in einer deutschen Abfallverbrennungsanlage angewendet. Angaben zur

Zugabe von Aktivkohle vor dem Wäscher von Steinkohlekraftwerken finden sich in Kap.1.1.3. Da die Rauchgaszusammensetzung von Steinkohlekraftwerken ähnlich ist und sich die chemisch/physikalischen Randbedingungen in Wäschern von Steinkohlekraftwerken nicht sehr unterscheiden, wird grundsätzlich eine Übertragbarkeit der Technik auf andere Steinkohlekraftwerke gesehen. Verunreinigungen im Gips (Graufärbung) und höhere Hg-Einträge in den Gips durch verfrachtete Aktivkohle sind zu vermeiden. Dies kann beispielsweise mit speziellen Waschwasserzyklonen erfolgen. Die Technik ist allerdings großtechnisch noch nicht erprobt.

Gute Erfahrungen wurden in den USA auch mit dem Einsatz bromierter Aktivkohle gemacht.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung der Aktivkohle, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Einsatz von Hg-spezifischen SCR-Katalysatorschichten zur Hg-Oxidation

Der Einsatz von Hg-spezifischen SCR-Katalysatorschichten führt zu einer verbesserten Hg-Oxidation im Rauchgas und damit zu einer besseren Abscheidung in nassen Rauchgasreinigungsstufen.

SCR-Katalysatoren sind in deutschen Großfeuerungsanlagen, die mit Steinkohle betrieben werden, die Regel. In einigen deutschen Steinkohlekraftwerken ist zur besseren Oxidation von Quecksilber eine zusätzliche Katalysatorschicht eingebaut. Grundsätzlich lässt sich das Verfahren auch auf weitere Anlagen in Deutschland übertragen, da die chemisch/physikalischen Eigenschaften von Rauchgasen aus der Steinverbrennung ähnlich sind. Angaben zum Einsatz von spezifischen Katalysatorschichten in der SCR von Steinkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.1.6.

Der erforderliche technische Aufwand hängt von den Platzverhältnissen im Katalysator ab. Ggf. ist eine Vergrößerung für eine zusätzliche Lage erforderlich.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

SPC-Module sind in den USA seit 2014 in mindestens fünf Steinkohlekraftwerken im großtechnischen Einsatz sowie seit 2018 in einem polnischen und deutschen Braunkohlekraftwerk. Die Technik wird bei Kohlekraftwerken durch zusätzliche Einbauten im Wäscher realisiert. Restriktionen können sich insbesondere dann ergeben, wenn im Wäscher nicht genügend Platz vorhanden ist und eine Vergrößerung des Wäschers aus Platzgründen oder statischen Gründen problematisch ist. Angaben zum Einsatz von SPC-Modulen in Steinkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.1.4

Der technische Aufwand wird als mittel eingestuft. Ggf. muss der Wäscher vergrößert werden. In jedem Fall sind Einbauten im bestehenden Wäscher erforderlich.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 42 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 42: Anwendbarkeit von bereits in der Branche eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für den Luftpfad auf weitere SteinkohlegröÙfeuerungsanlagen

Technik	Einsatz technisch denkbar	Techn. Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
Halogenzugabe in den Feuerungsraum zur besseren Oxidation von Quecksilber	Ja	Gering	1	Höherer Verschleiß durch Korrosion; nur sinnvoll bei geringen Halogengehalten in der Kohle
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	Ja	Gering	1	Minderungswirkung hängt vom Anteil elementaren Quecksilbers und von der Art der Sorbentien ab. Filterstäube schwieriger verwertbar; hoher Verbrauch beim Einsatz vor E-Filter.
Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher	Ja	Gering	1	
Flugstrom-Sorption mit Aktivkohle vor dem Wäscher	Ja	Gering	2	Kann zu unerwünschten Grauverfärbungen im Gips und zu hohen Hg-Einträgen in den Gips führen
Einsatz von Hg-spezifischen SCR-Katalysatorschichten	Ja	Mittel	1	
SPC-Module	Bedingt	Mittel	2	Ggf. ist der Wäscher aufwändig umzubauen; ggf. Platz und Statikprobleme; ggf. Minderung der Stromerzeugung, wenn zusätzliche Stillstandszeit für den Einbau oder Austausch der Module erforderlich ist.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig innerhalb des Sektors im Einsatz

2: Großtechnisch innerhalb des Sektors im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.4.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

Für Steinkohlekraftwerke wurde in den vergangenen Jahren umfangreiche Forschungs- und Entwicklungsarbeit betrieben, um spezifische Quecksilberminderungstechniken bis zum großtechnischen Einsatz zu bringen. Daher erfolgt keine Betrachtung zusätzlicher Techniken, die in anderen Sektoren entwickelt wurden (z. B. Aktivkohle-Wanderbettfilter oder Verfahren zur Hg-Minderung in der NE-Metallindustrie).

2.3.4.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für den Luftbereich

Bei der Abschätzung des Minderungspotentials durch den Einsatz von spezifischen Hg-Minderungsmaßnahmen werden drei Szenarien mit unterschiedlichen Zielwerten bzw. Minderungsraten betrachtet.

- ▶ Szenario 1: Zielwert $4 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ als Jahresmittel (entspricht der oberen Grenze der Spanne der BVT Schlussfolgerungen für Braunkohlekraftwerke über 300 MW)
- ▶ Szenario 2: Zielwert $2 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ als Jahresmittel
- ▶ Szenario 3: Zielwert $1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ als Jahresmittel

Laut den Beschlüssen der Kohlekommission sollen zu bestimmten Jahren festgelegte Restkapazitäten am Netz bleiben: Bis zum Jahr 2022 sollen noch Kapazitäten von 15 GW am Netz bleiben, im Jahr 2030 sollen es noch 8 GW sein, die dann anschließend bis 2038 sukzessive abgeschaltet werden (BMWI 2019). Die Ergebnisse werden daher einmal für das Jahr 2022 und einmal für das Jahr 2030 ausgewiesen.

Weiterhin werden bei den Berechnungen folgende Annahmen im Hinblick auf angewendete Hg-Minderungstechniken berücksichtigt:

- ▶ Liegt der Zielwert über dem Jahresmittelwert der Emissionskonzentration aus dem Jahr 2016, ist keine zusätzliche Minderungstechnik erforderlich.
- ▶ Liegt der Zielwert weniger als 50 % unter dem Jahresmittelwert der Emissionskonzentration aus dem Jahr 2016, wird davon ausgegangen, dass der Zielwert durch den Einsatz von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher unterschritten werden kann.
- ▶ Liegt der Zielwert zwischen 50 und < 90 % unter dem Jahresmittelwert der Emissionskonzentration aus dem Jahr 2016, wird davon ausgegangen, dass der Zielwert durch den Einsatz von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher in Kombination mit einem Katalysator, der spezifisch Quecksilber oxidiert (Oxidationskatalysator), unterschritten werden kann.
- ▶ Liegt der Zielwert mindestens 90 % unter dem Jahresmittelwert der Emissionskonzentration aus dem Jahr 2016, wird davon ausgegangen, dass der Zielwert durch eine Kombination aus sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher, einem Oxidationskatalysator und einer Zudosierung von Aktivkohle vor dem Staubfilter unterschritten werden kann.

Grundsätzlich sind auch andere als die oben genannten Techniken oder Kombinationen von Minderungstechniken denkbar. Die gewählte Vorgehensweise ist daher nur exemplarisch.

In den betrachteten Szenarien werden die Vorgaben im Entwurf zum Kohleausstiegsgesetz berücksichtigt. (BMWI 2020)

Vor diesem Hintergrund wird zusätzlich von folgenden Eckdaten ausgegangen:

- ▶ Bis Ende 2022 verbleiben Kapazitäten von ca. 15 GW_{el}. Vom Netz gehen insbesondere kleinere Anlagen und Anlagen ohne Kraft-Wärmekopplung.
- ▶ Am 31.12.2030 sind ca. 8 GW_{el} Leistung am Netz, die sukzessive abgeschaltet werden.

Bei den Berechnungen wurde das Kraftwerk Datteln 4 nicht berücksichtigt. Das Kraftwerk war im Basisjahr 2016 nicht am Netz. Da das Kraftwerk bei der Fertigstellung der Studie noch im Probebetrieb war, lässt sich auch nicht abschätzen, ob und in welchem Maße die angenommenen Zielwerte erreicht bzw. unterschritten werden können. Es können somit weder Minderungspotentiale noch die damit verbundenen Kosten berechnet werden.

Die detaillierten Ergebnisse der Berechnungen lassen sich dem Kap. A.4 im Anhang entnehmen.

Tabelle 43 zeigt die Restemissionen für die Stichtage 31.12.2022 und 31.12.2030 für die oben beschriebenen Szenarien 1 bis 3 sowie für den theoretischen Fall, dass keine spezifische Quecksilberminderung vorgenommen werden würde, d. h. allein durch den geplanten Kohleausstieg. Aus der Tabelle wird deutlich, dass die Restemissionen bis 2022 je nach Minderungsszenario auf 203 kg bis 655 kg und im Jahr 2030 auf 100 kg bis 290 kg zurückgehen würden.

Tabelle 43: Zukünftige Hg-Restemissionen von Steinkohlekraftwerken in Abhängigkeit von der Anwendung spezifischer Minderungstechniken bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs

Jahr	Restemissionen ohne spez. Hg-Minderung [kg/a]	Szenario 1 Restemissionen Zielwert 4 µg/Nm ³	Szenario 2 Restemissionen Zielwert 2 µg/Nm ³	Szenario 3 Restemissionen Zielwert 1 µg/Nm ³
2022	786	655	377	203
2030	329	290	193	100

Tabelle 44 und Tabelle 45 zeigen das jeweilige Minderungspotential unter Berücksichtigung des Kohleausstiegs jeweils für das Jahr 2022 und 2030 gegenüber dem Frachtwert der Steinkohlekraftwerke aus dem Jahr 2016 von 1.220 kg.

Tabelle 44: Hg-Minderungspotential bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs gegenüber den Emissionsfrachten im Jahr 2016 von 1.220 kg

Jahr	Ohne spez. Hg-Minderung [kg/a]	Szenario 1 Zielwert 4 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 2 Zielwert 2 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 3 Zielwert 1 µg/Nm ³ [kg/a]
2022	434	565	843	1.017
2030	891	930	1.027	1.120

Tabelle 45: Hg-Minderungspotential bei Berücksichtigung des Kohleausstiegs gegenüber den Emissionsfrachten im Jahr 2016 von 1.220 kg (Angaben in Prozent)

Jahr	Ohne spez. Hg-Minderung [kg/a]	Szenario 1 Zielwert 4 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 2 Zielwert 2 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 3 Zielwert 1 µg/Nm ³ [kg/a]
2022	36 %	46 %	69 %	83 %
2030	73 %	76 %	84 %	92 %

In Tabelle 46 ist das Minderungspotential dargestellt, das sich ergibt, wenn der Kohleausstieg nicht berücksichtigt (herausgerechnet) wird. Es berechnet sich jeweils aus der Differenz des Minderungspotentials ohne spezifische Hg-Minderung unter Berücksichtigung des Kohleausstiegs (siehe Tabelle 44, Spalte 2) und dem Minderungspotential, welches sich durch den Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken ergibt (siehe Tabelle 44, Spalte 3 bis 5).

Tabelle 46: Hg-Minderungspotential durch den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen (Kohleausstieg herausgerechnet)

Jahr	Szenario 1 Zielwert 4 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 2 Zielwert 2 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 3 Zielwert 1 µg/Nm ³ [kg/a]
2022	131	409	582
2030	39	136	229

Tabelle 47 zeigt die prozentualen Minderungspotentiale gegenüber den Restemissionen aus Tabelle 43, Spalte 2.

Tabelle 47: Hg-Minderungspotential durch den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen (Angaben in Prozent; Kohleausstieg herausgerechnet)

Jahr	Szenario 1 Zielwert 4 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 2 Zielwert 2 µg/Nm ³ [kg/a]	Szenario 3 Zielwert 1 µg/Nm ³ [kg/a]
2022	17 %	52 %	74 %
2030	12 %	41 %	70 %

2.3.4.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten für den Luftbereich

Bei der Berechnung der Kosten, die sich für die Hg-Minderung durch den Einsatz von spezifischen Minderungstechniken ergeben würden, wird von den in Tabelle 48 festgelegten Ansätzen ausgegangen. Die Angaben basieren auf einer Betriebszeit von 4.500 h/a. Für Techniken, die in Kraftwerken eingesetzt werden, die über 2030 hinaus betrieben werden, wurde eine Abschreibungszeit von 10 Jahren, für Anlagen, die kürzer betreiben werden, eine Abschreibungszeit von durchschnittlich 6 Jahren angenommen. Es wird nicht davon ausgegangen, dass durch die berücksichtigten Hg-Minderungstechniken zusätzliche Entsorgungskosten anfallen.

Tabelle 48: Kostenansätze durch den zusätzlichen Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Steinkohle

Technik	Abschreibungszeit 10 Jahre [€ Cent/kWh]	Abschreibungszeit 6 Jahre [€ Cent/kWh]	Quelle
Oxidationskatalysator	0,030	0,042	Berechnung nach (Schütze 2016b)
Zugabe sulfidischer Fällungshilfsmittel	0,013	0,019	Berechnung nach (Schütze 2016b)
Aktivkohlezugabe	0,08	0,09	Berechnung nach (Schütze 2019b)

Die Ergebnisse der Kostenberechnungen sind in Tabelle 49 enthalten. Bei einem Zielwert von 4 µg/Nm³ ergeben sich jährliche Kosten von 7,3 Mio. € (Bezugsjahr 2022) bzw. 2,4 Mio. € (Bezugsjahr 2030). Sie steigen deutlich, wenn von einem Zielwert von 1 µg/Nm³ ausgegangen wird.

Die spezifischen Minderungskosten in Euro pro Kilogramm abgeschiedenes Quecksilber lassen sich Tabelle 50 entnehmen.

Die detaillierten Ergebnisse der Berechnungen der Minderungskosten beim Einsatz spezifischer Fällungsmittel zur Einhaltung von strengeren Zielwerten lassen sich dem Kap. A.4 im Anhang entnehmen. Die Daten zu den Hg-Konzentrationen und -Frachten in diesen Tabellen wurden den jeweiligen Emissionserklärungen entnommen.

Tabelle 49: Kosten durch den zusätzlichen Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Steinkohlekraftwerken

Jahr	Szenario 1 Zielwert 4 µg/Nm ³ [Mio. €/a]	Szenario 2 Zielwert 2 µg/Nm ³ [Mio. €/a]	Szenario 3 Zielwert 1 µg/Nm ³ [Mio. €/a]
2022	7,3	20,2	36,1
2030	2,4	8,0	13,7

Tabelle 50: Spezifische Minderungskosten durch den Einsatz spezifischer Hg-Minderungstechniken bei Steinkohlekraftwerken in €/kg abgeschiedenes Quecksilber

Jahr	Szenario 1 Zielwert 4 µg/Nm ³	Szenario 2 Zielwert 2 µg/Nm ³ [	Szenario 3 Zielwert 1 µg/Nm ³
2022	55.893	49.431	62.081
2030	62.944	59.086	59.951

2.3.4.5 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge

Alle Großfeuerungsanlagen für Steinkohle sind in Deutschland mit Wäschern ausgerüstet. Die Abwässer aus der Rauchgaswäsche werden einer Behandlung unterzogen, bevor sie in einen

Vorfluter oder in eine Kläranlage eingeleitet werden. Einige Anlagen setzen spezifische Quecksilberminderungstechniken ein. Diese lassen sich der Tabelle 51 entnehmen.

Tabelle 51: In Steinkohlekraftwerken eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen im Bereich der Abwasserbehandlung

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Deutschland	In mehreren Anlagen angewendet
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Deutschland	In einer Anlage im Einsatz
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Deutschland	In einer Anlage im Einsatz

Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung

Die spezifische Hg-Fällung mittels einer separaten Hg-Fällungsstufe führt zu einer erhöhten Quecksilberabscheidung in der Abwasserbehandlung und bietet die Möglichkeit einer gezielten Überführung des Quecksilbers in eine langzeitsichere Senke, z. B. einer Untertagedeponie, bei gleichzeitiger Verringerung des zu deponierenden Schlammaufkommens.

Angaben zum Einsatz der spezifischen Quecksilberfällung in Anlagen zur Reinigung der Abwässer aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.2.1. Aufgrund der ähnlichen chemisch/physikalischen Abwasserzusammensetzung von Abwässern aus der nassen Rauchgasreinigung bei Steinkohlekraftwerken kann davon ausgegangen werden, dass sich die Technik auf weitere Steinkohlekraftwerke übertragen lässt.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage umgebaut bzw. erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik sowie Zwischenspeicher und Dosierungseinrichtungen für ein Hg-spezifisches Fällungsmittel erforderlich.

Ionentauscher zur Abwasserbehandlung

Mit Ionenaustauschern lässt sich insbesondere gelöstes Quecksilber aus dem Abwasserstrom abscheiden.

Die Technik wurde in einem deutschen Steinkohlekraftwerk in einer Pilotanlage als zusätzliche Stufe nach einer zweistufigen Fällung und Flockung eingesetzt. Das Abwasser weist nach der Behandlung in der zweistufigen Fällung/Flockung relativ geringe Gehalte an partikelgebundenem Quecksilber auf. Mit dem Ionenaustauscherverfahren soll der gelöste Hg-Anteil weiter abgesenkt werden. Angaben zum Einsatz von Ionenaustauschern in Anlagen zur Reinigung der Abwässer aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.2.3. Aufgrund der ähnlichen chemisch/physikalischen Eigenschaften der Abwässer von Steinkohlekraftwerken wird die Technik als grundsätzlich übertragbar auf andere Kraftwerke angesehen. Da die Technik nur im Abwasser gelöstes Quecksilber entfernen kann, ist ihr Einsatz insbesondere dort sinnvoll, wo der Anteil an partikelgebundenem Quecksilber im Abwasser relativ gering ist. Sie kommt daher insbesondere als nachgeschaltete Stufe einer neu errichteten Abwasserreinigung mit hoher Abscheideleistung von partikelgebundenem Quecksilber zum Einsatz.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik erforderlich.

Die Ionenaustauschertechnik benötigt aufgrund der REA-Abwasserqualität und dem intermittierenden Anlagenbetrieb von Kraftwerken ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept.

Membranverfahren zur Abwasserbehandlung

Mit Hilfe der Membranfiltration lässt sich partikelgebundenes Quecksilber aus dem Abwasserstrom entfernen.

Ähnlich wie bei Ionenaustauscherverfahren wird auch die Membranfiltration als zusätzliche Stufe zu einer mehrstufigen Flockung und Fällung grundsätzlich auch auf weitere deutsche Steinkohlekraftwerke anwendbar angesehen. Mit der Technik kann nur partikelgebundenes Quecksilber abgeschieden werden. Angaben zum Einsatz von Membranverfahren in Anlagen zur Reinigung der Abwässer aus der Rauchgaswäsche von Steinkohlekraftwerken finden sich in Kap. 1.2.2.

Die bei Kraftwerksabwässern vorliegenden teilweise sehr unterschiedlichen Abwasserzusammensetzungen sind besonders zu berücksichtigen.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik erforderlich.

Die Membranfiltration benötigt aufgrund der REA-Abwasserqualität und dem intermittierenden Anlagenbetrieb von Kraftwerken ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept.

Tabelle 52 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 52: Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen über den Wasserpfad auf andere Steinkohlegrößerungsanlagen

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebserfahrungen	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Ja	Mittel	1	
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Ja	Hoch	3	Nur zur Entfernung des gelösten Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Ja	Hoch	2	Nur zur Entfernung von partikelgebundenem Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.

2.3.4.6 Abschätzung des abwasserseitigen Minderungspotentials

Das Quecksilberminderungspotential für die Einträge über den Wasserpfad lässt sich aufgrund der unzureichenden Informationen über die Hg-Einträge nicht quantifizieren. Es ist auch nicht bekannt, mit welcher Minderungstechnik die einzelnen Anlagen ausgerüstet sind. Insbesondere ist nicht bekannt, wie viele Anlagen mit einer zweistufigen Schwermetallfällung, davon einer Hg-spezifischen Minderungsstufe, arbeiten.

Allein durch die Umrüstung einer einstufigen Schwermetallfällung auf eine zweistufige lässt sich durch einen optimierten Anlagenbetrieb die Quecksilberfracht erheblich senken. Bei einem Steinkohlekraftwerk wurden hierdurch die Hg-Emissionen in einem Zeitraum von mehreren Jahren deutlich gesenkt. Der Konzentrationswert wurde auf maximal 0,1 µg/l gesenkt.

Es wird daher davon ausgegangen, dass auch bei anderen Kraftwerken die Hg-Konzentrationen am Ablauf der betriebseigenen Kläranlage erheblich gesenkt werden können. Für die Kraftwerke in NRW, für die Daten zu eingeleiteten Hg-Mengen über das Abwasser vorliegen würde sich bei einem angenommenen Zielwert von 0,2 µg/l, eine Fracht von 0,38 kg/a ergeben (siehe Tabelle 53). Das entspricht einer Reduktion um 78 %. Setzt man dieses Reduktionspotential für den gesamten Kraftwerkspark in Deutschland mit einer Hg-Fracht über das Abwasser von abgeschätzten 6,9 kg (siehe Kap. 1.1.10) an, ließen sich die eingeleiteten Quecksilbermengen auf ca. 1,5 kg/a reduzieren.

Bei dieser Rechnung ist die zukünftige Abschaltung von Kraftwerken durch den Kohleausstieg nicht berücksichtigt. Hierdurch würden sich die Hg-Emissionen über den Abwasserpfad weiter deutlich reduzieren.

Tabelle 53: Quecksilberausträge von Abwasserbehandlungsanlagen von Steinkohlekraftwerken in Nordrhein-Westfalen

Standort	Konz Mittel 2016 [µg/l]	Fracht 2016 [kg/a]	Zielwert [µg/l]	Fracht nach Erreichen Zielwert [kg/a]
Duisburg	1,99	0,81	0,2	0,081
Voerde*	0,743	0,31	0,2	0,083
Herne	0,593	0,15	0,2	0,051
Bergkamen	0,604	0,21	0,2	0,070
Lünen	0,403	0,11	0,2	0,055
Petershagen	0,552	0,12	0,2	0,043
Summe		1,71		0,38

* 2017 stillgelegt.

Quelle: (Behördenanfrage 2017)

2.3.4.7 Abschätzung der abwasserseitigen Hg-Minderungskosten

Werden für die Installation einer zweistufigen Fällung einschließlich Betriebskosten spezifische Minderungskosten von 0,002 Cent/kWh angenommen (siehe Kap. 1.2.1.5), ergeben sich bei einer Kraftwerksleistung von 24 GW im Jahr 2018 Minderungskosten von ca. 2,2 Mio. €/a.

In dieser Rechnung ist die zukünftige Abschaltung von Kraftwerken durch den Kohleausstieg nicht berücksichtigt, so dass nur für einen Teil der Kraftwerke das Erfordernis für eine

Nachrüstung gegeben wäre. Hierdurch würden sich die Hg-Emissionen über den Abwasserpfad weiter deutlich reduzieren.

2.3.4.8 Techniken zur Minderung von Hg-Austrägen über Reststoffe

Im Hinblick auf die Entsorgung von Reststoffen, insbesondere Filterstäuben, kommen vor allem die Deponierung in Sonderabfalldeponien sowie unter Tage oder die Verbringung in den Bergversatz in Frage.

Eine Austreibung von Hg, z. B. mit dem in der Zementindustrie eingesetzten Röstverfahren, erscheint aufgrund der hohen Massenströme und des hohen Energiebedarfs unrealistisch. Es sind keine Patentanmeldungen bekannt, die die Austreibung von Quecksilber aus Filterstäuben von Kohlekraftwerken beschreiben.

Zur Minimierung von Quecksilbereinträgen in den Gips kann das für Kohlekraftwerke mit nasser REA entwickelte Hydrozyklonverfahren zum Einsatz kommen. Mit speziellen Waschwasserzyklonen ist es möglich, gezielt die Gipsgrobfraktion auszutragen. Die Feinfraktion und damit das insbesondere an die Feinfraktion anhaftende Quecksilber wird entweder in den Wäscher zurück oder über die Abwasserbehandlungsanlage geführt. Die Technik ist allerdings großtechnisch noch nicht erprobt.

Der in der Abwasserbehandlung abgeschiedene quecksilberhaltige Schlamm kann unter Tage und damit in eine langzeitsichere Senke verbracht werden.

2.3.5 Elektrostahlwerke

Elektrostahlwerke werden insbesondere aufgrund der hohen Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine detaillierte Betrachtung angesehen.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in Elektrostahlwerken in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.5.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberemissionen aus Elektrostahlwerken kommt bislang nur die Eindüsung von Aktivkohle zum Einsatz.

Tabelle 54: Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen, die bei der Erzeugung von Elektrostahl bereits eingesetzt oder erprobt wurden

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	Deutschland, Schweiz, Österreich, Luxemburg	In Deutschland nur in einem Stahlwerk

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

Der Einsatz der Sorbentien Aktivkoks oder Aktivkohle führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Staub unter Tage deponiert wird. Die Abscheidewirkung kann erhöht werden, wenn die Aktivkohle mit Halogenen oder Schwefel dotiert wird. Dabei muss ggf. der Korrosionsschutz erhöht werden.

Die Zugabe von Aktivkohle oder schwefeldotierter Aktivkohle vor einem Gewebefilter hat sich bei verschiedenen europäischen Stahlwerken, die diese Technik bereits seit vielen Jahren

einsetzen, bewährt. Sie wurde ursprünglich insbesondere zur Minderung von Dioxinemissionen installiert. An Stelle von Aktivkohle oder schwefeldotierter Aktivkohle sind grundsätzlich auch andere Sorbentien, wie z. B. Aktivkoks oder bromierte Aktivkohle denkbar. Die dotierten Aktivkohlen weisen den Vorteil auf, dass sie effektiver sind und daher eine geringere Einsatzmenge erforderlich ist. Angaben zum Einsatz von Sorbentien vor dem Staubfilter bei Elektrostahlwerken finden sich in Kap. 1.1.1.

Eine Übertragbarkeit auf weitere Anlagen ist grundsätzlich möglich, da die Anlagenkonfiguration der einzelnen Anlagen sowie die Zusammensetzung und die Temperatur der Abgase ähnlich sind. Einschränkungen können sich ergeben, wenn die Abgastemperaturen für den Einsatz von Aktivkohlen zu hoch sind. In solchen Fällen ist die Kühlung des Abgasstroms vor der Behandlung, z. B. mit Hilfe einer Quenche, erforderlich.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung der Aktivkohle, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Tabelle 55 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 55: Anwendbarkeit von bereits im Sektor eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für den Luftpfad auf weitere Stahlwerke

Hg-Minderungstechniken	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	Ja	Gering	2	Minderungswirkung hängt vom Anteil elementaren Quecksilbers und von der Art der Sorbentien ab. Hoher Verbrauch beim Einsatz von E-Filter ggf. Kühlung der Abgase erforderlich

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig innerhalb des Sektors im Einsatz

2: Großtechnisch innerhalb des Sektors im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.5.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

In Tabelle 56 werden weitere spezifische Hg-Minderungstechniken für trockene Abgasreinigungsanlagen, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen, aufgeführt. Die Zugabe von Halogenen in das Abgas zur Erhöhung der Quecksilberoxidation wird hier nicht näher betrachtet, da davon ausgegangen wird, dass ein ähnlicher Effekt durch die Zugabe von bromierter oder schwefeldotierter statt normaler Aktivkohle mit wesentlich weniger Aufwand erreicht werden kann.

Tabelle 56: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Deutschland, Schweiz (Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerk)	In Deutschland an vielen HMVA und SAV etabliert, Einsatz nur bei einem Zementwerk
SPC-Verfahren	USA, Deutschland, Polen, Tschechische Republik (Stein- und Braunkohlekraftwerke, Klärschlammverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In USA in mehreren Anlagen etabliert. In Deutschland seit 2018 in einer Anlage in Betrieb, in Tschechien eine Anlage 2020 in Bau, Versuchsbetrieb im Pilotmaßstab in Anlagen in Deutschland, Tschechische Republik und Polen.
Abscheidung über einen zusätzlichen Gewebefilter	USA (Kohlekraftwerke), Deutschland (Abfallverbrennung, Sinteranlagen)	In USA vereinzelt, in Deutschland bei vielen HMVA und SAV und in Sinteranlagen etabliert

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert.

Festbett- und Wanderbettfilter werden zur Abscheidung von Quecksilber sowie organischen Schadstoffen insbesondere in der Abfallverbrennung eingesetzt. Ein Einsatz im Bereich der Elektrostahlindustrie ist grundsätzlich möglich, da die Zusammensetzung und die Temperatur der Abgase nach dem Filter ähnlich sind. Voraussetzung sind allerdings Abgastemperaturen, die für Aktivkohlen verträglich sind.

Allerdings erfordert die Realisierung der Technik einen sehr hohen technischen Aufwand, da der Bau eines Wanderbettfilters als zusätzliche Reinigungsstufe erforderlich ist.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

SPC-Module kommen insbesondere in den USA in mehreren Steinkohlekraftwerken sowie in einem polnischen und deutschen Braunkohlekraftwerk zur Anwendung.

Im Vergleich zum Abgas von Kohlekraftwerken, in denen das Verfahren im Wäscher installiert wird und damit relativ geringe Temperaturen unter 80 °C erreicht werden, liegen die Temperaturen im Abgas von Stahlwerken nach dem Staubabscheider wesentlich höher. Daher ist zum wirksamen Betrieb des Verfahrens eine Absenkung der Rauchgastemperatur erforderlich, was zu höheren Aufwendungen für einen Wärmetauscher führt, da das Abgas nach dem Modul wieder aufgeheizt werden muss. Durch die Abkühlung kann Kondensat und damit Abwasser entstehen.

Da die Technik im Gegensatz zum Betrieb in Kohlekraftwerken nur im stand alone-Betrieb eingesetzt werden kann, ist der technische Aufwand zur Realisierung der Anlage hoch. Es sind der Bau eines Gehäuses, in dem die Module aufgestellt werden, sowie die Rohrleitungen zur Zu-

und Abführung sowie zur optimalen Verteilung der Rauchgase im Einströmbereich der Anlage erforderlich.

Abscheidung über einen zusätzlichen Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung

Der Einbau eines zusätzlichen Gewebefilters mit Aktivkohleabscheidung führt zu einer Aufkonzentration von Quecksilber in den Reststoffen. Die Technik wird beispielsweise bei Sinteranlagen zur Abscheidung von Quecksilber eingesetzt. Ein Einsatz im Bereich der Elektrostahlindustrie ist unter der Voraussetzung möglich, dass die Abgastemperaturen für Aktivkohlen verträglich sind.

Allerdings erfordert die Realisierung der Technik einen sehr hohen technischen Aufwand, da der Bau eines separaten Gewebefilters mit Aktivkohleeindüsung als zusätzliche Reinigungsstufe erforderlich ist.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 57 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 57: Anwendbarkeit von bereits im Sektor eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für den Luftpfad auf weitere Elektrostahlwerke

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Ja	Hoch	1	ggf. Abkühlung der Abgase erforderlich
SPC-Module	Ja	Hoch	3	Abgastemperatur darf die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module nicht überschreiten (Quenche nötig); es fällt ggf. zusätzliches saures Abwasser an, ggf. Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien und Wärmetauscher zur Abgasaufheizung erforderlich, Stand alone-Betrieb erforderlich.
Abscheidung über einen zusätzlichen Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung	Ja	Hoch	1	ggf. Abkühlung der Abgase erforderlich

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.5.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Die Abschätzung des Minderungspotentials erfolgt anhand der Daten der Badischen Stahlwerke und des Stahlwerkes in Riesa. Die Badischen Stahlwerke (BSW) weisen gemäß Emissionserklärung aus dem Jahr 2016 eine Jahresdurchschnittskonzentration von 10 µg/m³ am

Hauptschornstein auf. Da die Hg-Emissionen bei BSW kontinuierlich gemessen werden, sind die Ergebnisse der Messungen im Vergleich zu allen anderen Stahlwerken, die eine diskontinuierliche Messung aufweisen, relativ gut belastbar. Bei BSW erfolgt keine Anwendung einer spezifischen Minderungstechnik.

Das Stahlwerk Riesa, welches Aktivkohle in der Abgasbehandlung einsetzt, gibt in der Emissionserklärung Emissionswerte von ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Diese liegen bei 20 % des Emissionswertes von BSW. Aus der Literatur ist bekannt, dass beim Einsatz von Aktivkohle in Abfallverbrennungsanlagen und Kohlekraftwerken Emissionsminderungsraten von 80 - 95 % erreicht werden können (siehe z. B. Kap. 1.1.1.2).

Nachfolgend wird bei der Abschätzung des Minderungspotentials durch Elektrostahlwerke von einer Minderungsquote durch Aktivkohleeindüsung von 80 % ausgegangen. Dabei wird angenommen, dass schwach schwefeldotierte Aktivkohle eingesetzt wird. Zusätzlich wird berechnet, welche Minderungspotentiale sich ergeben würden, wenn durch den Einsatz von bromierter Aktivkohle ein Minderungsgrad von 95 % erreicht wird.

Bei einer im Jahr 2016 freigesetzten Quecksilberfracht von ca. 800 bis 820 kg ohne Berücksichtigung des Stahlwerkes Riesa, für das durch den Aktivkohleeinsatz bereits von 80 % Minderung ausgegangen wird, errechnet sich ein Minderungspotential von ca. 640 – 660 kg/a (siehe Tabelle 58).

Tabelle 58: Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für Elektrostahlwerke

Emissions- massenstrom A [kg/a]	Emissions- massenstrom B [kg/a]	Abscheiderate durch Aktivkohle- eindüsung	Hg-Minderungs- potential A [kg/a]	Hg-Minderungs- potential B [kg/a]
802*	822*	80 %	641	657
802*	822*	95 %	761	781

* Bei den Frachtenangaben werden die Emissionen des Stahlwerkes Riesa nicht berücksichtigt, da dort bereits eine spezifische Minderungstechnik im Einsatz ist (Aktivkohleeindüsung).

2.3.5.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Nachfolgend werden die Kosten für den Einsatz von Aktivkohle vor einem bestehenden Gewebefilter abgeschätzt. Die darüber hinaus grundsätzlich in Frage kommenden Techniken SPC-Verfahren, Fest- bzw. Wanderbettfilter sowie die Eindüsung vor einem zusätzlichen Gewebefilter werden nicht weiter berücksichtigt, weil mit diesen Verfahren voraussichtlich wesentlich höhere Kosten verbunden wären und diese Verfahren bei Elektrostahlwerken bislang nicht zum Einsatz kommen. Dagegen hat sich die Eindüsung von Aktivkohle bereits bei mehreren Anlagen bewährt. Allerdings führt die Technik lediglich zur Verlagerung des ausgeschiedenen Quecksilbers zusammen mit den Filterstäuben in Zinkwälzanlagen, die den Staub von Elektrostahlwerken weiter verwerten. Es ist daher in diesem Sektor der NE-Industrie auf die Schaffung einer wirksamen Hg-Senke zu achten.

Da keine Angaben vorliegen, wie hoch die Kosten für die Verwertung der anfallenden Filterstäube in der NE-Eisenmetallindustrie sind und die Mengen im Vergleich zu den Mengen an anfallenden Filterstäuben relativ gering sein dürften, wird auf die Ermittlung zusätzlicher Kosten für die Abfallentsorgung durch anfallende Aktivkohle verzichtet.

Betriebskosten

Zu den Betriebskosten beim Einsatz von Aktivkohle in Stahlwerken sind keine Veröffentlichungen bekannt. Die Kosten werden einmal anhand der Angaben zum Aktivkohleverbrauch des Stahlwerkes Riesa abgeschätzt. Weiterhin wird ein allgemeiner Ansatz verfolgt.

Da in Riesa nur herkömmliche Aktivkohle eingesetzt wird, erfolgt die nachfolgende Berechnung lediglich für einen Abscheidegrad von 80%. Den Antragsunterlagen für eine Kapazitätserweiterung für das Stahlwerk in Riesa lässt sich ein Verbrauch von 100 Mg/a für die bestehende Anlage und 190 Mg/a für die beantragte Anlage entnehmen. Entsprechend der Produktionsdaten für die bestehende bzw. beantragte Anlage ergibt sich ein spezifischer Aktivkohleverbrauch von 0,1 bis 0,14 kg/Mg Stahl. Für die Aktivkohle werden mittlere Kosten von 450 €/Mg angesetzt (siehe Kap. 1.1.1.5, schwach schwefeldotierte Aktivkohle)

Die Jahresproduktion an Elektro Stahl betrug im Jahr 2016 12,6 Mio. Mg (siehe Kapitel 2.16.2 des Berichts-Teil 1). Abzüglich der Produktionsmenge des Stahlwerkes Riesa, bei dem eine Aktivkohleendigung bereits installiert ist, ergibt sich für die übrigen Stahlwerke eine Jahresproduktionsmenge von 11,71 Mio. Mg.

Insgesamt lassen sich die jährlichen Betriebskosten damit auf 528.000 bis 716.000 € abschätzen. Dabei wird davon ausgegangen, dass keine Entsorgungskosten anfallen, da die Stäube vollständig in der Zinkindustrie (Wälzöfen) verwertet werden. Tabelle 59 fasst die Berechnungen zusammen.

Tabelle 59: Abschätzung der jährlichen Betriebskosten durch Aktivkohleverbrauch für Elektro Stahlwerke

Produktions- menge ohne Riesa [Mio. Mg Stahl /a]	Spez. AK- Menge A [kg/Mg Stahl]	Spez. AK- Menge B [kg/Mg Stahl]	Kosten Aktivkohle €/Mg	Jährliche Kosten A [Mio. €]	Jährliche Kosten B [Mio. €]
11,71	0,1	0,14	450	0,528	0,716

Die Betriebskosten für eine Hg-Minderung von 80 % bzw. 95 % lassen sich auch anhand des in Kap. 1.1.1.5 genannten Aktivkohlebedarfs von 2 bzw. 7 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber abschätzen. Für die Abscheidung mit undotierter Aktivkohle wird ein Verbrauch von 7 Mg/kg Hg angenommen. Für die Abscheidung mit bromierter Aktivkohle ein Verbrauch von 2 Mg/kg Hg. Die Ergebnisse dieser Berechnungen lassen sich der nachfolgenden Tabelle entnehmen.

Tabelle 60: Abschätzung der Aktivkohlekosten zur Minderung von Hg-Emissionen bei Elektro Stahlwerken

Minderungsrate	Geminderte Hg-Menge (Basis 2016) [kg/a]	Kosten Aktivkohle[€/Mg]	Minderungskosten* [Mio. €/a]
80 %	641 - 657	450	2,01– 2,07
95 %	761 - 781	2.800	4,26– 4,37

* Annahme: Aktivkohlebedarf: 2 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber beim Einsatz von undotierter Aktivkohle, 7 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber beim Einsatz von bromierter Aktivkohle (siehe Kap. 1.1.1.5)

Installationskosten

Für die Installation einer Aktivkohleeindüsung wird überschlägig angenommen, dass diese in der Größenordnung einer Aktivkohleeindüsung für ein Kohlekraftwerk liegt. Es wird pauschal mit Installationskosten von 1 Mio. € gerechnet (siehe Kap. 1.1.1.5). Bei einer angenommenen Abschreibungszeit von 10 Jahren ergibt sich eine jährliche Abschreibung von ca. 100.000 €. Bei 16 Elektrostahlwerken in Deutschland errechnen sich hieraus jährliche Kosten von 1,6 Mio. € (siehe Tabelle 61).

Tabelle 61: Abschätzung der jährlichen Abschreibungskosten für die Installation der Anlage (Aktivkohle-Lagerung, -Dosierung und Steuerung der Zugabe)

Investitionskosten pro Anlage [Mio. €]	Abschreibungszeit [a]	Abschreibungs- kosten pro Anlage [Mio. €]	Zahl der Stahlwerke ohne AK-Eindüsung	Gesamt- kosten [Mio. €/a]
1,0	10	0,200	16	1.600.000

Gesamtkosten

Die abgeschätzten Gesamtkosten für die Elektrostahlbranche sind in Tabelle 62 dargestellt.

Tabelle 62: Jährliche Gesamtkosten für die Anwendung der Aktivkohleeindüsung in der Elektrostahlindustrie

	Kosten 80 % Minderung [Mio. €/a]	Kosten 95 % Minderung [Mio. €/a]
Betriebskosten	0,53 – 2,07	4,26 -4,37
Abschreibungskosten	1,6	1,6
Gesamtkosten	2,13 – 3,67	5,86 – 5,97

Das entspricht spezifischen Kosten von ca. 3.200 bis 5.700 €/kg abgeschiedenem Quecksilber bei einer Minderungsrate von 80 % und 7.500bis 7.800 €/kg abgeschiedenem Quecksilber bei einer Minderungsrate von 95 %.

2.3.6 Zementwerke

Zementwerke werden insbesondere aufgrund der hohen Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine detaillierte Betrachtung angesehen. Darüber hinaus wird bei Zementwerken ein großer Teil des eingetragenen Quecksilbers über abgeschiedenen Filterstaub in das Produkt Zement verbracht.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in Zementwerken in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.6.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberemissionen aus Zementwerken stehen verschiedene Techniken zur Verfügung, die bereits in der Branche zum Einsatz kommen. Die Ausschleusung von Filterstaub im Direktbetrieb zur Entnahme von Quecksilber aus dem äußeren Kreislauf wird nicht weiter betrachtet, da diese Technik bereits in allen Zementwerken in Deutschland praktiziert wird.

Die bereits im Sektor im großtechnischen Betrieb bewährten Techniken lassen sich der Tabelle 63 entnehmen. Weiterhin wurde in die Tabelle die SPC-Technik aufgenommen, die bei Kohlekraftwerken großtechnisch zum Einsatz kommt, aber bei Zementwerken bislang nur im Rahmen eines Pilotprojektes in den USA erprobt wurde. Der Einsatz von Halogenen in den Brennprozess wurde nicht untersucht, da die Technik sie nicht als geeignet angesehen wird. Im Verbundbetrieb werden Halogene in einem inneren Kreislauf zwischen Ofen und unterem Bereich des Vorwärmers angereichert. Halogene werden im Prozess über einen Chlorbypass ausgeschleust, d. h. sie sind im Prozess unerwünscht.

Tabelle 63: Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen, die in Zementwerken bereits eingesetzt oder erprobt wurden

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	USA, Deutschland	
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter	USA	
Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben	Österreich und Deutschland	Jeweils in einer Anlage im Einsatz
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Schweiz	In einer Anlage im Einsatz
SPC-Module	USA	Einsatz in drei Anlagen in den USA im Teilstrom-Pilotbetrieb

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

Der Einsatz der Sorbentien Aktivkoks oder Aktivkohle führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Staub weiter behandelt wird, z. B. mit dem Verfahren Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben, und das aufkonzentrierte Quecksilber in eine langzeitsichere Senke, z. B. Untertagedeponie, verbracht wird. Die Abscheidewirkung kann erhöht werden, wenn die Aktivkohle mit Halogenen oder Schwefel dotiert wird. Dabei muss ggf. der Korrosionsschutz erhöht werden.

Die Zugabe von Sorbentien, z. B. Aktivkoks oder Aktivkohle, die ggf. bromiert oder schwefeldotiert ist, kommt in mehreren deutschen Zementwerken zum Einsatz. Eine Übertragbarkeit auf weitere Anlagen wird grundsätzlich für möglich erachtet, da die Anlagenkonfiguration der einzelnen Anlagen sowie die Zusammensetzung und die Temperatur der Abgase sehr ähnlich sind. Es ist zu berücksichtigen, dass ggf. die Gehalte an Aktivkohle die Zementqualität beeinträchtigen kann. Aus diesem Grund wurden für die Zementindustrie kohlenstoffarme oder -freie Sorbentien, z. B. Zeolithe, entwickelt. Angaben zum Einsatz von Sorbentien vor dem Staubfilter in Zementwerken finden sich in Kap. 1.1.1.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung der Aktivkohle, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter

Durch die Abscheidung von Quecksilber über die Eindüsung von Sorbentien vor einem separaten Gewebefilter führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine langzeitsichere Senke, wenn der quecksilberhaltige Staub unter Tage deponiert wird.

Die Eindüsung von Sorbentien, z. B. Aktivkohle, die ggf. bromiert ist, vor einem zusätzlichen Gewebefilter, wurde in einem Zementwerk in den USA erprobt. Eine Übertragbarkeit auf deutsche Anlagen ist grundsätzlich möglich, da die Konfiguration sowie die Zusammensetzung und die Temperatur der Abgase bei den Anlagen ähnlich sind. Angaben zum Einsatz von Sorbentien vor dem Staubfilter in Zementwerken finden sich in Kap. 1.1.2.

Allerdings erfordert die Realisierung der Technik einen sehr hohen technischen Aufwand, da der Bau eines zweiten großen Gewebefilters, über den das gesamte Abgas aus dem Klinkerbrennprozess geführt werden muss, einschließlich der Lager- und Dosiereinrichtungen für das Sorbens erforderlich ist.

Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben

Das Verfahren Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben nutzt hohe Ofenabgastemperaturen, um staubgebundenes Quecksilber elementar auszudampfen und nach einem Hochtemperatur-Staubfilter und einem nachgeschalteten Flugstromreaktor an Aktivkohle zu adsorbieren. Das Verfahren zielt in erster Linie auf die Überführung des Quecksilbers aus Filterstäuben, die bislang in Produkte eingebunden wurden, in einen angereicherten Stoffstrom ab. Durch die Untertagedeponierung der beladenen Aktivkohle erfolgt eine Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke.

Das Verfahren ist in einer Anlage in Österreich seit Mitte 2017 in Betrieb. Mitte 2018 wurde der großtechnische Betrieb in einer deutschen Anlage aufgenommen. Angaben zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben aus Zementwerken finden sich in Kap. 1.1.9.

Aufgrund der ähnlichen Zusammensetzung der im Staubabscheider von Zementwerken abgeschiedenen Filterstäube ist davon auszugehen, dass das Verfahren auch in weiteren deutschen Zementwerken eingesetzt werden kann. Voraussetzung ist allerdings, dass die dem Verfahren zugeführten Filterstäube relevante Gehalte an Quecksilber aufweisen. Gegenüber anderen Hg-spezifischen Minderungstechniken, die in der Zementindustrie eingesetzt werden, weist das Verfahren den Vorteil auf, dass einerseits eine zusätzliche Hg-Minderung stattfindet und andererseits das Quecksilber nahezu vollständig aus dem Prozess ausgetragen und in eine langzeitsichere Senke verbracht werden kann. Darüber hinaus ist nur ein relativ kleiner Abgasvolumenstrom zu behandeln.

Der technische Aufwand ist relativ hoch, da der Neubau der Verdampfungstechnik einschließlich der Zu- und Abluftführung erforderlich ist und die Technik an den Prozess der Rohmehlvorwärmung angebunden werden muss.

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert.

Ein dem Staubfilter nachgeschalteter Wanderbettfilter wird zur kombinierten Schwefeldioxid- und Quecksilberabscheidung in einem Zementwerk in der Schweiz seit nahezu 20 Jahren erfolgreich eingesetzt (siehe Kap. 1.1.7.7). Eine Übertragbarkeit auf deutsche Anlagen ist grundsätzlich möglich, da die Zusammensetzung und die Temperatur der Abgase nach dem Filter ähnlich sind.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

SPC-Module wurden in den USA in drei Zementwerken für Abgasteilströme erfolgreich getestet. Die Technik wurde in Zementwerken noch nicht großtechnisch realisiert (siehe Kap. 1.1.4.7).

Im Vergleich zum Rauchgas von Kohlekraftwerken, bei denen das Verfahren im Wäscher installiert wird und damit relativ geringe Temperaturen erreicht werden, liegen die Temperaturen im Abgas von Zementwerken nach dem Staubabscheider wesentlich höher. Um die erforderliche maximale Abgastemperatur von 80 °C zu erreichen, ist eine Absenkung, z. B. durch Wassereindüsung, erforderlich. Zur Ableitung der Abgase ist eine Aufheizung über einen Wärmetauscher nötig.

Da die Technik im Gegensatz zum Betrieb in Kohlekraftwerken nur im Stand alone-Betrieb eingesetzt werden kann, ist der technische Aufwand zur Realisierung der Anlage relativ hoch. Es sind der Bau eines korrosionsfesten Gehäuses, in dem die Module aufgestellt werden sowie die Rohrleitungen zur Zu- und Abführung sowie zur optimalen Verteilung der Rauchgase im Einstrombereich der Anlage erforderlich. Weiterhin ist die anfallende Schwefelsäure zu entsorgen.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 64 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 64: Anwendbarkeit von bereits im Sektor eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für den Luftpfad auf weitere Zementwerke

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebserfahrungen	Anmerkung
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	Ja	Gering	1	Minderungswirkung hängt von der Art der Sorbentien ab. Filterstäube schwieriger verwertbar; hoher Verbrauch beim Einsatz vor E-Filter Beim Einsatz von kohlebasierten Sorbentien ggf. Beeinträchtigung der Zementqualität
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter	Ja	Hoch	1	
Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben	Ja	Hoch	2	Nahezu vollständige Überführung des Hg aus den abgeschiedenen Filterstäuben in eine langzeitsichere Senke möglich
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Ja	Hoch	2	
SPC-Module	Ja	Hoch	3	Abgastemperatur darf die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module nicht überschreiten (Quenche nötig); es fällt ggf.

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebser- fahrungen	Anmerkung
				zusätzliches saures Abwasser an, ggf. Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien und Wärmetauscher zur Abgasaufheizung erforderlich, Stand alone-Betrieb erforderlich.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig innerhalb des Sektors im Einsatz

2: Großtechnisch innerhalb des Sektors im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.6.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Branchen bereits zum Einsatz kommen

Weitere spezifische Hg-Minderungstechniken für trockene Abgasreinigungsanlagen als die, die in Kap. 2.3.6.1 beschrieben wurden, sind nicht bekannt.

2.3.6.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Bei der Abschätzung des Hg-Minderungspotentials wurde beispielhaft davon ausgegangen, dass in den meisten Zementwerken in Zukunft das Quecksilberentfrachtungsverfahren für Filterstäube eingesetzt wird. Das Verfahren weist gegenüber der Ausschleusung von Filterstäuben im Direktbetrieb und der Zumischung der Stäube in der Zementmühle sowie der Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter im Direktbetrieb den Vorteil auf, dass das Quecksilber dauerhaft aus dem Stoffkreislauf ausgeschleust und einer langzeitsicheren Senke zugeführt werden kann. Hinzu kommt, dass derzeit schwer abschätzbar ist, wie hoch die zusätzlichen Reduktionsraten bei der Eindüsung von Aktivkohle im Direktbetrieb wären.

Es werden zwei Szenarien betrachtet. In Szenario 1 wird angenommen, dass ein Emissionswert von $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ als Jahresmittelwert erreicht wird, im Szenario 2 wird die Erreichbarkeit eines Jahresmittelwertes von $8 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ im Jahresmittel angenommen.

Es wurde von folgenden Randbedingungen ausgegangen:

Szenario 1:

- Alle Anlagen, deren Hg-Emissionen gem. Emissionserklärung aus dem Jahr 2016 über $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen, wenden zukünftig das Verfahren an. Aus der Auswertung der Emissionserklärungen ergibt sich, dass dies bei 28 der insgesamt 40 in Deutschland betriebenen Anlagen zum Brennen von Klinker der Fall ist. Wie sich Abbildung 10 entnehmen lässt, wurde ein Wert von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beim Zementwerk in Wietersdorf als Jahresdurchschnittswert in den Jahren 2016 bzw. 2017 erreicht oder unterschritten. Die Werte stiegen im darauffolgenden Zeitraum wieder an. Dies wird darauf zurückgeführt, dass weniger Filterstäube durch das X-Mercury-Verfahren behandelt wurden.
- Anlagen, deren Emissionswert unter $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, ergreifen keine weiteren Maßnahmen.
- Bei Anlagen, die zwischen 5 und $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ emittierten, wird versucht, durch Optimierung einen Emissionswert von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erreichen.

Szenario 2:

- ▶ Alle Anlagen, deren Hg-Emissionen gem. Emissionserklärung aus dem Jahr 2016 über $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen, wenden zukünftig das Verfahren an. Aus der Auswertung der Emissionserklärungen ergibt sich, dass dies bei 21 der insgesamt 40 der in Deutschland betriebenen Anlagen zum Brennen von Klinker der Fall ist.
- ▶ Anlagen, deren Emissionswert unter $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, ergreifen keine weiteren Maßnahmen.
- ▶ Bei Anlagen, die zwischen 8 und $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ emittierten, wird versucht, durch Optimierung einen Emissionswert von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erreichen.

Im Ergebnis würde sich durch die ergriffenen Minderungsmaßnahmen bei einem Zielwert von $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ eine Reduktion der Quecksilberemissionen über den Luftpfad von 354 kg Hg/a bzw. 57% ergeben (siehe Tabelle 65). Bei einem Zielwert von $8 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ würde sich eine Reduktion von 218 kg Hg/a bzw. 35% ergeben (siehe Tabelle 66).

Eine detaillierte Berechnung lässt sich den Tabellen im Anhang A.5 entnehmen.

Tabelle 65: Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für die Zementindustrie bei Installation des Verfahrens zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben bei Anlagen mit einer Emissionskonzentration von über $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Emissionsmassenstrom 2016 [kg/a]	Durchschnittliche Reduktion	Gesamtemissions- massenstrom nach Umsetzung der Maßnahmen [kg/a]	Minderungspotential [kg/a]
624	57 %	270	354

Tabelle 66: Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für die Zementindustrie bei Installation des Verfahrens zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben bei Anlagen mit einer Emissionskonzentration von über $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Emissionsmassenstrom 2016 [kg/a]	Durchschnittliche Reduktion	Gesamtemissions- massenstrom nach Umsetzung der Maßnahmen [kg/a]	Minderungspotential [kg/a]
624	35 %	405	218

2.3.6.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Betriebskosten

Der Berechnung zu den Betriebskosten liegen folgende Annahmen zu Grunde:

- ▶ Der Aktivkohleverbrauch liegt pro Anlage bei 5 Mg/a .
- ▶ Eingesetzt wird bromierte Aktivkohle mit Kosten von 2.800 €/Mg (siehe Kap. 1.1.1.5), es ergeben sich somit jährliche Betriebskosten pro Anlage von 14.000 € .
- ▶ Die Entsorgungskosten betragen etwa 400 €/Mg beladener Aktivkohle und damit pro Anlage 2.000 €/a .

- Die Stromkosten liegen bei 1,5 kWh/Mg Klinker. Wird eine Anlage mit einer Klinkerproduktion von 600.000 Mg/a zu Grunde gelegt, errechnen sich daraus bei einem angenommenen Strompreis von 5 Cent/kWh jährliche Stromkosten von 45.000 €.
- Für Wartung und Instandhaltung wird pro Anlage pauschal ein Betrag von 100.000 €/a angesetzt.

Insgesamt ergeben sich jährliche Betriebskosten pro Anlage von 0,161 Mio. € (siehe Tabelle 67).

Tabelle 67: Abschätzung der jährlichen Betriebskosten durch das Verfahren zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben

	Kosten pro Jahr und Anlage [€/a]
Aktivkohle Kauf	14.000
Entsorgung Aktivkohle	2.000
Stromkosten	45.000
Betreuung und Wartung	100.000
Summe	161.000

Investitionskosten

Der Berechnung zu den Installationskosten liegen folgende Annahmen zu Grunde:

- Die Installationskosten werden für eine Anlage ermittelt und als grobe Näherung für alle betroffenen Anlagen in Deutschland angesetzt.
- Für die Anlage in Wietersdorf wurde im Jahr 2015 eine Investitionssumme von 2,9 Mio. € genannt. Es wird ein Zuschlag für Inflation und für die Ausführung der Anlage in Edelstahl von 15 % angenommen, so dass von Investitionskosten pro Anlage von 3,3 Mio. € ausgegangen wird.
- Die Abschreibungszeit beträgt 10Jahre.
- Damit ergeben sich jährliche Investitionskosten von 330.000 €.

Gesamtkosten

Die abgeschätzten Gesamtkosten für die Anwendung des Verfahrens sind in Tabelle 68 dargestellt. Sie liegen für Szenario 1 bei ca. 13,9 Mio. €/a und für Szenario 2 bei ca. 10,4 Mio. €/a.

Tabelle 68: Jährliche Gesamtkosten für die Anwendung des Verfahrens zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben in der Zementindustrie

	Kosten Szenario 1 -(28 Anlagen) [Mio. €/a]	Kosten Szenario 2 - (21 Anlagen) [Mio. €/a]
Betriebskosten	4,5	3,4
Abschreibungskosten	9,4	7,0
Gesamtkosten	13,9	10,4

Für Szenario 1 ergeben sich damit spezifische Minderungskosten von ca. 39.300 €/kg gemindertes Quecksilber, für Szenario 2 ergeben sich spezifische Minderungskosten von 47.700 €/kg gemindertes Quecksilber.

2.3.7 Ziegelproduktion

In der Keramikindustrie wurde die Ziegelindustrie näher betrachtet, die den höchsten Mengenanteil unter den Produkten des Sektors ausmacht. Die Ziegelherstellung wird für eine detaillierte Betrachtung als relevant angesehen, da relativ hohe Quecksilbermengen in die Luft emittiert werden.

Bei der Übertragung von Quecksilberminderungstechniken anderer Sektoren auf die Keramikindustrie müssen die Techniken auf die Reduzierung von Quecksilber im Abgas ausgerichtet werden. Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in der Ziegelherstellung in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.7.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberausträgen werden in der Ziegelindustrie bislang keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt.

2.3.7.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

Bei der Übertragung von Quecksilberminderungstechniken anderer Sektoren auf die Ziegelindustrie sind zwei Anlagenkategorien zu unterscheiden:

- ▶ Öfen ohne Staubfilter und ohne Schütttschichtkaskadenabsorber
=> Quecksilber ist nur in luftseitigen Emissionen enthalten.
- ▶ Öfen mit Staubfilter (Elektro- oder Gewebefilter: nur in wenigen Anlagen vorhanden) oder Schütttschichtkaskadenabsorber
=> Quecksilber ist in luftseitigen Emissionen und in Abfällen enthalten.

Bei Öfen, denen weder Staubfilter noch Schütttschichtkaskadenabsorber nachgeschaltet sind, müssen die Quecksilberminderungsmaßnahmen auf die Reduzierung von staubförmigem und gasförmigem Quecksilber im Abgas ausgerichtet werden.

Bei Öfen, die mit einem Schütttschichtkaskadenabsorber ausgestattet sind, gelangt ggf. ein Teil des Quecksilbereintrags in den Abfall: Quecksilber haftet am Kalksorbens an und fällt bei der Filterregeneration als Abfall an. Derzeit wird der Abfall in der Regel gemahlen und als Rohstoff im Ofen wieder eingesetzt. Bei Öfen, die über einen Staubfilter verfügen, fällt ebenfalls

quecksilberhaltiger Abfall an, hier in Form von Filterstaub. Derzeit wird der Filterstaub als Rohstoff in den Ofen zurückgeführt.

Bei Anlagen mit Schüttschichtfilter oder Staubfilter führt die Verwertung quecksilberhaltiger Abfälle als Rohstoff dazu, dass sich ein Quecksilberkreislauf in der Anlage aufbaut. Wenn die Adsorptionskapazität des Staubes oder Kalksorbens erschöpft ist, wird auch adsorbierbares Quecksilber über das Abgas emittiert. Quecksilberminderungsmaßnahmen müssen bei Schüttschicht- und Staubfiltern darauf ausgerichtet sein, die Emissionen an gasförmigem Quecksilber zu mindern und den Kreislauf des staubgebundenen Quecksilbers durch geeignete abfallseitige Maßnahmen zu unterbrechen, um Quecksilber in langzeitsichere Senken zu überführen.

In Tabelle 69 werden spezifische luftseitige Hg-Minderungstechniken für trockene Abgasreinigungsanlagen aufgeführt, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen. Nachfolgend wird untersucht, ob sie zur Minderung der Quecksilberemissionen im Abgas der Keramikindustrie geeignet sind.

Tabelle 69: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen in die Luft (Trockenverfahren)

Technik	Anwendung	Anmerkung
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	USA, Deutschland, Tschechien (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen)	In den USA in vielen Steinkohlekraftwerken etabliert, in Deutschland, Polen und Tschechischer Republik Einzelanwendungen zu Versuchszwecken in Braunkohlekraftwerken.
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	USA, Deutschland, u.a. (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke, Elektrostahlwerke, NE-Metallindustrie)	In vielen Sektoren bereits etabliert.
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter	USA (Kohlekraftwerke), Deutschland (Abfallverbrennung, Sinteranlagen)	In USA vereinzelt, in Deutschland bei vielen HMVA und SAV und in Sinteranlagen etabliert
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Deutschland, Schweiz (Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In Deutschland an vielen HMVA und SAV etabliert; nur in einem Zementwerk
SPC-Module	USA, Deutschland, Polen, Tschechische Republik (Kohlekraftwerke; Klärschlammverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In USA in mehreren Anlagen etabliert. In Deutschland seit 2018 in einer Anlage in Betrieb, in Tschechien eine Anlage 2020 in Bau, Versuchsbetrieb im Pilotmaßstab in Anlagen in Deutschland, Tschechische Republik und Polen.
Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben	Deutschland, Österreich (Zementwerke)	Bislang an zwei Anlagen in großtechnischem Einsatz

Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation

Bei fehlenden Halogenen in den Eingangsmaterialien erhöht die Halogenzugabe (in der Regel: Zugabe von Bromsalzen) den Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas. Die Bromsalzzugabe kann bei fehlenden Halogenen eine bessere Quecksilberadsorption an Sorbentien bewirken. In der Regel werden bereits durch die Rohstoffe Ton und Feldspat oder durch den Brennstoff Kohle ausreichend Halogene in das Abgas von Ziegelöfen eingetragen (z. B. 0,01 - 0,2 % Fluor in Ton und Feldspat [VDI 2585:2018]), so dass die Technik nur in speziellen Fällen von Halogenmangel die Quecksilberminderung verbessert.

Die Vorteile, die eine Erhöhung der oxidierten Quecksilberanteile in nassen Abgasreinigungsverfahren mit sich bringt, können in der hier betrachteten Ziegelherstellung nicht genutzt werden, da nur trockene Abgasreinigungsverfahren zum Einsatz kommen.

Kenntnisse über die Wirkung einer Halogenzugabe liegen aus der Ziegelindustrie nicht vor. Es sind Untersuchungen erforderlich, ob die Zugabe von Bromsalzen in den Abgasstrom sich positiv auf das Abscheideverhalten von Quecksilber auswirken kann und welche unerwünschten Zusatzemissionen dadurch ggf. entstehen. Weiterhin sind Korrosionswirkungen der Bromsalzzugabe zu untersuchen.

Sind grundsätzliche Fragen gelöst, ist davon auszugehen, dass der Einsatz der Technik mit einem relativ geringen Aufwand verbunden ist, da lediglich kleine Container zur Lagerung der Salzlösung sowie Dosiervorrichtungen (bei der Materialaufgabe oder im Abgasstrom) installiert werden müssen. Die Technik ist nur in Kombination mit einer weiteren Abscheidetechnik (Nass- oder Trockenabscheidung) sinnvoll einzusetzen.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

In der Ziegelindustrie werden Sorbentien in Kombination mit Staubfiltern eingesetzt, wenn im Abgas besonders hohe Schwefelgehalte und hohe Halogen-Emissionen auftreten. Vor dem Gewebe- oder Elektrofilter werden in einem Flugstromreaktor kalkhaltige Sorbentien eingesetzt (z. B. Kalksteinsplint oder Kalkhydrat [VDI 2585:2018]). Bei dieser Anlagenkonstellation kann im Flugstromreaktor zur Quecksilberminderung zusätzlich zum kalkhaltigen Sorbens Aktivkoks oder Aktivkohle eingesetzt werden, dessen quecksilbermindernde Wirkung durch Bromierung oder Schwefeldotierung erhöht werden kann. Die Abscheidung von Aktivkoks oder Aktivkohle ist aufgrund ihrer schlechten Aufladbarkeit an Elektrofiltern weniger effizient als an Gewebefiltern.

Die Übertragung der Technik der Aktivkoks- bzw. Aktivkohlezugabe auf einen bestehenden Flugstromreaktor ist grundsätzlich möglich, da bei Ziegelwerke mit Staubfilter die Abgaszusammensetzung und Temperatur ähnlich sind wie in den Sektoren, in denen die Technik bereits zum Einsatz kommt (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke, Elektrostahlwerke, NE-Metallindustrie).

Der Einsatz der Technik führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Filterstaub nicht in die Anlage zurückgeführt wird, sondern eine Deponierung unter Tage erfolgt. In diesem Fall wird der Filterstaub nicht mehr genutzt, sondern deponiert, so dass bezüglich Wirtschaftlichkeit und Ressourcenschonung der Nachteil entsteht, dass die derzeit in wenigen Fällen als Rohstoffersatz verwerteten Filterabfälle mit dem Quecksilber deponiert würden.

Der technische Aufwand zum Einbau der Technik ist in Anlagen der Ziegelindustrie relativ gering, wenn bereits ein Flugstromreaktor und eine Staubfilterung zur Verfügung stehen. Es sind

lediglich Einrichtungen zur Lagerung von Aktivkoks oder Aktivkohle und deren Zudosierung erforderlich.

Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter

Die Eindüsung von quecksilbermindernden Sorbentien wie Aktivkoks oder Aktivkohle (ggf. bromiert oder schwefeldotiert) vor einem eigens dafür gebauten Gewebefilter kann zur Quecksilberminderung im Abgas der Ziegelindustrie genutzt werden. Zur besseren Ausnutzung der Beladekapazität der Sorbentien kann eine Teil-Kreislaufführung erfolgen. Die Technik führt bei einer Untertagedeponierung der beladenen Sorbentien zu einer Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke.

Die Übertragung der Technik eines zusätzlichen Gewebefilters für die Aktivkoks-/Aktivkohle-Eindüsung auf Anlagen der Ziegelindustrie ist möglich, wenn Zusammensetzung und Temperatur der Abgase ähnlich sind wie in Anlagen, die die Technik bereits einsetzen (Abfallverbrennungsanlagen und Kohlekraftwerke). In der Ziegelindustrie können höhere Abgastemperaturen vorherrschen. Es ist darauf zu achten, dass am Gewebefilter 150 °C nicht überschritten werden, um Entzündung zu vermeiden. Ansonsten sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Ziegelindustrie den Einsatz der Technik behindern oder die Quecksilberminderung beeinträchtigen.

Die Realisierung der Technik erfordert einen hohen technischen Aufwand, da zusätzlich zu Lager- und Dosiereinrichtungen für Aktivkoks- oder Aktivkohle der Neubau eines Gewebefilters erforderlich ist. Der Einbau der Technik hat einen Co-Benefit, da er - vor allem bei Anlagen mit Schütttschichtfiltern - mit einer deutlichen Staubbinderung verbunden ist.

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert.

Die Übertragung der Quecksilberminderungstechnik auf die Ziegelindustrie ist möglich, wenn die Abgastemperatur unter die Selbstentzündungstemperatur der eingesetzten Sorbentien gebracht wird. Dies erfordert bei Abgas aus der Ziegelindustrie eine starke Abkühlung der Abgase (z. B. durch eine Quenche). Zudem sollte der Staubgehalt der Abgase vor einem Festbett-/Wanderbettfilter gering sein ($< 30 \text{ mg/Nm}^3$), um den Druckverlust gering zu halten und Verstopfungen zu vermeiden. Über diese Einschränkungen hinaus sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Ziegelindustrie den Einsatz der Technik behindern oder die Quecksilberminderung beeinträchtigen.

Der technische Aufwand ist hoch, da ein Festbett- oder Wanderbettfilter in den Abgasweg eingebaut werden muss und zusätzlich eine Quenche nötig ist.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

Im Vergleich zum Abgas von Kohlekraftwerken, wo die Technik im Wäscher installiert wird und deshalb relativ niedrige Temperaturen vorherrschen, liegen die Abgastemperaturen der Ziegelindustrie deutlich höher. Um die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module (80°C) zu unterschreiten, muss in der Ziegelindustrie die Abgastemperatur durch Wassereindüsung (Quenche) gesenkt werden.

Die Übertragung der Quecksilberminderungstechnik auf die Ziegelindustrie ist nur möglich, wenn die Abgastemperatur auf unter 80 °C gesenkt wird. Über diese Einschränkung hinaus sind

keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Ziegelindustrie den Einsatz der Technik behindern. Aufgrund der geringen Betriebstemperatur der Module kann ein Wärmetauscher vor und nach den SPC-Modulen erforderlich sein, um die Abgase vor der Ableitung auf höhere Temperaturen zu erwärmen. Da im Wärmetauscher Kondensatwasserbildung zu erwarten ist, muss das Aggregat entsprechend beständig ausgeführt werden und eine Kondensatwasser-Behandlung oder Direktentsorgung erfolgen.

Der technische Aufwand für die SPC-Modultechnik ist hoch, da nicht wie in Kohlekraftwerken ein Wäscher einschließlich Abwasserbehandlung zum Einbau der SPC-Module genutzt werden kann, sondern ein eigenes Gehäuse mit den Modulen in den Abgasweg eingebaut werden muss. Weiterhin ist eine Quenche nötig und ggf. ein Wärmetauscher zur Wiederaufheizung der Abgase, so dass auch eine Abwasserbehandlung oder Kondensatwasserentsorgung zusätzlich erforderlich wird.

Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben

Das Verfahren zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben nutzt hohe Ofenabgastemperaturen, um staubgebundenes Quecksilber elementar auszudampfen und nach einem Hochtemperatur-Staubfilter und einem nachgeschalteten Flugstromreaktor an Aktivkohle zu adsorbieren. Die Technik führt bei einer Untertagedeponierung der beladenen Aktivkohle zur Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke.

Die Übertragung der Technik zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben in die Ziegelindustrie ist grundsätzlich möglich, da Abgas von Ziegelöfen Temperaturen von 1.100 - 1.300 °C aufweist und zur Ausdampfung von staubgebundenem Quecksilber genutzt werden kann. Neben der Temperatur ist auch die Abgaszusammensetzung ähnlich wie im Sektor, in dem die Technik bereits zum Einsatz kommt (Zementindustrie). Allerdings findet in den Öfen der Ziegelindustrie nicht wie im Drehrohr der Zementindustrie eine Aufkonzentrierung von Quecksilber statt, so dass mit geringen Quecksilberbeladungen des Staubes und tendenziell erhöhten Anteilen gasförmigen Quecksilbers im Abgas zu rechnen ist. Unter diesem Gesichtspunkt erscheint die Technik nicht für die Keramikindustrie geeignet.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 70 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 70: Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen der Keramikindustrie

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebserfahrungen	Anmerkung
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	Ja	Gering	1	Vermutlich geringe Wirkung, da die Einsatzstoffe bereits Halogene enthalten.
Eindüsung von Sorbentien vor einem Staub-filter	Ja	Gering	1	Minderungswirkung hängt vom Anteil elementaren Quecksilbers und von der Art der Sorbentien ab. Staubfilter sind Voraussetzung; diese existieren nur in wenigen Keramikanlagen.

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebser- fahrungen	Anmerkung
				Gewebefilter führen zu höherer Quecksilberabscheidung als Elektrofilter. Hoher Verbrauch beim Einsatz vor E-Filter.
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter	Ja	Hoch	1	Abgastemperatur darf die Selbstentzündungstemperatur der Gewebefilter nicht überschreiten (ggf. Quenche nötig).
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Ja	Hoch	1	Abgastemperatur darf die Selbstentzündungstemperatur der Sorbentien nicht überschreiten (ggf. Quenche nötig).
SPC-Module	Ja	Hoch	2	Abgastemperatur darf die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module nicht überschreiten (Quenche nötig); es fällt ggf. zusätzliches saures Abwasser an, ggf. Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien und Wärmetauscher zur Abgasaufheizung erforderlich, Stand alone-Betrieb erforderlich.
Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben	Nein	-	2	Keine erhöhte Konzentration von Quecksilber im Staub zu erwarten, da keine Aufkonzentration wie in Zementindustrie.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.7.3 Techniken zur Minderung von Hg-Austrägen über Abfälle

Die überwiegende Anzahl der Anlagen zur Ziegelherstellung verwendet Schüttschichtabsorber, bei deren Regeneration möglicherweise quecksilberhaltige Abfälle anfallen. Wenige Anlagen in der Ziegelindustrie verwenden Gewebefilter oder Elektrofilter, vor denen ein kalkhaltiges Sorbens eingedüst wird. In diesen Anlagen fällt Filterstaub an, der mit Quecksilber beladen ist (Kalkstein oder Kalkhydrat). Derzeit werden die Abfälle teilweise in der gleichen Anlage wieder als Rohstoff eingesetzt, so dass ein Quecksilberkreislauf mit immer höheren Konzentrationen entsteht, bis Quecksilber über den Luftpfad entweicht.

Zur Überführung des Quecksilbers in eine langzeitsichere Senke kann die gesamte Abfallfraktion in Untertagedeponien verbracht werden. Die Untertagedeponierung der gesamten Abfallfraktion benötigt relativ viel Deponieraum, da das Quecksilber nur in geringen Konzentrationen im Abfall enthalten ist.

2.3.7.4 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Die Abschätzung des Minderungspotentials erfolgt unter Annahme der Anwendung einer Flugstromadsorption mit Aktivkohle in Kombination mit einem Gewebefilter. Es wird davon ausgegangen, dass das Minderungspotential vorrangig in Anlagen der Ziegelindustrie umgesetzt wird, deren Quecksilberausstoß im Abgas höher als 5 µg/Nm³ liegt (etwa die Hälfte der 100 Ziegelwerke, vgl. Emissionswerte in Teil 1, Kapitel 2.23.6) und dass diese Anlagen etwa drei Viertel der Quecksilberemissionen ausmachen. Die Abscheiderate wird bei unbehandelter Aktivkohle bzw. Aktivkoks mit 80 % angesetzt und mit bromierter Aktivkohle mit 95 % abgeschätzt (vgl. Kapitel 1.1.1.2). Der luftseitige Quecksilberaustrag der Ziegelindustrie wurde für das Jahr 2016 mit 300 - 470 kg/a berechnet. Die resultierenden Minderungspotentiale zeigt Tabelle 71.

Tabelle 71: Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für Anlagen der Ziegelindustrie

Emissionsmas- senstrom A [kg/a]	Emissionsmas- senstrom B [kg/a]	Anteil mit Minderungs- technik	Abscheiderate durch Aktivkohle- eindüsung	Hg- Minderungs- potential 80 % [kg/a]	Hg- Minderungs- potential 95 % [kg/a]
300	470	ca. 75 %	ca. 80 - 95 %	180 - 280	210 - 330

2.3.7.5 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Die Kostenberechnung erfolgt auf der Annahme von Investitionskosten von 0,3 Mio. € pro Jahr für einen Gewebefilter mit vorgeschalteter Sorbentienzugabe für ein Abgasvolumen von ca. 100.000 m³/h; dabei ist eine Abschreibungszeit von 10 Jahren berücksichtigt (vgl. Tabelle 5). Für 75 % der Öfen, in denen investiert wird (120 Öfen), belaufen sich die jährlichen Kosten somit auf insgesamt 36 Mio. €/a.

Die Kostenberechnung für den Sorbentieneinsatz erfolgt in Analogie zu Daten bei Einsatz des Flugstromverfahrens in Kohlekraftwerken. Bei Kohlekraftwerken wurden Eindüsungsraten von 7 Mg/kg abgeschiedenes Hg für 80 % Minderung mit unbehandelter Aktivkohle ermittelt, sowie 2 Mg/kg abgeschiedenes Hg für 95 % Minderung mit bromierter Aktivkohle. Die Kosten für unbehandelte Aktivkohle bzw. Aktivkoks werden mit 450 €/Mg angesetzt, die Kosten für bromierte Aktivkohlen mit 2.800 €/Mg (vgl. Kapitel 1.1.1.2).

Für die Minderung von 180 - 280 kg/a Quecksilber (80 %) in der Ziegelindustrie ergibt sich ein Verbrauch von rund 1.300 - 2.000 Mg/a unbehandeltes Sorbens, was mit Kosten von 0,59 - 0,90 Mio. €/a verbunden ist. Für die Minderung von 210 - 330 kg/a Quecksilber (95 %) mit 420 - 660 Mg/a bromierter Aktivkohle entstehen Sorbenskosten in Höhe von 1,2 - 1,8 Mio. €/a.

Tabelle 72: Hg-Minderungskosten in der Ziegelindustrie für den Einsatz von Sorbentien

Minderungs- menge [kg/a]	Spezifischer Sorbentieneinsatz [Mg/kg Hg]	Jahresmenge Sorbentien [Mg/a]	Spezifische Sorbenskosten [EUR/Mg]	Jahreskosten Sorbentien [Mio. EUR/a]
180 - 280	7	1.300 - 2.000	450	0,59 - 0,90
210 - 330	2	420 - 660	2.800	1,2 - 1,8

Für die Entsorgung des beladenen Sorbens unter Tage werden mittlere Kosten von ca. 400 €/Mg kalkuliert [K & S 2020]. Die Entsorgungskosten betragen beim Einsatz von unbehandeltem Sorbens 0,5 - 0,8 Mio. €, bei Nutzung bromierter Aktivkohle 0,2 - 0,3 Mio. €.

Einschließlich der Investitionskosten von 36 Mio. €/a belaufen sich die Kosten für 80 % Minderung somit auf rund 37 - 38 Mio. €/a, mit denen 180 - 230 kg/a Quecksilber gemindert werden. Für 95 % Minderung betragen die Kosten rund 37 - 38 Mio. €, mit denen 210 - 330 kg/a Quecksilber gemindert werden. (vgl. Tabelle 73)

Tabelle 73: Hg-Minderungskosten in der Ziegelindustrie (Investition, Betrieb, Entsorgung)

Minderungs- menge [kg/a]	Jahreskosten Sorbentien [Mio. EUR/a]	Jahreskosten Investition [Mio. EUR/a]	Jahreskosten Entsorgung [Mio. EUR/a]	Summe Minderungskosten [Mio. EUR/a]
180 - 280	0,6 - 0,9	36	0,5 - 0,8	37 - 38
210 - 330	1,2 - 1,8	36	0,2 - 0,3	37 - 38

Daraus resultieren spezifische Quecksilberminderungskosten in der Ziegelindustrie von rund 120.000 - 180.000 €/kg Hg bei 80 % Minderung bzw. rund 140.000 - 210.000 €/kg Hg bei 95 % Minderung und Einsatz von bromierter Aktivkohle.

2.3.8 Erzeugung von Gipsprodukten

Die Gipsherstellung wird bei Einsatz von REA-Gipsen für eine detaillierte Betrachtung wegen ihrer Quecksilberemissionen in die Luft als relevant angesehen. Ein zweiter Quecksilberaustragspfad sind die Gipsprodukte. Andere Emissionspfade existieren nicht.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in der Gipsherstellung in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.8.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Bislang werden in der Gipsindustrie keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt.

2.3.8.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kamen

Im Hinblick auf Quecksilberemissionen sind die wichtigsten Anlagenbestandteile der Gipsindustrie die Kalzinierungsanlagen. Bei der Übertragung von Quecksilberminderungstechniken anderer Sektoren auf die Gipsindustrie sind insbesondere direkt und indirekt beheizte Kalzinierungsanlagen zu unterscheiden:

- Mahlbrennanlagen, Rostband- und Drehrohröfen sind direkt befeuert und weisen demzufolge höhere Abgasvolumen auf,
- Gipskocher und Autoklaven sind indirekt befeuert und weisen demzufolge geringere Abgasvolumina auf.

Zur Abscheidung des kalzinierten Gipses, werden meistens Gewebefilter eingesetzt. Da in den Filtern das Produkt Gips abgeschieden wird und dessen Qualität durch Sorbentien nicht beeinträchtigt werden sollte, kommen zur Minderung der Quecksilberemissionen die Zudosierung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Filter, sowie Fest- bzw. Wanderbettabsorber oder das SPC-Verfahren in Frage. Diese sind nach der Abscheidung des Gipses angeordnet und können ohne negative Beeinflussung der Gipsqualität genutzt werden.

Der Vorteil der Verfahren zur getrennten Abscheidung von Gips und Quecksilber ist zudem die Möglichkeit, das abgeschiedene Quecksilber einer langzeitsicheren Senke zuzuführen.

Die Halogenzugabe in den Abgasstrom ist wegen der niedrigen Prozesstemperaturen der eingesetzten Kalzinierprozesse nicht geeignet. Verfahren zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben, z. B. Xmercury®, bei denen quecksilberreicher Staub mit Energie aus dem Prozess erhitzt wird, sind ungeeignet, da bei den erforderlichen Temperaturen zur Quecksilberaustreibung eine vollständige Entwässerung des Gipses stattfinden würde und damit nicht die gewünschten Produktqualitäten des Halbhydrats erreicht werden könnten.

In Tabelle 74 werden spezifische Hg-Minderungstechniken zur separaten Quecksilberabscheidung an Sorbentien aufgeführt, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen und für den Einsatz in der Gipsindustrie in Betracht kommen könnten.

Tabelle 74: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen in die Luft, die für den Einsatz in der Gipsindustrie in Betracht kommen

Technik	Anwendung	Anmerkung
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter	USA (Kohlekraftwerke), Deutschland (Abfallverbrennung, Sinteranlagen)	In USA vereinzelt, in Deutschland bei vielen HMVA und SAV und in Sinteranlagen etabliert.
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Deutschland (Abfallverbrennungsanlagen), Schweiz (Zementwerk) u.a.	In Deutschland an vielen HMVA und SAV etabliert; Einsatz nur bei einem Zementwerk
SPC-Module	USA, Polen, Deutschland, Tschechische Republik (Kohlekraftwerke, Zementwerke, Klärschlammverbrennungs- anlagen)	In USA in mehreren Anlagen etabliert. In Deutschland seit 2018 in einer Anlage in Betrieb, in Tschechien eine Anlage 2020 in Bau, Versuchsbetrieb im Pilotmaßstab in Anlagen in Deutschland, Tschechische Republik und Polen.

Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter

Die Übertragbarkeit der Technik der Aktivkoks- bzw. Aktivkohle-Pulverzudosierung (seltener anorganischen Sorbentien) vor einem zusätzlichen Staubfilter ist grundsätzlich möglich, da diese Technik abgesehen von dem Platzbedarf keine wesentlichen Anwendungsbeschränkungen aufweist und eine Beeinträchtigung der Gipsqualität nicht zu erwarten ist.

Der Einsatz der Technik führt zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Filterstaub unter Tage deponiert wird. Da die Abscheidung in einer gesonderten Stufe nach der Abscheidung des Gipses erfolgt, sind die Rohstoffverluste und die Menge der zu entsorgenden Filterstäube gering. Es ist darauf zu achten, dass am Gewebefilter 180 °C nicht wesentlich überschritten werden, um eine Entzündung der kohlenstoffhaltigen Sorbentien zu vermeiden, und dass andererseits ein ausreichender Abstand zur Taupunkttemperatur der Abgase eingehalten wird.

Der technische Aufwand zum Einbau der Technik ist hoch, da der Gewebefilter zusätzlich zu dem bestehenden Produktfilter errichtet und betrieben werden muss. Zudem sind

Einrichtungen zur Zwischenlagerung und Zudosierung von Aktivkoks oder Aktivkohle sowie zur Steuerung der Dosierung erforderlich. In bestehenden Anlagen ist der Platzbedarf für diese Nachrüstung zu berücksichtigen.

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an stückigem Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert.

Die Übertragung der Quecksilberminderungstechnik auf die Gipsindustrie ist dann möglich, wenn die Abgastemperatur unterhalb der Selbstentzündungstemperatur der eingesetzten Sorbentien und 20 bis 30 °C oberhalb des Taupunktes der zu behandelnden Abgase liegt. Zudem sollte der Staubgehalt der Abgase vor dem Filter niedrig sein ($< 10 \text{ mg/Nm}^3$), um den Druckverlust gering zu halten. Ansonsten sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Gipsindustrie den Einsatz der Technik behindern oder die Quecksilberminderung beeinträchtigen. Eine Beeinträchtigung der Gipsqualität tritt nicht ein.

Allerdings erfordert die Realisierung der Technik einen hohen technischen Aufwand, da der Bau eines Wanderbettfilters als zusätzliche Reinigungsstufe erforderlich ist.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

Die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module (ca. 80 °C) muss sicher unterschritten werden. Dazu wird in den Anlagen der Gipsindustrie im Regelfall die Abgastemperatur gesenkt werden müssen. Dabei wird ein wässriges Kondensat anfallen, das in geeigneter Weise zu entsorgen ist. Aufgrund der niedrigeren Abgas-Temperaturen und -Volumina scheint der Einsatz dieser Technologie nach den indirekt beheizten Kalzinatoren (Kocher und Autoklaven) am ehesten gegeben. Im Bereich der Gipskocher ist einerseits von Vorteil, dass das SPC-Verfahren auch in feuchten Abgasen eingesetzt werden kann. Andererseits müsste das Abgas vorher vom Halbhydratstaub ($\text{CaSO}_4 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$) gereinigt werden, was einen zusätzlichen erheblichen Aufwand nach sich ziehen würde. Unter Umständen kann die Anwendung in einem Bypass-Strom erfolgversprechend sein. Es werden hierzu Erfahrungen in einem längeren Probetrieb unter Betriebsbedingungen zu sammeln sein.

Da die Technik im Gegensatz zum Betrieb in Kohlekraftwerken nur im Stand alone-Betrieb eingesetzt werden kann, ist der technische Aufwand zur Realisierung der Anlage relativ hoch. Es ist der Bau eines korrosionsfesten Gehäuses, in dem die Module aufgestellt werden zu berücksichtigen. Um die erforderliche maximale Abgastemperatur von 80 °C zu erreichen, ist eine Absenkung, z. B. durch Wassereindüsung, erforderlich. Der Anfall von quecksilberhaltigem Kondensatabwasser ist zu erwarten. Zur Ableitung der Abgase ist eine Aufheizung über einen Wärmetauscher nötig. Die SO_x -Gehalte in den Calcinierabgasen sind sehr gering. Daher ist auch mit einer wesentlich geringeren Schwefelsäurebildung im Vergleich zu Kraftwerken zu rechnen.

Es sind der Bau eines Gehäuses, in dem die Module aufgestellt werden, sowie die Rohrleitungen zur zu- und Abführung sowie zur optimalen Verteilung der Rauchgase im Einströmbereich der Anlage erforderlich. Eine Ausschleusung und Überführung des Quecksilbers in eine langzeitsichere Senke ist durch die Aufkonzentration in dem Fluorpolymergewebe der SPC-Module gegeben, wenn dieses nach Demontage ordnungsgemäß unter Tage entsorgt wird.

Im Vergleich zu den sorbentiengestützten Minderungstechnologien wird bei Einsatz der SPC-Module ein hoher technologischer Entwicklungsbedarf bis zur Betriebsreife erforderlich sein.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 75 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 75: Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen der Gipsindustrie

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubabscheider	Ja	Hoch	1	Abgastemperatur darf die Selbstentzündungstemperatur der Gewebefilter nicht über- und die Taupunkttemperatur nicht unterschreiten (ggf. Abgasentfeuchtung nötig).
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Ja	Hoch	1	Abgastemperatur darf die Selbstentzündungstemperatur der Sorbentien nicht über- und die Taupunkttemperatur nicht unterschreiten (ggf. Abgasentfeuchtung nötig).
SPC-Verfahren	Ja	Hoch	3	Abgastemperatur darf die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module nicht überschreiten (Quenche nötig); es fällt ggf. zusätzliches saures Abwasser an, ggf. Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien und Wärmetauscher zur Abgasaufheizung erforderlich, Stand alone-Betrieb erforderlich.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.8.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Es wird unterstellt, dass sich am ehesten die Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter eignen wird, um die luftseitigen Hg-Emissionen zu mindern, und dass deren Einsatz nur in Anlagen notwendig sein wird, die ausschließlich oder teilweise REA-Gips als Rohstoff einsetzen.

Genaue Kenntnisse über die Anzahl der Anlagen, die REA-Gipse verarbeiten, sind nicht bekannt. Daten zu den Emissionsfrachten oder -konzentrationen der Gipsproduktion sind bisher durch die deutsche Gipsindustrie nicht veröffentlicht worden. Das Reduktionspotential durch den Einsatz von speziellen Hg-Minderungstechniken wird auf der Basis folgender Annahmen geschätzt:

- Eine Abluftkonzentration von max. 5 µg/Nm³ ist durch den Einsatz von Sorbentien im Gewebefilter oder Fest-/Wanderbettfilter technisch realisierbar, unabhängig vom Emissionsniveau (siehe Kapitel 1).

- Der Abgasvolumenstrom je Mg kalziniertem Gips liegt bei etwa 2.000 Nm³ (trocken bei 18 Vol. % O₂), d. h. das Kalzinieren von 3,2 Mio. Mg REA-Gips im Jahre 2016 war demnach mit einem Abgasvolumen von etwa 6,4 Mrd. m³ verbunden.
- Die nach Tabelle 149 in Berichtsteil 1 abgeschätzten Emissionsfrachten aus der Verarbeitung von REA-Gips betragen ohne spezifische Quecksilberabscheidung 138 kg/a bis 299 kg/a. Dies entspricht bei dem o. g. spezifischem Volumenstrom einer Emissionskonzentration zwischen 21,6 µg/Nm³ und 46,7 µg/Nm³,
- Die Hg-Abluftkonzentration von 5 µg/Nm³ entspricht bei einer Gipsproduktion aus 3,2 Mio. Mg REA-Gips einer Hg-Emissionsfracht von 32 kg/a,
- Das entspricht einer Reduktion der für 2016 geschätzten Frachten zwischen 106 kg/a und 267 kg/a (siehe Tabelle 76).
- Die Gesamtemissionen der Gipsindustrie, d. h. inklusive der Produktion aus Naturgips, die an den Emissionen einen Anteil von 7,7 kg/a und 71,7 kg/a hat (vgl. Kapitel 2.21 in Teil 1 des Berichtes), liegt dann zwischen 40 kg/a und 104 kg/a (siehe Tabelle 77).

Tabelle 76: Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für die Gipsherstellung in Anlagen die REA-Gips verarbeiten bei zusätzlicher quecksilberspezifischer Minderung

Einheit	Hg-Output Mittel A aktuell	Hg-Output Mittel B aktuell	Hg-Output mit Minderungstech nik	Hg-Minderungs- potential A	Hg-Minderungs- potential B
[µg/m ³]	21,6	46,9	5,0		
[kg/a]	138	300	32	106	267

Tabelle 77: Abschätzung der Quecksilberausträge über Abgas aus der Gipsindustrie in Deutschland im Jahre 2016 mit Hg-spezifischer Minderung in den Abgasen bei der REA-Gipsverarbeitung

Nr.	Input Bezeichnung	Hg Fracht Abluft A [kg/a]	Hg Fracht Abluft B [kg/a]
1	Naturgips	7,7	71,2
2	REA-Gips	32,0	32,0
3	Summe Abgas	39,7	103,2

Zu Zeile 1: siehe Zeile 2 in Tabelle 149 im Berichtsteil 1

Zu Zeile 2: siehe Zeile 2 in Tabelle 76

Der Einsatz von REA-Gips aus deutschen Kohlekraftwerken als Rohstoff in der Gipsproduktion wird aufgrund der Abschaltung von Kohlekraftwerken in Deutschland zurückgehen. Unklar ist, zu welchen Anteilen nicht mehr zur Verfügung stehende deutsche REA-Gipse - zumindest mittelfristig - durch REA-Gipsimporte ersetzt werden. Langfristig ist von einem nahezu vollständigen Ersatz durch Naturgips auszugehen. Der Einfluss des Ersatzes von REA-Gips oder Recyclinggips wird in den folgenden Tabellen aufgezeigt.

Unterstellt man, dass beispielsweise 2030 bei gleichbleibender Gesamtgipsproduktion 50 % des heute eingesetzten REA-Gipses durch Naturgips ersetzt werden würde, reduzierte sich der Hg-

Eintrag in die Gipsindustrie von 782 kg/a auf 406 kg/a bei Input A bzw. von 1.237 kg/a auf 711 kg/a bei Input B, siehe Tabelle 78 (vgl. hierzu auch Tabelle 147 im Berichtsteil 1).

Tabelle 78: Quecksilbereintrag in die Gipsindustrie in Deutschland beispielhaft im Jahr 2030 bei Einsatz von um 50 % verringertem REA-Gips Einsatz

Nr.	Input Bezeichnung	Input Gips-rohstoff [Mio. Mg/a]	Hg-Mittel A [mg/kg]	Hg-Mittel B [mg/kg]	Hg Input A [kg/a]	Hg Input B [kg/a]
1	Naturgips und -anhydrit	2,8	0,005	0,031	14,0	86,8
2	Verbleibende Menge REA-Gips	1,6	0,240	0,359	384,0	574,4
	Naturgips als Ersatz von REA-Gips	1,6	0,005	0,031	8,0	49,6
3	Summe	6,0			406,0	710,8

Den daraus resultierenden Austrag über die Luft im Jahr 2030, ohne zusätzliche quecksilberspezifische Maßnahmen, zeigt Tabelle 79.

Tabelle 79: Abschätzung der Quecksilberausträge über Abgas aus der Gipsproduktion in Deutschland im Jahre 2030 bei Ersatz von 50 % verringertem REA-Gips Einsatz und ohne zusätzliche quecksilberspezifische Minderung

Nr.	Input Bezeichnung	Hg Input A [kg/a]	Hg Input B [kg/a]	Transferfaktor in die Luft A	Transferfaktor in die Luft B	Hg Fracht Abluft A [kg/a]	Hg Fracht Abluft B [kg/a]
1	Naturgips	22,0	136,4	55 %	82 %	12	112
2	REA-Gips	384,0	574,4	18 %	26 %	69	149
3	Summe	406,0	710,8			81	261

Werden Hg-mindernde Techniken in den REA-Gips verarbeitenden Betrieben eingesetzt, kann damit unter der Annahme des um 50 % reduzierten Einsatzes von REA-Gips eine Hg-Minderung zwischen 53 bis 133 kg/a erreicht werden (siehe Tabelle 80).

Tabelle 80: Abschätzung der Quecksilberausträge über Abgas aus der Gipsproduktion in Deutschland in Anlagen mit 50 % reduziertem Einsatz von REA-Gips im Jahre 2030 und bei zusätzlicher quecksilberspezifischer Minderung

Einheit	Hg-Output Mittel A 2030	Hg-Output Mittel B 2030	Hg-Output mit Minderungs-technik	Hg-Minderungs-potential A	Hg-Minderungs-potential B
[µg/m³]	21,6	46,9	5,0		
[kg/a]	69	149	16	53	133

Bei um 50 % ansteigendem Einsatz von Naturgips und der Beschränkung der Minderungsmaßnahmen auf Anlagen mit REA-Gipseinsatz betragen die abgasseitigen Gesamtemissionen an

Hg 28 bis 128 kg/a, siehe Tabelle 81. Die spezifische Hg-Abscheidung in den Abgasen der REA-Gipsverarbeitung führt zu Hg-Emissionskonzentration wie sie sich bei der Verarbeitung von Naturgips ohne zusätzliche Minderungsmaßnahmen einstellen. Daher liegen die resultierenden Gesamtemissionen der Gipsindustrie mit Einsatz von zusätzlichen Naturgips bei Anwendung Hg-spezifischer Minderungsmaßnahmen (Tabelle 81) in derselben Größenordnung wie die der Gipsverarbeitung im Jahre 2016 mit Anwendung von Hg-Minderungsmaßnahmen nach Tabelle 77.

Tabelle 81: Abschätzung der Quecksilberausträge über Abgas aus der Gipsindustrie in Deutschland im Jahre 2030 bei um 50 % verringertem REA-Gipseinsatz und Hg-spezifischer Minderung in den Abgasen der REA-Gipsverarbeitung

Nr.	Input Bezeichnung	Hg Fracht - Abluft A [kg/a]	Hg Fracht - Abluft B [kg/a]
1	Naturgips	12	112
2	REA-Gips	16	16
3	Summe Abgas	28	128

Zu Zeile 1: siehe Zeile 1 in Tabelle 79

Zu Zeile 2: siehe Zeile 2 in Tabelle 80

2.3.8.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Die Kostenberechnung beruht auf der Annahme von Investitionskosten und Betriebskosten für Strom etc. ohne Sorbentien für einen Gewebefilter in Höhe von ca. 3 €/Nm³/h (siehe Kap. 1.1.2.5). Die überwiegende Anzahl der Gipsproduktionsanlagen weist eine Durchsatzkapazität von 30 Mg/h oder weniger auf (Gypstech). Unter Berücksichtigung eines angenommenen Abluftvolumens von 2.000 m³ je Mg-Gips und einer Anlagengröße von 30 Mg/h errechnet sich ein Abgasvolumenstrom von 60.000 Nm³/h. Damit ergeben sich jährliche Invest- und Energiebetriebskosten von 180.000 € für eine solche Anlage. Bei 4.500 Betriebsstunden pro Jahr liegt der Jahresdurchsatz bei etwa 135.000 Mg Gips. Es wären demnach ca. 24 Anlagen dieser Größenordnung erforderlich, um eine REA-GIPS-Menge von 3,2 Mio. Mg zu verarbeiten. Dies würde jährliche Invest- und Betriebskosten von ca. 4,3 Mio. € ohne Sorbentienverbrauch erforderlich machen.

Für die Berechnung der Sorbentienkosten wurde pauschal von einem Aktivkohleverbrauch, der ein Minderungspotential von 80 % erwarten lässt, ausgegangen. Für eine undotierte Aktivkohle werden mittlere Kosten von 450 €/Mg angenommen (siehe Kap. 1.1.1.5) sowie ein Aktivkohleverbrauch von 7 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber (siehe Kap. 1.1.1.2). Somit ergeben sich bei einem Minderungspotential von 106 bis 267 kg/a (siehe Tabelle 76) betriebsmittelbedingte Minderungskosten von ca. 334.000 bis 840.000 €/a.

Für die Entsorgung der beladenen Aktivkohle wird mit Kosten von 400 €/Mg gerechnet (siehe Kap. 1.1.1.5). Ausgehend von einem Minderungspotential von 106 kg/a ergibt sich eine zu entsorgende Menge an Aktivkohle von 742 Mg, was Entsorgungskosten von ca. 297.000 € entspricht. Bei einem Minderungspotential von 267 kg/a ergeben sich Entsorgungskosten von ca. 740.000 € (1.869 Mg Aktivkohle).

Insgesamt lassen sich somit Minderungskosten von 4,9 bis 5,9 Mio. € berechnen. Dies ergibt spezifische Minderungskosten von 21.900 bis 46.200 €/kg abgeschiedenen Quecksilbers.

Pro Mg Gips ergeben sich bei einer Jahresproduktion aus 3,2 Mio. Mg Gips Minderungskosten von 1,5 bis 186 €. Dies entspricht spezifischen Minderungskosten von ca. 0,5 % des aktuellen Verkaufspreises von 250 bis 300 €/Mg Gips für Siloware aus dem Baustoffgroßhandel (Knauf 2020).

2.3.9 Glasproduktion

Die Glasherstellung wird für eine detaillierte Betrachtung als relevant angesehen, da relativ hohe Quecksilbermengen in die Luft und in das Wasser emittiert werden.

Bei der Übertragung von Quecksilberminderungstechniken anderer Sektoren auf die Glasindustrie müssen die Quecksilberminderungsmaßnahmen auf die Reduzierung von Quecksilber im Abgas ausgerichtet werden.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in der Glasindustrie in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.9.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberausträgen werden in der Glasindustrie bislang keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt.

2.3.9.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

In Tabelle 82 werden spezifische luftseitige Hg-Minderungstechniken für trockene Abgasreinigungsanlagen aufgeführt, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen. Nachfolgend wird diskutiert, ob sie zur Minderung der Quecksilberemissionen im Abgas der Glasindustrie geeignet sind.

Tabelle 82: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte luftseitige Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen (Trockenverfahren)

Technik	Anwendung	Anmerkung
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	USA, Deutschland, Tschechische Republik (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen)	In den USA in vielen Steinkohlekraftwerken etabliert, in Deutschland, Polen und Tschechischer Republik Einzelanwendungen zu Versuchszwecken in Braunkohlekraftwerken.
Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter	USA, Deutschland, u.a. (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke, Elektrostahlwerke, NE-Metallindustrie)	In vielen Sektoren bereits etabliert.
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubfilter	USA (Kohlekraftwerke), Deutschland (Abfallverbrennung, Sinteranlagen)	In USA vereinzelt, in Deutschland bei vielen HMVA und SAV und in Sinteranlagen etabliert.

Technik	Anwendung	Anmerkung
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Deutschland, Schweiz (Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In Deutschland an vielen HMVA und SAV etabliert; nur in einem Zementwerk
SPC-Module	USA, Deutschland, Polen, Tschechische Republik (Kohlekraftwerke; Klärschlammverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In USA in mehreren Anlagen etabliert. In Deutschland seit 2018 in einer Anlage in Betrieb, in Tschechien eine Anlage 2020 in Bau, Versuchsbetrieb im Pilotmaßstab in Anlagen in Deutschland, Tschechische Republik und Polen.
Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben	Deutschland, Österreich (Zementwerke)	Bislang an zwei Anlagen in großtechnischem Einsatz

Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation

Bei fehlenden Halogenen in den Eingangsmaterialien erhöht die Halogenzugabe (in der Regel: Zugabe von Bromsalzen) den Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas. Die Bromsalzzugabe kann bei fehlenden Halogenen eine bessere Quecksilberadsorption an Sorbentien bewirken. Es wird davon ausgegangen, dass das Abgas von Glasöfen einen geringen Halogengehalt aufweist, so dass die Zugabe von Halogenen die Quecksilberminderung verbessert.

Die Vorteile, die eine Erhöhung der oxidierten Quecksilberanteile in nassen Abgasreinigungsverfahren mit sich bringt, können in der Glasherstellung nicht genutzt werden, da nur trockene Abgasreinigungsverfahren zum Einsatz kommen.

Kenntnisse über die Wirkung einer Halogenzugabe liegen aus der Glasindustrie nicht vor. Es sind Untersuchungen erforderlich, ob die Zugabe von Bromsalzen in den Abgasstrom sich positiv auf das Abscheideverhalten von Quecksilber auswirkt und welche unerwünschten Zusatzemissionen dadurch ggf. entstehen können. Weiterhin sind Korrosionswirkungen der Bromsalzzugabe zu untersuchen.

Sind grundsätzliche Fragen gelöst, ist davon auszugehen, dass der Einsatz der Technik mit einem relativ geringen Aufwand verbunden ist, da lediglich kleine Container zur Lagerung der Salzlösung sowie Dosiervorrichtungen (bei der Materialaufgabe oder im Abgasstrom) installiert werden müssen. Die Technik ist nur in Kombination mit einer weiteren Abscheidetechnik (Nass- oder Trockenabscheidung) sinnvoll einzusetzen.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

In der Glasindustrie werden Sorbentien in Kombination mit Staubfiltern eingesetzt, wenn im Abgas besonders hohe Schwefelgehalte auftreten. Vor dem Gewebe- oder Elektrofilter werden dann in einem Flugstromreaktor kalkhaltige Sorbentien eingesetzt. Bei dieser Anlagenkonstellation kann im Flugstromreaktor zusätzlich zum kalkhaltigen Sorbens zur Quecksilberminderung Aktivkoks oder Aktivkohle eingesetzt werden. Dessen quecksilbermindernde Wirkung kann durch Bromierung oder Schwefeldotierung des Sorbens erhöht werden. Die Abscheidung von Aktivkoks oder Aktivkohle ist aufgrund ihrer schlechten Aufladbarkeit an Elektrofiltern weniger effizient als an Gewebefiltern.

Die Übertragung der Technik der Aktivkoks- bzw. Aktivkohlezugabe auf einen bestehenden Flugstromreaktor ist grundsätzlich möglich, da bei Anlagen mit Staubfiltern die

Abgaszusammensetzung und Temperatur ähnlich ist wie in den Sektoren, in denen die Technik bereits zum Einsatz kommt (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke, Elektrostahlwerke, NE-Metallindustrie).

Der Einsatz der Technik führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Filterstaub nicht in die Glasindustrie zurückgeführt wird, sondern eine Deponierung unter Tage erfolgt. Es kommt somit zu einer Erhöhung des Rohstoff- und Energiebedarfes, weil der Filterstaub nicht mehr genutzt, sondern zusammen mit dem Quecksilber deponiert wird. Die Technik führt bei einer Untertagedeponierung der beladenen Sorbentien und Glasstäube zu einer Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke.

Der Aufwand zum Einbau der Technik ist in Anlagen der Glasindustrie relativ gering, wenn bereits eine Staubfilterung zur Verfügung steht. Es sind dann lediglich Einrichtungen zur Lagerung von Aktivkoks oder Aktivkohle und deren Zudosierung erforderlich.

Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter

Die Eindüsung von quecksilbermindernden Sorbentien wie Aktivkoks oder Aktivkohle (ggf. bromiert oder schwefeldotiert) vor einem eigens dafür gebauten Gewebefilter kann zur Quecksilberminderung im Abgas der Glasindustrie genutzt werden, wenn die bisherige Filtertechnik zur Rückführung von Filterstaub genutzt werden soll. Zur besseren Ausnutzung der Beladepazität der Sorbentien kann eine Teil-Kreislaufführung erfolgen. Die Technik führt bei einer Untertagedeponierung der beladenen Sorbentien zu einer Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke.

Die Übertragung der Technik eines zusätzlichen Gewebefilters für die Aktivkoks-/Aktivkohle-Eindüsung auf Anlagen der Glasindustrie ist möglich, da Abgaszusammensetzung und Temperatur ähnlich sind wie in Anlagen, die die Technik bereits einsetzen (Abfallverbrennungsanlagen und Kohlekraftwerke). In der Glasindustrie können höhere Abgastemperaturen vorherrschen (400-450 °C im Rohgas, 250 °C nach einem Scherbenvorwärmer). Es ist darauf zu achten, dass am Gewebefilter 150 °C nicht überschritten werden, z. B. durch eine Quenche, um eine Entzündung zu vermeiden. Ansonsten sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Glasindustrie den Einsatz der Technik behindern oder die Quecksilberminderung beeinträchtigen.

Die Realisierung der Technik erfordert einen hohen technischen Aufwand, da zusätzlich zu Lager- und Dosiereinrichtungen für Aktivkoks- oder Aktivkohle der Neubau eines Gewebefilters, ggf. mit vorgeschalteter Quenche, erforderlich sind.

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert.

Die Übertragung der Quecksilberminderungstechnik auf die Glasindustrie ist möglich, wenn die Abgastemperatur unter die Selbstentzündungstemperatur der eingesetzten Sorbentien gebracht wird. Dies erfordert bei Abgas aus der Glasindustrie eine Abkühlung der Abgase (z. B. durch eine Quenche). Der Staubgehalt der Abgase vor einem Festbett-/Wanderbettfilter sollte gering sein ($< 30 \text{ mg/Nm}^3$), um den Druckverlust gering zu halten und Verstopfungen zu vermeiden. Diese Voraussetzung ist in der Glasindustrie erfüllt. Es sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Glasindustrie den Einsatz der Technik behindern oder die Quecksilberminderung beeinträchtigen.

Der technische Aufwand ist hoch, da ein Festbett- oder Wanderbettfilter in den Abgasweg eingebaut werden muss und zusätzlich eine Quenche nötig ist.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

Im Vergleich zum Abgas von Kohlekraftwerken, wo die Technik im Wäscher installiert wird und deshalb relativ niedrige Temperaturen vorherrschen, liegen die Abgastemperaturen der Glasindustrie deutlich höher. Um die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module (80 °C) zu unterschreiten, muss in der Glasindustrie die Abgastemperatur durch Wassereindüsung (Quenche) gesenkt werden.

Die Übertragung der Quecksilberminderungstechnik auf die Glasindustrie ist somit möglich, wenn die Abgastemperatur auf unter 80 °C gesenkt wird. Über diese Einschränkung hinaus sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Glasindustrie den Einsatz der Technik behindern. Aufgrund der geringen Betriebstemperatur der Module kann ein Wärmetauscher vor und nach den SPC-Modulen erforderlich sein, um die Abgase vor der Ableitung auf höhere Temperaturen zu erwärmen. Da im Wärmetauscher Kondensatwasserbildung zu erwarten ist, muss das Aggregat entsprechend beständig ausgeführt werden und eine Kondensatwasser-Behandlung oder Direktentsorgung erfolgen.

Der technische Aufwand für die SPC-Modultechnik ist hoch, da nicht wie in Kohlekraftwerken ein Wäscher einschließlich Abwasserbehandlung zum Einbau der SPC-Module genutzt werden kann, sondern ein eigenes Gehäuse mit den Modulen in den Abgasweg eingebaut werden muss.

Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben

Das Verfahren zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben nutzt hohe Ofenabgastemperaturen, um staubgebundenes Quecksilber elementar auszudampfen und nach einem Hochtemperatur-Staubfilter und einem nachgeschalteten Flugstromreaktor an Aktivkohle zu adsorbieren. Die Technik führt bei einer Untertagedeponierung der beladenen Aktivkohle zur Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke.

Die Übertragung der Technik zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben in die Glasindustrie ist grundsätzlich möglich, da das Rohgas von Anlagen der Glasindustrie Temperaturen von über 400 °C aufweist und zur Ausdampfung von staubgebundenem Quecksilber genutzt werden kann. Neben der Temperatur ist auch die Abgaszusammensetzung ähnlich wie im Sektor, in dem die Technik bereits zum Einsatz kommt (Zementindustrie). Allerdings findet in den Öfen der Glasindustrie nur in geringem Maße (bei Scherbenrückführung), wie im Drehrohr der Zementindustrie, eine Aufkonzentrierung von Quecksilber statt. Es ist daher mit geringen Quecksilberbeladungen des Staubes und tendenziell hohen Anteilen gasförmigen Quecksilbers im Abgas zu rechnen. Unter diesem Gesichtspunkt erscheint die Technik nicht für die Glasindustrie geeignet.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 83 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 83: Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen für luftseitige Emissionen der Glasindustrie

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebserfahrungen	Anmerkung
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	Ja	Gering	1	Gute Wirkung, da die Einsatzstoffe wenig Halogene enthalten. Nur in Kombination mit Nass- oder Trockensorption sinnvoll. Ggf. höherer Verschleiß durch Korrosion.
Eindüsung von Sorbentien vor einem Staubfilter	Ja	Gering	1	Minderungswirkung hängt vom Anteil elementaren Quecksilbers und von der Art der Sorbentien ab. Die Nutzung vorhandener Staubfilter und Überführung des Staubes in eine Senke führt zu erhöhtem Ressourcen- und Energieeinsatz (keine Staubrückführung).
Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter	Ja	Hoch	1	Abgastemperatur darf die Selbstentzündungstemperatur der Gewebefilter nicht überschreiten (Quenche nötig).
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Ja	Hoch	1	Abgastemperatur darf die Selbstentzündungstemperatur der Sorbentien nicht überschreiten (ggf. Quenche nötig).
SPC-Verfahren	Ja	Hoch	2	Abgastemperatur darf die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module nicht überschreiten (Quenche nötig); es fällt ggf. zusätzliches saures Abwasser an, ggf. Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien und Wärmetauscher zur Abgasaufheizung erforderlich, Stand alone-Betrieb erforderlich.
Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben	Nein	-	2	Keine erhöhte Konzentration von Quecksilber im Staub zu erwarten, da kein Anhaften an Staub wie in Zementindustrie.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.9.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Die Abschätzung des Minderungspotentials erfolgt unter Annahme der Anwendung einer Flugstromadsorption mit Aktivkohle in den vorhandenen Staubfiltern. Dabei wird in Kauf genommen, dass dies mit einem Ressourcen- und Energieverlust einhergeht, weil keine Rückführung von Filterstaub mehr erfolgt, sondern eine Untertagedeponierung der Stäube.

Es wird davon ausgegangen, dass das Minderungspotential vorrangig in Anlagen der Glasindustrie umgesetzt wird, deren Quecksilberausstoß im Abgas höher als $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ liegt, d. h. etwa in der Hälfte der 60 Anlagen der Glasherstellung, die der Industrieemissionsrichtlinie unterliegen. Es wird angenommen, dass die Emissionen dieser 30 Anlagen etwa drei Viertel der Quecksilberfracht ausmachen. Als Abscheiderate durch Aktivkohle wird 80 - 95 % angenommen (vgl. Kapitel 1.1.1).

Tabelle 84 zeigt, dass unter diesen Annahmen das Minderungspotential rund 150 - 210 kg/a beträgt.

Tabelle 84: Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für die Glasindustrie

Emissions- massenstrom A [kg/a]	Emissions- massenstrom B [kg/a]	Anteil mit Minderungs- technik	Abscheiderate durch Aktivkohle- eindüsung	Hg- Minderungs- potential A [kg/a]	Hg- Minderungs- potential B [kg/a]
250	300	ca. 75 %	ca. 80 - 95 %	150 - 180	180 - 210

2.3.9.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Die Kostenberechnung erfolgt auf der Annahme von Investitionskosten von 0,3 Mio. € pro Jahr für einen Gewebefilter mit vorgeschalteter Sorbentienzugabe für ein Abgasvolumen von ca. 100.000 m³/h; dabei ist eine Abschreibungszeit von 10 Jahren berücksichtigt (vgl. Tabelle 5). Für 50 Anlagen, in denen investiert würde, belaufen sich die Investitionskosten somit auf insgesamt 9,0 Mio. €/a.

Die Kostenberechnung für den Sorbentieneinsatz erfolgt in Analogie zu Daten bei Einsatz des Flugstromverfahrens in Kohlekraftwerken. Bei Kohlekraftwerken wurden Eindüsungsraten von 7 Mg/kg abgeschiedenes Hg für 80 % Minderung mit unbehandelter Aktivkohle ermittelt, sowie 2 Mg/kg abgeschiedenes Hg für 95 % Minderung mit bromierter Aktivkohle. Die Kosten für unbehandelte Aktivkohle bzw. Aktivkoks werden mit 450 €/Mg angesetzt, die Kosten für bromierte Aktivkohlen mit 2.800 €/Mg (vgl. Kapitel 1.1.1.2).

Für die Minderung von 150 - 180 kg/a Quecksilber (80 % Minderung) ergibt sich somit für unbehandelte Aktivkohle ein Verbrauch von rund 1.100 - 1.300 Mg/a. Bei Sorbenskosten von 450 €/Mg ergeben sich daraus Kosten von 0,50 - 0,59 Mio. €/a.

Für die Minderung von 200 - 210 kg/a Quecksilber (95 % Minderung) ergibt sich für bromierte Aktivkohle ein Verbrauch von rund 300 - 360 Mg/a. Bei Sorbenskosten von 2.800 €/Mg ergeben sich daraus Kosten von 0,84 - 1,0 Mio. €/a. (vgl. Tabelle 85)

Tabelle 85: Hg-Minderungskosten in der Glasindustrie für den Einsatz von Sorbentien

Minderungsmenge [kg/a]	Spezifischer Sorbentieneinsatz [Mg/kg Hg]	Jahresmenge Sorbentien [Mg/a]	Spezifische Sorbenskosten [EUR/Mg]	Jahreskosten Sorbentien [Mio. EUR/a]
150 – 180	7	1.100 - 1.300	450	0,50 - 0,59
200 – 210	2	200 - 360	2.800	0,84 - 1,0

Für die Entsorgung des beladenen Sorbens unter Tage werden mittlere Kosten von ca. 400 €/Mg kalkuliert [K & S 2020]. Die Entsorgungskosten betragen beim Einsatz von unbehandeltem Sorbens 0,4 - 0,5 Mio. €, bei Nutzung bromierter Aktivkohle 0,08 - 0,1 Mio. €.

Tabelle 86 nennt die Gesamtkosten, in denen Investitionskosten sowie Betriebs- und Entsorgungskosten berücksichtigt sind, jeweils für 80 % und 95 % Quecksilberminderung.

Zusammen mit den jährlichen Investitionskosten von 9,0 Mio. € ergeben sich Kosten in Höhe von rund 10 Mio. €/a für die Minderung von 150 - 180 kg/a Quecksilber. Für 95 % Minderung mit bromierter Aktivkohle ergeben sich (aufgrund der geringeren Kosten für die Entsorgung) ebenfalls Kosten von rund 10 Mio. für 200 - 210 kg/a Quecksilberreduzierung.

Tabelle 86: Hg-Minderungskosten in der Glasindustrie für den Einsatz von Sorbentien

Minderungsmenge [kg/a]	Jahreskosten Sorbentien [Mio. EUR/a]	Jahreskosten Investition [Mio. EUR/a]	Jahreskosten Entsorgung [Mio. EUR/a]	Summe Minderungskosten [Mio. EUR/a]
150 – 180	0,5 - 0,6	9,0	0,4 - 0,5	10
200 – 210	0,8 - 1,0	9,0	0,08 - 0,1	10

Aus den Gesamtkosten resultieren spezifische Quecksilberminderungskosten von rund 56.000 - 67.000 €/kg Hg bei 80 % Minderung mit unbehandelter Aktivkohle bzw. Aktivkoks (der höhere Wert bezieht sich auf die geringere Minderungsmenge). Beim Einsatz von bromierter Aktivkohle und 95 % Minderung betragen die spezifischen Kosten rund 48.000 - 50.000 €/kg Hg.

Zusätzlich entsteht durch die Minderungsmaßnahme ein erhöhter Ressourcen- und Energieverbrauch sowie entsprechende Kosten, weil der Filterstaub mit dem Quecksilber zusammen einer langzeitsicheren Senke zugeführt wird und nicht mehr als Rohstoffersatz in die Glaswanne verwertet werden kann.

2.3.9.5 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben

Es ist nicht bekannt, dass spezifische Quecksilberminderungstechniken in der Branche bereits eingesetzt werden.

2.3.9.6 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren angewendet werden.

Für die Behandlung von Abwasser aus der Glasindustrie kommen grundsätzlich die in der Tabelle 87 genannten Techniken in Betracht.

Tabelle 87: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur Minderung von wasserseitigen Quecksilberemissionen der Glasherstellung

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Nichteisen-Metallindustrie, Kohlekraftwerke, Sonderabfallverbrennungsanlagen	Vielseitig anwendbar
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Kohlekraftwerke	Verunreinigung der Ionentauscher zu prüfen
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Abfallverbrennungsanlagen, Kohlekraftwerke	Verblockung der Membranen zu prüfen

Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung

Die spezifische Hg-Fällung mittels einer separaten Hg-Fällungsstufe führt zu einer erhöhten Quecksilberabscheidung in der Abwasserbehandlung und bietet die Möglichkeit einer gezielten Überführung des Quecksilbers in eine sichere Senke, z. B. einer Untertagedeponie, bei gleichzeitiger Verringerung des zu deponierenden Schlammaufkommens.

Aufgrund des breiten Anwendungsbereiches bei der Behandlung von überwiegend anorganisch belasteten Abwässern kann davon ausgegangen werden, dass sich die Technik auch auf Abwasserbehandlungsanlagen in der Glasherstellung übertragen lässt.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage umgebaut bzw. erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik sowie Zwischenspeicher und Dosierungseinrichtungen für das Hg-spezifische Fällungsmittel erforderlich.

Ionentauscher zur Abwasserbehandlung

Mit Ionenaustauschern lässt sich gelöstes Quecksilber aus dem Abwasserstrom abscheiden.

Die Anwendbarkeit für Anlagen der Glasherstellung ist zu prüfen. Da die Technik nur im Abwasser gelöstes Quecksilber entfernen kann, ist ihr Einsatz insbesondere dort sinnvoll, wo der Anteil an partikelgebundenem Quecksilber im Abwasser relativ gering ist bzw. durch Vorreinigung verringert werden kann. Die Technik kommt daher insbesondere als nachgeschaltete Stufe einer neu errichteten Abwasserreinigung mit hoher Abscheideleistung von partikelgebundenem Quecksilber zum Einsatz.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage erweitert und ggf. hinsichtlich der Abscheidung von Partikeln verbessert werden muss. Weiterhin ist zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik erforderlich.

Die Ionenaustauschertechnik benötigt insbesondere bei erheblich schwankenden Abwasserzusammensetzungen ein komplexes und automatisiertes Konzept zur Reinigung und Aufrechterhaltung der Ionenaustauschkapazität.

Membranverfahren zur Abwasserbehandlung

Mit Hilfe der Membranfiltration lässt sich partikelgebundenes Quecksilber aus dem Abwasserstrom entfernen.

Die Membranfiltration wird als zusätzliche Stufe zu einer mehrstufigen Flockung und Fällung grundsätzlich auch für Abwasserreinigungsanlagen der Glasherstellung als geeignet angesehen. Die Anwendbarkeit sollte im Rahmen von Pilotversuchen anhand eines Teilstroms geprüft werden.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik erforderlich.

Die Membranfiltration benötigt insbesondere bei erheblich schwankenden Abwasserzusammensetzungen ein komplexes und automatisiertes Konzept zur Reinigung und Aufrechterhaltung der Durchlässigkeit der Membranen.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur wasserseitigen Hg-Minderung

Tabelle 88 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 88: Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken für den Wasserpfad auf Abwasserbehandlungsanlagen der Glasindustrie

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Ja	Mittel	1	Grundsätzlich geeignet
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Ja	Hoch	2	Nur zur Entfernung des gelösten Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Pflegekonzept erforderlich.
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Ja	Hoch	2	Nur zur Entfernung von partikelgebundenem Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Pflegekonzept erforderlich.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.9.7 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Das Quecksilberminderungspotential für die Einträge über den Wasserpfad lässt sich aufgrund der unzureichenden Informationen über die Hg-Einträge über Abwasser der Glasindustrie nicht quantifizieren.

Vor dem Hintergrund der Erfahrung in anderen Sektoren, z. B. der Quecksilberabscheidung im Abwasser von Kohlekraftwerken, kann davon ausgegangen werden, dass durch die Anwendung quecksilberspezifischer Minderungstechniken Restkonzentrationen von 0,2 µg/l und darunter erreicht werden können.

2.3.9.8 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Da sich das Quecksilberminderungspotential nicht quantifizieren lässt, ist auch eine Abschätzung der Minderungskosten nicht möglich.

2.3.10 Biomassefeuerungsanlagen

Feuerungsanlagen für Biomasse werden insbesondere aufgrund der hohen Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine detaillierte Betrachtung angesehen.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in Biomassefeuerungsanlagen in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.10.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich im Sektor bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberemissionen aus Biomassefeuerungsanlagen kommen bislang keine spezifischen Minderungstechniken zum Einsatz.

2.3.10.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

In Tabelle 89 werden spezifische Hg-Minderungstechniken für trockene Abgasreinigungsanlagen, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen, aufgeführt. Die Zugabe von Halogenen in das Abgas zur Erhöhung der Quecksilberoxidation wird hier nicht näher betrachtet, da davon ausgegangen wird, dass ein ähnlicher Effekt bei Bedarf durch die Zugabe von bromierter oder schwefeldotierter statt normaler Aktivkohle mit weniger Aufwand erreicht werden kann.

Tabelle 89: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen in Biomassefeuerungsanlagen

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation		In den USA in vielen Steinkohlekraftwerken etabliert, in Deutschland, Polen und Tschechischer Republik Einzelanwendungen zu Versuchszwecken in Braunkohlekraftwerken.
Eindüsung von Sorbentien vor einem Staubfilter	USA, Deutschland, u.a. (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke, Elektrostahlwerke, NE-Metallindustrie)	In vielen Sektoren bereits etabliert.
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Deutschland, Schweiz (Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerk)	In Deutschland an vielen HMVA und SAV etabliert; Einsatz nur bei einem Zementwerk
SPC-Module	USA, Deutschland, Polen, Tschechische Republik (Stein- und Braunkohlekraftwerke, Klärschlammverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In USA in mehreren Anlagen etabliert. In Deutschland seit 2018 in einer Anlage in Betrieb, in Tschechien eine Anlage 2020 in Bau, Versuchsbetrieb im Pilotmaßstab in Anlagen in Deutschland, Tschechische Republik und Polen.

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Abscheidung über einen zusätzlichen Gewebefilter	USA (Kohlekraftwerke), Deutschland (Abfallverbrennung, Sinteranlagen)	In USA vereinzelt, in Deutschland bei vielen HMVA und SAV und in Sinteranlagen etabliert.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

Der Einsatz der Sorbentien Aktivkoks oder Aktivkohle führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Staub unter Tage deponiert wird. Die Abscheidewirkung kann erhöht werden, wenn die Aktivkohle mit Halogenen oder Schwefel dotiert wird.

Die Zugabe von Aktivkohle oder schwefeldotierter Aktivkohle vor einem Gewebefilter oder einem Elektrofilter hat sich in verschiedenen Sektoren in Europa und den USA, die diese Technik bereits seit vielen Jahren einsetzen, bewährt. Sie wurde ursprünglich insbesondere zur Minderung von Dioxinemissionen installiert. An Stelle von Aktivkohle oder schwefeldotierter Aktivkohle sind grundsätzlich auch andere Sorbentien, wie z. B. Aktivkoks oder bromierte Aktivkohle denkbar. Die dotierten Aktivkohlen weisen den Vorteil auf, dass sie effektiver sind und daher eine geringere Einsatzmenge erforderlich ist.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung der Aktivkohle, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert.

Festbett- und Wanderbettfilter werden zur Abscheidung von Quecksilber sowie organischen Schadstoffen insbesondere in der Abfallverbrennung eingesetzt. Ein Einsatz im Bereich der Biomasseverbrennung ist grundsätzlich möglich, da die Zusammensetzung und die Temperatur der Abgase nach dem Filter ähnlich sind. Voraussetzung sind allerdings Abgastemperaturen, die für Aktivkohlen verträglich sind.

Allerdings erfordert die Realisierung der Technik einen sehr hohen technischen Aufwand, da der Bau eines Wanderbettfilters als zusätzliche Reinigungsstufe erforderlich ist.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

SPC-Module kommen insbesondere in den USA in mehreren Steinkohlekraftwerken sowie in einem polnischen und deutschen Braunkohlekraftwerk zur Anwendung.

Im Vergleich zum Abgas von Kohlekraftwerken, in denen das Verfahren im Wäscher installiert wird und damit relativ geringe Temperaturen unter 80 °C erreicht werden, liegen die Temperaturen im Abgas von Biomasseverbrennungsanlagen nach dem Staubabscheider wesentlich höher (bei Quecksilbermessungen an zwei Biomassefeuerungsanlagen, die im Rahmen des Forschungsvorhabens durchgeführt wurden, lagen Abgastemperaturen von ca. 140 bzw. 180 °C vor). Daher ist zum wirksamen Betrieb des Verfahrens eine Absenkung der Rauchgastemperatur erforderlich, was zu höheren Aufwendungen für einen Wärmetauscher führt, da das Abgas ggf. nach dem Modul wieder aufgeheizt werden muss. Außerdem ist mit

Abwasser durch Kondensat, das bei der Abkühlung entsteht, zu rechnen. Ggf. ist das Gebäude, in dem die Module untergebracht sind, korrosionsgeschützt auszuführen.

Da die Technik im Gegensatz zum Betrieb in Kohlekraftwerken nur im Stand alone-Betrieb eingesetzt werden kann, ist der technische Aufwand zur Realisierung der Anlage hoch. Es sind der Bau eines Gehäuses, in dem die Module aufgestellt werden, sowie die Rohrleitungen zur Zu- und Abführung sowie zur optimalen Verteilung der Rauchgase im Einströmbereich der Anlage erforderlich.

Abscheidung über einen zusätzlichen Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung

Der Einbau eines zusätzlichen Gewebefilters mit Aktivkohleabscheidung führt zu einer Aufkonzentration von Quecksilber in den Reststoffen. Die Technik wird beispielsweise bei Sinteranlagen zur Abscheidung von Quecksilber eingesetzt.

Allerdings erfordert die Realisierung der Technik einen sehr hohen technischen Aufwand, da der Bau eines separaten Gewebefilters mit Aktivkohleeindüsung als zusätzliche Reinigungsstufe erforderlich ist.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 90 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 90: Anwendbarkeit von bereits in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Emissionen

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebserfahrungen	Anmerkung
Eindüsung von Sorbentien vor einem Staubfilter	Ja	gering	1	Minderungswirkung hängt vom Anteil elementaren Quecksilbers und von der Art der Sorbentien ab.
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Ja	Hoch	1	
SPC-Module	Ja	Hoch	2	Abgastemperatur darf die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module nicht überschreiten (Quenche nötig); es fällt ggf. zusätzliches saures Abwasser an, ggf. Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien und Wärmetauscher zur Abgasaufheizung erforderlich, Stand alone-Betrieb erforderlich.
Abscheidung über einen zusätzlichen Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung	ja	Hoch	1	

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.10.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Um die Quecksilberemissionen im Abgas von Biomassefeuerungsanlagen zu senken, wird die Eindüsung von Aktivkohle in den Rauchgasstrom vor dem Staubfilter als sinnvoll erachtet. Die Technik ist bewährt und mit einem relativ geringen Aufwand verbunden. Ggf. ist das Verfahren mit einer Zugabe von Brom in die Feuerung zu kombinieren oder es sind bromierte oder schwefeldotierte Aktivkohlen einzusetzen. Zur Abschätzung des Minderungspotentials wird einmal von einer zusätzlichen Hg-Abscheidung von 80 % durch den Einsatz einer niedrig mit Schwefel dotierten Aktivkohle und einmal mit 95 % durch den Einsatz einer bromierten Aktivkohle ausgegangen. (siehe Kap. 1.1.1). Bei Quecksilberfrachten im Bereich von 110 bis 280 kg/a würde sich somit ausgehend von einer Reduktion der Hg-Frachten von 80 % ein Minderungspotential von 88 bis 224 kg/a und ausgehend von einer Reduktion der Hg-Frachten von 95 % ein Minderungspotential von 105 bis 266 kg/a ergeben.

2.3.10.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Die Minderungskosten hängen stark von der Art der eingesetzten Staubabscheidung ab. Beim Einsatz von Gewebefiltern ist von einem wesentlich geringeren Aktivkohlebedarf auszugehen als beim Einsatz von Elektrofiltern. Weiterhin sind die Minderungskosten davon abhängig, welche Art der Aktivkohle eingesetzt werden muss, um die gewünschte Abscheiderate zu erreichen.

Die nachfolgende Tabelle enthält die Kosten, die durch den Verbrauch an Aktivkohle anfallen für eine Hg-Minderung von 80 bzw. 95 %. Es wurde jeweils von einem Aktivkohlebedarf von 7 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber bei einer Abscheidung von 80 % und von 2 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber bei einer Abscheidung von 95 % ausgegangen. Die zusätzlichen Entsorgungskosten für die Ablagerung von Filterstäuben auf einer Deponie der Klasse 1 werden als vernachlässigbar eingeschätzt.

Tabelle 91: Abschätzung der Aktivkohlekosten zur Minderung von Hg-Emissionen bei Biomassefeuerungsanlagen

Minderungsrate	Geminderte Hg-Menge (Basis 2016) [kg/a]	Kosten Aktivkohle[€/Mg]	Minderungskosten [Mio. €/a]
80 %	88 - 224	450	0,28 – 0,70 ¹
95 %	105 - 266	2.800	0,59– 1.49 ²

¹: Aktivkohlebedarf: 7 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber (siehe Kap. 1.1.1.5)

²: Aktivkohlebedarf: 2 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber (siehe Kap. 1.1.1.5)

Die Investitionskosten sind nicht quantifizierbar, da Daten zu den Investitionskosten für die Aktivkohlezugabe bei Anlagen mit kleineren Abgasvolumenströmen, die deutlich unter 50.000 Nm³/h liegen, nicht bekannt sind. Wie aus Betreiberangaben bei Emissionsmessungen hervorging, die im Rahmen dieses Projektes durchgeführt wurden, weisen Biomassefeuerungsanlagen Abgasvolumenströme unter 30.000 Nm³/h auf.

Zusammenfassend ist daher festzustellen, dass sich die Gesamtkosten für die Hg-Minderung an Biomassefeuerungsanlagen derzeit nicht verlässlich quantifizieren lassen.

2.3.11 Braunkohlestaubfeuerung (ohne Zementwerke)

Feuerungsanlagen für Braunkohlestaub werden insbesondere aufgrund der hohen Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine detaillierte Betrachtung angesehen.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in Braunkohlestaubfeuerungen in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.11.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben

Zur Minderung von Quecksilberemissionen aus Braunkohlestaubfeuerungsanlagen kommen bislang keine spezifischen Minderungstechniken zum Einsatz.

2.3.11.2 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

In Tabelle 92 werden spezifische Hg-Minderungstechniken für trockene Abgasreinigungsanlagen, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen, aufgeführt. Die Zugabe von Halogenen in das Abgas zur Erhöhung der Quecksilberoxidation wird hier nicht näher betrachtet, da davon ausgegangen wird, dass ein ähnlicher Effekt bei Bedarf durch die Zugabe von bromierter oder schwefeldotierter statt normaler Aktivkohle mit weniger Aufwand erreicht werden kann.

Tabelle 92: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Halogenzugabe in den Rauchgasstrom	Deutschland, USA, Tschechische Republik und anderen Staaten (Kohlekraftwerke und Müllverbrennungsanlagen)	In den USA in vielen Steinkohlekraftwerken etabliert, in Deutschland, Polen und Tschechischer Republik Einzelanwendungen zu Versuchszwecken in Braunkohlekraftwerken.
Eindüsung von Sorbentien vor einem Staubfilter	USA, Deutschland, u.a. (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke, Elektrostahlwerke, NE-Metallindustrie)	In vielen Sektoren bereits etabliert.
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Deutschland, Schweiz (Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerk)	In Deutschland an vielen HMVA und SAV etabliert; Einsatz nur bei einem Zementwerk
SPC-Module	USA, Deutschland, Polen, Tschechische Republik (Stein- und Braunkohlekraftwerke, Klärschlammverbrennungsanlagen, Zementwerke)	In USA in mehreren Anlagen etabliert. In Deutschland seit 2018 in einer Anlage in Betrieb, in Tschechien eine Anlage 2020 in Bau, Versuchsbetrieb im Pilotmaßstab in Anlagen in Deutschland, Tschechische Republik und Polen.

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Abscheidung über einen zusätzlichen Gewebefilter	USA (Kohlekraftwerke), Deutschland (Abfallverbrennung, Sinteranlagen)	In USA vereinzelt, in Deutschland bei vielen HMVA und SAV und in Sinteranlagen etabliert.

Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation

Bei fehlenden Halogenen in den Eingangsmaterialien erhöht die Halogenzugabe (in der Regel: Zugabe von Bromsalzen) den Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas. Die Bromsalzzugabe kann bei fehlenden Halogenen eine bessere Quecksilberadsorption an Sorbentien und im Wäscher bewirken.

Die Vorteile, die eine Erhöhung der oxidierten Quecksilberanteile in nassen Abgasreinigungsverfahren mit sich bringt, sind bei trockenen Rauchgasreinigungsanlagen, wie sie bei Braunkohlestaubfeuerungsanlagen eingesetzt werden, nicht nutzbar.

Kenntnisse über die Wirkung einer Halogenzugabe liegen in Deutschland durch Versuche an Großfeuerungsanlagen, die Braunkohle verbrennen, vor. Eine Übertragbarkeit auf weitere Anlagen, die ebenfalls Kohlen mit niedrigen Halogengehalten einsetzen, ist im Einzelfall zu prüfen. Versuche mit Bromzugabe an einigen deutschen Braunkohlekraftwerken zeigten zum Teil nur geringe zusätzliche Hg-Abscheidung. In solchen Fällen empfiehlt es sich, das Verfahren in Kombination mit anderen Verfahren, z. B. Aktivkohlezugabe vor dem Staubfilter einzusetzen. Beim Einsatz der Technik ist zu berücksichtigen, dass an einzelnen Bauteilen der Rauchgasreinigung und des Kessels Korrosion auftreten kann.

Sind grundsätzliche Fragen gelöst, ist davon auszugehen, dass der Einsatz der Technik mit einem relativ geringen Aufwand verbunden ist, da lediglich kleine Container zur Lagerung der Salzlösung sowie Dosiervorrichtungen (bei der Materialaufgabe oder im Abgasstrom) installiert werden müssen.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

Der Einsatz der Sorbentien Aktivkoks oder Aktivkohle führt nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Staub unter Tage deponiert wird. Die Abscheidewirkung kann erhöht werden, wenn die Aktivkohle mit Halogenen oder Schwefel dotiert wird.

Die Zugabe von Aktivkohle oder schwefeldotierter Aktivkohle vor einem Gewebefilter oder einem Elektrofilter hat sich in verschiedenen Sektoren in Europa und den USA, die diese Technik bereits seit vielen Jahren einsetzen, bewährt. Sie wurde ursprünglich insbesondere zur Minderung von Dioxinemissionen installiert. An Stelle von Aktivkohle oder schwefeldotierter Aktivkohle sind grundsätzlich auch andere Sorbentien, wie z. B. Aktivkoks oder bromierte Aktivkohle denkbar. Die dotierten Aktivkohlen weisen den Vorteil auf, dass sie effektiver sind und daher eine geringere Einsatzmenge erforderlich ist.

Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung der Aktivkohle, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert.

Festbett- und Wanderbettfilter werden zur Abscheidung von Quecksilber sowie organischen Schadstoffen insbesondere in der Abfallverbrennung eingesetzt. Ein Einsatz im Bereich der Braunkohlestaubfeuerung ist grundsätzlich möglich, da die Zusammensetzung und die Temperatur der Abgase nach dem Filter ähnlich sind. Voraussetzung sind allerdings Abgastemperaturen, die für Aktivkohlen verträglich sind.

Allerdings erfordert die Realisierung der Technik einen sehr hohen technischen Aufwand, da der Bau eines Wanderbettfilters als zusätzliche Reinigungsstufe erforderlich ist.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

SPC-Module kommen insbesondere in den USA in mehreren Steinkohlekraftwerken sowie in einem polnischen und deutschen Braunkohlekraftwerk zur Anwendung.

Im Vergleich zum Abgas von Kohlekraftwerken, in denen das Verfahren im Wäscher installiert wird und damit relativ geringe Temperaturen unter 80 °C erreicht werden, liegen die Temperaturen im Abgas von Braunkohlestaubfeuerungsanlagen nach dem Staubabscheider wesentlich höher (bei Quecksilbermessungen an zwei Biomassefeuerungsanlagen, die im Rahmen des Forschungsvorhabens durchgeführt wurden, lagen Abgastemperaturen von ca. 120 bzw. 135 °C vor). Daher ist zum wirksamen Betrieb des Verfahrens eine Absenkung der Rauchgastemperatur erforderlich, was zu höheren Aufwendungen für einen Wärmetauscher führt, da das Abgas ggf. nach dem Modul wieder aufgeheizt werden muss. Außerdem ist mit Abwasser durch Kondensat, das bei der Abkühlung entsteht, zu rechnen. Ggf. ist das Gebäude der Anlage korrosionsgeschützt auszuführen.

Da die Technik im Gegensatz zum Betrieb in Kohlekraftwerken nur im Stand alone-Betrieb eingesetzt werden kann, ist der technische Aufwand zur Realisierung der Anlage hoch. Es sind der Bau eines Gehäuses, in dem die Module aufgestellt werden, sowie die Rohrleitungen zur Zu- und Abführung sowie zur optimalen Verteilung der Rauchgase im Einströmbereich der Anlage erforderlich.

Abscheidung über einen zusätzlichen Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung

Der Einbau eines zusätzlichen Gewebefilters mit Aktivkohleabscheidung führt zu einer Aufkonzentration von Quecksilber in den Reststoffen. Die Technik wird beispielsweise bei Sinteranlagen zur Abscheidung von Quecksilber eingesetzt. Ein Einsatz im Bereich der Braunkohlestaubfeuerung ist unter der Voraussetzung möglich, dass die Abgastemperaturen für Aktivkohlen verträglich sind.

Allerdings erfordert die Realisierung der Technik einen sehr hohen technischen Aufwand, da der Bau eines separaten Gewebefilters mit Aktivkohleeindüsung als zusätzliche Reinigungsstufe erforderlich ist.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur luftseitigen Hg-Minderung

Tabelle 93 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 93: Anwendbarkeit von in anderen Sektoren eingesetzten oder erprobten Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von luftseitigen Hg-Emissionen auf Braunkohlestaubfeuerungen

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebs- erfahrungen	Anmerkung
Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation	bedingt	gering	1	Höherer Verschleiß durch Korrosion; nur sinnvoll bei geringen Halogengehalten in der Kohle.
Eindüsung von Sorbentien vor einem Staubfilter	Ja	gering	1	Minderungswirkung hängt vom Anteil elementaren Quecksilbers und von der Art der Sorbentien ab.
Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter	Ja	Hoch	1	
SPC-Module	Ja	Hoch	2	Abgastemperatur darf die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module nicht überschreiten (Quenche nötig); es fällt ggf. zusätzliches saures Abwasser an, ggf. Verwendung von korrosionsgeschützten Materialien und Wärmetauscher zur Abgasaufheizung erforderlich, Stand alone-Betrieb erforderlich.
Abscheidung über einen zusätzlichen Gewebefilter mit Aktivkohleeindüsung	ja	Hoch	1	

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.11.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Um die Quecksilberemissionen im Abgas von Braunkohlestaubfeuerungsanlagen zu senken, wird die Eindüsung von Aktivkohle in den Rauchgasstrom vor dem Staubfilter als sinnvoll erachtet. Die Technik ist bewährt und mit einem relativ geringen Aufwand verbunden. Ggf. ist das Verfahren mit einer Zugabe von Brom in die Feuerung zu kombinieren oder es sind bromierte oder schwefeldotierte Aktivkohlen einzusetzen. Zur Abschätzung des Minderungspotentials wird einmal von einer zusätzlichen Hg-Abscheidung von 80 % durch den Einsatz einer niedrig mit Schwefel dotierten Aktivkohle und einmal mit 95 % durch den Einsatz einer bromierten Aktivkohle ausgegangen. (siehe Kap. 1.1.1). Bei Quecksilberfrachten im Bereich von 120 bis 220 kg/a würde sich somit ausgehend von einer Reduktion der Hg-Frachten

von 80 % ein Minderungspotential von 96 bis 176 kg/a und ausgehend von einer Reduktion der Hg-Frachten von 95 % ein Minderungspotential von 114 bis 209 kg/a ergeben.

2.3.11.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Die Minderungskosten hängen stark von der Art der eingesetzten Staubabscheidung ab. Beim Einsatz von Gewebefiltern ist von einem wesentlich geringeren Aktivkohlebedarf auszugehen als beim Einsatz von Elektrofiltern. Weiterhin sind die Minderungskosten davon abhängig, welche Art der Aktivkohle eingesetzt werden muss, um die gewünschte Abscheiderate zu erreichen.

Die nachfolgende Tabelle enthält die Kosten, die durch den Verbrauch an Aktivkohle anfallen für eine Hg-Minderung von 80 bzw. 95 %. Es wurde jeweils von einem Aktivkohlebedarf von 7 Mg/kg abgeschiedenen Quecksilbers bei einer Abscheidung von 80 % und von 2 Mg/kg abgeschiedenen Quecksilbers bei einer Abscheidung von 95 % ausgegangen. Die zusätzlichen Entsorgungskosten für die Ablagerung von Filterstäuben auf einer Deponie der Klasse 1 werden bei angenommenen Kosten von 10 €/Mg als vernachlässigbar eingeschätzt.

Tabelle 94: Abschätzung der Aktivkohlekosten zur Minderung von Hg-Emissionen bei Braunkohlestaubfeuerungsanlagen

Minderungsrate	Geminderte Hg-Menge (Basis 2016) [kg/a]	Kosten Aktivkohle[€/Mg]	Minderungskosten [Mio. €/a]
80 %	96 – 176	450	0,30 – 0,55 ¹
95 %	114 – 209	2.800	0,64 – 1,2 ²

¹: Aktivkohlebedarf: 7 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber (siehe Kap. 1.1.1.5)

²: Aktivkohlebedarf: 2 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber (siehe Kap. 1.1.1.5)

Die Investitionskosten sind nicht quantifizierbar, da Daten zu den Investitionskosten für die Aktivkohlezugabe bei Anlagen mit kleineren Abgasvolumenströmen, die deutlich unter 50.000 Nm³/h liegen, nicht bekannt sind.

Zusammenfassend ist daher festzustellen, dass sich die Gesamtkosten für die Hg-Minderung an Biomassefeuerungsanlagen derzeit nicht verlässlich quantifizieren lassen.

2.3.12 Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen

Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen werden insbesondere aufgrund der hohen Quecksilberemissionen über das Abwasser als relevant für eine detaillierte Betrachtung angesehen. Insbesondere die Anlagen großer Chemiewerke, in denen das Abwasser aus mehreren Produktionsbereichen gemeinsam behandelt wird, weisen teilweise sehr hohe Abwasservolumenströme auf, so dass sich allein hierdurch auch bei relativ geringen Hg-Konzentrationen im Abwasser hohe Frachten ergeben können.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in der industriellen Abwasserbehandlung in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.12.1 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben sowie Techniken, die in anderen Sektoren angewendet werden.

Spezifische Techniken zur Quecksilberminderung werden in der Abwasserbehandlung der chemischen Industrie bislang eher in Einzelfällen angewendet. Ein Beispiel ist die Behandlung

von Abwasser aus der Produktion von Quecksilbersalzen mit Hilfe von Ionenaustauschern (CWW BREF S. 258). Grundsätzlich kommen zur Behandlung die in der Tabelle 95 genannten Techniken in Betracht.

Tabelle 95: In der Chemischen Industrie sowie in anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von wasserseitigen Hg-Emissionen

Technik	Anwendung in
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Verschiedenen Staaten
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Verschiedenen Staaten
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Verschiedenen Staaten

Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung

Die spezifische Hg-Fällung mittels einer separaten Hg-Fällungsstufe führt zu einer erhöhten Quecksilberabscheidung in der Abwasserbehandlung und bietet die Möglichkeit einer gezielten Überführung des Quecksilbers in eine langzeitsichere Senke, z. B. einer Untertagedeponie, bei gleichzeitiger Verringerung des zu deponierenden Schlammauftkommens.

Aufgrund des breiten Anwendungsbereiches bei der Behandlung von überwiegend anorganisch belasteten Abwässern kann davon ausgegangen werden, dass sich die Technik auf eine Vielzahl von Anlagen in der Chemischen Industrie übertragen lässt. Es ist jedoch im Einzelfall immer eine Eignung der Technik zu prüfen.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage umgebaut bzw. erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik sowie Zwischenspeicher und Dosierungseinrichtungen für ein Hg-spezifisches Fällungsmittel erforderlich.

Ionentauscher zur Abwasserbehandlung

Mit Ionenaustauschern lässt sich insbesondere gelöstes Quecksilber aus dem Abwasserstrom abscheiden.

Das BVT-Merkblatt zur Abwasserbehandlung in der Chemischen Industrie (CWW-BREF) nennt Ionenaustauscher als ein Verfahren, das in der Abwasserbehandlung der Chemischen Industrie angewendet werden kann. Die Anwendbarkeit ist jedoch im Einzelfall zu prüfen. Da die Technik nur im Abwasser gelöstes Quecksilber entfernen kann, ist ihr Einsatz insbesondere dort sinnvoll, wo der Anteil an partikelgebundenem Quecksilber im Abwasser relativ gering ist. Sie kommt daher insbesondere als nachgeschaltete Stufe einer neu errichteten Abwasserreinigung mit hoher Abscheideleistung von partikelgebundenem Quecksilber zum Einsatz.

Die speziellen Abwasserzusammensetzungen der Kraftwerke sind zu berücksichtigen.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage erweitert werden muss. Weiterhin ist zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik erforderlich.

Die Ionenaustauschertechnik benötigt aufgrund der ggf. erheblich schwankenden Abwasserzusammensetzung in Abwasserreinigungsanlagen ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept.

Membranverfahren zur Abwasserbehandlung

Mit Hilfe der Membranfiltration lässt sich partikelgebundenes Quecksilber aus dem Abwasserstrom entfernen.

Ähnlich wie bei Ionenaustauscherverfahren wird auch die Membranfiltration als zusätzliche Stufe zu einer mehrstufigen Flockung und Fällung grundsätzlich auch für industrielle Abwasserreinigungsanlagen als anwendbar angesehen. Die Anwendbarkeit ist jedoch im Einzelfall zu prüfen. Die in den Abwässern vorliegenden teilweise sehr unterschiedlichen Abwasserzusammensetzungen sind besonders zu berücksichtigen.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik erforderlich.

Die Membranfiltration benötigt aufgrund der ggf. erheblich schwankenden Abwasserzusammensetzung in Abwasserreinigungsanlagen ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur wasserseitigen Hg-Minderung

Tabelle 96 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 96: Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von Hg-Emissionen über den Wasserpfad auf industrielle Abwasserbehandlungsanlagen

Technik	Einsatz möglich	Technischer Aufwand	Betriebserfahrungen	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Ja	Mittel	1	
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Ja	Hoch	2	Nur zur Entfernung des gelösten Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Ja	Hoch	2	Nur zur Entfernung von partikelgebundenem Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch vereinzelt in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.12.2 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Die von industriellen Abwasserbehandlungsanlagen freigesetzte Quecksilberfracht konnte im Rahmen dieser Studie nicht quantifiziert werden. Insofern sind an dieser Stelle nur qualitative Aussagen möglich.

Vor dem Hintergrund der Erfahrungen in anderen Sektoren, z. B. der Quecksilberabscheidung im Abwasser von Kohlekraftwerken, kann davon ausgegangen werden, dass durch die Anwendung quecksilberspezifischer Minderungstechniken Restkonzentrationen von 0,2 µg/l und darunter erreicht werden können. Erste Erfahrungen zeigen, dass bei einzelnen Anlagen ein Minderungspotential von über 90 % besteht. Insbesondere bei Anlagen, bei denen sich hohe Hg-Frachten durch hohe Abwasservolumenströme ergeben, sollte eine Kombination aus spezifischer Hg-Fällung mit dem Ionenaustauscherverfahren oder der Membranfiltration in Betracht gezogen werden.

2.3.12.3 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Die Kosten der Quecksilberminderung hängen stark von den jeweiligen Anlagen ab. Da weder die Anzahl noch die Größe der industriellen Abwasserbehandlungsanlagen im Rahmen dieser Studie ermittelt werden konnte, lassen sich hier auch keine Aussagen über die für den Sektor anfallenden absoluten Kosten machen.

2.3.13 Chemische Industrie - Titandioxidproduktion

Anlagen zur Titandioxidproduktion werden insbesondere aufgrund der hohen Quecksilberemissionen über das Abwasser als relevant für eine detaillierte Betrachtung angesehen. Die hohen Frachten ergeben sich insbesondere aus den hohen Abwasservolumina. Bei einigen Anlagen sind auch erhebliche Konzentrationsspitzen zu beobachten.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in der Titandioxidproduktion in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.3.13.1 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben

Es ist nicht bekannt, dass spezifische Quecksilberminderungstechniken in der Branche bereits eingesetzt werden.

2.3.13.2 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren angewendet werden.

Für die Behandlung von Abwasser aus der Titandioxidproduktion kommen grundsätzlich die in der Tabelle 97 genannten Techniken in Betracht.

Tabelle 97: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von wasserseitigen Hg-Emissionen

Technik	Anwendung in
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Verschiedenen Staaten
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Verschiedenen Staaten
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Verschiedenen Staaten

Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung

Die spezifische Hg-Fällung mittels einer separaten Hg-Fällungsstufe führt zu einer erhöhten Quecksilberabscheidung in der Abwasserbehandlung und bietet die Möglichkeit einer gezielten

Überführung des Quecksilbers in eine langzeitsichere Senke, z. B. einer Untertagedeponie, bei gleichzeitiger Verringerung des zu deponierenden Schlammaufkommens.

Aufgrund des breiten Anwendungsbereiches bei der Behandlung von überwiegend anorganisch belasteten Abwässern kann davon ausgegangen werden, dass sich die Technik auch auf Abwasserbehandlungsanlagen in der Titandioxidproduktion übertragen lässt.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage umgebaut bzw. erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik sowie Zwischenspeicher und Dosierungseinrichtungen für ein Hg-spezifisches Fällungsmittel erforderlich.

Ionentauscher zur Abwasserbehandlung

Mit Ionenaustauschern lässt sich insbesondere gelöstes Quecksilber aus dem Abwasserstrom abscheiden.

Das BVT-Merkblatt zur Abwasserbehandlung in der Chemischen Industrie (CWW-BREF) nennt Ionenaustauscher als ein Verfahren, das in der Abwasserbehandlung der Chemischen Industrie angewendet werden kann. Die Anwendbarkeit für Anlagen der Titandioxidproduktion wäre allerdings zu prüfen. Da die Technik nur im Abwasser gelöstes Quecksilber entfernen kann, ist ihr Einsatz insbesondere dort sinnvoll, wo der Anteil an partikelgebundenem Quecksilber im Abwasser relativ gering ist. Sie kommt daher insbesondere als nachgeschaltete Stufe einer neu errichteten Abwasserreinigung mit hoher Abscheideleistung von partikelgebundenem Quecksilber zum Einsatz.

Die speziellen Abwasserzusammensetzungen der Kraftwerke sind zu berücksichtigen.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik erforderlich.

Die Ionenaustauschertechnik benötigt insbesondere bei erheblich schwankenden Abwasserzusammensetzungen ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept.

Membranverfahren zur Abwasserbehandlung

Mit Hilfe der Membranfiltration lässt sich partikelgebundenes Quecksilber aus dem Abwasserstrom entfernen.

Ähnlich wie bei Ionenaustauscherverfahren wird auch die Membranfiltration als zusätzliche Stufe zu einer mehrstufigen Flockung und Fällung grundsätzlich auch für Abwasserreinigungsanlagen der Titandioxidproduktion als geeignet gesehen. Dies sollte allerdings im Rahmen von Pilotversuchen geprüft werden.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik erforderlich.

Die Membranfiltration benötigt insbesondere bei erheblich schwankenden Abwasserzusammensetzungen ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept.

Zusammenfassung der geeigneten Techniken zur wasserseitigen Hg-Minderung

Tabelle 98 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 98: Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken für den Wasserpfad auf Abwasserbehandlungsanlagen der Titandioxidproduktion

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebserfahrungen	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Ja	Mittel	1	
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Ja	Hoch	2	Nur zur Entfernung des gelösten Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Ja	Hoch	2	Nur zur Entfernung von partikelgebundenem Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.

* Erläuterung zur Bewertung (siehe auch Beginn Kap. 2.2.3):

1: Häufig in anderen Sektoren im Einsatz

2: Großtechnisch vereinzelt in anderen Sektoren im Einsatz

3: Bislang nur im Teilstrom oder bei relativ kleinen Anlagen im Einsatz

2.3.13.3 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Die Quecksilberkonzentrationen der vier in Deutschland betriebenen Abwasserbehandlungsanlagen in der Titandioxidproduktion lagen größtenteils unterhalb der jeweils herangezogenen Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l. Insofern ist die ermittelte Fracht von ca. 3,2 kg/a für den Sektor mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Eine seriöse Abschätzung des Minderungspotentials ist daher zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich.

Um die tatsächlich freigesetzten Frachten ermitteln zu können, sollte bei zukünftigen Messungen daher mit einer wesentlich niedrigeren Bestimmungsgrenze gearbeitet werden. In Nordrhein-Westfalen ist bei Quecksilbermessungen im Abwasser eine Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l üblich (Behördenanfrage 2017).

Vor dem Hintergrund der Erfahrung in anderen Sektoren, z. B. der Quecksilberabscheidung im Abwasser von Kohlekraftwerken, kann davon ausgegangen werden, dass durch die Anwendung quecksilberspezifischer Minderungstechniken Restkonzentrationen von 0,2 µg/l und darunter erreicht werden können.

2.3.13.4 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Da aufgrund relativ hoher Nachweisgrenzen die tatsächlich von Abwasserbehandlungsanlagen der Titandioxidproduktion freigesetzte Quecksilberfracht im Rahmen dieser Studie nur unzureichend quantifiziert werden konnte, lassen sich auch die Minderungskosten nicht quantifizieren. Hinzu kommt, dass zu Abwasserbehandlungsanlagen mit sehr hohen Abwasservolumina, wie sie bei der Titandioxidproduktion im Einsatz sind, keine Angaben zu den Kosten spezifischer Hg-Minderungstechniken vorliegen.

2.4 Betrachtung ausgewählter Sektoren zweiter Priorität

Nachfolgend werden die in Kapitel 2.2 ausgewählten Sektoren zweiter Priorität einer allgemeinen Betrachtung unterzogen. Dabei wird untersucht, ob Quecksilberminderungstechniken, die bereits in anderen Sektoren erprobt sind, auf die ausgewählten Sektoren übertragbar sind.

Zusätzlich wird für Sektoren, in denen weiterer Minderungsbedarf gesehen wird (Kap. 2.2), geprüft, ob bereits in einzelnen Anlagen eines Sektors angewendete Techniken im gesamten Sektor eingesetzt werden können.

2.4.1 Abfallverbrennungsanlagen, die nach der 17. BImSchV genehmigt wurden

2.4.1.1 Emissionen über den Luftpfad

In diesem Kapitel werden die nach 17. BImSchV zu genehmigenden Abfallverbrennungsanlagen gemeinsam diskutiert. In allen Sektoren der Abfallverbrennung sind spezifische Hg-Minderungstechniken weit verbreitet. Insbesondere werden folgende Techniken angewendet:

- ▶ Eindüsung von Sorbentien vor einem Gewebefilter (siehe Kap. 1.1.2),
- ▶ Einsatz von Wanderbettfiltern (siehe Kap. 1.1.7),
- ▶ Messung von Hg im Rohgas sowie Vorhaltung von hochwirksamen Sorbentien, z. B. hoch schwefeldotierter Aktivkohle, welche im Fall von Quecksilberspitzen im Rohgas schnell zudosiert werden kann, um diese wirksam zu mindern (siehe Kap. 1.1.1.1 und Kap. 1.1.1.7),
- ▶ Zugabe von Brom in die Feuerung oder bei der Abfallaufgabe in Anlagen, die niedrig halogenierte Abfälle verbrennen, zur besseren Hg-Oxidation (siehe Kap. 1.1.5),
- ▶ Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln in den Wäscher (siehe Kap. 1.1.3).

Am weitesten verbreitet ist die Zugabe von Sorbentien vor einem Gewebefilter. In Anlagen mit einer nassen Reinigungsstufe ist die Technik häufig am Ende der Rauchgasreinigung als sogenannter Polizeifilter installiert. Das Verfahren wurde ursprünglich insbesondere zur Abscheidung von PCDD/F eingesetzt.

Tabelle 99 enthält die Median-, 90-Perzentil- und Maximalwerte von Abfallverbrennungsanlagen aus verschiedenen Sektoren der Abfallverbrennung (siehe hierzu auch die Kap. 2.30 bis Kap. 2.36 in Berichtsteil 1). Von Klärschlammverbrennungsanlagen abgesehen, liegen alle Medianwerte unterhalb von 1,5 µg/Nm³. Die Werte dürften bei Klärschlammverbrennungsanlagen deshalb deutlich höher liegen, weil der Klärschlamm relativ wenig Halogene enthält und daher der Anteil des oxidierten Quecksilbers im Abgas niedriger ist als bei Abfallverbrennungsanlagen anderer Sektoren. Es ist davon auszugehen, dass dieses Problem beispielsweise durch die Zugabe von Brom in die Feuerung behoben werden kann.

Tabelle 99: Median-, 90-Perzentil- und Maximalwerte für Hg von Abfallverbrennungsanlagen aus verschiedenen Sektoren

Sektor	Medianwert [µg/m ³]	90 Perzentil-Wert [µg/m ³]	Maximalwert [µg/m ³]
Hausmüllverbrennungsanlagen	1,0	4,9	10

EBS-Verbrennungsanlagen	0,56	5,2	11
Klärschlammverbrennungsanlagen	4,5	17	20
Sonderabfallverbrennungsanlagen	1,4	7,1	26,7
Altholzverbrennungsanlagen	1,1	2,8	9,1

Auf Basis eines Hg-Zielwertes von $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ergeben sich die in Tabelle 100 in der dritten Spalte genannten Frachten. Bei diesem Wert würde sich eine Minderung der jährlich freigesetzten Quecksilberfracht um ca. 12 % auf etwa 270 kg ergeben. Das abgeschätzte Minderungspotential von 36 kg wäre relativ gering. Die Berechnung der sektorbezogenen Minderungspotentiale ist in Kap. A.6 im Anhang dokumentiert.

Tabelle 100: Hg-Frachten, abgeschätzt anhand der Emissionserklärungen von 2016 sowie Frachten, die bei Einhaltung eines Zielwertes von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht werden könnten.

Sektor	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Erreichen eines Zielwertes von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [kg/a]	Minderungs- potential [kg/a]
Hausmüllverbrennungsanlagen	160	150	10
EBS-Verbrennungsanlagen	56	50	6
Klärschlammverbrennungsanlagen	32	16	16
Sonderabfallverbrennungsanlagen	28	25	3
Altholzverbrennungsanlagen	28	27	1
Summe	304	268	36

Ungeachtet von der Festlegung eines Ziel- bzw. Grenzwertes sollte darauf hingearbeitet werden, dass beim Auftreten von Quecksilberspitzen im Rohgas wirksame Maßnahmen ergriffen werden können, wie z. B. die Zugabe von hochwirksamer Aktivkohle oder beim Einsatz von Wäschern die beschleunigte Bildung von oxidiertem Quecksilber durch Zudosierung von Chemikalien wie beispielsweise Brom bzw. Bromverbindungen in Verbindung mit der Messung der Quecksilber-Konzentration im Wäscherkreislauf und einer darauf angepassten Zugabe von Komplexbildnern in den Wäscherkreislauf um Rücklösungen zu verhindern.

Hierzu können zusätzlich zu kontinuierlichen Messungen im Reingas auch Rohgasmessungen notwendig werden. Bei einfach aufgebauten Abgasreinigungsanlagen, z. B. der Aktivkohlezugabe vor einem Gewebefilter ohne weitere Staubminderungstechniken (wie z. B. Wäscher oder Wanderbettfilter, die eingebrachtes Hg in der Rauchgasreinigung abpuffern) kann von Messungen abgesehen werden, da davon auszugehen ist, dass eine Quecksilberspitze bei solchen Anlagen sehr schnell im Reingas registriert werden kann. Die Zugabe von hochwirksamen Aktivkohlen oder eine der o. g. Maßnahmen oder deren Kombination sollte bei deutlich erkennbarem Anstieg der Quecksilberkonzentrationen im Abgas erfolgen. Es wird für sinnvoll erachtet, diesbezüglich einen Zielwert oder einen Anstiegsgradienten festzulegen, ab dem eine Zugabe erfolgt, um einer Überschreitung der Halbstunden- oder auch Tagesmittelwerte entgegenzuwirken.

Beim Einsatz eines Festbett- oder Wanderbettfilters könnte die Zugabe von hochwirksamer Aktivkohle beim Auftreten von Hg-Spitzen entfallen, da davon auszugehen ist, dass ein solcher Filter genügend Aufnahmekapazität aufweist, um hohe Hg-Spitzen im Rohgas abzufangen. Rohgasmessungen werden aber trotzdem als sinnvoll erachtet, um zu vermeiden, dass beim Auftreten einer größeren Hg-Spitze die Pufferkapazität des Filters überschritten wird und durch schnelleren Sorbentienwechsel gegengesteuert werden kann.

Die Kosten der oben kalkulierten Hg-Minderung lassen sich nicht quantifizieren. In den meisten Fällen dürfte eine Erhöhung der eingedüsten Aktivkohle-, bzw. Aktivkoksmengen ausreichen, um den Zielwert zu erreichen. Bei Anlagen, die mit einem Wanderbettfilter ausgerüstet sind, ist davon auszugehen, dass diese den Zielwert von $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ derzeit problemlos erreichen bzw. unterschreiten können (siehe hierzu auch Tebert 2015b).

2.4.1.2 Emissionen über den Wasserpfad

Quecksilberemissionen über den Wasserpfad treten in der Abfallverbrennung insbesondere bei Sonderabfallverbrennungsanlagen auf. Belastbare Daten zu den freigesetzten Hg-Frachten stehen von 2016 nicht zur Verfügung.

2.4.1.3 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben

Es ist nicht bekannt, dass spezifische Quecksilberminderungstechniken in der Branche in Deutschland bereits eingesetzt werden. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass einige Anlagen eine spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung einsetzen.

Das BVT-Merkblatt zur Abfallverbrennung von 2019 nennt insgesamt sieben Anlagen überwiegend in Österreich und Dänemark, die mit Ionenaustauschern ausgerüstet sind (BREF WI 2019).

Tabelle 101: Im Bereich der Sonderabfallverbrennung eingesetzte oder erprobte Techniken

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Ionenaustauscherverfahren zur Abwasserbehandlung	u.a. Österreich und Dänemark	

2.4.1.4 Techniken zur Minderung wasserseitiger Austräge, die in anderen Sektoren eingesetzt oder erprobt werden.

Für die Behandlung von Abwasser aus der Sonderabfallverbrennung kommen grundsätzlich die in der Tabelle 102 genannten Techniken in Betracht.

Tabelle 102: In anderen Sektoren bewährte Techniken

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Verschiedenen Staaten	
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Verschiedenen Staaten	

Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung

Die spezifische Hg-Fällung mittels einer separaten Hg-Fällungsstufe führt zu einer erhöhten Quecksilberabscheidung in der Abwasserbehandlung und bietet die Möglichkeit einer gezielten Überführung des Quecksilbers in eine langzeitsichere Senke, z. B. einer Untertagedeponie, bei gleichzeitiger Verringerung des zu deponierenden Schlammauftkommens.

Aufgrund des breiten Anwendungsbereiches bei der Behandlung von überwiegend anorganisch belasteten Abwässern kann davon ausgegangen werden, dass sich die Technik auch auf Abwasserbehandlungsanlagen von Sonderabfallverbrennungsanlagen übertragen lässt.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage umgebaut bzw. erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik sowie Zwischenspeicher und Dosierungseinrichtungen für ein Hg-spezifisches Fällungsmittel erforderlich.

Membranverfahren zur Abwasserbehandlung

Mit Hilfe der Membranfiltration lässt sich partikelgebundenes Quecksilber aus dem Abwasserstrom entfernen.

Die Membranfiltration wird als zusätzliche Stufe zu einer mehrstufigen Flockung und Fällung grundsätzlich auch für Abwasserreinigungsanlagen der Sonderabfallverbrennung als geeignet gesehen. Dies sollte allerdings im Rahmen von Pilotversuchen geprüft werden.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage erweitert werden muss. Weiterhin sind zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik erforderlich.

Die Membranfiltration benötigt insbesondere bei erheblich schwankenden Abwasserzusammensetzungen ein komplexes und automatisiertes Reinigungs- und Instandhaltungskonzept.

Tabelle 98 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 103: Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von wasserseitigen Emissionen auf Abwasserbehandlungsanlagen der Sonderabfallverbrennung

Technik	Einsatz technisch denkbar	Techni- scher Aufwan d	Betriebs- erfahrung	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Ja	Mittel	1	
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Ja	Mittel	2	Nur zur Entfernung des gelösten Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Ja	Mittel	2	Nur zur Entfernung von partikelgebundenem Hg im Abwasser geeignet; Reinigungs- und Instandhaltungskonzept erforderlich.

Abschätzung des Minderungspotentials

Eine Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für die in Deutschland betriebenen Sonderabfallverbrennungsanlagen ist aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich.

Vor dem Hintergrund der Erfahrungen in anderen Sektoren, z. B. der Quecksilberabscheidung im Abwasser von Kohlekraftwerken, kann davon ausgegangen werden, dass durch die Anwendung quecksilberspezifischer Minderungstechniken Restkonzentrationen von 0,2 µg/l und darunter erreicht werden können.

Hg-Minderungskosten

Eine Abschätzung der Minderungskosten für die in Deutschland betriebenen Sonderabfallverbrennungsanlagen ist aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich.

2.4.2 Mittelgroße Feuerungsanlagen Steinkohle < 50 MW

Mittelgroße Feuerungsanlagen für Steinkohle mit weniger als 50 MW Feuerungswärmeleistung werden insbesondere aufgrund der Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine Betrachtung angesehen.

Die Anlagen sind entweder mit einem Elektrofilter oder mit einem Gewebefilter zur Abgasreinigung ausgerüstet. Als spezifische Minderungstechnik kommen neben der Aktivkohleendüsung prinzipiell auch Fest- oder Wanderbettfilter, das SPC-Verfahren oder bei niedrig halogenierten Kohlen als zusätzliche Maßnahme die Zugabe von Brom in den Kessel in Frage. Die Zugabe von Aktivkohle vor dem Staubabscheider hat sich bei vergleichbaren Anlagen bewährt, allerdings mit überwiegend höherer Feuerungswärmeleistung, z. B. bei Steinkohlekraftwerken in den USA. Weiterhin stellt dieses Verfahren eine relativ kostengünstige Variante dar.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in mittelgroßen Feuerungsanlagen nachfolgend untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

Wird von einem Minderungsgrad von 80 % ausgegangen ließe sich die für das Jahr 2016 abgeschätzte Quecksilberfracht von 75 bis 130 kg/a auf 15 bis 26 kg/a verringern. Wird ein Minderungsgrad von 95 % durch den Einsatz von bromierter oder schwefeldotierter Aktivkohle angenommen, würde sich die für 2016 abgeschätzte Quecksilberfracht auf 3,8 bis 6,5 kg/a verringern.

Bei dieser Abschätzung ist die Stilllegung von Steinkohlefeuerungsanlagen durch den Kohleausstieg nicht berücksichtigt. Für Anlagen, die relativ kurzfristig stillgelegt werden sollen, wäre der Aufwand zur Installation einer spezifischen Minderungstechnik voraussichtlich zu hoch. Vor diesem Hintergrund sollte eine kurz- bis mittelfristige Abschaltung der mittelgroßen Steinkohlekessel oder die Umrüstung auf quecksilberarme Brennstoffe angestrebt werden.

Die Minderungskosten hängen stark von der Art der eingesetzten Staubabscheidung ab. Beim Einsatz von Gewebefiltern ist von einem wesentlich geringeren Aktivkohlebedarf auszugehen als beim Einsatz von Elektrofiltern. Weiterhin sind die Minderungskosten davon abhängig, welche Art der Aktivkohle eingesetzt werden muss, um die gewünschte Abscheiderate zu erreichen.

Die nachfolgende Tabelle enthält die Kosten, die durch den Verbrauch an Aktivkohle anfallen, für eine Hg-Minderung von 80 bzw. 95 %. Es wurde jeweils von einem Bedarf von 7 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber bei einer Abscheidung von 80 % mit einfacher Aktivkohle ausgegangen und von 2 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber bei einer Abscheidung von 95 % und Einsatz von

bromierter Aktivkohle. Die zusätzlichen Entsorgungskosten für den Einsatz beispielsweise in Zementwerken werden als vernachlässigbar eingeschätzt.

Tabelle 104: Abschätzung der Aktivkohlekosten zur Minderung von Hg-Emissionen bei Steinkohlefeuerungsanlagen < 50 MW

Minderungsrate	Geminderte Hg-Menge (Basis 2016) [kg/a]	Kosten Aktivkohle[€/Mg]	Minderungskosten [Mio. €/a]
80 %	60 - 100	450	0,19 – 0,32 ¹
95 %	71 - 124	2.800	0,40 – 0,69 ²

¹: Aktivkohlebedarf: 7 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber (siehe Kap. 1.1.1.5)

²: Aktivkohlebedarf: 2 Mg/kg abgeschiedenes Quecksilber (siehe Kap. 1.1.1.5)

Die Investitionskosten sind nicht quantifizierbar, da Daten zu den Investitionskosten für die Aktivkohlezugabe bei Anlagen mit kleineren Abgasvolumenströmen, die deutlich unter 50.000 Nm³/h liegen, nicht bekannt sind.

2.4.3 Produktion von Kupfer

Die Kupferindustrie wird insbesondere aufgrund der Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine Betrachtung angesehen. Der geringere Anteil der Emissionen stammt aus der kombinierten Primär-/Sekundärhütte (Einzelmessungen), der größere Anteil wird in einer Sekundärkupferhütte emittiert (kontinuierliche Messung). Über die Emissionen von drei kleineren Sekundärkupferhütten liegen keine Informationen vor.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in der Kupferindustrie in den folgenden Kapiteln diskutiert wird, findet sich in Kapitel 1.

2.4.3.1 Bereits in der Branche eingesetzte spezifische Quecksilberminderungsverfahren

Zur Minderung von Quecksilberausträgen in der kombinierten Primär-/Sekundärhütte (Hamburg) sind bereits das Boliden-Norzink-Verfahren (Kalomel-Verfahren) und das DOWA-Verfahren als spezifische Quecksilberminderungstechniken vor der nachfolgenden Schwefelsäureanlage installiert (siehe hierzu auch Kap. 1.1.10). Die Verfahren sind sehr gut geeignet, um Quecksilber aus dem Abgas zu entfernen. Das DOWA-Verfahren wird derzeit jedoch nur bei entsprechenden Kundenanforderungen für besonders niedrige Quecksilberkonzentrationen in der Schwefelsäure verwendet.

Zur Minderung von Quecksilberausträgen in Sekundär-Kupferhütten erfolgt bereits (zumindest in der größten Hütte (Lünen)) der Einsatz von Kalksorbentien mit geringen Anteilen von Aktivkohle, allerdings zur Minderung von Dioxinen und Furanen und nicht spezifisch zur Quecksilberminderung. Das Verfahren ist beim Einsatz geeigneter Sorbentien auch zur Quecksilberminderung sehr gut geeignet. Das Verfahren ist uneingeschränkt auf andere Sekundärkupferhütten übertragbar. Eine detaillierte Beschreibung der Verfahren zur Eindüsung von Aktivkohle-Sorbentien findet sich in Kapitel 1.1.1.

Allerdings wird durch das Verfahren keine Überführung von Quecksilber in eine Senke erreicht sondern die Minderung von Hg-Luftemissionen am Standort, weil die abgetrennten zinkhaltigen Stäube in anderen Hochtemperaturprozessen verwertet werden und dort emittieren können (Filterstäube der größten Sekundärkupferhütte werden als „KRS-Oxid“ in Sekundärzinkhütten verwertet, bei den übrigen ist der Verwertungsweg nicht bekannt).

2.4.3.2 Übertragung spezifischer Hg-Minderungsverfahren aus anderen Sektoren

Einsatz von behandelten Sorbentien in Sekundärkupferhütten

Die Abscheideleistung kann - insbesondere bei erhöhten Anteilen elementaren Quecksilbers - durch den Einsatz von behandelten Aktivkohlen (z. B. bromiert oder schwefelimpregniert) wesentlich erhöht werden. Der Einsatz der Technik ist ohne zusätzlichen technischen Aufwand möglich. Beim Einsatz von bromierter Aktivkohle ist auf korrosionsgeschützte Bauteile zu achten.

Halogeneinsatz in Sekundärkupferhütten

Bei fehlenden Halogenen in den Eingangsmaterialien erhöht die Halogenzugabe (in der Regel Zugabe von Bromsalzen) den Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas und kann damit eine bessere Quecksilberadsorption an Sorbentien bewirken. Die Halogenzugabe kann dort sinnvoll sein, wo das Abgas der Sekundärkupferhütten wenig Halogene enthält, so dass der Einsatz von unbehandelter Aktivkohle einen erhöhten Anteil an elementarem Quecksilber nicht abscheidet. Der Einsatz der Technik ist mit einem relativ geringen Aufwand für Lager- und Dosiertechnik verbunden.

2.4.3.3 Abschätzung von Minderungspotential und Kosten

Bei Daueranwendung des DOWA-Filters in der kombinierten Primär-/Sekundärkupferhütte kann die Quecksilberkonzentration in der hergestellten Schwefelsäure um 80 % von 0,25 mg/kg auf unter 0,05 mg/kg gemindert werden. Dadurch kann das Potential zur Freisetzung in der nachfolgenden Verwendung der Schwefelsäure (z. B. in der Landwirtschaft) wesentlich verringert werden. Betriebskosten der DOWA-Anlage sind nicht bekannt, so dass die Kosten nicht spezifiziert werden können.

In den Sekundärkupferhütten lassen sich durch den Einsatz von zusätzlichen bzw. verbesserten Sorbentien vor einem Gewebefilter hohe Hg-Abscheideraten von 80 - 95 % und somit Emissionswerte unter 5 µg/Nm³ im Jahresmittel erreichen. Minderungspotential und Kosten hängen vom aktuellen Emissionsniveau ab sowie vom Anteil des elementaren Quecksilbers im Abgas.

In der größten Kupfer-Sekundärhütte (Lünen) wird derzeit ab einem (kontinuierlich gemessenen) Halbstundenmittelwert von 20 µg/Nm³ intermittierend ein Sorbens zugegeben, ab einem Halbstundenmittelwert von 70 µg/Nm³ erfolgt die kontinuierliche Zugabe. Damit konnte eine Absenkung der Jahresemissionen von 122 kg (2013) um 40 % auf 70 kg (2016) erreicht werden. Bei dauerhafter Zugabe von Sorbens und verbesserten Sorbentien ist aufgrund des vorhandenen Gewebefilters mit weiterer Minderung um 80 - 95 % zu rechnen, d. h. um 56 - 67 kg/a.

In Analogie zu den Dosierraten bei Kohlekraftwerken wird für die Sekundärkupferhütte in Lünen angenommen, dass beim Einsatz unbehandelter Aktivkohle bzw. Aktivkoks 7 Mg/kg abgeschiedenen Quecksilbers benötigt wird und Kosten von 450 €/Mg entstehen und bei bromierter Aktivkohle 2 Mg/kg nötig sind, mit Kosten von 2.800 €/Mg (vgl. Kapitel 1.1.1.5).

Damit ergeben sich jährlich zusätzliche Sorbenskosten von 0,18 Mio. € für 80 % Minderung und 0,36 Mio. € für 95 % Minderung. Dies entspricht spezifischen Minderungskosten für von rund 3.100 €/kg Hg bei 80 % Minderung und 5.400 €/kg Hg bei 95 % Minderung.

Eine Berechnung der Minderungskosten für die drei kleineren Sekundärkupferhütten ist aufgrund fehlender Daten nicht möglich.

Da Filterstaub in Sekundärzinkhütten verwertet wird, führt die Maßnahme zunächst zur Minderung luftseitiger Quecksilberemissionen am Standort der Sekundärhütte. In der Gesamtschau ist die Minderung nur wirksam, wenn das Quecksilber auch in den nachfolgenden Prozessen nicht in Gewässer oder Luft emittiert wird und keine Anteile in Produkten oder Verwertungswegen enden, sondern die gesamte ausgeschleuste Fracht durch Entsorgung in einer langzeitsicheren Senke der Biosphäre entzogen wird.

2.4.4 Oxygenstahlwerke

Oxygenstahlwerke werden insbesondere aufgrund der hohen Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine Betrachtung angesehen. Weiterhin weisen manche Oxygenstahlwerke auch Emissionen über das Abwasser auf.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in Oxygenstahlwerken in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.4.4.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

Zur Minderung von Quecksilberemissionen aus Oxygenstahlwerken werden bislang keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt.

Im Rahmen der Diskussion der Übertragbarkeit von Minderungstechniken auf Oxygenstahlwerke sind die spezifischen Verhältnisse in den jeweiligen Stahlwerken im Besonderen zu berücksichtigen. Gemäß Nr. 5.4.3.2a.2 der TA Luft ist Filterstaub soweit wie möglich einer Verwertung zuzuführen. Dies erfolgt, indem der Filterstaub und damit zumindest teilweise auch das darin enthaltene Quecksilber, wieder dem Konverterprozess zugeführt wird. Es baut sich somit im Oxygenstahlwerk ein Quecksilberkreislauf auf, der letztendlich dazu führt, dass das Quecksilber zu einem großen Teil über gefasste oder diffuse Emissionsquellen entweicht oder in das Konvertergas gelangt. Das Ziel von Quecksilberminderungsmaßnahmen im Oxygenstahlwerk muss es daher sein, diesen Kreislauf zu unterbrechen und Quecksilber aus dem System auszuschleusen.

Als spezifische Quecksilberminderungstechniken kommen grundsätzlich

- ▶ die Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter,
- ▶ mit Sorbentien befüllte Festbett- oder Wanderbettfilter bei trockenen Abgasreinigungseinrichtungen,
- ▶ die Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher oder
- ▶ der Einsatz von Aktivkohle im Wäscher bei nassen Rauchgasreinigungsverfahren sowie
- ▶ SPC-Module und
- ▶ Die Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben

in Betracht. Die Zugabe von Halogenen in das Abgas zur Erhöhung der Quecksilberoxidation wird hier nicht näher betrachtet, da davon ausgegangen wird, dass ein ähnlicher Effekt durch die Zugabe von bromierter oder schwefeldotierter statt normaler Aktivkohle mit wesentlich weniger Aufwand erreicht werden kann.

Grundsätzlich möglich wäre die Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter bei der trockenen Reinigung von Konverterabgas und bei der Reinigung von Abgas aus der

Sekundärentstaubung mit Hilfe von Gewebefiltern. Werden Elektrofilter eingesetzt, ist der Einsatz von Sorbentien grundsätzlich ebenfalls denkbar. Allerdings ist die Abscheideleistung des Elektrofilters aufgrund der geringen Aufladbarkeit der Sorbentien geringer. Der technische Aufwand ist relativ gering. Es sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung der Aktivkohle, zur Zudosierung sowie zur Steuerung der Zudosierung erforderlich.

Die zusätzliche Abscheidung von Quecksilber in trockenen Entstaubungsanlagen von Oxygenstahlwerken ist jedoch nur sinnvoll, wenn die Stäube nicht ohne weitere Behandlung wieder in den Konverter zurückgeführt werden. Entweder kann das Quecksilber vorher aus den Stäuben ausgetrieben werden, z. B. mit dem Verfahren zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben (s. u.) oder die Stäube werden im Rahmen einer externen Wiederverwertung so behandelt, dass das Quecksilber einer Senke zugeführt werden kann.

Der Einsatz eines mit Sorbentien befüllten Fest- oder Wanderbettfilters ist grundsätzlich als Reinigungsstufe, die der Entstaubung nachgeschaltet ist, realisierbar, um die Quecksilberkonzentrationen im Konvertergas oder in der Abluft der Sekundärentstaubung zu verringern. Eine solche Schaltung würde allerdings nicht verhindern, dass Stäube, die in vorherigen Abgasreinigungsstufen abgeschieden werden, wieder in den Prozess zurückgeführt werden. Das in den Stäuben enthaltene Quecksilber könnte dabei entweder wieder in den Kreislauf zurückgeführt werden oder aber über diffuse Emissionsquellen, z. B. die Staubbrickettierung, entweichen. Die Technik würde sich somit nur als Zusatzfilter zu anderen Hg-Minderungsmaßnahmen eignen. Der Einsatz der Technik erfordert in Oxygenstahlwerken einen sehr hohen technischen Aufwand, da der Bau eines Wanderbettfilters als zusätzliche Reinigungsstufe erforderlich ist.

In mindestens einem deutschen Oxygenstahlwerk wird ein Venturiwäscher zur Entstaubung der Konverterabgase eingesetzt. Erfahrungen mit Venturiwäschern zur Minderung von Hg sind nicht bekannt. Entsprechend liegen auch keine Erfahrungen über den Einsatz von sulfidischen Fällungsmitteln in Venturiwäschern vor. Für den Einsatz von sulfidischen Fällungsmitteln in Venturiwäschern zur Quecksilberabscheidung wären daher zunächst Grundlagenuntersuchungen erforderlich. Der technische Aufwand wird als gering eingeschätzt, da lediglich Speicherbehälter für das Fällungsmittel sowie Dosier- und Steuerungstechnik erforderlich wären.

Für den Einsatz von Sorbentien vor einem Nasswäscher wären zunächst Grundlagenuntersuchungen erforderlich, da davon auszugehen ist, dass sich die Zusammensetzung des Abwassers von Anlagen in anderen Sektoren, z. B. Großfeuerungsanlagen, erheblich unterscheidet. Der technische Aufwand wird als gering eingeschätzt, da lediglich Speicherbehälter für die Sorbentien sowie Dosier- und Steuerungstechnik erforderlich sind.

Der Einsatz von SPC-Modulen ist ähnlich einem Fest- oder Wanderbettfilter als nachgeschaltete Stufe nach einer trockenen Abgasreinigung realisierbar, um die Quecksilberkonzentrationen im Konvertergas oder in der Abluft der Sekundärentstaubung zu verringern. Wie beim Fest- oder Wanderbettfilter würde eine solche Schaltung allerdings nicht verhindern, dass Stäube die in vorherigen Abgasreinigungsstufen abgetrennt werden, wieder in den Prozess gelangen. Die Technik würde sich somit nur als Zusatzfilter zu anderen Hg-Minderungsmaßnahmen eignen. Da SPC-Module im Gegensatz zum Betrieb in Anlagen mit Wäschern nach trockenen Abgasreinigungsschritten nur im Stand alone-Betrieb eingesetzt werden können, ist der technische Aufwand zur Realisierung der Anlage relativ hoch. Um die erforderliche maximale Abgastemperatur von 80 °C zu erreichen, ist ggf. eine Absenkung, z. B. durch Wassereindüsung, vorzunehmen. Zur Ableitung der Abgase ist ggf. eine Wiederaufwärmung erforderlich, so dass

Wärmetauscher eingebaut werden müssten. Inwieweit der Einbau in einem Venturiwäscher technisch möglich ist, wäre zu prüfen. Gegenüber der Kombination mit trockenen Abgasbehandlungsverfahren könnte das Quecksilber wesentlich besser aus den Abgasen entfernt und ausgeschleust werden, da eine Staubvorabscheidung entfällt. Der technische Aufwand wird als mittel eingestuft. Ggf. muss der Wäscher vergrößert werden. In jedem Fall sind Einbauten im bestehenden Wäscher erforderlich.

Grundsätzlich könnte die Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben, zu der Erfahrungen im großtechnischen Einsatz aus der Zementindustrie vorliegen, auch zur Austreibung von Quecksilber aus Stäuben, die in trockenen Abgasreinigungsschritten in Oxygenstahlwerken abgetrennt wurden und die wieder in den Prozess zurückgeführt werden sollen, eingesetzt werden. Ob das Quecksilber mit den Stäuben abgeschieden werden kann, hängt insbesondere davon ab, ob es in seiner elementaren oder in der oxidierten Form vorliegt. Da im Abgas relativ wenig Halogene zu erwarten sind, wird trotz oxidativer Bedingungen beim Konverterprozess davon ausgegangen, dass der Anteil an elementarem Hg relativ hoch ist. Beim Einsatz der Technik zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben wäre zu klären, woher die Energie zur Aufheizung der zu behandelnden Stäube kommt. Bei Zementwerken wird hierzu ein Teil der Abgase aus dem Brennprozess zum Rösten der Filterstäube eingesetzt. Insofern ist die Technik nicht direkt übertragbar, sondern wäre entsprechend an die Gegebenheiten im Oxygenstahlwerk anzupassen. Der technische Aufwand ist relativ hoch, da der Bau der Verdampfungstechnik einschließlich der Zu- und Abluftführung erforderlich ist.

2.4.4.2 Hg-Minderungspotential und Kosten

Aufgrund der unzureichenden Datenlage zu den Hg-Emissionen ist eine Abschätzung des Hg-Minderungspotentials mit sehr hohen Unsicherheiten verbunden. Wird von einer zusätzlichen Abscheidung eingesetzter spezifischer Minderungstechniken von 80 % ausgegangen, ließe sich die für das Jahr 2016 geschätzte Hg-Fracht von ca. 75 kg/a auf ca. 15 kg/a verringern. Bei einer Minderung mit Hilfe von bromierter oder mit Schwefel dotierter Aktivkohle ließe sich die abgeschätzte Fracht aus 2016 auf ca. 4 kg/a verringern. Zur Verbesserung der Datenlage sollten Messungen an verschiedenen Stahlwerken durchgeführt werden.

Eine Abschätzung der erforderlichen Minderungskosten ist insbesondere aufgrund fehlender Erfahrungen bei Oxygenstahlwerken nicht möglich. Diese hängen von der Art des eingesetzten Verfahrens sowie vom Aufwand für das jeweils gewählte Verfahren ab, um dieses an die spezifischen Randbedingungen im Oxygenstahlwerk anzupassen.

2.4.4.3 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

Die überwiegende Anzahl der deutschen Oxygenstahlwerke verwendet zur Abgasbehandlung trockene Verfahren. Zumindest ein Stahlwerk ist mit einer nassen Abgasreinigung ausgerüstet (Venturiwäscher). Als spezifische Hg-Minderungstechniken für den Wasserpfad kommen die spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung, Ionenaustauscher oder Membranverfahren als zusätzlich nachgeschaltete Stufe zu anderen Abwasserbehandlungsverfahren, insbesondere Flockung/Fällung in Betracht.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die Erweiterung der Behandlungsanlage für Abwässer aus der Abgasreinigung um eine spezifische Stufe zur Quecksilberfällung auch in der Abwasserbehandlung von Oxygenstahlwerken einsetzbar ist. Aufgrund unterschiedlicher Abwasserzusammensetzungen, z. B. im Vergleich zu Abwässern aus Kohlekraftwerken, ist die

Technik auf die spezifischen Randbedingungen des jeweiligen Oxygenstahlwerkes anzupassen. Hierfür sind entsprechende Untersuchungen erforderlich.

Da Ionenaustauscher nur im Abwasser gelöstes Quecksilber entfernen können, ist ihr Einsatz insbesondere dort sinnvoll, wo der Anteil an partikelgebundenem Quecksilber im Abwasser relativ gering ist. Ob eine Anwendung in Oxygenstahlwerken sinnvoll ist, sollte im Einzelfall untersucht werden.

Auch das Membranverfahren kann als zusätzliche Stufe zu einer mehrstufigen Flockung und Fällung grundsätzlich auch in Oxygenstahlwerken zum Einsatz kommen. Mit der Technik kann nur partikelgebundenes Quecksilber abgeschieden werden. Es ist davon auszugehen, dass sich das Abwasser von Oxygenstahlwerken erheblich von den Abwässern anderer Sektoren, bei denen die Membranfiltration bereits zum Einsatz kommt, unterscheidet. Daher sind entsprechende Anpassungen der Technik an die spezifischen Randbedingungen im Oxygenstahlwerk vorzunehmen.

2.4.4.4 Abschätzung von Hg-Minderungspotential und Kosten

Derzeit ist nicht bekannt, wie hoch die Quecksilberemissionen sind, die von Oxygenstahlwerken über den Abwasserpfad freigesetzt werden. Daher können auch das Minderungspotential sowie die damit verbundenen Kosten nicht abgeschätzt werden.

2.4.5 Kalk- und Dolomitherstellung

In der Kalkindustrie wurden einzelne Anlagen identifiziert, die aufgrund ihrer Größe relativ hohe Quecksilbermengen in die Luft emittieren. Hydratanlagen werden, wie in Teil 1 der Studie, aufgrund fehlender thermischer Prozesse nicht näher betrachtet.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in der Kalkindustrie in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.4.5.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

An Brennöfen der Kalkindustrie werden nur trockene Abgasreinigungsanlagen eingesetzt. Zur Minderung von Quecksilberausträgen kommen bisher keine spezifischen Minderungstechniken zum Einsatz. Als spezifische Quecksilberminderungstechniken kommen grundsätzlich in Frage:

- ▶ Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation
- ▶ Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter
- ▶ Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter
- ▶ Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter
- ▶ SPC-Module
- ▶ Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben

Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation

Kenntnisse über die Wirkung einer Halogenzugabe zur Quecksilberoxidation liegen aus der Kalkindustrie nicht vor. Es sind Untersuchungen erforderlich, ob sich die Zugabe von Bromsalzen in den Abgasstrom positiv auf das Abscheideverhalten von Quecksilber auswirken kann und welche unerwünschten Einträge in das Produkt sowie Zusatzemissionen dadurch ggf.

entstehen. Da Kalk in vielen Einsatzbereichen frei von Schadstoffen sein muss, ist für diese Produkte der Einsatz von Brom ausgeschlossen. Weiterhin sind Korrosionswirkungen der Bromsalzzugabe zu untersuchen.

Sind grundsätzliche Fragen gelöst, ist davon auszugehen, dass der Einsatz der Technik mit einem relativ geringen Aufwand verbunden ist, da lediglich kleine Container zur Lagerung der Salzlösung sowie Dosiervorrichtungen (bei der Materialaufgabe oder im Abgasstrom) installiert werden müssen. Allerdings ist die Maßnahme nicht sinnvoll, wenn Filterstaub (wie derzeit praktiziert) den Produkten beigemischt wird, da bei Halogenzugabe erhöhte Quecksilberfrachten in Produkte gemischt würden.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

Zur luftseitigen Quecksilberminderung kann vor den trockenen Abgasreinigungsverfahren der Kalkindustrie ein Flugstromreaktor eingebaut werden, in dem Sorbentien wie Aktivkoks oder Aktivkohle eingesetzt werden. Deren Abscheideleistung kann durch Bromierung oder Schwefeldotierung weiter erhöht werden. Die Abscheidung von Aktivkoks oder Aktivkohle ist aufgrund ihrer schlechten Aufladbarkeit an Elektrofiltern weniger effizient als an Gewebefiltern. Wenn die Abgastemperatur über der Selbstentzündungstemperatur der Sorbentien liegt, muss eine Kühlung durch Wassereindüsung (Quenche) erfolgen. Allerdings sind die Sorbentien in vielen Einsatzbereichen der Kalkprodukte nicht erwünscht, so dass die Verwendung im Einzelfall anhand der Auswirkungen auf das Produkt geprüft werden muss. Zudem führt der Einsatz der Technik nur zur Ausschleusung von Quecksilber und Überführung in eine Senke, wenn der quecksilberhaltige Filterstaub nicht in Produkte zurückgeführt wird, sondern eine Deponierung unter Tage erfolgt. In diesem Fall wird der Filterstaub nicht mehr genutzt, sondern deponiert, so dass bezüglich Wirtschaftlichkeit und Ressourcenschonung der Nachteil entsteht, dass derzeit als Rohstoffersatz verwerteter Kalkstaub mit dem Quecksilber deponiert würde. Der technische Aufwand zum Einbau der Technik liegt in Anlagen der Kalkindustrie in mittlerer Höhe, wenn ein Flugstromreaktor vor der Staubfilterung eingebaut werden kann. Es sind lediglich Einrichtungen zur Lagerung von Aktivkoks oder Aktivkohle und deren Zudosierung erforderlich.

Eindüsung von Sorbentien vor einem separaten Staubfilter

Die Eindüsung von quecksilbermindernden Sorbentien wie Aktivkoks oder Aktivkohle (ggf. bromiert oder schwefeldotiert) vor einem eigens dafür gebauten Gewebefilter kann zur Quecksilberminderung im Abgas der Kalkindustrie genutzt werden. Zur besseren Ausnutzung der Beladekapazität der Sorbentien kann eine Teil-Kreislaufführung der Sorbentien erfolgen. Die Technik führt bei einer Untertagedeponierung der beladenen Sorbentien zu einer Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke. Es ist darauf zu achten, dass am Gewebefilter eine Temperatur von 150°C nicht überschritten wird, um Entzündung zu vermeiden. Ansonsten sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Kalkindustrie den Einsatz der Technik behindern oder die Quecksilberminderung beeinträchtigen. Die Realisierung der Technik erfordert einen hohen technischen Aufwand, da zusätzlich zu Lager- und Dosiereinrichtungen für Aktivkoks oder Aktivkohle der Neubau eines Gewebefilters erforderlich ist.

Eindüsung von Sorbentien vor einem separaten Staubfilter

Zur Quecksilberminderung in der Kalkindustrie kommt ein Festbett- oder Wanderbettfilter in Frage, in dem Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert wird. Dafür muss die Abgastemperatur unter die Selbstentzündungstemperatur der eingesetzten Sorbentien gebracht werden. Dies erfordert ggf. eine Abkühlung der Abgase (z. B. durch eine Quenche). Zudem sollte der Staubgehalt der Abgase vor einem Festbett-/Wanderbettfilter gering sein ($< 30 \text{ mg/Nm}^3$),

um den Druckverlust gering zu halten und Verstopfungen zu vermeiden. Über diese Einschränkungen hinaus sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Kalkindustrie den Einsatz der Technik behindern oder die Quecksilberminderung beeinträchtigen. Der technische Aufwand ist hoch, da ein Festbett- oder Wanderbettfilter in den Abgasweg eingebaut werden muss und zusätzlich ggf. eine Quenche nötig ist.

Eindüsung von SPC-Modulen

Weiterhin kommt der Einbau von SPC-Modulen zur Abscheidung von Quecksilber in der Kalkindustrie in Frage. Die Abgastemperaturen der Kalkindustrie erfordern eine Abkühlung, um die maximale Betriebstemperatur der SPC-Module (80 °C) zu unterschreiten. Neben der Einschränkung der Abgastemperatur sind keine Abgasbedingungen bekannt, die in der Kalkindustrie den Einsatz der Technik behindern. Aufgrund der geringen Betriebstemperatur der Module ist ein Wärmetauscher vor und nach den SPC-Modulen erforderlich, um die Abgase vor den Modulen abzukühlen und vor der Ableitung wieder auf ausreichende Temperaturen zu erwärmen. Da im Wärmetauscher Kondensatwasserbildung zu erwarten ist, muss das Aggregat entsprechend korrosionsbeständig ausgeführt werden und eine Kondensatwasser-Behandlung oder Direktentsorgung erfolgen. Der technische Aufwand für die SPC-Modultechnik ist hoch, da ein eigenes Gehäuse mit den Modulen in den Abgasweg eingebaut werden muss.

Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben

In der Kalkindustrie entstehen quecksilberbelastete Stäube. Deshalb kommt grundsätzlich auch das Verfahren zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben in Frage. Es nutzt hohe Ofenabgastemperaturen, um staubgebundenes Quecksilber auszudampfen. Das elementare Quecksilber durchströmt einen Hochtemperatur-Staubfilter und wird in einem Flugstromreaktor an Aktivkohle adsorbiert. Die Technik führt bei einer Untertagedeponierung der beladenen Aktivkohle zur Überführung von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke. Die Übertragung der Technik aus dem bisherigen Anwendungsgebiet der Zementindustrie auf die Kalkindustrie ist grundsätzlich möglich, wenn das Abgas hohe Temperaturen (> 400 °C) aufweist und zur Verdampfung von staubgebundenem Quecksilber genutzt werden kann. Ähnlich wie in der Zementindustrie findet eine besonders hohe Anreicherung von Quecksilber in den Filterstäuben statt. Um nicht in jedem Kalkwerk eine Anlage zur Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben installieren zu müssen, könnten belastete Filterstäube in Zementwerken behandelt werden, die eine Anlage zur Quecksilberentfrachtung aufweisen. Da der abgereinigte Filterstaub als Rohstoff in der Zementindustrie genutzt werden kann und die Kalkwerke sich teilweise am selben Ort wie die Zementwerke befinden, erscheint die Nutzung der Technik in der Zementindustrie sinnvoll.

2.4.5.2 Abschätzung von Hg-Minderungspotential und Kosten

Die Abschätzung des Minderungspotentials erfolgt unter Annahme der Anwendung einer Flugstromadsorption mit Aktivkohle im Abgas in Kombination mit einem zusätzlichen Gewebefilter.

Es wird davon ausgegangen, dass das Minderungspotential vorrangig in Anlagen der Kalkindustrie umgesetzt wird, deren Quecksilberausstoß im Abgas höher als 5 µg/Nm³ liegt. Die Anzahl dieser Öfen ist nicht bekannt. In der Emissionserklärung des Jahres 2016 berichteten 15 der insgesamt 107 Öfen der Kalkindustrie Emissionswerte von 5 µg/Nm³ im Jahresmittel oder mehr. Die Quecksilberfracht dieser Öfen betrug in Summe 45 kg. Zur Abschätzung des Minderungspotentials wird angenommen, dass mit Flugstromadsorption und zusätzlichem Gewebefilter 80 - 95 % Minderung möglich ist.

Tabelle 105: Abschätzung des Hg-Minderungspotentials für Anlagen zur Kalkherstellung

Hg-Input A/B (2016) [kg/a] *	Emission aus Anlagen mit > 5 µg/Nm ³ [kg/a]	Abscheiderate durch Aktivkohleeindüsung	Hg-Minderungs- potential [kg/a]
70	45	ca. 80 - 95 %	36 - 67

Die Kostenberechnung basiert auf der Annahme von Investitionskosten für einen zusätzlichen Gewebefilter, einem Abschreibungszeitraum von 10 Jahren sowie Betriebskosten für Strom. Für Abgasvolumina von 100.000 Nm³/h wird von Zusatzkosten in Höhe von 300.000 €/a je Anlage ausgegangen (siehe Kapitel 1.1.2.5). Wenn die Investition bei 27 Anlagen erfolgt, sind damit in der Kalkindustrie jährliche Kosten von 8,1 Mio. €/a verbunden.

Die Kostenberechnung erfolgt in Analogie zu Daten bei Einsatz des Flugstromverfahrens in Kohlekraftwerken. Bei Kohlekraftwerken wurden Eindüsungsraten von 7 Mg/kg Hg für 80 % Minderung mit unbehandelter Aktivkohle ermittelt, sowie 2 Mg/kg Hg für 95 % Minderung mit bromierter Aktivkohle. Die Kosten für unbehandelte Aktivkohle bzw. Aktivkoks werden mit 450 €/Mg angesetzt, die Kosten für bromierte Aktivkohlen mit 2.800 €/Mg (vgl. Kapitel 1.1.1.2).

Für die Minderung von 36 kg/a Quecksilber (80 %) in der Kalkindustrie ergibt sich ein Verbrauch von rund 1.300 Mg/a unbehandeltes Sorbens, was mit Kosten von 0,11 Mio. €/a verbunden ist. Für die Minderung von 67 kg/a Quecksilber (95 %) mit bromierter Aktivkohle entstehen Sorbenskosten in Höhe von 0,38 Mio. €/a.

Tabelle 106: Kosten der Quecksilberminderung in der Kalkindustrie für den Einsatz von Sorbentien

Minderungs- menge [kg/a]	Spezifischer Sorbentieneinsatz [Mg/kg Hg]	Jahresmenge Sorbentien [Mg/a]	Spezifische Sorbenskosten [EUR/Mg]	Jahreskosten Sorbentien [EUR/a]
36	7	252	450	0,11 Mio.
67	2	134	2.800	0,38 Mio.

Zusammen mit den jährlichen Investitionskosten von 8,1 Mio. € ergeben sich Kosten in Höhe von 8,2 Mio. €/a für die Minderung von 36 kg/a Quecksilber. Für 95 % Minderung mit bromierter Aktivkohle ergeben sich Kosten von 8,5 Mio. für 67 kg/a Quecksilberreduzierung.

Daraus resultieren spezifische Kosten in Höhe von 230.000 €/kg Hg bei 80 % Minderung und 130.000 €/kg Hg bei 95 % Minderung.

2.4.6 Eisen- und Stahlindustrie: Kokereien

Kokereien werden für eine detaillierte Betrachtung als relevant angesehen, da relativ hohe Quecksilbermengen über das Kokereigas emittiert werden. Ein weiterer großer Teil des Quecksilbereintrages wird vermutlich über die Teerprodukte ausgetragen, die bei der Reinigung des Kokereigases erzeugt werden. Darüber hinaus liegen auch relevante Einträge in Gewässer vor.

Zur Minderung von Quecksilberausträgen werden in Kokereien bislang keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt. Bei der Übertragung von Quecksilberminderungstechniken anderer Sektoren auf Kokereien sind die Quecksilberminderungsmaßnahmen deshalb

auf die Reduzierung von Quecksilber im Kokereigas auszurichten. Ein weiterer Fokus der Maßnahmen sollte auf der Bestimmung und ggf. Reduzierung der Quecksilbereinträge über den Wasserpfad liegen, da Quecksilber bei der Reinigung des Kokereigas in das Abwasser getragen werden kann. Die Abwasserbehandlung erfolgt in Kokereien bisher nicht mit quecksilberspezifischen Minderungstechniken.

Eine detaillierte Beschreibung der Quecksilberminderungstechniken, deren Anwendung in den folgenden Kapiteln untersucht wird, findet sich in Kapitel 1.

2.4.6.1 Techniken zur Minderung luftseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation

Bei der Reinigung von Kokereigas ist die Technik, die elementares Quecksilber in die oxidierte und besser abscheidbare Form überführt, vermutlich nicht geeignet, um eine höhere Ausschleusung zu bewirken, da der Hauptaustag bereits in der Kondensation (Kokereigasreinigung) vermutet wird, in der das elementare Quecksilber aufgrund der niedrigen Temperaturen abgeschieden werden kann.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubfilter

In Kokereien werden zur Abgasreinigung von Nebenströmen Gewebefilter eingesetzt. Vor diesen Filtern ist der Einsatz von Sorbentien möglich, da die Abgasbedingungen und Temperaturen den Sektoren entsprechen, in denen die Technik eingesetzt wird (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Zementwerke, Elektrostahlwerke, NE-Metallindustrie).

Der Einsatz der Technik ist mit hohem Aufwand verbunden, da mehrere separate kleine Filter mit Flugstromreaktoren ausgerüstet werden müssen und entsprechende Sorbentienlager sowie Dosiereinrichtungen notwendig sind. Die Technik würde nur einen kleinen Teil der Quecksilberausträge mindern, da der Hauptaustag über die Teerprodukte, die bei der Kokereigasreinigung entstehen, vermutet wird.

Eindüsung von Sorbentien vor dem Wäscher

In Kokereien werden zur Abgasreinigung Nasswäscher eingesetzt. Zur Quecksilberminderung müsste ein Flugstromreaktor vor der Nasswäsche eingebaut werden, in dem Sorbentien wie Aktivkoks oder Aktivkohle eingesetzt werden. Die Abscheideleistung kann durch deren Bromierung oder Schwefeldotierung weiter erhöht werden. Der Austrag der beladenen Aktivkoks bzw. Aktivkohle muss über den Schlamm der Behandlung von Wäscherschlamm erfolgen, damit das Quecksilber in eine langzeitsichere Senke überführt wird.

Die Übertragung der Technik der Sorbentienzugabe vor dem Wäscher auf Kokereien ist nicht ohne weiteres möglich, da die Gaszusammensetzung und Temperatur sich von den Sektoren unterscheiden, in denen die Technik bereits zum Einsatz kommt (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen).

Die Eignung der Technik sollte näher untersucht werden.

Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher

Die Zugabe von sulfidischen Fällungsmitteln im Wäscher verhindert Re-Emissionen und überführt das im Gas enthaltene Quecksilber in den Abwasserschlam. Quecksilber gelangt dadurch in eine langzeitsichere Senke, wenn der quecksilberhaltige Schlamm unter Tage deponiert wird.

Die Übertragung der Technik auf Kokereien ist nicht ohne weiteres möglich, da die Gaszusammensetzung sich von den Sektoren unterscheidet, in denen die Technik zum Einsatz kommt (Kohlekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen). Deshalb unterscheiden sich die Reaktionsbedingungen im Wäscher (pH-Wert, Redoxpotential). Es sind Untersuchungen nötig, ob der Einsatz im Wäscher zur verbesserten Quecksilberabscheidung führt.

Sind grundsätzliche Fragen gelöst, ist davon auszugehen, dass der Einsatz der Technik mit geringem Aufwand verbunden ist, da lediglich Einrichtungen zur Lagerung und Zudosierung der Fällungsmittel erforderlich sind. Allerdings erfolgt der wesentliche Quecksilberaustag bereits in der Kondensation.

Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter

Die Eindüsung von quecksilbermindernden Sorbentien wie Aktivkoks oder Aktivkohle (ggf. bromiert oder schwefeldotiert) vor einem eigens dafür gebauten Gewebefilter bedarf weiterer Untersuchungen, da Zusammensetzung und Temperatur der Kokereigase sich von Anlagen unterscheiden, in denen die Technik eingesetzt wird (Abfallverbrennungsanlagen und Kohlekraftwerke). Es ist wahrscheinlich, dass es am Gewebefilter bei Anordnung vor der Kondensationsstufe zu Verbackungen durch Teerprodukte kommt. Vor diesem Hintergrund erscheint die Technik für Kokereien nicht geeignet.

Mit Sorbentien befüllter Festbett- oder Wanderbettfilter

In einem Festbett- oder Wanderbettfilter wird Quecksilber an Aktivkoks oder Aktivkohle adsorbiert. Die Übertragung der Quecksilberminderungstechnik auf Kokereien erscheint nur für die Nebenströme sinnvoll, da es bei der Kokereigasreinigung möglich ist, dass es beim Einbau vor der Kondensationsstufe zu Verklebungen und Verblockungen durch Teerprodukte kommt. Der Einsatz der Technik erscheint vor diesem Hintergrund nicht für den Hautaustragspfad für Quecksilber (Kokereigas) geeignet.

SPC-Module

Der Einbau von SPC-Modulen im Abgasweg führt zur Abscheidung von Quecksilber in den Modulen.

Die Übertragung der Quecksilberminderungstechnik auf Kokereien ist nicht ohne weiteres möglich, da sich die Gaszusammensetzung vom Sektor unterscheidet, in dem die Technik bisher zum Einsatz kommt (Kohlekraftwerke). Es ist wahrscheinlich, dass im Kokereigas enthaltene Teere die Wirkung der Module mindern.

Der technische Aufwand für die SPC-Modultechnik hängt davon ab, ob die Module (wie in Kohlekraftwerken) in den vorhandenen Wäschern integriert werden können (mittlerer Aufwand) oder ein eigenes Gehäuse für die Module in den Abgasweg errichtet werden muss (hoher Aufwand).

Der Einbau nach der Kondensationsstufe der Kokereigasreinigung ist vermutlich hinsichtlich der Quecksilberminderung von geringem Nutzen, da vermutet wird, dass der Großteil bereits in der Kondensationsstufe in die dort gewonnenen Teerprodukte übergeht. Vor der Kondensationsstufe erscheint der Einsatz der Technik ungeeignet, da die Module vermutlich verkleben.

2.4.6.2 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren bereits zum Einsatz kommen

Zur Behandlung der Abwässer aus Kokereien steht die quecksilberspezifische Fällungsstufe (Einsatz von Organosulfiden) zur Verfügung. Ionentauscher- und Membranverfahren sind sektorspezifisch zu testen; sie sind aufgrund von Kohlenwasserstoffen im Abwasser, die Membranen zusetzen können und das Ionentauschermaterial inaktivieren, möglicherweise nicht geeignet.

2.4.6.3 Techniken zur Minderung von Hg-Austrägen über Produkte

In Kokereien wird vermutlich ein großer Anteil des Quecksilbers über das Abgas in die Teerprodukte getragen, die in der Kondensationsstufe bei der Reinigung von Kokereigas erzeugt werden.

Es ist keine Technik bekannt, um eine Minderung von Quecksilber in den Teerprodukten zu erreichen.

2.4.6.4 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials

Das Minderungspotential für Quecksilberemissionen aus Kokereien kann mit heutigem Stand des Wissens nicht konkretisiert werden. Der wesentliche Austragspfad wird in den Teerprodukten vermutet, so dass eine Minderungstechnik entweder den Abgasstrom vor dem Eintritt in die Kondensationsstufe reinigen müsste oder das Quecksilber aus den Teerprodukten entfernen müsste. Für beide Minderungsansätze stehen keine erprobten Techniken zur Verfügung. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Wenn sich eine Minderungstechnik findet, die Quecksilber aus dem das Abgas von Kokereien zu 80 - 90 % entfernt, bestünde ein Minderungspotential hinsichtlich produktseitiger Quecksilberausträge in Höhe von 880 - 1.440 Mg/a.

Wenn sich der Abwasserpfad als relevant herausstellt, kann hier die quecksilberspezifische Fällungsstufe als geeignete Technik zur Abschätzung des Minderungspotentials herangezogen werden.

2.4.6.5 Abschätzung der Hg-Minderungskosten

Minderungskosten für die Abscheidung von Quecksilber aus Kokereien können aufgrund fehlender Konkretisierung der Austragspfade und fehlender erprobter Techniken für die Abtrennung von Quecksilber vor der Kondensationsstufe oder aus den Teerprodukten nicht berechnet werden.

2.4.6.6 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die sich in der Branche bereits bewährt haben

Es ist nicht bekannt, dass spezifische Quecksilberminderungstechniken in der Branche bereits eingesetzt werden.

2.4.6.7 Techniken zur Minderung wasserseitiger Hg-Austräge, die in anderen Sektoren angewendet werden.

Für die Behandlung von Abwasser aus Kokereien kommen grundsätzlich die in der Tabelle 107 genannten Techniken in Betracht.

Tabelle 107: In anderen Sektoren eingesetzte oder erprobte Techniken zur direkten oder indirekten Reduktion von wasserseitigen Quecksilberemissionen aus Kokereien

Technik	Anwendung in	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Nichteisen-Metallindustrie, Kohlekraftwerke, Sonderabfallverbrennungsanlagen	Vielseitig anwendbar
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Kohlekraftwerke	Verunreinigung der Ionentauscher zu prüfen
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Abfallverbrennungsanlagen, Kohlekraftwerke	Verblockung der Membranen zu prüfen

Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung

Die spezifische Hg-Fällung mittels einer separaten Hg-Fällungsstufe führt zu einer erhöhten Quecksilberabscheidung in der Abwasserbehandlung und bietet die Möglichkeit einer gezielten Überführung des Quecksilbers in eine langzeitsichere Senke, z. B. einer Untertagedeponie, bei gleichzeitiger Verringerung des zu deponierenden Schlammauftkommens.

Aufgrund des breiten Anwendungsbereiches bei der Behandlung von überwiegend anorganisch belasteten Abwässern kann davon ausgegangen werden, dass sich die Technik auch auf Abwasserbehandlungsanlagen in Kokereien übertragen lässt.

Der Aufwand wird als mittel angenommen, da die bestehende Abwasserbehandlungsanlage umgebaut bzw. erweitert werden muss. Weiterhin ist zusätzliche Regel- und Steuerungstechnik sowie Zwischenspeicher und Dosierungseinrichtungen für ein Hg-spezifisches Fällungsmittel erforderlich.

Ionentauscher zur Abwasserbehandlung

Mit Ionenaustauschern lässt sich insbesondere gelöstes Quecksilber aus dem Abwasserstrom abscheiden. Die Anwendbarkeit für Kokereien wird aufgrund möglicherweise verbliebener teerhaltiger Inhaltsstoffe als gering eingeschätzt.

Membranverfahren zur Abwasserbehandlung

Mit Hilfe der Membranfiltration lässt sich partikelgebundenes Quecksilber aus dem Abwasserstrom entfernen. Die Anwendbarkeit für Kokereien wird aufgrund möglicherweise verbliebener teerhaltiger Inhaltsstoffe als gering eingeschätzt.

Zusammenfassung geeigneter Techniken zur wasserseitigen Hg-Minderung

Tabelle 108 fasst die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen.

Tabelle 108: Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken für den Wasserpfad auf Abwasserbehandlungsanlagen von Kokereien

Technik	Einsatz technisch denkbar	Technischer Aufwand	Betriebserfahrungen	Anmerkung
Spezifische Quecksilberfällung in der Abwasserbehandlung	Ja	Mittel	1	Es werden keine Anwendungsbeschränkungen erwartet
Ionentauscher zur Abwasserbehandlung	Nein	-	-	Verunreinigungen der Ionenaustauscher durch teerhaltige Abwasserinhaltsstoffe möglich.
Membranverfahren zur Abwasserbehandlung	Nein	-	-	Verblocken des Membranfilters durch teerhaltige Abwasserinhaltsstoffe möglich.

2.4.6.8 Abschätzung des Hg-Minderungspotentials und der Kosten

Eine Abschätzung des Minderungspotentials für Kokereien ist aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich.

Vor dem Hintergrund der Erfahrung in anderen Sektoren, z. B. der Quecksilberabscheidung im Abwasser von Kohlekraftwerken, kann davon ausgegangen werden, dass durch die Anwendung quecksilberspezifischer Minderungstechniken Restkonzentrationen von 0,2 µg/l und darunter erreicht werden können.

Da die für Kokereien freigesetzte Quecksilberfracht im Rahmen dieser Studie nur unzureichend quantifiziert werden konnte, lassen sich auch die Minderungskosten nicht quantifizieren.

2.4.7 Gießereien

Gießereien werden aufgrund der Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine Betrachtung angesehen. Allerdings ist die Datenlage zu den Luftemissionen bei Gießereien sehr unsicher, da diese vollständig über die Einträge abgeschätzt wurden. Emissionswerte lagen nur von einer Anlage vor, die besonders quecksilberhaltige Schrotte einschmilzt, eine quecksilberspezifische Minderungstechnik einsetzt (Aktivkohle-Festbettfilter) und im Abgas sehr niedrige Emissionen aufweist.

Aufgrund der schlechten Datenlage sind zur Ermittlung des Emissionspotentials weitere Messungen erforderlich. Der luftseitige Austrag wurde mit 50 kg/a berechnet, die aus etwa 600 Gießereien stammen. Es sind hohe spezifische Kosten je Kilogramm Quecksilberminderung zu erwarten, da Installationskosten bei einer Vielzahl von Anlagen anfallen.

2.4.8 Schredderanlagen

Schredderanlagen werden insbesondere aufgrund der Quecksilberemissionen in die Luft als relevant für eine Betrachtung angesehen. Allerdings ist die Datenlage zu den Luftemissionen bei Schredderanlagen sehr unsicher, da nur an wenigen europäischen Anlagen überhaupt Messungen durchgeführt wurden. Die Emissionswerte streuen erheblich. An der einzigen deutschen Anlage, für die eine Messung bekannt ist, wurde bei einer Einzelmessung ein Wert

unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt. I. d. R. sind Schredderanlagen mit Venturiwäschern zur Abluftreinigung ausgerüstet. Spezifische Hg-Minderungsmaßnahmen für Venturiwäscher sind nicht bekannt.

Aufgrund der schlechten Datenlage sind zur Ermittlung des Emissionspotentials deutscher Schredderanlagen weitere Messungen erforderlich. Erst dann kann geprüft werden, ob spezifische Quecksilberminderungsmaßnahmen bei Schredderanlagen notwendig bzw. sinnvoll sind.

2.4.9 Krematorien

Zur Minderung von Quecksilber in Krematorien wird auf die Ausführungen und Empfehlungen in der für Krematorien im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellen Studie verwiesen (Schetter et al. 2020). Die nachfolgend angeführten Zitate wurden der Studie entnommen.

Die Studie kommt zu dem Schluss, dass sich für die Quecksilberabscheidung in Kremationen adsorptive (trockene) Verfahren eignen, vor allem weil diese Verfahren in einer Vielzahl von Anlagen bereits zur Abgasreinigung eingesetzt werden. Es wird betont, dass die Abscheidung von elementarem Quecksilber sehr gering ist und die Adsorbentien daher mit einer reaktiven Komponente imprägniert werden sollten, „z. B. mit Schwefel (elementar oder in Verbindungen wie Schwefelsäure), mit Brom oder mit Kaliumjodid“. Außerdem wird betont, dass ein angepasstes Porenvolumen benötigt wird und für eine hohe Adsorptionskapazität ein hohes imprägniertes Porenvolumen erforderlich ist.

Die Autoren schreiben weiter: „Entscheidend für den Erfolg der Abscheidung ist neben der Wahl des „richtigen“ Adsorbens eine ausreichende Kontaktzeit zwischen Schadstoff und Oberfläche. Dies kann in einem Festbettreaktor erfolgen. Zur besseren Ausnutzung des Sorbens wird ein großer Teil der abgeschiedenen Staubmenge wieder in den Flugstrom gegeben. Nur ein geringer Teil (üblich 1:10) wird aus dem System ausgeschleust und durch Frischadsorbens ersetzt. Beim Kugelrotorumlaufverfahren wird das Sorbens mit dem rezirkulierten Staub auf einen, im Abgaskanal vor Schlauchfilter installierten Kugelrotor gegeben. Die Gasführung zwingt das Abgas ebenfalls durch den Kugelrotor, so dass es hier zu einer intensiven Mischung von Gas und Sorbens kommen kann.“ (Schetter et al. 2020)

Abschließend heißt es:

- ▶ „Es ist erforderlich, dass die Kremationsanlagen mit einer zur Minderung von Quecksilber ausgelegten Technik ausgestattet sind.
- ▶ Die gemäß Stand der Technik zur Verfügung stehenden Maßnahmen sind auch für den in Krematorien üblichen stark diskontinuierlichen Betrieb geeignet.
- ▶ Elementares Quecksilber wird genauso gut gemindert wie zweiwertiges und stellt somit keine gesondert zu betrachtende Minderungsaufgabe dar.“
(Schetter et al. 2020)

Die erreichbare Quecksilberminderung wird bei Rohgaswerten über $20 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ im Mittel mit 95 % für Anlagen mit Festbett oder Kugelrotorumlaufverfahren angegeben, für Trockensorption mit 85 %. Bei Rohgaswerten unter $20 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ wurden geringere Minderungsraten festgestellt: maximal 85 % bei Festbettfiltern und maximal 81 % bei Trockensorptionsverfahren. Bei geringen Rohgaswerten wurde beim Festbett eine Desorption von Quecksilber (negativer Abscheidegrad) festgestellt.

Die Empfehlung zur Quecksilberminderung lautet:

- „Die Festlegung eines Mindestabscheidegrades in Abhängigkeit vom Quecksilbereintrag wird empfohlen, der unter definierten Bedingungen erreicht werden muss. Auf Basis der ermittelten Daten erscheint z. B. ein Abscheidegrad von 90 % bei einem Eintrag von 0,5 g Quecksilber denkbar. Dieses kann z. B. durch die Messung der Reingaskonzentration nach erfolgter Zugabe einer sog. Quecksilbertablette in einen Kremationszyklus realisiert werden.
- Die Überwachung des bestimmungsgemäßen, kontinuierlichen Betriebs der Abgasreinigungseinrichtung sollte in definierten Abständen und ggf. mit einer entsprechenden Nachweispflicht über den Adsorbensverbrauch erfolgen.“
(Schetter et al. 2020)

Ein Quecksilberminderungspotential wird in der Studie nicht angegeben. Für die Berechnung des Minderungspotentials wird davon ausgegangen, dass in den Anlagen, die bisher ohne spezifische Quecksilberminderungstechnik arbeiten (die Anlagen haben Gewebefilter mit eingewobenen Katalysatoren zur PCDD/F-Zerstörung), die Minderungsrate durch Festbettfilter oder Flugstromsorption von bisher rund 60 % auf 80 - 95 % erhöht werden kann.

Die Quecksilberemissionen aller Anlagen in Deutschland wurden mit rund 25 kg/a abgeschätzt. Auf Grundlage von Emissionsmessungen wurde der Anteil der Anlagen ohne Festbett- oder Flugstromadsorption mit 12,5 kg/a abgeschätzt. Unter Annahme einer Abscheidung zwischen 35 % und 60 % wurde in Teil 1 der Studie (Kapitel 2.38.3) ein Eintrag von 19 - 31 kg berechnet. Davon werden bereits 6,5 - 19 kg/a gemindert. Somit beträgt das weitere Minderungspotential in Krematorien durch die Erhöhung der Abscheidung auf 80 - 95 % zwischen 6 - 12 kg/a.

Die Anzahl der Krematorien in Deutschland wird für das Jahr 2014 mit 144 angegeben, davon 15 ohne Festbett- oder Flugstromadsorption (Schetter et al. 2020). In diesen 15 Anlagen entstehen zusätzliche Kosten für die Installation und den Betrieb der Minderungstechnik, um 6 - 12 kg/a abzuscheiden. Informationen zu Investitions- und Betriebskosten liegen nicht vor.

3 Quecksilber-Minderungsstrategie

3.1 Allgemeines

Die in diesem Kapitel enthaltenen Empfehlungen für eine Strategie zur Minderung der Quecksilberemissionen stützt sich im Wesentlichen auf die in dem Kapitel „Überführung von Quecksilber in langzeitsichere Senken“ (siehe Kap. 2) aufgeführten Maßnahmen für die einzelnen Sektoren. Ergänzend werden unterstützende Maßnahmen vorgeschlagen, die die Umsetzung dieser Maßnahmen einleiten und/oder weiterentwickeln sollen. Dazu werden rechtliche, wirtschaftliche und informative Instrumente gewählt.

3.2 Ziele und Konzeption der Minderungsstrategie

3.2.1 Ziele

Die Minderungsstrategie sollte dazu führen, dass

- ▶ Quecksilberemissionen in das Wasser und die Luft soweit als möglich reduziert werden und
- ▶ ausgeschleustes Quecksilber dabei in langzeitstabiler Form in langzeitsichere Senken überführt wird (vgl. Kapitel 2.1 „Langzeitsichere Senken“).

Mit der Strategie sollen folgende Mindestziele erreicht werden:

- ▶ Hg-Einträge in Gewässer sollen auf Emissionswerte nach dem Stand der Technik gemindert werden. Werte unter 0,2 µg/l Hg werden im Allgemeinen für erreichbar gehalten.
- ▶ Bei Hg-Emissionen über den Luftpfad sollen die berechneten Minderungspotentiale so weit wie möglich ausgeschöpft werden. Für Großfeuerungsanlagen (13. BImSchV) werden mehrere Optionen vorgestellt. Für Abfallverbrennungsanlagen (17. BImSchV) wurde das Minderungspotential auf Basis eines Zielwertes von 5 µg/m³ berechnet. Für Anlagen nach TA Luft und 44. BImSchV wurden sektorspezifische Minderungspotentiale berechnet. Für diese Anlagen werden Jahresmittelwerte unter 5 µg/Nm³ Hg im Allgemeinen für erreichbar gehalten.
- ▶ Der Hg-Gehalt in Produkten (wie Zement, Gips, Teerprodukte, Schwefelsäure, Düngemittel einschl. Klärschlamm) soll einer Kennzeichnungspflicht in Form eines Ampelsystems unterliegen.
- ▶ Abfälle sollen soweit wie möglich so verwertet werden, dass zumindest Teilströme von Quecksilber in eine langzeitsichere Senke verbracht werden; dies gilt insbesondere für Sektoren mit hohen Quecksilberausträgen, deren Abfälle bisher nicht einer langzeitsicheren Senke zugeführt werden.

3.2.2 Konzeption

Die Empfehlungen für eine Minderungsstrategie gliedern sich in folgende Schwerpunktthemen, die sich gegenseitig ergänzen und zum Teil unterstützen:

- ▶ Reduzierung der Emissionen über den Luftpfad,
- ▶ Reduzierung der Emissionen über den Wasserpfad,

- ▶ Kennzeichnungspflicht von Produkten aus bestimmten Sektoren,
- ▶ Lenkung von Hg-haltigen Abfällen in langzeitsichere Senken,
- ▶ Maßnahmen zur Schließung von Datenlücken und
- ▶ Forschungs- und Förderprogramm zum Einsatz von Abgas- und Abwasserreinigungstechniken

Die einzelnen Schwerpunkte sollen aufeinander abgestimmt werden und parallel vorangebracht werden.

3.3 Reduzierung der Emissionen über den Luftpfad

Bei Sektoren, die im Jahr 2016 Emissionsfrachten > 200 kg/a aufweisen, sollten

- ▶ bestehende Minderungspotentiale umgesetzt werden,
- ▶ die allgemeinen Ziele nach Kap. 3.2.1 erreicht werden.

3.3.1 Minderungspotentiale und Kosten

Tabelle 109 und Tabelle 110 zeigen die luftseitigen Quecksilberemissionen der Sektoren, die mit erster Priorität betrachtet werden (mehr als 200 kg/a luftseitiger Quecksilberaustrag im Jahr 2016) sowie die abgeschätzten Minderungspotentiale. Das jeweils in Spalte 6 angegebene Minderungspotential bezieht sich auf die Quecksilberemissionen des gesamten Sektors. In der ersten Spalte wird der Zielwert angegeben, der für die Berechnung des Minderungspotentials berücksichtigt wurde. Wenn nur für einen Teil der Anlagen eine Minderung angenommen wurde, erfolgt die Quecksilberminderung nur in diesem Teil des Sektors. Daher können sich die Minderungsraten in Spalte 1 und Spalte 6 unterscheiden (z. B. in der Ziegelproduktion). Bei Großfeuerungsanlagen für Braun- und Steinkohle erfolgten spezielle Berechnungen, die in den Anmerkungen zur Tabelle genauer erläutert werden. Für Details zur sektorspezifischen Berechnung der Minderungspotentiale siehe Kapitel 2.3.

Zur Datenqualität ist anzumerken, dass diese bei den Sektoren Glas- und Ziegelproduktion, Herstellung von Gipsprodukten, Biomassefeuerung und Braunkohlestaubfeuerung als schlecht, bei Hochöfen als sehr schlecht bewertet wurde. Entsprechend bestehen in diesen Bereichen erhebliche Unsicherheiten. Parallel zu den nachfolgend vorgeschlagenen Maßnahmen sollten daher in den Sektoren weitere Untersuchungen erfolgen, um die Datenqualität zu verbessern (siehe hierzu auch Kap. 3.3.8).

Tabelle 109: Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad sowie Minderungspotentiale der Sektoren mit Austrägen > 200 kg im Jahr 2016 (unteres Minderungspotential)

Sektor	Hg-Emission Luft Mittel A [kg/a]	Hg-Emission Luft Mittel B [kg/a]	Minde- rungs- potential A [kg/a]	Minde- rungs- potential B [kg/a]	Minde- rungs- potential* [%]
Sinterbänder: Minderung 80 %	240	4.000	190	3.200	80 %
GF Braunkohle Zielwert: 7 µg/Nm ³	3.700	3.700	513	525	18 - 28 %

Sektor	Hg-Emission Luft Mittel A [kg/a]	Hg-Emission Luft Mittel B [kg/a]	Minde- rungs- potential A [kg/a]	Minde- rungs- potential B [kg/a]	Minde- rungs- potential* [%]
Hochöfen: Minderung 80 %	1.100	2.400	880	1.900	80 %
GF Steinkohle: Zielwert 4 µg/Nm ³	1.200	1.200	131	39	12 - 17 %
Elektrostahlwerke: Minderung 80 %	820	880	641	657	75 - 78 %
Zementproduktion: Zielwert 8 µg/Nm ³	620	620	218	218	35 %
Ziegelproduktion: Minderung 80 % bei 75 % der Anlagen	300	470	180	280	60 %
Herstellung von Gipsprodukten Zielwert 5 µg/Nm ³	150	370	106	267	77 - 89 %
Glasproduktion: Minderung 80% bei Anlagen, die 75 % der Hg- Fracht emittieren	250	300	150	180	60 %
Biomassefeuerung: Minderung 80 %	110	280	88	224	80 %
Braunkohlestaubfeuerung < 50 MW: Minderung 80 %	120	220	96	176	80 %
Summe	8.610	14.400	3.193	7.666	

Anmerkungen: GF = Großfeuerungsanlagen

* Das angegebene Minderungspotential in Spalte 6 bezieht sich auf die Quecksilberemissionen des gesamten Sektors einschließlich der Anlagen, für die keine Minderung angenommen wurde. In Spalte 1 wird der Wert angegeben, der für die Berechnung des Minderungspotenzials berücksichtigt wurde. Wenn nur für einen Teil der Anlagen eine Minderung angenommen wurde, bezieht sich die Minderungsrate nur auf diesen Teil des Sektors. Daher können sich die Angaben in Spalte 1 und Spalte 6 unterscheiden. Abweichend davon gilt für Stein- und Braunkohlegroßfeuerungsanlagen folgendes: Großfeuerungsanlagen für Braun- und Steinkohle: Angegeben wurde das Minderungspotential für das Jahr 2022 (rechte Spalte) bzw. 2030 (linke Spalte) gegenüber 2016 unter Abzug der Minderung durch den Kohleausstieg unter Berücksichtigung spezifischer Minderungstechniken zum Erreichen des genannten Zielwertes.

Braunkohlestaubfeuerungsanlagen: Minderungspotential ohne Berücksichtigung des Kohleausstiegs.

Tabelle 110: Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad sowie Minderungspotentiale der Sektoren mit Austrägen > 200 kg im Jahr 2016 (oberes Minderungspotential)

Sektor	Hg-Emission Luft Mittel A [kg/a]	Hg-Emission Luft Mittel B [kg/a]	Minderungs- potential A [kg/a]	Minderungs- potential B [kg/a]	Minderungs- potential [%]
Sinterbänder: Minderung 95 %	240	4.000	230	3.800	95 %
GF Braunkohle: Minderung 80 %	3.700	3.700	1.458	2.383	80 %
Hochöfen: Minderung 95 %	1.100	2.400	1.000	2.300	95 %
GF Steinkohle: Zielwert 1 µg/Nm ³	1.200	1.200	582	229	70 - 74 %
Elektrostahlwerke: Minderung 95 %	820	880	761	781	89 - 93 %
Zementproduktion: Zielwert 5 µg/Nm ³	620	620	354	354	57 %
Ziegelproduktion: Minderung 95 % bei 75 % der Anlagen	300	470	210	330	70 %
Herstellung von Gipsprodukten: Zielwert 5 µg/Nm ³	150	370	106	267	77 - 89 %
Glasproduktion: Minderung 95 % bei Anlagen, die 75 % der Hg- Fracht emittieren	250	300	200	210	70 %
Biomassefeuerung: Minderung 95 %	110	280	105	266	95 %
Braunkohlestaubfeuerung < 50 MW: Minderung 95 %	120	220	114	209	95 %
Summe	8.610	14.400	5.120	11.129	

Anmerkungen: GF = Großfeuerungsanlagen

* Das angegebene Minderungspotential in Spalte 6 bezieht sich auf die Quecksilberemissionen des gesamten Sektors einschließlich der Anlagen, für die keine Minderung angenommen wurde. In Spalte 1 wird der Wert angegeben, der für die Berechnung des Minderungspotenzials berücksichtigt wurde. Wenn nur für einen Teil der Anlagen eine Minderung angenommen wurde, bezieht sich die Minderungsrate nur auf diesen Teil des Sektors. Daher können sich die Angaben in Spalte 1 und Spalte 6 unterscheiden. Abweichend davon gilt für Stein- und Braunkohlegroßfeuerungsanlagen folgendes:
Braunkohle: Angegeben wurde das Minderungspotential für das Jahr 2022 (rechte Spalte) bzw. 2030 (linke Spalte) gegenüber 2016 unter Abzug der Minderung durch den Kohleausstieg unter Berücksichtigung spezifischer Minderungstechniken zum Erreichen einer Minderung von 80 %.
Steinkohle: Angegeben wurde das Minderungspotential für das Jahr 2022 (rechte Spalte) bzw. 2030 (linke Spalte) gegenüber 2016 unter Abzug der Minderung durch den Kohleausstieg unter Berücksichtigung spezifischer Minderungstechniken zum Erreichen des angegebenen Zielwertes.
Braunkohlestaubfeuerungsanlagen: Minderungspotential ohne Berücksichtigung des Kohleausstiegs.

Tabelle 111 und Tabelle 112 nennen Abschätzungen der absoluten Kosten der Minderungsmaßnahmen sowie der spezifischen Kosten bezogen auf die reduzierte Quecksilberfracht, sortiert nach Spalte 5 (spezifische Minderungskosten B). Für Details zur sektorspezifischen Berechnung der Minderungspotentiale siehe Kapitel 2.3.

Die höchsten spezifischen Minderungskosten ergeben sich für die Ziegelindustrie. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sehr viele relativ kleine Anlagen vorhanden sind und damit für eine relativ geringe Quecksilberfracht hohe Investitionskosten anfallen. Auch bei der Minderung von Quecksilber in Steinkohle-Großfeuerungsanlagen sind die spezifischen Minderungskosten relativ hoch. Dies ergibt sich daraus, dass den finanziellen Aufwendungen ein relativ geringes Minderungspotential gegenübersteht. Bei Braunkohle-Großfeuerungsanlagen liegen die Kosten dagegen im Mittelfeld. Insbesondere dann, wenn ein Minderungsziel von 80 % angestrebt wird, liegen zwar die absoluten Kosten für Großfeuerungsanlagen bei Braunkohlekraftwerken für das Jahr 2022 im Bereich derjenigen von Steinkohlekraftwerken, aber die Quecksilberminderung ist deutlich höher, was die wesentlich geringeren spezifischen Minderungskosten erklärt.

Relativ geringe spezifische Minderungskosten ergeben sich in Sektoren, bei denen in wenigen großen Anlagen hohe Minderungspotentiale erreicht werden können (z. B. Elektrostahlwerke und Sinteranlagen). Hier macht sich der Anteil der Investitionskosten deutlich weniger bemerkbar als in Sektoren mit einer hohen Anzahl kleinerer Anlagen. Zudem bestehen bei Elektrostahlwerken und Sinteranlagen bereits Abscheidetechniken für einen Sorbentieneinsatz, so dass Investitionen für einen zusätzlichen Staubfilter entfallen. Auch für die Quecksilberminderung in Hochofengas („Gichtgas“) besteht bereits ein Nasswäscher, in dem die Sorbentien abgeschieden werden könnten; hier sorgen jedoch hohe Entsorgungskosten für den nicht mehr intern verwerteten, sondern unter Tage zu entsorgenden Schlamm für hohe spezifische Minderungskosten.

Tabelle 111: Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für die Sektoren mit Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad > 200 kg/a (unteres Minderungspotential)

Sektor	Minderungs- kosten A [Mio. €/a]	Minderungs- kosten B [Mio. €/a]	Spezifische Kosten A [€/ kg Hg]	Spezifische Kosten B [€/ kg Hg]
Elektrostahlwerke: Minderung 80 %	2,1	3,7	3.200	5.700
Sinterbänder: Minderung 80 %	3,2	22	7.000	17.000
GF Braunkohle: Zielwert 7 µg/Nm ³	11	9,4	21.800	18.400
Herstellung von Gipsprodukten: Zielwert 5 µg/Nm ³	4,9	5,9	21.900	46.200
Zementproduktion: Zielwert 8 µg/Nm ³	8,1	8,1	47.700	47.700
GF Steinkohle: Zielwert 4 µg/Nm ³	7,3	2,4	55.900	62.900
Glasproduktion: Minderung 80 % bei Anlagen, die 75 % der Hg- Fracht emittieren	10	10	56.000	67.000
Hochöfen: Minderung 80 %	100	110	58.000	110.000
Ziegelproduktion: Minderung 80 % bei 75 % der Anlagen	37	37	120.000	180.000

Sektor	Minderungs- kosten A [Mio. €/a]	Minderungs- kosten B [Mio. €/a]	Spezifische Kosten A [€/ kg Hg]	Spezifische Kosten B [€/ kg Hg]
Biomassefeuerung: Minderung 80 %	nq	nq	nq	nq
Braunkohlestaubfeuerung < 50 MW Minderung 80 %	nq	nq	nq	nq

Anmerkungen: nq: nicht quantifizierbar

Braunkohle und Steinkohle: Angegeben wurden die Minderungskosten für das Jahr 2022 (rechte Spalte) bzw. 2030 (linke Spalte) gegenüber 2016. Bei den spezifischen Kosten wurde die Minderung durch den Kohleausstieg nicht mit einberechnet.

Tabelle 112: Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für Sektoren mit Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad > 200 kg/a (oberes Minderungspotential)

Sektor	Minderungs- kosten A [Mio. €/a]	Minderungs- kosten B [Mio. €/a]	Spezifische Kosten A [€/ kg Hg]	Spezifische Kosten B [€/ kg Hg]
Elektrostahlwerke: Minderung 95 %	5,9	6	7.500	7.800
Sinterbänder: Minderung 95 %	3,5	26	8.000	15.000
Herstellung von Gipsprodukten: Zielwert 5 µg/Nm ³	4,9	5,9	21.900	46.200
GF Braunkohle: Minderung 80 %	62	33	26.100	22.400
Zementproduktion: Zielwert 5 µg/Nm ³	11	11	39.300	39.300
Glasproduktion: Minderung 95 % bei Anlagen, die 75 % der Hg- Fracht emittieren	10	10	48.000	50.000
GF Steinkohle: Zielwert 1 µg/Nm ³	36	14	62.000	60.000
Hochöfen: Minderung 95 %	100	110	48.000	100.000
Ziegelproduktion: Minderung 95 % bei 75 % der Anlagen	37	38	140.000	210.000
Biomassefeuerung: Minderung 95 %	nq	nq	nq	nq
Braunkohlestaubfeuerung < 50 MW: Minderung 95 %	nq	nq	nq	nq

Anmerkungen: nq: nicht quantifizierbar

Braunkohle und Steinkohle: Angegeben wurden die Minderungskosten für das Jahr 2022 (rechte Spalte) bzw. 2030 (linke Spalte) gegenüber 2016. Bei den spezifischen Kosten wurde die Minderung durch den Kohleausstieg nicht mit einberechnet.

Bei Sektoren, die im Jahr 2016 Emissionsfrachten über den Luftpfad zwischen 20 - 200 kg/a aufweisen, sollten ebenfalls

- bestehende Minderungspotentiale umgesetzt werden,
- die allgemeinen Ziele nach Kap. 3.2.1 erreicht werden.

Tabelle 113 nennt für Sektoren mit luftseitigen Quecksilberemissionen von 20 bis 200 kg/a die Emissionen des Jahres 2016 sowie die ermittelten Minderungspotentiale. Mit Ausnahme von Sekundärkupferhütten und der Kalk- und Dolomitproduktion (siehe Tabelle 113) konnten keine Minderungskosten ermittelt werden. Das jeweils in Spalte 6 angegebene Minderungspotential bezieht sich auf die Quecksilberemissionen des gesamten Sektors. In Spalte 1 wird die Minderung angegeben, die in der Berechnung berücksichtigt wurde. Wenn nur für einen Teil der Anlagen eine Minderung angenommen wurde, bezieht sich die Minderungsrate nur auf diesen Teil des Sektors. Daher können sich die Angaben in Spalte 1 und Spalte 6 unterscheiden (dies ist der Fall bei Krematorien). Die Berechnungen der Minderungspotentiale und der Minderungskosten erfolgten in Kapitel 2.4.

Tabelle 113: Ermittelte Hg-Frachten über den Luftpfad sowie Minderungspotentiale für Branchen mit Quecksilberemissionen von 20 bis 200 kg/a im Jahr 2016

Sektor	Hg-Emission Luft Mittel A [kg/a]	Hg-Emission Luft Mittel B [kg/a]	Mind.- Potential A [kg/a]	Mind.- Potential B [kg/a]	Mind.- Potential
Krematorien: Erhöhung der Minderungsrate von 35 - 60 % auf 80 - 95 % in 15 der 144 Anlagen	160	160	10	10	6 %
Hausmüllverbrennungsanlagen	160	160	10	10	6 %
Kupferproduktion (sekundär)	100	100	56	67	80 - 95 %
Mittelgroße Feuerungsanlagen Steinkohle Minderung 80 %	75	130	60	104	80 %
Mittlere Feuerungsanlagen Steinkohle Minderung 95 %	75	130	71	124	95%
Kalk- und Dolomitproduktion	70	70	36	67	80 - 95 %
Oxygenstahlwerke	75	75	60	71	80 - 95 %
Kokereien	10	60	nq	nq	nq
EBS-Anlagen	56	56	6	6	11%
Gießereien	50	50	nq	nq	nq
Großschredderanlagen	30	30	nq	nq	nq
Klärschlammverbrennungsanlagen	32	32	16	16	50 %
Sonderabfallverbrennungsanlagen	30	30	3	3	10 %
Altholzverbrennung in Anlagen nach 17. BImSchV	28	28	1	1	4 %
Summe			258 - 269	355 - 375	

Anmerkungen: nq: nicht quantifizierbar

Abfallverbrennung: Berechnung des Minderungspotentials bei einem Zielwert von 5 µg/m³ als Jahresmittelwert.

Mittelgroße Feuerungsanlagen Steinkohle: Minderungspotential ohne Berücksichtigung des Kohleausstiegs.

Summe: Die Spannbreite ergibt sich dadurch, dass mittelgroße Feuerungsanlagen für Steinkohle in der Tabelle zweimal gelistet sind (einmal mit Hg-Minderung 80 % und einmal mit Hg-Minderung 95 %).

Tabelle 114: Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für die Kalkindustrie und die größte Sekundärkupferhütte (Hg-Frachten 20 - 200 kg/a)

Sektor	Minderungskosten [Mio. €/a]	Kosten [€/ kg Hg]
Kalkindustrie: Minderung 80 %	8,1	230.000
Kalkindustrie: Minderung 95 %	8,4	130.000
Kupfer sekundär: Minderung 80 %	0,18	3.100
Kupfer sekundär: Minderung 95 %	0,36	5.400

Die spezifischen Minderungskosten sind in der Kalkindustrie sehr hoch. Der Grund hierfür ist die relativ hohe Anzahl der Anlagen, die zu hohen Investitionskosten für den Sektor führt. In der Sekundärkupferindustrie beziehen sich die Minderungskosten auf die größte Hütte; Kosten für die drei kleineren Hütten wurden nicht abgeschätzt, da zu diesen Anlagen keine Daten vorlagen.

Zum Erreichen der angestrebten Minderungsziele werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

- Anpassungen der 13. BImSchV (Großfeuerungsanlagen), der 17. BImSchV (Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen) und der TA Luft, zur Festsetzung niedrigerer Grenzwerte und Streichung von rohstoffbedingten Ausnahmen (z. B. in der Zementindustrie)
- Mitwirkung bei der Aktualisierung der Hg-Minderungstechniken in einschlägigen VDI Richtlinien
- Pflicht zur kontinuierlichen Quecksilbermessung, wenn $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ im Mittel überschritten werden. Die Prüfung erfolgt viermal jährlich drei Kurzzeit-Messungen nach EN 13211 oder zweimal jährlich je vierwöchige Messungen mit der Sorbent Trap-Methode.

3.3.2 Anpassung der 13. BImSchV - Großfeuerungsanlagen

3.3.2.1 Hintergrund

Die 13. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes „Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen“ (13. BImSchV) vom 02. Mai 2013, zuletzt geändert am 19. Dezember 2017, schreibt als Grenzwert für Hg in den §§ 4 und 5 bei Großfeuerungsanlagen bei Einsatz von festen Brennstoffen und Biobrennstoffen $0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$ als Tagesmittelwert und $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ als Halbstundenmittelwert fest. Die Grenzwerte gelten für einen Bezugssauerstoffgehalt von 6 %.

Keine Hg-Grenzwerte gelten nach § 5 Absatz 8 beim Einsatz von naturbelassenem Holz oder (unbelasteten) Holzabfällen gemäß § 2 Absatz 6 Nummer 2 Buchstabe f.

Zusätzlich gelten nach § 11 Absatz 2 für Großfeuerungsanlagen bei Einsatz von festen Brennstoffen und Biobrennstoffen $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ Hg als Jahresmittelwert.

Das BVT-Merkblatt von 2017 zu Großfeuerungsanlagen (BREF LCP 2017) nennt für bestehende Steinkohlekraftwerke mit einer FWL > 300 MW mit BVT verbundene Hg-Emissionswerte von

< 1 – 4 µg/Nm³ und für Braunkohlekraftwerke mit einer FWL von > 300 MW mit BVT verbundene Hg-Emissionswerte von < 1 – 7 µg/Nm³.

3.3.2.2 Empfehlung

Für die Großfeuerungsanlagen ergeben sich die in Tabelle 109 und Tabelle 110 genannten Minderungspotentiale. Insgesamt errechnen sich je nach Zielwert für Braunkohleanlagen ein Minderungspotential von ca. 510 bis 2.400 kg/a und für Steinkohleanlagen ein Minderungspotential von 40 bis 580 kg/a.

Zur Anpassung an den fortgeschrittenen Stand der Technik bei Stein- und Braunkohlekraftwerken wird empfohlen, das Minderungspotential unter Berücksichtigung der vereinbarten bzw. der noch zu bestimmenden Laufzeiten so weit wie möglich auszuschöpfen (siehe Tabelle 109 und Tabelle 110).

Für Anlagen, die über das Jahr 2030 hinaus betrieben werden sollen, sind möglichst zeitnah besonders niedrige Emissionskonzentrationen anzustreben.

Es wird empfohlen, die Anforderungen im Rahmen einer Novellierung der 13. BImSchV umzusetzen. Die Fristen der IED-Richtlinie zur Umsetzung des BVT-Merkblatts für Großfeuerungsanlagen sind dabei zu berücksichtigen.

3.3.3 Anpassung der 17. BImSchV - Abfallverbrennung und Abfallmitverbrennung

3.3.3.1 Hintergrund

Die 17. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen – 17. BImSchV) schreibt in § 8 für Abfallverbrennungsanlagen einen Grenzwert für Hg von 0,03 mg/m³ als Tagesmittelwert und 0,05 mg/m³ als Halbstundenmittelwert vor. Der Jahresmittelwert für Anlagen mit einer FWL von > 50 MW beträgt 0,01 mg/m³. Die Grenzwerte gelten für einen Bezugssauerstoffgehalt von 11 %.

Bei Anlagen zur Abfallmitverbrennung, in denen mehr als 25 % der jeweiligen Feuerungswärmeleistung durch Abfallmitverbrennung erzeugt werden oder die unaufbereitete gemischte Siedlungsabfälle einsetzen, gelten die o. g. Hg-Grenzwerte.

Für Anlagen, die nicht mehr als 25 % der jeweiligen Feuerungswärmeleistung aus Abfällen erzeugen und die nur aufbereitete Siedlungsabfälle einsetzen, gelten die Grenzwerte der 17. BImSchV nur für den Anteil der Verbrennungsluft, der aus der Verbrennung der Abfälle stammt.

Bei Anlagen zur Herstellung von Zementklinker oder Zementen sowie Anlagen zum Brennen von Kalk, in denen Abfall mitverbrannt wird, kann die Behörde gemäß 17. BImSchV, Anlage 3 Nr. 2 auf Antrag des Betreibers die Grenzwerte für Quecksilber auf 0,05 mg/m³ als Tagesmittelwert und 0,1 mg/m³ als Halbstundenmittelwert festlegen, „sofern diese Ausnahmen auf Grund der Zusammensetzung der natürlichen Rohstoffe erforderlich sind und ausgeschlossen werden kann, dass durch den Einsatz von Abfällen und Stoffen nach § 1 Absatz 1 zusätzliche Emissionen an Quecksilber entstehen“.

Zusätzlich ist nach Anlage 3 Nr. 3.7 für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, Biobrennstoffe und flüssige Brennstoffe, in denen Abfälle mitverbrannt werden, bei einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 50 MW ein Grenzwert als Jahresmittelwert von 0,01 mg/m³ Hg festgesetzt.

Im BVT-Merkblatt für Abfallverbrennungsanlagen aus dem Jahr 2019, werden mit BVT verbundene Emissionswerte von < 5 bis $20 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ festgelegt, wenn Kurzzeitmessungen zur Überwachung der Emissionen eingesetzt werden oder kontinuierlich gemessen wird (hier gilt die Spannbreite für den Tagesmittelwert). Es gelten mit BVT verbundene Emissionswerte von $1 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wenn die Emissionsüberwachung mit Hilfe einer Langzeitprobenahme erfolgt.

3.3.3.2 Empfehlung

Ziel einer neuen Regelung sollte es sein, den Jahresmittelwert der Anlagen weiter deutlich abzusenken. Es wird empfohlen, einen anspruchsvollen und sachgerechten Jahresmittelwert für Quecksilber vorzugeben. Für die einzelnen Sektoren in der Abfallverbrennung wurden die in Tabelle 120 genannten Minderungspotentiale abgeschätzt. Insgesamt ergab die Abschätzung bei einem Zielwert von $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ein Minderungspotential für alle Sektoren der Abfallverbrennung von in Summe 36 kg/a bzw. 12% .

Illegale Quecksilbereinträge über den Abfall und damit verbundene Quecksilberspitzen im Abgas können bei Abfallverbrennungsanlagen ein erhebliches Problem darstellen. Es wird empfohlen, die Regelungen in der 17. BImSchV durch Anforderungen zu ergänzen, um Quecksilberspitzen zu vermeiden bzw. auf ein technisch mögliches Maß zu begrenzen. Dies beinhaltet insbesondere die Bereithaltung sowie die Zugabe von hochwirksamer Aktivkohle im Fall erhöhter Emissionskonzentrationen im Rohgas oder beim Einsatz von Wäschern die beschleunigte Bildung von Hg^+ durch Zudosierung von Chemikalien wie beispielsweise Brom bzw. Bromverbindungen in Verbindung mit der Messung der Quecksilber-Konzentration im Wäscherkreislauf und einer darauf angepassten Zugabe von Komplexbildnern in den Wäscherkreislauf um Rücklösungen zu verhindern. Hierzu können zusätzlich zu den Messungen im Reingas auch Rohgasmessungen notwendig werden. Bei einfach aufgebauten Abgasreinigungsanlagen, z. B. der Aktivkohlezugabe vor einem Gewebefilter ohne weitere Staubminderungstechniken (wie z. B. Wäscher oder Wanderbettfilter, die eingebrachtes Hg in der Rauchgasreinigung abpuffern) kann von Messungen abgesehen werden, da davon auszugehen ist, dass eine Quecksilberspitze bei solchen Anlagen sehr schnell im Reingas registriert werden kann. Die Zugabe von hochwirksamen Aktivkohlen oder eine der o.g. Maßnahmen oder deren Kombination sollte bei deutlich erkennbarem Anstieg der Quecksilberkonzentrationen im Abgas erfolgen. Anlagenbetreibern ist zu empfehlen, diesbezüglich einen Zielwert oder einen Anstiegsgradienten festzulegen, ab dem eine Zugabe erfolgt, um einer Überschreitung der Halbstunden- oder auch Tagesmittelwerte entgegenzuwirken. Ziel einer solchen Regelung sollte es sein, bei illegalen Quecksilbereinträgen Emissionsspitzen zu minimieren und somit insgesamt die Jahresfracht der Anlagen weiter abzusenken.“

Im Hinblick auf Zementwerke lässt sich ein Minderungspotential von 35% abschätzen, wenn ein Zielwert von $8 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ angenommen wird und ein Minderungspotential von 57% bei einem Zielwert von $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Es wird empfohlen, das Minderungspotential so weit wie möglich auszuschöpfen insbesondere unter Berücksichtigung den Erfahrungen mit der Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben, da mit diesem Verfahren eine Hg-Überführung in eine langzeitsichere Senke möglich ist. Alternativ ist zur Emissionsminderung die Eindüsung von Aktivkohle denkbar. Die Technik wird derzeit nur bei Hg-Spitzen, die im Direktbetrieb auftreten, praktiziert. Da die im Direktbetrieb abgetrennten Filterstäube überwiegend in der Klinkermühle dem Zement zugemischt werden, kann bei diesem Verfahren im Gegensatz zur Filterstaubentfrachtung das Quecksilber nicht in eine langzeitsichere Senke überführt werden. Es ist weiterhin aufgrund bislang fehlender Informationen zur Leistungsfähigkeit der Aktivkohleeindüsung im Direktbetrieb und damit auch auf das erreichbare

Gesamtemissionsniveau der Anlage, nicht möglich, das Minderungspotential, welches mit dieser Technik erzielt werden kann, abzuschätzen.

Für Kohlefeuerungsanlagen, die Abfälle mitverbrennen, werden dieselben Empfehlungen ausgesprochen, wie für die 13. BImSchV beschrieben (siehe Kapitel 3.3.2.1).

3.3.4 Anpassung der 27. BImSchV - Krematorien

3.3.4.1 Hintergrund

In der 27. BImSchV sind bisher keine Begrenzungen für Quecksilber enthalten. Die überwiegende Anzahl der Krematorien ist mit quecksilberspezifischen Minderungstechniken ausgerüstet. 15 Anlagen weisen keine Hg-Minderungstechniken auf. Für diese Anlagen wird ein Minderungspotential von 6 bis 12 kg/a abgeschätzt (siehe Tabelle 113).

3.3.4.2 Empfehlung

Empfehlungen zur Anpassung der 27. BImSchV wurden von (Schetter et al. 2020) erarbeitet.

- „Die Festlegung eines Mindestabscheidegrades in Abhängigkeit vom Quecksilbereintrag wird empfohlen, der unter definierten Bedingungen erreicht werden muss. Auf Basis der ermittelten Daten erscheint z. B. ein Abscheidegrad von 90 % bei einem Eintrag von 0,5 g Quecksilber denkbar. Dieses kann z. B. durch die Messung der Reingaskonzentration nach erfolgter Zugabe einer sog. Quecksilbertablette in einen Kremationszyklus realisiert werden.
- Die Überwachung des bestimmungsgemäßen, kontinuierlichen Betriebs der Abgasreinigungseinrichtung sollte in definierten Abständen und ggf. mit einer entsprechenden Nachweispflicht über den Adsorbensverbrauch erfolgen.“
(Schetter et al. 2020)

3.3.5 Anpassung der 44. BImSchV – Mittelgroße Feuerungsanlagen

3.3.5.1 Hintergrund

Die 44. BImSchV (Verordnung über mittelgroße Feuerungs- Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen) nennt in § 10 Abs. 10 einen Grenzwert für Quecksilber von 50 µg/m³. Der Grenzwert ist anhand von Einzelmessungen, die alle drei Jahre zu wiederholen sind, zu überwachen (§ 31 Abs. 1, Satz 5, bzw. § 22 Abs. 9). Unter diese Regelung fallen mittelgroße Feuerungsanlagen für Steinkohle und Braunkohle (insbesondere Braunkohlestaub), sowie Biomassefeuerungsanlagen, die nicht in den Geltungsbereich der 17. BImSchV fallen sind und Althölzer der Klasse A II verbrennen.

Für mittelgroße Feuerungsanlagen, die Braunkohle bzw. Braunkohlstaub verbrennen, wurde ein Minderungspotential von 96 bis 176 kg/a ermittelt, für mittelgroße Steinkohlefeuerungsanlagen ein Minderungspotential von 60 bis 104 kg/a.

3.3.5.2 Empfehlung

In mittelgroßen Feuerungsanlagen für Braunkohlestaub bestehen gute Voraussetzungen für die Anwendung von quecksilberspezifischer Minderung, da bereits Staubfilter im Einsatz sind, vor denen Sorbentien eingedüst werden können. Ähnliches gilt für mittelgroße Steinkohlefeuerungsanlagen. Messungen an Braunkohlestaubfeuerungsanlagen, die im Rahmen der Studie vorgenommen wurden, zeigten Emissionswerte im Bereich um 5 µg/Nm³ bereits ohne den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen. Da bislang keine Emissionsmessungen an

mittelgroßen Steinkohlefeuerungsanlagen durchgeführt wurden, und damit unklar ist, auf welchem Emissionsniveau die Anlagen liegen, kann nicht abschließend abgeschätzt werden, wie hoch der Aufwand sein wird, um einen bestimmten Emissionswert sicher einzuhalten.

Analog zu den Vorschlägen zur Änderung der TA Luft wird empfohlen, die 44. BImSchV dahingehend zu ändern, dass ein Grenzwert von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt wird. Der Wert sollte für Feuerungsanlagen, die feste fossile Brennstoffe einsetzen, gelten. Weiterhin wird empfohlen, diesen Wert bei kontinuierlicher Messung als Jahresmittelwert vorzugeben und bei Einzelmessungen als Mittelwert der Messungen. Für Empfehlungen hinsichtlich der Anwendung von Einzel- oder kontinuierlichen Messungen siehe Kapitel 3.3.6.

3.3.6 Anpassung der TA Luft

3.3.6.1 Hintergrund

Nach dem Entwurf der TA-Luft vom 1.10.2019 (TA Luft-Entwurf 2019) soll im Vergleich zur TA Luft (2002) der Emissionswert für Quecksilber und seine Verbindungen für den Massenstrom von $0,25 \text{ g/h}$ auf $0,05 \text{ g/h}$ abgesenkt werden, der Emissionswert für die Massenkonzentration soll von $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ auf $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ (Nr. 5.2.2) herabgesetzt werden.

Für folgende Sektoren sieht der TA Luft-Entwurf Ausnahmen von der allgemeinen Hg-Begrenzung vor:

Wie in der TA Luft 2002 ist für Zementöfen, die nicht unter die 17. BImSchV fallen, abweichend vom allgemeinen Emissionswert eine Massenkonzentration von $0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$ vorgesehen (Nr. 5.4.2.3). Dieser Wert kann auf Antrag bis zu $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ Hg erhöht werden, sofern die Ausnahme „aufgrund der Zusammensetzung der natürlichen Rohstoffe erforderlich“ ist. Möglichkeiten zur weitergehenden Reduzierung von Quecksilber durch feuerungstechnische oder andere dem Stand der Technik entsprechende Maßnahmen sollen ausgeschöpft werden („Dynamisierungsklausel“).

Für Anlagen zum Brennen von Bauxit, Gips, Kieselgur, Quarzit und Ton zu Schamotte (Nr. 5.4.2.4.2) soll abweichend vom allgemeinen Grenzwert eine Massenkonzentration von $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ festgelegt werden, mit dem Zusatz, dass die Möglichkeiten auszuschöpfen sind, Quecksilber „durch feuerungstechnische oder andere dem Stand der Technik entsprechende Maßnahmen weiter zu vermindern“.

Bei Anlagen zur Behälterglasherstellung (Nr. 5.4.2.8.1a/2a) und Anlagen zum Schmelzen mineralischer Stoffe einschließlich Anlagen zur Herstellung von Mineralfasern (Nr. 5.4.2.11) soll beim Einsatz von Fremdscherben der Wert von $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ als Zielwert angestrebt und $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ nicht überschritten werden.

Für Anlagen zum Brennen keramischer Erzeugnisse, einschließlich Anlagen zum Blähen von Ton (Nr. 5.4.2.10) soll der Wert von $0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$ nicht überschritten werden. Auf Antrag des Betreibers kann $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ festgelegt werden, „sofern dies aufgrund der Zusammensetzung der natürlichen Rohstoffe erforderlich ist.“ In dem Fall sind die Möglichkeiten auszuschöpfen, Quecksilber durch Maßnahmen entsprechend dem Stand der Technik weiter zu vermindern.

Bei Eisenerz-Sinteranlagen (Nr. 5.4.3.1a) soll abweichend vom allgemeinen Quecksilberwert bei Altanlagen, die mit elektrischen Abscheidern ausgerüstet sind, $0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$ gelten.

Bei Elektro-Stahlwerken (Nr. 5.4.3.2.2a) soll abweichend vom allgemeinen Quecksilberwert ein Wert von $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ festgelegt werden. Anforderungen, Quecksilber durch Maßnahmen entsprechend dem Stand der Technik weiter zu vermindern, sind nicht vorgesehen.

Bei Anlagen zur Herstellung von Kupfer aus sekundären Rohstoffen (Nr. 5.4.3.4.1a/2a) soll abweichend vom allgemeinen Quecksilberwert ein Wert von 0,05 mg/m³ gelten. Anforderungen Quecksilber durch Maßnahmen entsprechend dem Stand der Technik weiter zu vermindern, sind nicht vorgesehen.

Bei Anlagen zur Herstellung von Chlor und Dithionit oder Chlor und Alkoholaten nach dem Amalgamverfahren ohne gleichzeitige gezielte Herstellung von Alkalilauge (Nr. 5.4.4.1.12b/14a), die vor dem 11. Dezember 2013 errichtet wurden, soll bis zum 31.12.2019 ein Jahresmittelwert von 20 µg/m³ gelten, danach soll bis zum 31. Dezember 2027 ein Wert von 15 µg/m³ nicht überschritten werden. Es sind die Möglichkeiten auszuschöpfen, Quecksilber nach dem Stand der Technik weiter zu vermindern.

In Anlagen zur Herstellung von Wälzoxid im Wälzrohrprozess (Nr. 5.4.8.3.1a) soll abweichend vom allgemeinen Grenzwert 0,05 mg/m³ gelten. Anforderungen Quecksilber durch Maßnahmen entsprechend dem Stand der Technik weiter zu vermindern, sind nicht vorgesehen.

3.3.6.2 Allgemeine Empfehlungen

Um die Quecksilberminderung zu erreichen, für die in Kapitel 2 Minderungspotentiale und Kosten berechnet wurden, wird empfohlen, in der TA Luft den allgemeinen Quecksilber-Emissionswert für die Massenkonzentration auf 5 µg/m³ festzulegen und diesen Wert bei kontinuierlicher Messung als Jahresmittelwert vorzugeben und bei Einzelmessungen als Mittelwert der Messungen. Für Empfehlungen hinsichtlich der Anwendung von Einzel- oder kontinuierlichen Messungen siehe Kapitel 3.3.8.

Für Sektoren, bei denen mit relativ geringem Aufwand, d.h. mit niedrigen spezifischen Minderungskosten hohe Minderungspotentiale erreichbar sind, z.B. Elektrostahlwerke, Sinteranlagen und Hochöfen wird empfohlen, diese mit hoher Priorität zu behandeln. Sektoren mit hohem Aufwand zur Hg-Minderung, gepaart mit einem relativ niedrigen absoluten Minderungspotential, insbesondere Kalkwerke und die Ziegelindustrie, sollten dagegen eine niedrige Priorität einräumen werden.

Es wird empfohlen, Ausnahmen für solche Branchen vorzusehen, für die derzeit keine Minderungstechnik zur Verfügung steht oder ökonomisch vertretbar erscheint (siehe dazu die folgenden Kapitel).

Die Vorgaben sollten in bestehenden Anlagen spätestens vier Jahre nach Veröffentlichung der entsprechenden Verwaltungsvorschrift umgesetzt werden.

3.3.6.3 Eisen- und Stahlindustrie: Sinteranlagen

In Sinteranlagen bestehen sehr gute Voraussetzungen für die Anwendung von quecksilberspezifischer Minderungstechnik, da bereits ein zusätzlicher Gewebefilter in der Hauptemissionsquelle vorhanden ist. Die Eindüsung von Sorbentien wird bereits praktiziert. Allerdings wird bisher der Filterstaub als Rohstoff auf dem Sinterband wieder eingesetzt, so dass auch das darin enthaltene Quecksilber wieder in die Anlage geführt wird. Der Gewebefilter, der dem Elektrofilter nachgeschaltet ist, ermöglicht die Sorbenseindüsung (ggf. auch Kreislaufführung der Sorbentien zu deren besserer Ausnutzung) und die Entsorgung des Quecksilbers zusammen mit dem Filterstaub in langzeitsicheren Senken.

Es wird empfohlen, die angenommene Erreichbarkeit von 80 - 95 % Abscheidegrad an einer Anlage zu testen. Es wird davon ausgegangen, dass der allgemeine Emissionswert von 5 µg/m³ (im Jahresmittel bzw. als Mittelwert von Einzelmessungen) mit 50 - 100 mg/Nm³ Aktivkohle eingehalten werden kann (vgl. Kapitel. 2.3.1).

3.3.6.4 Eisen- und Stahlindustrie: Hochöfen

In Hochöfen bestehen gute Voraussetzungen für die Anwendung von quecksilberspezifischer Minderung, da bereits Nasswäscher zur Reinigung des Hochofengases eingesetzt werden. In diesen kann die Zugabe von Halogenen zur besseren Oxidation erfolgen sowie der Zusatz geeigneter Sorbentien und Fällungsmittel. Dadurch wird erwartet, dass im Hochofengas eine Emissionskonzentration unter $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ im Jahresmittel bzw. als Mittelwert von Einzelmessungen erreicht werden kann.

3.3.6.5 Eisen- und Stahlindustrie: Elektrostahlwerke

In Elektrostahlwerken bestehen gute Voraussetzungen für die Anwendung von quecksilberspezifischer Minderung, da bereits ein Staubfilter im Einsatz ist, vor dem Sorbentien eingedüst werden können. Grundsätzlich sind aber auch andere spezifische Minderungstechniken denkbar. Wie das Stahlwerk Riesa zeigt, können damit Emissionskonzentrationen im Reingas von unter $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ eingehalten werden.

3.3.6.6 Keramikindustrie - Ziegelherstellung

In der Ziegelindustrie ist ein hoher Aufwand für den Einsatz von quecksilberspezifischer Minderungstechnik notwendig, da keine Staubfilter vorhanden sind. Damit sind auch hohe spezifische Abscheidekosten verbunden. Die Installation einer Sorbentienzugabe in Verbindung mit einem Gewebefilter hätte den Zusatznutzen, die Staubemissionen der Ziegelindustrie deutlich zu verringern. Das Sorbens kann zu dessen besserer Ausnutzung teilweise im Kreis gefahren werden. Beim Einsatz geeigneter Sorbentien können Minderungsraten von 80 - 95 % erreicht werden. Dadurch wird erwartet, dass in der Ziegelindustrie eine Emissionskonzentration unter $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ im Jahresmittel bzw. als Mittelwert von Einzelmessungen erreicht werden kann.

3.3.6.7 Gipsherstellung

Für Anlagen der Gipsindustrie kommt insbesondere der Einbau eines zusätzlichen Gewebefilters mit vorgeschalteter Sorbentieneindüsung als spezifische Hg-Minderungstechnik in Frage. Auch andere nachgeschaltete spezifische Minderungstechniken könnten eingesetzt werden. Die bislang vorliegenden wenigen Hg-Messwerte im Abgas von deutschen Gipswerken zeigen eine Bandbreite von 2 bis $40 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Einhaltung eines Emissionswertes von $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ bei den meisten Anlagen, die REA-Gips verarbeiten, zusätzliche spezifischen Minderungstechniken erforderlich machen. Der hierfür erforderliche Aufwand wird durch den zusätzlichen Gewebefilter als relativ hoch eingeschätzt.

3.3.6.8 Glasherstellung - Behälterglas und Mineralwolle

In der Glasindustrie kann entweder ein hoher Aufwand für den Einsatz von quecksilberspezifischer Minderungstechnik erfolgen, in dem ein zusätzlicher Gewebefilter mit Sorbentieneindüsung installiert wird (siehe Kostenberechnung in Kap. 2.3.9). Dabei ist eine Abkühlung (Quenche) erforderlich, um die Filtertemperatur von ca. 150°C zu unterschreiten, sowie ggf. eine Wiederaufheizung der Abgase, um deren Ableitung zu gewährleisten.

Alternativ kann der vorhandene Staubfilter genutzt werden, um quecksilberspezifische Sorbentien einzudüsen. Dies führt jedoch nur zu einer langzeitsicheren Senke, wenn auch der abgeschiedene Glasstaub mit unter Tage deponiert und nicht wiederverwendet wird. Dies führt zu Rohstoff- und Energieverlust.

Beim Einsatz geeigneter Sorbentien wird davon ausgegangen, dass Minderungsraten von 80 - 95 % erreicht werden können. Dadurch wird erwartet, dass in der Glasindustrie eine Emissionskonzentration unter $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ im Jahresmittel bzw. als Mittelwert von Einzelmessungen erzielbar ist.

3.3.6.9 Biomassefeuerungsanlagen

In mittelgroßen Feuerungsanlagen für Braunkohlestaub bestehen gute Voraussetzungen für die Anwendung von quecksilberspezifischer Minderung, da bereits Staubfilter im Einsatz sind, vor denen Sorbentien eingedüst werden können. Messungen, die im Rahmen der Studie vorgenommen wurden, zeigten Emissionswerte im Bereich deutlich unter $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ bereits ohne den Einsatz spezifischer Minderungsmaßnahmen. Es wird daher davon ausgegangen, dass der Einsatz weiterer Minderungstechniken für diesen Sektor nicht erforderlich ist, um einen Emissionswert von $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ sicher zu unterschreiten.

3.3.6.10 NE-Metallindustrie - Kupfer

In der Primärkupferindustrie bestehen sehr gute Voraussetzungen, eine weitere Quecksilberminderung durch den Dauereinsatz des DOWA-Verfahrens zu erreichen. Zum DOWA Verfahren siehe auch Teil 1, Kap. 2.13.5.2. Das Verfahren ist bereits vorhanden, wird jedoch aufgrund der geringen Anforderungen an den Quecksilbergehalt im Endprodukt nicht stetig betrieben.

In der Primärkupferindustrie bestehen zumindest in der größten Sekundärhütte sehr gute Voraussetzungen, Quecksilber durch Eindüsung geeigneter Sorbentien weiter zu mindern. Allerdings ist dabei zu beachten, dass der quecksilberbeladene Filterstaub derzeit zur Verwertung in die Zinkindustrie gelangt, so dass dort für eine optimierte Quecksilberausschleusung gesorgt werden muss, um den Stoff der Biosphäre dauerhaft zu entziehen.

Beim DOWA-Verfahren werden bereits sehr geringe Emissionskonzentrationen im gereinigten Abgas erreicht. Beim Einsatz geeigneter Sorbentien in Sekundärkupferhütten wird davon ausgegangen, dass Minderungsraten von 80 - 95 % erreicht werden können. Somit wird erwartet, dass in der Kupferindustrie eine Emissionskonzentration unter $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ im Jahresmittel bzw. als Mittelwert von Einzelmessungen erreicht werden kann.

3.3.6.11 Eisen- und Stahlindustrie: Oxygenstahlwerke

In Oxygenstahlwerken, die mit trocken arbeitenden Staubabscheidern zur Reinigung von Konvertergas oder zur Reinigung von Abgas aus der Sekundärentstaubung ausgerüstet sind, bestehen gute Voraussetzungen für die Anwendung von quecksilberspezifischer Minderung durch Eindüsung von Sorbentien vor dem Staubabscheider. Grundsätzlich sind bei solchen Anlagen auch andere Techniken einsetzbar. Es liegen bislang nur Messdaten aus einem Oxygenstahlwerk vor, die eine Emissionskonzentration von ca. $7 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ zeigen. Dies deutet darauf hin, dass der allgemeine Emissionswert von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit vertretbarem Aufwand bei Anlagen mit trockener Reinigung von Konvertergas oder Sekundärabluft eingehalten werden kann.

Bei Anlagen, bei denen ein Venturiwäscher zum Einsatz kommt, werden Grundlagenuntersuchungen für erforderlich erachtet, da bislang keine Erfahrungen mit spezifischen Techniken, die in Venturiwäschern integriert werden könnten, z. B. durch Zugabe von Fällungsmitteln, vorliegen. Grundsätzlich können aber auch nachgeschaltete Techniken zur spezifischen Hg-Abscheidung in Betracht gezogen werden. Daher kann derzeit nicht abgeschätzt

werden, wie hoch der Aufwand sein wird, um einen Emissionswert von $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ sicher einzuhalten.

3.3.6.12 Kalk- und Dolomitherstellung

In der Kalk- und Dolomitherstellung kann ähnlich wie in der Glasindustrie entweder ein hoher Aufwand für den Einsatz von quecksilberspezifischer Minderungstechnik erfolgen, in dem ein zusätzlicher Gewebefilter mit Sorbentieneindüsung installiert wird. Dabei ist eine Abkühlung (Quenche) erforderlich, um die Filtertemperatur von ca. 150°C zu unterschreiten, sowie ggf. eine Wiederaufheizung der Abgase, um deren Ableitung zu gewährleisten.

Alternativ kann der vorhandene Staubfilter genutzt werden, um quecksilberspezifische Sorbentien einzudüsen. Dies führt jedoch nur zu einer langzeitsicheren Senke, wenn auch der abgeschiedene Kalkstaub unter Tage deponiert und nicht wiederverwendet wird. Dies führt allerdings zu Rohstoff- und Energieverlust.

Es wird davon ausgegangen, dass beim Einsatz geeigneter Sorbentien Minderungsraten von 80 - 95 % erreicht werden können. Dadurch wird erwartet, dass in der Kalk- und Dolomitindustrie eine Emissionskonzentration unter $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ im Jahresmittel bzw. als Mittelwert von Einzelmessungen erzielbar ist

3.3.6.13 Eisen- und Stahlindustrie: Kokereien

Für Kokereien ist die Anwendung einer quecksilberspezifischen Minderungstechnik schwierig, da das Abgas Teere enthalten kann, die zu Verstopfungsproblemen bei der Quecksilberminderungstechnik führen können. Hier wird weiterer Forschungsbedarf gesehen, um im Kokereigas Quecksilber zu mindern.

3.3.6.14 Schredderanlagen

Bei Schredderanlagen ist der Einsatz eines Venturiwäschers zur Abgasbehandlung nach dem Zerkleinerungsvorgang die übliche Abgasreinigungstechnik. Da bislang keine Erfahrungen mit spezifischen Techniken, die in Venturiwäschern integriert werden könnten, z. B. durch Zugabe von Fällungsmitteln, vorliegen, sind ggf. Grundlagenuntersuchungen erforderlich. Grundsätzlich können aber auch nachgeschaltete Techniken zur spezifischen Hg-Abscheidung in Betracht gezogen werden. Die bislang von europäischen Anlagen vorliegenden Messwerte zeigen überwiegend Konzentrationen unter $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$, so dass davon ausgegangen werden kann, dass bei vielen Anlagen keine zusätzlichen Maßnahmen erforderlich sind, um einen Emissionswert von $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ sicher einzuhalten und damit auch die Erfordernis von weiteren Untersuchungen zur Eignung spezifischer Minderungstechniken entfällt.

3.3.7 Mitwirkung zur Aktualisierung einschlägiger VDI Richtlinien

Es wird empfohlen, dass sich BMU und UBA dafür einsetzen, dass neue Erkenntnisse zu verfügbaren Techniken zur Hg-Abscheidung aus Abgasen, insbesondere auch aus BVT-Merkblättern, jeweils kurzfristig in den einschlägigen VDI-Richtlinien aufgenommen werden. Dazu gehören insbesondere die VDI 3927 Blatt 2 Abgasreinigung, die VDI 2094 zur Emissionsminderung in Zementwerken, VDI 2578 zur Emissionsminderung in Glashütten, VDI 2585 zur Emissionsminderung in der Keramikindustrie und VDI 3460 Blatt 1 zur Thermischen Abfallbehandlung.

3.3.8 Messauflagen

Hintergrund

Die 13. BImSchV sieht nach § 21 Abs. 5 kontinuierliche Hg-Messungen vor, es sei denn, es ist durch andere Prüfungen, insbesondere der Brennstoffe sichergestellt, dass die Emissionsgrenzwerte zu weniger als 50 % beansprucht werden und sich aus den Einzelmessungen ersehen lässt, dass der Jahreswert im Mittel sicher eingehalten wird.

Die 17. BImSchV lässt in § 16 Abs. 8 dann Ausnahmen von der kontinuierlichen Hg-Messung zu, wenn zuverlässig nachgewiesen wird, dass die Emissionsgrenzwerte nur zu weniger als 20 % in Anspruch genommen werden.

TA Luft Nr. 5.3.3.2 legt Massenstromschwellen für die kontinuierliche Überwachung fest: „Bei Anlagen mit einem Massenstrom an Quecksilber und seinen Verbindungen von mehr als 2,5 g/h, angegeben als Hg, sollen die relevanten Quellen mit Messeinrichtungen ausgerüstet werden, die die Massenkonzentration an Quecksilber kontinuierlich ermitteln“.

Empfehlung

Automatische Messungen (kontinuierliche Messung oder Sorbent Trap-Methode) sollten in allen Anlagen vorgeschrieben werden, bei denen eine Fracht von 0,5 g/h überschritten wird. Die Ermittlung der Hg-Fracht sollte erfolgen durch

- ▶ mindestens vier einwöchige Messperioden mit kontinuierlicher Messung oder Messung mit Sorbent Trap-Methode, die jeweils alle fünf Jahre wiederholt werden, oder
- ▶ Analyse der Hg-Gehalte aller Einsatzstoffe und aller flüssigen und festen Austräge (tägliche Mischprobe über vier Wochen; Wiederholung alle fünf Jahre).

Kurzzeitmessungen zur Klärung der Frage, ob automatische Messungen dauerhaft einzusetzen sind, sollten nicht verwendet werden, da sich häufig erst über einen längeren Zeitraum relevante Schwankungen von Emissionskonzentrationen erfassen lassen (Änderung des Hg-Gehaltes in Roh- und Zusatzstoffen sowie in Brennstoffen).

3.4 Reduzierung der Emissionen über den Wasserpfad

Die Empfehlungen für eine Strategie zur Minderung der Emissionen über den Wasserpfad zielen entsprechend Artikel 16 der europäischen Wasserrahmenrichtlinie auf das Phasing Out von Quecksilber ab (2000/60/EG). Für Prozesse, bei denen eine Quecksilberminderung auf null noch nicht möglich ist, zielen die Empfehlungen für die Strategie auf eine Reduzierung der Emissionen nach dem fortgeschrittenen Stand der Technik ab. Dies schließt auch Techniken mit ein, die über die bereits geltenden gesetzlichen Anforderungen hinaus weitergehende Minderungen ermöglichen.

Zum Erreichen dieser Reduzierung werden neue Grenzwerte vorgeschlagen, bei denen davon ausgegangen wird, dass sie mit dem fortgeschrittenen Stand der Technik unter Anwendung der vier aus fünf-Regel³ sicher erreicht werden können.

In Sektoren, in denen keine ausreichende Datenlage besteht und eine Übertragbarkeit der Techniken nicht gesichert ist, werden weitere Untersuchungen empfohlen, um auf deren Basis neue Grenzwerte einzuführen.

³ Vier von fünf Messungen dürfen maximal den Grenzwert erreichen, der fünfte Wert maximal das Doppelte des Grenzwertes

Die empfohlene Strategie umfasst folgende Maßnahmen:

- ▶ Änderung der Grenzwerte für Großfeuerungsanlagen in der AbwV zur Anpassung an den fortgeschrittenen Stand der Technik,
- ▶ Anpassung der Grenzwerte für industrielle Abwasseranlagen, Sonderabfallverbrennungsanlagen und Titandioxidindustrie in der AbwV an den fortgeschrittenen Stand der Technik.
- ▶ Überprüfung der Quecksilber-Grenzwerte in weiteren Anhängen der AbwV nach Untersuchungen zu erreichbaren Emissionswerten nach dem fortgeschrittenen Stand der Technik,
- ▶ Mess- und Untersuchungsprogramme in Sektoren, für die derzeit keine Hg-Grenzwerte vorgeschrieben sind,
- ▶ Umsetzung des fortgeschrittenen Standes der Messtechnik bei der Analyse von Quecksilber im Abwasser,

Tabelle 115 zeigt die Sektoren, in denen relevante Quecksilberfrachten bekannt sind bzw. erwartet werden und bei denen eine Abschätzung der Frachten möglich war.

Tabelle 115: Ermittelte Hg-Frachten über den Abwasserpfad

Sektor	Hg Fracht über das Wasser [kg/a]
Kokereien	20
Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen	> 13
Großfeuerung Steinkohle*	6,9
Titandioxidproduktion	> 3,2
Glasindustrie	> 1,1
Bleiproduktion	>1

3.4.1 Änderung der Grenzwerte in der AbwV zur Anpassung an den Stand der Technik

Es wird empfohlen, die in der Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer aus Großfeuerungsanlagen für Steinkohle (Abwasserverordnung - AbwV, Anhang 47) vorgegebenen Grenzwerte an den fortgeschrittenen Stand der Technik anzupassen.

Nach Erkenntnissen aus Kapitel 1.1.10 sollte der Grenzwert auf 0,2 µg/l Hg festgesetzt werden.

Der Grenzwert sollte von den zuständigen Behörden durch nachträgliche Anordnungen gemäß § 13 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in den betroffenen Anlagen kurzfristig umgesetzt werden.

3.4.2 Überprüfung der Grenzwerte in der AbwV nach Untersuchung zum Stand der Technik

Es wird empfohlen, die in der Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) vorgegebenen Quecksilber-Grenzwerte zu anderen Sektoren sollen dem aktuellen Stand der Technik anzupassen. Dazu werden vertiefende Untersuchungen in Sonderabfallverbrennungsanlagen, industrieller Abwasserbehandlung,

Titandioxidproduktion, der Aluminiumoxid-, Blei-, Kupfer- und Zinkindustrie ebenso wie bei Raffinerien als notwendig erachtet.

Weiterhin sollte untersucht werden, ob bei Überschreitung eines Abwasserwertes von 0,2 µg/l die Quecksilberminderungstechniken (spezifische Hg-Fällung, Ionenaustauscher, Membranverfahren) auf die Sektoren übertragbar sind und durch Anwendung des fortgeschrittenen Standes der Technik ebenfalls ein Emissionsgrenzwert von 0,2 µg/l in den Anhängen der Abwasserverordnung festgesetzt werden kann.

3.4.3 Mess- und Untersuchungsprogramme in Sektoren, für die derzeit keine Hg-Grenzwerte vorgeschrieben sind

In den Sektoren, für die keine Grenzwerte nach der AbwV vorgegeben sind (Kokereien inkl. Kohleteeraufbereiter, Oxygenstahlwerke, Papier-/Zellstoffproduktion, Keramikindustrie, Erdgasförderung) und die deshalb derzeit keine Messungen der Hg-Emissionen durchführen müssen, sollte durch Messprogramme geprüft werden, ob nach Anwendung aktueller Messverfahren 0,2 µg/l überschritten werden.

Ist dies der Fall, sollte eine Überwachung von Quecksilber erfolgen. Zusätzlich sollte untersucht werden, ob die Quecksilberminderungstechniken (spezifische Hg-Fällung, Ionenaustauscher, Membranverfahren) auf die Sektoren übertragbar sind und der gleiche Emissionsgrenzwert von 0,2 µg/l festgesetzt werden kann.

3.4.4 Umsetzung des Standes der Messtechnik bei der Analyse von Quecksilber im Abwasser

In Teil 1 des Berichts setzt sich Kap. 2.3.2 mit Messtechniken zur Messung von Quecksilber in Abwasser auseinander. Es werden zwei Verfahren nach DIN EN ISO 12846 (E12) (Ausgabe August 2012) und DIN EN ISO 17852 (E35) (Ausgabe April 2008) angegeben (DIN EN ISO 12846 2012; DIN EN ISO 17852 2008) (siehe hierzu auch die Ausführungen Teil 1, Kap. 2.3.2 dieser Studie). Der Arbeitsbereich des Verfahrens nach DIN EN ISO 12846 (E12) beginnt üblicherweise bei 0,05 µg/l. Die DIN EN ISO 17852 nennt einen erreichbaren linearen Arbeitsbereich von 1 ng/l bis 100 µg/l. Es wird weiter ausgeführt, dass der Arbeitsbereich in der Praxis oft zwischen 0,01 µg/l und 10 µg/l liegt.

Die in der AbwV genannten Messverfahren zur Bestimmung von Quecksilber werden daher als ausreichend erachtet, den vorgeschlagenen Grenzwert von 0,2 µg/l zu überwachen.

Die Bundesregierung sollte sich dafür einsetzen, dass der Stand der Technik, wie er in der DIN EN ISO 12846 und der DIN EN ISO 17852 beschrieben wird, bei den Hg-Messungen konsequent angewendet wird.

3.5 Reduzierung der Hg-Gehalte in Produkten

Um Hg langfristig aus der Umwelt auszuschleusen, ist es von Bedeutung, den Gehalt von Hg in Produkten soweit wie möglich zu reduzieren. Die Minamata Konvention fordert, alle Hg-Frachten in anthropogenen Stoffkreisläufen der Volkswirtschaften transparent zu gestalten und zu verringern.

Im Hinblick auf die Datenqualität ist anzumerken, dass diese bei Teerprodukten, Gipsprodukten, Sinter, Steinkohlekoks und Schwefelsäure als schlecht bewertet wurde. Entsprechend bestehen in diesen Bereichen erhebliche Unsicherheiten. Parallel zu den nachfolgend vorgeschlagenen

Maßnahmen wird daher empfohlen, weitere Untersuchungen durchzuführen, um die Datenqualität zu verbessern (siehe hierzu auch Kap. 3.7.1).

3.5.1 Digitale Plattform zum Verbleib von Hg-haltigen Produkten

Es wird empfohlen, in einer Verordnung eine Berichterstattung über Quecksilber in Produkten einzuführen, ähnlich der 11. BImSchV und der PRTR-Verordnung. In der Verordnung soll geregelt werden, dass Sektoren, in deren Produkten relevante Quecksilbergehalte erwartet werden, in regelmäßigen Abständen ihre Produkte auf den Hg-Gehalt hin untersuchen.

Die Gehalte sollten in geeigneter Form veröffentlicht und in einer zentralen Datenbank bereitgestellt werden (ähnlich BUBE für die 11. BImSchV und die PRTR-Berichterstattung). Die Gehalte sollten einem Ampelsystem zuordnet werden. Eine grüne Kennzeichnung sollte ab Konzentrationen entsprechend dem mittleren Gehalt in der Erdkruste erfolgen ($< 50 \mu\text{g/kg}$), eine gelbe Kennzeichnung bei Konzentrationen zwischen $50\text{-}500 \mu\text{g/kg}$ und eine rote Kennzeichnung ab Konzentrationen über $500 \mu\text{g/kg}$, entsprechend der Kennzeichnungspflicht der Düngemittelverordnung (DüMV 2017).

Es wird vorgeschlagen, die Maßnahmen zunächst bei den Bauprodukten Zement, Kalk, Teer und Gips durchzuführen sowie bei Schwefel und Schwefelsäure.

Die Ausgestaltung und Einrichtung einer solchen Hg-Datenblattform könnte Aufgabe eines Folgeprojektes sein.

Für Produkte, die gelb oder rot zu kennzeichnen sind, wird empfohlen, dass der Inverkehrbringer folgende Angaben macht:

- Art,
- Menge,
- Entstehungsprozess,
- Typische Verwendungen,
- Hg-Freisetzungswege bei der Anwendung.

Tabelle 116 zeigt die Sektoren, in denen Quecksilberfrachten in den Produkten von 50 kg/a oder mehr bekannt sind bzw. erwartet werden und bei denen Hg-Konzentrationen von mehr als $50 \mu\text{g/kg}$ vorliegen.

Tabelle 116: Hg-Gehalte in Produkten und Minderungspotentiale (Sektoren mit Austrägen ab 50 kg/a)

Sektor	Bezeichnung	Verbleib	Hg-Austrag A [kg/a]	Hg-Austrag B [kg/a]
Kokereien	Teerprodukte	Bauwerke	1.100	1.700
Zementproduktion	Zement	Bauwerke	1.100	1.100
Gipsproduktion	Gipsprodukte	Bauwerke	570	980
Kokereien	Steinkohlenkoks	Eisenherstellung	100	550
Sinteranlagen	Sinter	Eisenherstellung	500	500

Sektor	Bezeichnung	Verbleib	Hg-Austrag A [kg/a]	Hg-Austrag B [kg/a]
Kalkproduktion	Branntkalk, Dolomit	Bauwerke	110	280
NE-Metallindustrie: Kupfer primär	Schwefelsäure	Chemische Industrie, Landwirtschaft	45	240
NE-Metallindustrie: Blei primär	Schwefelsäure	Chemische Industrie, Landwirtschaft	10	55
NE-Metallindustrie: Zink primär	Schwefelsäure	Chemische Industrie, Landwirtschaft	10	55
Kokereien	Schwefelprodukte	Chemische Industrie, Landwirtschaft	40	50

3.6 Lenkung von Hg aus Abfällen in langzeitsichere Senken

Tabelle 117 enthält, aufgeschlüsselt nach Sektoren, diejenigen Quecksilberabfälle, die derzeit nicht der Biosphäre entzogen werden und Massenströme über 100 kg/a aufweisen. Abfälle, die derzeit in Untertagedeponie verbracht und somit der Biosphäre entzogen werden, sind insbesondere Filterstäube und andere Rückstände aus der Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen, Abfälle aus der Erdgasförderung, der NE-Metallindustrie, Raffinerien, Sinteranlagen und aus der Produktion von Aluminiumoxid.

Die Entsorgung von Quecksilberabfällen wird in der EU-Quecksilberverordnung konkret geregelt (EU 2017/852). Unter Quecksilberabfall wird in der Verordnung metallisches Quecksilber verstanden (siehe Art. 2 Nr. 5). Abfälle aus der Chloralkaliindustrie, der Verhüttung von Nichteisenmetallen und aus der Erdgasreinigung sind zu beseitigen, so dass sie keine Gefahr für die Gesundheit des Menschen und die Umwelt darstellen. In der Minamata Konvention werden neben Quecksilberabfällen auch Abfälle genannt, die „quecksilberhaltig“ sind oder die „mit Quecksilber verunreinigt sind“ (Abfälle nach Artikel 11, § 2c). Für diese Fraktionen werden derzeit in einer UN-Arbeitsgruppe Schwellenwerte erarbeitet, ab denen ein umweltgerechtes Management der Abfälle erfolgen soll. Auch dafür werden Leitfäden erarbeitet. Bislang liegen mehrere Vorschläge auf dem Tisch. In zwei Ländern existieren Schwellenwerte. Sie liegen bei 0,1 mg Hg/kg bzw. 5 mg Hg/kg. (UNEP 2016) Die EU schlug im November 2019 einen Wert von 25 mg Hg/kg vor (UNEP 2019a).

Bei einem Schwellenwert von 0,1 mg Hg/kg würden nahezu alle Abfälle, die Quecksilbergehalte über der natürlichen Hintergrundkonzentration von 0,05 bis 0,08 mg/kg aufweisen, als quecksilberhaltig eingestuft werden.

Bei einem Schwellenwert von 5 mg Hg/kg würden die in der nachfolgenden Tabelle 117 genannten Abfälle i. d. R. nicht als quecksilberhaltig eingestuft werden, da deren Hg-Konzentrationen niedriger sind.

Bei einem Schwellenwert von 25 mg Hg/kg würden insbesondere Abfälle, wie beispielsweise Filterstäube aus Abfallverbrennungsanlagen, Schlämme und Abfälle aus der Erdgasgewinnung oder aus der NE-Metallindustrie als quecksilberhaltige Abfälle eingestuft werden. Eine Vielzahl von Abfällen, die von einer UNEP Arbeitsgruppe vorläufig als Abfälle, die potentiell als quecksilberhaltig nach Art. 11, § 2c der Minamata Konvention betrachtet werden (siehe Kap. 2.1), würden aufgrund der deutlich geringeren Quecksilbergehalte nicht als quecksilberhaltig eingestuft werden.

Im Hinblick auf die Datenqualität ist anzumerken, dass diese bei Schredderleichtfraktion und Schredderschwerfraktion, Filteraschen aus Großfeuerungsanlagen für Steinkohle, Stabilisat aus Großfeuerungsanlagen für Braunkohle, Schlacken und Filteraschen aus Elektrostahlwerken, Flugstäube aus der Kupferprimärproduktion, Aschen aus der Biomasse- und Braunkohlestaubfeuerung, sowie aus mittelgroßen Steinkohlefeuerungsanlagen als schlecht oder sehr schlecht bewertet wurde. Entsprechend bestehen in diesen Bereichen erhebliche Unsicherheiten. Parallel zur zu den nachfolgend vorgeschlagenen Maßnahmen sollten daher weitere Untersuchungen erfolgen, die Datenqualität zu verbessern (siehe hierzu auch Kap. 3.3.8).

Tabelle 117: Hg-Frachten durch Abfälle > 100 kg/a, die derzeit nicht in eine langzeitsichere Senke verbracht werden

Sektor	Bezeichnung	Verbleib	Hg-Austrag A [kg/a]	Hg-Austrag B [kg/a]
Großschredderanlagen	Schredderschwerfraktion (SSF)	Metallhütten	6.600	6.600
Großfeuerungsanlagen Steinkohle	Filterasche	Zement- und Betonproduktion	190	5.200
Biogasanlagen Klärschlamm	Klärschlamm	Landwirtschaft, Verbrennung	1.200	2.500
Mechanisch (biologische) Anlagen	Ersatzbrennstoffe (EBS)	thermische Verwertung	600	2.400
Großfeuerungsanlagen Braunkohle	Stabilisat	Deponie Klasse I	250	2.000
Großfeuerungsanlagen Braunkohle	REA-Gips	Gips- und Zementproduktion	250	10.500
Biogasanlagen für nachwachsende Rohstoffe (NAWARO)	Gärsubstrate	Landwirtschaft	1.000	1.800
Großschredderanlagen	Schredderleichtfraktion (SLF)	Deponien Klasse II, thermische Verwertung	1.000	1.000
Elektrostahlwerke	Schlacken/Filterstäube	Wegebau, Sekundärzinkproduktion	760	760
NE-Metallindustrie: Kupfer	Flugstäube	Zinkindustrie	600	600
Biomassefeuerung	Aschen	Deponie Klasse I, ggf. Bergversatz	230	570
Großfeuerungsanlagen Steinkohle	REA-Gips	Gips- und Zementproduktion	360	540
Sonderabfallverbrennungsanlagen	Schlacke/Asche	Deponie Klasse 1	460	460
Biogasanlagen (Bioabfallvergärung)	Komposte	Landwirtschaft	60	370

Sektor	Bezeichnung	Verbleib	Hg- Austrag A [kg/a]	Hg- Austrag B [kg/a]
MVA und EBS- Verbrennungsanlagen	Aschen	auf Deponien (Einlagerung und Wegebau)	360	360
Braunkohlestaubfeuerung	Aschen	Deponie Klasse I	160	200
Biogasanlagen (Vergärungsanlage MBA)	Gärsubstrate, Rotteprodukte	Deponien Klasse II	110	150
Mechanisch (biologische) Anlagen	Rotte- bzw. Gärrückstände	Deponie Klasse II	110	150
Biogasanlagen (Bioabfall)	Gärsubstrate	Landwirtschaft	130	130
Steinkohlefeuerung < 50 MW	Aschen	Zement- und Betonproduktion	65	110
MVA und EBS- Verbrennungsanlagen	Aschen	Wegebau außerhalb von Deponien	110	110

3.6.1 Lenkung Hg-haltiger Abfälle zur Verringerung von Umweltausträgen

Nachfolgend wird, differenziert nach verschiedenen Entsorgungs- bzw. Verwertungspfaden, dargestellt, bei welchen Abfällen aus Tabelle 117 eine Veränderung der Entsorgungs- bzw. Verwertungspfade oder der Anlagentechnik empfohlen wird, um Quecksilber so weit wie möglich der Biosphäre zu entziehen.

3.6.1.1 Zementproduktion

In Zementwerken werden derzeit sowohl über anorganische Stoffe aus anderen Industriezweigen als auch über Ersatzbrennstoffe und weitere Materialien erhebliche Mengen an Quecksilber eingetragen. Hierzu zählen z. B. REA-Gipse, Siedlungsabfälle, teilweise aufbereitet, und Klärschlämme. Durch die Anwendung des Verfahrens zur Filterstaubentfrachtung könnte das eingebrachte Quecksilber aus dem Stoffkreislauf ausgeschleust und in eine langzeitsichere Senke überführt werden.

In der Zementmühle werden dem Endprodukt Zement neben Klinker auch Flugasche aus Kraftwerken und REA-Gips beigemischt. Hier sollten Minderungstechniken in Kraftwerken darauf abzielen, Quecksilber so weit wie möglich aus der Flugasche und dem REA-Gips herauszuhalten. Alternativ sollten quecksilberarme Produkte wie Naturgips verwendet werden.

3.6.1.2 Kalkherstellung

In der Kalkindustrie werden quecksilberhaltige Filterstaubabfälle in einer Konzentration von etwa 1 % dem Produkt beigemischt. Es sollte geprüft werden, ob eine Quecksilberentfrachtung dieser Filterstäube in Zementwerken erfolgen kann, die ein Verfahren zur Entfrachtung von Stäuben installiert haben.

3.6.1.3 Metallhütten

Filterstäube aus Elektrostahlwerken werden in der Sekundärzinkproduktion (Zinkwälzöfen) eingesetzt. Das damit eingetragene Quecksilber verflüchtigt sich beim Wälzprozess und wird

beim Einsatz von Aktivkohle als Hg-Minderungstechnik über die zinkhaltigen Filterstäube wieder abgeschieden. Die Filterstäube (Wälzoxide) werden in Zinkhütten eingesetzt.

Es wird empfohlen, den Einsatz der Wälzoxide nur in solchen Anlagen zu genehmigen werden, in denen das enthaltene Quecksilber nach dem Stand der Technik in der Abgasreinigung abgeschieden und in Untertagedeponien oder den Bergversatz verbracht wird. Während dies in der Zinkhütte in Deutschland gewährleistet ist, sollte eine Exportgenehmigung der Wälzoxide vom Nachweis einer langzeitsicheren Quecksilbersenke abhängig gemacht werden. Für die Sekundär-Zinkindustrie sollte untersucht werden, welcher Anteil Wälzoxid in Primärzinkhütten ohne langzeitsichere Quecksilbersenke eingesetzt wird (Exportquote).

Die Schredderschwerfraktion (SSF) wird aufbereitet und je nach Wertstoff, z. B. als Kupfermetall in Sekundärmetallhütten verwertet. Die Datenlage zu Hg-Gehalten in SSF wird als schlecht eingestuft. Sollten weitere Untersuchungen die angenommenen Hg-Gehalte in SSF im Bereich von 11 mg/kg TS bestätigen, wird empfohlen, den Einsatz nur in solchen Anlagen zu genehmigen, in denen das enthaltene Quecksilber nach dem Stand der Technik in der Abgasreinigung abgeschieden wird. Anschließend sollte das Quecksilber in Untertagedeponien oder den Bergversatz verbracht werden oder über Verwertungswege in Anlagen gelangen, die wiederum für eine Quecksilberausschleusung sorgen.

3.6.1.4 Wegebau

Hochofenschlacken, Elektrostahlwerksschlacken, Filterstäube aus Steinkohlekraftwerken sowie MVA- und EBS-Aschen werden im Straßen- und Wegebau eingesetzt. Aufgrund der sehr hohen Prozesstemperaturen enthalten Schlacken aus Elektrostahlwerken (Hg-Gehalt im Bereich von 30 µg/kg TS) und Hochöfen (Hg-Gehalt im Bereich von 10 µg/kg TS) nur sehr geringe Anteile an Quecksilber, so dass durch diesen Verwertungspfad kein relevanter Umweltaustrag erfolgt (Konzentrationen liegen im Bereich der mittleren Quecksilbergehalte in der Erdkruste, d. h.).

Dagegen enthalten Aschen aus Hausmüllverbrennungsanlagen mit durchschnittlich ca. 100 µg/kg TS trotz des Durchlaufens eines thermischen Prozesses noch relevante Konzentrationen von Quecksilber. Hier wird empfohlen, bessere Verwertungswege zur Verminderung des Quecksilberaustrages in die Umwelt zu prüfen, wie z. B. die Entsorgung auf Deponien oder die Verwendung als Rohstoff in anderen Industriebranchen. Der Einsatz von aufbereiteten MVA-Aschen, d. h. Aschen, deren Schwermetallgehalt abgereichert ist, wurde in Zementwerken durch ein Forschungsprojekt des VDZ geprüft. Der VDZ kam zu dem Ergebnis, dass bei Zugabe von 4 % MVA-Schlacke zum Zementrohmehl Klinkerqualitäten hergestellt werden konnten, „die weitere Arbeiten auf diesem Gebiet sinnvoll erscheinen lassen“. (VDZ 2019) Bei der weiteren Untersuchung des Einsatzes aufbereiteter MVA-Aschen in Zementwerken sollte auch untersucht werden, ob zusätzliche Emissionen organischer Schadstoffe im Abgas auftreten, wenn Aschen mit Restorganik auf der Rohmühlenseite aufgegeben und durch Abgase langsam erhitzt werden.

3.6.1.5 Landwirtschaft

Gärreste aus Bioabfällen, nachwachsenden Rohstoffen und Komposten aus der Bioabfallbehandlung enthalten Quecksilberkonzentrationen, die im Bereich der Hg-Gehalte der Ausgangsstoffe liegen (Hg-Gehalt im Bereich von 40-70 µg/kg TS), so dass durch diesen Verwertungspfad kein relevanter Umweltaustrag erfolgt.

Klärschlamm wird in absehbarer Zeit aufgrund der Vorgaben der Klärschlammverordnung nicht mehr auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht. Es ist davon auszugehen, dass die Schlämme dann in Abfallverbrennungsanlagen und aufgrund der Vorgaben zur Phosphorrückgewinnung

hier zunehmend in Klärschlammverbrennungsanlagen verbrannt werden. Die Filterstäube und Schlämme aus der Abgasbehandlung dieser Anlagen, in denen das Hg aufkonzentriert wird, werden in den Bergversatz bzw. Untertage verbracht und somit einer langzeitsicheren Senke zugeführt. Es wird empfohlen, die Klärschlammverwertung in Zementwerken nur dann zu genehmigen, wenn eine Quecksilberausschleusung über das X-Mercury-Verfahren gewährleistet ist.

3.6.1.6 Deponien der Klasse I

Das Stabilität von Braunkohlekraftwerken wird derzeit auf Deponien der Klasse I, welche in Tagebauen errichtet wurden, abgelagert. Die dorthin verbrachten Quecksilbermengen sind mit ca. 11 Mg/a erheblich. Andere Verwertungswege, die das Risiko einer Quecksilberfreisetzung mindern, stehen für diese großen Mengen nicht zur Verfügung. Durch den geplanten Kohleausstieg werden die Stabilitätsmengen langfristig auf null reduziert. Es sollte geprüft werden, ob mittelfristig durch den Rückgang der Filterstaubmengen aus Steinkohlekraftwerken, die in Drehrohrröfen oder als Klinkerersatz verwertet werden, Braunkohlefilterstaub alternativ einsetzbar ist.

Weiterhin werden Schlacken aus Sonderabfallverbrennungsanlagen auf Deponien der Klasse I verbracht. Aufgrund der relativ guten Einbindung in die Matrix der Schlacke ist nicht davon auszugehen, dass langfristig erhebliche Hg-Freisetzung aus SAV-Schlacken erfolgt, die auf Deponien abgelagert werden.

Auch Aschen aus der Biomassefeuerung werden auf Deponien der Klasse I verbracht. Als Alternative könnte eine Verwertung in Zementwerken in Betracht gezogen werden. Gegenüber MVA-Aschen haben Aschen aus der Biomassefeuerung den Vorteil, dass sie normalerweise geringer mit Schwermetallen belastet und homogener zusammengesetzt sind. Es wird deshalb vorgeschlagen, diesen Verwertungsweg einer näheren Untersuchung zu unterziehen, ähnlich wie dies für den Einsatz von MVA-Aschen erfolgte (siehe Kap. 3.6.1.4).

3.6.1.7 Deponien der Klasse II

Rückstände aus der Vergärung und Rotteprodukte aus der Kompostierung in MBA werden i. d. R. auf Deponien der Klasse II verbracht. Zu den Hg-Gehalten in diesen Stoffen liegen bislang relativ wenige Analysen vor. Diese zeigen Hg-Werte im Bereich von 0,2 bis 0,3 mg/kg TS. Es wird daher davon ausgegangen, dass durch diesen Verwertungspfad kein relevanter Umweltaustrag erfolgt. Durch die doppelte Barriere bei Deponien der Klasse II besteht ein erhöhter Schutz vor einem Langzeitaustrag im Vergleich zu Deponien der Klasse I.

Auch Schredderleichtfraktion (SLF) wird, z. T. nach Aufbereitung, trotz hoher Organikgehalte noch in relevanten Mengen auf Deponien der Klasse II verbracht. So wurden im Jahr 2017 noch 8 % der anfallenden SLF auf Deponien beseitigt. Weitere erhebliche Mengen wurden im Deponiebau verwertet. (EU Recycling 2020; UBA 2019) Die Ablagerung auf Deponien sollte endgültig beendet werden. Es wird empfohlen, SLF zukünftig nach Abtrennung von Wertstoffen einer thermischen Verwertung in hierfür geeigneten Abfallverbrennungsanlagen zuzuführen.

3.6.2 Digitale Plattform zur Entsorgung von Hg-haltigen Abfällen

Um die Transparenz des Verbleibs Hg-haltiger Abfälle zu fördern, wird empfohlen, ein Meldesystem für Abfälle ab einem Hg-Gehalt von 500 µg/kg Hg eingeführt sowie eine Lizenzierung von geeigneten Behandlungsanlagen für Hg-haltige Abfälle einzurichten, in dem von den Abfallerzeugern folgende Daten zu melden sind:

- ▶ Art, Menge, Feuchte und Hg-Gehalt der Abfälle,
- ▶ Entstehungsprozess,
- ▶ Entsorgungsweg (Behandlungsanlage, Verbleib der Reststoffe ggf. nach der Behandlung),
- ▶ Verwertungsweg (z. B. Einsatz von Filterstäuben in der Zementindustrie, Einsatz von Abfallverbrennungsaschen im Straßenbau).

Die Betreiber von Anlagen zur Aufkonzentration von Quecksilber aus quecksilberhaltigen Abfällen sollten zusätzlich Daten zu den Durchsatzmengen, den Annahmekontrollen und den Emissionen melden.

Es wird empfohlen, dass die Bundesregierung anregt, eine entsprechende Regelung in der EU-Quecksilberverordnung aufzunehmen. Falls eine entsprechende Regelung EU-weit nicht durchsetzbar sein sollte, sollte die Umsetzung in deutsches Recht eingeleitet werden.

3.7 Maßnahmen zur Schließung von Datenlücken

Eine Pflicht zur Dokumentation von quecksilberhaltigen Stoffströmen in der Industrie besteht derzeit, von wenigen Ausnahmen abgesehen, nicht. Die EU Quecksilberverordnung schreibt in Art. 12 eine Nachweispflicht für Quecksilberabfälle⁴ und Abfälle, die Quecksilber enthalten vor, die in der Chloralkaliindustrie, aus der Reinigung von Erdgas, aus der Förderung von Nichteisenmetallen und deren Verhüttung sowie aus der Extraktion von Quecksilber aus Zinnobererz in der Union anfallen (s.o.). Dabei sind Daten über die Gesamtmenge der in jeder Anlage gelagerten Quecksilberabfälle, Daten über die Gesamtmenge der Quecksilberabfälle, die an einzelne Anlagen für die zeitweilige Lagerung, die Umwandlung und, falls zutreffend, die Verfestigung von Quecksilberabfällen oder zur dauerhaften Lagerung von umgewandelten bzw. verfestigten Quecksilberabfällen geliefert wurden, sowie die Orts- und Kontaktdaten der Anlagen, die von diesen Regelungen betroffen sind, an die jeweils zuständigen Behörden zu übermitteln (EU 2017/852).

In zahlreichen Sektoren fehlen Daten zu den Hg-Ein- und Austrägen. Um diese Datenlücken zu schließen, sollten Messprogramme durchgeführt werden, die in den zuständigen Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaften entwickelt und durchgeführt werden. Für das deutsche Ressourceneffizienzprogramm (ProgRess) wird vorgeschlagen, dass in der nächsten Überarbeitung ein Schwerpunkt auf die Ausschleusung von Hg aus dem Wirtschaftskreislauf aufgenommen wird, in dem insbesondere auch die Programme zur Schließung der Datenlücken festgeschrieben werden sollen.

Eine Meldepflicht für Hg-Frachten (Input und Output der Industrieanlagen) in der Umweltstatistik könnte die Programme unterstützen.

Die Bundesregierung sollte sich dafür einsetzen, dass die Schwellenwerte im europäischen Schadstoffemissionsregister (Pollutant Release and Transfer Register – E-PRTR) für Quecksilber in Luft- und Abwasseremissionen abgeschafft werden, so dass alle Anlagen, die Hg messen, die Frachten melden müssen (PRTR 2006).

⁴ Als Quecksilberabfall wird in der EU 2017/852 metallisches Quecksilber definiert, das als Abfall im Sinne der Abfallrahmenrichtlinie (2008/98/EG 2008) eingestuft wird.

3.7.1 Messung von Input- und Output-Material

Von wenigen Ausnahmen abgesehen, sind die Kenntnisse über Konzentrationen an Quecksilber in industriell gehandhabten Stoffen relativ gering.

Messungen an Einsatzstoffen, die in der Industrie technisch genutzt werden, ergaben bei einigen Materialien Quecksilberkonzentrationen, die mehrere 100 µg/kg Hg beinhalten. Hier sind beispielsweise einzelne Gipse, Tone, Altgläser aus dem Lampenrecycling, mangan-, eisen- und selenhaltige Farbstoffe der Glasindustrie, Rohteere und Schwefelprodukte aus Kokereien und Barytkonzentrate zu nennen. In diesen Fällen sollte prinzipiell vor der weiteren Verwendung dieser Stoffe geprüft werden, wie sie durch Hg-ärmere Qualitäten substituiert werden könnten.

Ziel der nachfolgend vorgeschlagenen Maßnahmen ist die Sensibilisierung der Betreiber von Industrieanlagen für relevante quecksilberhaltige Stoffströme, die Offenlegung von Quecksilberkonzentration in Ein- und Ausgangsstoffen sowie das Erkennen von potentiellen relevanten Quecksilberemissionsquellen in Luft und Wasser.

Für alle Rohstoffe, die Eingang in thermische Prozesse mit Temperaturen von 120 °C und höher in den behandelten Stoffen finden, besteht das Risiko eines Austrages über den Luft- und Wasserpfad. In diesen Prozessen wird das in den Einsatzstoffen enthaltene Quecksilber weitgehend verflüchtigt, d. h. mit den Abgasen aus dem Prozess ausgeschleust und damit potentiell in die Atmosphäre bzw. die Umwelt emittiert. Ausgenommen werden Stoffe, die in der Lebensmittelindustrie und in der Futtermittelindustrie eingesetzt werden, da nicht davon auszugehen ist, dass diese erheblichen Quecksilberkonzentrationen enthalten, die einem Erhitzungsprozess über 120 °C ausgesetzt werden.

Detailliertes Wissen über die Hg-Eingangsfrachten in thermische Prozesse ist vielfach noch nicht vorhanden. Für alle Eingangsstoffe und Hilfsstoffe in Prozessen mit Temperaturen größer 120 °C in den behandelten Stoffen sollte daher eine jährliche Überwachung des Hg-Gehaltes der Input-Materialien über eine repräsentative Monatsmischprobe eingeführt werden. Wenn bei diesen Analysen einmalig ein Hg-Gehalt von mehr als 100 µg/kg festgestellt wird, sollte monatlich mindestens eine repräsentative Mischprobe meldepflichtig überwacht werden. Aus diesen Analysen sollte die jährliche Hg-Eingangsfracht der Anlage ermittelt werden.

Bei Prozesstemperaturen über 500 °C in den behandelten Stoffen und einer Hg-Eingangsfracht größer als 1 kg/a (als relevant angesehenes Risiko eines Austrages in Luft, Wasser oder Produkte), sollte auch der Hg-Gehalt von festen Output-Materialien (Produkte, Nebenprodukte, Abfälle) monatlich durch mindestens eine repräsentative Probe zu ermittelt werden. Für die Bestimmung von Austrägen über den Luft- und Wasserpfad siehe Kapitel 3.3 und 3.4.

Bei Prozesstemperaturen zwischen 120° und 500 °C in den behandelten Stoffen sollen analog die Anforderungen für eine vertiefende Hg-Analytik der Eingangs- und Ausgangsstoffe erst ab einer Hg-Eingangsfracht größer als 10 kg/a gelten, da hier ein geringeres Risiko besteht, dass Quecksilber verflüchtigt wird und in die Atmosphäre bzw. Umwelt gelangt.

Bei thermischen Prozessen mit Temperaturen unter 120 °C in den behandelten Stoffen ist das Freisetzungspotential für Hg relativ gering, vorausgesetzt, dass die Eingangsmaterialien bei einer Gesamtkonzentration von unter 100 µg/kg nicht Gehalte von mehr als 50 % elementarem Hg enthalten. Bei geringeren Gehalten wird vorgeschlagen, von einer verpflichtenden Hg-Analytik im Spurenbereich abgesehen werden.

Die Untersuchungen sollten insbesondere mengenrelevante Abfallströme systematisch beproben. So bestehen beispielsweise große Unsicherheiten hinsichtlich der entsorgten Quecksilbermengen aus den Primärhütten der Blei-, Kupfer- und Zinkindustrie. Zum

Quecksilbergehalt von Stabilisat aus Braunkohlekraftwerken liegen bisher kaum Messwerte vor. Aufgrund der schlechten Datenlage in Schredderanlagen, wird empfohlen, Feststoffmessungen der Schredderschwerfraktion durchzuführen. Die vorliegenden Daten legen nahe, dass der Hauptaustag von Quecksilber über die Schredderschwerfraktion erfolgt. Der Hauptaustag von Quecksilber aus Raffinerien erfolgt vermutlich über Abfälle. Die Datenlage hierzu ist sehr schlecht. Es wird daher vorgeschlagen, Untersuchungen der Hg-Gehalte von Abfällen und Nebenprodukten aus Raffinerien, z. B. Schwefel durchzuführen.

Es wird weiterhin vorgeschlagen, dass die erhobenen Quecksilber-Input- und -Output-Daten in eine zentrale Datenbank auf Bundesebene Eingang finden und in die Umweltstatistik mit aufgenommen werden. Die Datenerfassung kann zum Beispiel durch jährliche Eingabe in das bereits existierende System „BUBE“ erfolgen (Betriebliche Umweltdaten-Berichterstattung), über die u. a. Emissionserklärungen nach 11. BImSchV und Meldungen zum PRTR erfolgen (siehe auch Kap. 3.5.1 und 3.6.2).

Folgende Informationen sollten erfasst werden:

- ▶ Analyseverfahren
- ▶ Hg-Konzentrationen der einzelnen Input- und Outputstoffe mit Nennung der Stoffart unter Angabe der jeweiligen Bestimmungsgrenze
- ▶ Jeweilige Summe der Hg-Input-/Output-Mengenströme anlagenbezogen
- ▶ Name, Betreiber, Ort und Art der Anlagen, in denen Reststoffe entsorgt werden.

3.7.2 Messprogramm im Bereich der Emissionen über den Luftpfad

Im Bereich der Emissionen über den Luftpfad wurde in dieser Studie für die folgenden Sektoren festgestellt, dass die Datenqualität noch schlecht ist (Bewertung zur Datenqualität mit 4 oder schlechter: geringe Repräsentativität; es liegen nur vereinzelt diskontinuierliche Messungen vor):

Für diese Sektoren sollte, wenn sie eine Prozesstemperatur von 120 °C überschreiten, ein Messprogramm durchgeführt werden, das vom LAI koordiniert werden kann.

Das Programm sollte folgende Maßnahmen enthalten:

- ▶ Anordnung von Messungen durch die zuständigen Behörden,
- ▶ Ergänzende Messprogramme der Landesumweltämter.

Sektoren, für die die Bewertung zutrifft und Prozesstemperaturen über 120 °C liegen, sind:

- ▶ Hochöfen
- ▶ Bleiproduktion
- ▶ Kupferproduktion (Primärproduktion und ein Großteil der Sekundärhütten)
- ▶ Zinkproduktion
- ▶ Kokereien
- ▶ Ziegelindustrie
- ▶ Gipsproduktion

- ▶ Glasherstellung
- ▶ Biomassefeuerung
- ▶ Braunkohlestaubfeuerung
- ▶ Mittelgroße Feuerungsanlagen für Steinkohle
- ▶ Öl-Raffinerien
- ▶ Oxygenstahlwerke.
- ▶ Fe- und nicht Fe-Gießereien
- ▶ Papier-/ Zellstoffproduktion
- ▶ Aluminiumoxid aus Bauxit
- ▶ Großschredderanlagen
- ▶ Krematorien
- ▶ Erdgasförderung und -verteilung.

Sektoren, für die die Datenqualität mit 4 oder schlechter bewertet wurde, aber die Prozesstemperaturen unter 120 °C liegen, sind:

- ▶ Biogasanlagen (NAWARO oder Abfall)
- ▶ Mechanisch (Biologische) Anlagen
- ▶ Titandioxidproduktion.

3.7.3 Erstellung einer digitalen Datenplattform zu Luftemissionen

Als wesentlicher Baustein bei der Untersuchung der aktuellen Emissionen wird empfohlen, die in den Bundesländern vorliegenden Informationen in einer auf Bundesebene zentral geführten Datenbank zusammenzuführen und zu veröffentlichen⁵. Dazu sollten zumindest folgende Daten zusammengeführt werden:

- ▶ Analyseverfahren
- ▶ Hg-Konzentrationen unter Angabe der jeweiligen Bestimmungsgrenze
- ▶ Abluftvolumenstrom
- ▶ Hg-Emissionsfracht
- ▶ Luftseitige Minderungstechniken.

Die Datenerfassung kann zum Beispiel durch jährliche Eingabe in das bereits existierende System „BUBE“ erfolgen.

⁵ Daten, die Betriebsgeheimnisse enthalten, könnten in einem geschlossenen Bereich abgelegt werden, der nur für Genehmigungsbehörden zugänglich ist.

3.7.4 Erstellung einer digitalen Datenplattform zu Abwasseremissionen

Als wesentlicher Baustein bei der Untersuchung der aktuellen Einleitungen wird empfohlen, die in den Bundesländern vorliegenden Messdaten in einer auf Bundesebene zentral geführten Datenbank zusammenzuführen und zu veröffentlichen⁶. Dazu sollten zumindest folgende Daten zusammengeführt werden:

- ▶ Analyseverfahren,
- ▶ Hg-Konzentration im Abwasser unter Angabe der jeweiligen Bestimmungsgrenzen
- ▶ Abwasservolumen
- ▶ Hg-Emissionsfracht
- ▶ Abwasserreinigungstechniken.

Die Datenerfassung kann zum Beispiel durch jährliche Eingabe in das bereits existierende System „BUBE“ erfolgen.

3.8 Forschungs- und Förderprogramm zu Abgas- und Abwasserreinigungstechniken

Es wird vorgeschlagen, ein Forschungs- und Förderprogramm aufzulegen für:

- ▶ Weiterentwicklung, Erforschung und Erprobung von Abgas- und Abwasserreinigungstechniken zur Abscheidung von Hg,
- ▶ Vertiefende Prüfung und Erprobung der Übertragbarkeit bereits in einzelnen Sektoren eingesetzter Techniken auf neue Anwendungsfelder in anderen Sektoren,
- ▶ Optimierung von bereits eingesetzten Techniken bezüglich der Abscheideeffizienz sowie der Ausschleusung und Umlenkung von Hg in langzeitsichere Senken.

Die Ergebnisse des Programms sollten programmbegleitend zur Verfügung gestellt werden. Die Verbreitung sollte v. a. auf einer digitalen Plattform, über Tagungen und in Akteurskooperationen von Anlagenherstellern, Anwendern aus unterschiedlichen Sektoren, Genehmigungs- und Vollzugsbehörden sowie Wissenschaft und Umweltverbänden erfolgen.

⁶ Daten, die Betriebsgeheimnisse enthalten, können in einem geschlossenen Bereich abgelegt werden, der nur für Genehmigungsbehörden zugänglich ist.

A Anhang

A.1 Anhang zu 1 - Quecksilberminderungstechniken: Grundlagen der Kostenberechnung

Die durchschnittliche jährliche Betriebszeit wurde auf 4.500 Volllaststunden für Steinkohlekraftwerke und 7.500 Volllaststunden für Braunkohlekraftwerke geschätzt. (Öko-Institut 2014a)

Darüber hinaus wurde für Steinkohlekraftwerke eine Bandbreite von Fix- und Kapitalkosten in Höhe von 130-180 €/kW_{el.} gewählt [Öko-Institut 2014b]. Auf Basis der Volllastbetriebsstunden von Steinkohlekraftwerken wurde eine Kostenbreite von 2,9 bis 4,0 Cent/kWh errechnet. Die Brennstoffkosten werden für Steinkohle mit 3,9 €/GJ angegeben. (EU 2015) Bei einem angenommenen durchschnittlichen elektrischen Wirkungsgrad von 40 % errechnen sich Brennstoffkosten von 3,5 Cent/kWh. Durchschnittlich ergeben sich daraus Stromgestehungskosten für Steinkohlekraftwerke von etwa 7 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. 1,5 Cent/kWh bei einem Wirkungsgrad von durchschnittlich 40 % (EU 2015). Daraus ergeben sich Stromgestehungskosten von etwa 4,3 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.

A.2 Anhang zu Kap. 2.1 – Langzeitsichere Senken

Tabelle 118: Liste der als potentiell quecksilberhaltig nach Art 11, §2c der Minamata Konvention eingestuften Abfälle

Type of waste	Waste source (1)
Waste from industrial pollution control devices or cleaning of industrial off-gases (includes filters and activated carbon)	Flue gas from sources such as: Extraction and use of fuels/energy sources Smelting and roasting processes in the production of non-ferrous metals Production processes with mercury impurities Recovery of precious metals from waste electrical and electronic equipment Coal combustion Waste incineration and co-incineration Crematoria

Type of waste	Waste source (1)
Bottom ash	Coal combustion Biomass fired power and heat generation Waste incineration
Wastewater treatment residues/slurries (includes filters and resins)	Treatment of wastewater from: Extraction and use of fuels/energy Production of mercury-added products Manufacturing processes in which mercury or mercury compounds are used Primary non-ferrous metals production Production processes with mercury impurities Recovery of precious metals from waste electrical and electronic equipment Waste incineration, co-incineration and other thermal treatment Crematoria Healthcare facilities Controlled landfills leachate Uncontrolled dumping of wastes Agricultural facilities
Sludge	Separator tanks and sedimentary sand tanks for refining of crude oil, natural gas production and processing, drilling, ship cleaning, chemical processes, etc. Treatment of wastes contaminated with mercury (e.g., chemical precipitation and chemical oxidation)
Oil and gas refining catalyst	Refining of crude oil Processing of natural gas
Tailings and extraction process residues	Primary mercury mining Artisanal and small-scale gold mining
Rubbles, debris and soil (contaminated soil transported off-site is regarded as waste)	Construction/demolition Remediation of contaminated sites
Other waste from manufacturing processes using mercury or mercury compounds (2)	Chlor-alkali production with mercury technology Production of alcoholates (e.g., sodium or potassium methylate or ethylate) Dithionite and ultrapure potassium hydroxide solution Vinyl chloride monomer (VCM) production with mercuric chloride (HgCl ₂) catalyst Acetaldehyde production with mercury sulphate (HgSO ₄) catalyst, etc.
Other waste from the manufacturing of mercury-added products (process residues, demolition waste, etc.)	Manufacturing of mercury-added products
Other waste from natural gas cleaning (3)	Natural gas cleaning
Wastes from waste treatment facilities (4)	Waste treatment facilities

Note: Wastes listed in this table are regarded as mercury waste when they exceed thresholds. Waste exceeding the established threshold but not listed here would also be considered mercury waste.

- (1) A facility or activity where waste is likely to be generated or accumulated.
 (2) Mercury cells, mercury recovery units (retort), waste catalysts, decommissioning or demolition waste, personal protective equipment, elements used to contain mercury spills, etc.
 (3) Scale removed from pipework and pipe cleaning equipment, etc.
 (4) Waste treated to stabilize/solidify mercury in the waste, fluorescent coatings, metal and glass.
 Quelle: (UNEP 2019b)

A.3 Anhang zu Kap. 2.3.2 - Großfeuerungsanlagen für Braunkohle

A.3.1 Tabellen für Minderungspotentiale

Tabelle 119: Emissionskonzentrationen und Frachten von Braunkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 7 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m ³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 7 µg/Nm ³ [kg/a]	Angenommene spez. Minderungs- technik
1	5,0	49,3	49,3	
2	5,0	97,6	97,6	
3	5,0	83,9	83,9	
4	8,9	23,5	18,5	SF
5	4,1	7,4	7,4	
6	6,2	3,9	3,9	
7	16,0	17,1	17,1	AK
8	7,1	113,0	111,4	SF
9	7,1	95,9	94,5	SF
10	3,9	48,1	48,1	
11	6,5	66,1	66,1	
12	5,7	132,0	132,0	
13	1,2	25,4	25,4	
14	7,1	123,0	121,3	SF
15	7,1	117,0	115,4	SF
16	6,1	97,7	97,7	
17	6,8	54,9	54,9	
18	5,0	84,6	84,6	

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 7 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minderungs- technik
19	6,6	147	147,0	
20	6,6	163	163,0	
21	9,7	166	120,3	SF
22	9,0	144	112,2	SF
23	12,2	281	161,2	SF
24	14,6	257	123,2	AK
25	15,0	123	57,4	AK
26	15,5	164	74,1	AK
27	7,7	154	140,0	SF
28	7,7	139	126,4	SF
Summe 2022		2.978	2.454	
Summe 2030		1823	1.309	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

Tabelle 120: Emissionskonzentrationen und Frachten von Braunkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 5 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 5 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minderungs- technik
1	5,0	49,3	49,3	
2	5,0	97,6	97,6	
3	5,0	83,9	83,9	
4	8,9	23,5	13,2	SF
5	4,1	7,4	7,4	
6	6,2	3,9	3,1	
7	16,0	17,1	17,1	AK
8	7,1	113,0	79,6	SF
9	7,1	95,9	67,5	SF
10	3,9	48,1	48,1	

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 5 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minderungs- technik
11	6,5	66,1	50,8	SF
12	5,7	132,0	115,8	SF
13	1,2	25,4	25,4	
14	7,1	123,0	86,6	SF
15	7,1	117,0	82,4	SF
16	6,1	97,7	79,6	SF
17	6,8	54,9	40,6	SF
18	5,0	84,6	84,6	
19	6,6	147	111,9	SF
20	6,6	163	124,0	SF
21	9,7	166	85,9	SF
22	9,0	144	80,2	SF
23	12,2	281	115,2	AK
24	14,6	257	88,0	AK
25	15,0	123	41,0	AK
26	15,5	164	52,9	AK
27	7,7	154	100,0	SF
28	7,7	139	90,3	SF
Summe 2022		2.978	1.922	
Summe 2030		1.823	974	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

Tabelle 121: Emissionskonzentrationen und Frachten von Braunkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn eine Hg-Minderung von 80 % gegenüber dem Jahresmittelwert aus 2016 angenommen wird.

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 7 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minder- ungstechnik
1	5,0	49,3	9,9	AK
2	5,0	97,6	19,5	AK
3	5,0	83,9	16,8	AK
4	8,9	23,5	4,7	AK
5	4,1	7,4	1,5	AK
6	6,2	3,9	0,8	AK
7	16,0	17,1	3,4	AK
8	7,1	113,0	22,6	AK
9	7,1	95,9	19,2	AK
10	3,9	48,1	9,6	AK
11	6,5	66,1	13,2	AK
12	5,7	132,0	26,4	AK
13	1,2	25,4	5,1	AK
14	7,1	123,0	24,6	AK
15	7,1	117,0	23,4	AK
16	6,1	97,7	19,5	AK
17	6,8	54,9	11,0	AK
18	5,0	84,6	16,9	AK
19	6,6	147	29,4	AK
20	6,6	163	32,6	AK
21	9,7	166	33,2	AK
22	9,0	144	28,8	AK
23	12,2	281	56,2	AK
24	14,6	257	51,4	AK
25	15,0	123	24,6	AK

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 7 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minde- rungstechnik
26	15,5	164	32,8	AK
27	7,7	154	30,8	AK
28	7,7	139	27,8	AK
Summe 2022		2.978	596	
Summe 2030		1823	365	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

A.3.2 Tabellen für Kosten

Tabelle 122: Minderungskosten für Braunkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 7 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minde- rungskosten [Cent/kWh]	Minderungs- kosten [€/a]	Spez. Minderungs- technik
1	0,30			
2	0,63			
3	0,65			
4	0,03	0,013	32.725	SF
5	0,04			
6	0,10			
7	0,03	0,060	139.500	AK
8	0,47	0,013	461.125	SF
9	0,47	0,013	461.125	SF
10	0,32			
11	0,32			
12	0,66			
13	0,67			
14	0,47	0,013	461.125	SF
15	0,47	0,013	461.125	SF
16	0,47			

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minderungskosten [Cent/kWh]	Minderungskosten [€/a]	Spez. Minderungstechnik
17	0,47			
18	0,94			
19	1,06			
20	1,06			
21	0,86	0,010	612.755	SF
22	0,64	0,010	457.600	SF
23	0,88	0,010	625.625	SF
24	0,88	0,050	3.281.250	AK
25	0,45	0,050	1.687.500	AK
26	0,45	0,050	1.687.500	AK
27	0,75	0,010	536.250	SF
28	0,75	0,010	536.250	SF
Summe 2022	15,2		11.441.455	
Summe 2030	8,7		9.424.730	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

Tabelle 123: Minderungskosten für Braunkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 5 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minderungskosten [Cent/kWh]	Minderungskosten [€/a]	Spez. Minderungstechnik
1	0,30			
2	0,63			
3	0,65			
4	0,03	0,013	32.725	SF
5	0,04			
6	0,10	0,013	97.183	
7	0,03	0,060	139.500	AK
8	0,47	0,013	461.125	SF
9	0,47	0,013	461.125	SF

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minde- rungskosten [Cent/kWh]	Minderungs- kosten [€/a]	Spez. Minde- rungstechnik
10	0,32			
11	0,32	0,013	0	SF
12	0,66	0,013	0	SF
13	0,67			
14	0,47	0,013	461.125	SF
15	0,47	0,013	461.125	SF
16	0,47	0,013	461.125	SF
17	0,47	0,013	461.125	SF
18	0,94			
19	1,06	0,010	757.900	SF
20	1,06	0,010	757.900	SF
21	0,86	0,010	612.755	SF
22	0,64	0,010	457.600	SF
23	0,88	0,050	3.281.250	AK
24	0,88	0,050	3.281.250	AK
25	0,45	0,050	1.687.500	AK
26	0,45	0,050	1.687.500	AK
27	0,75	0,010	536.250	SF
28	0,75	0,010	536.250	SF
Summe 2022	15,2		17.608.113	
Summe 2030	8,7		13.596.155	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

Tabelle 124: Minderungskosten für Braunkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn eine Hg-Minderung von 80 % gegenüber dem Jahresmittelwert aus 2016 angenommen wird.

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minderungskosten [Cent/kWh]	Minderungskosten [€/a]	Spez. Minderungstechnik
1	0,30	0,060	1.336.500	AK
2	0,63	0,060	2.826.000	AK
3	0,65	0,060	2.916.000	AK
4	0,03	0,060	148.500	AK
5	0,04	0,060	180.000	AK
6	0,10	0,060	441.000	AK
7	0,03	0,060	139.500	AK
8	0,47	0,060	2.092.500	AK
9	0,47	0,060	2.092.500	AK
10	0,32	0,060	1.444.500	AK
11	0,32	0,060	1.444.500	AK
12	0,66	0,060	2.983.500	AK
13	0,67	0,060	2.992.500	AK
14	0,47	0,060	2.092.500	AK
15	0,47	0,060	2.092.500	AK
16	0,47	0,060	2.092.500	AK
17	0,47	0,060	2.092.500	AK
18	0,94	0,050	3.540.000	AK
19	1,06	0,050	3.975.000	AK
20	1,06	0,050	3.975.000	AK
21	0,86	0,050	3.213.750	AK
22	0,64	0,050	2.400.000	AK
23	0,88	0,050	3.281.250	AK
24	0,88	0,050	3.281.250	AK
25	0,45	0,050	1.687.500	AK
26	0,45	0,050	1.687.500	AK

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minderungskosten [Cent/kWh]	Minderungskosten [€/a]	Spez. Minderungstechnik
27	0,75	0,050	2.812.500	AK
28	0,75	0,050	2.812.500	AK
Summe 2022	15,2		62.073.750	
Summe 2030	8,7		32.666.250	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

A.4 Anhang zu Kap. 2.3.4 Großfeuerungsanlagen für Steinkohle

A.4.1 Tabellen für Minderungspotentiale

Tabelle 125: Emissionskonzentrationen und Frachten von Steinkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 4 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m ³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 4 µg/Nm ³ [kg/a]	Angenommene spez. Minderungstechnik
1	4,5	1,605	1,4	SF
2	4,5	1,605	1,4	SF
3	2,4	7,9	7,9	
4	1,1	2,6	2,6	
5	4,32	17,6	16,3	SF
6	5,08	5,23	4,1	SF
7	5,52	8,56	6,2	SF
8	6,75	18,5	11,0	SF
9	4	10,3	10,3	
10	10	60,7	24,3	Oxi Kat + SF
11	0,5	4,3	4,3	
12	0,85	4,97	5,0	
13	7	98	98,0	SF
14	3,1	17,6	17,6	
15	4,62	35,1	30,4	SF

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 4 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minde- rungstechnik
16	3,49	21,6	21,6	
17	4,9	39,1	39,1	SF
18	0,7	6,7	6,7	
19	2,5	24,3	24,3	
20	9,96	64,2	25,8	Oxi Kat + SF
21	1,2	6,36	6,4	
22	8,20	35,00	17,1	Oxi Kat + SF
23	1,80	13,00	13,0	
24	0,70	6,00	6,0	
25	4,71	60,00	51,0	SF
26	6,61	29,40	17,8	SF
27	3,37	42,60	42,6	
28	2,35	25,90	25,9	
29	2,00	40,10	40,1	
30	4,00	35,60	35,6	
31	3,20	41,20	41,2	
Summe 2022		786	655	
Summe 2030		329	290	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

Tabelle 126: Emissionskonzentrationen und Frachten von Steinkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 2 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 2 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minde- rungstechnik
1	4,5	1,605	0,7	SF
2	4,5	1,605	0,7	Oxi Kat + SF
3	2,4	7,9	6,6	SF
4	1,1	2,6	2,6	
5	4,32	17,6	8,1	Oxi Kat + SF

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 2 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minde- rungstechnik
6	5,08	5,23	2,1	Oxi Kat + SF
7	5,52	8,56	3,1	Oxi Kat + SF
8	6,75	18,5	5,5	Oxi Kat + SF
9	4	10,3	5,2	Oxi Kat + SF
10	10	60,7	12,1	Oxi Kat + SF + AK
11	0,5	4,3	4,3	
12	0,85	4,97	5,0	
13	7	98	28,0	Oxi Kat + SF
14	3,1	17,6	11,4	SF
15	4,62	35,1	15,2	Oxi Kat + SF
16	3,49	21,6	12,4	SF
17	4,9	39,1	16,0	Oxi Kat + SF
18	0,7	6,7	6,7	
19	2,5	24,3	19,4	SF
20	9,96	64,2	12,9	Oxi Kat + SF + AK
21	1,2	6,36	6,4	
22	8,20	35,00	8,5	Oxi Kat + SF
23	1,80	13,00	13,0	
24	0,70	6,00	6,0	
25	4,71	60,00	25,5	Oxi Kat + SF
26	6,61	29,40	8,9	Oxi Kat + SF
27	3,37	42,60	25,3	SF
28	2,35	25,90	22,0	SF
29	2,00	40,10	40,1	SF
30	4,00	35,60	17,8	Oxi Kat + SF
31	3,20	41,20	25,8	SF
Summe 2022		786	377	
Summe 2030		329	193	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

Tabelle 127: Emissionskonzentrationen und Frachten von Steinkohlekraftwerken, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 1 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 1 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minderungstechnik
1	4,5	1,605	0,4	SF
2	4,5	1,605	0,4	Oxi Kat + SF
3	2,4	7,9	3,3	SF
4	1,1	2,6	2,4	
5	4,32	17,6	4,1	Oxi Kat + SF
6	5,08	5,23	1,0	Oxi Kat + SF
7	5,52	8,56	1,6	Oxi Kat + SF
8	6,75	18,5	2,7	Oxi Kat + SF
9	4	10,3	2,6	Oxi Kat + SF
10	10	60,7	6,1	Oxi Kat + SF + AK
11	0,5	4,3	4,3	
12	0,85	4,97	5,0	
13	7	98	14,0	Oxi Kat + SF
14	3,1	17,6	5,7	SF
15	4,62	35,1	7,6	Oxi Kat + SF
16	3,49	21,6	6,2	SF
17	4,9	39,1	8,0	Oxi Kat + SF
18	0,7	6,7	6,7	
19	2,5	24,3	9,7	SF
20	9,96	64,2	6,4	Oxi Kat + SF + AK
21	1,2	6,36	5,3	
22	8,20	35,00	4,3	Oxi Kat + SF
23	1,80	13,00	7,2	
24	0,70	6,00	6,0	
25	4,71	60,00	12,7	Oxi Kat + SF
26	6,61	29,40	4,4	Oxi Kat + SF

Kraftwerk	Konzentration 2016 [µg/m³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Minder. bei Zielwert 1 µg/Nm³ [kg/a]	Angenommene spez. Minde- rungstechnik
27	3,37	42,60	12,6	SF
28	2,35	25,90	11,0	SF
29	2,00	40,10	20,1	SF
30	4,00	35,60	8,9	Oxi Kat + SF
31	3,20	41,20	12,9	SF
Summe 2022		786	203	
Summe 2030		329	100	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleendüsung vor dem Staubfilter; Oxi Kat: Oxidationskatalysator

A.4.2 Tabellen für Kosten

Tabelle 128: Minderungskosten für Steinkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 4 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minde- rungskosten [Cent/kWh]	Minderungs- kosten [€/a]	Spez. Minde- rungstechnik
1	0,14	0,019	120.726	SF
2	0,14	0,062	120.726	SF
3	0,18	0,019		
4	0,21	0,000		
5	0,26	0,062	222.275	SF
6	0,28	0,062	245.810	SF
7	0,28	0,062	245.810	SF
8	0,32	0,062	282.420	SF
9	0,19	0,062		
10	0,30	0,088	842.845	Oxi Kat + SF
11	0,33	0,000		
12	0,34	0,000		
13	0,69	0,062	601.450	SF

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minderungskosten [Cent/kWh]	Minderungskosten [€/a]	Spez. Minderungstechnik
14	0,37	0,019		
15	0,43	0,062	370.458	SF
16	0,44	0,019		
17	0,45	0,062	391.378	SF
18	0,51	0,000		
19	0,51	0,019		
20	0,52	0,062	1.438.122	Oxi Kat + SF
21	0,66	0,000		
22	0,73	0,043	1.430.567	Oxi Kat + SF
23	0,80	0,000		
24	0,80	0,000		
25	0,84	0,043	501.585	SF
26	0,83	0,043	496.230	SF
27	0,73	0,013		
28	0,76	0,013		
29	0,74	0,013		
30	0,78	0,043		
31	0,79	0,013		
Summe 2022	15,3		7.310.402	
Summe 2030	7,8		2.428.382	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

Tabelle 129: Minderungskosten für Steinkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 2 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minderungskosten [Cent/kWh]	Minderungskosten [€/a]	Spez. Minderungstechnik
1	0,14	0,019	120.726	SF
2	0,14	0,062	385.261	Oxi Kat + SF
3	0,18	0,019	156.028	SF

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minde- rungskosten [Cent/kWh]	Minde- rungskosten [€/a]	Spez. Minde- rungstechnik
4	0,21	0,000		
5	0,26	0,062	709.325	Oxi Kat + SF
6	0,28	0,062	784.430	Oxi Kat + SF
7	0,28	0,062	784.430	Oxi Kat + SF
8	0,32	0,062	901.260	Oxi Kat + SF
9	0,19	0,062	539.643	Oxi Kat + SF
10	0,30	0,062	842.845	Oxi Kat + SF
11	0,33	0,000		
12	0,34	0,000		
13	0,69	0,062	1.919.350	Oxi Kat + SF
14	0,37	0,019	322.517	SF
15	0,43	0,062	1.182.208	Oxi Kat + SF
16	0,44	0,019	379.175	SF
17	0,45	0,062	1.248.968	Oxi Kat + SF
18	0,51	0,000		
19	0,51	0,019	448.037	SF
20	0,52	0,062	1.438.122	Oxi Kat + SF
21	0,66	0,000		
22	0,73	0,043	1.430.567	Oxi Kat + SF
23	0,80	0,000		
24	0,80	0,000		
25	0,84	0,043	1.649.751	Oxi Kat + SF
26	0,83	0,043	1.632.138	Oxi Kat + SF
27	0,73	0,013	431.375	SF
28	0,76	0,013	454.580	SF
29	0,74	0,013	437.325	SF
30	0,78	0,043	1.522.546	Oxi Kat + SF
31	0,79	0,013	472.430	SF

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minderungskosten [Cent/kWh]	Minderungskosten [€/a]	Spez. Minderungstechnik
Summe 2022	15,3		20.193.037	
Summe 2030	7,8		8.030.712	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter

Tabelle 130: Minderungskosten für Steinkohlekraftwerke, für die angenommen wird, dass sie ab dem Jahr 2022 noch am Netz sind, wenn ein Zielwert von 1 µg/Nm³ erreicht werden soll.

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minderungskosten [Cent/kWh]	Minderungskosten [€/a]	Spez. Minderungstechnik
1	0,14	0,062	385.261	Oxi Kat + SF
2	0,14	0,062	385.261	Oxi Kat + SF
3	0,18	0,062	497.918	Oxi Kat + SF
4	0,21	0,019	183.922	SF
5	0,26	0,062	709.325	Oxi Kat + SF
6	0,28	0,062	784.430	Oxi Kat + SF
7	0,28	0,062	784.430	Oxi Kat + SF
8	0,32	0,062	901.260	Oxi Kat + SF
9	0,19	0,062	539.643	Oxi Kat + SF
10	0,30	0,152	2.069.995	Oxi Kat + SF + AK
11	0,33	0,000		
12	0,34	0,000		
13	0,69	0,062	1.919.350	Oxi Kat + SF
14	0,37	0,062	1.029.217	Oxi Kat + SF
15	0,43	0,062	1.182.208	Oxi Kat + SF
16	0,44	0,062	1.210.025	Oxi Kat + SF
17	0,45	0,152	3.067.418	Oxi Kat + SF
18	0,51	0,152		
19	0,51	0,062	1.429.777	Oxi Kat + SF
20	0,52	0,152	3.531.972	Oxi Kat + SF + AK
21	0,66	0,062	1.823.661	Oxi Kat + SF

Kraftwerk	Leistung elektrisch [GW]	Spez. Minderungskosten [Cent/kWh]	Minderungskosten [€/a]	Spez. Minderungstechnik
22	0,73	0,043	1.430.567	Oxi Kat + SF
23	0,80	0,043	1.565.600	Oxi Kat + SF
24	0,80	0,000		
25	0,84	0,043	1.649.751	Oxi Kat + SF
26	0,83	0,043	1.632.138	Oxi Kat + SF
27	0,73	0,043	1.418.825	Oxi Kat + SF
28	0,76	0,043	1.495.148	Oxi Kat + SF
29	0,74	0,043	1.438.395	Oxi Kat + SF
30	0,78	0,043	1.522.546	Oxi Kat + SF
31	0,79	0,043	1.553.858	Oxi Kat + SF
Summe 2022	15,3		36.141.900	
Summe 2030	7,8		13.706.828	

SF: Einsatz sulfidischer Fällungsmittel im Wäscher; AK: Aktivkohleeindüsung vor dem Staubfilter; Oxi Kat: Oxidationskatalysator

A.5 Anhang zu Kapitel 2.3.6 - Zementwerke

Tabelle 131: Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Zementwerk bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Zielwert der Emissionskonzentration [mg/m ³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]	Reduktion
1	0,023	0,005	29,6	6,4	78 %
2	0,020	0,005	15,6	3,9	75 %
3	0,020	0,005	10,6	2,7	75 %
4	0,018	0,005	31,9	9,1	71 %
5	0,017	0,005	38,1	11,2	71 %
6	0,016	0,005	70,2	21,7	69 %
7	0,016	0,005	23,6	7,4	69 %
8	0,016	0,005	13,5	4,2	69 %

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Zielwert der Emissionskonzentration [mg/m ³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]	Reduktion
9	0,015	0,005	19,3	6,3	68 %
10	0,015	0,005	15,4	5,2	66 %
11	0,014	0,005	10,1	3,6	64 %
12	0,013	0,005	8,8	3,3	62 %
13	0,013	0,005	22,6	8,8	61 %
14	0,013	0,005	26,1	10,2	61 %
15	0,013	0,005	23,0	9,1	61 %
16	0,012	0,005	18,5	7,8	58 %
17	0,012	0,005	17,0	7,2	58 %
18	0,012	0,005	23,4	10,0	57 %
19	0,011	0,005	9,6	4,2	56 %
20	0,011	0,005	17,0	7,7	55 %
21	0,011	0,005	15,7	7,5	52 %
22	0,010	0,005	29,4	14,7	50 %
23	0,010	0,005	6,3	3,2	50 %
24	0,009	0,005	12,4	6,7	46 %
25	0,009	0,005	17,8	10,1	43 %
26	0,008	0,005	7,3	4,4	40 %
27	0,008	0,005	17,8	10,8	39 %
28	0,008	0,005	9,8	6,1	38 %
29	0,007	0,005	10,2	7,6	25 %
30	0,006	0,005	11,9	9,2	23 %
31	0,006	0,005	7,4	6,0	18 %
32	0,006	0,005	3,3	2,9	12 %
33	0,005	0,005	4,3	4,3	0 %
34	0,005	0,005	5,8	5,8	0 %
35	0,005	0,005	2,6	2,6	0 %
36	0,004	0,005	2,4	2,4	0 %
37	0,003	0,005	4,7	4,7	0 %

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Zielwert der Emissionskonzentration [mg/m ³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]	Reduktion
38	0,002	0,005	7,1	7,1	0 %
39	0,002	0,005	3,2	3,2	0 %
40	0,000	0,005	0,5	0,5	0 %
Summe			623,9	269,8	56,7 %

Tabelle 132: Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Zementwerk bei einem Zielwert von 8 µg/Nm³

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Zielwert der Emissionskonzentration [mg/m ³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]	Reduktion
1	0,023	0,008	29,6	10,3	65%
2	0,020	0,008	15,6	6,2	60%
3	0,020	0,008	10,6	4,2	60%
4	0,018	0,008	31,9	14,6	54%
5	0,017	0,008	38,1	17,9	53%
6	0,016	0,008	70,2	34,7	51%
7	0,016	0,008	23,6	11,8	50%
8	0,016	0,008	13,5	6,8	50%
9	0,015	0,008	19,3	10,0	48%
10	0,015	0,008	15,4	8,3	46%
11	0,014	0,008	10,1	5,8	43%
12	0,013	0,008	8,8	5,3	40%
13	0,013	0,008	22,6	14,0	38%
14	0,013	0,008	26,1	16,3	38%
15	0,013	0,008	23,0	14,5	37%
16	0,012	0,008	18,5	12,5	32%
17	0,012	0,008	17,0	11,5	32%
18	0,012	0,008	23,4	16,0	32%
19	0,011	0,008	9,6	6,8	29%

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Zielwert der Emissionskonzentration [mg/m ³]	Fracht 2016 [kg/a]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]	Reduktion
20	0,011	0,008	17,0	12,3	28%
21	0,011	0,008	15,7	12,0	24%
22	0,010	0,008	29,4	23,5	20%
23	0,010	0,008	6,3	5,1	20%
24	0,009	0,008	12,4	10,7	14%
25	0,009	0,008	17,8	16,2	9%
26	0,008	0,008	7,3	7,3	0%
27	0,008	0,008	17,8	17,8	0%
28	0,008	0,008	9,8	9,8	0%
29	0,007	0,008	10,2	10,2	0%
30	0,006	0,008	11,9	11,9	0%
31	0,006	0,008	7,4	7,4	0%
32	0,006	0,008	3,3	3,3	0%
33	0,005	0,008	4,3	4,3	0%
34	0,005	0,008	5,8	5,8	0%
35	0,005	0,008	2,6	2,6	0%
36	0,004	0,008	2,4	2,4	0%
37	0,003	0,008	4,7	4,7	0%
38	0,002	0,008	7,1	7,1	0%
39	0,002	0,008	3,2	3,2	0%
40	0,000	0,008	0,5	0,5	0%
Summe			623,9	405,7	35,0%

A.6 Anhang zu Kapitel 2.4.1.1 - Abfallverbrennungsanlagen

Tabelle 133: Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Hausmüllverbrennungsanlage bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
1	0,01	0,6	0,005	0,3
2	0,00916	4,2	0,005	2,3
3	0,00881	3,0	0,005	1,7
4	0,00805	3,1	0,005	1,9
5	0,00737	3,3	0,005	2,3
6	0,007	2,5	0,005	1,8
7	0,0068	2,8	0,005	2,1
8	0,00659	0,3	0,005	0,2
9	0,006	1,8	0,005	1,5
10	0,00587	3,1	0,005	2,7
11	0,00572	2,2	0,005	1,9
12	0,00535	2,8	0,005	2,6
13	0,00528	6,4	0,005	6,1
14	0,00509	4,0	0,005	3,9
15	0,00494	5,6	0,005	5,6
16	0,0049	2,0	0,005	2,0
17	0,00489	1,8	0,005	1,8
18	0,00483	13,5	0,005	13,5
19	0,00429	5,1	0,005	5,1
20	0,004	3,3	0,005	3,3
21	0,004	1,6	0,005	1,6
22	0,004	1,4	0,005	1,4
23	0,00394	1,1	0,005	1,1
24	0,0032	2,4	0,005	2,4
25	0,00314	3,2	0,005	3,2
26	0,00307	1,2	0,005	1,2
27	0,00293	2,1	0,005	2,1
28	0,00256	2,7	0,005	2,7

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
29	0,00255	2,2	0,005	2,2
30	0,0025	1,5	0,005	1,5
31	0,00245	2,0	0,005	2,0
32	0,00228	2,2	0,005	2,2
33	0,0022	1,6	0,005	1,6
34	0,00204	0,4	0,005	0,4
35	0,002	1,3	0,005	1,3
36	0,002	1,2	0,005	1,2
37	0,002	1,1	0,005	1,1
38	0,002	1,0	0,005	1,0
39	0,00198	0,8	0,005	0,8
40	0,00176	0,6	0,005	0,6
41	0,00174	1,0	0,005	1,0
42	0,0017	0,6	0,005	0,6
43	0,00166	1,0	0,005	1,0
44	0,00156	1,2	0,005	1,2
45	0,00151	0,9	0,005	0,9
46	0,0015	0,6	0,005	0,6
47	0,00148	0,6	0,005	0,6
48	0,00146	1,0	0,005	1,0
49	0,00145	1,2	0,005	1,2
50	0,0014	1,8	0,005	1,8
51	0,0014	0,5	0,005	0,5
52	0,0014	0,4	0,005	0,4
53	0,00134	1,5	0,005	1,5
54	0,00134	0,5	0,005	0,5
55	0,00131	1,1	0,005	1,1
56	0,00131	0,3	0,005	0,3
57	0,00127	1,2	0,005	1,2
58	0,00121	0,7	0,005	0,7

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
59	0,0012	0,9	0,005	0,9
60	0,0012	1,0	0,005	1,0
61	0,00116	0,7	0,005	0,7
62	0,00113	0,2	0,005	0,2
63	0,00107	0,8	0,005	0,8
64	0,00107	0,4	0,005	0,4
65	0,00105	0,7	0,005	0,7
66	0,00101	2,1	0,005	2,1
67	0,001	0,9	0,005	0,9
68	0,001	0,9	0,005	0,9
69	0,001	0,8	0,005	0,8
70	0,001	0,8	0,005	0,8
71	0,001	0,7	0,005	0,7
72	0,001	0,6	0,005	0,6
73	0,001	0,5	0,005	0,5
74	0,001	0,5	0,005	0,5
75	0,001	0,5	0,005	0,5
76	0,001	0,5	0,005	0,5
77	0,001	0,4	0,005	0,4
78	0,001	0,4	0,005	0,4
79	0,001	0,3	0,005	0,3
80	0,001	0,3	0,005	0,3
81	0,000943	0,7	0,005	0,7
82	0,000921	1,5	0,005	1,5
83	0,0009	0,7	0,005	0,7
84	0,000861	1,1	0,005	1,1
85	0,00085	0,0	0,005	0,0
86	0,00084	0,7	0,005	0,7
87	0,00077	0,2	0,005	0,2
88	0,000755	0,9	0,005	0,9

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
89	0,00073	0,4	0,005	0,4
90	0,0007	0,3	0,005	0,3
91	0,0007	0,2	0,005	0,2
92	0,00067	0,4	0,005	0,4
93	0,000669	0,5	0,005	0,5
94	0,00065	0,4	0,005	0,4
95	0,000602	1,2	0,005	1,2
96	0,000598	1,1	0,005	1,1
97	0,0005	0,5	0,005	0,5
98	0,0005	0,4	0,005	0,4
99	0,0005	0,3	0,005	0,3
100	0,0005	0,1	0,005	0,1
101	0,000489	0,2	0,005	0,2
102	0,000452	0,4	0,005	0,4
103	0,000423	0,1	0,005	0,1
104	0,000422	0,1	0,005	0,1
105	0,0004	0,1	0,005	0,1
106	0,000386	0,4	0,005	0,4
107	0,000375	0,2	0,005	0,2
108	0,000371	0,2	0,005	0,2
109	0,00037	0,2	0,005	0,2
110	0,00036	0,2	0,005	0,2
111	0,000356	0,1	0,005	0,1
112	0,000354	0,3	0,005	0,3
113	0,00035	0,2	0,005	0,2
114	0,000348	0,1	0,005	0,1
115	0,000327	0,0	0,005	0,0
116	0,000326	0,1	0,005	0,1
117	0,0003	0,2	0,005	0,2
118	0,0003	0,2	0,005	0,2

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
119	0,0003	0,1	0,005	0,1
120	0,000292	0,0	0,005	0,0
121	0,000283	0,1	0,005	0,1
122	0,000273	0,2	0,005	0,2
123	0,000271	0,2	0,005	0,2
124	0,000269	0,1	0,005	0,1
125	0,000265	0,1	0,005	0,1
126	0,000264	0,2	0,005	0,2
127	0,00025	0,2	0,005	0,2
128	0,000238	0,2	0,005	0,2
129	0,000238	0,0	0,005	0,0
130	0,000236	0,1	0,005	0,1
131	0,000225	0,1	0,005	0,1
132	0,000208	0,2	0,005	0,2
133	0,0002	0,2	0,005	0,2
134	0,0002	0,2	0,005	0,2
135	0,0002	0,1	0,005	0,1
136	0,0002	0,1	0,005	0,1
137	0,0002	0,1	0,005	0,1
138	0,000192	0,2	0,005	0,2
139	0,000191	0,5	0,005	0,5
140	0,00019	0,1	0,005	0,1
141	0,00018	0,2	0,005	0,2
142	0,00013	0,1	0,005	0,1
143	0,00011	0,1	0,005	0,1
144	0,000096	0,0	0,005	0,0
145	0,00004	0,0	0,005	0,0
146	0,000031	0,0	0,005	0,0
147	0,000023	0,0	0,005	0,0
148	0,000023	0,0	0,005	0,0

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
149	0,00001	0,0	0,005	0,0
150	0,000007	0,0	0,005	0,0
151	0,000005	0,0	0,005	0,0
152	0,000005	0,0	0,005	0,0
Summe		152,1		143,2

Tabelle 134: Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für die Hausmüllverbrennung bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

	Wert	Einheit
Geminderte Fracht bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	143,2	kg/a
Abgeschätzte Fracht 2016 aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	10,3	kg/a
Minderungsfaktor*	1,06	
Geminderte Fracht bei Zielwert 5 µg/Nm ³ aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	9,7	kg/a
Gesamtfracht bei Berücksichtigung eines Zielwertes von 5 µg/Nm ³	152,9	kg/a
Gesamtfracht 2016 vor Minderung	164,0	kg/a
Minderung	11,1	kg/a

* Der Minderungsfaktor berechnet sich als Quotient aus der Fracht von Anlagen, für die eine Emissionserklärung vorliegt, vor Minderung und nach der Minderung auf 5 µg/Nm³

Tabelle 135: Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro EBS-Anlage bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
1	0,0109	5,27	0,005	2,42
2	0,00602	4,97	0,005	4,13
3	0,00533	6,40	0,005	6,00
4	0,0052	1,99	0,005	1,91
5	0,00518	1,42	0,005	1,37
6	0,00391	3,64	0,005	3,64
7	0,00288	2,82	0,005	2,82
8	0,00255	2,17	0,005	2,17

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
9	0,00238	0,22	0,005	0,22
10	0,0021	2,29	0,005	2,29
11	0,00209	0,47	0,005	0,47
12	0,00198	2,16	0,005	2,16
13	0,00159	1,41	0,005	1,41
14	0,00157	1,31	0,005	1,31
15	0,0015	0,56	0,005	0,56
16	0,00135	1,95	0,005	1,95
17	0,00135	1,75	0,005	1,75
18	0,00134	1,54	0,005	1,54
19	0,00131	0,27	0,005	0,27
20	0,0013	0,18	0,005	0,18
21	0,00113	0,69	0,005	0,69
22	0,00111	0,32	0,005	0,32
23	0,000969	0,54	0,005	0,54
24	0,000964	0,73	0,005	0,73
25	0,000859	0,06	0,005	0,06
26	0,000626	0,55	0,005	0,55
27	0,000561	0,29	0,005	0,29
28	0,000423	0,06	0,005	0,06
29	0,0004	0,04	0,005	0,04
30	0,000245	0,25	0,005	0,25
31	0,0002	0,22	0,005	0,22
32	0,0002	0,09	0,005	0,09
33	0,000159	0,15	0,005	0,15
34	0,000155	0,22	0,005	0,22
35	0,000123	0,05	0,005	0,05
36	0,000121	0,05	0,005	0,05
Summe		47,1		42,9

Tabelle 136: Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für EBS-Verbrennungsanlagen bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

	Wert	Einheit
Geminderte Fracht bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	42,9	kg/a
Abgeschätzte Fracht 2016 aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	7,3	kg/a
Minderungsfaktor*	1,10	
Geminderte Fracht bei Zielwert 5 µg/Nm ³ aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	6,7	kg/a
Gesamtfracht bei Berücksichtigung eines Zielwertes von 5 µg/Nm ³	49,6	kg/a
Gesamtfracht 2016 vor Minderung	56,3	kg/a
Minderung	6,7	kg/a

* Der Minderungsfaktor berechnet sich als Quotient aus der Fracht von Anlagen, für die eine Emissionserklärung vorliegt, vor Minderung und nach der Minderung auf 5 µg/Nm³

Tabelle 137: Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Klärschlammverbrennungsanlage bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2016 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
1	0,0203	9,76	0,005	2,40
2	0,018	2,56	0,005	0,71
3	0,017	2,49	0,005	0,73
4	0,011	1,02	0,005	0,46
5	0,00831	1,1	0,005	0,66
6	0,00667	0,924	0,005	0,69
7	0,00627	1,11	0,005	0,89
8	0,00515	1,05	0,005	1,02
9	0,00468	0,381	0,005	0,38
10	0,00464	0,644	0,005	0,64
11	0,0045	0,56	0,005	0,56
12	0,00403	0,1	0,005	0,10
13	0,00381	0,47	0,005	0,47
14	0,00358	0,41	0,005	0,41
15	0,003	0,362	0,005	0,36
16	0,0029	0,168	0,005	0,17

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
17	0,00225	0,0995	0,005	0,10
18	0,00223	1,67	0,005	1,67
19	0,000427	0,0286	0,005	0,03
20	0,0002	0,00688	0,005	0,01
21	0,0001	0,00272	0,005	0,003
Summe		24,9		12,5

Tabelle 138: Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für Klärschlamm-Verbrennungsanlagen bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

	Wert	Einheit
Geminderte Fracht bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	12,5	kg/a
Abgeschätzte Fracht 2016 aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	7,1	kg/a
Minderungsfaktor*	2,00	
Geminderte Fracht bei Zielwert 5 µg/Nm ³ aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	3,6	kg/a
Gesamtfracht bei Berücksichtigung eines Zielwertes von 5 µg/Nm ³	16,0	kg/a
Gesamtfracht 2016 vor Minderung	32,1	kg/a
Minderung	16,1	kg/a

* Der Minderungsfaktor berechnet sich als Quotient aus der Fracht von Anlagen, für die eine Emissionserklärung vorliegt, vor Minderung und nach der Minderung auf 5 µg/Nm³

Tabelle 139: Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro Sonderabfallverbrennungsanlage bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
1	0,0267	0,643	0,005	0,12
2	0,023	0,124	0,005	0,03
3	0,01	0,0434	0,005	0,02
4	0,00849	2,68	0,005	1,58
5	0,00782	2,71	0,005	1,73
6	0,00659	0,314	0,005	0,24

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
7	0,0048	0,922	0,005	0,92
8	0,004	0,0239	0,005	0,02
9	0,003	0,911	0,005	0,91
10	0,003	0,748	0,005	0,75
11	0,003	2,52	0,005	2,52
12	0,0028	1,06	0,005	1,06
13	0,0027	0,191	0,005	0,19
14	0,0025	0,915	0,005	0,92
15	0,00243	0,54	0,005	0,54
16	0,0024	1,1	0,005	1,10
17	0,00217	1,8	0,005	1,80
18	0,002	0,0639	0,005	0,06
19	0,002	1,17	0,005	1,17
20	0,002	0,00291	0,005	0,00
21	0,002	0,69	0,005	0,69
22	0,0018	0,585	0,005	0,59
23	0,00167	0,593	0,005	0,59
24	0,0014	0,0722	0,005	0,07
25	0,00137	0,819	0,005	0,82
26	0,0012	0,14	0,005	0,14
27	0,0011	0,22	0,005	0,22
28	0,0011	0,23	0,005	0,23
29	0,00094	0,559	0,005	0,56
30	0,00085	0,00001	0,005	0,00
31	0,000844	0,268	0,005	0,27
32	0,000718	0,471	0,005	0,47
33	0,0007	0,00163	0,005	0,00
34	0,000673	0,86	0,005	0,86
35	0,00066	0,618	0,005	0,62
36	0,000631	0,41	0,005	0,41

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
37	0,000619	0,478	0,005	0,48
38	0,00055	0,0641	0,005	0,06
39	0,0005	0,00164	0,005	0,00
40	0,000423	0,104	0,005	0,10
41	0,0004	0,134	0,005	0,13
42	0,00035	0,00534	0,005	0,01
43	0,000327	0,000006	0,005	0,00
44	0,000269	0,000122	0,005	0,00
45	0,000105	0,06	0,005	0,06
46	0,0001	0,0404	0,005	0,04
47	0,000068	0,02	0,005	0,02
Summe		25,9		23,1

Tabelle 140: Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für Sonderabfallverbrennungsanlagen bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

	Wert	Einheit
Geminderte Fracht bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	23,1	kg/a
Abgeschätzte Fracht 2016 aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	2,2	kg/a
Minderungsfaktor*	1,12	
Geminderte Fracht bei Zielwert 5 µg/Nm ³ aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	2,0	kg/a
Gesamtfracht bei Berücksichtigung eines Zielwertes von 5 µg/Nm ³	25,1	kg/a
Gesamtfracht 2016 vor Minderung	28,1	kg/a
Minderung	3,0	kg/a

* Der Minderungsfaktor berechnet sich als Quotient aus der Fracht von Anlagen, für die eine Emissionserklärung vorliegt, vor Minderung und nach der Minderung auf 5 µg/Nm³

Tabelle 141 **Detaillierte Berechnung der geminderten Quecksilberfrachten pro
Altholzverbrennungsanlage nach 17. BImSchV bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³**

Anlage Nr.	Emissionskon- zentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2916 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
1	0,0091	2,6	0,005	1,43
2	0,00545	1,09	0,005	1,00
3	0,00463	1,65	0,005	1,65
4	0,003	0,748	0,005	0,75
5	0,00209	0,984	0,005	0,98
6	0,00194	1,9	0,005	1,90
7	0,0016	1,64	0,005	1,64
8	0,00152	0,71	0,005	0,71
9	0,00151	2,05	0,005	2,05
10	0,00144	0,877	0,005	0,88
11	0,00143	0,396	0,005	0,40
12	0,0014	1,3	0,005	1,30
13	0,0014	0,355	0,005	0,36
14	0,00117	0,63	0,005	0,63
15	0,00114	1,03	0,005	1,03
16	0,0011	0,724	0,005	0,72
17	0,00106	0,0037	0,005	0,00
18	0,000921	0,99	0,005	0,99
19	0,00064	0,219	0,005	0,22
20	0,000607	0,51	0,005	0,51
21	0,000595	0,257	0,005	0,26
22	0,000439	0,347	0,005	0,35
23	0,000331	0,189	0,005	0,19
24	0,000304	0,0818	0,005	0,08
25	0,0003	0,414	0,005	0,41
26	0,00029	0,00443	0,005	0,00
27	0,000259	0,18	0,005	0,18
28	0,000237	0,14	0,005	0,14

Anlage Nr.	Emissionskonzentration gemäß Emissionserklärung 2016 [mg/m ³]	Fracht 2016 [kg/a]	Zielwert [mg/m ³]	Fracht nach Umsetzung der Maßnahme [kg/a]
29	0,000233	0,134	0,005	0,13
30	0,000125	0,0757	0,005	0,08
31	0,0001	0,052	0,005	0,05
32	0,000033	0,0239	0,005	0,02
33	0,000009	0,00539	0,005	0,01
34	0	0,218	0,005	0,22
35	0	0,09	0,005	0,09
Summe		22,6		21,4

Tabelle 142: Detaillierte Berechnung des Minderungspotentials für Altholzverbrennungsanlagen nach 17. BImSchV bei einem Zielwert von 5 µg/Nm³

	Wert	Einheit
Geminderte Fracht bei einem Zielwert von 5 µg/Nm ³	21,4	kg/a
Abgeschätzte Fracht 2016 aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	5,5	kg/a
Minderungsfaktor*	1,06	
Geminderte Fracht bei Zielwert 5 µg/Nm ³ aus Anlagen mit fehlender Emissionserklärung	5,2	kg/a
Gesamtfracht bei Berücksichtigung eines Zielwertes von 5 µg/Nm ³	26,6	kg/a
Gesamtfracht 2016 vor Minderung	28,1	kg/a
Minderung	1,5	kg/a

* Der Minderungsfaktor berechnet sich als Quotient aus der Fracht von Anlagen, für die eine Emissionserklärung vorliegt, vor Minderung und nach der Minderung auf 5 µg/Nm³

4 Quellenverzeichnis

4. BImSchV (2017): Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV) vom 31. Mai 2017 (BGBl. I S. 1440). Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_4_2013/4_BImSchV.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
11. BImSchV (2017): Elfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Emissionserklärungen) in der Fassung der Bekanntmachung vom 5. März 2007 (BGBl. I S. 289), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 9. Januar 2017 (BGBl. I S. 42). Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_11_2004/11_BImSchV.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
13. BImSchV (2017): Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen - 13. BImSchV) vom 2. Mai 2013 (BGBl. IS. 1021, 1023, 3754), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 19. Dezember 2017 (BGBl. I S. 4007). Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_13_2013/13_BImSchV.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
17. BImSchV (2017): Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen - 17. BImSchV) vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 1021, 1044, 3754). Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_17_2013/17_BImSchV.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
27. BImSchV (2013): Siebenundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur Feuerbestattung - 27. BImSchV) vom 19. März 1997 (BGBl. I S. 545), zuletzt geändert durch Artikel 10 der Verordnung vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 973). Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_27/27_BImSchV.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
44. BImSchV (2019): Vierundvierzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über mittelgroße Feuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen – 44. BImSchV) vom 13. Juni 2019 (BGBl. I Nr. 22, S. 804), in Kraft getreten am 20. Juni 2019. Online verfügbar unter: https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_44/44_BImSchV.pdf, zuletzt geprüft am 27.10.2020
- 1999/31/EG: Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien. Amtsblatt der Europäischen Union L 182, Brüssel, 16. Juli 1999. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:01999L0031-20111213&rid=1>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- 2000/60/EG: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. 31. Mai 2017 (BGBl. I S. 1440). Online verfügbar unter https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0003.02/DOC_1&format=PDF, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- 2010/75/EU: Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung). Amtsblatt der Europäischen Union L334/17, Brüssel, 17. Dezember 2010. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:334:0017:0119:de:PDF>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- 2011/65/EU: Richtlinie 2011/65/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 8. Juni 2011 zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten. Amtsblatt der Europäischen Union L174/88. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:174:0088:0110:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

AAN (2017): Mercury in fish, seafood may be linked to higher risk of ALS. American Academy of Neurology. ScienceDaily, 23 Februar 2017. Online verfügbar unter <http://www.sciencedaily.com/releases/2017/02/170223092345.htm>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

ABANDA (2019): Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen. Hg. v. Landesamt für Umwelt und Verbraucherschutz NRW Online verfügbar unter https://www.abfall-nrw.de/abanda/script/lua_db_portal.php?application=abanda&runmode=aida&initform=MK_Auswertemenue, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

ABANDA (2018) (Hg.): 190805 (6075) Schlämme aus der Behandlung von kommunalem Abwasser
Abfallwirtschaft (2017): Vertrauliche Information eines Abfallwirtschaftsbetriebs, 2017

Achternbosch, M.; Bräutigam, K.-R. (2000): Herstellung von Zementklinker. Verfahrensbeschreibung und Analysen zum Einsatz von Sekundärbrennstoffen. Institut für Technologiefolgenabschätzung und Systemanalyse. Karlsruhe. Online verfügbar unter <http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/fzk/6508/6508.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Achternbosch, M.; Bräutigam, K.-R.; Hartlieb, N.; Kupsch, C.; Richers, U., Stemmermann, P. (2003): Heavy Metals in Cement and Concrete Resulting from the Co-incineration of wastes in cement kilns with regard to the legitimacy of waste utilisation. FZKA 6923. Forschungszentrum Karlsruhe - Institut für Technologiefolgenabschätzung und Systemanalyse; Institut für Technische Chemie - Bereich Wasser- und Geotechnologie - Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme. Karlsruhe. Online verfügbar unter <http://www.itas.kit.edu/pub/v/2003/acua03b.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Adam et al. (2010): KVA-Rückstände in der Schweiz – Der Rohstoff mit Mehrwert. Hg. v. Bundesamt für Umwelt (BFU). Bern, 2010. Online verfügbar unter <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/abfall/ud-umwelt-diverses/kva-rueckstaendeinderschweiz.pdf.download.pdf/kva-rueckstaendeinderschweiz.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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 30.04.2020.

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 30.04.2020.

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 30.04.2020.

Ahrens, R. (2017): Zementwerk als Quecksilbersenke. In: VDI Nachrichten, 21.9.2017. Online verfügbar unter <http://www.vdi-nachrichten.com/Technik/Zementwerk-Quecksilbersenke>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

AiF-Forschungsvorhaben (2008): Betriebstechnische Möglichkeiten zur Minderung von Hg-Emissionen an Drehrohrofenanlagen der Zementindustrie. AiF-Forschungsvorhaben-Nr. 14547 N; Bewilligungszeitraum: 1.2.2006 - 31.1.2008. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/1WissenschaftForschung/AiFForschung/Kurz-Verffentlichung_AiF_14547_N.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Airey, D. (1982): Contributions from coal and industrial materials to mercury in air, rainwater and snow. In: Science of The Total Environment 25 (1), S. 19–40.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0048969782900390?via%3Dihub>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

ALBA (2017): Glasrecycling. Internetinformation, ALBA Group, Berlin, 2017. Online verfügbar unter: <http://www.alba.info/service/glossar/>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Albemarle (2015): Information zu Kosten- und Anwendungserfahrungen für bromierter Aktivkohle. Bergheim. E-Mail an P. Gebhardt, Öko-Institut, 29.5.2015.

Alcove, S.; Nash, M.; Branmaier, M. et al. (2017): Improving Mercury Removal Efficiency by Catalytic Means for Bituminous and Lignite Fired Power Plants in Europe and North America. VGB-Workshop "Mercury Control 2017". VGB Powertech. Berlin, 08.06.2017.

AltholzV (2002): Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz. (Altholzverordnung - AltholzV) vom 15. August 2002 (BGBl. I S. 3302), zuletzt geändert durch Artikel 62 des Gesetzes vom 29. März 2017 (BGBl. I S. 626). Online verfügbar unter: <https://www.gesetze-im-internet.de/altholzV/AltholzV.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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 30.04.2020.

Amar, Praveen (2003): Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants – The Case for Regulatory Action. Hg. v. Northeast States for Coordinated Air Use management. Boston. Online verfügbar unter <http://www.nescaum.org/documents/rpt031104mercury.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Amar, Praveen; Senior, Constance; Afonso, Rui; Staudt, James (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. Boston. Online verfügbar unter http://www.nescaum.org/documents/hg-control-and-measurement-techs-at-us-pps_201007.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

AMS (2018): Removal of Ionic Mercury from Power Plant Wastewater. SafeGuard™ H2O Bench Test Report. Aqua Metrology Systems. Online verfügbar unter http://www.aquametrologysystems.com/wp-content/uploads/2018/10/SafeGuardH2O_Mercury_Report_October2018.pdf, zuletzt geprüft am 13.12.2018.

Andritz (2013): Effective Ways to reduce mercury content in FGD by-products. Closing the mercury trap from the flue gas desulphurization downwards. Vortrag, Andritz Energy & Environment GmbH. International Conference on Mercury as a Global Pollutant (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.

Andritz AG (2020): Wirkungen von Waschwasserzyklonen auf die Gipsqualität, 04.05.2020. e-mail an Peter Gebhardt

Antuna-Nieto, C.; Rodriguez, E.; Lopez-Anton, W. A.; et al. (2018): A candidate material for mercury control in energy production processes: Carbon foams loaded with gold. In: Energy, 2018 (159), S. 630–637.

AOS (2017a): Produktion (Produktionsverfahren, Anlagenbeschreibung, Produkte), Umwelt&Sicherheit (Umweltschutz), Glossar. Internetinformation, Aluminium Oxid Stade GmbH (AOS), Stade, Juli 2017. Online verfügbar unter: <http://www.aos-stade.de>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

AOS (2017b): Abfallmenge und Quecksilbergehalt im Rotschlamm sowie im Bauxit. Telefonische Mitteilung an C. Tebert (Ökopol), Umweltschutz-Beauftragter, Aluminium Oxid Stade (AOS), Stade, 12. Juni 2017.

Arambasick et al. (2014): Update on EPRI's Balance of Plant Effects Study of Bromine-Based Mercury Controls. Paper # 44, Vortrag, Power Plant Pollutant Control "MEGA" Symposium. Baltimore, 8/2014. Online verfügbar unter: https://www.researchgate.net/publication/289695358_2014_update_on_epri's_balance_of_plant_effects_study_of_bromine-based_mercury_controls, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

ArcelorMittal (2017): Homepage der ArcelorMittal. Online verfügbar unter <https://germany.arcelormittal.com/Standorte/Langstahl/Hamburg/>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Are Deutzen (o.D.): Annahmegrenzwerte Thermische Desorptionsanlage Deutzen. Are Deutzen GmbH. Neukieritsch. Online verfügbar unter <https://www.are-deutzen.de/annahmegrenzwerte-und-genehmigte-avv>, zuletzt geprüft am 08.05.2020

Arendt, M. (2001). Kreislaufwirtschaft im Baubereich: Steuerung zukünftiger Stoffströme am Beispiel von Gips. Dissertation Uni Heidelberg. DOI: 10.5445/IR/200050876, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

ASA (2010): MBA-Steckbriefe. Fact Sheets on German MBT plants. 2010/2011.

Asari, M. (2020): Catalogue of Technology and Services on Mercury Waste Management 2020. UNEP Global Mercury Partnership Waste Management Area. Kyoto, Japan. Online verfügbar unter <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/27819>, zuletzt geprüft am 07.05.2020.

Ash Grove (2014): Sustainability Report 2013, Ash Grove Cement Company, Overland Park, Kansas/USA. Online verfügbar unter https://www.ashgrove.com/s/SustainaReport2013_Website.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Ash Grove (2016): Sustainability Report 2015, Ash Grove Cement Company, Overland Park, Kansas/USA. Online verfügbar unter https://www.ashgrove.com/s/Sustainability_2015-Report_website.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Atlas (2013): Blei-Recycling mit volumenstromgeregelter Druckluftstation - Niederdruck-Turbos sparen jährlich 600.000 Euro. Broschüre, Atlas Copco Kompressoren und Drucklufttechnik, Essen, 2013. Online verfügbar unter: http://www.atlascopco.de/content/dam/atlas-copco/local-countries/germany/documents/AusderPraxis_Wesermetall_Screen.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Attari, M.; Bukhari, S.-S.; Kazemian, H.; Rohani, S. (2017): A low cost adsorbent from coal fly ash for mercury removal from industrial wastewater. In: Journal of Environmental Chemical Engineering, 2017 (5), S. 391–399.

Auer, A. (2019): 5 years experience with the Xmercury technology at Wietersdorf plant. ECRA European Cement Research Academy. Graz

Aurubis (2011): Umweltreport 2011. Aurubis AG, Hamburg, Oktober 2011. Online verfügbar unter: <https://www.aurubis.com>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Aurubis (2012): Aktualisierte Umwelterklärung 2012. Aurubis AG, Hamburg, Oktober 2012. Online verfügbar unter: <https://www.aurubis.com>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Aurubis (2015a): Information zu Quecksilberemissionen, Produktionsmengen und Sorbentieneinsatz zur Quecksilberminderung im Zeitraum 2007 bis 2014. Persönliche Mitteilung an C. Tebert (Ökopol), Juli 2015; zitiert nach: Tebert et al. (2016), S. 107.

Aurubis (2015b): Umwelterklärung 2014. Aurubis AG, Hamburg, Mai 2015. Online verfügbar unter: <https://www.aurubis.com>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Aurubis (2016): Aktualisierte Umwelterklärung 2016. Aurubis AG, Hamburg, Oktober 2016. Online verfügbar unter: <https://www.aurubis.com>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Aurubis (2017a): Schwefelsäure. Internetinformation. Aurubis AG, Hamburg, 2017. Online verfügbar unter: <https://www.aurubis.com/de/produkte--leistungen/schwefelsaure--andere/spezifikationen-schwefelsaure>

Aurubis (2017b): Sulphuric Acid Specifications. Internetinformation. Aurubis AG, Hamburg, 2017. Online verfügbar unter: <https://www.aurubis.com/en/products/sulfuric-acid--others/spec>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Aurubis (2017c): Die Technologie des Recyclings. Internetinformation. Aurubis AG, Hamburg, 2017. Online verfügbar unter: <https://www.aurubis.com/de/produkte--leistungen/recycling/technologie>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Aurubis (2017d): Umwelterklärung 2016. Aurubis AG, Hamburg, Oktober 2017. Online verfügbar unter: <https://www.aurubis.com>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Aurubis (2018): Kommentierung zum Berichtsentwurf, Email der Wirtschaftsvereinigung Metalle, Berlin, 17. September 2018.

Aurubis (2019): Umwelterklärung 2019. Aurubis AG, Hamburg, Juli 2019. Online verfügbar unter: <https://www.aurubis.com>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

AVV (2017): Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV) vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 17. Juli 2017 (BGBl. I S. 2644). Online verfügbar unter <https://www.gesetze-im-internet.de/avv/AVV.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Awad, F.; AbuZied, K.; El Maaty, W. et al. (2018): Effective removal of mercury(II) from aqueous solutions by chemically modified graphene oxide nanosheets. In: Arabian Journal of Chemistry, 2018.

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.

B+T Group (2017): HKW Witzenhausen - Grundschemata. Online verfügbar unter <http://www.bt-umwelt.de/waste-to-energy-anlagen/>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Baier, H.; Horix, M. (2014): Moderne Zementwerke und strategische Ansätze zur Aufbereitung von Ersatzbrennstoffen. Eine aktuelle Bestandsaufnahme. Online verfügbar unter https://www.vivis.de/wp-content/uploads/EaA11/2014_EaA_859_870_Baier; zuletzt geprüft am 30.04.2020

Balhar, M.; Bockreis, A.; Hake, J.; Hams, S.; Trapp, M.; Vielhaber, B.; Wagner, J. (2017): Stoffspezifische Behandlung von Haushaltsabfällen in der Praxis - Status Quo und Entwicklungstendenzen der Mechanisch-Biologischen-(Rest)-Abfallbehandlung (MBA). Hg. v. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef.

Bansal, Neetu; Vaughan, James; Boulemant, Amiel; Leong, Tony (2014): Determination of total mercury in bauxite and bauxite residue by flow injection cold vapour atomic absorption spectrometry, Microchemical Journal 113, S. 36–41, 2014. Online verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0026265X13002063>; zuletzt geprüft am 30.04.2020

Bao, S.; Li, K.; Ning, P.; Peng, J.; Jin, X.; Bao, S.; Li, K. (2017): Highly effective removal of mercury and lead ions from wastewater by mercaptoamine-functionalised silica-coated magnetic nano-adsorbents: Behaviors and mechanisms. In: Applied Surface Science, 2017 (393), S. 457–466.

Barnea, Z. (2017): MercuRemoval Gas Treatment Technology - Next Generation Solution for Mercury Removal from Gas Streams. General Intro and some pilot results. VGB-Workshop "Mercury Control 2017". VGB Powertech. Berlin, 08.06.2017.

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 30.04.2020.

Bartos, R.; Brockmann, S.; Fandrich, R. (2015): Stahlfibel. Hg. v. Stahlinstitut VDEh. Düsseldorf (ISBN 978-3-514-00815-1).

BATREC: Beschreibung eines Röstverfahrens zur Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle. BATREC Industrie AG. Online verfügbar unter <https://batrec.ch/de/recycling-dienstleistungen/>, zuletzt geprüft am 12.05.2020.

BBH (2015): Berzelius Stolberg GmbH - Primärhütte mit QSL-Technologie. Broschüre, Berzelius Stolberg GmbH, Januar 2015. Online verfügbar unter: http://ecobatgroup.com/ecobatgroup-en/information/documents/de/bbh/BBH_DE.pdf

BBH (2017): Berzelius Stolberg GmbH - Primärhütte mit QSL-Technologie. Internetseite, Eco-Bat Technologies Ltd., Derbyshire (UK), 16.7.2017. Online verfügbar unter: <http://ecobatgroup.com/ecobatgroup-de/facilities/de/bbh/index.php>

BBoSchV (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG), (BGBl. I S. 502), Bonn, 17. März 1998, zuletzt geändert durch Artikel 14, Gesetz vom 27. Juni 2017. Online verfügbar unter: <https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/BBodSchG.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465)

BDG (2015): Die Gießerei-Industrie. Eine starke Branche in Zahlen. Broschüre. BDG - Bundesverband der Deutschen Gießerei-Industrie e. V., Düsseldorf. https://www.bdguss.de/fileadmin/content_bdguss/BDG-Service/Infothek/Broschueren/BDG_EinestarkeBranche.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BDG (2017): Die Branche in Zahlen - Werkstoffstruktur (t) 2016 in % - Deutsche Gießerei-Industrie. Internetseite, BDG - Bundesverband der Deutschen Gießerei-Industrie e. V., Düsseldorf. Online verfügbar unter <https://www.bdguss.de/branche/die-branche-in-zahlen/>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BDSAV (2017): Persönliche Mitteilung an G. Dehoust (Öko-Institut), Juli 2017.

BDSV (2012): BVT Merkblatt BREF für Großschredderanlagen - Standpunkt der deutschen Schredderwirtschaft. Bundesverband Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V. (BDSV). Online verfügbar unter http://www.bdsv.org/downloads/fas_map.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BDSV (2017a): Anlagenwegweiser - Schredderanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Online verfügbar unter http://www.bdsv.org/downloads/fas_map.pdf; zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BDSV (2017b): Stahlschrottbilanz 2016. Online verfügbar unter http://www.bdsv.org/members/redaktion/archiv_pressemeldung/1489748233_2017_03_17_Stahlschrottbilanz.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Beatty, W. L., Schroeder, K., & Beatty, C. L. K. (2012). Mineralogical Associations of Mercury in FGD Products. Energy & Fuels, 26(6), 3399-3406.

Beckert, J., Einbrodt, H. J., & Fischer, M. (1991). Vergleich von Naturgips und REA-Gips. VGB Kraftwerkstechnik, 71(1), 48-51.

Beckert, J.; Einbrodt, H. J.; Fischer, M. (1988): Bericht und Gutachterliche Stellungnahme -Kurzfassung-. Untersuchungen zur gesundheitlichen Beurteilung von Naturgips und REA-Gips aus Kohlekraftwerken im Hinblick auf deren Verwendung zur Herstellung von Baustoffen. Hg. v. VGB-Forschungsstiftung Essen und Bundesverband der Gips- und Gipsbauplattenindustrie e. V. Darmstadt. Online verfügbar unter http://www.fermacell.ch/de/docs/8Dd_Gutachten_REA_Gips.pdf, zuletzt geprüft am 24. Mai 2019.

Beckmann, M; Karpf, R; Volker Dütge, V; Wen, T. (2011): Vergleichende ökonomische Betrachtung verschiedener Einsatzstoffe bei Trockensorptionsverfahren zur Abgasreinigung. In: Energie aus Abfall, Band 8, S. 583 - 631, TK Verlag, Neuruppin, ISBN: 978-3-935317-60-3. Online verfügbar unter https://tu-dresden.de/ing/maschinenwesen/ifvu/evt/ressourcen/dateien/Veroeffentlichungen/vws/vws-2011/VWS-2011-01_Berlin-Tagung_Beckmann_Wen.pdf?lang=de, zuletzt geprüft am 15.4.2019.

Behörde (2017): Messbericht Sulfatzellstoff-Laugenkessel. Email an P. Gebhardt (Öko-Institut). Behörde (vertraulich), 22. Mai 2017.

Behördenabfrage (2017): Erhebung von Techniken und Abgas-/Abwasser-Messdaten bei Anlagen der Keramikindustrie, die gemäß Industrieemissionsrichtlinie genehmigt sind, bei zuständigen Genehmigungsbehörden in Deutschland. Ökopol im Auftrag des Europäischen Umweltbüros.

Behördenanfrage (2017): Anfrage bei zuständigen Länderbehörden.

Behördenabfrage (2018): Erhebung von Emissionserklärungen des Jahres 2016 bezüglich Quecksilberemissionen aus Anlagen, die gemäß 11. BImSchV berichtspflichtig sind, bei zuständigen Genehmigungsbehörden in Deutschland. Öko-Institut und Ökopol im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Beilmann, R. (2017): Quecksilber in der Zementindustrie. Kreisläufe und Möglichkeiten zur Emissionsminderung im Klinkerbrennprozess. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". VDI Wissensforum. VDI. Frankfurt, 08.03.2017.

Bell, Dean; Finneran, M., Kolde, J.; Knotts, J. (2016): Full-Scale Installation of GORETM Mercury Control System at AEP's Conesville Plant, Energy, Utility & Environmental Conference (EUEC). San Diego, USA, 3.-5.2.2016.

Berry (2012): Full Scale Calcium Bromide Injection wit 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.

Bertole, C. (2018): Achieving cost-effective Hg emissions compliance through SCR co-benefits. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 06.12.2018.

Berzelius (2015): Berzelius Stolberg GmbH - Primärhütte mit QSL-Technologie. Broschüre, Berzelius Stolberg GmbH, Januar 2015. Online verfügbar unter: http://ecobatgroup.com/ecobatgroup-en/information/documents/de/bbh/BBH_DE.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Berzelius (2017a): Auskunft zur Primärbleihütte. Email an C. Tebert (Ökopol). Umweltbeauftragter Berzelius, Stolberg, 20. Juli 2017.

Berzelius (2017b): Auskunft zur Primärbleihütte. Email an C. Tebert (Ökopol). Umweltbeauftragter Berzelius, Stolberg, 21. Juli 2017.

Betreiberangabe (2020): Pers. Mitteilung an P. Gebhard (Öko-Institut). Betreiber einer Feuerungsanlage für Holzhackschnitzel (vertraulich), 15. April 2020.

Bez.Reg. Arnsberg (2017a): Informationen zur Trocknungstemperatur bei der BKS-Herstellung, Email an P. Gebhardt (Öko-Institut), Bezirksregierung Arnsberg, 02.10.2017.

Bez.Reg. Arnsberg (2017b): Inhaltsstoffe im Input (Fluff) verschiedener Zementwerke. Pers. Mitteilung an P. Gebhardt (Öko-Institut), Bezirksregierung Arnsberg.

BezReg Arnsberg (2015): Information an die Gutachter durch die Genehmigungs- und Überwachungsbehörden der Bezirksregierungen in Arnsberg. Email an Ökopol, 2015.

Bez.Reg. Düsseldorf (2017a): Informationen zu einem Induktionsofen zur Einschmelzung von quecksilberhaltigem Schrott, Pers. Mitteilung und Email an Peter Gebhardt (Öko-Institut), Bezirksregierung Düsseldorf, 25.10.2017 und 03.11.2017.

Bez.Reg. Düsseldorf (2017b): Hg-Konzentrationen in Filterstäuben von Elektrostahlwerken, Email an Peter Gebhardt. Bezirksregierung Düsseldorf, 16.08.2017.

Bez.Reg. Düsseldorf (2017c): Informationen zu Industriekläranlagen. Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt (Öko-Institut). Bezirksregierung Düsseldorf.

Bez.Reg. Köln (2017a): Wassergehalte in Rheinischen Braunkohlen. Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt (Öko-Institut). Bezirksregierung Köln, 29.08.2017.

Bez.Reg. Köln (2017b): Informationen zur Primärbleihütte Berzelius in Stolberg Pers. Mitteilung an C. Tebert (Ökopol), Bezirksregierung Köln, 27. Juli 2017.

Bez Reg Köln (2017c): Schwefelsäureeinsatz, 03.11.2017. Telefonat an Peter Gebhardt.

Bez.Reg.Köln (2017d): Telefonische Auskunft zur Primärbleihütte Berzelius in Stolberg an C. Tebert (Ökopol), Bezirksregierung Köln 27. Juli 2017.

Bez.Reg. Münster (2017a): Immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsbescheid 500-53.0011/15/0915123/0021.V. auf Antrag der Uniper Kraftwerke GmbH. Bezirksregierung Münster.

Bez.Reg. Münster (2017b): Inhaltsstoffe im Input (Fluff) verschiedener Zementwerke. Pers. Mitteilung an P. Gebhardt (Öko-Institut), Bezirksregierung Münster.

Bez.Reg Münster (2017c): Schreiben der Bez. Reg Münster, Herr Riesmeier vom 10.5.2017. Unter Mitarbeit von Riesmeier.

Bez.Reg. Münster (2020): Information zum Bromid-Emissionen im Ablauf der Klärschlammverbrennungsanlage in Bottrop. Email an C. Tebert (Ökopol), Bezirksregierung Münster, 8.5.2020.

BGR (2016): Deutschland - Rohstoffsituation. BGR Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover. Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/Rohsit-2015.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 30.04.2020..

Bhardwaj, R. (2007): Impact of temperature and flue gas components on mercury speciation and uptake by activated carbon sorbents. Master-Arbeit, University of Pittsburgh. Online verfügbar unter <https://www.semanticscholar.org/paper/IMPACT-OF-TEMPERATURE-AND-FLUE-GAS-COMPONENTS-ON-BY-Bhardwaj/1ed282cede8f4f02e7fbcdfce60b5ebcf48d505b>, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

BIFA 2020: E-Mail von Herrn Nordsieck, BIFA Umweltinstitut GmbH, Augsburg an Peter Gebhardt vom 28.5.2020

Bilitewski, B.; Härdtle, G. (2013): Abfallwirtschaft. Handbuch für Praxis und Lehre. 4., aktualisierte und erw. Aufl. Berlin: Springer.

Bilitewski, B.; Urban, A. I.; Faulstich, M. (2009): Thermische Abfallbehandlung. 14. Fachtagung; [Band 14; 10. bis 11. März 2009 in München]. Kassel: Univ. Press (Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik, Universität Kassel). Online verfügbar unter <http://www.uni-kassel.de/upress/online/frei/978-3-89958-662-6.volltext.frei.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BIOS (2004): Kraft-Wärme-Kopplungsanlage auf Biomassebasis mittels Dampf-Schraubenmotor-Prozess-Fernwärmeversorgungs-genossenschaft Hartberg, EU Demonstrationsprojekt No. NNE5/2000/467 (Steiermark, Österreich). Bioenergiesysteme GmbH. Online verfügbar unter <http://www.bios-bioenergy.at/?id=104>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BiPRO (2010): Requirements for facilities and acceptance criteria for the disposal of metallic mercury. 07.0307/2009/530302. Hg. v. Europäische Kommission. BiPRO - Beratungsgesellschaft für integrierte Problemlösungen. Brüssel.

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 30.04.2020.

Bittig, M.; Haep, S. (2014): Maßnahmen zur Minderung luftseitiger Emissionen unter besonderer Berücksichtigung von Quecksilber, Feinstaub und Stickoxiden. Online verfügbar unter http://www.vivis.de/phocadownload/Download/2014_eaa/2014_EaA_541_557_Bittig.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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.; Pieper, B.; Haep, S.; Bathen, D. (2014): Maßnahmen zur Minderung von Quecksilberemissionen. Hg. v. Verein Deutscher Ingenieure (VDI).

Bittig, M.; Haep, S.; Bathen, D. (2016a): Quecksilberabscheidung hinter Abfallverbrennungsanlagen - welche Perspektiven bietet die Forschung? Hg. v. Karl J. Thomé Kozmiensky und M. Beckmann. Neuruppin (Energie aus Abfall, Band 13, TK Verlag, Band 13,). Online verfügbar unter <http://www.vivis.de/fachbuecher/abwasser-klaerschlam/393-aaa13>.

Bittig, M.; Pieper, B.; Bathen, D. (2016b): Quecksilberabscheidung aus Abgasen -Mercury separation from flue gas (Müllhandbuch).

Bittig, M.; Haep, S.; Bathen, D. (2017): Quecksilber hinter Verbrennungsprozessen - Grundlegende Abscheidemechanismen als Basis für nachhaltige Minderungsstrategien. 17. VDI-Fachtagung „Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen, Köln, 7.3.2017.

Blank, F. (2017): Modelling and validation of Minamata alternative measures for FGD operation at hard coal fired power plants. Vortrag auf dem VGB Quecksilberworkshop vom 8.-9.6.2017 in Berlin. Hg. v. UN Environment. Online verfügbar unter <http://www.mercuryconvention.org/Implementationsupport/Formsandguidance/tabid/5527/Default.aspx>; zuletzt geprüft am 30.04.2020

Blume, H.-P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und -belastung; vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. 2., [überarb. und wesentl. erw.] Aufl. Landsberg/Lech: ecomed-Verl.-Ges.

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 30.04.2020.

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. 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 30.04.2020.

BMW (2019): Kommission "Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung". Abschlussbericht. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi). Berlin. Online verfügbar unter https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Downloads/A/abschlussbericht-kommission-wachstum-strukturwandel-und-beschaeftigung.pdf?__blob=publicationFile&v=4, zuletzt geprüft am 17.04.2020.

BMW (2020): Stilllegungspfad Braunkohle. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. Berlin. Online verfügbar unter <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Downloads/S-T/stilllegungspfad-braunkohle.html>, zuletzt geprüft am 17.04.2020

Böhm, G.; Schneidereit, D. (2016): Optimierung der Quecksilberabscheidung in Versuchsanlagen. VDI-Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". Streams, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 261. Verein Deutscher Ingenieure (VDI). Düsseldorf, 13.04.2016.

Bosold, D.; Pickhardt, R. (2017): Zementmerkleblatt. Zemente und ihre Herstellung. Informationszentrum Beton GmbH. Erkrath. Online verfügbar unter <https://www.beton.org/fileadmin/beton-org/media/Dokumente/PDF/Service/Zementmerklebl%C3%A4tter/B1.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BR Arnsberg (2017): Mitteilungen der Bezirksregierung über Inhaltsstoffe im Input (Fluff) verschiedener Zementwerke.

BR Münster (2017a): Mitteilungen der Bezirksregierung über Inhaltsstoffe im Input (Fluff) verschiedener Zementwerke.

BR Münster (2017b): Schreiben der Bez. Reg Münster, Herr Riesmeier vom 10.5.2017. Unter Mitarbeit von Riesmeier.

Braun, H. (2001): Sekundärbrennstoffeinsatz in der Zementindustrie. Vom Altreifen bis zum Tiermehl. Hg. v. Centre Technique Europe Centrale GmbH. Wien. Online verfügbar unter <http://institute.unileoben.ac.at/ghiwww/braun.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Braun, R.; Himmel, W.; Steyskal, F.; Steffen, R. (1996): Empfehlungen für Kläranlagenbetreiber landwirtschaftlicher Biogasanlagen zur Verwertung biogener Abfälle in Faultürmen. Hg. v. Institut für angewandte Mikrobiologie. Wien.

BREF (2006): Best Available Techniques (BAT) Reference Document on Waste Incineration.

BREF CER (2007): Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Manufacture of Ceramics, ISBN 978-92-79-28284-3, Joint Research Centre (JRC), European Commission, Sevilla. Online verfügbar unter: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/GLS_Adopted_03_2012.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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 CLM (2013): Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Cement, Lime and Magnesium Oxide. Joint Research Centre (JRC), European Commission, Sevilla. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/beste-verfuegbare-techniken/sevilla-prozess/bvt-merkblaetter-durchfuehrungsbeschluesse>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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 Eisen und Stahl (2012): Merkblatt über die besten verfügbaren Techniken in der Eisen- und Stahlerzeugung nach der Industrie-Emissionen-Richtlinie 2010/75/EU mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung. Umweltbundesamt. Dessau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/367/dokumente/bvt-merkblatt_eisen-und_stahlerzeugung_endfassung.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BREF GLS (2013): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Manufacture of Glass, Joint Research Centre, European Commission, ISBN 978-92-79-28284-3, Joint Research Centre (JRC), European Commission, Sevilla. Online verfügbar unter: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/GLS_Adopted_03_2012.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020

BREF IRPP (2017): Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs. ISBN 978-92-79-70214-3. Joint Research Centre (JRC), European Commission, Sevilla. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-11/JRC107189_IRPP_Bref_2017_published.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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 (2016): Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Large Combustion Plants, Final Draft June 2016. Hg. v. European IPPC Bureau, Institute for Prospective Technological Studies, European Commission. 2016. Seville.

BREF LCP (2017): Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Large Combustion Plants. ISBN 978-92-79-74303-0, Joint Research Centre (JRC), European Commission, Sevilla. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-11/IS_Adopted_03_2012.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BREF LVIC (2007): Integrated Pollution Prevention and Control - Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids and Fertilisers. Hg. v. European Commission. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/beste-verfuegbare-techniken/sevilla-prozess/bvt-merkblaetter-durchfuehrungsbeschluesse>, zuletzt geprüft am 30.05.2017.

BREF NFM (2017): Best available techniques for the non-ferrous metals industries, Joint Research Centre, European Commission, ISBN 978-92-79-69655-8, Sevilla. Online verfügbar unter: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/NFM/JRC107041_NFM_Bref_2017.pdf

BREF MVA (2018): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration. Final Draft. Joint Research Centre - Directorate B - Growth and Innovation Circular Economy and Industrial Leadership Unit - European IPPC Bureau. Sevilla.

BREF Waste Treatment D2 (2017): Science for Policy Report - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment Industrial Emissions Directive 2010/75/EU - Integrated Pollution Prevention and Control. Joint Research Centre (JRC). Sevilla.

BREF WI (2006): Merkblatt über die besten verfügbaren Techniken der Abfallverbrennung, mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/beste-verfuegbare-techniken/sevilla-prozess/bvt-download-bereich>, zuletzt geprüft am 30.06.2015.

BREF WI (2019): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration. Hg. v. Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies - Sustainable Production and Consumption Unit - European IPPC Bureau, 12/2019. Online verfügbar unter https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2020-01/JRC118637_WI_Bref_2019_published_0.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

BREF WI (2019): Integrated Pollution Prevention and Control - Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment. ISBN 978-92-76-12993-6, Joint Research Centre (JRC), European Commission, Sevilla. Online verfügbar unter: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2020-01/JRC118637_WI_Bref_2019_published_0.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Briem, S.; Blesl, M.; Fahl, U.; Ohl, M.; Moerschner, J.; Eltrop, L.; Voß, A. (2004): Lebenszyklusanalysen ausgewählter zukünftiger Stromerzeugungstechniken. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart. Stuttgart. Online verfügbar unter http://www.fermenter-doktor.com/pdf/pub/Briem_et_al2004_BMWI-LCI-Bericht_ktr670.pdf, zuletzt geprüft am 15.11.2017.

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 30.04.2020.

Brunauer, S., Emmett, P. H., Teller, E.: Adsorption of Gases in Multimolecular Layers, J. Am. Chem. Soc., 1938, 60 (2), S. 309–319. Online verfügbar unter <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/ja01269a023>, zuletzt geprüft am 15.4.2019.

Brunner, P. H.; Allesch, A.; Färber, B.; Grüblinger, G.; Getzner, M.; Huber-Humer, M. et al. (2015): Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft. Endbericht. Wien. Online verfügbar unter https://publik.tuwien.ac.at/files/PubDat_247861.pdf, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

Brunner, P. H.; Schachermayer, E.; Bauer, G.; Ritter, E. (1995): Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. Hg. v. Umweltbundesamt. Wien.

BSB (2014): Sekundärhütte mit Compoundieranlage. Broschüre, BSB Recycling GmbH, Braubach, 2014. Online verfügbar unter: http://ecobatgroup.com/ecobatgroup-en/information/documents/de/bsb/BSB_BLEI_DE.pdf

BSB (2017a): BSB Recycling GmbH - Sekundärhütte mit Compoundieranlage. Internetseite, Eco-Bat Technologies Ltd., Derbyshire (UK), 16.7.2017. Online verfügbar unter: <http://ecobatgroup.com/ecobatgroup-de/facilities/de/bsb/index.php>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

BSB (2017b): Email-Auskunft. BSB Recycling GmbH, Braubach, 2017.

BSH (2015): Quecksilber-Abscheidung, Referenzblatt FLUWA – Filter & Flugaschenwäsche, BSH Umwelt Service AG, Sursee (Schweiz). Email-Zusendung an P. Gebhardt, 5.5.2015.

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.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2016). Deutschland – Rohstoffsituation 2015. Bericht, Hannover

Bundesgütegemeinschaft Kompost (2017): Informationen zu Hg-Gehalten und Wassergehalten in Gärreststoffen sowie Mengen an Gärreststoffe, 17.07.2017. Email an Peter Gebhardt.

Bundesnetzagentur (2017): Kraftwerksliste. Online verfügbar unter https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen_Institutionen/Versorgungssicherheit/Erzeugungskapazitaeten/Kraftwerksliste/kraftwerksliste-node.html#doc266910bodyText1, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Bundestag (2017): Gesetzentwurf der Bundesregierung zur Ratifikation des sogenannten Minamata-Übereinkommens (18/11847), Drucksache 18/11847, Berlin, 03.04.2017.

Burmistrz, P.; Kogut, K.; Marczak, M.; Tadeusz Dziok, T.; Górecki, J. (2018): Mercury in Polish Coking Bituminous Coals, Energy Fuels. Online verfügbar unter: <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b03512>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Burdack; Freitag, A.; Mayer, F.; Breuer, K. (2009). Identification of Odor - Active Organic Sulfur Compounds in Gypsum Products. Clean–Soil, Air, Water, 37(6), 459-465.

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 30.04.2020.

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 30.04.2020.

BV/BDE/bvse (2014): Qualitätsanforderungen an Glasscherben zum Einsatz in der Behälterglasindustrie - Leitlinie. Standardblatt T 120. BV Glas/BDE/bvse, August 2014.

BvG (2013) - Bundesverband der Gipsindustrie e.V. (2013): Gipsdatenbuch. Berlin

BvG (2017a) - Bundesverband der Gipsindustrie e.V. (2017a): <http://www.gips.de/wissen/rohstoffe/technischer-gips/> (letzter Zugriff: 14.11.2017)

BvG (2017b) - Bundesverband der Gipsindustrie e.V. (2017b): Herstellung Gipswandbauplatten. <http://www.gips.de/loesungen/gips-wandbauplatten/baustoffe/herstellung/> (letzter Zugriff: 31.07.2017)

BvG (2017c) - Bundesverband der Gipsindustrie e.V. (2017c): persönliche Mitteilung an Herr Dehoust, Öko-Institut, Berlin.

BV Glas (2018): Die deutsche Glasindustrie auf einen Blick: 2015 und 2016. Jahresbericht 2017, Bundesverband Glasindustrie, August 2018. Online verfügbar unter: https://www.bvglas.de/media/Facts_and_figures_Jahresberichte/BV_Glas_Jahresbericht_2017.pdf, zuletzt geprüft am 12.4.2019.

BV Glas (2019a): Recycling - Zahlen und Fakten zum Glasrecycling. Internetinformation. Aktionsforum Glas, Fachgruppe Behälterglas, Bundesverband Glasindustrie, April 2019. Online verfügbar unter: <https://www.glasaktuell.de/nachhaltigkeit/recycling/>, zuletzt geprüft am 20.04.2020

BV Glas (2019b): Allroundtalent Glas. Internetinformation. Bundesverband Glasindustrie, Juli 2017. Online verfügbar unter: <http://www.bvglas.de/ueber-glas/allround-talent-glas/>, zuletzt geprüft am 12.4.2019.

BV Glas (2019c): Median und Mittelwert von 14 Quecksilbermessungen in der Behälterglasindustrie, Email an Ökopol, Bundesverband Glasindustrie, Düsseldorf, 27.2.2019

BV Kalk (2017a): Geschäftsbericht 2016/2017 des Bundesverbandes der Deutschen Kalkindustrie e. V. der Forschungsgemeinschaft Kalk und Mörtel e. V. des Instituts für Kalk- und Mörtelforschung e. V., Köln. Online verfügbar unter: https://www.kalk.de/index.php?eID=tx_nawsecuredl&u=0&g=0&t=1510370539&hash=7b8f893130c055cd0c1925579dd6e0a150a6a1a1&file=uploads/tx_bvk/GB_2017.pdf

BV Kalk (2017b): Bundesverband der Deutschen Kalkindustrie e. V., Technischer Geschäftsführer, Email an Ökopol vom 23. März 2017.

BV Kalk (2018): Bericht zu Quecksilberemissionen in Deutschland, Bundesverband der deutschen Kalkindustrie e.V., Köln, Herbst 2018.

BV Kalk (2019): Berechnung des luftseitigen Quecksilberaustrages anhand der Produktionsmenge ohne Produktionsanteil der Drehrohröfen, Bundesverband der deutschen Kalkindustrie e.V., Technischer Geschäftsführer, Email an Ökopol vom 11. Juni 2019.

BVEG (2016): Statistischer Bericht 2016. Die E&P-Industrie in Zahlen. Hg. v. Bundesverband Erdgas, Erdöl und Geoenergie e.V. Hannover. Online verfügbar unter <http://www.bveg.de/content/search?SearchText=statistischer+bericht+2015>.

BVEG (2017): Pers. Mitteilung an P. Gebhardt, Öko-Institut, Bundesverband Erdgas, Erdöl und Geoenergie e.V. Hannover, 27.4.2017.

BvG (2006): Gipsdatenbuch. Bundesverband der Gipsindustrie e.V., Darmstadt

BvG (2013): Bundesverband der Gipsindustrie e.V. - Gipsdatenbuch. Berlin

BvG (2017a): Bundesverband der Gipsindustrie e.V. - <http://www.gips.de/wissen/rohstoffe/technischer-gips/>, zuletzt geprüft am 14.11.2017

BvG (2017b): Bundesverband der Gipsindustrie e.V. - Herstellung Gipswandbauplatten. <http://www.gips.de/loesungen/gips-wandbauplatten/baustoffe/herstellung/>, zuletzt geprüft am 31.07.2017

BvG (2017c): - Pers. Mitteilung an Herr Dehoust (Öko-Institut), Bundesverband der Gipsindustrie e.V., Berlin

BVTS GLS (2012): Durchführungsbeschluss der Kommission vom 28. Februar 2012 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates über Industrieemissionen in Bezug auf die Glasherstellung, 2012/134/EU Amtsblatt der Europäischen Union, Brüssel, 8. März 2012. Online verfügbar unter: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012D0134&from=EN>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

BVTS NFM (2016): Durchführungsbeschluss (EU) 2016/1032 der Kommission vom 13. Juni 2016 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates für die Nichteisenmetallindustrie, Amtsblatt der Europäischen Union, Brüssel, 30. Juni 2016. Online verfügbar unter: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016D1032&from=EN>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Cabot Corporation (2015): Information zu Aktivkohlen, Pers. Mitteilung an P. Gebhardt (Öko-Institut), Cabot Corporation, Schaffhausen (Schweiz), 21.5.2015.

Cabot Corporation (2019): Information zu Aktivkohlen, Pers. Mitteilung an C. Tebert (Ökopoll), Cabot Corporation, Schaffhausen (Schweiz), 20.2.2019.

Carocci, A.; Rovito, N.; Sinicropi, M.S.; Genchi, G. (2014): Mercury toxicity and neurodegenerative effects. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 229, 1-18. Online verfügbar unter https://doi.org/10.1007/978-3-319-03777-6_1, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

CEMEX (2014): Aktualisierung der gemeinsamen Umwelterklärung, CEMEX OstZement GmbH, Werk Rüdersdorf/CEMEX WestZement GmbH, Werk Beckum Kollenbach. Hg. v. CEMEX Zement Deutschland, 11/2014.

CEMEX (2016): Umwelterklärung: Zementwerk Rüdersdorf. CEMEX Deutschland GmbH. Online verfügbar unter <http://www.cemex.de/documents/46167902/46169714/umwelterklaerung.pdf>, zuletzt geprüft am 01.02.2019.

CEMEX (2018): Umwelterklärung: Zementwerk Rüdersdorf. CEMEX Deutschland GmbH. Online verfügbar unter <http://www.cemex.de/documents/46167902/0/cemex-umwelterklaerung-2018.pdf>, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

CEN TC 264 WG 8 (2020): Measurement of total mercury emissions. Working Group 8 of Technical Committee TC 264 „Air Quality“. Information aus der Mitarbeit in der CEN-Normungsarbeitsgruppe, C. Tebert (Ökopoll), Stand: Mai 2020.

CEN TS 17286 (2019) Emissionen aus stationären Quellen - Quecksilbermonitoring mit Sorptionsfallen. DIN SPEC 33980:2019-07. Online verfügbar unter <https://www.beuth.de/de/technische-regel/din-cen-ts-17286/288861857>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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. (2015): The Electric Power Research Institute's Program to Control Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Weinheim (Mercury Control for Coal-Derived Gas Streams).

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. 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.

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 https://www.researchgate.net/publication/237509611_Near_and_Long_Term_Options_for_Controlling_Mercury_Emissions_from_Power_Plants, zuletzt geprüft am 28.10.2020.

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.

Chemanager (2012): Nasskatalyse hilft Anlage sparen - Prozesskonzept einer emissionsfreien Schwefelsäureanlage. CHEManager, Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 6. März 2012. Online verfügbar unter <https://www.chemanager-online.com/themen/anlagenbau-komponenten/nasskatalyse-hilft-anlage-sparen>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Client Earth (2020a): Antwort der Bezirksregierung Detmold vom 4.6.2020 auf eine UIG-Anfrage der Organisation Client Earth

Client Earth (2020b): Antwort der Bezirksregierung Detmold vom 18.5.2020 auf eine UIG-Anfrage der Organisation Client Earth

Cline (2013): Mercury in Cement. XXX Congresso Técnico FICEM - APCAC. Kline Consulting. Lima.

Corns, W. (2019): Stationary source emissions — Sampling and determination of mercury compounds in flue gas using gold amalgamation trap. Präsentation über ISO TC 146/SC 1/WG32 im Sept 2019 in Delhi. CEN TC 264 WG 8, Berlin, 8. Oktober 2019.

Crangle, R.D (2016). Gypsum 2014. US Geological Survey minerals year-book -2014, 33.1 -33.10.

CSC (2019): Information zu Aktivkohlen. Pers. Mitteilung an C. Tebert (Ökopol), Carbon Service & Consulting, Vettweiß, 20.2.2019.

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.

DAV (2017): Email an P. Gebhardt (Öko-Institut). Herrn Täube, Deutscher Asphaltverband e.V.

Dehne, I.; Oetjen-Dehne, R.; Siegmund, N. (2015): Stoffstromorientierte Lösungsansätze für eine hochwertige Verwertung von gemischten gewerblichen Siedlungsabfällen. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter:

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_18_2015_stoffstromorientierte_loesungsansaetze_fuer_eine_hochwertige_verwertung_0.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Dehoust et al. (2004): Dehoust, G.; Küppers, P. Schmidt, G.; Neu, C.: Obertägige Verwertung immobilisierter Abfälle versus Versatz von Abfällen in Bergwerken – Vergleichende ökologische Bewertung unter besonderer Berücksichtigung der Langzeitsicherheit; Öko-Institut e.V., Darmstadt. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/oekodoc/205/2004-010-de.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Dehoust et al. (2007): Dehoust, G.; Küppers, P.; Neles, J.; Schüler, D.; Schmidt, G.; Gebhardt, P.: Methodenentwicklung für die ökologische Bewertung der Entsorgung gefährlicher Abfälle unter und über Tage und Anwendung auf ausgewählte Abfälle, Forschungsvorhaben gefördert mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Förderkennzeichen 02C1345; Öko-Institut e.V., Darmstadt. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/oekodoc/730/2007-110-de.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Dehoust, G.; Küppers, P.; Gebhardt, P.; Rheinberger, U.; Hermann, A. (2008): Aufkommen, Qualität und Verbleib mineralischer Abfälle. Endbericht. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 204 33 325. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3706.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Dehoust, Günter; Küppers, Peter; Blepp, Markus; Jenseit, Wolfgang; Cook, Vanessa; Goldmann, Daniel; Breitenstein, Boris: Überprüfung der Grenzwerte von Metallen in Abfällen, bei deren Überschreitung eine Verwertung mit Metallrückgewinnung der einfachen Abfallverwertung im Versatz oder auf Deponien vorgeht. Öko-Institut; Institut für Aufbereitung, Deponietechnik und Geomechanik (IFAD), TU Clausthal. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3713 33 333, Freiburg/Clausthal-Zellerfeld, November 2015. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/publikationen/2016-11-22-metallruckgewinnung_bericht-inkl-anlagen_final.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Demmich, J. (2015a). Ressourceneffizienz mit Gipsrecycling. Bergbau- und Steine- und Erden-Tag, Juli, 2015
Ulm

Demmich, J. (2015b): 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.

DepV (2009): Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV) von 2009, in der
Fassung vom 27.09.2017 (BGBl. I S. 3465)

Derenne, S.; Michaud, D. (2006): The Demonstration of EPRI's TOXECON Process to Control Mercury Emissions
From Coal-fired Utility Boilers. EPRI, 2006.

Destatis (2007): Produzierendes Gewerbe - Eisen und Stahl. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden.

Destatis (2014): Import von Steinkohle 2013 um 15,2 % gestiegen. Destatis Statistisches Bundesamt. Online
verfügbar unter
https://www.destatis.de/DE/PresseService/Presse/Pressemitteilungen/2014/04/PD14_141_51.html, zuletzt
geprüft am 30.04.2020.

Destatis (2016): Produktion des Verarbeitenden Gewerbes sowie des Bergbaus und der Gewinnung von Steinen
und Erden - Fachserie 4 Reihe 3.1 - 2016. Hg. v. Statistisches Bundesamt. Online verfügbar unter
[https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/IndustrieVerarbeitendesGewerbe/Konjunkturdaten/Pr
oduktionJ2040310127004.html](https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/IndustrieVerarbeitendesGewerbe/Konjunkturdaten/ProduktionJ2040310127004.html), zuletzt geprüft am 30.05.2017.

Destatis (2017a): Brennstoffeinsatz für Elektrizitäts- und Wärmeherzeugung nach Energieträgern. Statistisches
Bundesamt; per e-mail zur Verfügung gestellt am 12.7.2017.

Destatis (2017b): Online-Datenabfrage, Statistisches Bundesamt, Juli 2017. Online verfügbar unter:
<https://www-genesis.destatis.de/genesis/online>; zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Destatis (2017c): Abfallentsorgung - Fachserie 19 Reihe 1 - 2015. Statistisches Bundesamt (Destatis).

Destatis (2017d): Fachserie 4 Reihe 3.1 - Produzierendes Gewerbe 2016. Produktion des verarbeitenden
Gewerbes sowie. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden. Online verfügbar unter
<https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/ThematischeVeroeffentlichungen.html>, zuletzt geprüft
am 18.07.2017.

Destatis (2017e): Brennstoffeinsatz für die Ziegelindustrie nach Energieträgern. Statistisches Bundesamt
(Destatis), 2017.

Destatis (2018): Abwasserbehandlung – Klärschlamm Tabellenstand 2015/2016. Statistisches Bundesamt
(Destatis), 2018 Online verfügbar unter: [https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-
Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/klaerschlam-
5322101169004.pdf?__blob=publicationFile](https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/klaerschlam-5322101169004.pdf?__blob=publicationFile), zuletzt geprüft am 14.10.2020

Deutscher Bundestag. Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Eva Bulling-
Schröter, Caren Lay, Birgit Menz, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE - Drucksache 18/9320 -
Verbrennung von Braunkohlestaub in Asphaltmischanlagen für den Straßenbau (2016). Online verfügbar unter
[http://www.bmub.bund.de/ministerium/parlamentarische-vorgaenge/detailansicht/artikel/antwort-der-
bundesregierung-auf-die-kleine-anfrage-der-abgeordneten-eva-bulling-schroeter-caren-lay-birgit-menz-
weiterer-abgeordneter-und-der-frakt/](http://www.bmub.bund.de/ministerium/parlamentarische-vorgaenge/detailansicht/artikel/antwort-der-bundesregierung-auf-die-kleine-anfrage-der-abgeordneten-eva-bulling-schroeter-caren-lay-birgit-menz-weiterer-abgeordneter-und-der-frakt/), zuletzt geprüft am 29.05.2017.

DIBt (2004): Zulassungs- und Überwachungsgrundsätze -Anorganische Betonzusatzstoffe. Schriften des
Deutschen Instituts für Bautechnik, Reihe B, Heft 17. Deutsches Institut für Bautechnik - DIBt. Berlin.

Diel, S. (2014): Alabama Power halfway done building \$380 million mercury filtration system at Walker County plant. Hg. v. AL.com. 2014.

DIN EN 13211 (2001): Luftqualität - Emissionen aus stationären Quellen - Manuelles Verfahren zur Bestimmung der Gesamtquecksilber-Konzentration; Deutsche Fassung EN 13211:2001. Online verfügbar unter <https://www.beuth.de/de/norm/din-en-13211/40510038>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

DIN EN 14884 (2006): Luftbeschaffenheit - Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Gesamtquecksilber-Konzentration: Automatische Messeinrichtungen. Deutsche Fassung EN 14884:2005. Online verfügbar unter <https://www.beuth.de/de/norm/din-en-13211/40510038>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

DIN EN 15267-1 (2009) Luftbeschaffenheit - Zertifizierung von automatischen Messeinrichtungen - Teil 1: Grundlagen; Deutsche Fassung EN 15267-1:2009. Online verfügbar unter <https://www.beuth.de/de/norm/din-en-15267-1/112519055>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

DIN EN 15267-2 (2007) Luftbeschaffenheit - Zertifizierung von automatischen Messeinrichtungen - Teil 2: Erstmalige Beurteilung des Qualitätsmanagementsystems des Herstellers und Überwachung des Herstellungsprozesses nach der Zertifizierung; Deutsche Fassung EN 15267-2:2009. Online verfügbar unter <https://www.beuth.de/de/norm-entwurf/din-en-15267-2/97222060>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

DIN EN 15267-3 (2008) Luftbeschaffenheit - Zertifizierung von automatischen Messeinrichtungen - Teil 3: Mindestanforderungen und Prüfprozeduren für automatische Messeinrichtungen zur Überwachung von Emissionen aus stationären Quellen; Deutsche Fassung EN 15267-3:2007. Online verfügbar unter <https://www.beuth.de/de/norm/din-en-15267-3/100747778>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

DIN EN ISO 17852 (2008): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Quecksilber. Verfahren mit-tels Atomabsorptionsspektrometrie (ISO 17852:2006): Deutsche Fassung EN ISO 17852:2008. Hg. v. Beuth-Verlag. Berlin.

DIN EN ISO 12846 (2012): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Quecksilber. Verfahren mit-tels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) mit und ohne Anreicherung (ISO 12846: 2012); Deutsche Fassung EN ISO 12846: 2012. Berlin.

DIN EN 15267-4 (2017) Luftbeschaffenheit - Zertifizierung von automatischen Messeinrichtungen - Teil 4: Mindestanforderungen und Prüfprozeduren für automatische Messeinrichtungen für wiederkehrende Messungen von Emissionen aus stationären Quellen; Deutsche Fassung EN 15267-4:2017. Online verfügbar unter <https://www.beuth.de/de/norm/din-en-15267-4/252006966>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

DIN EN ISO 17225-1 (2014): Biogene Festbrennstoffe - Brennstoffspezifikationen und -klassen - Teil 1: Allgemeine Anforderungen (ISO 17225-1:2014); Deutsche Fassung EN ISO 17225-1:2014.

Dippel et al. (2000): Dippel J., von Dincklage R.-D., R+D GmbH Uslar: Integrierter Umweltschutz bei bestimmten industriellen Tätigkeiten- Deutscher Beitrag zu besten verfügbaren Techniken in der Raffinerieindustrie. März, 2000.

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.

Dombrowski, Katherine (2008): Balance of Plant Impacts of CaBr₂ Injection as a Hg Oxidation Technology. MEGA Symposium, 27.08.2008.

Dräger, R.; Vosteen, B. W. (2004): Monoklärschlammverbrennung in Etagenöfen, Wirbelschichtöfen und Etagenwirblern. München.

DüMV (2017): Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), zuletzt geändert durch Artikel 3 der Verordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305). Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/

Dusek, L.; Frolka, P. (2018): Measures to meet the provisions of LCP BAT conclusions on mercury control - a view of the CEZ Group. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 06.12.2018.

DrySoTec (2015): Kosteninformation zu Sorbentien der Fa. DrySoTec. Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut, 21.5.2015.

Durth, A. (2015): Abwasser und Klärschlamm in Deutschland - statistische Betrachtungen. Teil 2: Klärschlamm, Klärgas, Rechen- und Sandfanggut. statistisches Bundesamt und DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.2 "Statistik". Korrespondenz Abwasser, Abfall 2015(62) Nr. 1.

Dyckerhoff AG (Hg.) (2013): Antrag auf Genehmigung einer wesentlichen Änderung nach §16 BImSchG (1). Stoffliche und thermische Verwertung von kommunalem, mechanisch entwässertem Klärschlamm am Drehofen 8, Zementwerk Lengerich. Münster.

Dyckerhoff GmbH (2017): Zukunftsinvestitionen am Standort Lengerich. Die Genehmigung der Bezirksregierung erlaubt Dyckerhoff umfangreiche Maßnahmen für Wettbewerbsfähigkeit und Umweltschutz. Online verfügbar unter <http://www.dyckerhoff-lengerich.de/online/download.jsp?idDocument=500&instance=1>, zuletzt geprüft am 12.11.2017.

econ INDUSTRIES: Vacu Dry Working Principles. eco Industries. Starnberg. Online verfügbar unter <https://www.econindustries.com/technology/vacudry/vacudry-working-principles>, zuletzt geprüft am 07.05.2020.

E.ON (2009): Zusammensetzung von Kohlen.

Edelkott, D.; Lechner, G. (2017): Xmercury. Reduktion von Quecksilberemissionen bei der Herstellung von Zementklinker. Eine Abgasreinigungstechnologie für die Zementindustrie. 9. Bayerische Immissionsschutztag. Augsburg, 2017.

Edelkott, D.; Thorman, J.; Hoenig, V.; H.; Oerter, M.; Seiler, C. (2014): Abschlussbericht zum Vorhaben "Minderung von NOx-Emissionen in einer Drehrohrofenanlage der Zementindustrie mittels SCR-Technologie (High Dust) (BMU-Umweltinnovationsprogramm KfW-Aktenzeichen MB e1 - 001599). Online verfügbar unter http://www.umweltinnovationsprogramm.de/sites/default/files/benutzer/36/dokumente/zement_schwenk_a_b_scr_high_dust_2014.pdf, zuletzt geprüft am 01.11.2017.

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.

EEW Energy from Waste Breisgau GmbH: Querschnittsskizze TREA Breisgau.

EG 1102/2008: Verordnung (EG) Nr. 1102/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2008 über das Verbot der Ausfuhr von metallischem Quecksilber und bestimmten Quecksilberverbindungen und -gemischen und die sichere Lagerung von metallischem Quecksilber. Amtsblatt der Europäischen Union L 304/75, Brüssel, 14. November 2008. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008R1102&from=EN>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

EG 1881/2006: Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. Amtsblatt der Europäischen Union L 364/5, Brüssel, 20. Dezember 2006. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:0024:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

eia (2019): U.S. production and use of refined coal continues to increase. U.S. Energy Information Administration, Washington D.C., 8.2.2019, Online verfügbar unter: <https://www.eia.gov/todayinenergy/detail.php?id=38292>, zuletzt geprüft am 17.6.2020.

Eichenhofer, Kurt-Wilhelm; Huder, Karin; Winkler, Egon; Daum, Karl H. (2005): Schwefel und anorganische Schwefelverbindungen. In: Chemische Technik - Prozesse und Produkte, Band 3 - Methodische Grundlagen. Hrsg. Dittmeyer, R.; Keim, W.; Kreysa, G.; Oberholz, A. Wiley-VCH Verlag, 5. Auflage, ISBN 978-3527307678, 2005. Online verfügbar unter: https://application.wiley-vch.de/books/sample/3527307680_c01.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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.

Engel (2012): Prognose über die Luftschadstoffe durch den Erdgas-Förderplatz Völkersen Z 11 nach Erhöhung der Förderleistung. Hg. v. TÜV Nord Umweltschutz. i.A. der RWE DEA AG, Förderbetrieb Niedersachsen.

Encyclopedia Britannica (2017): Basic Oxygen Process (BOC). Online verfügbar unter <https://www.britannica.com/technology/basic-oxygen-process>, zuletzt geprüft am 11.10.2017.

EON (2013): KW Staudinger Block 5 – Ergebnisse / Hg Bilanzen des TRAC-Versuchsbetriebes, Präsentation, EON, 10/2013.

EON (Hg.) (2009): Zusammensetzung von Kohlen.

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.

EPA, Office of Research and Development, NRMRL, Air Pollution Prevention and Control Division (Hg.) (2009): Evaluating the Thermal Stability of Mercury and Other Metals in Coal Combustion Residues Used in the Production of Cement Clinker, Asphalt, and Wallboard. Washington.

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=00000000001010349>, 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.

Esser-Schmittmann, W. (2018): Grundlagen der Adsorption. Chemisorption von Quecksilber an Aktivkohle und mineralischen Adsorbentien. Carbon Service & Consulting GmbH & Co.KG. VDI-Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". Verein Deutscher Ingenieure (VDI). Köln, 24.04.2018.

Esser-Schmittmann, W.; Scheele, S. (2018): Grundlagen der Adsorption. Carbon Service & Consulting GmbH & Co.KG. Vortrag. 18. VDI-Fachtagung "Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen", Köln, 24.4.2018.

Esser-Schmittmann, W. (2019): Information zu Aktivkohlen, Einsatzmengen und Kosten. Pers. Mitteilungen an C. Tebert, Ökopol. Carbon Service & Consulting GmbH & Co.KG, Vettweiß, 15.2.2019.

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 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, S. 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 2011/97: Richtlinie 2011/97/EU des Rates vom 5. Dezember 2011 zur Änderung der Richtlinie 1999/31/EG im Hinblick auf spezifische Kriterien für die Lagerung von als Abfall betrachtetem metallischem Quecksilber. Amtsblatt der Europäischen Union 328/49, Brüssel, 10. Dezember, 2011. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011L0097&from=EN>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

EU 744/2012: Verordnung (EU) Nr. 744/2012 der Kommission vom 16. August 2012 zur Änderung der Anhänge I und II der Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Höchstgehalte für Arsen, Fluor, Blei, Quecksilber, Endosulfan, Dioxine, Ambrosia spp., Diclazuril und Lasalocid-A-Natrium sowie der Aktionsgrenzwerte für Dioxine. Europäisches Amtsblatt der Europäischen Union L219/5, 17. August 2012. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:219:0005:0012:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

EU 1194/2012: Verordnung (EU) Nr. 1194/2012 der Kommission vom 12. Dezember 2012 zur Durchführung der Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates im Hinblick auf die Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung von Lampen mit gebündeltem Licht, LED-Lampen und dazugehörigen Geräten. Europäisches Amtsblatt der Europäischen Union L 342/1, Brüssel, 14. Dezember 2012. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012R1194&from=DE>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

EU 2017/852: Verordnung (EU) 2017/852 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Mai über Quecksilber und zur Aufhebung der Verordnung (EG). Amtsblatt der Europäischen Union L 137, Brüssel, 24. Mai 2017

EU-Minamata (2017): Verordnung (EU) 2017/852 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Mai 2017 über Quecksilber und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1102/2008, Amtsblatt der Europäischen Union, Brüssel, 24. Mai 2017.

EU-V 848 (2012): Verordnung (EU) Nr. 848/2012 der Kommission vom 19. September 2012 zur Änderung von Anhang XVII der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) hinsichtlich Phenylquecksilberverbindungen. Online verfügbar unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:253:0005:0007:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

European Commission (Hg.) (2010): Reference Document on Best Available Techniques in the cement, lime and magnesium oxide manufacturing industries.

Eurotherm (2017): Sinter Plant, Metal Applications. Eurotherm Ltd., Worthing/UK, 2017. Online verfügbar unter <https://www.eurotherm.com/en/metals-processing-applications-en/sintering/>, zuletzt geprüft am 26.10.2020

- 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.
- Exxon Mobil (2010): Central Europe Umweltschutzjahresbericht für Deutschland. Unter Mitarbeit von Juettner.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hg.) (2017): Biogas faustzahlen. Online verfügbar unter <https://biogas.fnr.de/daten-und-fakten/faustzahlen/> zuletzt geprüft am 31.05.2017.
- Fachverband Biogas (2016): Biogas Wissen Kompakt Versand. Biogas - Regional. Verlässlich. Klimafreundlich. Hg. v. Fachverband Biogas. Freising. Online verfügbar unter [https://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Produktuebersicht/\\$file/Biogas%20Wissen%20Kompakt_Versand.pdf](https://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Produktuebersicht/$file/Biogas%20Wissen%20Kompakt_Versand.pdf), zuletzt geprüft am 31.05.2017.
- 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.
- Feeney, S. (2016): Controlling Mercury Emissions from Wet Flue Gas Desulphurisation Systems. VGB Workshop Mercury Control. VGB PowerTech. Berlin, 15.06.2016.
- Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Mahmood, S.: Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz, Forschungsbericht 205 33 311, Umweltbundesamt (Hg.), Dessau-Roßlau, 2007. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3445.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020
- Fehringer, R.; Rechberger, H.; Brunner, P. H. (1999): Positivliste für Reststoffe in der Zementindustrie: Methoden und Ansätze (PRIZMA). Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. Wien.
- Feralpi (2010): Schreiben der Firma Feralpi an Rechtsanwalt Baumann.
- Feralpi Stahl (2013): Umwelterklärung 2013. ESF Elbe Stahlwerke Feralpi GmbH; EDF Elbe Drahtwerke Feralpi GmbH. Riesa.
- Feralpi Stahl (2016): Umwelterklärung 2016. ESF Elbe Stahlwerke Feralpi GmbH; EDF Elbe Drahtwerke Feralpi GmbH; Feralpi Drahthandel GmbH; Feralpi Logistik GmbH. Riesa.
- Fischer, M.; Beckert, J.; Einbrodt, H. J. (1988): Bericht und Gutachterliche Stellungnahme -Kurzfassung-. Untersuchungen zur gesundheitlichen Beurteilung von Naturgips und REA-Gips aus Kohlekraftwerken im Hinblick auf deren Verwendung zur Herstellung von Baustoffen. Hg. v. VGB-Forschungstiftung Essen und Bundesverband der Gips- und Gipsbauplattenindustrie e. V. Darmstadt. Online verfügbar unter http://www.fermacell.ch/de/docs/8Dd_Gutachten_REA_Gips.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- Flamme, S. (2002): Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen - Ableitung von Maßnahmen zur umweltverträglichen Verwertung. vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Bergischen Universität - Gesamthochschule Wuppertal genehmigte Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr. Ing.). Wuppertal.
- 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>, zuletzt geprüft am 15.6.2015. [nicht mehr verfügbar]

FNR (2017): Basisdaten Bioenergie Deutschland 2016. Festbrennstoffe Biokraftstoffe Biogas. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Gützlow-Prützen. Online verfügbar unter http://www.bioenergyfarm.eu/wp-content/uploads/2015/09/Basisdaten_Bioenergie_FNR_2016.pdf, zuletzt geprüft am 07.11.2017.

Förstner, U. (2012): Umweltschutztechnik. 8., neu bearb. Aufl. Berlin: Springer.

Förtsch, G.; Meinholz, H. (2015): Handbuch Betriebliche Kreislaufwirtschaft. Wiesbaden: Springer Spektrum.

Franck, J. (2015): Zukunftsfähigkeit kleinerer Anlagen zur thermischen Verwertung von Klärschlamm. Frankfurt, 09.07.2015. Online verfügbar unter https://born-ermel.eu/tl_files/uploads/src/files/Vortraege%20und%20Veranstaltungen/Praesentation%20Franck_VKU.pdf, zuletzt geprüft am 28.06.2017.

Frauenstein, J.; Mahrle, S. (2017): Stationäre Bodenbehandlungsanlagen 2016 in Deutschland - Trendwende für chemisch physikalische Verfahren? In: Altlastenspektrum 1/2017, 2017, S. 21–35. Online verfügbar unter https://www.altlastendigital.de/.download/_sid/CAXT-242475-hqXC/134472/alts_20170106.pdf, zuletzt geprüft am 08.05.2020.

Freeman Sibley, A. (2014): Catalysts for the Oxidation of Mercury. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Weinheim (Mercury Control for Coal-Derived Gas Streams).

Friedrich, H. (2001): NRW hat die Stoffflussanalyse in die behördliche Praxis eingeführt: Darstellung des Erlasses vom 23. Oktober, in Unterlagen zum BEW Seminar: Die Stoffflussanalyse als Bewertungshilfe bei abfallrechtlichen Beurteilungsfragen inner-halb immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren. Duisburg.

Fritsche, J. (2016): Die optimierte Hg-Senke im Wäscher. Das Zeug (Quecksilber) muss raus. 13. Potsdamer Fachtagung. Texocon. Potsdam, 25.02.2016.

Fritsche, J. (2016b): Nutzung der Rauchgaswäsche als Quecksilbersenke mittels Fällung. Messung und Minderung von Quecksilberemissionen. Verein Deutscher Ingenieure (VDI). Düsseldorf, April 2016.

Fritsche, J. (2018a): Quecksilberentfernung aus dem Rauchgas - Der Wäscher ist schon gut, der Sprühabsorber ist noch besser! VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". Verein Deutscher Ingenieure (VDI). Köln, 24.04.2018.

Fritsche, J. (2018b): Stabilisation/fixation for discharging non-toxic mercury compounds (HgS) from scrubber systems of waste incineration plants and FGD power stations. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 06.12.2018.

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.

Fukuzaki, N.; Tamura, R.; Hirano, Y.; Mizushima, Y. (1986): Mercury emission from a cement factory and its influence on the environment. In: Atmospheric Environment (1967) 20 (12), S. 2291–2299. DOI: 10.1016/0004-6981(86)90059-4.

GAA Hannover (2017a): Hg-Gehalte in EBS, 06.10.2017. Email an Peter Gebhardt.

GAA Hannover (2017b): Übermittlung von Daten zu Hg im Feststoff der Deponiefraction einer MBA, 06.10.2017. e-mail.

GAA-CUX (2017): Quecksilber-Abfallmenge (2014 - 2016) und Entsorgungsweg. Email an C. Tebert (Ökopoll), Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Cuxhaven, 19. Juni 2017

GAA-LG (2017a): AOS-Deponieschlamm-Menge und Wassergehalt (2014 - 2016). Email an C. Tebert (Ökopoll), Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Lüneburg, 16./28. April 2017

GAA-LG (2017b): AOS-Deponieschlamm-Quecksilberanalysen - Eluat nach DIN 17852, Feststoff nach DIN 16772 (2010 - 2014). Email an C. Tebert (Ökopoll), Staatliches Gewerbeaufsichtsamt, Lüneburg, 12. April 2017

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.mcilvaineconomy.com/Decision_Tree/subscriber/Tree/DescriptionTextLinks/Mandar_Gadgil_EUEC_2015_presentation.pdf, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

Gammel Engineering (2017): Energie-Lexikon: Biomasse-Heizkraftwerk. Gammel Engineering GmbH. Online verfügbar unter <https://www.gammel.de/de/lexikon/biomasse-heizkraftwerk/4757>, zuletzt geprüft am 16.11.2017.

Gansley, R. (2017): Sulfite Control of WFGD for reduced mercury re-emissions and improved trace element removal in waste water. Vortrag auf dem VGB Quecksilberworkshop vom 8.-9.6.2017 in Berlin. VGB-Workshop "Mercury Control 2017". VGB Powertech. Berlin, 08.06.2017.

Gaylord, A; Osborne, G; Ghassabian, A; Malits, J.; Attina, T.; Trasande, L.: trends in neurodevelopmental disability burden due to early life chemical exposure in the USA from 2001 to 2016: A population-based disease burden and cost analysis. Molecular and Cellular Endocrinology, 2020. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1016/j.mce.2019.110666>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

GDV (2005): Einsatz von Ersatzbrennstoffen in kohlebefeuelten Kraftwerken. Merkblatt zur Schadenverhütung. Hg. v. Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV). Online verfügbar unter http://www.vds-industrial.de/fileadmin/vds_publicationen/vds_3446_web.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV) (Hg.) (2005): Einsatz von Ersatzbrennstoffen in kohlebefeuelten Kraftwerken. Merkblatt zur Schadenverhütung. Online verfügbar unter http://www.vds-industrial.de/fileadmin/vds_publicationen/vds_3446_web.pdf.

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.

Giegrich, Jürgen; Liebich, Axel; Fehrenbach, Horst (2007): Ableitung von Kriterien zur Beurteilung einer hochwertigen Verwertung gefährlicher Abfälle. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung, Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 202 35 310, Heidelberg, 2007. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3504.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

GMR: Verfahrensbeschreibung Vakuothermische Demercurisierung. Gesellschaft für Metallrecycling mbH. Leipzig. Online verfügbar unter <https://www.gmr-leipzig.de/dienstleistung.htm>, zuletzt geprüft am 07.05.2020.

GORE (2015a): 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 (2015b): 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 (2015c): GoreTM Mercury Control System, Erläuterungen zu Referenzanlagen bei Zementwerken, W. L. Gore & Associates, Putzbrunn. Email an P. Gebhardt, Öko-Institut, 11.5.2015.

GORE (2015d): GoreTM Mercury Control System, System Cost Estimates, W. L. Gore & Associates, Putzbrunn. Email an P. Gebhardt, Öko-Institut, 28.5.2015.

Granite, E.V., Pennline, H.W.; Senior, C. (2015): Mercury Control for Coal-Derived Gas Streams. Wiley VCH Verlag GmbH & Co. KGaA; Weinheim 2015

Gras, B. (2002): Hamburger Umweltbericht 62/02 - Schadstoffe im Altholz. Hg. v. Freie Hansestadt Hamburg - Behörde für Umwelt und Gesundheit. Hamburg. Online verfügbar unter <http://www.hamburg.de/contentblob/112268/8c1ed8fd9a4c6e45abbbb8f499a9998f/data/schadstoffe-altholz-2002.pdf;jsessionid=81B054BA84DC434195465A3887A718F6.liveWorker2>, zuletzt geprüft am 15.11.2017.

Grauwiller, L.; Genz, S. (2017): Effiziente Quecksilberentfernung in der Abwasseraufbereitung eines Entsorgungsbetriebes. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". Verein Deutscher Ingenieure (VDI). VDI Wissensforum. Frankfurt, 07.03.2017.

Grech, H.; Angerer, T.; Scheibengraf, M. (2001): Bestandsaufnahme der thermischen Entsorgung von verarbeiteten tierischen Proteinen in Österreich. Hg. v. Umweltbundesamt. Wien. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE192.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Gronewäller (2016): Fachliche Stellungnahme zu Quecksilberemissionen aus dem Brennstoff Braunkohlestaub (BKS). Bericht Nr. M121032/08. Hg. v. Müller-BBM GmbH. Online verfügbar unter https://www.wuppertal.de/wirtschaft-stadtentwicklung/medien/dokumente/M121032_08_BER_4D_Hg_Emissionen.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

GRS (2020): Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien, Internetinformation, Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien, Hamburg. Online verfügbar unter <http://www.grs-batterien.de>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Gruber-Waltl et al. (2011): (Andritz) Creating a mercury sink in WFGD systems, 2011.

Gruber-Waltl, A.; Kramer, M.; Vosteen, B. (2011): Erfahrungen mit halogenbasierter Quecksilberoxidation. Vortrag. 19. VDI-Fachtagung "Messung und Minderung von Quecksilber", Köln, 26.3.2019.

Gustin, M., Ladwig, K. (2010). Laboratory investigation of Hg release from flue gas desulfurization products. Environmental science & technology, 44(10), 4012-4018.

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.

Gutberlet, H.; Neuhaus, S.; Lutat, A. (2000): Einfluss der Brennstoffqualität und verfahrenstechnischer Parameter auf Nebenreaktionen der Sulfidoxidation in Rauchgasentschweflungsanlagen. VGB Kraftwerkstechnik 8/2000, S. 75-80.

Gypotech: Angaben zur Kapazität von Gipsproduktionsanlagen. Gypotech GmbH. Online verfügbar unter <https://gypotech.de/de/produkte/plants/plaster/>, zuletzt geprüft am 07.04.2020.

Hagemann et al. (2014): Sven Hagemann, S.; Oppermann, U.; Brasser, T.: Verhalten von Quecksilber und Quecksilberverbindungen bei der untertägigen Ablagerung in Salzformationen, insbesondere ihrer möglichen Mobilisierung durch salinare Lösungen; Forschungskennzahl 3710 35 307, UBA-FB 001785; Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Braunschweig, UBA-Texte 06/2014

Hao, Y., Wu, S., Pan, Y., Li, Q., Zhou, J., Xu, Y., & Qian, G. (2016). Characterization and leaching toxicities of mercury in flue gas desulfurization gypsum from coal-fired power plants in China. Fuel, 177, 157-163.

Heebink, L. V., Hassett, D. J. (2005). Mercury release from FGD. Fuel, 84(11), 1372-1377.

Heidel, B. (2015): Wechselwirkungen bei der Abscheidung von Schwefeldioxid und Quecksilber durch nasse Rauchgasentschwefelungsanlagen. Dissertation. Universität Stuttgart, Fakultät Energie-, Verfahrens- und Biotechnik. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik.

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.

Heidecke, P., Six, J., Lehrmann, F. (2018): Stand der Klärschlamm-trocknung und Klärschlammverbrennung in Deutschland. Korrespondenz Abwasser, Abfall, 2018 (65) Nr. 7. Online verfügbar unter:

<https://www.klaerschlam-mv.de/wp-content/uploads/2018/10/KA-08-2018-KI%C3%A4rschlamm-trocknung.pdf>, zuletzt geprüft am 28.10.2020

Hein, K. R. G.; Unterberger, S. (2000): Quecksilber und seine Verbindungen bei der Abfallverbrennung. Institut für Dampfkesselwesen der Universität Stuttgart, Hg. v. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Stuttgart.

Hein, K. R. G.; Unterberger, S.; Hocquel, M. (2001): Verhalten von Quecksilberemissionen bei der Mitverbrennung von Klärschlämmen in Kohlestaubfeuerungen unter besonderer Berücksichtigung des gasförmigen Anteils. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD), Universität Stuttgart, April 2001. Online verfügbar unter <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/13284>, zuletzt geprüft am 29.10.2020.

Heizkraftwerk Kehl GmbH (2003): Antragsunterlagen für die immissionsschutzrechtliche Genehmigung des Biomasse-Heizkraftwerkes Kehl. Heizkraftwerk Kehl GmbH. Kehl.

Hensmann, M.; Haardt, S.; Ebert, D. (2010): Emissionsfaktoren zur Eisen- und Stahlindustrie für die Emissionsberichterstattung. im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau Roßlau. Online verfügbar unter <http://www.uba.de/uba-info-medien/4362.html>, zuletzt geprüft am 18.07.2017.

HH (2017): Email-Information der Senatsbehörde für Umwelt an C. Tebert/Ökopol, Stadt Hamburg, August 2017.

HH (2018): Email-Information der Senatsbehörde für Umwelt an C. Tebert/Ökopol, Stadt Hamburg, August 2018.

Higgins, T. E. (2009): Methods and Systems for enhancing mercury, selenium und heavy metal removal from flue gas. Angemeldet durch CH2M Hill, Inc. Veröffentlichungsnummer: 20090130013.

Hippler, J. (2013): Speziierung und Toxizität metall(oid)organischer Verbindungen ausgewählter Metall(oid)e in biologischen und umweltrelevanten Systemen. Dissertation. Universität Duisburg-Essen, Essen. Institut für Umweltanalytik.

Hoenig (2017): pers. Mitteilungen von Herrn Hoenig, Verband Deutscher Zementwerke vom 26.4.2017.

Hoenig, V. (2013): Sources of mercury, behavior in cement process and abatement options. Hg. v. European Cement Research Academy. Online verfügbar unter

https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/13782/ECRA_WBCSD-CSI_Mercury_20130618_upload.pdf?sequence=1&isAllowed=y, zuletzt geprüft am 20.04.2020.

Hoenig (2020): pers. Mitteilungen von Herrn Hoenig, Verband Deutscher Zementwerke vom 19.2.2020.

Holcim (2014): Zementwerk Siggenthal produziert wieder mit Aktivkohlefilter. Medienmitteilung, Holcim Group, Siggenthal, 26.8.2014.

Holcim (2016): Umweltdaten 2015. Holcim Deutschland GmbH, Hamburg. Online verfügbar unter http://www.holcim.de/sites/germany/files/documents/Holcim_Umweltdaten_2016_78.pdf, zuletzt geprüft am 1.2.2019.

Holcim (2018): Umweltdaten 2017. Holcim Deutschland GmbH, Hamburg. Online verfügbar unter https://www.holcim.de/sites/germany/files/atoms/files/holcim_umweltdaten_2017_web.pdf, zuletzt geprüft am 1.2.2019.

Huang, W.; Qu, Z.; Chen, W.; Xu, H.; Yan, N. (2016): An enhanced method for the elemental mercury removal from coal-fired flue gas based on novel discharge activation reactor. In: Fuel, 2016 (171), S. 59–64.

Huang, Y.; Du, J.; Zhang, Y.; Lawless, D.; Feng, X. (2015): Removal of mercury (II) from wastewater by polyvinylamine-enhanced ultrafiltration. In: Separation and Purification Technology, 2015 (154), S. 1–10. Online verfügbar unter <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586615301799>, zuletzt geprüft am 21.11.2018.

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.

Huppertz, Ton (2019): Optimierte Pulveraktivkohlen zur sicheren Quecksilber-Abscheidung im Rauchgas bei hohen Schwefeltrioxid-Konzentrationen, Cabot Norit Activated Carbon, Vortrag. 19. VID-Fachkonferenz „Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen“, Köln, 26.3.2019.

Huy, Dieter; Andruleit, Harald; Babies, Hans-Georg; Elsner, Harald; Homberg-Heumann, Doris; Meßner, Jürgen; Röhling, Simone; Schauer, Michael; Schmidt, Sandro; Schmitz, Martin; Szurlies, Michael Wehenpohl, Bernard; Wilken, Hildegard (2016): Deutschland - Rohstoffsituation 2015. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.), Hannover, November 2016. Online verfügbar unter: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/Rohsit-2015.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Hylander, Lars D.; Herbert, Roger B. (2008): Global Emission and Production of Mercury during the Pyrometallurgical Extraction of Nonferrous Sulfide Ores - Supporting information. Online verfügbar unter: https://www.researchgate.net/profile/Lars_Hylander/publication/23234797_Global_Emission_and_Production_of_Mercury_during_the_Pyrometallurgical_Extraction_of_Nonferrous_Sulfide_Ores/links/54e72edf0cf2cd2e02916945/Global-Emission-and-Production-of-Mercury-during-the-Pyrometallurgical-Extraction-of-Nonferrous-Sulfide-Ores.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

IDZ (2006): Vierte Deutsche Mundgesundheitsstudie (DMS V), Institut der Deutschen Zahnärzte im Auftrag von Bundeszahnärztekammer, ISBN 978-3-934280-94-3, Deutscher Zahnärzte Verlag (Hg.), Köln. Online verfügbar unter https://www.idz.institute/fileadmin/Content/Publikationen-PDF/Bd_31-Vierte_Deutsche_Mundgesundheitsstudie_DMS_IV.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

IGR (2017): IGR Institut für Glas- und Rohstofftechnologie GmbH, Göttingen. Telefongespräch mit C. Tebert (Ökopol), 11. Juni 2017.

IGR (2017): IGR Institut für Glas- und Rohstofftechnologie GmbH, Göttingen. Telefongespräch mit C. Tebert (Ökopol), 11. Juni 2017.

IME (2007): Entwicklung eines Verfahrens zur Reduzierung der Blei- und Zinkgehalte zur nachhaltigen Vermeidung einer Deponierung und Gewinnung von Schlackeprodukt, Zinkoxid und Bleimetall. RWTH Institut für Metallurgische Prozesstechnik und Metallrecycling (IME)/Berzelius Stolberg GmbH/Sudamin MDH GmbH, Aachen, 2007. Online verfügbar unter: http://www.cleaner-production.de/fileadmin/assets/bilder/BMBF-Projekte/01RW0111_-_Abschlussbericht.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Industrieverband Agrar e.V. (Hg.) (2014): Wichtige_Zahlen. Düngemittel - Produktion - Markt - Landwirtschaft 2013-2014. Frankfurt/Main. Online verfügbar unter http://www.bv-agrar.de/sites/default/files/pdf/info/statistik/iva_2013-14.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Infozentrum Beton (2017): Zement-Merkblatt Betontechnik B1 9.2017. Zemente und ihre Herstellung. InformationsZentrum Beton GmbH. Erkrath. Online verfügbar unter <https://www.beton.org/fileadmin/beton-org/media/Dokumente/PDF/Service/Zementmerkb%c3%a4tter/B1.pdf>, zuletzt geprüft am 12.10.2017.

INNOVATHERM: Stromerzeugung aus Klärschlamm. Lünen. Online verfügbar unter <http://innovatherm.eu/stromerzeugung-aus-klarschlamm/>, zuletzt geprüft am 10.07.2017.

IPIECA (2014): IPIECA: Mercury management in petroleum refining- An IPIECA Good Practice Guide. London, 2014. Online verfügbar unter: <https://www.ipieca.org/resources/good-practice/mercury-management-in-petroleum-refining/>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

ISO/DIS 21741 (2019) (E) Stationary source emissions — Sampling and determination of mercury compounds in flue gas using gold amalgamation trap. Under development. International Organization for Standardization, Genf. Online verfügbar unter <https://www.iso.org/standard/71532.html>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

ITAD (2017a): Informationen zur Verfügung gestellt von Herrn Treder (ITAD) am 12.7.2017.

ITAD (2017b): Reststoffe. Online verfügbar unter <https://www.itad.de/ITAD/reststoffe>, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

ITAD (2017c): Abfalldurchsatz 2016, 12.07.2017. E-Mail an P. Gebhardt.

ITAD (2017d): Kapazität deutscher Hausmüllverbrennungsanlagen, 12.07.2017. E-Mail an P. Gebhardt.

ITAD (2017e): Pressemitteilung: Missverständliche Aussage des BMUB zur Klärschlammentsorgung. ITAD zeigt sich verwundert über den Tenor der Pressemeldung des BMUB zu den Aussagen der Klärschlammentsorgung.

ITAD (2017e): UBA Hg-Projekt Informationen zu In- und Outputströmen in der Abfallverbrennung, 2017e. E-Mail an P. Gebhardt.

Jäger U.; Thorwarth, H.; Acuna-Caro, C.; Scheffknecht, G. (2006): Verhalten von Quecksilber und seinen Verbindungen in staubhaltigen Rauchgasen. IVD-Berichte, ISBN 3-928123-56-4, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Universität Stuttgart, Mai 2006. Online verfügbar unter <http://docplayer.org/43037298-Verhalten-von-quecksilber-und-seinen-verbindungen-in-staubhaltigen-rauchgasen.html>, zuletzt geprüft am 29.10.2020.

Johansen, V. C.; Hawkins, G. J. (2003): Mercury emission and specification from Portland Cement Klins. Illinois. Online verfügbar unter <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.697.8631&rep=rep1&type=pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Johnsson Matthey (2015): Information zu Katalysatoren, Johnsson Matthey Catalysts, Redwitz. Telefonische Mitteilung an P. Gebhardt, Öko-Institut, 29.6.2015.

Julvez, J.; Fernández-Barrés, S.; Gignac, F.; López-Vicente, M.; Bustamante, M.; Garcia-Esteban, R.; Vioque, J.; Llop, S.; Ballester, F.; Fernández-Somoano, A.; Tardón, A.; Vrijheid, M.; Tonne, C.; Ibarluzea, J.; Irazabal, A.; Sebastian-Galles, N.; Burgaleta, M.; Romaguera, D.; Sunyer, J. (2019): Maternal Seafood Consumption During Pregnancy and Child Attention Outcomes: A Cohort Study With Gene Effect Modification by PUFA-related Genes. International Journal of Epidemiology, 2. Oktober 2019. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1093/ije/dyz197>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Kairies, C. L., Schroeder, K. T., Cardone, C. R. (2006). Mercury in gypsum produced from flue gas desulfurization. Fuel, 85(17), 2530-2536.

K & S (2020): Informationen zu Entsorgungskosten von beladener Aktivkohle in Untertagedeponien.
Persönliche Mitteilung an P. Gebhardt, Juli 2020

Kalberlah, F.; Schwarz, M. (2015): "Haben wir ein Quecksilber-Problem?" Sachstandsanalyse aus toxikologischer Sicht. Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe (FoBiG), Freiburg, April 2015. Online verfügbar unter <https://www.greenpeace.de/sites/www.greenpeace.de/files/publications/quecksilber-toxikologie-sachstandsanalyse-fobig-04062015.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Kaltenmeier, K. (2020): Kontinuierliche Messung des Gesamt-Quecksilbergehaltes in der Emission mittels Kaltdampf-Fluoreszenz - Grenzwertüberwachung und Messgenauigkeit. 20. VDI-Fachkonferenz „Messung und Minderung von Quecksilber“, VDI-Wissensforum, Webkonferenz, 8. Juli 2020.

Karrer, Randolph (2013): EU-Richtlinie für Polyurethan im Randverbund. Glas und Rahmen, 12, 2013. Online verfügbar unter <http://www.igk-frankfurt.com/files/igk/downloads/Glas-Rahmen-12-2013-Publikation-EU-Richtlinie-Hg-freies-PU.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Karpf, R. (2009): Abgasreinigung – Markt der Möglichkeiten. 5. Tagung Biomasse & Abfall – Emissionen mindern und Rückstände nutzen, Sulzbach-Rosenberg, 17. - 18. Juni 2009.

Karpf, R.; Wradatsch, R. (2003): Umbau einer Rauchgasreinigung unter Berücksichtigung der Gesamtdurchsatzleistung im MHKW Ludwigshafen. Vortrag. Online verfügbar unter: https://www.ete-a.de/img/Vortraege/11_Umbau_einer_Rauchgasreinigung_unter_BerC3BCcksichtigung_der_Gesamtdurchsatzleistung_im_MHKW_Ludwigshafen.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

Kaulbars, D.; Kaulbars, W.; Splittgerber, F. (2019): Hg-Minderung in Abgasen von Großfeuerungsanlagen durch Aktivkohleinjektion mittels Multifunktionslanzen und Strömungsmodellen nach der ESCHSORB 2.0 Flugstromadsorptionstechnologie. In: Beckmann (Hg.) Emissionsminderung in Kraftwerken 2019, S. 23-30. ISBN 978-3-934409-96-5, Saxonia, Freiberg.

Kehres, B. (2013): Verwertung von Holzaschen auf Flächen. Hg. v. Bundesgütegemeinschaft Kompost. Köln-Gremberghoven.

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.

Kerney, Ulrich (2006): Experience and Success with BSF Lead Smelting in Nordenham, Germany. Zusammenfassung, International Symposium on Advanced Processing of Metals and Materials: Principles, Technologies and Industrial Practice, Final Programme, San Diego, Kalifornien (USA), 29. August 2006. Online verfügbar unter: <http://www.tms.org/Meetings/Specialty/FallExt2006/PDFs/Sohn06finalprog.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Ketelsen, K. (2016): ASA-Strategie 2030. Ressourcen - Klimaschutz durch eine stoffspezifische Abfallbehandlung - Herausforderungen, Chancen, Perspektiven. Unter Mitarbeit von K. Kanning. Hg. v. ASA Arbeitsgemeinschaft stoffspezifische Abfallbeandlung. Ingeniuerbüro für Abfallwirtschaft und Energietechnik GmbH. Online verfügbar unter <https://www.asa-ev.de/de/informationen/downloads/>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Ketelsen, K. (2017a): Quecksilberemissionen von MBA-Anlagen, 08.11.2017. Telefongespräch an Peter Gebhardt.

Ketelsen, K. (2017b): Quecksilberfrachten einer deutschen MPS-Anlage, 17.11.2017. e-mail an Peter Gebhardt.

- Khazaei, M.; Nasser, S.; Ganjali, M. R.; et al (2018): Selective removal of mercury(II) from water using a 2,2-dithiodisallylic acid-functionalized graphene oxide nanocomposite: Kinetic, thermodynamic, and reusability studies. In: Journal of Molecular Liquids, 2018 (265), S. 189–198.
- Kikkawa, H.; Nagayasu, T.; Vollmer, B. (2017): Mitsubishi Hitachi Power Systems advanced Flue Gas Cleaning Technology to meet increased Emission Reduction Requirements in Europe. Vortrag auf dem VGB Quecksilberworkshop vom 8.-9.6.2017 in Berlin. Hg. v. B. Vollmer.
- Kirchartz, B. (1994): Reaktion und Abscheidung von Spurenelementen beim Brennen des Zementklinkers. Verein Deutscher Zementwerke e.V. Düsseldorf (Schrittenreihe der Zementindustrie Heft 56/1994).
- Klein, B. (2016): Co-removal of mercury in existing air pollution control devices. reviewing the research activities of IFK. VGB Workshop "Mercury Control 2016". VGB Powertech. Berlin, 15.06.2016.
- Kleine Anfrage (2012): Antwort auf die Kleine Anfrage des Abgeordneten Johannes Lichdi, Fraktion Bündnis 90/Die Grünen. Thema: Abfallentsorgung der Filter- und Stahlwerkstäube bei der ESF Elbe-Stahlwerke Feralpi GmbH Riesa. Dresden.
- Kleppinger, E. W. (1993): Cement Clinker: An environmental sink for residues from hazardous waste treatment in cement kilns. In: Waste Management 13 (8), S. 553–572.
- Kline, J.; Kline, C. (2013): Mercury in Cement. Kline Consulting. XXX Congresso Técnico FICEM-APCAC. Lima, 2.-4. September 2013. Online verfügbar unter [http://www.ficem.org/boletines/ct-2013/presentaciones2013/2-MEDIDAS/2 JOHN-KLINE/MERCURY-IN-LATAM.ppt](http://www.ficem.org/boletines/ct-2013/presentaciones2013/2-MEDIDAS/2%20JOHN-KLINE/MERCURY-IN-LATAM.ppt), zuletzt geprüft am 25.10.2020.
- Klöfer, I. (2019): Forschungsaktivitäten auf dem Gebiet der Quecksilber-Minderung und Überwachung, Institut für Energie- und Umwelttechnik (IUTA), Vortrag. 19. VID-Fachkonferenz „Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen“, Köln, 26.3.2019.
- Klöfer, I.; Bittig, M. (2018): Investigation of absorption and re-emission of mercury in FGD. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 6.-7.12.2018.
- Knauf (2020): Preisliste für Putz- und Fassadensysteme. Knauf Gips KG. Iphofen. Online verfügbar unter <http://daemmtherm.de/wp-content/uploads/Kataloge/Knauf%20Gips%20Putz-%20und%20Fassaden-Systeme%202020-02.pdf>, zuletzt geprüft am 07.04.2020.
- Köhler, D.; Layer, G.; Schwaiger, K. (1996): Ganzheitliche energetische Bilanzierung der Energiebereitstellung (GaBiE). Teil IV Energetische Untersuchung eines Braunkohlekraftwerkes. Hg. v. Bayrische Forschungsförderung PreussenElektra. Forschungsstelle für Energiewirtschaft. München.
- Köser, H.; Zeng, K. (2014): Hg-Gehalte in fossilen und nachwachsenden Brennstoffen - Eine vergleichende Übersicht. Vortrag 14. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen" Düsseldorf, 26.-27. März 2014. Hg. v. Verein Deutscher Ingenieure (VDI).
- Köser, H.; Zeng, K. (2014): Hg-Gehalte in fossilen und nachwachsenden Brennstoffen - Eine vergleichende Übersicht. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". Verein Deutscher Ingenieure (VDI). Düsseldorf, 26.03.2014.
- Kohlewirtschaft. Herkunft Braunkohlestaub nach Revieren (2017a). Online verfügbar unter <http://www.kohlenstatistik.de/19-0-Braunkohle.html>, zuletzt geprüft am 30.05.2017
- Kohlewirtschaft. Einsatz von Braunkohlestaub in verschiedenen Branchen (2017b). Online verfügbar unter <http://www.kohlenstatistik.de/19-0-Braunkohle.html>, zuletzt geprüft am 30.05.2017.
- Kolde, J. (2016): Mercury Control in Flue Gas with Sorbent Polymer Composite Modules. Experiences and Results from U.S.A. VDI-Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". Verein Deutscher Ingenieure (VDI). Düsseldorf, 13.04.2016.

Kolde, J. (2017): Multi-pollutant control system for Mercury and SO₂ using structured sobent modules. Vortrag auf dem VGB Quecksilberworkshop vom 8.-9.6.2017 in Berlin. Unter Mitarbeit von Petzold, O, Reamisch, S.

Kolde, J.; Roll, D.; Klingspor, J. (2015): Installation of a Gore Mercury Controll 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.

Kollenberg, W. (2013): Keramikindustrie in NRW - Potentiale zur Effizienzsteigerung, WZR ceramic solutions GmbH im Auftrag der Effizienz-Agentur NRW. Online verfügbar unter http://www.ressourceneffizienz.de/fileadmin/user_upload/Dokumente/Studie_Keramikindustrie_in_NRW.pdf, zuletzt geprüft am 23.4.2018.

Kramer, M. (2019): persönl. Mitteilungen. Andritz AG.

Kramer, M.; Gruber-Waltl (2016): Einflussmöglichkeiten auf die Quecksilberabscheidung in Stein- und Braunkohlekraftwerken. VDI-Fachkonferenz. VDI. Düsseldorf, 14.04.2016.

Kramer (2020): Behandlung von quecksilberhaltigen Abfällen in Bodenbehandlungsanlagen der Firma Lobbe, 08.05.2020. persönliche Mitteilung an Peter Gebhardt. Telefon.

Krebs, T. (2007): Aktivkohlen - Sorten und Anwendungen. Thomas Krebs Umwelttechnische Anlagen, Stadtallendorf, 2007. Online verfügbar unter https://shop.tk-u.de/media/files_public/hxjfkoo/AK_Info.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

Krüger, O.; Adam, C. (2014): Monitoring von Klärschlammmonoverbrennungsaschen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung zur Ermittlung ihrer Rohstoffrückgewinnungspotentiale und zur Erstellung von Referenzmaterial für die Überwachungsanalytik. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Küchen (2017): Küchen, C.: Herausforderungen an die Mineralölwirtschaft. Fachtagung, 06.04.2017. https://www.ffe.de/images/stories/tagung/642_Fachtagung_2017/Herausforderungen%20an%20die%20Mineral%C3%B6lwirtschaft.pdf (letzter Zugriff: 18.07.2017)

Kunth, D., Schütze, J., Köser, H (2009). Quecksilberemissionen bei der Herstellung von Stuckgips und Gipsbauplatten – Labor- und Betriebsuntersuchungen. Interner Arbeitsbericht, Professur für Umweltschutztechnik, Uni Halle

Lafarge (2014): Genehmigung zum Antrag auf Erhöhung der Sekundärbrennstoffrate auf 100 % der jeweils gefahrenen Feuerungswärmeleistung des Zementwerks Wössingen, Regierungspräsidium Karlsruhe, 7.1.2014.

LAGA (2003): Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20 – Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln -, 06. November 2003

Länder (2016): Zusammenstellung der IED-Überwachungspläne von 16 Bundesländern, Ökopool, 2016.

Landtag NRW (2016): Landtag Nordrhein-Westfalen 16. Wahlperiode Antwort der Landesregierung auf die Kleine Anfrage 4424 vom 29. Januar 2016 des Abgeordneten Hanns-Jörg Rohwedder PIRATEN. Drucksache 16/11013. Sicherheit von Kraftwerks-reststoffdeponien im Rheinischen Braunkohlenrevier.

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.

Lazar, S.; Knappe, F.; Möhler, S.; Ostermayer, A.; Kaufmann, C. (2008): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Entragspfade. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

- LEAG (2011): Verfahrensfließbild Zementwerk. Online verfügbar unter http://www.lignoplus.de/data/DE/LignoPlus_Zementindustrie.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- LEAG. Informationen zu Braunkohlestaub (2017). Online verfügbar unter <https://www.leag.de/de/geschaeftsfelder/veredlung/>, zuletzt geprüft am 30.05.2017.
- Lederer, J.; Rechberger, H.; Felchner, J. (2015): MVA-Flugaschenrecycling in der Zementindustrie und deren Auswirkung auf Metall-gehalte in Zementen. Online verfügbar unter http://www.vivis.de/phocadownload/2015_mna/2015_MNA_387-402_Lederer.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- LEWA (2017): Pumpen und Dosiersysteme zur Destillation von Rohöl in Raffinerien <http://www.lewa.de/de/branchen/raffinerie/> (letzter Zugriff: 11.07.2017)
- LfU Bayern (Hg.) (2003): Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen. Abschlussbericht. Augsburg.
- LfU Bayern (1998): Untersuchung von Altholz aus Altholzaufbereitungsanlagen in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München
- LfU Bayern o. J.: Bigashandbuch Bayern - Materialband. Bayrisches Landesamt für Umwelt (LfU). Augsburg. Online verfügbar unter <https://www.lfu.bayern.de/energie/biogashandbuch/index.htm>, zuletzt geprüft am 09.11.2017.
- LfU Brandenburg (2017a): Informationen des Landesamtes für Umwelt Brandenburg.
- LfU Brandenburg (2017b): Quecksilbergehalte in Filterstäuben eines Stahlwerkes, 24.08.2017. e-mail an Peter Gebhardt.
- LfuB (2003): Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen. Abschlussbericht, Landesamt für Umwelt Bayern, Augsburg. Online verfügbar unter [https://www.bestellen.bayern.de/application/eshop_app000006?SID=2102438432&ACTIONxSESSxSHOWPIC\(BILDxKEY:'lfu_abfall_00096',BILDxCLASS:'Artikel',BILDxTYPE:'PDF'\)](https://www.bestellen.bayern.de/application/eshop_app000006?SID=2102438432&ACTIONxSESSxSHOWPIC(BILDxKEY:'lfu_abfall_00096',BILDxCLASS:'Artikel',BILDxTYPE:'PDF')), zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- 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): Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut. Herr Sindram, Lhoist Rheinkalk, Wülfrath, 8.5.2015.
- Lhoist (2017): Herstellung von Kalk oder Dolomit, Internetinformation, Lhoist Rheinkalk, Wülfrath. Online verfügbar unter: http://www.lhoist.com/be_de/herstellung-von-kalk-oder-dolomitkalk, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- Li, H.; Wang, Y.; Wang, S. e. al. (2017): Removal of elemental mercury in flue gas at lower temperatures over Mn-Ce based materials prepared by co-precipitation. In: Fuel 208, 2017, S. 576–586.
- Liedke, I. (2017): Results of two mercury measurement campaigns at different hard coal fired plants. Vortrag auf dem VGB Quecksilberworkshop vom 8.-9.6.2017 in Berlin. Unter Mitarbeit von Rieder, A., Stiefelmaier, D.
- Lightcycle (2020): Infografiken zur Rückgewinnungsmenge von Altlampen und zum Glasanteil. Lightcycle Retourlogistik und Service GmbH, München. Online verfügbar unter <http://www.lightcycle.de/presse/infografiken.html>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- Littlepage (2013): Littlepage T.: Mercury in Crude Oils. 2013 MCA Spring Seminar Series.

Liu, X.; Wang, S.; Zhang, L.; Wu, Y.; Duan, L.; Hao, J. (2013): Speciation of mercury in FGD gypsum and mercury emission during the wallboard production in China. In: Fuel 111, S. 621–627. DOI: 10.1016/j.fuel.2013.03.052.

Liu, Y.; Wang, Q.; Zhang, J. (2017): Simultaneous removal of HgO and SO₂ from flue gas using vacuum ultraviolet radiation combining with absorption of urea solution. In: International Journal of Coal Geology 170, 2017, S. 41–47.

Liu, Z.; Li, C.; Sriram, V.; Lee, J.-Y.; Brewe, D. (2016): XANES Study of elemental mercury oxidation over RuO₂/TiO₂ and selective catalytic reduction catalysts for mercury emission control. In: Fuel Processing Technology 2016, 2016 (153), S. 156–162. Online verfügbar unter <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378382016303198>, zuletzt geprüft am 21.11.2018.

LLULR SH (2017): Schwefelsäureeinsatz, 03.11.2017. Telefonat an Peter Gebhardt.

Lohe, H. (2017): KronosTitan: Produktion in Blexen voll ausgelastet. Das Werk in Blexen produziert jährlich etwa 75 000 Tonnen Titandioxid. 20 der insgesamt 380 Mitarbeiter sind Auszubildende. In: NWZ Online, 2017. Online verfügbar unter https://www.nwzonline.de/wesermarsch/wirtschaft/kronos-titan-produktion-in-blexen-voll-ausgelastet_a_17,0,2404967620.html, zuletzt geprüft am 11.11.2017.

Lorber, K. E.; Wruss, K.; Sarc, R.; Pomberger, R. (2015): Durch den Aufgabort bedingte Immissionen beim Einsatz alternativer Roh- und Brennstoffe im Zementwerk. Immissionsschutz, Band 5, S. 241-262, TK Verlag, Nietwerder.

LRA Traunstein (2017): Schwefelsäureeinsatz, 06.11.2017. Telefonat an Peter Gebhardt.

LRA Unterallgäu (2017): Quecksilbermessberichte 2015 (Probetrieb mit Glasscherbeneinsatz) und 2016 (Regelbetrieb) des Ziegelwerkes Klosterbeuren, Landkreis Unterallgäu, Email an Ökopol, 30.1.2017.

Lubenau, U. (2015): Information zum Hg-Gehalt < 1 µg/m³ in Erdgas bei einer Untersuchung an 28 Messstellen in Deutschland,

E-Mail an C. Tebert, Ökopol. Fachgebiet Gaschemie/Gasmesstechnik, DBI Gas- und Umwelttechnik GmbH, Leipzig, 28.05.2015

Lühmann, S. (2018): Kontinuierliche Quecksilberanalyse zur Vorbereitung und Überwachung von Minderungsmaßnahmen. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". Verein Deutscher Ingenieure (VDI). Köln, 24.04.2018.

Luehr (2015): Sorptionsverfahren zur Abscheidung gasförmiger Stoffe. Lühr Filter, Stadthagen, März 2015. Online verfügbar unter https://www.luehr-filter.de/wp-content/uploads/2018/08/LUEHR-FILTER_Sorptionsverfahren.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Maag, J. et. al (2015): Study on EU Implementation of the Minamata Convention on Mercury -FINAL RE-PORT - prepared for DG Environment, European Commission by COWI, BiPro, ICF International and Garrigues Ambiental

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.

Mantau, U.; Weimer, H.; Klook, T. (2012): Standorte der Holzwirtschaft - Holzrohstoffmonitoring. Altholz im Entsorgungsmarkt - Aufkommens- und Vertriebsstruktur 2010. Universität Hamburg; Zentrum Holzwirtschaft, Arbeitsbereich: Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft. Online verfügbar unter http://www.saegeindustrie.de/tmp_uploads/05_holzrohstoffmonitoring_altholz.pdf, zuletzt geprüft am 25.10.2017.

Marichelvam, M. K.; Azhagurajan, A. (2018): Removal of mercury from effluent solution by using banana corm and neem leaves activated charcoal. In: Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, 2018 (10), S. 360–365.

Marimón-Bolivar, W.; Tejeda-Benítez, L.; Herrera, A. (2018): Removal of mercury (II) from water using magnetic nanoparticles coated with amino organic ligands and yam peel biomass. Universidad Católica de Colombia. Kolumbien. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/328263823_Removal_of_mercury_II_from_water_using_magnetic_nanoparticles_coated_with_amino_organic_ligands_and_yam_peel_biomass, zuletzt geprüft am 13.12.2018.

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://wpca.info/pdf/presentations/Atlanta2013/Mercury%20Treatment%20Options%20by%20Rich%20Marson,%20STEAG.pdf>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

Marsan, R.; Ehrnschwender, 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.

Masoomi, I. (2017): Effect of various precipitating agents on Hg re-emission at different operating parameters in the wet limestone FGD. VGB-Workshop "Mercury Control 2017". VGB Powertech. Berlin, 08.06.2017.

Matsumara, Y. (1967): Adsorption of mercury vapour on the surface of activated carbons modified by oxidation or iodization. Atmospheric Environment, 8 (12), 1321-1327. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(74\)90010-9](https://doi.org/10.1016/0004-6981(74)90010-9), zuletzt geprüft am 30.4.2020.

Mauschitz, G. (2015): Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie. Berichtsjahr 2014. Hg. v. VÖZ Vereinigung der österreichischen Zementindustrie. Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften - Technische Universität Wien. Wien.

Mayer, J. (2017): Einsatz von Versuchsanlagen zur Reduzierung von Quecksilberemissionen. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". VDI Wissensforum. VDI. Frankfurt/Main, 07.03.2017.

Meier, J. (2018): Alternative Methods of Mercury Control. VGB-Workshop "Mercury Control 2017". VGB Powertech. Berlin, 08.06.2018.

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.

Melerski, R. (2015): ECRA-Seminar

Menke, D.; Kruse, L.; Velten, S.; Zhang, L. (2017): HKW Moorburg - Ganzheitliche Quecksilber-Minderung durch optimalen Betrieb der bestehenden Abgasreinigungstechnik. 17. VDI Fachkonferenz 7.-8-3.2017 in Frankfurt/Main. 17. VDI Fachkonferenz. VDI. Frankfurt/Main, 07.03.2017.

Merian, E. (1984): Metalle in der Umwelt. Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Weinheim: Verl. Chemie.

Michalski, D.; Wend, A.; Büll, U. (2007): Ersatzbrennstoffherstellung mit mechanisch-physikalischen Stabilisierungsverfahren - Betriebserfahrungen und Ergebnisse aus dem Regelbetrieb am Beispiel der MPS-Anlage Reinickendorf. Hg. v. in Thomé-Kozmiensky/Beckmann: Energie aus Abfall Band 3. Neuruppin.

Miller et al. 2006: Miller C.E., Feeley III T.J., Aljoe W.W., Lani B.W., Schroeder K.T., Kairies C., McNemar A.T., Jones A.P., Murphy J.T. (2006): Mercury Capture and Fate Using Wet FGD at Coal-Fired Power Plants. DOE/NETL Mercury and Wet FGD R&D, August 2006.

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.; Kohl, F.: Examples of prominent Mercury Specific Control Techniques Currently Used in the US. Vortrag, VDI-Fachkonferenz „Messung und Minderung von Quecksilberemissionen“, Frankfurt, 8. März 2017.

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.

Minamata-Gesetz (2017): Gesetz zu dem Übereinkommen von Minamata vom 10. Oktober 2016 über Quecksilber (Minamata-Übereinkommen) vom 11. Juni 2017. BGBl. Teil I Nr. 40, S. 610, Bonn, 29. Juni 2017.

Minma, R. Mimna; J. Kildea, E.C. Phillips, W. Carlson, B. Keiser, J. Meier (2011): Opportunities for improved environmental control in the alumina industry. Nalco Company. Präsentation, Light Metals 2011, The Minerals, Metals & Materials Society (TMS), 2011. Zitiert nach (Bansal et al. 2014). Online verfügbar unter: https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-319-48176-0_124, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

MionTec, J. (2015): Information zu Ionenaustauschern. Leverkusen. Email an P. Gebhardt, Öko-Institut, 29.5.2015.

Mlakar, T. L.; Horvat, M.; Vuk, T.; Stergaršek, A.; Kotnik, J.; Tratnik, J.; Fajon, V. (2010): Mercury species, mass flows and processes in a cement plant. In: Fuel 89 (8), S. 1936–1945. DOI: 10.1016/j.fuel.2010.01.009.

MLUV MV; MWBT MV (Hg.) (2013): Zukunftsfähige Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.

Mohn, J.; Hofer, P. (2000): Emissionen und Stoffflüsse von (Rest-) Holzfeuerungen. Messverfahren, Auswertung und Resultate. Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt. Dübendorf.

Morf, L. S.; Brunner, P. H. (2005): MVA als Schadstoffsenke. Stoffflussanalyse für Quecksilber im MHKW Würzburg. Hg. v. Zweckverband Abfallwirtschaft Raum Würzburg. Wien, Zürich.

Mothes (2020): Persönliche Mitteilungen von Herrn Mothes, Gesellschaft für Recycling MbH in Leipzig an Herrn Peter Gebhardt vom 11.5.2020

MUNLV (2007): Abfallwirtschaftsplan Nordrhein-Westfalen - Teilplan Sonderabfälle (gefährliche Abfälle); Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV), Düsseldorf, November 2007

MUNLV NRW (2005): Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement-, Kalk- und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen. Hg. v. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf. Online verfügbar unter https://www.hs-owl.de/fb8/fileadmin/download_autoren/immissionsschutz/Interpretation/NRW0509yyLeitfEnergVerw02.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

MUNLV NRW (2007): Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen. Hg. v. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes

Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf. Online verfügbar unter

https://www.ifeu.de/abfallwirtschaft/pdf/therm_entsorg.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Murphy, D. (2015): Mercury and Selenium, STEAG Energy Services LLC, 14.4.2015. Online verfügbar unter

http://spring.afsociety.org/wp-content/uploads/2015/04/S1.5.3Pres_Steags_Multi_Stage_WWT_Process.pdf,
zuletzt geprüft am 18.3.2016.

Mutter, J. (2011): Is dental amalgam safe for humans? The opinion of the scientific committee of the European Commission. Journal of Occupational Medicine and Toxicology, 6:2, 17 p. Online verfügbar unter

<https://dx.doi.org/10.1186%2F1745-6673-6-2>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

MWV (2016): Mineralöl Wirtschaftsverband e.V.: Jahresbericht 2016. Berlin, August 2016.

MWV (2017): Mineralöl Wirtschaftsverband e.V.: Rohöl-Verarbeitungskapazität der Raffinerien in Deutschland

<https://www.mwv.de/statistiken/raffineriekapazitaeten/> (letzter Zugriff: 11.07.2017)

MWV (2020): Mineralöl Wirtschaftsverband e.V.: Jahresbericht 2020. CLEAN FUELS FOR ALL - UNSER BEITRAG

FÜR EIN KLIMANEUTRALES EUROPA Berlin, September 2020. Online verfügbar unter https://www.mwv.de/wp-content/uploads/2020/09/MWV_Mineraloelwirtschaftsverband-e.V.-Jahresbericht-2020-Webversion.pdf

zuletzt geprüft am 5.10.2020

MVV TB 2020: Veröffentlichung der Muster-Verwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen (MVV TB).

Ausgabe 2019/1. Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt); Berlin, den 15.1.2020. Online verfügbar unter

<https://www.eu-bauproduktenverordnung.de/resource/blob/249706/c7f259ca3fc3cae1d11d44222b717cce/mvv-tb-als-pdf-data.pdf>,
zuletzt geprüft am 5.5.2020

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 (2015b): Information der Firma New Environmental Technology GmbH zu Fällungsmitteln. Email an C. Tebert, Ökopol, 18.6.2015.

NET GmbH (2015c): Kosteninformationen der Firma New Environmental Technology GmbH zu Fällungsmitteln. Email an C. Tebert, Ökopol, 14.7.2015.

Neubauer, C. (2006): Ist-Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich.

Zustandsbericht 2006. Hg. v. Umweltbundesamt GmbH. Wien (Report 0071/ Umweltbundesamt). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0071.pdf>, zuletzt geprüft am 02.06.2017.

Neuss, A., Suchomel, H. (2016): Vergleichende Darstellung der Verbrennung in Rostfeuerung und Drehrohr In: Thomé-Kozmiensky K.J., Beckmann, M.: Energie aus Abfall, Band 13. Online verfügbar unter:

https://www.vivis.de/wp-content/uploads/EaA13/2016_EaA_519-538_Neuss.pdf, zuletzt geprüft am 7.10.2020

Neuss, A., Suchomel, H. (2017): Rolle der Sonderabfallverbrennung in der Kreislaufwirtschaft – Schadstoffsенke und energetische Verwertung. In: Thomé-Kozmiensky K.J., Beckmann, M.: Energie aus Abfall, Band 14. Online verfügbar unter: https://www.vivis.de/wp-content/uploads/EaA14/2017_EaA_519-540_NeussSuchomel, zuletzt geprüft am 7.10.2020

Nickel, Werner (1996): Recycling-Handbuch: Strategien — Technologien — Produkte. VDI-Buch, Springer Verlag, ISBN 9783642957680, 1996.

NLWKN (2017): AOS-Deponie-Überschusswasser-Quecksilberanalysen nach DIN EN ISO 17852 (2013 - 2017). Email an C. Tebert (Ökopol), Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Stade, 27. März 2017.

Noll, T. (2019): Rechtssichere Bestimmung von niedrigen Quecksilberkonzentrationen in Rauchgasen - Aktueller Stand der Messtechnik. Vortrag. 4. VDI-Fachtagung "Anlagenbezogenes Monitoring", VDI Wissensforum, Würzburg, 23. Oktober 2019.

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#.VWsMEazq6M>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

NRW (2016): Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Umweltbericht Nordrhein-Westfalen 2016.

Obernberger, I. (1997): Aschen aus Biomassefeuerungen - Zusammensetzung und Verwertung. Hg. v. VDI. Düsseldorf (VDI Bericht Thermische Biomassenutzung - Technik und Realisierung).

Obrist, D.; Johnson, D. W.; Lindberg, S. E.; Luo, Y.; Hararuk, O.; Bracho, R. et al. (2011): Mercury distribution across 14 U.S. forests. Part I: Spatial patterns of concentrations in biomass, litter, and soils. In: Environmental Science & Technology 45 (9), S. 3974–3981.

Obrist, D.; Moosmüller, H.; Schürmann, R.; Chen, L. W. A.; Kreidenweis, S. M. (2008): Particulate-Phase and gaseous elemental mercury emissions during biomass combustion: Controlling factors and correlation with particulate matter emissions. In: Environ. Sci. Technol. 42, S. 721–727.

OECD/IEA (2012): OECD/ International Energy Agency: Oil and Gas Security- Emergency Response of IEA Countries. Germany. 2012. Paris. 2012

Oelkrug, M. (2012): Sachtleben übernimmt den insolventen Ex-Konkurrenten Crenox in Uerdingen. In: Der Westen 2012, 12.06.2012. Online verfügbar unter <https://www.derwesten.de/staedte/duisburg/west/sachtleben-uebernimmt-den-insolventen-ex-konkurrenten-crenox-in-uerdingen-id6757393.html>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.

Oerter, M.; Zunser, U. (2018): Messung und Minderung von Quecksilber in der Zementindustrie. Vortrag, 18. VDI-Fachkonferenz „Messung und Minderung von Quecksilberemissionen“, Köln, 25. April 2018.

Oerter, M.; Zunser, U. (2012): Aktuelle Entwicklungen bei Messungen und Minderung von Quecksilberemissionen in der Zementindustrie. Hg. v. Karl Joachim Thomé-Kozmiensky (Immissionsschutz - Aktuelle Entwicklungen im anlagenbezogenen Planungsprozess und Immissionsschutz - Band 3,). Online verfügbar unter https://issuu.com/tkverlag/docs/immissionschutz_band_3, zuletzt geprüft am 30.10.2017.

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.

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.

Padak, B.; Wilcox, J.: Understanding mercury binding on activated carbon, Carbon, Vol. 47, Issue 12, S. 2855-2864, Oktober 2009. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2009.06.029>, zuletzt geprüft am 15.4.2019

Pakulat (2019): Besprechung und Betriebsbesuch einer Destillationsanlage für quecksilberhaltige Abfälle. Dorsten, 18.06.2019. pers.

Paone, P. (2008): Heavy metals in the cement Industry: A look at volatile cycles and simple mitigation techniques. In: IEEE, 2008.

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.

Paone, P.: Mercury controls for the cement industry.

Papierfabrikation (2014): Rückstandsumfrage 2013 - Aufkommen und Verbleib der Rückstände aus der Zellstoff- und Papierindustrie. Wochenblatt für Papierfabrikation, 10/2014.

Pastore, M. (2018): New developments in Hg emissions control through FGD operational improvements and hydro cyclone performance indicators. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 6.-7-12.2018.

Pastore, M.; Martin, C. (2016): The role FGD Operations Plays on Hg Capture and Remediation Using Specific Sulfide Chemistry to Precipitate Hg from FGD Systems. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. VGB Powertech. Berlin, 15.06.2016.

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.

PE International- Netzwerk Lebenszyklusdaten- Arbeitskreis Werkstoff im Bauwesen (2007): Datenprojekt Grunddatensätze Gips und Gipsprodukte im Netzwerk Lebenszyklusdaten- Projektbericht. Leinfelden-Echterdingen Karlsruhe, Online verfügbar unter: http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/groups/allPersonsActive/public/Projektberichte/NetLZD-Baustoffe_S04_v03_2007.pdf; August 2007.

Petzold, O. (2015): Kostenberechnungen SPC-Verfahren, 26.08.2015. Email an P. Gebhardt.

Petzold, O. (2016): Mercury Control by fixed sorbent systems installed in wet scrubbers: results from installations in U.S. power plants. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. VGB Powertech. Berlin, 15.06.2016.

Petzold, O. (2018a): Kostenberechnungen SPC-Verfahren, 23.11.2018. Email an P. Gebhardt.

Petzold, O. (2018b): Maximale Betriebstemperatur von SPC-Modulen. Lollar, 11.12.2018. Email an P. Gebhardt.

Petzold, O. (2018c): Medienübergreifende Aspekte beim SPC Verfahren, 09.08.2018. Email an Peter Gebhardt.

Petzold, O.; Kolde, J. (2017): Quecksilber und SO₂ Abscheidung aus Rauchgasen. Neue Ergebnisse mit dem GORE® Mercury und SO₂ Control System. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". VDI Wissensforum. VDI. Frankfurt, 07.03.2017.

Petzold, O.; Rämisch, S.; Kolde, J. (2018): Simultane SO₂- und Quecksilber-Abscheidung aus Abgasen mit Stationären Sorptionsmodulen. 18. VDI Konferenz Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen. VDI Wissensforum, 14.04.2018.

Petzold, O.; Schauer, P. (6.-2018): Mercury and SO₂ control in lignite-based power plants - experiences with the GORE technology. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 6.-7-12.2018.

Petzold, O.; Kolde, J.; Rämisch, S. (2019): Simultane Quecksilber- und SO₂-Abscheidung in kohlegefeuerten Kraftwerken mit stationären Sorbentien. In: Beckmann (Hg.) Emissionsminderung in Kraftwerken 2019, S. 25. ISBN 978-3-934409-96-5, Saxonia, Freiberg.

Phönix (2017): Zementherstellung. Online verfügbar unter <http://www.phoenix-zement.de/herstellung/zementherstellung/index.html>, zuletzt geprüft am 12.06.2017.

Pieper, B.; Bittig, M. (2016): A basic equation for mercury (II) absorption. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 15.06.2016.

Pieper, B.; Bittig, M. (2017): Eine Grundlagengleichung für die Quecksilber-Absorption. Berechnung der Hg(II)-Speziesverteilung für Mehrligandensysteme - HgCl₂ als dominierende Spezies hinter einer Abgaswäsche - Betriebserfahrungen - Handlungsoptionen - Forschungsbedarf. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". VDI Wissensforum. Frankfurt, 07.03.2017.

Pohling (2015): Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse. Hg: Springer Berlin/Heidelberg. ISBN 978-3-642-36353-5, Berlin 2015

Poling, C. (2017): Creating a virtually mercury free raw material. SCB International. Online verfügbar unter <http://www.scbinternational.com/wp-content/uploads/2017/01/Creating-a-Virtually-Mercury-Free-Raw-Material1.pdf>, zuletzt geprüft am 30.10.2017.

Postel, J.; Jung, U.; Fischer, E.; Scholwein, F. (2009): Texte 38/2009: Stand der Technik beim Bau und Betrieb von Biogasanlagen - Bestandsaufnahme 2008. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3873.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Potgeter, Heiko (1998): Entwicklung und Anwendung eines neuartigen Analysenverfahrens zur Bestimmung quecksilberorganischer Verbindungen in Sedimenten mit Hilfe eines gekoppelten SFC-AFS-Systems. Dissertation, Universität Hamburg, 1998. Online verfügbar unter: <https://www.chemie.uni-hamburg.de/bibliothek/1998/DissertationPotgeter.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

PRTR (2019), PRTR (2020): Daten aus dem Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister. Umweltbundesamt (Hg.), Dessau-Roßlau, 2019/2020. Online verfügbar unter <https://www.thru.de/thrude/>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

PRTR (2017): Quecksilberemissionen für das Jahr 2015 für Braun- und Steinkohlekraftwerke. Online verfügbar unter <https://www.thru.de/thrude/>, zuletzt geprüft am 03.11.2017.

PWT (2015): Firma PWT Wasser- und Abwassertechnik GmbH. Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut, 16.6.2015.

PRTR (2006): VERORDNUNG (EG) Nr. 166/2006 des europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates, Europäisches Amtsblatt, 4.2.2006. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:033:0001:0017:DE:PDF>

Rallo, M., Lopez-Anton, M. A., Perry, R., Maroto-Valer, M. M. (2010). Mercury speciation in gypsums produced from flue gas desulfurization by temperature programmed decomposition. Fuel, 89(8), 2157-2159.

Ramme, B.; Coughlin, T.; Goeckner, B.; Fisher, B.; Noegel, J. (1999): Mercury Removal from activated carbon and/or fly ash am 19.08.1999. Anmeldenr: US 10/717,293. Veröffentlichungsnr: US 20050075236 A1.

Recyclex (2017): Blei - Präsentation des Geschäftsbereichs. Internetseite. Recyclex SA, Suresnes (FR), 2017. Online verfügbar unter: <http://www.recyclex.fr/de,nos-activites,plomb,presentation.html>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Redwave (2017): Redwave - Anwendungen. Produktinformationsblatt, BT-Wolfgang Binder GmbH, Gleisdorf (AT), 2017. Online verfügbar unter: <http://www.redwave.at>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Reimann, D. (2002): Schadstofffrachten in Restabfällen am Beispiel des MHKW Bamberg. Neu-ruppin (Ersatzbrennstoffe 2).

Reinhardt, T.; Richters, U. (2004): Entsorgung von Schredderrückständen - ein aktueller Überblick. Wissenschaftliche Berichte FZKA 6940. Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft. Karlsruhe.

Reinhold, G. (2005): Masse- und Trockensubstanzbilanz in landw. Biogasanlagen. Langfassung der Veröffentlichung Reinhold, G.: "genau bilanzieren" in Neue Landwirtschaft Heft 12/2005 S. 68-72. Hg. v. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Online verfügbar unter <http://www.tll.de/ainfo/pdf/biog1205.pdf>, zuletzt geprüft am 01.06.2017.

Reinhold, H.; Steiner, D. (2017): Prozessintegriertes Verfahren zur Entlastung des Quecksilberkreislaufes und zur Reduktion von Quecksilberemissionen bei der Herstellung von Zementklinker. Energie aus Abfall, Band 14, S. 463 - 473, TK Verlag, Nietwerder.

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.

Reissner, H. (2016): Mercury removal in coal-fired power plants – a technological overview and costs comparison of control technologies applicable for the European power industry.VGB Workshop Mercury Control, Berlin 2016

Reiter, Barbara; Stroh, Reinhard (1995): Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie. Umweltbundesamt (Hrsg.), Wien, 1995. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M072.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Remondis QR (2020a): Prozessbeschreibung der Drehrohrdestillation am Remondis QR Standort in Dorsten. Remondis QR. Online verfügbar unter https://www.remondis-gr.de/fileadmin/user_upload/nqr/downloads/Anlagenbeschreibung_Drehrohr_RE%20QR_deut_160406.pdf, zuletzt geprüft am 07.05.2020.

Remondis QR (2020b): Prozessbeschreibung des Stabilisierungsprozesses (HgS) in der REMONDIS QR-Anlage in Dorsten. Remondis QR. Online verfügbar unter https://www.remondis-gr.de/fileadmin/user_upload/nqr/downloads/Anlagenbeschreibung_deu_HgS_RE%20QR_160406.pdf, zuletzt geprüft am 07.05.2020

Rentz et al., Otto; Engels, Bernd; Schultmann, Frank (2001): Untersuchung von Batterieverwertungsverfahren und -anlagen hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Relevanz unter besonderer Berücksichtigung des Cadmiumproblems. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DIFU), Universität Karlsruhe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 299 35 330, Karlsruhe, Juli 2001. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2443.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Rentz et al., Otto; Hähre, Stephan; Jochum, Rainer; Geldermann, Jutta; Krippner, Martin; Schultmann, Frank (1999b): Untersuchung zum Stand der praktischen Umsetzung des integrierten Umweltschutzes in der Metallindustrie und Entwicklung von generellen Anforderungen. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DIFU), Universität Karlsruhe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 296 94 006, Karlsruhe, November 1999. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2443.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Rentz et al., Otto; Hähre, Stephan; Schultmann, Frank (1999a): Report on Best Available Techniques (BAT) in German Zinc and Lead Production, Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DIFU), Universität Karlsruhe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 109 05 006, Karlsruhe, Februar 1999. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2491.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Rentz, Otto; Schmittinger, Alexander; Jochum, Rainer; Schultmann, Frank (2001): Exemplarische Untersuchung der praktischen Umsetzung des integrierten Umweltschutzes in der Keramischen Industrie unter Beachtung der IVU-Richtlinie und der Erstellung von BVT-Merkblätter. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DIFU), Universität Karlsruhe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau, 2001. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2450.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Renzoni, R.; Ullrich, C.; Belboom, S.; Germain, A. (2010): Mercury in the cement industry. Online verfügbar unter <http://www.wbcscement.org/pdf/MercuryReport.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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.

RP Freiburg (2009): Immissionsschutzrechtliche Änderungsgenehmigungen Badische Stahlwerke (BSW) Kehl. Erhöhung der Kapazität des Elektrostahlwerkes von 2,2 auf 2,8 Mio t/a und des Walzwerkes von 2,1 auf 2,7 Mio t/a. Regierungspräsidium Freiburg. Karlsruhe

RP Gießen 2017: Auskunft von Frau Beyer, RP Gießen vom 29.5.2017.

RP Online (2015): Explosion im Krefelder Chempark. Unternehmen Huntsmann produziert Weißpigmente. In: RP Online, 05.08.2015. Online verfügbar unter Quelle: <http://www.rp-online.de/nrw/staedte/krefeld/krefeld-chempark-explosion-bei-huntsman-pigments-infos-zur-firma-aid-1.5290889>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Rumayor, M.; K.Svoboda, K.; Švehla, J.; Pohořelý, M.; Šyca, M. (2018): Mercury removal from MSW incineration flue gas by mineral-based sorbents, Waste Management, Volume 73, März 2018, Seite 265-270. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.007>, zuletzt geprüft am 15.4.2019

Rutherford (2006): Rutherford Online. - Lexikon der Elemente. Unitererra. Berlin. Online verfügbar unter http://www.unitererra.de/rutherford/tab_hauf.htm, zuletzt geprüft am 08.04.2020

RWE (2017a): Effiziente Kraftwerke. Online verfügbar unter <http://www.rwe.com/web/cms/de/1283990/>, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

RWE (2017b). Online verfügbar unter <http://www.rwe.com/web/cms/de/1283990/>, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

RWE (2017c): Fortuna Nord. RWE. Online verfügbar unter <http://www.rwe.com/web/cms/de/60174/fortuna-nord/>, zuletzt geprüft am 05.11.2017.

RWE (2017d): Kraftwerk Knappsacker Hügel. VOERWEG GEHEN. RWE Power. Online verfügbar unter <http://www.rwe.com/web/cms/mediablob/de/1108600/data/2374108/5/rwe-power-ag/energietraeger/braunkohle/standorte/veredlung/knapsacker-huegel/Kraftwerk-Knapsacker-Huegel.pdf>, zuletzt geprüft am 05.11.2017.

RWE (2017e): RWE Power Veredlung Frechen. RWE. Online verfügbar unter <http://www.rwe.com/web/cms/de/60166/frechen/>, zuletzt geprüft am 08.11.2017.

RWE Dea AG (2011): Projekt Völkersen Z3/Z11 Funktionsbeschreibung. Antragsunterlagen zur Erhöhung der Förderleistung an der Förderstelle Völkersen Z 11. Unter Mitarbeit von Wille.

RWE Power (2006): Spurenelemente Braunkohlestaub, Braunkohlebrikett, Wirbelschichtkohle und Rohbraunkohle, Analysenwerte ab Lieferwerk. RWE Power.

RWE. Informationen zu Braunkohlestaub (2017). Online verfügbar unter <http://www.rwe.com/web/cms/de/2374108/rwe-power-ag/energietraeger/braunkohle/standorte/veredlung/knapsacker-huegel/>, zuletzt geprüft am 30.05.2017.

RWI (2013): Die Klimavorsorgeverpflichtung der deutschen Wirtschaft – Monitoringbericht 2011 und 2012. Verifikation der Vereinbarung zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge. Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung (RWI), Essen, 2013. Online verfügbar unter: http://www.rwi-essen.de/media/content/pages/publikationen/rwi-projektberichte/RWI_PB_Monitoringbericht-2011-und-2012.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Sarkar, Z. K.; Sarkar, V. K. (2018): Removal of Mercury (II) from Wastewater by Magnetic Solid Phase Extraction with Polyethylene Glycol (PEG)-Coated Fe₃O₄ Nanoparticles. In: Int. J. Nanosci. Nanotechnol., März 2018 (14, No 1), S. 65–70.

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.

Sanghavi, U.; Kang, J.; Vonderheide, A.; Guilants, V. (2017): Removal of Mercury from Simulated Flue Gas Desulfurization Wastewater using Functionalized Silic. University of Cincinnati. Cincinnati. Online verfügbar unter https://chemrxiv.org/articles/Removal_of_Mercury_from_Simulated_Flue_Gas_Desulfurization_Wastewater_using_Functionalized_Silica/5514193/1, zuletzt geprüft am 13.12.2018.

Sankey, R. (2013): Challenges to Mercury Emissions Compliance at New and Existing Coal Fired Power Plants. Power Engineering, 8.12.2013.

SCB GmbH (Hg.): Hg/Cd/Tl Capture Technology. A Novell Approach.

Schäfer, S.; Hoemig, V. (2001): Betriebstechnische Einflüsse auf die Quecksilber-Emissionen aus Drehrohröfen der Zementindustrie. In: ZGK International, Nov. 2001 (54).

Schäfer, S.; Hoenig, V. (2002): Effects of process technology on the behaviour of mercury in the clinker burning process. Hg. v. Cement Industry Research Institute. Düsseldorf. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Fachaufsaetze/2001_2010/44678.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Scheffknecht, G.; Farr, S.; Heidel, B.; Schwämmle, T.; Brechtel, K. (2012): Quecksilber aus thermischen Kraftwerken. Freisetzung- und Umwandlungsmechanismen sowie Möglichkeiten zur Minderung. In: Chemie Ingenieur Technik 84 (7), S. 1041–1051. DOI: 10.1002/cite.201100244, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Schetter, G. (2010): Untersuchung der Möglichkeiten und Auswirkungen der Temperaturabsenkung in der Nachbrennkammer der der Einäscherung in Krematorien, Schlussbericht und Anhang, AZ 26847, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU). Online verfügbar unter https://www.dbu.de/projekt_26847/01_db_2409.html, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Schetter, G. (2016): Langzeituntersuchungen zu Emissions- und Schadstoffminderungen in Krematorien durch veränderte energieeffiziente Betriebsweisen, Schlussbericht, AZ 31407/01, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), 28. Juli 2016. Online verfügbar unter <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-31407.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Schetter, G; Bittig, M. (2020): Umweltrelevanz und Stand der Technik bei Einäscherungsanlagen, FKZ 3716 53 302 1, Texte 26/2020, ISSN 1862-4804, Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau, Februar 2020. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-02-03_texte_26-2020_einaescherungsanlagen.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Scheuch (2019): Informationen zum Xmercury-Verfahren am Zementwerk Wietersdorf. Telefonische Information an Ökopool. Scheuch GmbH, Aurolzmünster/AT, 15.2.2019.

Schilling, U. (2016): Erfahrungen mit Quecksilberminderungsmaßnahmen im Kraftwerk Lippendorf. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". VDI, 14.04.2016.

Schmidt, R. (2020): Informationen über Vakuumdestillationsanlagen der Firma Econindustries. Berlin, 22.03.2020 an Günter Dehoust.

Schmidt, T. (2015): Kleine Anfrage des Abgeordneten Dr. Gerd Lippold, Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Drs.-Nr.: 6/835. Thema: Quecksilbergehalt der sächsischen Braunkohle.

Schneider, U. (2004): Sanierung einer quecksilberbelasteten Zahnstation - Probleme bei der Konversion eines Sanitätsgebäudes zum Wohnhaus, 7. AGÖF-Fachkongress. Online verfügbar unter https://www.agoef.de/fileadmin/user_upload/dokumente/publikationen/auszuege-kongressreader/Schneider-2004--Sanierung-einer-quecksilberbelasteten-Zahnstation-Umnutzung-Gebaeude.pdf, zuletzt geprüft am 6.9.2019

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.

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.

Schönberger, H.; Waltisberg, J. (2014): <https://www.itad.de/information/studien/einfluss-der-mitverbrennung-von-abfaellen-in-zementwerken-auf-die-abgasemission?searchterm=Harald+Sch%C3%96B6> (Energie aus Abfall, Band 11, Vivis Verlag). Online verfügbar unter <https://www.itad.de/information/studien/einfluss-der-mitverbrennung-von-abfaellen-in-zementwerken-auf-die-abgasemission?searchterm=Harald+Sch%C3%96B6> zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Schori (2012): Life Cycle Inventory of Natural gas Supply. Version 2012. Unter Mitarbeit von Schori, S., Frischknecht, R. Hg. v. ESU-services Ltd. -fair consulting in sustainability. Uster.

Schraa (2015): Das stille Sterben der Steinkohle. Unter Mitarbeit von R. Schraa. Hg. v. Welt 24. Online verfügbar unter <https://www.welt.de/regionales/nrw/article135877033/Das-stille-Sterben-der-deutschen-Steinkohle.html>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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.

Schütze, J. (2016a): Hg-Minderung in Braunkohlekraftwerken - Ergebnisse aus Betriebsversuchen. In: Beckmann (Hg.) Emissionsminderung in Kraftwerken 2016, S. 87. ISBN 978-3-934409-72-9, Saxonia, Freiberg.

Schütze, J. (2016b): Quecksilber weiche - Verfahrensvergleiche. VDI-Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". VDI Wissensforum. Düsseldorf, 13.04.2016.

Schütze, J. (2017a): Hg-Minderung - der Praxistest. VDI Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". VDI Wissensforum. VDI. Frankfurt/Main, 07.03.2017.

Schütze, J. (2017b): Hg-Minderung (wie) im Flug! - Eine Übersicht zum Aktivkohle-Flugstromverfahren. In: Beckmann (Hg.) Emissionsminderung in Kraftwerken 2017, S. 55. ISBN 978-3-934409-77-4, Saxonia, Freiberg.

Schütze, J. (2018a): Hg-Minderung am Standort Schkopau. In: Beckmann (Hg.) Emissionsminderung in Kraftwerken 2018, S. 25. ISBN 978-3-934409-82-8, Saxonia, Freiberg.

Schütze, J. (2018b): Einsatz von feinpulvrigem Kat-Material in den Flugstrom, Kosten von Hg-spezifischen Oxidationskatalysatoren. Persönliche Mitteilung an P. Gebhardt, Öko-Institut, 16.11.2018.

Schütze, J. (2019a): Von der grauen Theorie zur schwarzen Praxis, IEM Fördertechnik, Vortrag. VDI-Fachkonferenz „Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen“, Köln, 26.3.2019.

Schütze, J. (2019b): Schwarze Praktik gegen Quecksilber - Das Aktivkohle-Flugstromverfahren. In: Beckmann (Hg.) Emissionsminderung in Kraftwerken 2019, S. 25. ISBN 978-3-934409-96-5, Saxonia, Freiberg.

Schwämmle, T. (2017): Vermessung und Regeneration von SCR-Katalysatoren im Hinblick auf das Quecksilber-Oxidationspotential. VDI-Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilberemissionen". VDI Wissensforum. Frankfurt, 07.03.2017.

Schwämmle, T.; Dux, T.; Liu, X. (2017): Testing and Regeneration of SCR-catalysts in View on their Mercury-Oxidation-Potential. VGB-Workshop "Mercury Control 2017". VGB Powertech. Berlin, 08.06.2017.

Sedlar, M., Pavlin, M., Jacimovic, R., Stergarsek, A., Frkal, P., Horvat, M. (2015) Temperature fractionation of Hg compounds in gypsum from wet flue gas desulfurization system of the coal fired thermal power plant. American J. Analytical Chemistry 6, 939-956.

SGD Süd (2017): Schwefelsäureeinsatz, 06.11.2017. e-mail an Peter Gebhardt.

- Shock, S. S., Noggle, J. J., Bloom, N., Yost, L. J. (2009). Evaluation of potential for mercury volatilization from natural and FGD gypsum products using flux-chamber tests. *Environmental science & technology*, 43(7), 2282-2287.
- Sigmaier (2015): Herr Sigmaier (Liqtech). Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut, 8.5.2015.
- Silberbuch (2016): Statistik der Kohlewirtschaft e.V. - Der Kohlebergbau in der Energiewirtschaft der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 2015. Herne, Köln. Online verfügbar unter http://www.kohlenstatistik.de/files/silberbuch_2015.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- SITA (2016): Antrag nach § 16 BImSchG zur Erhöhung des Durchsatzes, zur Vereinfachung der Annahmbedingungen, zu abfallrechtlichen Änderungen, zur Erhöhung der Sicherheit und zur Verringerung der Emissionen der thermischen Anlage Herne. SITA Remediation GmbH. Herne
- 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.
- Skutan, S.; Brunner, P. H. (2005): Stoffbilanzen mechanisch-biologischer Anlagen zur Behandlung von Restmüll (SEMBA). Umweltbundesamt. Wien. Online verfügbar unter <https://www.bmlrt.gv.at/dam/jcr:4827faaa-e479-47f8-b085-3619f9f9beef/SEMBA%20Endbericht.pdf>, zuletzt geprüft am 09.11.2017.
- Smale, Don (2017): Regulatory Trends, Markets and Technologies - Regulatory Trends Affecting the Processing, Transport and Disposal of Copper Industry Impurities. Präsentation. International Copper Study Group (ICSG), 1st International Seminar on Mining and Sustainable Development Impurities, CESCO Week, Santiago (Chile), 6 April 2017. Online verfügbar unter: <http://www.ecometales.cl/wp-content/uploads/2017/03/Presentation-Don-Smale-Impurities-Seminar.pdf>; zuletzt geprüft am 30.04.2020.
- Smith, A. (2013): The Climate Bonus. Co-benefits of Climate Policy. Online verfügbar unter <http://www.theclimatebonus.org/cobenefits.php>, zuletzt geprüft am 12.06.2017.
- Smokey, S. (2012): Alternatives to Activated carbon for Mercury Control. In *Power Engineering*, S. 22, Nr. 10, 10/2012.
- Spohn, C. (2015): Entwicklungen in der deutschen Abfallverbrennung. 27. VDI-/ITAD-Konferenz Thermische Abfallbehandlung. Würzburg, 01.10.2015.
- Spohn, C. (2017): UBA Hg-Projekt Informationen zu In- und Outputströmen in der Abfallverbrennung, 06.06.2017. E-Mail an P. Gebhardt.
- 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* 40 (45), S. 1385–1392. 2006. Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es062639u>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.
- StALU Rostock (2017): Schwefelsäureeinsatz, 07.11.2017. Telefonat an Peter Gebhardt.
- Stanelle, Katja; Leydolph, Barbara (2010): Anwendungspotentiale mineralischer Anfallstoffe in der Ziegelherstellung. Präsentation. Institut für Fertigertechnik und Fertigbau Weimar (IFF), Fachtagung Recycling R'10, 22. September 2010. Online verfügbar unter: http://www.abw-recycling.de/r10/20_Stanelle.pdf
- Statista (2017): Statista: Deutsche Rohölimporte nach ausgewählten Exportländern in den Jahren 2011 bis 2015. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/2473/umfrage/rohoolimport-hauptlieferanten-von-deutschland/> (letzter Zugriff: 01.08.2017)
- statistica (2017): Kohle in Deutschland. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/themen/732/kohle-in-deutschland/>, zuletzt geprüft am 11.07.2017.

Statistisches Bundesamt (12.12.2016): 64 % des Klärschlammes wurden 2015 verbrannt. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/PresseService/Presse/Pressemitteilungen/2016/12/PD16_446_32214pdf.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Statistisches Bundesamt (Hg.) (2017): Destatis. Tabellen zur Abfallwirtschaft. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Tabellen/TabellenAbfallentsorgungsanlagen.html>, zuletzt geprüft am 02.06.2017.

Statistisches Bundesamt (12.12.2016): 64 % des Klärschlammes wurden 2015 verbrannt. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/PresseService/Presse/Pressemitteilungen/2016/12/PD16_446_32214pdf.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 12.07.2017.

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 Ökopool, 2015.

Steinbeis (2020) Aktualisierte Umwelterklärung 2019, Steinbeis Papier GmbH, Glückstadt, August 2020. Online verfügbar unter https://www.steinbeis-papier.de/fileadmin/user_upload/documents/Zertifikate/Umwelterklaerung_2019_final.pdf, zuletzt geprüft am 28.10.2020.

ST LAU (2017): Bericht über die Durchführung von einmaligen Einzelmessungen zur Prognose des Emissionsverhaltens - Laugenkessel, Messzeitraum August 2015. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Email an P. Gebhardt, Halle, 22. Mai 2017.

Stöcklein, F.; Gass, H.; Suritsch, N. (2016): POP- und Hg-Emissionen aus abfallwirtschaftlichen Anlagen - Teilvorhaben zum Globalvorhaben „Überprüfung des Standes der Technik der Emissionen prioritärer Schadstoffe für einzelne Industriebranchen (Kleinfeuerungsanlagen und abfallwirtschaftliche Anlagen)“; UBA-Texte | 38/2016, online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_38_2016_pop-und_hg-emissionen_aus_abfallwirtschaftlichen_anlagen.pdf; zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Sulphuric Acid (2010): Acid Plant Database, Internetinformation, Sulphuric Acid on the Web, April 2010. Online verfügbar unter: <http://www.sulphuric-acid.com/Sulphuric-Acid-on-the-Web/Acid%20Plants/Acid-Plant-Database-Mercury.htm>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Sun, M., Hou, J., Cheng, G., Baig, S. A., Tan, L., Xu, X. (2014a). The relationship between speciation and release ability of mercury in flue gas desulfurization (FGD) gypsum. Fuel, 125, 66-72.

Sun, M., Cheng, G., Lu, R., Tang, T., Baig, S. A., Xu, X. (2014b). Characterization of Hg⁰ re-emission and Hg²⁺ leaching potential from flue gas desulfurization (FGD) gypsum. Fuel Processing Technology, 118, 28-33.

Szednyj, I.; Schindler, I. (2004): Aktuelle Entwicklungen hinsichtlich Abfalleinsatz und Emissionsminderungstechniken in der Zementindustrie. Hg. v. Umweltbundesamt. Wien. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE237.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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.

Täube (2017): Schreiben von Herrn Täube, Deutscher Asphaltverband (DAV) vom 29.6.2017.

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 30.04.2020.

Tebert, C. (2015a): Quecksilber-Emissionen aus Kohlekraftwerken in Deutschland und den USA vor dem Hintergrund der BVT-Diskussion und gesetzlicher Anforderungen, Ökopool. VDI-Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen". VDI-Wissensforum. Düsseldorf, 15.4.2015.

Tebert, C. (2015b): Quecksilber-Emissionen aus Kohlekraftwerken. Auswertung der EU-Schadstoffregistrierungen nach einer Idee der BZL GmbH. Ökopool, Hamburg.

Tebert, Christian; Volz, Susanne; Gebhardt, Peter; Dehoust, Günter; Kremer, Peter (2016): Gutachten im Rahmen der Entwicklung einer medienübergreifenden Quecksilberminderungsstrategie für Nordrhein-Westfalen. Ökopool/Öko-Institut/RA Kremer im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Hamburg, 2016. Online verfügbar unter http://oekopol.de/src/files/2016-04-02_OeKOPOL_NRW-Quecksilbergutachten_Endbericht_final.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Tembrink, J. (2009): Erfahrungen beim Betrieb von selektiven Quecksilberfällungen in der REA-Abwasseraufbereitung. Technikforum Messung und VDI Technikforum: Minderung von Quecksilberemissionen. VDI, 06.05.2009.

Thiel (2007): Ersatzbrennstoffe in Kohlekraftwerken. Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Kohlekraftwerken. Unter Mitarbeit von S. Thiel. Hg. v. TK verag Karl Thomé-Kozmiensky.

Thomé-Kozmiensky, K.; Beckmann, M. (2007): Berechnung der Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen. Neuruppin (In: Energie aus Abfall, Band 3).

Thorneloe-Howard, S. A. (2009). Evaluating the Thermal Stability of Mercury and Other Metals in Coal Combustion Residues Used in the Production of Cement Clinker, Asphalt, and Wallboard. US Environmental Protection Agency.

Thru (2019): Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister „Pollutant Release and Transfer Register“ (kurz: PRTR). Umweltbundesamt. Dessau. Online verfügbar unter <https://www.thru.de/thrude/>, zuletzt geprüft am 07.04.2019.

Thy, P.; Jenkins, B. M. (2010): Mercury in biomass feedstock and combustion residuals. S. 429–437. Water Air Soil Pollution 209

Tietze (2010): Einsatzmöglichkeiten für gefährliche Abfälle im Zementwerk Rüdersdorf. CEMEX Deutschland AG. Thermische Verfahren der Abfallentsorgung, 20.01.2010. Online verfügbar unter https://www.sbb-mbh.de/fileadmin/media/publikationen/seminarunterlagen/2010-01-20/thermik_10_p_tietze.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

U.S. EPA, Office of Research and Development, NRMRL, Air Pollution Prevention and Control Division (Hg.) (2009): Evaluating the Thermal Stability of Mercury and Other Metals in Coal Combustion Residues Used in the Production of Cement Clinker, Asphalt, and Wallboard. Washington.

UBA Umweltbundesamt (UBA): Altfahrzeuge. Internetinformation. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2020.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/produktverantwortung-in-der-abfallwirtschaft/altfahrzeuge#altfahrzeuge-in-deutschland> zuletzt geprüft am 30.4.2020.

UBA (2003): Umweltbundesamt (UBA): Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU)- BVT-Merkblatt über beste verfügbare Techniken für Mineralöl- und Gasraffinerien mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung. Dessau, Februar 2003. Online verfügbar unter
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_raffinerien_vv_0.pdf,
zuletzt geprüft am 30.4.2020.

UBA (2008): Best Practice Municipal Waste Treatment, WT/I-04_FGC. Datenblatt. Informationssammlung, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2008. Online verfügbar unter:
<http://www.umweltbundesamt.de/informationssammlung-best-practice-municipal-waste>, zuletzt geprüft am 10.4.2019

UBA (2012): Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau Roßlau. Online verfügbar unter
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/klaerschlammentsorgung_in_der_bundesrepublik_deutschland.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

UBA (2015): Fr. K. Kraus, Umweltbundesamt Dessau. Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut, 28.3.2015.

UBA (2015a): Stoffstromorientierte Lösungsansätze für eine hochwertige Verwertung von gemischten gewerblichen Siedlungsabfällen. Texte 18/2015; Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; Forschungskennzahl 371293312; UBA-FB 002067; Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Rosslau.

UBA (2017a): Quecksilbermessungen bei Behälterglas. Telefonische Mitteilung der Fachverantwortung des Umweltbundesamtes für die Glasindustrie an C. Tebert (Ökopol), 27. Juli 2017.

UBA (2017b): Einsatz von quecksilberhaltigem Glasbruch. Mündliche Mitteilung der Fachverantwortung des Umweltbundesamtes für die Glasindustrie. Projektauftrittreffen, 6. Dezember 2016.

UBA (2017c): Nationaler Inventarbericht Deutschland, Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-04-26_climate-change_13-2017_nir-2017_unfccc_de.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

UBA (2017d): Informationen zu Quecksilberemissionen aus der Kupferherstellung. Email der Fachverantwortung des Umweltbundesamtes für die Nichteisenmetallindustrie. Dessau-Roßlau, 29. Juni 2017.

UBA (2018): Roskosch, A., Heidecke, P.: Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt, Dessau, Oktober 2018 Online verfügbar unter:
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018_10_08_uba_fb_klaerschlam_bf_low.pdf, zuletzte geprüft am 15.10.2020

UBA 2019: Angaben zur Dichte von Ziegelsorten sowie zum Glühverlust beim Ziegelbrand und zum Anteil der Ziegelindustrie an der Produktionsmenge der Keramikindustrie. Emails an Ökopol, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 15.3./8.4.2019.

UBA AT (2002): Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen, Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Umweltbundesamt, Wien, 2002. Online verfügbar unter
https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/industrie/pdfs/endversion_deutsch.pdf,
zuletzt geprüft am 30.4.2020.

UBA AT 2007: Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Österreich: Stand der Technik zur Kalk-, Gips- und Magnesiaherstellung- Beschreibung von Anlagen in Österreich. ISBN 3-85457-927-6, Wien, 2007. Online verfügbar unter: www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0128.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

Uhlenbrock, K. (2011): Infoblatt Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlungsanlage Münster. Münster. Online verfügbar unter https://www.klett.de/sixcms/detail.php?template=terrasse_artikel_layout_pdf&art_id=1015810, zuletzt geprüft am 02.06.2017.

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: https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2011/eb/wg5/WGSR49/Informal%20docs/15_AnnexII_I_notrackchanges.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

UNEP (2005): Toolkit for Identification and Quantification of Mercury Releases, Pilot Draft. Pilot Draft. Hg. v. United Nations Environment Program (UNEP): Chemicals. Geneva. Online verfügbar unter <https://clui.org/download/contaminantfocus/mercury/unep-final-pilot-draft-toolkit-dec05.pdf>, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

UNEP (2016): United Nations Environment Programme: Report of the intergovernmental negotiating committee to prepare a global legally binding instrument on mercury on the work of its seventh session, Bericht über das siebte Treffen vom 10. bis 15. März 2016 in Dead Sea, Jordanien, 4.11.2016. Online verfügbar unter http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/meetings/inc7/English/7_22_rev_e_report.pdf, zuletzt geprüft am 1.2.2019.

UNEP (2017): Best available techniques/Best environmental practices (BAT/BEP) Guidance following Article 8 of the Minamata Convention, draft version, United Nations Environment Program (UNEP). Genf, 2017. Online verfügbar unter http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/publications/BAT_BEP_E_interactif.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

UNEP (2019a): United Nations Environment Programme: Explanatory document on the possible use of a threshold of 25 ppm to define waste contaminated with mercury or mercury compounds for the purpose of Article 11 of the Convention – Submission by the European Union and its Member States. UNEP/MC/COP.3/CRP.2, Geneva 25 November 2019

UNEP (2019b): United Nations Environment Programme: Draft decision MC-3/[]: Mercury Waste thresholds. UNEP/MC/COP.3/CRP.18, Geneva, 25-29 November 2019

Uni Bayreuth (2017): Titan - Herstellung und Anwendung. Online verfügbar unter <http://daten.didaktikchemie.uni-bayreuth.de/umat/titan/titan.htm>, zuletzt geprüft am 30.06.2017.

US-EPA (1997): Mercury Study - Report to Congress, Volume II: An inventory to anthropogenic mercury emissions in the United States. United States Environmental Protection Agency, Dezember 1997. Online verfügbar unter: <https://www3.epa.gov/airtoxics/112nmerc/volume2.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

US EPA PS 12B (2017): 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, 8. Juli 2017. Online verfügbar unter

https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-08/documents/performance_specification_12b.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

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 30.04.2020.

van Dijen, F. (2015): Producing gypsum with low Hg content, VGB Workshop Flue Gas Cleaning. Istanbul, 7.5.2015.

VARTA (1999): Bleirecycling mit System - Das Schachtofenverfahren von VARTA. Präsentation, Varta Recycling GmbH, Buchholz/Krautscheid, September 1999. Online verfügbar unter: <http://docplayer.org/21153772-Bleirecycling-mit-system-das-schachtofenverfahren-von-varta.html>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Vattenfall (2012): Veredlung Schwarze Pumpe. Hochwertige Brennstoffe aus Lausitzer Braunkohle. Vattenfall Lignite Mining & Generation. Spremberg. Online verfügbar unter http://www.lignoplus.de/data/brosch_veredlung_dt.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VDI 2094 (2019): Emissionsminderung Zementwerke (Entwurf). VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normausschuss KRdL, Fachbereich Umweltschutztechnik. In VDI Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 3, Beuth Verlag, Juli 2019

VDI 2597 (2004): Emissionsminderung - Anlagen zur Herstellung von Blei und Bleilegierungen, VDI-Richtlinie 2597, VDI Düsseldorf, Juli 2004. Online verfügbar unter <https://www.vdi.de/richtlinien/details/vdi-2597-emissionsminderung-anlagen-zur-herstellung-von-blei-und-bleilegierungen>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VDI 3891 (2015): Emissionsminderung - Anlagen zur Humankremation, VDI-Richtlinie 3891, VDI. Düsseldorf, Juli 2015. Online verfügbar unter <http://www.vdi.de/richtlinien/details/vdi-3891-emissionsminderung-anlagen-zur-humankremation>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VDI 3927-2 (2015): Abgasreinigung - Abscheidung von anorganischen und organischen Spurenstoffen aus Abgasen von Verbrennungsprozessen (Rauchgasen), VDI-Richtlinie 3927, Blatt 2, VDI. Düsseldorf, Mai 2015. Online verfügbar unter <https://www.vdi.de/richtlinien/details/vdi-3927-blatt-2-abgasreinigung-minderung-von-anorganischen-und-organischen-spurenstoffen-in-abgasen-von-verbrennungsprozessen-rauchgasen>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VDZ (2000): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie. Hg. v. Verein deutscher Zementwerke e. V. VDZ. Düsseldorf. Online verfügbar unter http://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/UmweltundRessourcen/Umweltdaten/VDZ_Umweltdaten_1998.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VDZ (2002): Zement. Taschenbuch 2002. Düsseldorf: Verlag Bau+Technik. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Zement-Taschenbuch/Zement-Taschenbuch_2002.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VDZ (2006): VDZ-Tätigkeitsbericht 2003-2005. Umweltverträglichkeit von Zement und Beton. Hg. v. Verein deutscher Zementwerke e. V. VDZ. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Taetigkeitsbericht/VDZ_Kap_VI.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VDZ (2015a): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie. Hg. v. Verein deutscher Zementwerke e. V. VDZ. Düsseldorf. Online verfügbar unter <https://www.vdz->

[online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Umweltdaten/VDZ-Umweltdaten_2015.pdf](https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Umweltdaten/VDZ-Umweltdaten_2015.pdf), zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VDZ (2015b): Technischer Bericht - Anlage A zur Umweltverträglichkeitsstudie A-2015/3490 Anlage A. Beurteilung der Auswirkungen auf die Emissions- und Immissionssituation am Standort bei der Erhöhung des Anteils von Sekundärbrennstoffen auf bis zu 100 % an den Drehrohranlagen 4 und 8 einschließlich der dazugehörigen Maßnahmen zur Anlagenoptimierung und zur Emissionsminderung sowie bei Änderung der maximal zulässigen Schwermetallgehalte im Eisenoxidträger im Zementwerk Lengerich der Dyckerhoff GmbH. VDZ gGmbH. Düsseldorf.

VDZ (2016): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie 2015. Düsseldorf. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Umweltdaten/VDZ-Umweltdaten_2015.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020..

VDZ (2017): Angaben zu mittleren Hg-Gehalten in Kalk von Herrn Hoenig, Verband der Deutschen Zementindustrie.

VDZ (2017a): Informationen von Dr. Hoenig vom VDZ im Rahmen eines Fachgesprächs am 26.4.2017 im Umweltbundsamt Berlin.

VDZ (2017a): Umweltdaten der Deutschen Zementindustrie. 2016. Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ). Düsseldorf. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Umweltdaten/VDZ_Umweltdaten_2016_DE_EN.pdf, zuletzt geprüft am 12.10.2017.

VDZ (2017b): Informationen zu Zementwerken. Email an Peter Gebhardt, Öko-Institut. Herrn Hoenig, VDZ, Düsseldorf, 08.11.2017

VDZ (2018): Informationen zu Zementwerken von Herrn Hoenig, 30.07.2018. e-mail.

VDZ (2019): Entwicklung eines Verfahrens zur Verwertung von MVA Schlacken als Rohstoffkomponente bei der Zementherstellung. Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ) Zusammenfassung Online verfügbar unter: https://www.uni-due.de/mus/proj_rohzem.php, zuletzt geprüft am 20.10.2020

VDZ IGF (2016): Senkung der Hg-Frachten in Zementdrehofenanlagen durch den Einsatz von Sorbentien – Emissionsminderung bei gleichzeitiger Beibehaltung der Produktqualität. IGF-Forschungsvorhaben Nr. 18023 N, Verein deutscher Zementwerke e. V. Düsseldorf. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/1WissenschaftForschung/AiFForschung/Bericht_18023N.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Verallia (2017): Glasproduktion. Internetinformation, Verallia Deutschland AG, Bad Wurzach, 2017. Online verfügbar unter <http://de.verallia.com/faszination-glas/glasproduktion>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Verden (2020): Wieviel Asche bleibt übrig und woraus besteht sie? Feuerbestattungen Verden, 2020. Online verfügbar unter <http://www.feuerbestattungen-verden.de/antwort05.htm>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Verein deutscher Zementwerke e. V. VDZ (Hg.) (2006): VDZ Activity Report 2003-2005. Düsseldorf. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Taetigkeitsbericht/Taetigkeitsbericht_03_05.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Vermeulen, I.; van Caneghem, J.; Block, C.; Vandecasteele, C. (2009): Comparison of the environmental impact of the incineration of calorific industrial waste in a rotary kiln and a cement kiln in view of fuel substitution. Hg. v. Katholieke Universiteit Leuven.

VerpackG (2017): Entwurf eines Gesetzes zur Fortentwicklung der haushaltsnahen Getrennterfassung von wertstoffhaltigen Abfällen, Deutscher Bundestag, Drucksache 18/11274, Berlin, 22. Februar 2017. Online verfügbar unter: <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/18/112/1811274.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VerpackV (1998): Verordnung über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen. Bonn, 21. August 1998. Online verfügbar unter <http://www.verpackung.org/839.html>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

VersatzV (2012): Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage (Versatzverordnung - VersatzV), in der Fassung vom 24.02.2012

Vogel, C.; Krüger, O.; Herzel, H.; Amidani, L.; Adam, C. (2016): Chemical state of mercury and selenium in sewage sludge ash based P-fertilisers. In: Journal of hazardous materials 2016, 2016 (313), S. 179–184.

Vogler, C., Wern, B., Porzig, M., Hauser, E., Guss, H., Baur, F., Scholl, F., Böffel, A., Mechenbier, D. (2020): Altholz Quo Vadis? Izes gGmbH Institut für ZukunftsEnergie- und Stoffstromsysteme, steag New Energies GmbH, Saarbrücken, den 30.6.2020. Online verfügbar unter: http://www.izes.de/sites/default/files/publikationen/ST_16_079.pdf, zuletzt geprüft am 15.10.2020

Vollmer, B.; Shishido, S.; Sugita, S. (2016): Implementation of BREF Requirements into ongoing Execution of an EPC Contract. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 16.06.2016.

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. (2014): Commercial CaBr₂-applicatons in USA. E-Mail an C. Tebert, Ökopol, 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. W.; Fülöp, G.; Kramer, M.; Gruber-Waltl, A. (2018): Cost-effective mercury abatement of hard coal-fired boilers by small amounts of bromide and PRAVO. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 06.12.2018.

Vosteen, B. W.; Gosset, T.; Chaucherie, X. (2017): Advances in Bromine-Based Mercury Emission Control at Different French Waste Incineration Plants. Mercury Control 2017. VGB Powertech. Berlin, 08.06.2017.

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 30.04.2020.

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.

Vosteen, Bernhard (2010): Betriebliche Erfahrungen zur bromgestützten Quecksilberabscheidung in USA und Europa. Depotech.

Vosteen, Bernhard; Ullrich, Richard (2003): Mercury-Related Chemistry in Waste Incineration and Thermal Process Flue Gases. Posterpräsentation. Vosteen Consulting GmbH; Bayer; Martin-Luther-University Halle-Wittenberg.

VZu (2019): Antwort zur Anfrage nach Kalköfen und Branntkalkproduktionsmengen in der Zuckerindustrie. Geschäftsführer, Verein der Zuckerindustrie, Berlin. Email an Ökopool, 9. August 2019.

Walterick, G.; Smith, L. (2017): Optimizing mercury removal processes for industrial wastewaters. Suez (Water Technologies & Solutions - technical paper).

W&P (2018): „XMercury“ Anlage seit Anfang 2018 im Vollbetrieb. Pressemeldung und Internetinformation. W&P Zement GmbH, Klein St. Paul/AT, 6.7.2018. Online verfügbar unter <http://www.umwelt.wup.at>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

W&P (2019): Umweltmessdaten Werk Wietersdorf - Monatsmessberichte März 2015 bis August 2018. Internetinformation. W&P Zement GmbH, Klein St. Paul/AT. Online verfügbar unter <http://www.umwelt.wup.at>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Wagner, Siegfried; Harr, Beate; Meyer, Udo (1998): Ökologisches Bauen mit Ziegeln. Broschüre. Arbeitsgemeinschaft Mauerziegel e.V. im Bundesverband der Deutschen Ziegelindustrie e.V., Bonn, 1998. Online verfügbar unter: <http://ziegel.de/pdf/oeko.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Walter, B.; Tesar, M. (2009): Porosierungsmittel in der österreichischen Ziegelindustrie. Herkunft und Einsatz. Hg. v. Umweltbundesamt. Wien.

Walterick, G.; Smith, L. (2017): Optimizing mercury removal processes for industrial wastewaters. Suez (Water Technologies & Solutions - technical paper).

Wang, F.; Wang, S.; Zhang, L.; Yang, H.; Wu, Q.; Hao, J. (2014a): Mercury enrichment and its effects on atmospheric emissions in cement plants of China. In: Atmospheric Environment 92, S. 421–428. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2014.04.029.

Wang, F.; Wang, S.; Zhang, L.; Yang, H.; Wu, Q.; Hao, J. (2016): Characteristics of mercury cycling in the cement production process. In: Journal of hazardous materials 302, S. 27–35. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.09.042.

Wang, J.; Hayes, J.; Wu, C.-Y.; Townsend, T. (2014b): Characterisation of Vapour Mercury Released from Concrete Processing with Baghouse Filter Dust Added Cement. In: Environm. Sci. Technol. 48, 2014, S. 2481–2487. Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es4044962?journalCode=esthag>, zuletzt geprüft am 30.10.2017.

WBCSD (2005): Guidelines for the Selection and Use of Fuels and Raw Materials in the Cement Manufacturing Process. Fuels and Raw Materials. Draft Version 1.0. World Business Council for Sustainable Development. Conches-Geneva. Online verfügbar unter http://www.coprochem.org/documents/9csi_fuels_and_raw_materials-final.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2017.

WDR (2020): Datteln 4: Kraftwerk geht ans Netz. Online verfügbare unter: <https://www1.wdr.de/nachrichten/ruhrgebiet/datteln-vier-geht-ans-netz-100.html>, zuletzt geprüft am 15.6.2020

Wecker, A. (2019): Kurzbeschreibung zu den Hg-Forschungsaktivitäten von Mitgliedsunternehmen des VGB PowerTech e. V., VGB PowerTech, Essen, Januar 2019.

Wecker, A. (2020): Aktivkoks-Flugstromverfahren im RWE-Braunkohlekraftwerk Niederaußem. Email an C. Tebert (Ökopool). VGB PowerTech, Essen, 14. Mai 2020.

Wess, R.A. (2016): Gesundheitliche Bewertung von REA-Gips, Kommunikationspapier von Envigo

Wiechmann, B.; Gleis, M. (2012): Quecksilberemissionen von Krematorien - Ein abnehmendes Problem? Umweltbundesamt (Hg.), Dessau-Roßlau, Juli 2012.

Wiechmann, B. (2013): Klärschlammbehandlung in Mono- und Mitverbrennungsanlagen. Stand und Perspektiven. Umweltbundesamt (Hg.), Dessau-Roßlau, 09.10.2013.

Wiechmann, B.; Dienemann, C.; Kabbe, C.; Brandt, S. (2012): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Dessau-Roßlau, 01.01.2012.

Wiechmann, B.; Dienemann, C.; Kabbe, C.; Vogel, I.; Roskosch, A. (2013): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Wiegmann: Gipsfibel (o.D.). Eigenschaften von Gips. Wiegmann Dental. Online verfügbar unter <http://www.wiegmann.de/gipsfibel/eigenschaften-von-gips.html>, zuletzt geprüft am 05.05.2020.

Wilcox, J. (2015): Atomistic-Level Models. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 389. Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/9783527658787>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

Wilhelm et al. (2007): Wilhelm S.M., Liang L., Cussen D., Kirchgessner D.A.: Mercury in Crude Oil Processed in the United States (2004). In: Environmental Science and Technology (41), 13, 2007.

WIN (2018): Produktinformation REA Gips. Wirtschaftsverband mineralische Nebenprodukte e.V., Düsseldorf, Juni 2018. Online verfügbar unter: https://win-ev.org/fileadmin/win-ev.org/News/Produktinformation_REA-Gips_2018-06.pdf

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.

Winter, S.; Kalynchuk, A.; Hoydick, M. (2016): Mercury Capture and Re-emission Issues from WFGD Systems; Lessons Learned from the US-Market. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 15.06.2016.

Wirling, J. (2011): Sicherheitstechnische Aspekte bei der Anwendung von kohlenstoffhaltigen Sorbentien zur Flugstromadsorption. In: Energie aus Abfall, Band 8, Vivis Verlag, Nietwerder. Online verfügbar unter https://www.vivis.de/wp-content/uploads/EaA8/2011_EaA_647_666_Wirling, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Wirtschaftsvereinigung Stahl (2016): Fakten zur Stahlindustrie in Deutschland. Online verfügbar unter http://www.stahl-online.de/wp-content/uploads/2013/12/Fakten_Stahlindustrie_2016_V2.pdf, zuletzt geprüft am 05.10.2017.

Wollny, V. (2001): DSD 2020. Beiträge der Dualen System Deutschland AG zur nachhaltigen Entwicklung - Stand und Perspektiven - Endbericht. Öko-Institut e.V. Institut für angewandte Ökologie. Darmstadt.

Wong, J. (2015): Introduction to Carbon Sorbents for Pollution Control. In: Evan J. Granite, Henry W. Pennline und Constance Senior (Hg.): Mercury Control - For Coal-Derived Gas Streams, Wiley-VCH Verlag. Weinheim, S. 277. Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/9783527658787>, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

Wu, C.; Mouri, H.; Chen, S.-S.; Zhang, D.-Z.; Koga, M.; Kobayashi, J. (2016): Removal of trace-amount mercury from wastewater by forward osmosis. In: Journal of Water Process Engineering, 2016 (14), S. 108–116.

Wu, H.; Sun, J.; Qi, D. et al. (2018): Photocatalytic removal of elemental mercury from flue gas using walled carbon nanotubes impregnated with titanium dioxide. In: Fuel 230, 2018, S. 218–225.

Wu, Q. R.; Wang, S. X.; Zhang, L.; Song, J. X.; Yang, H.; Meng, Y. (2012): Update of mercury emissions from China's primary zinc, lead and copper smelters, 2000–2010. Atmospheric Chemistry and Physics, 12, S. 11153–11163, 2012. Online verfügbar unter: <http://www.atmos-chem-phys.net/12/11153/2012/acp-12-11153-2012.pdf>; zuletzt geprüft am 30.04.2020

Wu, Q.; Gao, W.; Wang, X.; Hao, J. (2017): Updated atmospheric mercury emissions from iron and steel production in China during 2000–2015 Atmos. Chem. Phys. Discuss., doi 10.5194/acp-2017-87. Atmos. Chem. Phys. 17, 10423–10433. Online verfügbar unter <https://www.atmos-chem-phys.net/17/10423/2017/acp-17-10423-2017.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Yost, L. J., Shock, S. S., Holm, S. E., Lowney, Y. W., Noggle, J. J. (2010). Lack of complete exposure pathways for metals in natural and FGD gypsum. Human and Ecological Risk Assessment 16(2), 317–339.

Zechner, C. (2015): Wietersdorfer investiert 2,9 Millionen in Quecksilber-Filteranlage. Kleine Zeitung, 17.2.2015. Online verfügbar unter http://www.kleinezeitung.at/kaernten/stveit/4665268/HCBskandal_29-Millionen-fuer-weniger-Schadstoffe, zuletzt geprüft am 1.2.2019.

Zeschmar-Lahl, B. (2003): Schadstoffanreicherung im Erzeugnis aufgrund des Einsatzes von Ersatzbrennstoffen in Zementwerken und Feuerungsanlagen. Erforderliche Reglementierungen aus der Sicht des technischen Umweltschutzes. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin. Online verfügbar unter http://www.bzl-gmbh.de/de/sites/default/files/BZL_Diss_end.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020

Zettlitzer (1997): Mercury in Steel Equipment Used for Natural Gas Production. Amounts, Specification, and Penetration Depth. Hg. v. 8th International Symposium on Oilfield Chemicals. RWE DEA Aktiengesellschaft für Mineralöl und Chemie, Wietze, Germany; Preussag Energie GmbH, Lingen Germany. Geilo/Norway.

Zhang, L.; Test, V.; Test, Y. (2015): Mechanism of mercury transformation and synergistic removal from coal combustion. Postdoctoral Research Report. Beijing, China, 2015.

Zhang, Lei; Wang, Shuxiao; Wu, Qingru; Meng, Yang; Yang, Hai; Wang, Fengyang; Zhang, Jiming Hao (2009): Were mercury emission factors for Chinese non-ferrous metal smelters overestimated? Evidence from onsite measurements in six smelters. Environmental Pollution, 171 (2012) S. 109–117. Online verfügbar unter: <http://hg-removal.com/uploadfile/download/56SmeltersMeasuring.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Zhang, Q.; Liu, Y.; Cao, Y.; Zhang, W.; Wei, Y.; Feng, L.; Jiang, L. (2018a): A facile method to pre-pare dual-functional membrane for efficient oil removal and in situ reversible mercury ions adsorption from wastewater. In: Applied Surface Science, 2018 (434), S. 57–62.

Zhang, Y.; Zhang, X.; Zhou, S.; He, Y. (2018b): Removal of mercury in waste water using activated red mud. IOP Conference Service: Earth and Environmental Science.

Zhang, Lei; Wang, Shuxiao; Wu, Qingru; Wang, Fengyang; Lin, Che-Jen; Zhang, Leiming et al. (2016): Mercury transformation and speciation in flue gases from anthropogenic emission sources. A critical review (4). Online verfügbar unter <http://www.atmos-chem-phys.net/16/2417/2016/acp-16-2417-2016.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Zhang, W.; Wei, W.; Hu, D.; Zhu, Y.; Wang, X. (2013): Emission of Speciated Mercury from Residential Biomass Fuel Combustion in China. In: Energy Fuels, 2013 (27), S. 6792–6800.4. BImSchV. Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV) vom 2. Mai 2013 (BGBl. I Nr. 21, S. 973) zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 9. Januar 2017 (BGBl. Nr. 3, S. 42 in Kraft getreten am 14. Januar 2017 (2017b)).

- Zhu, Z. W., Zhuo, Y. Q., Fan, Y. M., Wang, Z. P. (2017). Mechanism of mercury vapor release from flue gas desulfurization gypsum. *Fuel Processing Technology*, 156, 485-490
- Zhu, Z., Zhuo, Y., Fan, Y., Wang, Z. (2016). Fate of mercury in flue gas desulfurization gypsum determined by Temperature programmed decomposition and sequential Chemical Extraction. *Journal of Environmental Sciences*, 43, 169-176.
- Ziegelverband (2019): Probenbereitstellung von Ton und Schälkornabfall der Ziegelindustrie, Informationen zum spezifischen Schälkorneinsatz, zur Produktionsmenge, zu Emissionen und zur Gesamtzahl der Anlagen, Emails an C. Tebert, Ökopool, Bundesverband der Deutschen Ziegelindustrie e. V., Berlin, Januar - Oktober 2019.
- Zimmermann, J. (2017): Schreiben vom 8.5.2017. Bundesgütegemeinschaft Kompost.
- Zinkhütte (2017): Daten und Kennzahlen 2016, Nordenhamer Zinkhütte GmbH, Nordenham, März 2017. Online verfügbar unter: <http://www.nordenhamer-zinkhuette.de/de/qualitaet-umwelt/Documents/Faltblatt-Stakeholder-2016.pdf>, zuletzt geprüft am 30.04.2020
- Zinkhütte (2019): Email des Umwelt-Beauftragten an das Fachgebiet III 2.2 im Umweltbundesamt. Nordenhamer Zinkhütte GmbH, 15. Februar 2019.
- Zou, R., Zeng, X., Luo, G., Qiu, Y., Zhang, B., Xu, Y., et. al. (2016b). Mercury stability of byproducts from wet flue gas desulfurization devices. *Fuel*, 186, 215-221.4. BImSchV (2017): Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV).
- Zukowski, T. (2018): Experience in activated carbon testing - the right choice of powder activated carbon under high mercury and sulfur trioxide concentration. VGB Workshop Mercury Control. VGB Powertech. Berlin, 7.12.2018Z
- Zscherpe, T. (2014): Neue Anforderungen und Trends für ein intelligentes Katalysatormanagement, VDI-Fachtagung. Düsseldorf, 26./27.11.2014.
- Zunzer, U. (2019): Messen von Quecksilberemissionen mit Sorbent Traps im Vergleich zum Standardreferenzverfahren nach DIN EN 13211. 19. VDI-Fachkonferenz „Messung und Minderung von Quecksilberemissionen. Köln, 27. März 2019.