TEXTE
67/2021

# Quecksilberemissionen aus industriellen Quellen – Status Quo und Perspektiven

## Abschlussbericht – Teil 1: Quecksilber-Entstehungs- und Verbreitungspfade der Industriebranchen in Deutschland

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 67/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3716 53 302 2
FB000482/1

# Quecksilberemissionen aus industriellen Quellen – Status Quo und Perspektiven

Abschlussbericht – Teil 1:
Quecksilber-Entstehungs- und Verbreitungspfade der Industriebranchen in Deutschland

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
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 “long-term safe 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 ..... 22

Tabellenverzeichnis ..... 25

Abkürzungsverzeichnis ..... 38

Zusammenfassung ..... 41

Summary ..... 63

1 Einleitung ..... 84

2 Ermittlung von Eintrags- und Austragspfaden für Quecksilber ..... 88

2.1 Ziel ..... 88

2.2 Vorgehensweise ..... 88

2.3 Messverfahren zur Bestimmung von Quecksilber in Abgas und Abwasser ..... 94

2.3.1 Abgas ..... 94

2.3.1.1 DIN EN 13211:2001 (Europäische Norm, „Standardreferenzverfahren“): ..... 94

2.3.1.2 DIN EN 14884:2006 (Europäische Norm, „Automatische Messeinrichtungen“): ..... 94

2.3.1.3 CEN/TS 17286:2019 (Europäische Vornorm, „Messung mit Sorptionsfalle“, „Sorbent Trap“) ..... 95

2.3.1.4 ISO/DIS 21741:2019 (E) (ISO-Normentwurf, „Goldfallen-Methode“) ..... 96

2.3.2 Abwasser ..... 96

2.4 Eigene Untersuchungen von Quecksilber in Input- und Outputmaterialien sowie in der Abluft ausgewählter Anlagen ..... 96

2.4.1 Feststoffmessungen ..... 96

2.4.1.1 Hg-Analytik: Methodisches ..... 98

2.4.1.2 Probenbereitstellung ..... 98

2.4.1.3 Ergebnisse ..... 99

2.4.1.4 Resümee ..... 100

2.4.2 Abgasmessungen ..... 101

2.4.2.1 Verwendete Messeinrichtung ..... 101

2.4.2.2 Ergebnisse der durchgeführten Messungen ..... 102

2.5 Großfeuerungsanlagen Braunkohle (IED 1.1) ..... 104

2.5.1 Vorgehensweise ..... 104

2.5.2 Anlagenbeschreibung ..... 104

2.5.2.1 Anlagenbestand ..... 105

2.5.3 Quecksilbereintrag ..... 105

2.5.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ..... 106

2.5.4.1 Co-Benefit ....106
2.5.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....107
2.5.5 Quecksilberaustrag ....107
2.5.5.1 Berechnung von Quecksilberausträgen anhand einer Massenbilanz ....108
2.5.5.2 Berechnung von Quecksilberausträgen anhand von Transferfaktoren ....108
2.5.5.3 Emissionen über den Luftpfad ....110
2.5.6 Gesamtbetrachtung ....111
2.6 Großfeuerungsanlagen (IED 1.1) Steinkohle ....112
2.6.1 Anlagenbeschreibung ....112
2.6.2 Anlagenbestand ....114
2.6.3 Quecksilbereintrag ....114
2.6.4 Verhalten von Quecksilber im Feuerungsprozess von Kohlekraftwerken ....115
2.6.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....116
2.6.5.1 Co-Benefit ....116
2.6.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....118
2.6.6 Quecksilberaustrag ....118
2.6.6.1 Berechnung von Quecksilberausträgen über Reststoffe und Kraftwerksnebenprodukte anhand einer Massenbilanz für eine Staubfeuerung ....119
2.6.6.2 Berechnung von Quecksilberausträgen über Reststoffe und Kraftwerksnebenprodukte anhand von Transferfaktoren ....120
2.6.6.3 Emissionen über den Luftpfad ....122
2.6.6.4 Quecksilberausträge über das Abwasser ....123
2.6.7 Gesamtbetrachtung ....124
2.7 Mittelgroße Feuerungsanlagen für Brennstoffe aus Kohle (Non-IED) Anlagen zur Verbrennung von Braunkohlestaub ohne Zementwerke ....125
2.7.1 Anlagenbeschreibung ....125
2.7.2 Anlagenbestand ....127
2.7.3 Quecksilbereintrag ....128
2.7.4 Verhalten von Quecksilber im Feuerungsprozess von Kohlefeuerungsanlagen ....128
2.7.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....128
2.7.5.1 Co-Benefit ....129
2.7.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....129
2.7.6 Quecksilberaustrag ....129
2.7.7 Gesamtbetrachtung ....130

2.8 Mittelgroße Feuerungsanlagen für Brennstoffe aus Kohle (Non-IED) Anlagen zur Verbrennung von Steinkohle ....131
2.8.1 Anlagenbeschreibung ....131
2.8.2 Anlagenbestand ....132
2.8.3 Quecksilbereintrag ....132
2.8.4 Verhalten von Quecksilber im Feuerungsprozess von Kohlefeuerungsanlagen ....132
2.8.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....132
2.8.5.1 Co-Benefit ....132
2.8.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....133
2.8.6 Quecksilberaustrag ....133
2.8.7 Gesamtbetrachtung ....133
2.9 Biomassefeuerungsanlagen ....134
2.9.1 Anlagenbeschreibung ....135
2.9.2 Anlagenbestand ....135
2.9.3 Quecksilbereintrag ....136
2.9.4 Verhalten von Quecksilber bei der Biomasseverbrennung ....137
2.9.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....137
2.9.5.1 Co-Benefit ....137
2.9.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....137
2.9.6 Quecksilberaustrag ....138
2.9.7 Gesamtbetrachtung ....139
2.10 Öl-Raffinerien (IED 1.2) ....140
2.10.1 Anlagenbeschreibung ....140
2.10.2 Anlagenbestand ....142
2.10.3 Quecksilbereintrag ....142
2.10.4 Verhalten von Quecksilber bei der Destillation von Erdöl ....146
2.10.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....146
2.10.5.1 Co-Benefit ....146
2.10.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....147
2.10.6 Quecksilberaustrag ....147
2.10.7 Gesamtbetrachtung ....151
2.11 Förderung und Verteilung von Erdgas (Non-IED) ....152
2.11.1 Anlagenbeschreibung ....152
2.11.2 Anlagenbestand ....153

2.11.3 Quecksilbereintrag ..... 153
2.11.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ..... 154
2.11.4.1 Co-Benefit ..... 154
2.11.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ..... 154
2.11.5 Quecksilberaustrag ..... 154
2.11.6 Gesamtbetrachtung ..... 157
2.12 Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz (2.1, 2.5 a) - Blei ..... 158
2.12.1 Anlagenbeschreibung ..... 158
2.12.1.1 Genehmigungsrahmen ..... 158
2.12.2 Anlagentechnik ..... 158
2.12.2.1 QSL-Prozess ..... 159
2.12.2.2 Ausmelt/Sirosmelt-Badschmelzofen ..... 160
2.12.2.3 Sekundärschmelzöfen ..... 162
2.12.2.4 Raffination ..... 162
2.12.3 Anlagenbestand und Produktion ..... 164
2.12.4 Quecksilbereintrag ..... 165
2.12.4.1 Rohstoffe ..... 165
2.12.4.2 Zuschlagstoffe ..... 167
2.12.4.3 Energieträger ..... 168
2.12.4.4 Verhalten von Quecksilber in der Bleiherstellung ..... 169
2.12.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ..... 170
2.12.5.1 Co-Benefit Abluftreinigung ..... 170
2.12.5.2 Spezifische Abluft-Quecksilberminderungstechniken ..... 171
2.12.5.3 Co-Benefit Abwasserreinigung ..... 171
2.12.5.4 Spezifische Abwasser-Quecksilberminderungstechniken ..... 172
2.12.6 Quecksilberaustrag ..... 172
2.12.6.1 Luftpfad ..... 172
2.12.6.2 Wasserpfad ..... 173
2.12.6.3 Abfallpfad ..... 174
2.12.6.4 Produktpfad ..... 176
2.12.7 Gesamtbetrachtung ..... 177
2.13 Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz (2.1, 2.5 a) - Kupfer ..... 178
2.13.1 Anlagenbeschreibung ..... 178
2.13.1.1 Genehmigungsrahmen ..... 178

2.13.1.2 Anlagentechnik ....179
2.13.1.3 Einsatzstoffe....182
2.13.1.4 Abfälle....183
2.13.2 Anlagenbestand und Produktion ....183
2.13.3 Quecksilbereintrag ....184
2.13.3.1 Rohstoffe ....184
2.13.3.2 Brennstoffe und Reduktionsmittel....187
2.13.3.3 Zusammenfassung der Quecksilbereinträge ....187
2.13.4 Verhalten von Quecksilber in der Kupferherstellung....188
2.13.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken....189
2.13.5.1 Co-Benefit Abluftreinigung ....189
2.13.5.2 Spezifische Abluft-Quecksilberminderungstechniken....189
2.13.5.3 Co-Benefit Abwasserreinigung....190
2.13.5.4 Spezifische Abwasser-Quecksilberminderungstechniken ....190
2.13.6 Quecksilberaustrag ....190
2.13.6.1 Luftpfad ....190
2.13.6.2 Wasserpfad ....193
2.13.6.3 Abfallpfad ....194
2.13.6.4 Produktpfad ....195
2.13.7 Gesamtbetrachtung ....196
2.14 Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz (2.1, 2.5 a) - Zink ....197
2.14.1 Anlagenbeschreibung....197
2.14.1.1 Genehmigungsrahmen ....197
2.14.1.2 Anlagentechnik ....198
2.14.1.3 Einsatzstoffe....199
2.14.1.4 Energieträger ....201
2.14.2 Anlagenbestand und Produktion ....201
2.14.3 Quecksilbereintrag ....201
2.14.3.1 Rohstoffe ....201
2.14.3.2 Zuschlagstoffe ....203
2.14.4 Verhalten von Quecksilber in der Zinkherstellung....205
2.14.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken....205
2.14.5.1 Co-Benefit Abluftreinigung ....205
2.14.5.2 Spezifische Abluft-Quecksilberminderungstechniken....205

2.14.5.3 Co-Benefit Abwasserreinigung....206
2.14.5.4 Spezifische Abwasser-Quecksilberminderungstechniken....206
2.14.6 Quecksilberaustrag....206
2.14.6.1 Luftpfad....207
2.14.6.2 Wasserpfad....208
2.14.6.3 Abfallpfad....208
2.14.6.4 Produktpfad....209
2.14.7 Gesamtbetrachtung....210
2.15 Koks- und Eisenerzeugung (IED 1.3, 2.1, 2.2) - Kokereien, Sinteranlagen und Hochöfen...212
2.15.1 Anlagenbeschreibung....212
2.15.1.1 Genehmigungsrahmen....212
2.15.1.2 Anlagentechnik....212
2.15.1.3 Anlagenbestand....216
2.15.2 Quecksilbereintrag....217
2.15.3 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken....220
2.15.3.1 Co-Benefit....220
2.15.3.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken....221
2.15.4 Quecksilberaustrag....221
2.15.5 Gesamtbetrachtung....227
2.16 Oxygenstahlwerke (IED – Nr. 2.2)....231
2.16.1 Anlagenbeschreibung....231
2.16.2 Anlagenbestand....233
2.16.3 Quecksilbereintrag....233
2.16.4 Verhalten von Quecksilber bei der Oxygenstahlerzeugung....234
2.16.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken....235
2.16.5.1 Co-Benefit....235
2.16.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken....235
2.16.6 Quecksilberaustrag....235
2.16.7 Gesamtbetrachtung....238
2.17 Stahlproduktion (IED 2.2) - Elektrostahlwerke....239
2.17.1 Anlagenbeschreibung....239
2.17.2 Anlagenbestand....241
2.17.3 Quecksilbereintrag....241
2.17.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken....242

2.17.4.1 Co-Benefit ....242
2.17.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....242
2.17.5 Quecksilberaustrag ....242
2.17.5.1 Austräge über Reststoffe ....243
2.17.5.2 Emissionen über den Luftpfad ....244
2.17.6 Gesamtbetrachtung ....245
2.18 Eisen- und Nichteisen-Gießereien (IED 2.4) ....246
2.18.1 Anlagenbeschreibung ....246
2.18.2 Anlagenbestand und Produktion ....247
2.18.3 Quecksilbereintrag ....247
2.18.4 Verhalten von Quecksilber in Gießereien ....248
2.18.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....248
2.18.5.1 Co-Benefit ....248
2.18.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....249
2.18.6 Quecksilberaustrag ....249
2.18.7 Gesamtbetrachtung ....251
2.19 Zementproduktion (IED 3.1 a: Drehrohre) ....252
2.19.1 Anlagenbeschreibung ....252
2.19.1.1 Verfahrensbeschreibung ....252
2.19.2 Anlagenbestand ....253
2.19.3 Quecksilbereintrag ....254
2.19.3.1 Eintrag über Rohstoffe für die Klinkererzeugung ....254
2.19.3.2 Einträge über Energieträger ....255
2.19.3.3 Eintrag über andere Zementhauptbestandteile und Erstarrungsregler ....258
2.19.4 Verhalten von Quecksilber im Zementherstellungsprozess ....259
2.19.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....262
2.19.5.1 Co-Benefit ....262
2.19.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....263
2.19.6 Quecksilberaustrag ....264
2.19.6.1 Austrag über Luft, Klinker und Zement ....264
2.19.6.2 Austrag über Reststoffe ....268
2.19.7 Gesamtbetrachtung ....268
2.20 Herstellung von Kalk (IED 3.1b) ....269
2.20.1 Anlagenbeschreibung ....269

2.20.1.1 Genehmigungsrahmen ....269
2.20.1.2 Anlagentechnik ....270
2.20.1.3 Einsatzstoffe ....270
2.20.1.4 Brennstoffe ....271
2.20.1.5 Abfälle ....271
2.20.2 Anlagenbestand und Produktion ....271
2.20.3 Quecksilbereintrag ....271
2.20.4 Verhalten von Quecksilber in der Branntkalkherstellung ....273
2.20.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....273
2.20.5.1 Co-Benefit ....273
2.20.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....273
2.20.6 Quecksilberaustrag ....274
2.20.7 Gesamtbetrachtung ....277
2.21 Herstellung von Gips (IED – Nr. 3.1 a) ....279
2.21.1 Anlagenbeschreibung ....279
2.21.1.1 Anlagen zur Kalzinierung ....279
2.21.1.2 Herstellung von Gipsbauplatten ....283
2.21.2 Anlagenbestand und Produktion ....284
2.21.3 Quecksilbereintrag ....284
2.21.3.1 Rohstoffe ....285
2.21.3.2 Energieträger ....285
2.21.3.3 Rechenwerte Quecksilbereintrag ....286
2.21.4 Verhalten von Quecksilber bei der Kalzinierung von Gips ....286
2.21.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....287
2.21.5.1 Co-Benefit ....287
2.21.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....287
2.21.6 Quecksilberaustrag ....288
2.21.7 Gesamtbetrachtung ....290
2.22 Herstellung von Glas (IED 3.3) ....290
2.22.1 Anlagenbeschreibung ....290
2.22.1.1 Genehmigungsrahmen ....290
2.22.1.2 Anlagentechnik ....291
2.22.1.3 Einsatzstoffe ....292
2.22.1.4 Abfälle ....293

2.22.2 Anlagenbestand und Produktion ....293
2.22.3 Quecksilbereintrag ....293
2.22.3.1 Primärrohstoffe ....294
2.22.3.2 Sekundärrohstoffe ....295
2.22.4 Verhalten von Quecksilber in der Glasherstellung ....299
2.22.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....300
2.22.5.1 Co-Benefit ....300
2.22.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....300
2.22.6 Quecksilberaustrag ....300
2.22.7 Gesamtbetrachtung ....302
2.23 Keramikindustrie (IED 3.5) ....304
2.23.1 Anlagenbeschreibung ....304
2.23.1.1 Genehmigungsrahmen ....304
2.23.1.2 Anlagentechnik ....304
2.23.1.3 Einsatzstoffe ....305
2.23.1.4 Energieträger ....305
2.23.1.5 Abfälle ....305
2.23.2 Anlagenbestand und Produktion ....306
2.23.3 Quecksilbereintrag ....306
2.23.3.1 Rohstoffe und Zuschlagstoffe ....306
2.23.3.2 Energieträger ....309
2.23.4 Verhalten von Quecksilber in der Ziegelherstellung ....310
2.23.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....311
2.23.5.1 Co-Benefit ....311
2.23.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....311
2.23.6 Quecksilberaustrag ....312
2.23.7 Gesamtbetrachtung ....315
2.24 Chemische Industrie - Schwefelsäureherstellung (IED 4.2b) ....316
2.24.1 Anlagenbeschreibung ....316
2.24.2 Anlagenbestand und Produktion ....317
2.24.3 Quecksilbereintrag ....319
2.24.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....320
2.24.4.1 Co-Benefit ....320
2.24.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....320

2.24.5 Quecksilberaustrag ....320
2.24.5.1 Quecksilberaustrag über den Luftpfad ....320
2.24.5.2 Quecksilberaustrag über Abwasser ....321
2.24.5.3 Quecksilberaustrag über Abfälle ....321
2.24.5.4 Quecksilberaustrag über Produkte ....321
2.24.6 Gesamtbetrachtung ....322
2.25 Chemische Industrie - Düngemittelproduktion (IED 4.3) ....323
2.26 Chemische Industrie - Aluminiumoxidherstellung (IED 4.2e) ....324
2.26.1 Anlagenbeschreibung ....324
2.26.1.1 Genehmigungsrahmen ....324
2.26.1.2 Anlagentechnik ....324
2.26.1.3 Einsatzstoffe ....325
2.26.1.4 Brennstoffe ....325
2.26.1.5 Abfälle ....326
2.26.2 Anlagenbestand und Produktion ....326
2.26.3 Quecksilbereintrag ....326
2.26.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....327
2.26.4.1 Co-Benefit ....327
2.26.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....327
2.26.5 Quecksilberaustrag ....327
2.26.5.1 Quecksilberaustrag über den Luftpfad ....327
2.26.5.2 Quecksilberaustrag über Abfall ....327
2.26.5.3 Quecksilberaustrag über Abwasser ....329
2.26.5.4 Quecksilberaustrag über Produkte ....329
2.26.6 Gesamtbetrachtung ....329
2.27 Chemische Industrie Titandioxidproduktion (IED – Nr. 4.2e) ....330
2.27.1 Anlagenbeschreibung ....330
2.27.1.1 Chloridverfahren ....331
2.27.1.2 Sulfatverfahren ....331
2.27.2 Anlagenbestand und Produktion ....332
2.27.3 Quecksilbereintrag ....333
2.27.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....334
2.27.4.1 Co-Benefit ....334
2.27.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....334

2.27.5 Quecksilberaustrag ....334
2.27.6 Gesamtbetrachtung ....335
2.28 Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen (IED 6.11) ....336
2.28.1 Anlagenbeschreibung ....336
2.28.2 Anlagenbestand ....337
2.28.3 Quecksilbereintrag ....337
2.28.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....337
2.28.4.1 Co-Benefit ....337
2.28.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....337
2.28.5 Quecksilberaustrag ....337
2.28.6 Gesamtbetrachtung ....338
2.29 Abfallverbrennungsanlagen (IED 5.2a) – Hausmüllverbrennungsanlagen ....339
2.29.1 Anlagenbeschreibung ....339
2.29.2 Anlagenbestand und Verbrennungsmenge ....340
2.29.3 Quecksilbereintrag ....341
2.29.4 Verhalten von Quecksilber in Hausmüllverbrennungsanlagen ....341
2.29.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....342
2.29.5.1 Co-Benefit ....342
2.29.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....342
2.29.6 Quecksilberaustrag ....342
2.29.6.1 Austräge über Reststoffe ....343
2.29.6.2 Emissionen über den Luftpfad ....344
2.29.7 Gesamtbetrachtung ....346
2.30 Abfallverbrennung (IED 5.2a) - Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen ....346
2.30.1 Anlagenbeschreibung ....346
2.30.2 Anlagenbestand und Verbrennungsmenge ....348
2.30.3 Quecksilbereintrag ....348
2.30.4 Verhalten von Quecksilber in EBS-Verbrennungsanlagen ....348
2.30.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....348
2.30.5.1 Co-Benefit ....348
2.30.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....348
2.30.6 Quecksilberaustrag ....348
2.30.6.1 Austrag über Reststoffe ....349
2.30.6.2 Emissionen über den Luftpfad ....350

2.30.7 Gesamtbetrachtung ....351
2.31 Abfallverbrennung (IED 5.2a) - Klärschlammverbrennungsanlagen ....352
2.31.1 Anlagenbeschreibung ....352
2.31.2 Anlagenbestand ....353
2.31.3 Quecksilbereintrag ....353
2.31.4 Verhalten von Quecksilber in Klärschlammverbrennungsanlagen ....354
2.31.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....354
2.31.5.1 Co-Benefit ....354
2.31.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....354
2.31.6 Quecksilberaustrag ....354
2.31.6.1 Austrag über Reststoffe ....355
2.31.6.2 Emissionen über den Luftpfad ....355
2.31.7 374 ....356
2.31.8 Gesamtbetrachtung ....356
2.32 Abfallverbrennungsanlagen (IED 5.2b) - Sonderabfall ....357
2.32.1 Anlagenbeschreibung ....357
2.32.2 Anlagenbestand und Verbrennungsmenge ....360
2.32.3 Quecksilbereintrag ....360
2.32.4 Verhalten von Quecksilber in Sonderabfallverbrennungsanlagen ....360
2.32.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....360
2.32.5.1 Co-Benefit ....360
2.32.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....361
2.32.6 Quecksilberaustrag ....361
2.32.6.1 Austrag über Reststoffe ....362
2.32.6.2 Austrag über das Abwasser ....364
2.32.7 Gesamtbetrachtung ....365
2.33 Abfallverbrennung (IED 5.2a oder b) - Altholzverbrennungsanlagen, die nach 17. BImSchV genehmigt wurden ....366
2.33.1 Altholz ....366
2.33.2 Anlagenbeschreibung ....367
2.33.3 Anlagenbestand ....369
2.33.4 Quecksilbereintrag ....369
2.33.5 Verhalten von Quecksilber bei der Altholzverbrennung ....369
2.33.6 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....370

2.33.6.1 Co-Benefit ....370
2.33.6.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....370
2.33.7 Quecksilberaustrag ....370
2.33.7.1 Austrag über Reststoffe ....370
2.33.7.2 Emissionen über den Luftpfad ....371
2.33.8 Gesamtbetrachtung ....372
2.34 Abfallbehandlung (IED 5.3 a) i) und iii); Nr. 5.3b) i) und ii) - Mechanisch-(biologischen) Behandlungsanlagen ....373
2.34.1 Anlagenbeschreibung ....373
2.34.2 Anlagenbestand und Durchsatz ....375
2.34.3 Quecksilbereintrag ....376
2.34.3.1 Hg-Konzentrationen in Eingangsstoffen ....376
2.34.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....376
2.34.4.1 Co-Benefit ....376
2.34.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....376
2.34.5 Quecksilberaustrag ....376
2.34.6 Gesamtbetrachtung ....379
2.35 Abfallbehandlung (IED 5.3) – Schredderanlagen für Eisenmetallschrott (IED – Nr. 5.3 a v und Nr. 5.3 b iv) ....380
2.35.1 Anlagenbeschreibung ....380
2.35.2 Anlagenbestand ....382
2.35.3 Quecksilbereintrag ....382
2.35.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....382
2.35.4.1 Co-Benefit ....382
2.35.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....382
2.35.5 Quecksilberaustrag ....382
2.35.6 Gesamtbetrachtung ....384
2.36 Abfallbehandlung (IED 5.3 Abfallbehandlung und Non-IED: Abfallbehandlung sowie Rohstoffe, pflanzlichen und tierischen Ursprungs) – Biogasanlagen ....384
2.36.1 Anlagenbeschreibung ....384
2.36.2 Anlagenbestand und Produktionsmenge ....387
2.36.3 Quecksilbereintrag ....387
2.36.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....388
2.36.5 Quecksilberaustrag ....388
2.36.6 Gesamtbetrachtung ....390

2.37 Abfallbehandlung (IED 5.3) - quecksilberhaltige Abfälle ....392
2.38 Krematorien (Non-IED) ....392
2.38.1 Anlagenbeschreibung ....392
2.38.1.1 Genehmigungsrahmen ....392
2.38.1.2 Anlagentechnik ....392
2.38.1.3 Abfälle ....393
2.38.2 Anlagenbestand und Anzahl der Kremationen ....393
2.38.3 Quecksilbereintrag ....393
2.38.4 Verhalten von Quecksilber in Krematorien ....394
2.38.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....394
2.38.5.1 Co-Benefit ....394
2.38.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....395
2.38.6 Quecksilberaustrag ....395
2.38.7 Gesamtbetrachtung ....397
2.39 Zellstoff- und Papierproduktion (IED 6.1) ....398
2.39.1 Anlagenbeschreibung ....398
2.39.1.1 Genehmigungsrahmen ....398
2.39.1.2 Anlagentechnik ....399
2.39.1.3 Einsatzstoffe ....401
2.39.1.4 Brennstoffe ....401
2.39.2 Anlagenbestand und Produktion ....401
2.39.3 Quecksilbereintrag ....401
2.39.4 Verhalten von Quecksilber in Zellstoff- und Papierfabriken ....403
2.39.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken ....403
2.39.5.1 Co-Benefit ....403
2.39.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken ....403
2.39.6 Quecksilberaustrag ....403
2.39.7 Gesamtbetrachtung ....408
2.40 Weitere Industriequellen ....408
2.40.1 Wärmeerzeugung, Bergbau und Energie ....409
2.40.2 Steine und Erden, Glas, Keramik, Baustoffe ....409
2.40.3 Stahl, Eisen und sonstige Metalle einschließlich Verarbeitung ....409
2.40.4 Chemische Erzeugnisse, Arzneimittel, Mineralölraffination und Weiterverarbeitung ....410

2.40.5 Oberflächenbehandlung mit organischen Stoffen, Herstellung von bahnenförmigen Materialien aus Kunststoffen, sonstige Verarbeitung von Harzen und Kunststoffen.....410
2.40.6 Holz, Zellstoff .....410
2.40.7 Nahrungs-, Genuss- und Futtermittel, landwirtschaftliche Erzeugnisse .....410
2.40.8 Verwertung und Beseitigung von Abfällen und sonstigen Stoffen .....410
2.40.9 Lagerung, Be- und Entladen von Stoffen und Gemischen .....411
2.40.10 Sonstige Anlagen.....411
2.41 Weitere, nicht-industrielle Quecksilberquellen.....411
2.42 Zusammenfassende Darstellung der Ein- und Austräge von Quecksilber.....412
2.42.1 Quecksilbereinträge .....412
2.42.2 Quecksilberausträge.....414
A Anhang .....425
A.1 Anlage zu Kapitel 2.6 - Großfeuerungsanlagen (IED 1.1) Steinkohle .....425
A.2 Anlage zu Kapitel 2.10 – Öl-Raffinerien (IED 1.2).....428
A.3 Anlage zu Kapitel 2.9 - Biomassefeuerungsanlagen .....429
A.4 Anlage zu Kap. 2.15 Koks- und Eisenerzeugung (IED 1.3, 2.1, 2.2) - Kokereien, Sinteranlagen und Hochöfen .....430
A.5 Anlage zu Kap. 2.18 Eisen- und Nichteisen-Gießereien (IED 2.4) .....432
A.6 Anlage zu Kapitel 2.19 Zementproduktion (IED 3.1 a: Drehrohre) .....433
A.7 Anlage zu Kapitel 2.20 Herstellung von Kalk (IED 3.1 b).....437
A.8 Anlage zu Kapitel 2.21 - Herstellung von Gips (IED – Nr. 3.1 a) .....439
A.9 Anlage zu Kapitel 2.22 - Herstellung von Glas (IED – Nr. 3.3).....444
A.10 Anlage zu Kapitel 2.23 - Ziegelindustrie (IED 3.5) .....446
A.11 Anlage zu Kapitel 2.30 - Abfallverbrennungsanlagen (IED 5.2a) – Hausmüllverbrennungsanlagen .....450
A.12 Anlage zu Kapitel 2.31 - Abfallverbrennung (IED 5.2a) - Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen.....450
A.13 Anlage zu Kapitel 2.32 - Abfallverbrennung (IED 5.2a) - Klärschlammverbrennungsanlagen.....451
A.14 Anlage zu Kapitel 2.34 - Abfallverbrennung (IED 5.2a oder b) - Altholzverbrennungsanlagen, die nach 17. BImSchV genehmigt wurden .....452
A.15 Anlage zu Kapitel 2.35 - Abfallbehandlung (IED 5.3 a) i) und iii); Nr. 5.3b) i) und ii) - Mechanisch-(biologischen) Behandlungsanlagen.....452
A.16 Anlage zu Kapitel 2.36 - Abfallbehandlung (IED 5.3) – Schredderanlagen für Eisenmetallschrott (IED – Nr. 5.3 a v und Nr. 5.3 b iv) .....453

A.17 Anlage zu Kapitel 2.37 - Anlagen zur Biogasgewinnung (IED 5.3 Abfallbehandlung und Non-IED: Abfallbehandlung sowie Rohstoffe, pflanzlichen und tierischen Ursprungs).....454

A.18 Anlage zu Kapitel 2.39 - Zellstoff- und Papierproduktion (IED 6.1) .....456

A.19 Ergebnisse weiterer eigener Feststoffmessungen.....457

3 Literaturverzeichnis.....459

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Quecksilbereintrag in Anlagen in Deutschland im Jahr 2016 [kg/a] auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite der Konzentrationswerte ..... 44
Abbildung 2: Sektoranteile am Quecksilberaustrag über den Luftpfad in Anlagen in Deutschland im Jahr 2016 [kg/a] auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite ..... 46
Abbildung 3: Sektoranteile am Quecksilberaustrag über Produkte und Nebenprodukte aus Anlagen in Deutschland im Jahr 2016 [kg/a] auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite ..... 47
Abbildung 4: Quecksilberaustrag über Abfälle, die 2016 nicht der Biosphäre entzogen wurden, auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite [kg/a] ..... 48
Abbildung 5: Sektoranteile am Quecksilberaustrag über Abfälle, die 2016 unter Tage entsorgt wurden, auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite [kg/a] ..... 49
Abbildung 6: Eintrag und Austrag von Quecksilber in Anlagen in Deutschland 2016 auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite der Konzentrationswerte ..... 50
Abbildung 7: Global Mercury Cycling ..... 85
Abbildung 8: Messschrank Amesa M der Envea Deutschland und Messlanze (rechts) ..... 101
Abbildung 9: Quecksilberbilanz Braunkohlekraftwerke für das Jahr 2016 bezogen auf 155,67 Mio. Mg Braunkohleeinsatz sowie 1,24 Mio. Mg Ersatzbrennstoffe und 1,57 Mio. Mg Kalkstein ..... 112
Abbildung 10: Quecksilberbilanz Steinkohlekraftwerke für 2016 bezogen auf 38,94 Mio. Mg Steinkohleeinsatz sowie 0,89 Mio. Mg Ersatzbrennstoffe und 1,0 Mio. Mg Kalkstein ..... 125
Abbildung 11: Quecksilberbilanz Braukohlenstaub-Feuerungsanlagen für das Jahr 2015 bezogen auf 3,51 Mio. Mg Braunkohlenstaubeinsatz ..... 131
Abbildung 12: Quecksilberbilanz mittelgroßer Steinkohlefeuerungsanlagen für das Jahr 2016 bezogen auf 1,3 Mio. Mg Steinkohleeinsatz ..... 134
Abbildung 13: Quecksilberbilanz Biomasseverbrennungsanlagen für das Jahr 2016, bezogen auf den Einsatz von 4,2 Mio. Mg TS Abfälle und Altholz sowie 7,8 Mio. Mg TS andere Biomassen ..... 140
Abbildung 14: Beispiel für ein Verfahrensfließbild einer Erdölraffinerie ..... 141
Abbildung 15: Austragspfade von Quecksilber aus fünf Öl-Raffinerien in San Francisco ..... 148
Abbildung 16: Quecksilberbilanz für Raffinerien in Deutschland (2015/2016) bezogen auf einen Rohöleinsatz von 86,7 Mio. Mg (2015) und 93,5 Mio. Mg (2016) ..... 151
Abbildung 17: Verfahrensfließbild einer Aufbereitungsanlage für Roherdgas ..... 152
Abbildung 18: Quecksilberbilanz für Erdgasförderung und Transport für 2016 bezogen auf eine Fördermenge von 7,90 Mrd. $m^3$ ..... 157
Abbildung 19: Primärbleiherstellung im QSL-Ofen ..... 159
Abbildung 20: Input-Output-Schema des QSL-Prozesses ..... 160

Abbildung 21: Primärbleiherstellung im vertikalen Badschmelzofen (Ausmelt/Sirosmelt-Ofen) 161
Abbildung 22: Input-Output-Schema des Sirosmeltprozesses ..... 162
Abbildung 23: Sekundärbleiherstellung im Schachtofen ..... 163
Abbildung 24: Quecksilbergehalte in Bleikonzentraten ..... 166
Abbildung 25: Gasreinigung bei der Primärbleiherstellung im QSL-Prozess ..... 171
Abbildung 26: Quecksilberbilanz für die Bleiherstellung ..... 178
Abbildung 27: Primärkupferherstellung ..... 180
Abbildung 28: Schwebeschmelzofen und Konverter der Primärkupferanlage ..... 180
Abbildung 29: Sekundärkupferherstellung - Prozessablauf ..... 181
Abbildung 30: Sekundärkupferherstellung - Badschmelzofen und Top Blown Rotary Converter (TBRC) ..... 181
Abbildung 31: Quecksilber in Kupferkonzentraten ..... 185
Abbildung 32: Kupferproduktion und Quecksilberemissionen der Sekundärkupferhütte (2009 - 2017) ..... 192
Abbildung 33: Quecksilberbilanz für die Kupferherstellung ..... 197
Abbildung 34: Primärzinkherstellung durch Rösten, Laugung, Elektrolyse, Schmelze ..... 199
Abbildung 35: Streuung der Quecksilbergehalte in Zinkkonzentraten (2008) ..... 202
Abbildung 36: Quecksilberbilanz für die Primärzinkherstellung ..... 211
Abbildung 37: Quecksilberbilanz für die Sekundärzinkherstellung ..... 211
Abbildung 38: Verfahrensfließbild eines integrierten Stahlwerks ..... 213
Abbildung 39: Schema einer Kokerei ..... 214
Abbildung 40: Schema einer Sinteranlage ..... 215
Abbildung 41: Schema eines Hochofens ..... 216
Abbildung 42: Quecksilberbilanz von Kokereien für das Jahr 2016 bezogen auf eine Koksproduktion von 9,39 Mio. Mg Steinkohlenkoks und 0,16 Mio. Mg Braunkohlenkoks ..... 228
Abbildung 43: Quecksilberbilanz Sinteranlagen für das Jahr 2016 bezogen auf 0,813 Mio. Mg Sinter-Output, 21,3 Mio. Mg Eisenerz-, 1,15 Mio. Mg Koks-, 0,267 Mio. Mg Kalk/Kalkstein-Input ..... 230
Abbildung 44: Quecksilberbilanz Hochöfen für das Jahr 2016 bezogen auf 21,4 Mio. Mg Roheisen ..... 231
Abbildung 45: Schema eines Konverters mit Sauerstoffeinblasung ..... 232
Abbildung 46: Quecksilberbilanz Oxygenstahlwerke für das Jahr 2016 bezogen auf 30 Mio. Mg Rohstahl-Output aus integrierten Stahlwerken ..... 239
Abbildung 47: Verfahrensfließbild eines Elektrostahlwerkes ..... 241
Abbildung 48: Quecksilberbilanz Elektrostahlwerke für das Jahr 2016 bezogen auf 12,6 Mio. Mg Rohstahl aus Elektrostahlwerken ..... 245
Abbildung 49: Quecksilberbilanz für Gießereien für das Jahr 2016 bezogen auf 5,21 Mio. Mg Guss (Worst-Case: 100 % der Produktion = Kupolofen-Guss) ..... 251
Abbildung 50: Beispiel für ein Verfahrensfließbild zur Zementherstellung mit Zyklonvorwärmern ..... 253
Abbildung 51: Quecksilberkreislauf im Klinkerbrennprozess ..... 260
Abbildung 52: Verhalten des Quecksilbers beim Klinkerbrennprozess ..... 260

Abbildung 53: Korrelation zwischen Quecksilberemissionen und Abgastemperatur an zwei Zementöfen. ..... 262
Abbildung 54: Quecksilberminderung durch Staubabscheidung bei unterschiedlicher Abgastemperatur ..... 262
Abbildung 55: Quecksilberbilanz für die Zementindustrie im Jahr 2016 ..... 269
Abbildung 56: Quecksilberbilanz für die Kalkherstellung im Jahr 2016 bezogen auf 6,34 Mio. Mg Branntkalk- und 0,237 Mio. Mg Dolomit-Produktion ..... 278
Abbildung 57: Schematische Darstellung einer Rostbrandanlage zur Gipskalzinierung ..... 280
Abbildung 58: Schematische Darstellung einer Drehrohranlage zur Gipskalzinierung ..... 281
Abbildung 59: Schematische Darstellung eines Gipskochers zur Gipskalzinierung ..... 282
Abbildung 60: Schematische Darstellung einer Mahlbrennanlage zur Gipskalzinierung ..... 282
Abbildung 61: Verfahrensschema der Gipsbauplattenherstellung ..... 283
Abbildung 62: Schema des Feststofftransportes und der Abluftströme in einem Gipswerk mit Gipskalzinierung und Gipsbauplattenherstellung ..... 284
Abbildung 63: Quecksilberbilanz für die Gipsindustrie im Jahr 2016 bezogen auf 6 Mio. Mg Gips-Output ..... 290
Abbildung 64: Glasherstellung am Beispiel Behälterglas ..... 292
Abbildung 65: Produktionsanteile und -mengen der Produktsegmente der Glasindustrie in 2016 ..... 293
Abbildung 66: Quecksilberbilanz der Glasherstellung im Jahr 2016 bezogen auf 6,85 Mio. Mg Glasproduktion ..... 303
Abbildung 67: Quecksilberanalyse von 46 Tonproben der Ziegel- und Keramikindustrie in Deutschland ..... 307
Abbildung 68: Schüttschichtkaskadenadsorber ..... 311
Abbildung 69: Quecksilberbilanz für die Ziegelherstellung im Jahr 2016 bezogen auf eine Ziegelproduktion von 9,07 Mio. Mg ..... 316
Abbildung 70: Doppelkontaktverfahren zur Schwefelsäureherstellung ..... 319
Abbildung 71: Quecksilberbilanz der Schwefelsäureproduktion im Jahr 2016 ..... 322
Abbildung 72: Temperaturprofil des Bayer-Verfahrens ..... 325
Abbildung 73: Quecksilberbilanz für die Aluminiumoxidherstellung im Jahr 2016 bezogen auf eine Produktion von 1,050 Mio. Mg Aluminiumoxid ..... 330
Abbildung 74: Quecksilberbilanz Titandioxidproduktion im Jahr 2016 ..... 336
Abbildung 75: Verfahrensfließbild der Abfallverbrennungsanlage Hamburg Borsigstrasse ..... 340
Abbildung 76: Quecksilberbilanz für Hausmüllverbrennungsanlagen; Bilanzierung für das Jahr 2016 anhand von Messwerten bezogen auf 19,9 Mio. Mg Abfallverbrennung ..... 346
Abbildung 77: Verfahrensfließbld der Abgasreinigung der EBS-Anlage in Premnitz ..... 347
Abbildung 78: Quecksilberbilanz für Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen; Bilanzierung für das Jahr 2016 bezogen auf 5,4 Mio. Mg EBS-Verbrennung ..... 351
Abbildung 79: Verfahrensfließbild der Klärschlammverbrennungsanlage in Lünen ..... 353
Abbildung 80: Quecksilberbilanz für Klärschlammverbrennungsanlagen, die kommunale Klärschlämme verbrennen; Bilanzierung anhand von Messwerten ..... 357
Abbildung 81: Verbrennungsbedingungen im Drehrohr ..... 359
Abbildung 82: Verfahrensschema der Sonderabfallverbrennungsanlage AVG Hamburg ..... 359

Abbildung 83: Quecksilberbilanz für Sonderabfallverbrennung für das Jahr 2016 bezogen auf 1,3 Mio. Mg Sonderabfallverbrennung ..... 366
Abbildung 84 Altholzverbrennungsanlage für A1-A4 mit zirkulierender Wirbelschicht..... 368
Abbildung 85: Quecksilberbilanz Altholzverbrennungsanlagen..... 373
Abbildung 86: Vereinfachte Darstellung der Anlagenkonzepte mit mechanischen und biologischen Verfahren ..... 375
Abbildung 87: Quecksilberbilanz für M(B)A-Anlagen im Jahr 2013 bezogen auf 6,3 Mio. Mg Abfalldurchsatz ..... 379
Abbildung 88: Stoffflussschema einer Schredderanlage ..... 381
Abbildung 89: Quecksilberbilanz Schredderanlagen für das Jahr 2012 bezogen auf einen Schrott-Output von 2,2 Mio. Mg ..... 384
Abbildung 90: Verfahrensfließbild der Biogaserzeugung und -verwertung ..... 386
Abbildung 91: Gesamtbilanz für Quecksilber im Bereich der Biogaserzeugung durch NAWARO, bezogen auf eine Biogas-Output von 15.100 Mio. m3..... 390
Abbildung 92: Gesamtbilanz für Quecksilber im Bereich der Biogaserzeugung aus Abfällen ..... 391
Abbildung 93: Quecksilberbilanz für Krematorien bezogen auf 536.309 Kremationen im Jahr 2014..... 398
Abbildung 94: Abfallgruppen der Rückstände der Zellstoff- und Papierindustrie auf Basis der 2010, 2013 und 2016 vom Verband Deutscher Papierfabriken (VDP) erfassten Mengen..... 405
Abbildung 95: Entwicklung der Entsorgungs- und Verwertungswege von Rückständen aus der Zellstoff- und Papierindustrie in Deutschland von 1997 bis 2016 ..... 405
Abbildung 96: Entsorgung- und Verwertungswege von Rückständen aus der Zellstoff- und Papierindustrie im Jahr 2016 nach Abfallschlüsselnummern..... 406
Abbildung 97: Quecksilberbilanz für Zellstofffabriken bezogen auf eine Produktion von 1,612 Mio. Mg Sulfat- und Sulfitzellstoff im Jahr 2016 ..... 408
Abbildung 98: Vereinfachtes Verfahrensschema für eine FCC-Anlage..... 428
Abbildung 99: Vereinfachtes Verfahrensschema einer CLAUS-Anlage..... 428

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Untersuchte Branchen und Sektoren ..... 42
Tabelle 2: Quecksilberaustrag aus den untersuchten Sektoren über den Abwasserpfad im Jahr 2016 auf Basis von „Mittel A“ und „Mittel B“ ..... 45
Tabelle 3: Quecksilberaustrag über den Luftpfad..... 54
Tabelle 4: Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad sowie Minderungspotentiale der Sektoren mit Austrägen > 200 kg im Jahr 2016 (unteres Minderungspotential).... 56
Tabelle 5: Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad sowie Minderungspotentiale der Sektoren mit Austrägen > 200 kg im Jahr 2016 (oberes Minderungspotential)..... 57
Tabelle 6: Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für die Sektoren mit Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad > 200 kg im Jahr 2016 (unteres Minderungspotential)..... 58

Tabelle 7: Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für Sektoren mit Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad > 200 kg im Jahr 2016 (oberes Minderungspotential) ... 59
Tabelle 8: Übersicht der untersuchten industriellen Proben ... 97
Tabelle 9: Messdaten der Braunkohlestaubfeuerungsanlagen ... 102
Tabelle 10: Messdaten der Biomassefeuerungsanlagen ... 102
Tabelle 11: Messdaten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen ... 103
Tabelle 12: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in Braunkohlekraftwerke ... 106
Tabelle 13: Quecksilberausträge aus Braunkohlekraftwerken ... 107
Tabelle 14: Quecksilberausträge aus Braunkohlekraftwerken über Reststoffe im Jahr 2016 berechnet auf Basis einer Massenbilanz für die Staubfeuerung ... 108
Tabelle 15: Transferfaktoren für Quecksilber in Braunkohlekraftwerken aus der Literatur ... 109
Tabelle 16: Quecksilberausträge aus Braunkohlekraftwerken im Jahr 2016 berechnet auf Basis von Transferfaktoren ... 109
Tabelle 17: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 55 Braunkohle-Kesseln angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ... 111
Tabelle 18: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 57 Braunkohle-Kesseln angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) ... 111
Tabelle 19 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Großfeuerungsanlagen für Braunkohle ... 112
Tabelle 20: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in deutsche Steinkohlekraftwerke ... 115
Tabelle 21: Abscheideraten einzelner Rauchgasreinigungstechniken oder Kombinationen aus diesen in chinesischen Kohlekraftwerken ... 117
Tabelle 22: Quecksilberausträge aus Steinkohlekraftwerken ... 119
Tabelle 23: Quecksilberausträge aus Steinkohlekraftwerken über Reststoffe im Jahr 2016 berechnet auf Basis einer Massenbilanz für die Staubfeuerung ... 120
Tabelle 24: Transferfaktoren für Quecksilber in Steinkohlekraftwerken aus der Literatur ... 121
Tabelle 25: Quecksilberausträge aus Steinkohlekraftwerken im Jahr 2016 berechnet auf Basis von Transferfaktoren ... 121
Tabelle 26: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen für 88 Steinkohle-Kessel angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ... 123
Tabelle 27: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen für 90 Steinkohle-Kessel angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) ... 123
Tabelle 28: Quecksilberausträge von Abwasserbehandlungsanlagen von Steinkohlekraftwerken in NRW im Jahr 2016 ... 124
Tabelle 29: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Großfeuerungsanlagen für Steinkohle ... 125
Tabelle 30: Herstellung von Braunkohlestaub in Deutschland nach Herkunftsregionen ... 127
Tabelle 31: Absatz von Staubkohle und Wirbelschichtkohle in unterschiedlichen Branchen ... 127
Tabelle 32: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in deutsche Braunkohlestaubfeuerungsanlagen < 50 MW ... 128
Tabelle 33: Quecksilberausträge aus BKS-Verbrennungsanlagen ... 129
Tabelle 34: Quecksilberausträge aus BKS-Verbrennungsanlagen in die Luft. ... 130

Tabelle 35: Hochrechnung der jährlichen Hg-Emissionen auf Deutschland auf Basis von eigenen Messungen ..... 130
Tabelle 36: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor BKS-Feuerungsanlagen ohne Zementwerke ..... 131
Tabelle 37: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in mittelgroße Steinkohlefeuerungsanlagen ..... 132
Tabelle 38: Quecksilberausträge aus mittelgroßen Steinkohlefeuerungsanlagen ..... 133
Tabelle 39: Quecksilberausträge mittelgroßen Steinkohlefeuerungsanlagen in die Luft. ..... 133
Tabelle 40: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Steinkohlefeuerungsanlagen < 50 MW ..... 134
Tabelle 41: Menge weiterer Holz-Abfallarten, die im Jahr 2016 in Biomassefeuerungsanlagen eingesetzt wurden ..... 136
Tabelle 42: Quecksilbereinträge in Biomassefeuerungsanlagen ..... 137
Tabelle 43: Quecksilberaustrag aus Biomasseverbrennungsanlagen ..... 138
Tabelle 44: Quecksilberaustrag aus Biomasseverbrennungsanlagen in Kesselasche, Zyklonasche sowie Flugasche und Luft auf der Basis von Transferfaktoren ..... 138
Tabelle 45: Quecksilberaustrag aus Biomasseverbrennungsanlagen in die Luft auf der Basis eines mittleren Gewebefilter-Abscheidegrades ..... 139
Tabelle 46: Quecksilberaustrag aus Biomasseverbrennungsanlagen in die Luft auf der Basis von Messungen im Abgas ..... 139
Tabelle 47: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor kleine und mittelgroße Biomassefeuerungsanlagen ..... 140
Tabelle 48: Importländer für in Deutschland verarbeitetes Rohöl (2015) und Quecksilbereintrag über Rohöl ..... 144
Tabelle 49: Importländer für in Deutschland verarbeitetes Rohöl (2016) und Quecksilbereintrag über Rohöl ..... 145
Tabelle 50: Quecksilberaustrag aus Raffinerien ..... 148
Tabelle 51: Abwasserdaten einer Raffinerie (2016) ..... 148
Tabelle 52: In Deutschland netto produzierte Raffinerieprodukte, ihre Quecksilbergehalte und jährlicher Hg-Output ..... 149
Tabelle 53: Raffinerie-Eigenverbrauch 2016 und Hg Output durch Brennstoffeigenverbrauch ..... 150
Tabelle 54: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Öl-Raffinerien ..... 151
Tabelle 55: Quecksilbergehalte in Roherdgas aus Deutschland ..... 154
Tabelle 56: Quecksilbereintrag über Rohgas ..... 154
Tabelle 57: Quecksilberausträge bei der Erdgasaufbereitung ..... 154
Tabelle 58: Quecksilberhaltige Abfälle aus der Erdgasreinigung und -transport ..... 155
Tabelle 59: Quecksilberemissionen über den Luftpfad bei der Aufbereitung von Rohgas (Verarbeitungskapazität: 1,1 Mio. $m^3$ Rohgas/Tag) ..... 156
Tabelle 60: Quecksilbermissionen über den Luftpfad aus der Aufbereitung von Roherdgas . 156
Tabelle 61: Hg-Eintrag in das Gasnetz aus deutschen Förderstellen und verbleibende Hg-Mengen bei Endverbraucherinnen und Endverbrauchern sowie Hg-Frachten durch

den deutschen Gesamtverbrauch bei Endverbraucherinnen und Endverbrauchern ..... 157
Tabelle 62: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Förderung und Verteilung von Erdgas ..... 158
Tabelle 63: Input- und Output-Verhältnisse der Bleiherstellung bezogen auf das Produkt Werkblei ..... 164
Tabelle 64: Abschätzung des Quecksilbereintrags über Bleirohstoffe in Bleihütten in Deutschland ..... 167
Tabelle 65: Quecksilbereintrag über Zuschlagstoff Kalk in Bleihütten ..... 168
Tabelle 66: Quecksilbereintrag über Energieträger in Bleihütten ..... 169
Tabelle 67: Quecksilberausträge der Bleiherstellung ..... 172
Tabelle 68: Quecksilber-Meldungen > 1 kg/a aus der Primärbleiherstellung („Transfer“ 2010-2018) ..... 173
Tabelle 69: Quecksilber-Austrag im Quecksilberabfall nach Verfahrensart 1997 (Literaturangaben) ..... 174
Tabelle 70: Quecksilber-Austrag über quecksilberhaltige Abfälle der Primärbleiherstellung in Deutschland auf Basis von Transferfaktoren und er Rohstoffinputmenge (2016) ..... 175
Tabelle 71: Quecksilber-Austrag im Quecksilberabfall einer Primärbleihütte (2012-2014) ... 175
Tabelle 72: Quecksilberausträge der Primärbleihütten über das Produkt Schwefelsäure ..... 177
Tabelle 73: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Blei ..... 178
Tabelle 74: Rohstoffeinsatz in die Kupferhütten in Deutschland (2016) ..... 184
Tabelle 75: Quecksilbereintrag über Konzentrate in die Primärkupferhütte in Deutschland . 185
Tabelle 76: Quecksilbereintrag über Sekundärkupfer in die Sekundärkupferhütten in Deutschland ..... 186
Tabelle 77: Quecksilbereintrag über Zuschlagstoffe in die größten Kupferhütten in Deutschland (2016) ..... 186
Tabelle 78: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in die Primär-/Sekundärkupferhütte sowie die größte Sekundärkupferhütte in Deutschland (2016) ..... 187
Tabelle 79: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die größten Kupferhütten in Deutschland 187
Tabelle 80: Quecksilberausträge der Kupferherstellung ..... 190
Tabelle 81: Quecksilber-Luftemissionen der Kupferherstellung (2015) auf Basis von Messwerten ..... 191
Tabelle 82: Quecksilber-Luftemissionen > 10 kg/a aus der Kupferherstellung (PRTR 2013 - 2018) ..... 191
Tabelle 83: Quecksilber-Luftemissionen der Sekundärkupferhütte (PRTR 2010-2016) ..... 193
Tabelle 84: Quecksilber-Luftemissionen > 10 kg/a aus der Kupferherstellung (PRTR 2013 - 2016) ..... 193
Tabelle 85: Quecksilber-Abwasserwerte der Primär-/Sekundärkupferhütte in Hamburg (vor 2012) ..... 194
Tabelle 86: Quecksilber-Abwasserwerte der Primär-/Sekundärkupferhütte in Hamburg (2016) ..... 194

Tabelle 87: Quecksilber-Abfallwerte der Primär-/Sekundärkupferhütte in Hamburg (2016). 195
Tabelle 88: Quecksilberausträge der Primärkupferhütten über das Produkt Schwefelsäure. 196
Tabelle 89: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Kupfer. 197
Tabelle 90: Einsatz- und Austragsstoffe der Sekundärzinkherstellung bezogen auf den Austrag des Produktes Wälzoxid 200
Tabelle 91: Rohstoffe und Produkte der Zinkhütten in Deutschland in 2016 200
Tabelle 92: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die Zinkhütten in Deutschland 203
Tabelle 93: Quecksilbereintrag über Zuschlagstoff Sand in der Sekundärzinkerzeugung (2016) 203
Tabelle 94: Quecksilbereintrag über Energieträger in die Zinkerzeugung (2016) 204
Tabelle 95: Quecksilbereintrag über Roh-, Brenn- und Zuschlagstoffe in Primärzinkhütten auf Basis einer Zinkproduktion von 154.864 Mg (2016) 204
Tabelle 96: Quecksilbereintrag über Roh-, Brenn- und Zuschlagstoffe in Sekundärzinkhütten (2016) 204
Tabelle 97: Quecksilberausträge der Zinkherstellung 207
Tabelle 98: Abfälle der der Primärzinkerzeugung im Jahr 2016 208
Tabelle 99: Quecksilber-Austrag im Quecksilberabfall der Primärzinkhütte (Vergleich 1998 und 2016) 208
Tabelle 100: Quecksilberausträge der Primärzinkhütte über das Produkt Schwefelsäure 210
Tabelle 101 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Zink 211
Tabelle 102: Quecksilbereinträge über Kohle in Kokereien im Jahr 2015 217
Tabelle 103: Spezifischer Sinteranlagen-Input in Bezug auf einen Mg Sinter-Output 217
Tabelle 104: Quecksilbereintrag in Sinteranlagen bei 26,2 Mio. Mg Sinterbedarf in 2016 219
Tabelle 105: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in Hochöfen bei 24,1 Mio. Mg Roheisen-Output 2016 219
Tabelle 106: Quecksilberaustrag aus Kokereien, Sinteranlagen und Hochöfen 222
Tabelle 107: Quecksilberausträge über Kokereiabluft bezogen auf 9,55 Mio. Mg Koks-Output in 2016 222
Tabelle 108: Quecksilberausträge über Sinterabluft bezogen auf 26,2 Mio. Mg Sinter-Output in 2016 223
Tabelle 109: Quecksilberanalysen von Sinter 224
Tabelle 110: Quecksilberausträge über Sinter bezogen auf 26,2 Mio. Mg Sinter-Output 224
Tabelle 111: Quecksilberaustrag über Abwasser aus Kokereien 225
Tabelle 112: Quecksilberausträge aus Hochöfen über Hochofenschlacke bei einer Jahresproduktion von 24,1 Mio. Mg Roheisen 226
Tabelle 113: Quecksilberausträge über Koks im Jahr 2015 226
Tabelle 114: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Kokereien 228
Tabelle 115: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Sinteranlagen 230
Tabelle 116: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Hochöfen 231

Tabelle 117: Quecksilbereinträge in Oxygenstahlwerke über den eingesetzten Stahlschrott auf Basis von Hg-Konzentrationen in chinesischen Stahlschrotten ..... 234
Tabelle 118: Quecksilberaustrag aus Oxygenstahlwerken ..... 235
Tabelle 119: Quecksilberausträge aus Oxygenstahlwerken über das Konverterabgas auf Basis von Emissionsfaktoren nach dem BVT-Merkblatt ..... 237
Tabelle 120: Quecksilberausträge aus Oxygenstahlwerken über die Abluft auf Basis von Freisetzungsraten, die an chinesischen Anlagen ermittelt wurden. ..... 237
Tabelle 121: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Oxygenstahlwerke ..... 239
Tabelle 122: Quecksilbereinträge in Elektrostahlwerke über den eingesetzten Stahlschrott auf Basis von Hg-Konzentrationen in chinesischen Stahlschrotten ..... 242
Tabelle 123: Quecksilberaustrag aus Elektrostahlwerken ..... 242
Tabelle 124: Quecksilberausträge aus Elektrostahlwerken über Filterstäube ..... 243
Tabelle 125: Quecksilberausträge aus Elektrostahlwerken über Schlacke ..... 244
Tabelle 126: Quecksilberausträge aus Elektrostahlwerken über die Abluft ..... 245
Tabelle 127: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Elektrostahlwerke ..... 246
Tabelle 128: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in Gießereien ..... 248
Tabelle 129: Quecksilberausträge aus Gießereien ..... 249
Tabelle 130: Quecksilberaustrag über Verwertung und Entsorgung von Altsand-Abfällen im Jahr 2003 ..... 250
Tabelle 131: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Gießereien 251
Tabelle 132: Quecksilbereintrag über Rohmehl in Zementwerken im Jahr 2016 ..... 255
Tabelle 133: Quecksilbereintrag über Energieträger in Zementwerken im Jahr 2016 ..... 256
Tabelle 134: Wassergehalte von Primärbrennstoffen, die in Zementwerken eingesetzt werden. ..... 257
Tabelle 135: Quecksilbereintrag über andere Zementhauptbestandteile und Erstarrungsregler in Zementwerke im Jahr 2016 ..... 258
Tabelle 136: Quecksilberausträge im Zementwerk ..... 264
Tabelle 137: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 40 Öfen zur Erzeugung von Klinker angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 265
Tabelle 138: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 40 Öfen zur Erzeugung von Klinker angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 266
Tabelle 139: Quecksilberaustrag über den in Zementwerken hergestellten Klinker im Jahr 2016 ..... 267
Tabelle 140: Quecksilberkonzentrationen in Zement ..... 267
Tabelle 141: Quecksilberausträge über den in Zementwerken hergestellten Zement im Jahr 2016 ..... 268
Tabelle 142: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Zementproduktion ..... 269
Tabelle 143: Quecksilberanalysen von Devon-/Jura-/Kreidezeit-Kalk, Dolomitgestein in Deutschland ..... 272

Tabelle 144: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die Kalk- und Dolomitherstellung im Jahr 2016 bezogen auf 6,34 Mio. Mg Branntkalk- und 0,237 Mio. Mg Dolomit-Produktion ..... 272
Tabelle 145: Quecksilbereintrag über Brennstoffe bei der Branntkalkherstellung im Jahr 2016 ..... 273
Tabelle 146: Quecksilberausträge der Kalkherstellung ..... 274
Tabelle 147: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 19 Messstellen von Öfen zur Branntkalkherstellung angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 275
Tabelle 148: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 19 Messstellen von Öfen zur Branntkalkherstellung angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 275
Tabelle 149: Quecksilberkonzentration und Massenstrom im Abgas von 17 Kalköfen ..... 276
Tabelle 150: Quecksilberaustrag über Filterstaub unter Annahme von 1,0 % Staub im Branntkalk ..... 277
Tabelle 151: Quecksilberaustrag über Produkt bei Annahme von 1 % Filterstaubanteil im Produkt ..... 277
Tabelle 152: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität der Branntkalk-/Dolomitherstellung ..... 278
Tabelle 153: Quecksilbereintrag in die Gipsindustrie in Deutschland für das Jahr 2016 ..... 286
Tabelle 154: Quecksilberaustrag aus der Gipsproduktion ..... 288
Tabelle 155: Quecksilberausträge über Abgase aus der Gipsindustrie in Deutschland im Jahr 2016 ..... 289
Tabelle 156: Abschätzung der Quecksilberausträge über Gipsprodukte aus der Gipsindustrie in Deutschland im Jahre 2016 ..... 289
Tabelle 157: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Gipsherstellung ..... 290
Tabelle 158: Typische Rohstoffanteile bei der Behälter- und Flachglasherstellung ..... 292
Tabelle 159: Über Scherben in die Glasherstellung eingetragene Menge Glasbildner (Sandersatz) auf Basis einer Produktionsmenge von 6,85 Mio. Mg Glas (2016) .. 297
Tabelle 160: Quecksilbereintrag über Roh- und Zusatzstoffe in der Glasherstellung, bezogen auf Glasproduktion von 6,85 Mio. Mg im Jahr 2016 ..... 298
Tabelle 161: Quecksilbereintrag über Energieträger in Glashütten ..... 299
Tabelle 162: Quecksilberausträge der Glasherstellung ..... 300
Tabelle 163: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von drei Öfen zur Glasherstellung angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 301
Tabelle 164: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von vier Öfen zur Glasherstellung angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016). 301
Tabelle 165: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für die Herstellung von Glas ..... 304
Tabelle 166: Statistische Auswertung der Analyse von 46 Tonsorten, die in der Ziegel- und Keramikindustrie in Deutschland eingesetzt werden ..... 307

Tabelle 167: Statistische Auswertung der Analyse von 37 Tonen der Ziegelindustrie in Deutschland ..... 308
Tabelle 168: Quecksilbereintrag über Rohstoffe und Zuschlagstoffe in der Ziegelherstellung auf Basis eines Materialeinsatzes von 9,56 Mio. Mg im Jahr 2016 ..... 309
Tabelle 169: Spezifischer Energieverbrauch (ohne Strom) für die Ziegelherstellung ..... 309
Tabelle 170: Quecksilbereintrag über Energieträger in die Ziegelherstellung ..... 310
Tabelle 171: Quecksilberausträge der Ziegelherstellung ..... 312
Tabelle 172: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 15 Öfen zur Keramikherstellung angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 313
Tabelle 173: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 21 Öfen zur Keramikherstellung angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 313
Tabelle 174: Quecksilberaustrag über Schälkorn-Abfall in der Ziegelherstellung auf Basis der Produktionsmenge von 9,56 Mio. Mg im Jahr 2016 ..... 314
Tabelle 175: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Ziegelherstellung ..... 316
Tabelle 176: Produktionskapazitäten von Schwefelsäure in Deutschland (2007) ..... 317
Tabelle 177: Schwefelsäureproduktion im Jahr 2016, Anteil aus Abgas der Nichteisenmetallindustrie ..... 318
Tabelle 178: Quecksilberausträge bei der Schwefelsäureproduktion ..... 320
Tabelle 179: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für die Schwefelsäureherstellung ..... 322
Tabelle 180: Ergebnisse der Behördenabfragen zu Anlagen in der deutschen Düngemittelindustrie ..... 323
Tabelle 181: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die Aluminiumherstellung ..... 326
Tabelle 182: Quecksilberausträge der Aluminiumhydroxid-Herstellung ..... 327
Tabelle 183: Quecksilberaustrag über Abfall (Quecksilber) ..... 328
Tabelle 184: Quecksilberanalysen im Abfall (Rotschlamm) ..... 328
Tabelle 185: Quecksilberaustrag über Abfall (Rotschlamm) ..... 329
Tabelle 186: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Herstellung von Aluminiumoxid ..... 330
Tabelle 187: Produktionskapazitäten der Anlagen zur Erzeugung von Titandioxid in Deutschland ..... 333
Tabelle 188: Ergebnisse der Behördenabfragen zu Anlagen in der deutschen Titandioxidindustrie ..... 334
Tabelle 189: Quecksilberausträge bei der Titandioxidproduktion ..... 334
Tabelle 190: Ergebnisse der Behördenabfragen zu Anlagen in der deutschen Titandioxidindustrie ..... 335
Tabelle 191: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Titandioxidproduktion ..... 336
Tabelle 192: Quecksilberaustrag aus Industriekläranlagen ..... 338

Tabelle 193: Quecksilberausträge von Abwasserbehandlungsanlagen in NRW mit einer eingeleiteten Fracht größer 0,1 kg. ..... 338
Tabelle 194: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Herstellung von Aluminiumoxid ..... 339
Tabelle 195: Quecksilbereintrag in Hausmüllverbrennungsanlagen ..... 341
Tabelle 196: Quecksilberausträge aus Hausabfallverbrennungsanlagen ..... 343
Tabelle 197: Quecksilberausträge aus HMVA über Reststoffe für das Jahr 2016 ..... 343
Tabelle 198: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 152 Hausmüllverbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 345
Tabelle 199: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 154 Hausmüllverbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 345
Tabelle 200: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Hausmüllverbrennung ..... 346
Tabelle 201: Quecksilbereintrag in Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen ..... 348
Tabelle 202: Quecksilberausträge aus EBS-Anlagen ..... 349
Tabelle 203: Quecksilberausträge aus EBS-Anlagen über Reststoffe für das Jahr 2016 ..... 349
Tabelle 204: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 36 EBS-Verbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 350
Tabelle 205: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 37 EBS-Verbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 351
Tabelle 206: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor EBS-Verbrennungsanlagen ..... 352
Tabelle 207: Quecksilbereintrag in Monoverbrennungsanlagen für kommunale Klärschlämme ..... 354
Tabelle 208: Quecksilberausträge aus Klärschlammverbrennungsanlagen ..... 354
Tabelle 209: Quecksilberaustrag von Klärschlammverbrennungsanlagen über Verbrennungsaschen ..... 355
Tabelle 210: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 21 Klärschlammverbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 356
Tabelle 211: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 21 Klärschlammverbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 356
Tabelle 212: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Klärschlammverbrennungsanlagen, die kommunalen Klärschlamm verbrennen 357
Tabelle 213 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Klärschlammverbrennungsanlagen, die industrielle Klärschlämme verbrennen . 357
Tabelle 214: Anzahl der SAVs in Deutschland im Jahr 2014 geclustert nach Durchsatzmengen ..... 360

Tabelle 215: Quecksilberausträge aus Abfallverbrennungsanlagen ..... 362
Tabelle 216: Outputmengen aus 2 SAV und spezifische Quecksilberausträge einer der beiden Anlagen für das Jahr 2016 ..... 363
Tabelle 217: Emissionen über den Luftpfad ..... 363
Tabelle 218: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 47 Sonderabfallverbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 364
Tabelle 219: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 47 Sonderabfallverbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) 364
Tabelle 220: Quecksilberkonzentrationen und –frachten von industriellen Abwasserbehandlungsanlagen in NRW im Jahr 2012 ..... 365
Tabelle 221 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Sonderabfallverbrennungsanlagen ..... 366
Tabelle 222: Quecksilbereinträge in Altholzverbrennungsanlagen über die eingesetzte Menge Altholz auf Basis von Hg-Konzentrationen ..... 369
Tabelle 223: Quecksilberaustrag aus Altholzverbrennungsanlage ..... 370
Tabelle 224: Massenbilanz des Heizkraftwerkes Kehl ..... 370
Tabelle 225: Quecksilberoutput über Aschemengen und gemessene Hg-Gehalte ..... 371
Tabelle 226: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 35 Altholzverbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 372
Tabelle 227: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 35 Altholzverbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016) ..... 372
Tabelle 228 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Altholzverbrennungsanlagen, die der 17. BImSchV unterliegen ..... 373
Tabelle 229: Anzahl, Kapazität und Durchsatz in MBA-, MBS-, MPS- und MA-Anlagen für das Jahr 2013 ..... 375
Tabelle 230: Quecksilbereintrag über Siedlungsanfälle in MBA ..... 376
Tabelle 231: Quecksilberausträge aus mechanisch-biologischen Anlagen ..... 377
Tabelle 232: Anteil der Outputmassenströme aus M(B)A bezogen auf einen Input von 6,4 Mio. Mg Abfall ..... 377
Tabelle 233: Quecksilberausträge aus M(B)A über EBS und andere Reststoffe ..... 378
Tabelle 234: Quecksilberausträge aus M(B)A über die Abluft ..... 378
Tabelle 235: Ergebnisse von Messungen an zwei mechanisch biologischen Anlagen in Deutschland ..... 379
Tabelle 236: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Mechanisch Biologische Behandlungsanlagen ..... 379
Tabelle 237: Quecksilberaustrag aus Schredderanlagen ..... 383
Tabelle 238: Quecksilberausträge aus Schredderanlagen über Reststoffe ..... 383
Tabelle 239: Quecksilberausträge aus Schredderanlagen in die Abluft ..... 384
Tabelle 240: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Schredderanlagen ..... 384
Tabelle 241: Quecksilbereintrag in Anlagen zur Biogasgewinnung über das Gärsubstrat A ..... 388

Tabelle 242: Quecksilbereintrag in Anlagen zur Biogasgewinnung über das Gärsubstrat B ..... 388
Tabelle 243: Quecksilberaustrag aus Anlagen zur Biogasgewinnung ..... 389
Tabelle 244: Quecksilberaustrag über erzeugtes Biogas ..... 390
Tabelle 245: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die Biogaserzeugung über NAWARO ..... 391
Tabelle 246: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die Biogaserzeugung über Bioabfälle ..... 391
Tabelle 247: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die Biogaserzeugung über Klärschlamm ..... 392
Tabelle 248: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die Biogaserzeugung über MBA ..... 392
Tabelle 249: Quecksilbereintrag auf Basis von Amalgamfüllungen pro Person und im Jahr 2005 und 536.309 Kremationen im Jahr 2014 ..... 393
Tabelle 250: Quecksilbereintrag auf Basis des Hg-Output und einer mittleren Hg-Minderung bezogen auf 536.309 Kremationen im Jahr 2014 ..... 394
Tabelle 251: Quecksilberausträge von Krematorien ..... 395
Tabelle 252: Quecksilberaustrag über den Luftpfad bezogen auf 536.309 Kremationen im Jahr 2014 ..... 396
Tabelle 253: Quecksilberaustrag über Filterstaub und Sorbentien bezogen auf 300 Mg im Jahr 2012 ..... 397
Tabelle 254: Quecksilberaustrag über Asche ..... 397
Tabelle 255: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für Krematorien ..... 398
Tabelle 256: Berechnung des Rohstoffeinsatzes Holz und des Quecksilbereintrags im Jahr 2016 bezogen auf eine Sulfat- und Sulfit-Zellstoffproduktion von 1,612 Mio. Mg ..... 402
Tabelle 257: Quecksilbereintrag über Zuschlagstoffe in Sulfatzellstoffanlagen im Jahr 2016 .. 402
Tabelle 258: Quecksilberausträge aus Zellstoff- und Papierfabriken ..... 403
Tabelle 259: Quecksilberaustrag der Zellstoff- und Papierproduktion über energetisch verwertete Schlamm-Abfälle im Jahr 2016 ..... 407
Tabelle 260: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die die Papier- und Zellstoffproduktion ..... 408
Tabelle 261: Quecksilbereintrag in die untersuchten Sektoren im Jahr 2016 auf Basis von „Mittel A“ und „Mittel B“ sowie Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität* ..... 412
Tabelle 262: Quecksilberaustrag über den Abwasserpfad ..... 415
Tabelle 263: Quecksilberaustrag über den Luftpfad ..... 416
Tabelle 264: Quecksilberaustrag über Produkte und Nebenprodukte ..... 418
Tabelle 265: Quecksilberaustrag über Abfälle, die nicht der Biosphäre entzogen werden ..... 420
Tabelle 266: Quecksilberaustrag über Abfälle, die unter Tage verbracht werden ..... 423
Tabelle 267: Quecksilberkonzentrationen in Steinkohle ..... 425
Tabelle 268: Quecksilberkonzentrationen in Steinkohlekesselasche ..... 425
Tabelle 269: Quecksilberkonzentrationen in Steinkohleflugasche ..... 425
Tabelle 270: Quecksilberkonzentrationen in REA-Gips ..... 426
Tabelle 271: Quecksilberkonzentrationen in Kalkstein ..... 426

Tabelle 272: Quecksilberkonzentrationen in Klärschlamm ..... 426
Tabelle 273: Quecksilberkonzentrationen in Ersatzbrennstoffen ..... 427
Tabelle 274: Raffinerien in Deutschland ..... 428
Tabelle 275: Quecksilberkonzentrationen in naturbelassener Biomasse ..... 429
Tabelle 276: Quecksilberkonzentrationen in Kokerei-Produkten ..... 430
Tabelle 277: Quecksilberkonzentrationen in Hochofen-Einsatzstoffen ..... 430
Tabelle 278: Quecksilberkonzentrationen aus Stoffen aus der Steinkohlenverkokung mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) (Anteil von flüchtigem Hg wahrscheinlich nicht vollständig erfasst) ..... 431
Tabelle 279: Quecksilberkonzentrationen aus Hüttensanden und –schlacken mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 431
Tabelle 280: Quecksilberkonzentrationen in Gießereistoffen mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 432
Tabelle 281: Quecksilberkonzentrationen im Kalkstein ..... 433
Tabelle 282: Quecksilberkonzentrationen in Fluff ..... 435
Tabelle 283: Quecksilberkonzentrationen in Klinker ..... 435
Tabelle 284: Quecksilberkonzentrationen in Zement ..... 435
Tabelle 285: Quecksilberkonzentrationen in Zementstoffen Kategorie CEM I mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 436
Tabelle 286: Quecksilberkonzentrationen in Zementstoffen Kategorie CEM II mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 437
Tabelle 287: Quecksilberkonzentrationen im Kalkstein ..... 438
Tabelle 288: Quecksilberkonzentrationen in Kalksteinstoffen, die als Rohstoffe in der Kalkindustrie eingesetzt werden mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 438
Tabelle 289: Quecksilberkonzentrationen im Braunkohlestaub (BKS)/Braunkohle, Antrazit und Koks ..... 439
Tabelle 290: Quecksilberkonzentrationen in Filterstaub, offenfallendem Kalk (Branntkalk nach Ofen) ..... 439
Tabelle 291: Angaben zu Hg-Gehalten in REA-Gipsen aus verschiedenen Quellen ..... 439
Tabelle 292: Hg-Gehalte der in der Zementindustrie 2016/2017 verarbeiteten Gipse ..... 439
Tabelle 293: Angaben zu Hg-Konzentrationen (TS) von REA-Gipsen in Europa aus der Literatur ..... 440
Tabelle 294: Quecksilberkonzentrationen in Natur-Gips ..... 440
Tabelle 295: Quecksilberkonzentrationen in Gipsstoffen, die aus Naturgips hergestellt wurden mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 441
Tabelle 296: Quecksilberkonzentrationen in Gipsprodukten (Gipspulver und Gipskartonprodukte), die sowohl aus Natur- als auch aus REA-Gipsen hergestellt wurden, mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 441
Tabelle 297: Transferfaktoren Gips-Abgas beim Kalzinieren in der REA-Gips verarbeitenden Industrie in den USA und DE ..... 442
Tabelle 298: Transferfaktoren Gips-Abgas in der Naturgips verarbeitenden Industrie in DE ... 443

Tabelle 299: Gemessene Emissionskonzentrationen aus Öfen der deutschen Gipsindustrie gemäß Emissionserklärungen ..... 444
Tabelle 300: Quecksilberkonzentrationen in Glasstoffen mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 444
Tabelle 301: Quecksilberkonzentrationen in Leuchtstofflampen-Altglas (eigene Analysen) ..... 445
Tabelle 302: Quecksilberkonzentrationen tonhaltiger Böden in Bayern, die für die Ziegelindustrie geeignet sind ..... 446
Tabelle 303: Quecksilberkonzentrationen in Einsatzstoffen in die Keramikindustrie (Tone, Bentonite), Ziegeln (Scherben aus Ton, Proben 51 und 52) sowie Filterkalk Schälkorn (Probe 53) mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 447
Tabelle 304: Quecksilberkonzentrationen im Abgas der Ziegelindustrie ..... 449
Tabelle 305: Quecksilberkonzentrationen in Staub der Ziegelindustrie ..... 450
Tabelle 306: Quecksilberkonzentrationen in Haus-/Restabfall ..... 450
Tabelle 307: Quecksilberkonzentrationen in Ersatzbrennstoffen ..... 450
Tabelle 308: Quecksilberkonzentrationen in Klärschlämmen ..... 451
Tabelle 309: Quecksilbereinträge in Altholzverbrennungsanlage über die eingesetzte Menge Altholz auf Basis von Hg-Konzentrationen ..... 452
Tabelle 310: Quecksilberkonzentrationen in Siedlungsabfall ..... 452
Tabelle 311: Quecksilberkonzentrationen in Ersatzbrennstoffen ..... 453
Tabelle 312: Quecksilber-Emissionen im Abgas von Schredderanlagen in Europa ..... 453
Tabelle 313: Quecksilberkonzentrationen in Gärsubstraten ..... 454
Tabelle 314: Quecksilberkonzentrationen in Gärprodukten ..... 454
Tabelle 315: Quecksilberkonzentrationen in Gärrückständen ..... 454
Tabelle 316: Quecksilberkonzentrationen in Biogas ..... 455
Tabelle 317: Quecksilberkonzentrationen in Abfällen der Zellstoff- und Papierproduktion ..... 456
Tabelle 318: Quecksilberkonzentrationen aus mineralischen Düngestoffen mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 457
Tabelle 319: Quecksilberkonzentrationen in weiteren Stoffen mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) ..... 457

# Abkürzungsverzeichnis

| | |
|---|---|
| **ABANDA** | Abfallanalysendatenbank |
| **AP** | Arbeitspaket |
| **ALS** | Amyotrophic Lateral Sclerosis (amyotrophe Lateralsklerose) |
| **ASA** | Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung e.V. |
| **AST** | Annual Surveillance Test (jährliche Funktionsprüfung) |
| **AT** | Österreich |
| **AVV** | Abfallverzeichnis-Verordnung |
| **BATC** | Best available techniques conclusions (BVT-Schlussfolgerungen) |
| **BBH** | Berzelius Bleihütte Stolberg |
| **BDG** | Bundesverband der Deutschen Gießerei-Industrie e. V. |
| **BDSV** | Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V. |
| **BK** | Braunkohlekraftwerke |
| **BKS** | Braunkohlestaubfeuerungsanlagen |
| **BImSchV** | Bundes-Immissionsschutzverordnung |
| **BMKW** | Biomassekraftwerk |
| **BREF** | BAT reference document (BVT-Merkblatt) |
| **BSB** | BSB Recycling Braubach |
| **BV Glas** | Bundesverband Glasindustrie e. V. |
| **BVEG** | Bundesverband Erdgas, Erdöl und Geoenergie e.V.<br>(vor 2016: Wirtschaftsverband Erdöl- und Erdgasgewinnung e.V.) |
| **BVEG** | Bundesverband Erdgas, Erdöl und Geoenergie 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 |
| **CEN** | Comité Européen de Normalisation (Europäisches Komitee für Normung) |
| **CH** | Schweiz |
| **DAV** | Deutscher Asphaltverband e.V. |
| **EBS** | Ersatzbrennstoff (aus Abfall gewonnener Brennstoff) |
| **EBS-Anlage** | Verbrennungsanlage für Ersatzbrennstoff |
| **EU** | Europäische Union |

| | |
|---|---|
| **Fa.** | Firma |
| **FCC** | Fluid Catalytic Cracking |
| **FVH** | Fachverband Holzenergie |
| **GP** | Güterverzeichnis für Produktionsstatistiken |
| **Hg** | Quecksilber |
| **HMVA** | Hausmüllverbrennungsanlage |
| **IED** | Industrial Emissions Directive (Industrieemissionsrichtlinie) |
| **HELCOM** | The Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission (Helsinki-Kommission zum Schutz der Ostsee) |
| **IQ** | Intelligenzquotient |
| **ITAD** | Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland e.V. |
| **kg** | Kilogramm |
| **KRS** | Kayser Recycling-System |
| **KS** | Klärschlamm |
| **KVA** | Klärschlammverbrennungsanlage |
| **kW** | Kilowatt |
| **KW** | Kraftwerk |
| **KWK** | Kraftwärmekopplung |
| **LAI** | Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz |
| **MA-Anlagen** | Anlagen zur rein mechanischen Aufbereitung |
| **MATS** | Mercury and Air Toxics Standards (Quecksilber- und Luftschadstoff-Grenzwerte) |
| **M(B)A** | Mechanisch (biologische) Anlagen |
| **MBS-Anlagen** | Anlagen zur mechanischen Behandlung und biologischen Trocknung |
| **Mg** | Megagramm (Tonne) |
| **MKM** | Mansfelder Kupfer und Messing GmbH |
| **MPS-Anlagen** | Anlagen zur mechanischen Behandlung und physikalischer Trocknung |
| **MRU** | Muldenhütten Recycling und Umwelttechnik |
| **MVA** | Müllverbrennungsanlage |
| **MWV** | Mineralölwirtschaftsverband e.V. |
| **NAWARO** | nachwachsende Rohstoffe |
| **NEM** | Nichteisenmetallindustrie |
| **NFM** | Non-ferrous metals (Nichteisenmetalle) |
| **$Nm^3$** | Normkubikmeter |

| | |
|---|---|
| **NWG** | Nachweisgrenze |
| **OS** | Originalsubstanz |
| **OSPAR** | Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (Konvention zum Schutz der Nordsee und des Nordatlantiks) |
| **PCDD** | polychlorierten Dibenzo-para-Dioxinen |
| **QAL** | Qualitätssicherung für automatische Messeinrichtungen |
| **QSL** | Queneau-Schuhmann-Lurgi |
| **PRTR** | Pollutant Release and Transfer Register |
| **REA** | Rauchgasentschweflungsanlage |
| **RTO** | Regenerative Thermische Oxidation |
| **SAV** | Sonderabfallverbrennungsanlage |
| **SLF** | Schredderleichtfraktion |
| **sog.** | sogenannt |
| **SSF** | Schredderschwerfraktion |
| **SVA** | Sonderabfallverbrennungsanlage |
| **TA** | Technische Anleitung |
| **TBRC** | Top Blown Rotary Converter |
| **TC** | Technical Committee (Technische Arbeitsgruppe) |
| **TS** | Trockensubstanz oder Trockenmasse |
| **UBA** | Umweltbundesamt |
| **US** | United States (Vereinigte Staaten) |
| **UTD** | Untertagedeponie |
| **VCI** | Verband der Chemischen Industrie e. V. |
| **VDEh** | Stahlinstitut (ehem. Verband Deutscher Eisenhüttenleute) |
| **VDP** | Verband Deutscher Papierfabriken e. V. |
| **VDZ** | Verein Deutscher Zementindustrie e. V. |
| **VGB** | VGB PowerTech e.V. |
| **WA** | Warenverzeichnis Außenhandel |
| **WG** | Working Group (Arbeitsgruppe) |
| **WRRL** | Wasserrahmenrichtlinie |
| **WSK** | Wertstoffkonverter |
| **WVM** | WirtschaftsVereinigung Metalle e.V. |

## Zusammenfassung

Quecksilber kann zu akuten Vergiftungen führen, gefährdet den Menschen und die Umwelt jedoch vor allem durch Methylquecksilber, das in der Nahrungskette akkumuliert. Es kann bei überdurchschnittlich hohem Verzehr größerer Fischarten zu Vergiftungen und irreversiblen Hirnschäden führen, insbesondere bei Föten und Kleinkindern. Die durch IQ-Verlust durch Quecksilberbelastungen im Körper verursachten volkswirtschaftlichen Schäden wurden für die Europäische Union mit 8.000 - 9.000 Mio. EUR pro Jahr berechnet.

Die Vereinten Nationen gehen davon aus, dass jährlich aus natürlichen Quellen 680 – 1.200 Tonnen neues Quecksilber in die Atmosphäre und die Meere gelangt. Zusätzlich wird durch menschliche („anthropogene“) Aktivitäten jährlich etwa 2.000 Tonnen Quecksilber freigesetzt.

Vor diesem Hintergrund haben 128 Staaten, darunter auch Deutschland, im Jahr 2013 die „Minamata Konvention“ zur weltweiten Minderung von Quecksilberemissionen beschlossen. Nach der Ratifizierung von 50 Vertragsstaaten ist die Konvention 2017 in Kraft getreten. Neben der Minamata Konvention bestehen bereits internationale Pflichten Deutschlands zur Minderung von Quecksilber, wie die OSPAR- und die HELCOM-Konvention, das UNECE-Schwermetallprotokoll sowie EU-Richtlinien wie die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), die Richtlinie in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik (2013/39/EU), die Industrieemissionsrichtlinie (2010/75/EU) und die auf ihr beruhenden BVT-Merkblätter.

In diesem Kontext hat das Umweltbundesamt im Jahr 2017 ein Forschungsvorhaben beauftragt, um die Grundlage für eine nationale Quecksilberstrategie im Industriebereich zu schaffen. Dieser Bericht dokumentiert die Projektergebnisse in zwei Teilen, die die Forschungsgemeinschaft aus Öko-Institut, Ökopol und Prof. Köser (Universität Magdeburg) mit Unterstützung zahlreicher Vertreter aus Behörden, Industriebetrieben und Industrieverbänden erarbeitet hat.

Im ersten Teil des Berichtes werden die Ein- und Austräge von Quecksilber in über 30 Sektoren untersucht, in denen Quecksilbereinträge stattfinden und eine Freisetzung möglich ist. 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 von Quecksilber über die Einsatzstoffe sowie der Quecksilber-Austräge über Luft, Wasser, Abfälle, Produkte und Nebenprodukte (vgl. Kapitel 2).

Teil 2 des Berichtes beschreibt in Kapitel 1 („Quecksilberminderungstechniken“) zunächst die im Jahr 2020 in den Sektoren bereits angewendeten Techniken zur Quecksilberminderung bei Luft- und Wasseremissionen sowie Techniken zur Aufkonzentrierung von Quecksilber in hochbelasteten Abfällen und Techniken, die sich in der Entwicklung befinden. In Kapitel 2 von Teil 2 („Überführung von Quecksilber in Senken“) wird die Übertragbarkeit der Techniken geprüft. Zunächst erfolgt die Prüfung, ob die bereits innerhalb des Sektors angewendeten Techniken auf weitere Anlagen im Sektor übertragbar sind. Danach wird untersucht, ob Minderungstechniken anderer Sektoren auf den betrachteten Sektor übertragbar sind. Dabei wird auf Techniken fokussiert, die eine dauerhafte Ausschleusung von Quecksilber aus der Biosphäre gewährleisten, d. h. Quecksilber in sogenannte „langzeitsichere Senken“ überführen. Branchen mit relativ hohen Emissionen an die Luft oder in die Gewässer werden ausführlich betrachtet (Kap. 2.3). Für diese Branchen werden Minderungspotentiale quantifiziert. Für jedes Potential 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. Vergleichsweise kurz

wird danach auf Minderungsmöglichkeiten bei Sektoren mit geringeren Quecksilberemissionen eingegangen (Kap. 3.3).

Basierend auf den Untersuchungsergebnissen werden in Kapitel 3 im Teil 2 der Studie für die untersuchten Sektoren Vorschläge für eine nationale Quecksilberminderungsstrategie abgeleitet. Sie umfasst Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen in die Luft (Kap. 3.3) und das Wasser (Kap. 3.4), zur Reduzierung der Quecksilbergehalte in Produkten (Kap. 3.5), der Lenkung von Quecksilber aus Abfällen in langzeitsichere Senken (Kap. 3.6) sowie Maßnahmen zur Schließung von Datenlücken (Kap. 3.7). Abschließend werden weitergehende Forschungsprogramme zur Minimierung von Quecksilber in Luft und Abwasser vorgeschlagen (Kap. 3.8).

**Bilanzierung der Ein- und Austräge von Quecksilber**

Tabelle 1 zeigt die Sektoren, die im Hinblick auf die Ein- und Austräge von Quecksilber als relevant betrachtet wurden. Eine Relevanz wurde insbesondere in Prozessen vermutet, in denen größere Mengen an Brennstoffen zum Einsatz kommen oder eingesetzte Rohstoffe und Abfälle erhitzt werden, wodurch Quecksilber im Prozess freigesetzt wird.

Auch bei relativ geringen Quecksilberkonzentrationen in den Ausgangsstoffen können in einigen Sektoren aufgrund der großen Mengenströme relevante Quecksilbermengen in Luft und Wasser gelangen oder erhebliche Anreicherungen in Abfällen oder Produkten erfolgen.

Als Referenzjahr wurde mit dem Umweltbundesamt das Jahr 2016 vereinbart. Wenn keine Daten für das Jahr 2016 vorlagen, wurden hilfsweise Daten aus früheren Jahren herangezogen.

**Tabelle 1: Untersuchte Branchen und Sektoren**

| Branche | Sektor |
|---|---|
| Verarbeitung von Metallerzen | Primär- und Sekundärhütten für Blei, Kupfer und Zink |
| Feuerungsanlagen | Mittelgroße und große Feuerungsanlagen für Braunkohle, Steinkohle und Biomasse |
| Stahlproduktion | Kokereien, Sinteranlagen, Hochöfen, Oxygenstahlwerke und Elektrostahlwerke |
| Metallverarbeitung | Gießereien |
| Herstellung von mineralischen Erzeugnissen | Zementherstellung, Herstellung von Kalk, Herstellung von Ziegeln, Glasherstellung, Herstellung von Gipsprodukten |
| Fossile Energiebereitstellung | Raffinerien, Erdgasförderung und Erdgasverteilung |
| Biogaserzeugung | Biogas aus Bioabfällen, nachwachsenden Rohstoffen (NAWARO), Klärschlamm, MBA-Vergärungsanlagen |
| Papier- und Zellstoffproduktion | |
| Abfallverbrennung | Hausmüll, EBS, Klärschlamm, Sonderabfall, Altholz |
| Abfallbehandlung | Mechanisch-biologische Anlagen (MBA), Schredderanlagen |
| Chemische Industrie | Aluminiumoxidherstellung aus Bauxit, Titandioxidproduktion, Schwefelsäureherstellung |
| Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen | |
| Krematorien | |

Die Daten zur Abschätzung der sektorspezifischen Ein- und Austräge von Quecksilber wurden durch eine Literaturrecherche erhoben und durch Erhebungen bei Behörden und Industrie ergänzt. Von besonderem Nutzen waren die Erhebung der Emissionserklärungen zum Jahr 2016 gemäß 11. BImSchV aus allen 16 Bundesländern, die Erhebung exemplarischer wasserseitiger Emissionen beim LANUV/NRW und Einzelbehörden, Anfragen zu exemplarischen Abfallmengen und Quecksilbergehalten bei diversen Behörden sowie die Analyse der Meldungen von Luft- und Wasser-Emissionen für 2016 an das Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister (PRTR).

Mehrere Branchen, in denen Datenlücken bestanden, unterstützten die Datenerhebung durch eigene Untersuchungen (Zement-, Gips-, Glas-, Kalk-, Primärzink- und Ziegelindustrie). Um weitere Datenlücken zu schließen und Literaturdaten zu plausibilisieren, wurden eigene Feststoffuntersuchungen an mehr als 200 Proben aus diversen Sektoren vorgenommen und in drei Sektoren Luft-Emissionsmessungen über jeweils zwei Wochen mit dem Sorbent Trap-Verfahren durchgeführt (an mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen, mittelgroßen Braunkohlefeuerungsanlagen und Biomasseverbrennungsanlagen).

Für alle Sektoren wurden die Ergebnisse der Abschätzungen für Quecksilber-Ein- und Austräge als Spannbereite angegeben. Diese Spannbreiten („Mittel A“ bis „Mittel B“) basieren jeweils auf typischen Mittel- oder Medianwerten aus der Literatur oder sonstigen Quellen. Bevorzugt wurden Mediane verwendet, teilweise waren jedoch nur arithmetische Mittelwerte verfügbar. Wenn für einen Eintrag oder Austrag nur ein einziger Konzentrationswert vorlag, wurde der Quecksilbergehalt mit einem Wert anstelle einer Spannbreite angegeben („Mittel A“ identisch mit „Mittel B“). Ebenso wurde verfahren, wenn Daten als repräsentativ eingeschätzt wurden.

Nur in wenigen untersuchten Sektoren waren die Qualität und Repräsentativität der Quecksilberkonzentrationen für alle Input- und Output-Fraktionen gut, um Quecksilberfrachten valide abschätzen zu können. Um eine richtige Einordnung der Abschätzungen zu ermöglichen und den weiteren Forschungsbedarf aufzuzeigen, wurde die Datenqualität und Repräsentativität von jeder Input- und Output-Fraktion mit einem Notensystem (von 1 bis 6) bewertet. Detaillierte Erläuterungen zur Bewertung der Datenqualität zu den Hg-Ein- und Austrägen der betrachteten Sektoren finden sich in Kapitel 2.2.

**Quecksilbereinträge in die untersuchten Anlagen**

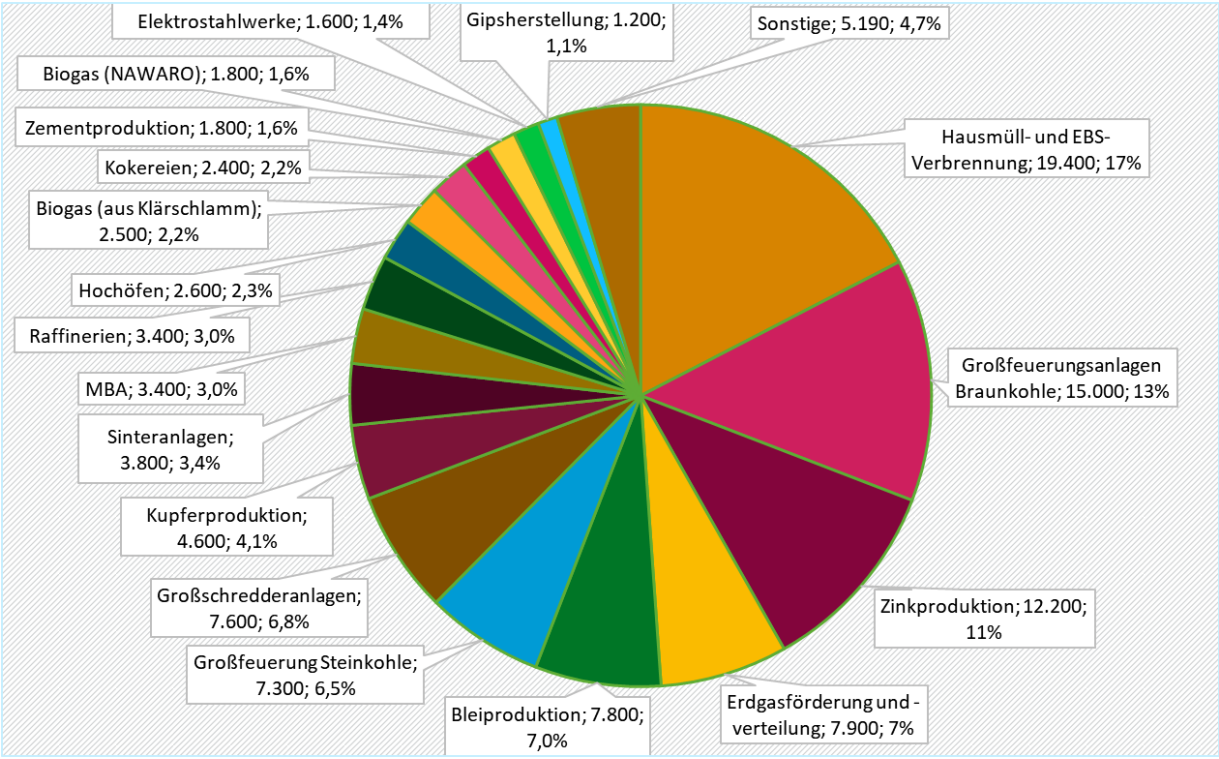
Abbildung 1 zeigt das Ergebnis der Abschätzungen der Quecksilbereinträge über Roh-, Zusatz- und Brennstoffe in die untersuchten Sektoren, am Beispiel der oberen Werte („Input B“). In dieser Abschätzung erfolgen die höchsten Quecksilbereinträge in die Anlagen der vier Branchen Abfallverbrennung, Nichteisenmetallindustrie (Blei-, Kupfer-, Zinkhütten), Braun- und Steinkohle-Großfeuerungsanlagen sowie Erdgasförderung und -verteilung. Diese vier Sektoren stehen für zwei Drittel der Gesamteinträge in Anlagen. Auch für Großschredderanlagen (6,7 %) und Anlagen der Stahlindustrie wurden erhebliche Quecksilbereinträge abgeschätzt (Sinteranlagen 3,4 % und Hochöfen 2,3 %).

Besonders gute Daten zu Quecksilbereinträgen liegen für die Zementproduktion vor. Eine relativ gute Datenlage der Einträge gibt es auch bei Braunkohle-Großfeuerungsanlagen, Biogasanlagen und in der Kalk- und Dolomitproduktion. Größte Defizite hinsichtlich der Einträge bestehen für Sonderabfallverbrennungsanlagen und industrielle Abwasserbehandlungsanlagen, ebenso wie für Oxygenstahlwerke und Elektrostahlwerke, wobei die Einträge in diese Sektoren leichter über verbesserte Daten zu den Austrägen abgeschätzt werden können, als über Analysen der Einträge. Ein großer Bedarf an anlagenspezifischen Analysen von Einsatzstoffen besteht für besonders mengenrelevanten Einträge wie Erzimporte der Blei-, Kupfer- und Zinkproduktion (Nichteisenmetallindustrie), Eisenerzimporte (für Sinteranlagen und Hochöfen), für Schwefelsäure (u. a. zur Herstellung von Titandioxid) aber auch für Einträge mit geringer

Mengenrelevanz und potenziell besonders hohen Quecksilbergehalten, wie Färbemitteln auf Schwermetall-Basis, die in der Glas- und Keramikindustrie eingesetzt werden.

In Summe wird der Eintrag von Quecksilber in die untersuchten Anlagen, je nach verwendetem Median bzw. Mittelwert, auf 50 Tonnen/a (Mittel A) bis 113 Tonnen/a (Mittel B) abgeschätzt.

**Abbildung 1: Quecksilbereintrag in Anlagen in Deutschland im Jahr 2016 [kg/a] auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite der Konzentrationswerte**




Quelle: Eigene Abschätzung (2020), Öko-Institut

### Quecksilberausträge der untersuchten Anlagen über den Wasserpfad

Austräge über das Abwasser sind zwar mengenmäßig vergleichsweise gering, aber von besonderer Umweltrelevanz, da die menschliche Aufnahme von toxischem Methylquecksilber vor allem über die Anreicherung von Quecksilber in Gewässern über Fische erfolgt. Zur Abschätzung von Quecksilberausträgen über den Wasserpfad liegen im Gegensatz zum Luftpfad nur wenig Daten vor, die zentral abrufbar sind. Meldungen an das öffentlich einsehbare Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister (PRTR) erfolgen erst ab einer Meldeschwelle von einem Kilogramm Quecksilber pro Jahr und Anlage. Eine Quantifizierung der über diesen Pfad freigesetzten Quecksilberfrachten war daher nur für wenige Sektoren und Anlagen möglich.

Tabelle 2 zeigt die Untersuchungsergebnisse für die sechs Sektoren, für die Austräge von über 1 kg/a abgeschätzt wurden. Darunter befinden sich industrielle Abwasserreinigungsanlagen und Kokereien, für die Austräge von mehr als 13 bzw. 20 - 30 kg/a abgeschätzt wurden. Für drei Sektoren wurde der Abwasseraustrag mit weniger als 1 kg/a abgeschätzt. Für neun Sektoren ergab die Untersuchung, dass zwar Emissionen über den Wasserpfad zu erwarten sind, aber keine Daten abgeschätzt werden konnten. In den übrigen Sektoren sind keine abwasserseitigen Austräge von Quecksilber zu erwarten.

Eine gute oder mittlere Datenqualität liegt nur für die Produktion von Aluminium aus Bauxit sowie für die Kupfer- und Zinkproduktion vor. Die übrigen Daten weisen eine schlechte oder sehr schlechte Qualität auf, so dass hier erheblicher weiterer Forschungsbedarf besteht.

In Summe werden jährlich mehr als 48 - 58 kg Quecksilber über den Abwasserpfad emittiert (siehe Tabelle 2), die gegenüber Emissionen in die Luft relativ geringe Menge ist wegen des möglichen direkten Eintrags in die Nahrungskette von sehr hoher Relevanz.

**Tabelle 2: Quecksilberaustrag aus den untersuchten Sektoren über den Abwasserpfad im Jahr 2016 auf Basis von „Mittel A“ und „Mittel B“**

| Sektor | Hg Output Wasser A [kg/a] | Hg Output Wasser B [kg/a] |
|---|---|---|
| Kokereien | 20 | 30 |
| Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen | > 13 | > 13 |
| Großfeuerung Steinkohle | 6,9 | 6,9 |
| Titandioxidproduktion | > 3,2 | > 3,2 |
| Glasproduktion | > 1,1 | > 1,1 |
| Bleiproduktion | > 1 | > 1 |
| **Summe (1)** | **> 45,2** | **> 55,2** |

1) Werte, die mit einem „>“-Zeichen versehen sind, werden in der Summation berücksichtigt.

**Quecksilberausträge der untersuchten Anlagen über den Luftpfad**

Austräge über den Luftpfad erscheinen im Vergleich mit den Austrägen über Abfälle gering, sie sind aber von hoher Umweltrelevanz, da Quecksilber aus der Luft ausgewaschen werden kann und potentiell Gewässer belastet. In Gewässern entsteht toxisches Methylquecksilber, das sich in der Nahrungskette anreichert und dadurch Mensch und Umwelt gefährdet.

Zur Abschätzung von Quecksilberausträgen der untersuchten Sektoren über den Luftpfad liegen bei den Bundesländern abrufbare Daten in Form von Emissionserklärungen vor sowie zentrale Daten, die im öffentlich einsehbaren Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister (PRTR) gemeldet werden müssen, wenn die Anlagen eine Mengenschwelle von 10 kg/a Quecksilberemission an die Luft überschreiten.

Abbildung 2 zeigt die Sektoranteile am Quecksilberaustrag über den Luftpfad, die 2016 emittiert wurden, auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite. Die Stahlindustrie (48 %) und Braunkohle- sowie Steinkohle-Großfeuerungsanlagen (32 %) weisen mit Abstand die höchsten Anteile auf und machen mehr als drei Viertel der Gesamtemissionen aus.

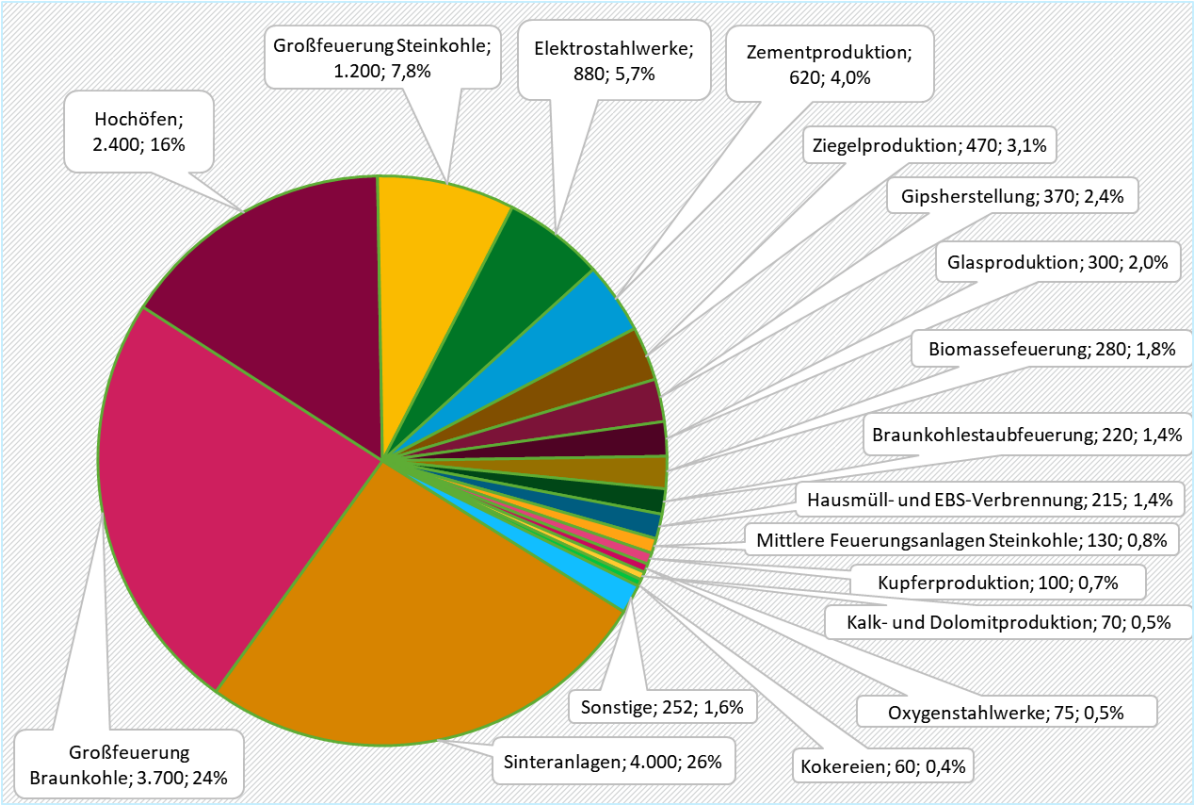
Die Datenqualität ist im Luftbereich besser als bei allen anderen Austragspfaden. Für die Zementproduktion liegen sehr gute Daten vor, für sechs weitere Sektoren ist die Datenqualität gut. Dabei handelt es sich um Steinkohle-Großfeuerungsanlagen und Anlagen zur Abfallverbrennung. In vier weiteren Sektoren wird zumindest eine mittlere Datenqualität erreicht (Sinteranlagen, Braunkohle-Großfeuerungsanlagen, Elektrostahlwerke und Kalk- und Dolomitproduktion). Es gibt aber auch zahlreiche Sektoren, in denen die luftseitigen Daten schlechte oder sehr schlechte Qualität aufweisen bzw. gar keine Daten zu Luftemissionen abschätzbar waren, so dass auch hier ein erheblicher weiterer Forschungsbedarf besteht. Für

diese Sektoren war daher nur eine grobe Abschätzung möglich. Als Beispiel sind hier Hochöfen zu nennen.

In Summe werden jährlich auf Basis von „Mittel A“ mehr als 9.400 bzw. auf Basis von „Mittel B“ mehr als 15.000 kg Quecksilber über den Luftpfad emittiert.

Die mit Abstand größten Quecksilberemissionen an die Luft verursachen Großfeuerungsanlagen für Braun- und Steinkohle sowie Anlagen der Stahlindustrie durch Sinteranlagen, Hochöfen und Elektrostahlwerke. Bei Hochöfen erfolgt der Austrag bei der Verbrennung des Hochofengases, das in unterschiedlichen Bereichen des integrierten Stahlwerks eingesetzt wird. Bei der Verbrennung erfolgt keine spezifische Hg-Minderung bei der Abgasreinigung. Bei Sinteranlagen ergeben sich hohe Austräge, da im Staubfilter abgeschiedenes Quecksilber zusammen mit den Stäuben wieder in den Prozess zurückgeführt wird und hierdurch Anreicherungen erfolgen. Weitere große Luftemittenten von Quecksilber sind Anlagen der Mineralindustrie (v. a. Anlagen zur Herstellung von Zement, Ziegeln, Glas und Gipsprodukten).

**Abbildung 2: Sektoranteile am Quecksilberaustrag über den Luftpfad in Anlagen in Deutschland im Jahr 2016 [kg/a] auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite**




Quelle: Eigene Abschätzung (2020), Öko-Institut

### Quecksilberausträge der untersuchten Anlagen über Produkte und Nebenprodukte

Der Quecksilberaustrag über Produkte ist in der Regel in den untersuchten Sektoren relativ gering. Für diesen Austragspfad wurden etwa 4,5 - 6,5 Tonnen/a abgeschätzt.

Ein großer Teil der Produkte und Nebenprodkte verbleibt bis zum Abriss in Bauwerken. Durch Korrosion oder Beschädigung können auch vorher Freisetzungen erfolgen.

Besonders hohe Quecksilbermengen werden über Teerprodukte, Zement und Gips in Bauwerke ausgetragen. Hier besteht weiterer Untersuchungsbedarf hinsichtlich möglicher Freisetzungen bei der Entsorgung oder Aufbereitung von Bauschutt.

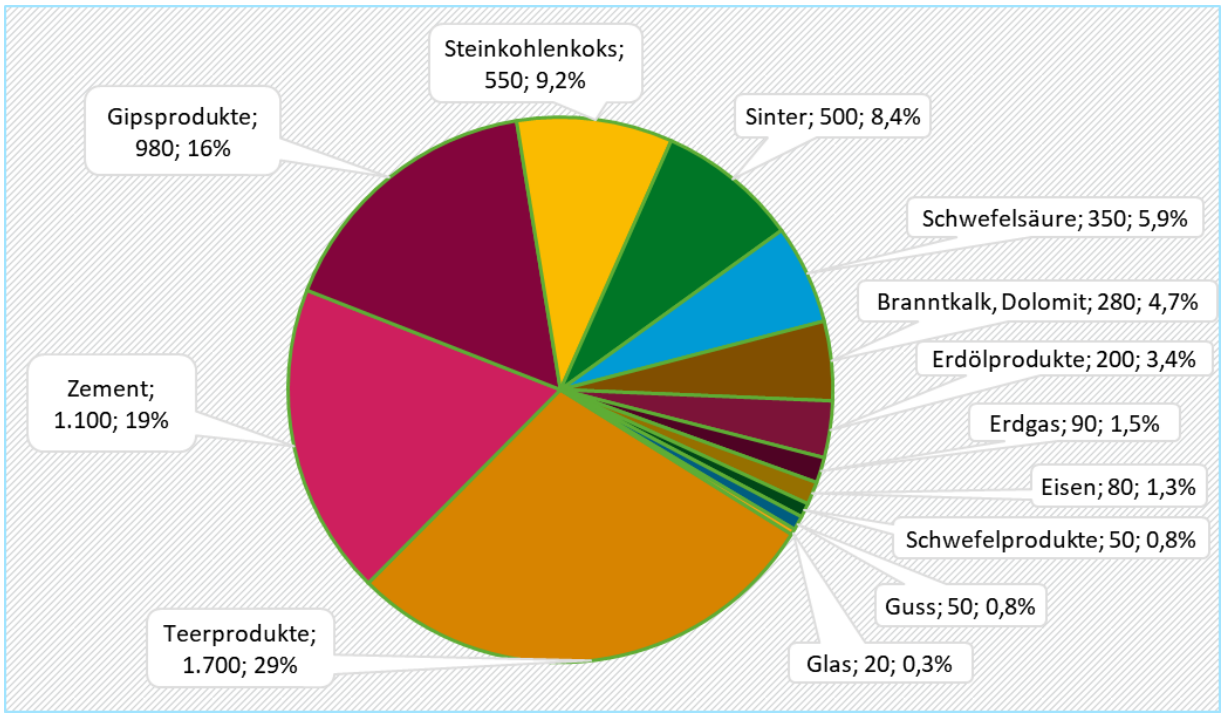
Schwefelsäure aus der Nichteisenmetallindustrie wird zunehmend in der Landwirtschaft eingesetzt, weil damit Ammoniakemissionen vermindert oder vermieden werden können. Hier besteht Untersuchungsbedarf hinsichtlich der quecksilberspezifischen Qualitätsanforderungen auf diesem Verwertungsweg. Auch für andere Verwertungswege der Schwefelsäure, insbesondere in der chemischen Industrie, besteht Forschungsbedarf zu möglichen Freisetzungen in nachfolgenden Prozessen. Für die Schwefelsäure, die aus Schwefel, Pyrit oder gebrauchter Schwefelsäure hergestellt wird, liegen keine Quecksilberkonzentrationswerte vor.

Die Verwertung von Steinkohlen- und Braunkohlen-Koks, Schrott aus Großschredderanlagen sowie Wälzoxid aus Sekundärzinkanlagen erfolgt in Sektoren, die in der Studie betrachtet werden. Der Verbleib von darin enthaltenem Quecksilber wird daher in der Studie weiter betrachtet.

Die Datenlage ist lediglich für Zement sowie Branntkalk und Dolomit sehr gut bzw. von mittlerer Qualität. Für alle anderen Sektoren ist die Datenlage zu Quecksilbergehalten in Produkten schlecht bzw. sehr schlecht oder es liegen gar keine Daten vor.

Abbildung 3 zeigt die Sektoranteile am Quecksilberaustrag über Produkte und Nebenprodukte aus Anlagen in Deutschland im Jahr 2016 auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite. Es wird deutlich, dass in dieser Abschätzung die höchsten Quecksilberausträge über Teerprodukte (29 %), Zement (19 %) und Gipsprodukte (16 %) erfolgt. Während die Datenqualität für Zement sehr gut ist, besteht hinsichtlich der Abschätzung der Austräge über Teer- und Gipsprodukte weiterer Forschungsbedarf.

**Abbildung 3: Sektoranteile am Quecksilberaustrag über Produkte und Nebenprodukte aus Anlagen in Deutschland im Jahr 2016 [kg/a] auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite**




Quelle: Eigene Abschätzung (2020), Öko-Institut

**Quecksilberausträge der untersuchten Anlagen über nicht der Biosphäre entzogene Abfälle**

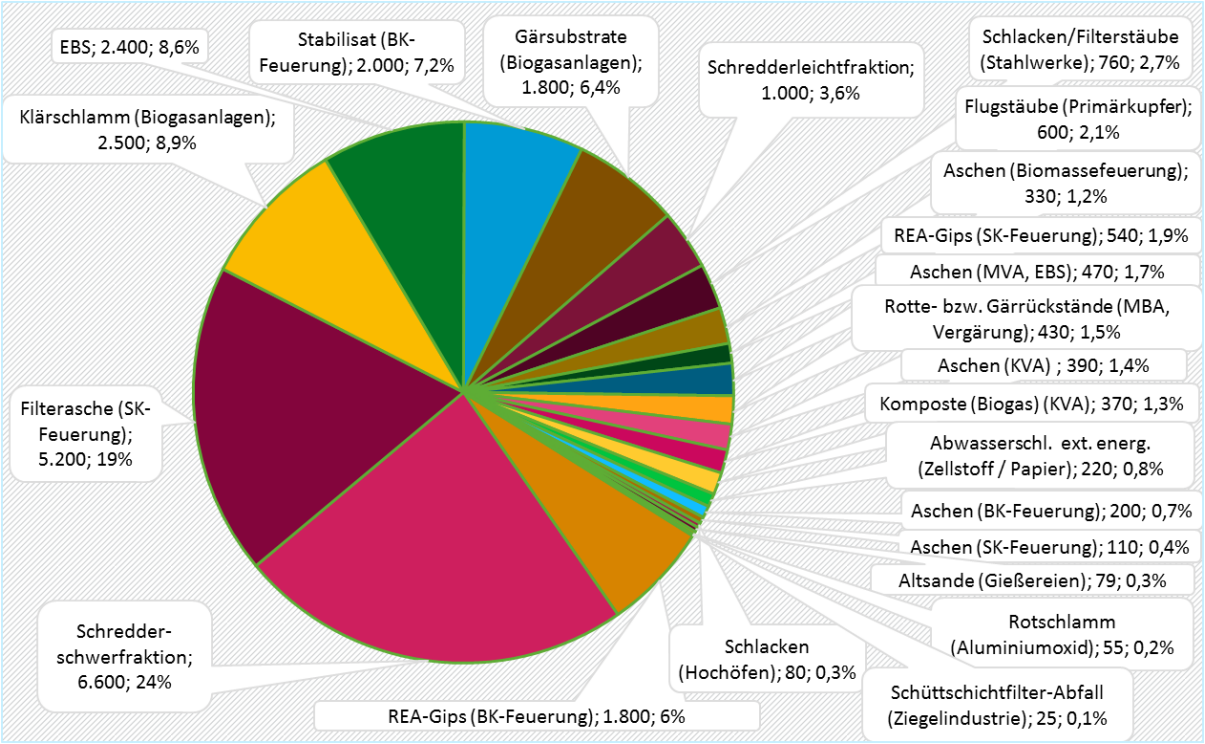
Abbildung 4 zeigt die Sektoranteile am Quecksilberaustrag über Abfälle, die nicht der Biosphäre entzogen werden, aus Anlagen in Deutschland im Jahr 2016 auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite. Es wird deutlich, dass in dieser Abschätzung die höchsten Quecksilberausträge über REA-Gips (29 %), Schredderschwerfraktion (18 %) und Filterasche aus der Steinkohlefeuerung (14 %) erfolgen.

Zahlreiche weitere Verwertungen von Abfällen erfolgen in anderen Industrieanlagen, so zum Beispiel die Verwertung von REA-Gips und Filterstäuben aus Großfeuerungsanlagen in der Zementproduktion. Dabei werden Quecksilberfrachten von einem Prozess in einen anderen Prozess verlagert. Hier ist für jeden Einzelfall zu prüfen, ob das enthaltene Quecksilber freigesetzt werden kann oder zumindest für einen definierten Zeitraum ohne Freisetzung gebunden bleibt.

Die Datenqualität ist bei Abfällen aus der Aluminiumoxidherstellung aus Bauxit sehr gut und für Abfälle aus Biogasanlagen gut. Eine mittlere Datenqualität liegt für Großfeuerungsanlagen, mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen, Großschredderanlagen, Gießereien sowie Hausmüll- und EBS-Verbrennungsanlagen vor. Für alle weiteren Sektoren ist die Datenlage schlecht bzw. sehr schlecht oder es liegen gar keine Daten vor.

In Summe wird der Quecksilberaustrag über Abfälle, die nicht der Biosphäre entzogen werden, mit 14 - 36 Tonnen/a abgeschätzt.

**Abbildung 4: Quecksilberaustrag über Abfälle, die 2016 nicht der Biosphäre entzogen wurden, auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite [kg/a]**




Quelle: Eigene Abschätzung (2020), Öko-Institut

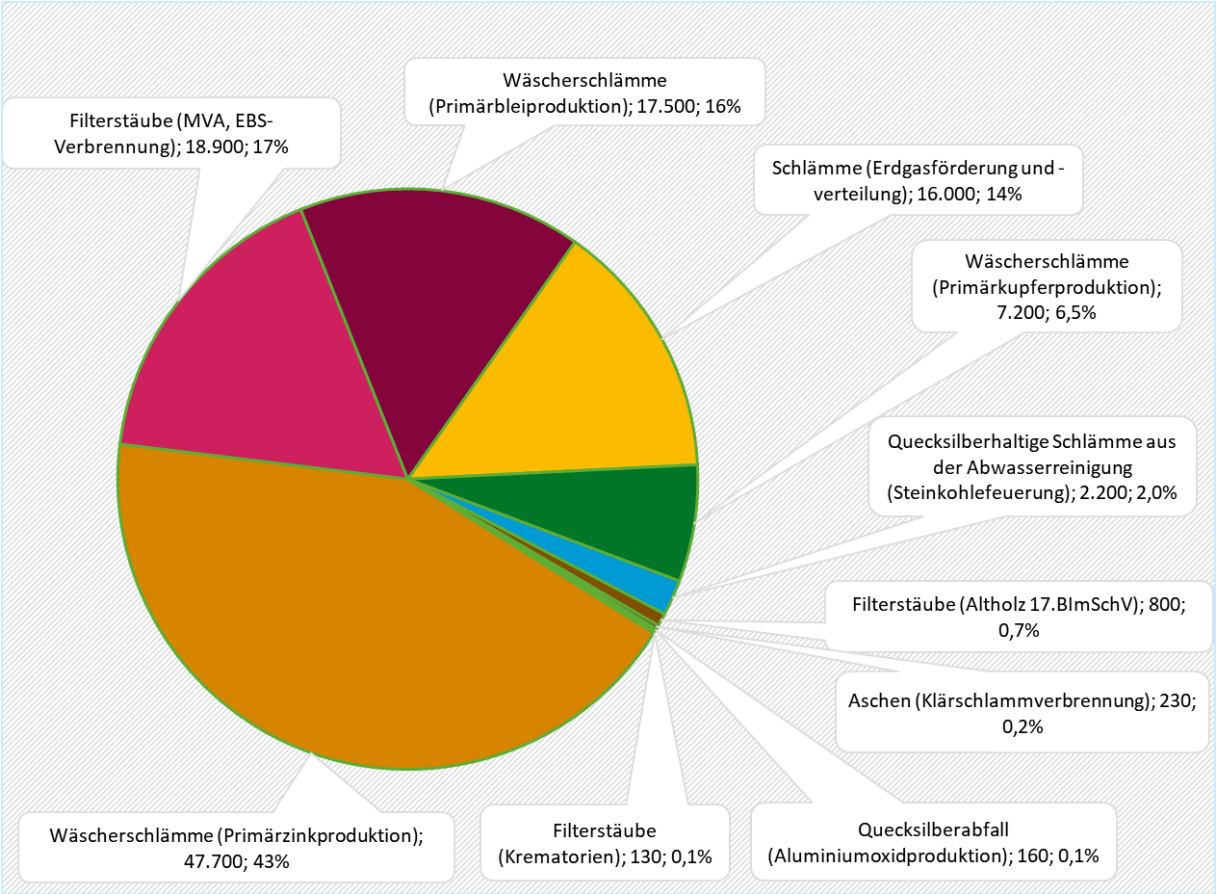
**Quecksilberausträge der untersuchten Anlagen über Abfälle, die unter Tage verbracht werden**

Abbildung 5 zeigt die Sektoranteile am Quecksilberaustrag über Abfälle, die unter Tage verbracht werden, auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite. Entsprechend der hohen Quecksilbereinträge über Erze und aufgrund der effizienten

quecksilberspezifischen Minderungstechnik machen die Austräge der Nichteisenmetallindustrie (Primärhütten der Blei-, Kupfer- und Zinkindustrie) mit zwei Dritteln (66 %) den größten Anteil aus. Einen hohen Anteil weisen auch, entsprechend der abgeschätzten hohen Einträge und der wirksamen quecksilberspezifischen Minderungstechnik, Filterstäube aus Hausmüll- und EBS-Verbrennungsanlagen auf (17 %). Den dritten großen Anteil haben Schlämme aus der Erdgasförderung und -verteilung, für die ebenfalls effiziente quecksilberspezifische Minderungstechnik eingesetzt wird (15 %). Kleinere Anteile haben weitere Abfallentsorgungsanlagen, die unter die 17. BImSchV fallen und quecksilberspezifische Minderungstechniken einsetzen: Verbrennungsanlagen für Sonderabfall, Altholz und Klärschlamm. Ebenfalls kleinere Beiträge zur dauerhaften Ausschleusung von Quecksilber aus der Biosphäre leisten Anlagen zur Herstellung von Aluminiumoxid aus Bauxit sowie Krematorien.

Die Datenqualität wurde überwiegend als schlecht oder sehr schlecht bewertet. Für zwei Sektoren, Bleiproduktion und die Förderung und Verteilung von Erdgas, weisen die Daten sehr große Unterschiede zwischen abgeschätztem Austrag A und B auf, so dass hier vorrangiger Forschungsbedarf besteht. In allen Sektoren sollte die schlechte Datenqualität durch weitere Untersuchungen verbessert werden, um die Aussage zu konsolidieren, dass Quecksilberfrachten in der genannten Größenordnung der Biosphäre dauerhaft entzogen werden.

**Abbildung 5: Sektoranteile am Quecksilberaustrag über Abfälle, die 2016 unter Tage entsorgt wurden, auf Basis des oberen Wertes („Mittel B“) der ermittelten Bandbreite [kg/a]**



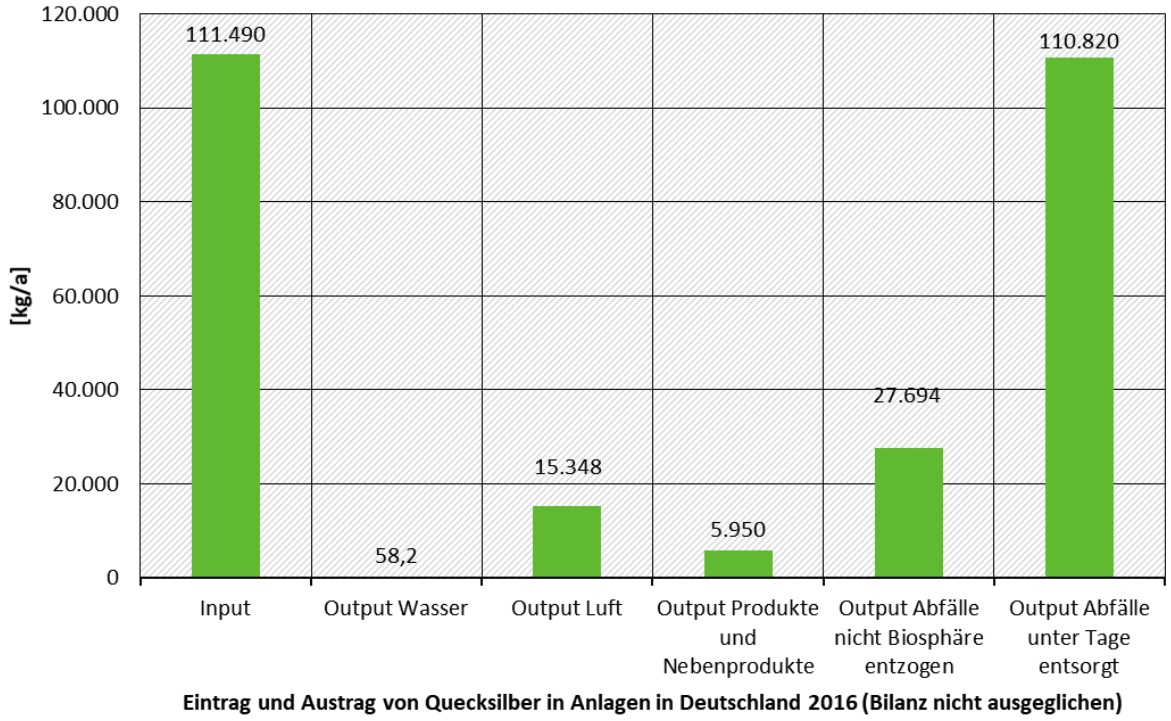

Quelle: Eigene Abschätzung (2020), Öko-Institut

**Gegenüberstellung der Quecksilbereinträge und Quecksilberausträge der untersuchten Anlagen**

Abbildung 6 zeigt eine Gegenüberstellung der abgeschätzten Ein- und Austräge über alle Sektoren. Dabei ist anzumerken, dass die Summe der Output-Mengen den abgeschätzten Input übersteigt. Ursache dafür ist, dass die Abschätzung der Einträge unabhängig von der Abschätzung der jeweiligen Austräge erfolgte. Mit dem Umweltbundesamt wurde vereinbart, diese Unterschiede in der Datenlage sichtbar zu lassen, um weiteren Forschungsbedarf aufzuzeigen. In Abbildung 6 zeigt sich am Beispiel der Abschätzung auf Basis des oberen Wertes („Mittel B"), dass entweder die Einträge zu niedrig abgeschätzt wurden oder bei den Abfallausträgen Überschätzungen erfolgten.

Der überwiegende Teil des eingetragenen Quecksilbers der untersuchten Anlagen wird derzeit bereits einer sicheren Senke zugeführt. Das heißt, dass das Quecksilber in einer Untertagedeponie oder im Bergversatz entsorgt und damit dauerhaft der Biosphäre entzogen wird.

**Abbildung 6: Eintrag und Austrag von Quecksilber in Anlagen in Deutschland 2016 auf Basis des oberen Wertes („Mittel B") der ermittelten Bandbreite der Konzentrationswerte**




Quelle: Eigene Abschätzung (2020), Öko-Institut

**Quecksilberminderungstechniken**

In Kapitel 1 von Teil 2 der Studie werden Techniken zur luft- und wasserseitigen Minderung von Quecksilber beschrieben. Zusätzlich werden Techniken zur Behandlung von Abfällen, die hoch mit Quecksilber belastet sind, dokumentiert und Techniken, die sich in der Entwicklung befinden, beschrieben.

Techniken, die bereits großtechnisch im Einsatz sind, werden nachfolgend kurz skizziert.

Bei der **Sorbentieneindüsung vor trockenen Staubabscheidern** wird ein Sorbens, i. d. R. Aktivkoks oder Aktivkohle, allein oder mit anderen Sorbentien gemischt dem Rauchgasstrom zugegeben. Das Quecksilber wird daran adsorbiert. Neben herkömmlichen Aktivkohlen werden auch mit Schwefel oder Brom dotierte Aktivkohlen angeboten, die wesentlich effektiver, jedoch

auch teurer sind. Mit herkömmlichen Aktivkohlen lassen sich Abscheidegrade im Bereich von 80 %, mit dotierten Aktivkohlen bis über 95 % erreichen. Die Technik ist sowohl in Deutschland als auch in anderen Staaten weit verbreitet. Sie wird u. a. in Abfallverbrennungsanlagen, Kohlekraftwerken, Zementwerken, Sekundärhütten für Kupfer und Zink sowie in Elektrostahlwerken eingesetzt. Sorbentien können sowohl vor einem bestehenden Staubfilter als auch vor einem dafür zusätzlich errichteten Staubfilter eingedüst werden. Der Verbrauch ist bei Einsatz vor Gewebefiltern wesentlich niedriger im Vergleich zum Einsatz vor Elektrofiltern.

Bei der **Abtrennung von Quecksilber im Wäscher unter Verhinderung von Re-Emissionen** werden insbesondere organische und anorganische sulfidische Fällungsmittel eingesetzt. Es soll damit verhindert werden, dass durch Gleichgewichtsreaktionen im Wäscher metallisches Quecksilber, das nicht wasserlöslich ist, ausgestrippt wird und wieder in den Rauchgasstrom gelangt. Re-Eemissionen im Wäscher werden von vielen Faktoren, wie z.B. Redoxpotential, Temperatur, pH-Wert in der Wäschersuspension beeinflusst. Mit dem Verfahren können Emissionsminderungen im Rauchgas von bis zu 90 % erreicht werden. Bewährt hat sich die Technik bislang insbesondere in Steinkohle- und Braunkohle-Großfeuerungsanlagen. Die Abtrennung des Quecksilbers kann im Wäscher auch mit Aktivkohle erfolgen. Für das Verfahren liegen im Vergleich zur Verwendung von sulfidischen Fällungsmitteln deutlich weniger Erfahrungen im großtechnischen Einsatz vor.

Bei der **Sorbent Polymer Catalyst Composite-Technik (SPC)**, handelt es sich um ein modulares System, bei dem kohlenstoffhaltige Sorbentien, Katalysatoren und Schwefel in eine Teflon-Polymermatrix eingebettet sind. Die Matrix ist hydrophob, so dass beispielsweise Schwefelsäure diese nicht durchdringen kann und außen abperlt. Dagegen können gasförmige Stoffe, wie z. B. elementares und oxidiertes Quecksilber die Matrix durchdringen, vom Sorbens sowohl chemisch als auch physikalisch gebunden und damit aus dem Abgasstrom entfernt werden. Die SPC-Technik ist noch relativ neu und bislang nur bei Kohlekraftwerken, insbesondere in den USA, im großtechnischen Einsatz. In Europa wurden in den letzten Jahren mehrere Anlagen damit ausgerüstet. Der Einbau der Module kann in einem bestehenden Wäscher erfolgen. Die Abscheideleistung hängt von der Anzahl der Modulschichten ab. Pro Lage kann von einer Minderung von 20 % ausgegangen werden.

Bei **Fest- oder Wanderbettreaktoren** handelt es sich um Schüttschichtfilter, die mit Aktivkohle gefüllt sind und neben der Abscheidung von Quecksilber auch andere Luftschadstoffe, wie z. B. Stäube durch Tiefenfiltration sowie organische Schadstoffe abtrennen. Die Technik hat sich insbesondere in Abfallverbrennungsanlagen als letzte Behandlungsstufe bewährt. Sie wird aber auch bei Anlagen zur Behandlung von Abfällen mit hohen Quecksilberkonzentrationen eingesetzt. Mit Fest- oder Wanderbettreaktoren können Quecksilberabscheideraten von bis zu 99 % erreicht werden.

Durch die **Zugabe von Halogenen,** beispielsweise in den Feuerungsraum von Verbrennungsanlagen, kann der Anteil an oxidiertem Quecksilber im Abgas vor der eigentlichen Reinigung signifikant erhöht werden. Da oxidiertes Quecksilber insbesondere in Wäschern wesentlich besser abgeschieden werden kann als elementares Quecksilber, trägt die Technik indirekt zur Quecksilberminderung im Abgas bei. Die Technik hat sich insbesondere in den USA in vielen Steinkohlekraftwerken bewährt. In Deutschland wird sie in einigen Klärschlamm- und Sonderabfallverbrennungsanlagen eingesetzt. Bei Großfeuerungsanlagen für Kohle konnten durch das Verfahren Oxidationsgrade im Rauchgas von über 90 % erreicht werden. Zur Abscheidung des Quecksilbers ist eine nachgeschaltete Abgasreinigungsstufe, z. B. in Form eines Nasswäschers, erforderlich.

Eine weitere Möglichkeit, Quecksilber im Abgasstrom zusätzlich zu oxidieren, besteht im Einsatz von Katalysatoren, deren letzte Schicht speziell auf die Quecksilberoxidation ausgerichtet ist. **Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation** sind in mehreren deutschen Steinkohlekraftwerken im großtechnischen Einsatz. Mit der Technik lassen sich Oxidationsgrade im Abgas von über 90 % erreichen. Zur Abscheidung des Quecksilbers ist eine nachgeschaltete Abgasreinigungsstufe, z. B. in Form eines Nasswäschers, erforderlich.

Speziell in Zementwerken wird die **Unterbrechung des Quecksilberkreislaufes durch Staubausschleusung** eingesetzt. Hierdurch wird verhindert, dass sich Quecksilber im Klinkerbrennprozess aufkonzentriert und bei Änderung der Betriebsweise von Verbund- in Direktbetrieb weitgehend über das Abgas in die Atmosphäre freigesetzt wird. Die Staubausschleusung erfolgt im Direktbetrieb. Bei der Maßnahme handelt es sich somit um eine indirekte Quecksilberminderungstechnik. Sie wird in allen deutschen Zementwerken, die mit Drehrohröfen arbeiten, eingesetzt.

Bei der **Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben** werden Filterstäube bei hohen Temperaturen geröstet. Nach einer Staubabscheidung wird das Abgas abgekühlt. Quecksilber kann dann beispielsweise mit Hilfe von Aktivkohle abgeschieden und somit aufkonzentriert werden. Die quecksilberentfrachteten Filterstäube können wieder dem Prozess zugeführt werden. Die mit Quecksilber beladene Aktivkohle wird einer Entsorgung zugeführt. Das Verfahren ist relativ neu und wird in Europa bislang in zwei Zementwerken großtechnisch angewendet. Im Zementwerk erfolgt durch die Staubröstung eine Quecksilberausschleusung und damit Entlastung des Quecksilberkreislaufes. Bei dem Verfahren handelt sich somit um eine indirekte Quecksilberminderungstechnik. Im Jahresmittel können an Zementanlagen Minderungen in die Luft im Bereich von 80 % erreicht werden.

In Primärhütten zur Röstung von sulfidischen Erzen hat sich das **Boliden-Norzink-Verfahren** bewährt, das Quecksilber als $HgCl_2$ bindet. Der Abscheidegrad liegt für hohe Quecksilbereingangskonzentrationen bei 99,7 %, bei niedrigen Konzentrationen bei 74 %. Das Verfahren kann mit einem **Selen-Filter** kombiniert werden, der bei hohen Eingangskonzentrationen 95 % Quecksilberminderung erreicht und das Quecksilber als HgSe bindet. Für besonders niedrige Quecksilberkonzentrationen in der nachfolgenden Schwefelsäureproduktion kann das Boliden-Norzink-Verfahren mit einem **DOWA-Filter** kombiniert werden, der 99 % Abscheidegrad aufweist und Quecksilber als HgS bindet.

Im Bereich der Abwasserbehandlung kann die Quecksilberabscheidung erheblich gesteigert werden, wenn Quecksilber in einer zweiten Fällungsstufe spezifisch abgeschieden wird. Zum Einsatz kommen insbesondere organische und anorganische Sulfide, ähnlich wie bei der Verminderung von Re-Emissionen im Wäscher. Die **zweistufige Fällung** wird in vielen Steinkohlekraftwerken in Deutschland eingesetzt. Mit dem Verfahren können Quecksilberkonzentrationen von deutlich unter 1 µg/l erreicht werden.

Bei der **Ultrafiltration** handelt es sich um ein Verfahren, mit dessen Hilfe partikelgebundenes Quecksilber aus dem Abwasser mittels einer Filtermembran abgeschieden werden kann. Sie wird als zusätzliche Stufe nach einer klassischen Abwasserbehandlung eingesetzt. In Deutschland wurden damit bislang zwei Steinkohlekraftwerke ausgerüstet. Es können Abwasserkonzentrationen im Jahresdurchschnitt von unter 0,1 µg/l erreicht werden.

Mit **Ionenaustauscheranlagen**, die zur spezifischen Quecksilberabscheidung entwickelt wurden, lässt sich gelöstes Quecksilber aus dem Abwasser entfernen. Dabei wird das Quecksilber durch ein Ionenaustauscherharz gebunden und durch andere Ionen ersetzt. Die im Austauscherharz enthaltenen Hg-Ionen werden von Zeit zu Zeit mit einer Regenerierflüssigkeit aus dem Harz wieder entfernt. Das Regenerat, in dem die Schadstoffe konzentriert sind, wird

anschließend entsorgt. Die Technik wird seit vielen Jahren in der Schweiz zur Behandlung von Abwasser aus Abfallverbrennungsanlagen eingesetzt. In einem neuen deutschen Kohlekraftwerk werden Ionenaustauscher zur Nachreinigung des Abwassers aus der Abwasserbehandlungsanlage für Rauchgaswaschwässer eingesetzt. Mit dem Verfahren lassen sich Quecksilberkonzentrationen im Jahresdurchschnitt von unter 0,2 µg/l erzielen.

Zur Entfrachtung von Quecksilber in Abfällen, die hohe Gehalte dieses Schadstoffs enthalten, werden in Deutschland verschiedene Techniken eingesetzt. **Vakuumdestillationsanlagen** verdampfen das Quecksilber bei Temperaturen bis 650°C und einem Unterdruck von wenigen Millibar. Das Quecksilber wird anschließend kondensiert und damit aus dem Abluftstrom abgeschieden. Von dieser Technik sind drei Anlagen in Deutschland im Einsatz. Eine weitere Anlage arbeitet mit einem **Drehrohr**, in dem das Quecksilber aus den Abfällen bei Temperaturen von bis zu 800°C destilliert wird. Auch bei dieser Anlage wird das Quecksilber aus dem Abgas durch Abkühlung abgetrennt. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, wird das Rohquecksilber bei allen oben beschriebenen Anlagen mit Schwefel zu Zinnober (HgS) stabilisiert und in einer Untertagedeponie entsorgt. Ein weiteres Verfahren, mit dem Böden und Aktivkohlen behandelt werden, die mit organischen Schadstoffen aber auch mit Quecksilber belastet sind, arbeitet ebenfalls mit der Drehrohrtechnik. Die Abgase werden dort einer **Pyrolyse** bei Temperaturen von ca. 500°C unterzogen. Das in den Abfällen enthalte Quecksilber dampft aus. Die Brüden, die neben Quecksilber auch organische Stoffe enthalten, werden anschließend einer thermischen Nachverbrennung bei Temperaturen von mindestens 1.100°C zugeführt. Quecksilber wird aus dem Abgas über eine Nasswäsche sowie zwei Aktivkohlefestbettreaktoren abgeschieden. Die Reststoffe aus der Rauchgasreinigung werden einer Untertagedeponie zugeführt. In der Schweiz wird ein Verfahren eingesetzt, mit dessen Hilfe quecksilberhaltige Abfälle in einem **Wirbelbett-Röstofen** bei Unterdruck auf bis zu 850°C erhitzt werden. Nach einer Nachbrennkammer erfolgt eine mehrstufige Abgaswäsche, in der eine quecksilberhaltige Schlammfraktion anfällt.

#### Verbringung von Quecksilber in Senken

In Teil 2, Kap. 2 wird sektorspezifisch untersucht, welche der in Teil 2, Kap. 1 beschriebenen Quecksilberminderungstechniken auf Anlagen im selben Sektor bzw. auf Anlagen in anderen Sektoren übertragen werden können und welche Minderungspotentiale sich hierdurch für den jeweiligen Sektor ergeben. Hierzu wurden Minderungsziele festgelegt, die beispielsweise auf der Anwendung von kostengünstigem Aktivkoks und 80 % Minderung basieren oder den Einsatz von bromierter Aktivkohle vorsieht, mit der eine Minderung von rund 95 % angenommen wird. Zusätzlich werden für die meisten Sektoren die mit der Umsetzung verbundenen Kosten abgeschätzt.

Eine detaillierte Betrachtung wird für alle Sektoren hinsichtlich der luftseitigen Emissionen durchgeführt, bei der die Berechnungen in Teil 1 des Berichtes Emissionsfrachten von mehr als 200 kg/a ergaben. Einer allgemeinen Betrachtung wurden die Sektoren unterzogen, deren Emissionsfracht in die Luft zwischen 20 und 200 kg/a liegt. Im Wasserbereich wurden die Sektoren einer detaillierten Betrachtung unterzogen, deren Emissionen über 1 kg/a liegen. Allerdings war es im Wasserbereich aufgrund der schwer zu recherchierenden Emissionsdaten und der daraus resultierenden mangelnden Kenntnis anlagenspezifischer Emissionsfrachten und -konzentrationen nicht möglich, Minderungspotentiale und damit verbundene Kosten abzuschätzen.

Tabelle 3 fasst die Ergebnisse der detaillierten Betrachtungen zur Überprüfung der Übertragbarkeit von Hg-Minderungstechniken für den Luftpfad zusammen.

**Tabelle 3: Quecksilberaustrag über den Luftpfad**

| Technik | Sektoren, in der die Technik bereits großtechnische angewendet wird. | Sektoren, in denen die Technik noch nicht angewendet, aber der Einsatz technisch denkbar ist | Sektoren, in denen die Technik noch nicht angewendet, aber der Einsatz technisch unter bestimmten Bedingungen technisch denkbar ist |
|---|---|---|---|
| Eindüsung von Sorbentien vor einem Staubabscheider | Sinterbänder<br>Großfeuerungsanlagen Braunkohle<br>Elektrostahlwerke<br>Großfeuerungsanlagen Steinkohle<br>Zementproduktion | Braunkohlestaubfeuerung < 50 MW (ohne Zementwerke)<br>Hochöfen | |
| Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Staubabscheider | Abfallverbrennungs-anlagen | Großfeuerungsanlagen Braunkohle<br>Gipsproduktion<br>Elektrostahlwerke<br>Kalkherstellung<br>Glasherstellung<br>Zementproduktion<br>Kalkherstellung<br>Braunkohlestaubfeuerung (ohne Zementwerke) | |
| Einsatz sulfidischer Fällungsmittel | Großfeuerungsanlagen Braunkohle<br>Großfeuerungsanlagen Steinkohle | Hochöfen | |
| SPC-Verfahren | Großfeuerungsanlagen Braunkohle<br>Großfeuerungsanlagen Steinkohle | | Gipsproduktion (1)<br>Zementproduktion (1)<br>Glasherstellung (1)<br>Kalkherstellung (1)<br>Braunkohlestaubfeuerung (ohne Zementwerke) (1)<br>Hochöfen (1) |
| Zugabe von Halogenen zur Quecksilberoxidation | Großfeuerungsanlagen Braunkohle<br>Großfeuerungsanlagen Steinkohle | Glasherstellung<br>Kalkherstellung<br>Hochöfen | Sinterbänder (3)<br>Braunkohlestaubfeuerung (ohne Zementwerke) (4) |
| Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation | | | Großfeuerungsanlagen Braunkohle (5) |
| Fest- oder Wanderbettfilter | | Elektrostahlwerke<br>Zementproduktion (2)<br>Glasherstellung<br>Kalkherstellung<br>Braunkohlestaubfeuerung (ohne Zementwerke)<br>Hochöfen | |

| Technik | Sektoren, in der die Technik bereits großtechnische angewendet wird. | Sektoren, in denen die Technik noch nicht angewendet, aber der Einsatz technisch denkbar ist | Sektoren, in denen die Technik noch nicht angewendet, aber der Einsatz technisch unter bestimmten Bedingungen technisch denkbar ist |
|---|---|---|---|
| Ausschleusung von Filterstäuben aus dem Zementprozess | Zementproduktion | | |
| Quecksilberent-frachtung von Filterstäuben | Zementproduktion | | |

1 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

2 Die Technik wird derzeit in einem Zementwerk eingesetzt; allerdings nicht zur zusätzlichen Quecksilberabscheidung

3 Abhängig vom Halogengehalt der Sinterabgase

4 Abhängig vom Halogengehalt der eingesetzten Kohlen

5 Es ist der komplette Neubau eines Katalysators erforderlich

Alle drei Hg-Minderungstechniken, die für den Wasserpfad betrachtet wurden, werden derzeit in Großfeuerungsanlagen für Steinkohle eingesetzt. Für die Titandioxidproduktion und für Sonderabfallverbrennungsanlagen werden alle drei Techniken als für den Einsatz denkbar angesehen. Für Abwässer aus Kokereien wäre zu prüfen, ob teerhaltige Inhaltsstoffe zu Verblockungen führen können.

In Tabelle 4 und Tabelle 5 werden die Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad sowie Minderungspotentiale der Sektoren mit Austrägen von mehr als 200 kg im Jahr 2016 den Minderungspotentialen und den Minderungskosten gegenübergestellt, sortiert nach der dritten Spalte (oberer Wert der Bandbreite). Tabelle 4 stellt die geringere Minderungsoption dar und Tabelle 5 die größere Minderungsoption.

Das jeweils in Spalte 6 angegebene Minderungspotential bezieht sich auf die Quecksilberemissionen des gesamten Sektors. 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 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.

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.

**Tabelle 4: 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] | Minderungspotential A [kg/a] | Minderungspotential B [kg/a] | Minderungspotential* [%] |
|---|---|---|---|---|---|
| Sinterbänder: Minderung 80 % | 240 | 4.000 | 190 | 3.200 | 80 % |
| GF Braunkohle Zielwert: 7 µg/Nm³ | 3.700 | 3.700 | 513 | 525 | 18 - 28 % |
| Hochöfen: Minderung 80 % | 1.100 | 2.400 | 880 | 1.900 | 80 % |
| GF Steinkohle: Zielwert 4 µg/Nm³ | 1.200 | 1.200 | 131 | 39 | 12 - 17 % |
| Elektrostahlwerke: Minderung 80 % | 820 | 880 | 641 | 657 | 75 - 78 % |
| Zementproduktion: Zielwert 8 µg/Nm³ | 620 | 620 | 218 | 218 | 35 % |
| Ziegelproduktion: Minderung 80 % bei 75 % der Anlagen | 300 | 470 | 180 | 280 | 60 % |
| Herstellung von Gipsprodukten Zielwert 5 µg/Nm³ | 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 < 50 MW: Minderungspotential ohne Berücksichtigung des Kohleausstiegs.

**Tabelle 5: 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/Nm³ | 1.200 | 1.200 | 582 | 229 | 70 - 74 % |
| Elektrostahlwerke: Minderung 95 % | 820 | 880 | 761 | 781 | 89 - 93 % |
| Zementproduktion: Zielwert 5 µg/Nm³ | 620 | 620 | 354 | 354 | 57 % |
| Ziegelproduktion: Minderung 95 % bei 75 % der Anlagen | 300 | 470 | 210 | 330 | 70 % |
| Herstellung von Gipsprodukten: Zielwert 5 µg/Nm³ | 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 < 50 MW: Minderungspotential ohne Berücksichtigung des Kohleausstiegs.

Tabelle 6 nennt die absoluten und spezifischen Hg-Minderungskosten für Sektoren, die im Jahr 2016 eine Quecksilberfracht über 200 kg aufwiesen, für das untere Minderungspotential,

sortiert nach der letzten Spalte. Die Tabelle zeigt, dass die geringsten spezifischen Minderungskosten in Elektrostahlwerken und Sinterbandanlagen erreicht werden, da in diesen Anlagen bereits auf Gewebefilter zurückgegriffen werden kann, die zur Ausschleusung von quecksilberbelastetem Sorbentien dienen können. Besonders hohe spezifische Kosten ergeben sich für Branchen, in denen die Quecksilberminderung durch Investitionskosten an relativ vielen Anlagen erreicht werden muss, die bisher über keinen Staubfilter verfügen, vor dem die Sorbentien eingedüst werden können. Dies ist der Fall in der Ziegelindustrie, aber auch in der Glasindustrie, wenn der dort vorhandene Staubfilter weiter zur Materialrückführung genutzt werden soll und ein zusätzlicher Gewebefilter für die Sorbentieneindüsung installiert wird.

Tabelle 7 nennt die absoluten und spezifischen Hg-Minderungskosten ebenfalls für Sektoren mit einer Quecksilberfracht über 200 kg im Jahr 2016, jedoch für das obere empfohlene Minderungspotential. Es wird deutlich, dass die spezifischen Kosten trotz deutlich höherer Quecksilberminderung nur wenig höher liegen, da wesentlich geringere Entsorgungsmengen beim Einsatz bromierter Aktivkohle zu deutlich geringeren Entsorgungskosten führen. Dies gleicht die spezifischen Mehrkosten für die Aktivkohle nahezu aus.

**Tabelle 6: Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für die Sektoren mit Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad > 200 kg im Jahr 2016 (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/Nm³ | 11 | 9,4 | 21.800 | 18.400 |
| Herstellung von Gipsprodukten: Zielwert 5 µg/Nm³ | 4,9 | 5,9 | 21.900 | 46.200 |
| Zementproduktion: Zielwert 8 µg/Nm³ | 8,1 | 8,1 | 47.700 | 47.700 |
| GF Steinkohle: Zielwert 4 µg/Nm³ | 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 |
| Biomassefeuerung: Minderung 80 % | nq | nq | nq | nq |
| Braunkohlestaubfeuerung < 50 MW Minderung 80 % | nq | nq | nq | nq |

Anmerkungen: nq: nicht quantifizierbar; GF: Großfeuerungsanlagen

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 7: Absolute und spezifische Hg-Minderungskosten für Sektoren mit Quecksilber-Emissionen über den Luftpfad > 200 kg im Jahr 2016 (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/Nm³ | 4,9 | 5,9 | 21.900 | 46.200 |
| GF Braunkohle: Minderung 80 % | 62 | 33 | 26.100 | 22.400 |
| Zementproduktion: Zielwert 5 µg/Nm³ | 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/Nm³ | 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; GF: Großfeuerungsanlagen
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.

**Empfehlungen für eine Quecksilberminderungsstrategie**

Eine Quecksilberminderungsstrategie soll dazu führen, dass Hg-Emissionen in die Luft und das Wasser soweit als möglich reduziert werden und das ausgeschleuste Hg dabei in möglichst großen Mengen in langzeitstabiler Form in langzeitsichere Senken (vgl. Kapitel Teil 2 Kap. 2) überführt wird. Neben Maßnahmen zur Minderung von Emissionen beinhaltet die Strategie auch Vorschläge im Hinblick auf eine bessere Kenntnis der Input- und Outputströme in Sektoren, zu denen bislang relativ wenige Informationen vorliegen, um Betreiber und zuständige Behörden für die Thematik zu sensibilisieren.

Im Bereich der Luftschadstoffe werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

1. Anpassungen von 13. BImSchV, 17. BImSchV, 27. BImSchV, 44. BImSchV sowie der TA Luft insbesondere im Hinblick auf niedrigere Grenzwerte, die dem fortgeschrittenen Stand der Technik entsprechen und rohstoffbedingte Ausnahmen streichen (z. B. für die Zementindustrie).

   - Bei Kohlekraftwerken wird empfohlen, das Minderungspotential unter Berücksichtigung der vereinbarten bzw. noch zu bestimmenden Laufzeit so weit wie möglich auszuschöpfen. Bei Kraftwerken, die über das Jahr 2030 hinaus betrieben werden sollen, sind möglichst zeitnah besonders niedrige Emissionskonzentrationen anzustreben.

- Bei Abfallverbrennungsanlagen wird empfohlen, das bestehende Minderungspotential soweit wie möglich auszuschöpfen und einen anspruchsvollen und sachgerechten Jahresmittelwert für Quecksilber als Jahresmittelwert vorzugeben. Darüber hinaus sollten Regelungen verabschiedet werden, um auftretende Quecksilberspitzen im Reingas zu vermeiden bzw. auf ein Minimum zu begrenzen (z. B. Rohgasmessung in Verbindung mit der Eindüsungsmöglichkeit für imprägnierte Aktivkohle).

- Für Zementwerke wird empfohlen, das Minderungspotential so weit wie möglich auszuschöpfen unter Berücksichtigung der Erfahrungen aus dem Verfahren zur Entfrachtung von Filterstäuben, da mit diesem Verfahren eine Hg-Überführung in eine langzeitsichere Senke möglich ist.

- Für Krematorien wird die Festlegung eines Mindestabscheidegrades in Abhängigkeit vom Quecksilbereintrag empfohlen, der unter definierten Bedingungen erreicht werden muss. Der Abscheidegrad kann mit 90 % bei einem Eintrag von 0,5 g Quecksilber festgelegt werden. Die Überprüfung kann durch die Zugabe einer sogenannten „Quecksilbertablette“ in einen Kremationszyklus erfolgen; der bestimmungsgemäße, kontinuierliche Betrieb der Abgasreinigungseinrichtung sollte in definierten Abständen und mit einer entsprechenden Nachweispflicht über den Sorbensverbrauch erfolgen.

- Für Anlagen nach der 44. BImSchV wird ein Grenzwert für das Jahresmittel von 5 µg/Nm³ vorgeschlagen. Der Wert sollte für Feuerungsanlagen, die feste fossile Brennstoffe einsetzen, gelten.

2. Bei Anlagen, die der TA Luft unterliegen, wird empfohlen, einen allgemeinen Grenzwert von 5 µg/Nm³ als Jahresmittelwert festzulegen. 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.
3. Das Umweltbundesamt sollte an der Aktualisierung einschlägiger VDI-Richtlinien mitwirken.
4. Die Messpflicht für Quecksilber in der Abluft sollte erweitert werden. Kontinuierliche Messungen oder quasi-kontinuierliche Messungen nach der Sorbent Trap-Methode sollen in allen Anlagen vorgeschrieben werden, die eine Emissionsfracht von 0,5 g/h überschreiten.

Im Wasser- bzw. Abwasserbereich werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

5. Änderung der Grenzwerte für Großfeuerungsanlagen in der AbwV zur Anpassung an den fortgeschrittenen Stand der Technik auf einen Wert von 0,2 µg/l.
6. Es sollte untersucht werden, ob die Quecksilberminderungstechniken (spezifische Hg-Fällung, Ionenaustauscher, Membranverfahren) bei Überschreitung eines Abwasserwertes von 0,2 µg/l in den Sektoren Sonderabfallverbrennungsanlagen, industrielle Abwasserbehandlung, Titandioxidproduktion, Aluminiumoxid-, Blei-, Kupfer- und Zinkindustrie ebenso wie bei Raffinerien auf die genannten 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.
7. Es sollte ein Mess- und Untersuchungsprogramme in relevanten Sektoren erfolgen, für die derzeit keine Hg-Abwassergrenzwerte vorgeschrieben sind, mit dem Ziel zu prüfen, inwieweit ein Konzentrationswert von 0,2 µg/l überschritten wird. Ggf. sollen

weitergehende Maßnahmen, wie z. B. die Festlegung eines Grenzwertes von 0,2 µg/l in den Anhängen der Abwasserverordnung ergriffen werden.

8. Der fortgeschrittene Stand der Messtechnik sollte bei der Analyse von Quecksilber im Abwasser angewendet werden.

Im Hinblick auf Produkte wird vorgeschlagen, eine digitale Plattform zur Dokumentation der Quecksilbergehalte in ausgewählten Bauprodukten wie Zement, Teer und Gips sowie für Schwefel und Schwefelsäure einzurichten. Im Rahmen einer Verordnung sollte geregelt werden, dass Anlagenbetreiber, in deren Produkten relevante Quecksilbergehalte erwartet werden, in regelmäßigen Abständen ihre Produkte auf den Hg-Gehalt hin untersuchen. Die Ergebnisse sollten in einer zentralen Datenbank der Öffentlichkeit bereitgestellt werden. Es wird vorgeschlagen, ein Ampelsystem einzuführen. Produkte mit Hg-Konzentrationen über 500 µg/kg sollten rot gekennzeichnet werden. Eine gelbe Kennzeichnung sollte für Produkte mit Gehalten zwischen 50 und 500 µg/kg erfolgen.

Im Hinblick auf Abfallströme, die relevante Frachten an Quecksilber aufweisen, wird für bestimmte Sektoren empfohlen, das in den Abfällen enthaltene Quecksilber vermehrt in langzeitsichere Senken zu lenken:

9. In der Zementindustrie werden Abfälle eingesetzt, die relevante Quecksilbergehalte aufweisen. Hierzu zählen beispielsweise Filterstäube aus der Steinkohlefeuerung, Klärschlämme, Ersatzbrennstoffe oder z. T. aufbereitete Siedlungsabfälle. Durch die Quecksilberentfrachtung von Filterstäuben kann das über diese Stoffe in den Klinkerbrennprozess eingebrachte Quecksilber aus dem Stoffkreislauf ausgeschleust und in eine langzeitsichere Senke überführt werden.
10. 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.
11. Zinkhaltige Filterstäube aus der Sekundärzinkproduktion sollten nur in solchen Zinkhütten eingesetzt werden, in denen das enthaltene Quecksilber nach dem Stand der Technik in der Abgasreinigung abgeschieden und in Untertagedeponien oder den Bergversatz verbracht wird. Dies ist bei Zinkhütten in Deutschland der Fall.
12. MVA- und EBS-Schlacken werden in erheblichen Mengen im Straßen- und Wegebau eingesetzt. Hier wird empfohlen, bessere Verwertungswege zur Verminderung des Quecksilberaustrages in die Umwelt zu prüfen, wie z. B. den Einbau auf Deponien oder die Verwertung in Zementwerken. Zu letzterem wurden bereits erste Untersuchungen durchgeführt.
13. Das Stabilisat aus Braunkohlekraftwerken wird auf Deponien der Klasse I, die in Tagebauen errichtet wurden, abgelagert. Durch den geplanten Kohleausstieg werden die Stabilisatmengen langfristig auf null reduziert. Es sollte geprüft werden, ob mittelfristig durch den Rückgang der Filterstaubmengen aus Steinkohlekraftwerken, die in der Zementindustrie in Drehrohröfen oder als Klinkerersatz verwertet werden, Braunkohlefilterstaub alternativ einsetzbar ist wenn eine Technik vorhanden ist, die das Quecksilber in eine Senke überführt.

Um die Transparenz des Verbleibs Hg-haltiger Abfälle zu fördern, sollte ein Meldesystem für Abfälle ab einem Hg-Gehalt von 500 µg/kg Hg eingeführt werden.

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 für Immissionsschutz und für Abfall entwickelt und durchgeführt

werden. Im deutschen Ressourceneffizienzprogramm (ProgRess) sollte in der nächsten Überarbeitung ein Schwerpunkt auf die Ausschleusung von Hg aus dem Wirtschaftskreislauf aufgenommen werden, 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 soll die Programme unterstützen.

Messprogramme sollten insbesondere in folgenden Bereichen vorgenommen werden:

14. Industriell gehandhabte Stoffe. Hierdurch sollen Betreiber von Industrieanlagen für relevante quecksilberhaltige Input-Stoffströme sensibilisiert werden. Es sollen insbesondere Messungen an Stoffen bzw. Stoffströmen vorgenommen werden, die thermische Prozesse durchlaufen. Dabei soll unterschieden werden zwischen Prozessen mit Prozesstemperaturen zwischen 120°C und 500°C und Prozessen mit Temperaturen über 500°.
15. Messungen von Luftschadstoffen in Sektoren, bei denen die Datenqualität bislang schlecht ist. Hierzu zählen die Bleiproduktion, Kokereien, mittelgroße Feuerungsanlagen für Steinkohle, Hochöfen, die Papier-/ Zellstoffproduktion, die Titandioxidproduktion, die Produktion aus Aluminiumoxid aus Bauxit, Öl-Raffinerien und Oxygenstahlwerke.

Die erhobenen Daten sollten in einer zentral geführten Datenbank zusammengeführt werden. Dies kann z. B. durch eine jährliche Eingabe in das bereits existierende System „BUBE“ erfolgen. Weiterhin sollen in dieser Datenbank auch Abwasserdaten gespeichert werden. Diese liegen den jeweils zuständigen Behörden bereits für viele Sektoren vor, werden aber nur in wenigen Bundesländern zentral erfasst.

Weiterhin wird vorgeschlagen, ein Forschungs- und Förderprogramm aufzulegen, um Abgas- und Abwasserreinigungstechniken zur Abscheidung von Quecksilber weiter zu entwickeln und zu erproben.

Die Prüfung und Erprobung der Übertragbarkeit von Quecksilberminderungstechniken auf neue Anwendungsfelder in anderen Sektoren sollte vertieft werden. Bereits eingesetzten Techniken sollten im Hinblick auf deren Abscheideeffizienz sowie auf die Ausschleusung und Umlenkung von Quecksilber in langzeitsichere Senken optimiert werden. Die Ergebnisse des Programms sollten programmbegleitend der Öffentlichkeit, insbesondere aber Verfahrensentwicklern, Anwendern, Behörden und Umweltverbänden zur Verfügung gestellt werden.

## Summary

Mercury can lead to acute poisoning, but in particular methylmercury is a thread to human beings and the environment as it accumulates in the food chain. If above-average levels of larger fish species are consumed, mercury can lead to poisoning and irreversible brain damage, especially in fetuses and small children. For the European Union, the annual economic damage caused by IQ loss due to mercury pollution in the body was calculated at EUR 8,000 - 9,000 million.

The United Nations estimate that every year 680 - 1,200 tons of new mercury is released from natural sources into the atmosphere and oceans. In addition, human ("anthropogenic") activities release about 2,000 tons of mercury every year.

Against this background, 128 states, including Germany, have signed the "Minamata Convention" for the global reduction of mercury emissions in 2013. The convention entered into force in 2017 after ratification by 50 contracting states ("parties"). In addition to the Minamata Convention, Germany had to comply with other international agreements to reduce mercury, such as OSPAR and HELCOM Conventions, UNECE Heavy Metals Protocol, and EU directives such as the Water Framework Directive (2000/60/EC), the Directive on Priority Substances in the Field of Water Policy (2013/39/EU), the Industrial Emissions Directive (2010/75/EU) and the BAT Reference Documents based on it.

In this context, the Federal Environment Agency of Germany ("UBA") commissioned a research project in 2017 to build the basis for a national mercury strategy in the industrial sector. This report documents the project results in two parts. The study was developed by the research cooperation of Öko-Institut, Ökopol and Prof. Köser (University of Magdeburg), supported by numerous representatives from authorities, industrial companies and industry associations.

The first part of the report examines the input and output of mercury in more than 30 sectors where mercury is introduced and releases are possible. The description of each sector covers the typical raw materials, additives and fuels used, the processes involved and the release behavior of mercury. For each sector, the input of mercury via used materials is estimated as well as the release of mercury via the pathways of air, water, waste, products and by-products (see Chapter 2).

Part 2 of the report firstly describes in Chapter 1 ("Mercury reduction techniques") the techniques already applied in the sectors in 2020 to reduce mercury in air and water emissions, as well as techniques for concentrating mercury in highly contaminated waste, and at last techniques under development. Chapter 2 of Part 2 ("Transfer of mercury to sinks") examines the possibilities to transfer the techniques applied in certain sectors. A first assessment evaluates whether the techniques used within a sector are transferable to other installations of the same sector. The second assessment evaluates whether reduction techniques applied in one sectors are transferable to another sector. The focus of the research is on techniques ensuring an everlasting removal of mercury from the biosphere, i.e. transferring mercury to so-called "long-term safe sinks". Sectors with relatively high emissions to air or water are considered in detail (Section 2.3). Reduction potentials are quantified for these sectors. For each reduction potential, costs associated are estimated. Additionally to total costs, specific costs are shown per kilogram of mercury reduction in order to identify measures with highest economic efficiency. Finally, reduction options for other sectors with lower mercury emissions are discussed comparatively short (Section 3.3).

Based on the results of the study, proposals for a national mercury reduction strategy are derived for the sectors investigated in Chapter 3 in Part 2 of the study. It comprises measures to

reduce emissions to air (Section 3.3) and water (Section 3.4), to reduce mercury content in products (Section 3.5), to direct mercury from waste into long-term safe sinks (Section 3.6) and measures to close data gaps (Section 3.7). Finally, follow-up research programs are proposed to minimize mercury releases to air and waste water (Section 3.8).

**Mass balance of mercury input and output**

Table 1 shows the sectors that were considered relevant in terms of mercury input and output. Relevance was particularly assumed in processes where large quantities of fuels are used or where raw materials and waste are heated, thereby releasing mercury in the process.

Even with relatively low concentrations of mercury in raw materials, in some sectors - due its large volume flows - relevant quantities of mercury can be released into air and water or significant accumulations of mercury can occur in waste or products.

The year 2016 was agreed as reference year with the Federal Environment Agency. If data of 2016 were not available, data from previous years were used alternatively.

**Table 1: Industries and sectors assessed in the study**

| Industry | Sector |
|---|---|
| Processing of metal ores | Primary and secondary smelters for lead, copper and zinc |
| Combustion plants | Medium and large combustion plants for lignite, hard coal and biomass |
| Steel Production | Coke ovens, sinter plants, blast furnaces, oxygen steel plants and electric arc furnace steel plants |
| Metal processing | Foundries |
| Manufacture of mineral products | Cement production, production of lime, production of bricks, glass production, production of gypsum products |
| Fossil energy supply | Refineries, natural gas production and distribution |
| Biogas production | Biogas from biomass waste, renewable resources (NAWARO), sewage sludge, MBT fermentation plants |
| Pulp and paper production | |
| Waste incineration | Domestic waste, solid recovered fuels (EBS), sewage sludge, hazardous waste, waste wood |
| Waste treatment | Mechanical-biological plants (MBA), shredder plants |
| Chemical industry | Alumina production from bauxite, titanium dioxide production, sulfuric acid production |
| Industrial wastewater treatment plants | |
| Crematoria | |

The data for the estimation of the sector-specific input and output of mercury were collected through a literature review and supplemented by surveys of authorities and industry. The collection of emission declarations for the year 2016 were of particular benefit. They were elaborated in accordance with the 11th BImSchV (Ordinance on the implementation of the Federal Air Pollution Control Act) from all 16 Federal States. Very useful was also the collection of exemplary water-side emissions from LANUV/NRW and individual authorities, as well as

inquiries about exemplary waste quantities and mercury contents from various authorities, and the analysis of reports of air and water emissions for 2016 to the Pollutant Release and Transfer Register (PRTR).

Several sectors where data gaps were identified, supported the information collection with sector-specific investigations (cement, gypsum, glass, lime, primary zinc and brick industry). In order to close further data gaps and to check the plausibility of literature data, solid matter investigations were initiated by the study authors on more than 200 samples from various sectors, and waste gas emission measurements were carried out in three sectors over two weeks each with the sorbent trap method (at mechanical-biological waste treatment plants, medium-sized lignite combustion plants and at biomass combustion plants).

For all sectors, the results of the estimates for mercury input and output were given as ranges. Each of these range values ("Mean A" to "Mean B") is based on typical mean or median values from literature or other sources. Median values were preferably used, but in some cases only arithmetic averages were available. Where only a single concentration value was available for an input or output, the mercury content was given with one value instead of a range (hence "Mean A" identical to "Mean B"). The same procedure using one value was followed if a value was considered as representative.

Only in a few sectors investigated, the quality and representativeness of mercury concentrations for all input and output fractions was good enough to allow valid estimation of mercury loads. To allow a correct classification of the estimates and to show the need for further research, the data quality and representativeness of each input and output fraction was rated with a number system (from 1 to 6). Detailed explanations are given in Section 2.2 on the evaluation of data quality for the mercury input and output of the sectors assessed.

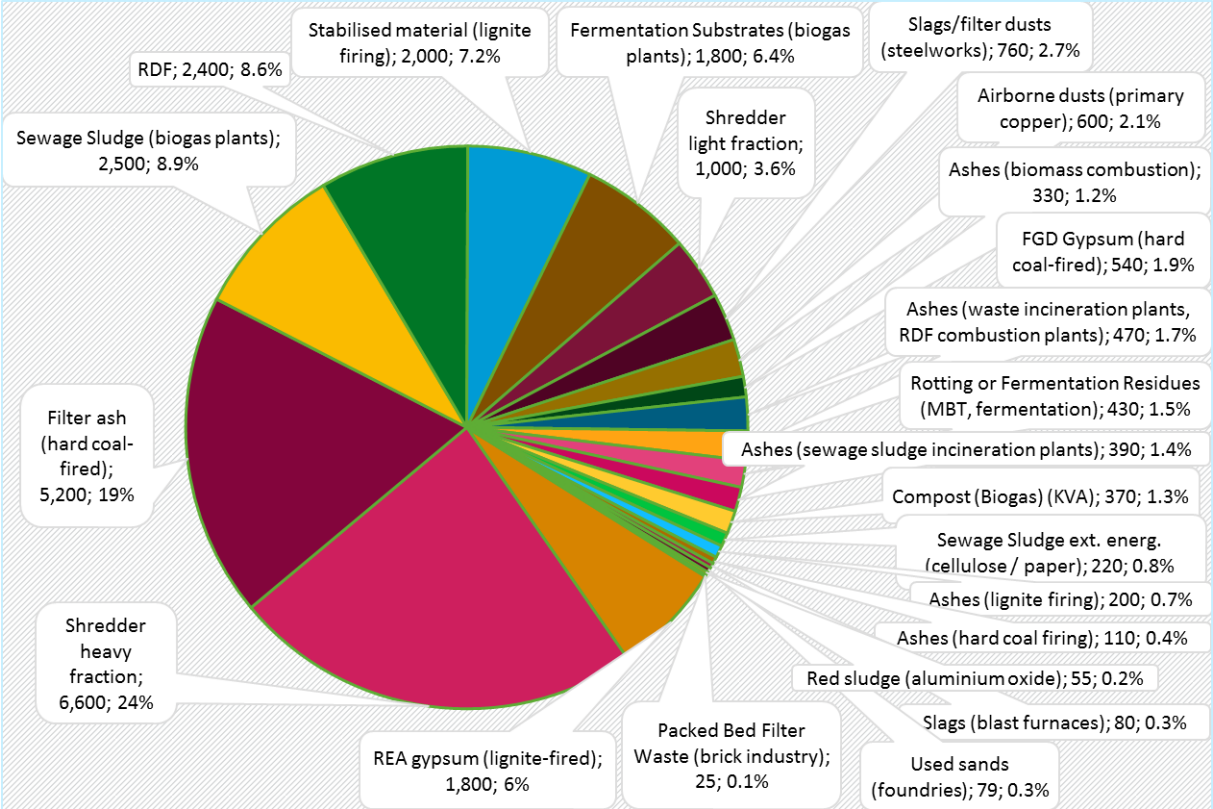
**Mercury input into the assessed plants**

Figure 1 shows the result of the estimations of mercury input via raw materials, additives and fuels into the assessed sectors, showing an example of the upper mean values ("Input B"). This estimation shows highest mercury input into the plants of the four sectors: waste incineration, non-ferrous metals industries (lead, copper, zinc smelters), lignite and hard coal large combustion plants as well as natural gas production and distribution. These four sectors account for two thirds of the total mercury input into plants. Significant mercury input has also been estimated for large shredder plants (6.7 %) and for steel industry plants (sinter plants 3.4 % and blast furnaces 2.3 %).

For cement production data quality on mercury input is particularly high. Relatively high data quality on mercury input was also available for large lignite combustion plants, biogas plants and for the production of lime and dolomite. The highest deficits in terms of input data was found for hazardous waste incineration plants and industrial waste water treatment plants, as well as for oxygen steel plants and electric steel plants, however, the input to these two sectors can better be estimated by improving output data than by input analysis. There is a high need for plant-specific input data for very high-volume material input such as or import for lead, copper and zinc production (non-ferrous metals industry), iron ore imports (sinter plants and blast furnaces), sulphuric acid (e. g. for the production of titanium dioxide), but also for input with low volume-relevance but potentially high mercury content, such as heavy metal-based colorants used in the glass and ceramics industry.

In total, the input of mercury into the assessed plants is estimated to be 50 tons per year (Mean A) to 113 tons per year (Mean B), depending on the lower or upper mean or median values used.

**Figure 1: Mercury input into plants in Germany in 2016 [kg/a] based on the upper value ("Mean B") of the determined range of concentration values**




Source: Own estimation (2020), Öko-Institut

### Mercury output of the assessed plants via the water path

Although discharges via waste water are comparatively low in terms of quantity, they are of particular environmental relevance, since human intake of toxic methylmercury is mainly via the accumulation of mercury in water bodies via fish. For the estimation of mercury discharges via the water path, in contrast to the air path, only little centrally collected data is available. Reports to the publicly accessible Pollutant Release and Transfer Register (PRTR) are only made from a reporting threshold of one kilogram of mercury per year and installation. Therefore, a quantification of the mercury output released via the water path was possible only for a few sectors and plants.

Table 2 shows the results of the assessment of six sectors for which water emissions of more than 1 kg/a were estimated. Among them are industrial waste water treatment plants and coke ovens, for which emissions of more than 13 respectively 20 - 30 kg/a were estimated. For three sectors the effluent discharge was estimated to be less than 1 kg/a. For nine sectors, the investigation showed that emissions via the water path can be expected, but no data could be estimated. For the remaining sectors, no effluent discharges of mercury are expected.

High or medium waste water data quality is only available for the production of aluminum from bauxite and for copper and zinc production. The other data are of low or very low quality, so that there is a considerable need for further research.

In total, more than 48 - 58 kg of mercury are emitted every year via the waste water path (see Table 2). This is a relatively small quantity compared to emissions to air, but of very high relevance due to the possible direct introduction into the food chain.

**Table 2: Mercury discharge from the sectors investigated via the waste water path in 2016 based on "Mean A" and "Mean B"**

| Sector | Hg Output Water A [kg/a] | Hg Output Water B [kg/a] |
|---|---|---|
| Coke ovens | 20 | 30 |
| Industrial waste water treatment plants | > 13 | > 13 |
| Large combustion plants for hard coal | 6.9 | 6.9 |
| Titanium dioxide production | > 3.2 | > 3.2 |
| Lead production | > 1 | > 1 |
| Glass production | > 1.1 | > 1.1 |
| **Total** [(1)] | **> 45.2** | **> 55.2** |

1) Values marked with a ">" sign are included in the summation.

**Mercury output of the assessed plants via the air path**

Estimated air emissions appear to be relatively small compared to mercury output with waste, but air emissions are of high environmental relevance as mercury can dispose from the air and pollute water bodies. Toxic methyl mercury is formed in water bodies, which accumulates in the food chain and thus endangers humans and the environment.

For the estimation of mercury output of the assessed sectors via the air path, data from emission declarations are available at the Federal States as well as centralized data that needs to be reported in the publicly accessible Pollutant Release and Transfer Register (PRTR) if an installation exceeds a threshold of 10 kg of mercury emissions to air per year.

Figure 2 shows the sector shares of mercury output via to air emitted in 2016, based on the upper value ("Mean B") of the determined range. The steel industry (48 %) and large combustion plants for lignite and hard coal (32 %) have by far the highest shares and account for more than three quarters of total air emissions.

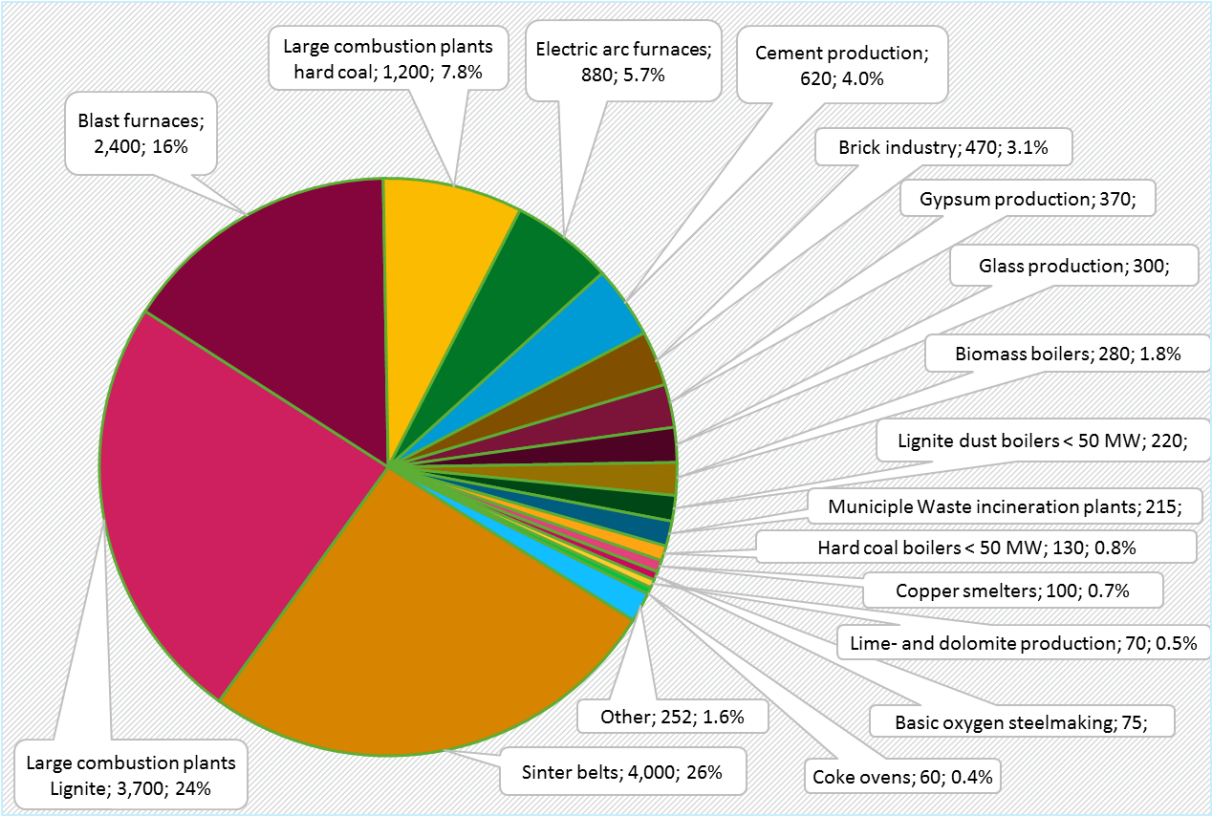
For air emissions, the data quality is higher than for any other output path way. Very high quality data is available for cement production, and high quality data was also found for six other sectors, e. g. for large coal-fired combustion plants and waste incineration plants. In four other sectors, at least a medium data quality is achieved (sinter plants, large lignite-fired combustion plants, electric arc furnace steel plants as well as lime and dolomite production). However, there are also numerous sectors in which the air emission data are of poor or very low quality or no data on air emissions could be estimated at all, so that there is also a considerable need for further research in this area. Therefore, only a rough estimate was possible for these sectors. Blast furnaces can be mentioned as an example.

In total, more than 9,400 kg of mercury are emitted every year as air emissions based on "Mean A" data and more than 15,000 kg of mercury are released to air every year on the basis of "Mean B".

By far the highest emissions of mercury to air are caused by large combustion plants for lignite and hard coal as well as by plants of the steel industry through sinter plants, blast furnaces and electric arc furnace steel plants. In the case of blast furnaces, mercury is discharged during the combustion of the blast furnace gas, which is used in various processes of an integrated steel

plant. During combustion, no specific mercury reduction is applied in the flue gas cleaning process. In sinter plants, high discharges occur because mercury collected in the dust filter is returned to the process together with the dust, resulting in accumulation in the process. Other major mercury emissions to air result from mineral industry (especially plants for the production of cement, bricks, glass and gypsum products).

**Figure 2: Sector share of mercury output to air in plants in Germany in 2016 [kg/a] based on the upper value ("Mean B") of the determined range**




Source: Own estimation (2020), Öko-Institut

**Mercury output of the assessed plants via products and by-products**

In the sectors assessed, mercury output with mercury contained in products is generally relatively low. For this output path way about 4.5 - 6.5 tons every year were estimated.

A large proportion of mercury contained in products and by-products remains in buildings until they are demolished. Corrosion or damage can also cause mercury release before that time.

Particularly high quantities of mercury output used in buildings occurs when using tar products, cement and gypsum. There is a need for further research regarding mercury release during the disposal or recovery of construction waste.

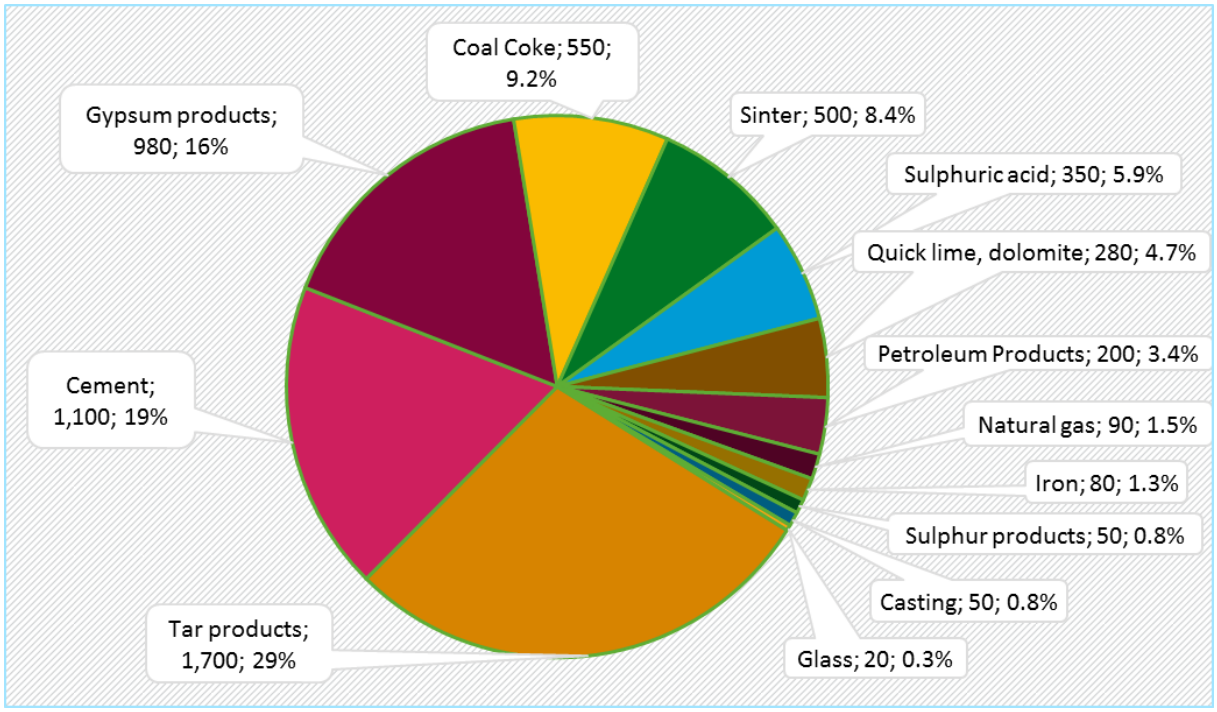
Sulphuric acid from the non-ferrous metal industry is increasingly used in agriculture because it can be used to reduce or avoid ammonia emissions. There is a need to investigate the mercury specific quality requirements for this waste recovery. There is also a need for research into possible release of mercury in subsequent processes for other sulphuric acid recovery processes, especially in the chemical industry. No mercury concentration values are available for sulphuric acid produced from sulphur, pyrite or used sulphuric acid.

The use of hard coal and lignite coke, scrap from large shredder plants as well as Waelz oxide from secondary zinc plants takes place in sectors assessed in the study. Therefore, the fate of mercury contained in these fractions is assessed in the related chapters of the study.

High or medium quality data is available for cement, quicklime and dolomite production. For all other sectors, data regarding mercury content in products is low or very low or no data is available at all.

Figure 3 shows the sectoral shares of mercury discharge via products and by-products from plants in Germany in 2016 based on the upper value ("Mean B") of the determined range. The figure shows that the highest mercury output of the estimation originates from tar products (29 %), cement (19 %) and gypsum products (16 %). While the data quality for cement is very high, there is a need for further research regarding the estimation of the output via tar and gypsum products.

**Figure 3: Sectoral shares of mercury output via products and by-products from plants in Germany in 2016 [kg/a] based on the upper value ("Mean B") of the determined range**




Source: Own estimation (2020), Öko-Institut

**Mercury output of the assessed plants via waste not separated from the biosphere**

Figure 4 shows the sectoral shares of mercury output via waste not separated from the biosphere of plants in Germany in 2016 based on the upper value ("Mean B") of the determined range. It is obvious that in this estimation the highest mercury output originates from flue gas desulphurization (FGD) gypsum (29 %), shredder heavy fraction (18 %) and filter ash originating from hard coal combustion plants (14 %).

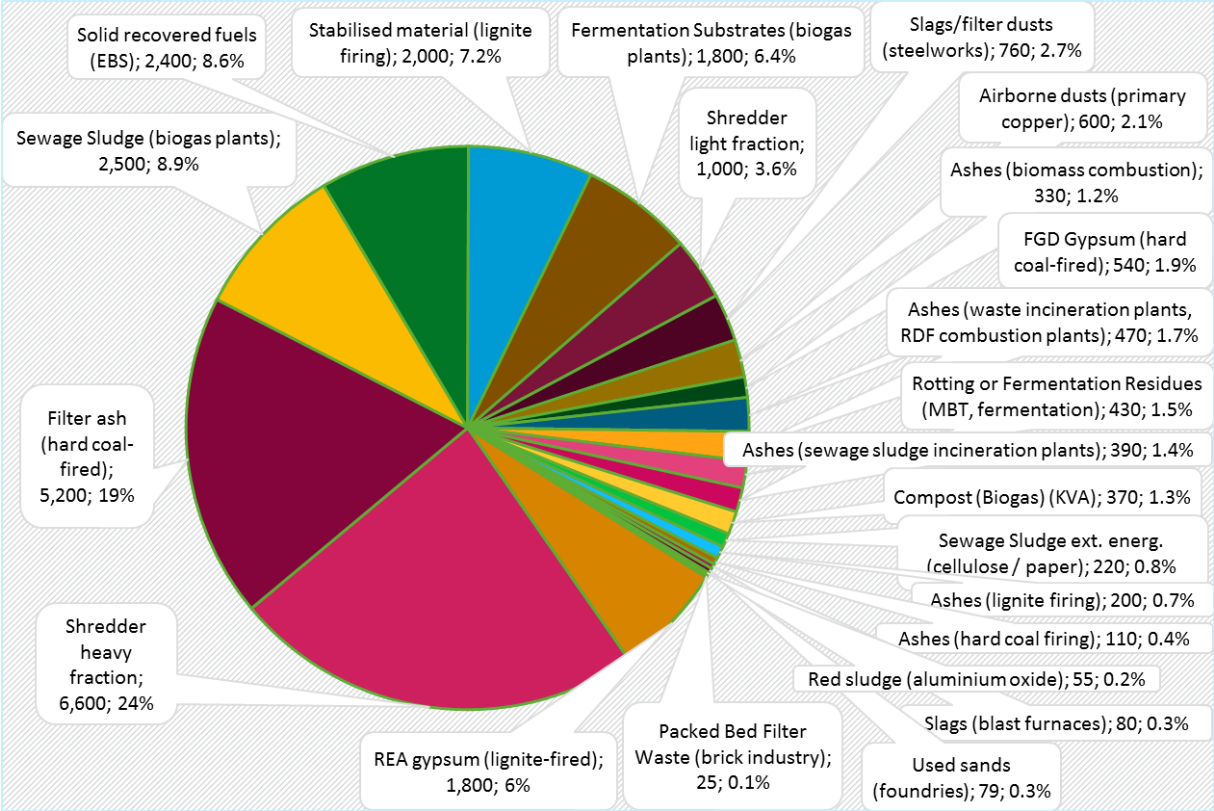
Numerous waste fractions are used in other industrial plants, such as the use of FGD gypsum and filter dust from large combustion plants in the cement production. In this process, mercury output is transferred from one process to another. In this case, for each individual process an

assessment is needed regarding mercury release or potential inclusion in products for a defined period of time without being released.

The data quality is very high for waste from alumina production from bauxite and high for waste from biogas plants. A medium data quality is available for large combustion plants, mechanical-biological waste treatment plants, large shredder plants, foundries as well as for incineration plants for household waste and solid recovered fuels (ESB). For all other sectors the data quality is low or very low or no data at all is available.

In total, the mercury output via waste not separated from the biosphere is estimated at 14 - 36 tons every year.

**Figure 4: Mercury output via waste not separated from the biosphere [kg/a].**




Source: Own estimation (2020), Öko-Institut

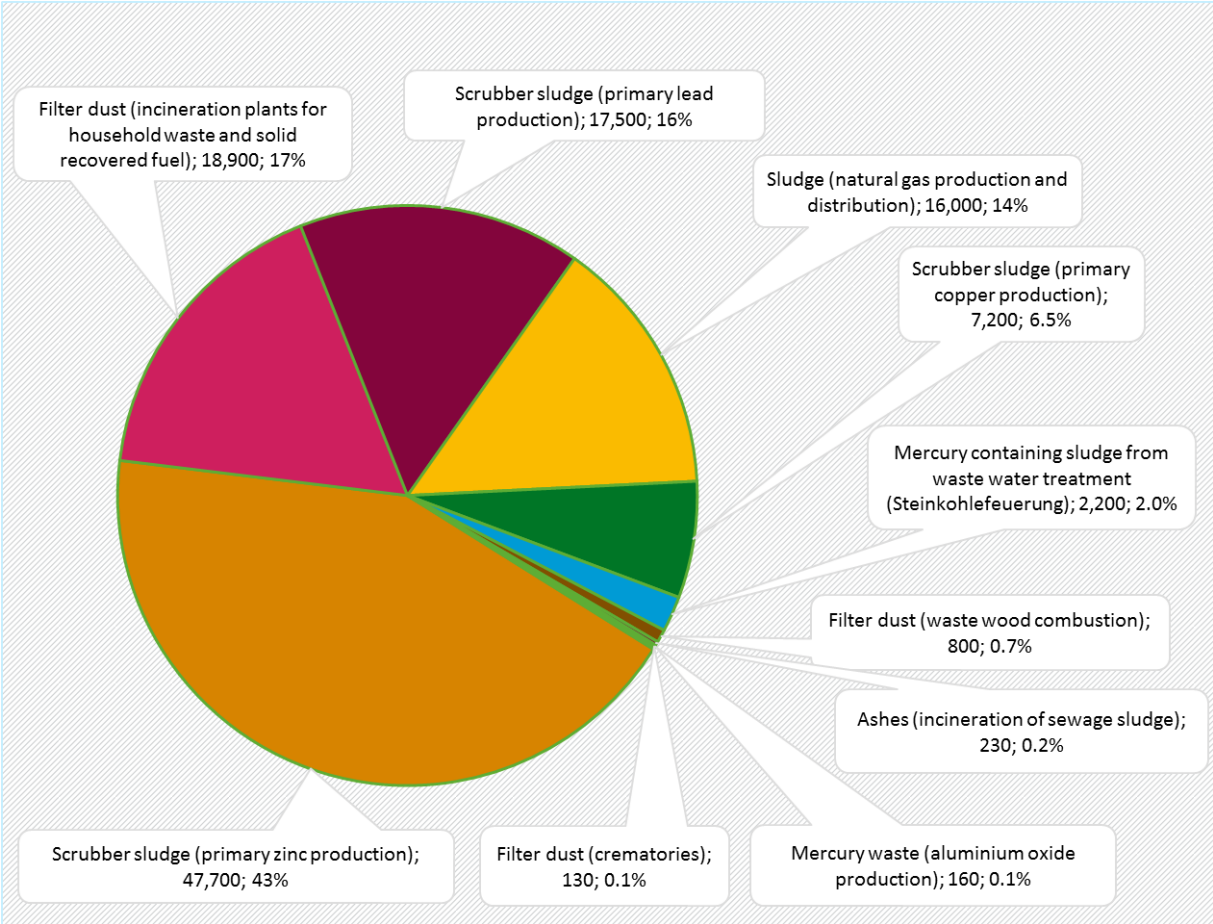
### Mercury output from the assessed plants via waste disposed underground

Figure 5 shows the sectoral shares of mercury output via waste disposed underground, based on the upper value ("Mean B") of the determined range. In line with the high mercury input via ores and due to the efficient mercury specific reduction techniques, the non-ferrous metal industry (primary smelters of the lead, copper and zinc industry) accounts for the largest share with two thirds (66 %). Filter dust from incineration plants for household waste and for solid recovered fuel also account for a high proportion (17 %), in line with the estimated high output and the effective mercury specific reduction techniques. The third large share is sludge from natural gas production and distribution, for which efficient mercury-specific reduction techniques are also used (15 %). Smaller shares originate from other waste disposal plants that fall under the 17th BImSchV using mercury-specific reduction techniques: Incineration plants for hazardous waste, for waste wood and for sewage sludge. Plants for the production of aluminium oxide from

bauxite also provide a small contribution to the permanent separation of mercury from the biosphere as well as crematoria.

The data quality was predominantly evaluated as low or very low. For two sectors, lead production and the production and distribution of natural gas, the data show very large differences between estimated output Mean A and Mean B, so that there is a priority need for research. In all sectors, the low data quality should be improved by further investigations to consolidate the statement that mercury of the magnitude mentioned is in fact permanently separated from the biosphere.

**Figure 5: Sectoral shares of mercury discharge via waste [kg/a]**



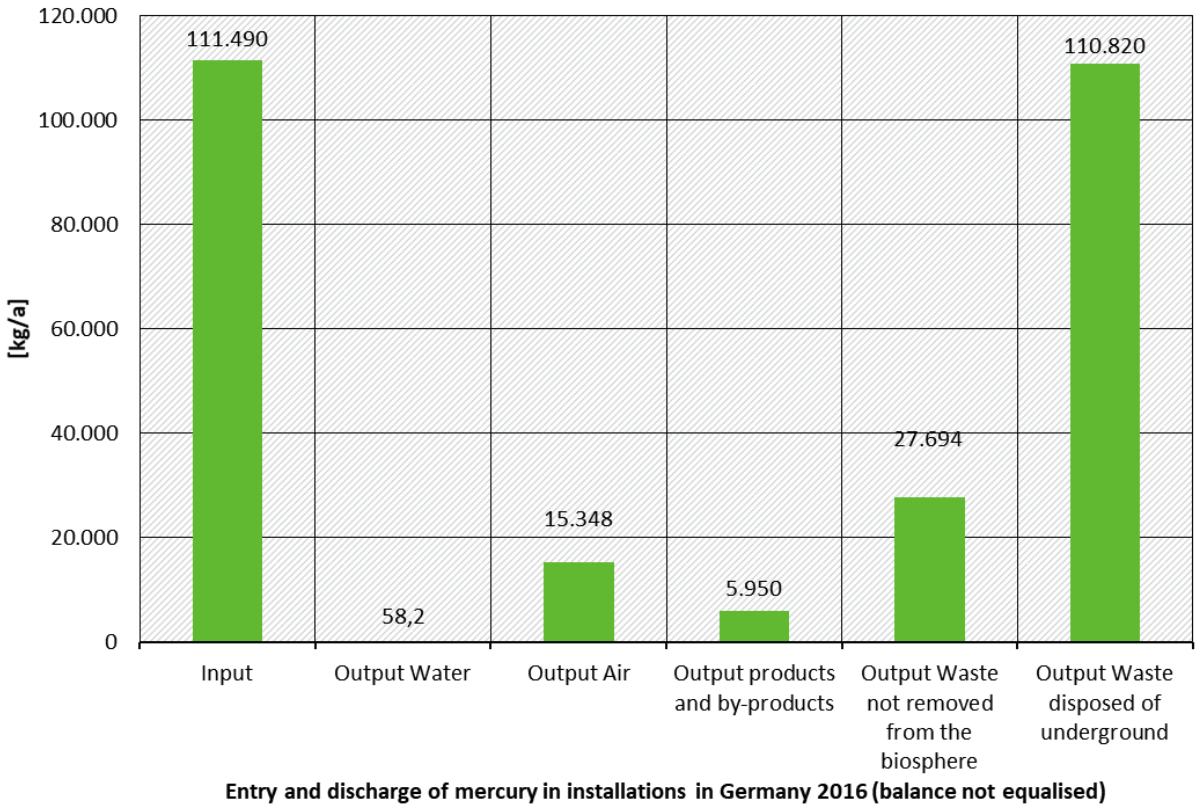

Source: Own estimation (2020), Öko-Institut

### Comparison of mercury input and mercury output of the assessed plants

Figure 6 shows a comparison of the estimated input and output across all sectors. It should be noted that the sum of the estimated output exceeds the estimated input. The reason for this is, that the estimation of the output is calculated independently from the estimation of the output. It was agreed with the Federal Environment Agency to show this difference in the data assessed in order to point out further need for research. In Figure 6 the example of the estimation based on the upper value ("Mean B") shows that either the input was underestimated or the waste output was overestimated.

Most of the mercury introduced into the plants assessed is already transferred into a long-term safe sink. This means that the mercury is disposed of in an underground disposal site or in backfilling of underground mines, and thus permanently separated from the biosphere.

**Figure 6: Input and output of mercury of plants in Germany 2016 based on the upper value ("Mean B") of the determined range of concentration values**




Source: Own estimation (2020), Öko-Institut

**Mercury reduction techniques**

Chapter 1 of Part 2 of the study describes techniques for air- and water-related mercury reduction. In addition, techniques for the treatment of waste with high mercury content are documented, and techniques under development are described.

Techniques that are already applied on a large scale are briefly outlined below.

**Sorbent injection upstream of dry dust collectors: A** sorbent, usually activated coke or activated carbon, is added to the waste gas pure or mixed with other sorbents. Mercury is adsorbed on the sorbent. In addition to conventional activated carbon, activated carbon doped with sulfur or bromine is available, that is much more effective, but also more expensive. With conventional activated carbon, reduction efficiencies in the range of 80 % can be achieved, with doped activated carbon up to more than 95 % is achieved. The technique is widely used in Germany as well as in other countries. It is used in waste incineration plants, coal-fired combustion plants, cement production, secondary smelters for copper and zinc as well as in electric arc furnace steel plants. Sorbents can be injected either before an existing dust filter or in front of an additionally installed dust filter. The consumption is considerably lower when used before fabric filters compared to the use before electrostatic precipitators (ESP).

**Separation of mercury in the scrubber with prevention of re-emissions:** Mainly organic and inorganic sulfidic precipitants are used. The aim is to prevent metallic mercury that is not soluble in water from being released by equilibrium reactions in the scrubber and re-entering the waste gas stream. Re-emissions in the scrubber are influenced by many factors, such as redox potential, temperature, and pH value in the scrubber suspension. With this technique emission reductions in the waste gas of up to 90 % can be achieved. So far, the technique has

proved efficiency especially in hard coal- and lignite-fired large combustion plants. Mercury can also be separated in the scrubber with activated carbon. Compared to the use of sulfidic precipitants, there is considerably less experience with this process in large-scale industrial application.

**Sorbent Polymer Catalyst Composite Technology (SPC):** SPC is a modular system in which carbon-based sorbents, catalysts and sulfur are embedded in a Teflon polymer matrix. The matrix is hydrophobic, so that sulfuric acid, for example, cannot penetrate and drips off at the outside. In contrast, gaseous compounds such as elemental and oxidized mercury can penetrate the matrix, be chemically and physically bound by the sorbent and thus removed from the waste gas. SPC technique is relatively new and so far has mainly been used on a large scale in coal-fired combustion plants, especially in the USA. In Europe, several plants have been equipped with it in recent years. The modules can be installed in an existing scrubber. The separation efficiency depends on the number of module layers. A reduction of 20 % per layer can be assumed.

**Fixed or moving bed reactors:** The reactors are packed bed filters, which are filled with activated carbon. They separate not only mercury but also other air pollutants, such as dust by depth filtration as well as organic pollutants. The technology has shown its efficiency especially in waste incineration plants as the final waste gas treatment. However, it is also used in waste treatment plants for treating waste with high mercury concentrations. With fixed or moving bed reactors, mercury reduction rates of up to 99 % can be achieved.

**Addition of halogens:** By addition of halogens, for example in the combustion chamber of incinerators, the proportion of oxidized mercury in the waste gas can be significantly increased before the subsequent reduction. Since oxidized mercury can be removed much better than elemental mercury, especially in scrubbers, the technology indirectly contributes to mercury reduction in the waste gas. The technique has shown efficiency in many coal-fired power plants, especially in the USA. In Germany it is used in some incineration plants for sewage sludge and hazardous waste. In large coal combustion plants, the process has achieved mercury oxidation levels in the waste gas of more than 90 %. A downstream waste gas treatment, e.g. a wet scrubber, is required to separate the mercury.

**Catalysts for specific mercury oxidation:** Another possibility to additionally oxidize mercury in the waste gas is the use of catalysts, the last layer of which is specially designed for mercury oxidation. Catalysts for specific mercury oxidation are used on large-scale in several hard coal-fired combustion plants in Germany. This technique achieves oxidation levels of more than 90 % in the waste gas. A downstream waste gas treatment, e.g. a wet scrubber, is required to separate the mercury.

**Interruption of the mercury cycle by dust extraction:** Especially in cement plants the interruption of the mercury cycle by dust extraction is used. This prevents mercury from accumulating in the clinker production process and being largely released into the atmosphere via the waste gas when the operating mode is changed from compound to direct operation. Dust is discharged in direct operation mode. Therefore, the measure is an indirect mercury reduction technique. It is used in all German cement plants operating with rotary kilns.

**Mercury removal of filter dusts**: The mercury removal of filter dust roasts removed dust at high temperatures. After a dust separation the waste gas is cooled. Mercury is collected, for example with activated carbon, and thus concentrated. The filter dust with reduced mercury content can be returned to the process. The activated carbon loaded with mercury is disposed of. The process is relatively new and has so far been applied on a large scale in two cement plants in Europe. In the cement plant, mercury is removed by dust roasting, thus relieving the mercury

cycle. The process is therefore an indirect mercury reduction technique. On an annual average, reductions of mercury emissions to air in the range of 80 % can be achieved in cement plants.

**Boliden-Norzinc process:** In primary smelters for the roasting of sulfide ores, the Boliden-Norzinc process, which binds mercury as $HgCl_2$, has proven to be efficient. The reduction efficiency is 99.7 % for high mercury input concentrations and 74 % for low concentrations. The process can be combined with a **selenium filter**, which achieves 95 % mercury reduction at high input concentrations and binds the mercury as HgSe. For particularly low mercury concentrations in the subsequent sulphuric acid production, the Boliden-Norzink process can be combined with a **DOWA filter**, which has a 99 % reduction efficiency, binding the mercury as HgS.

**Two-stage precipitation:** In the field of wastewater treatment, mercury removal can be significantly increased if mercury is removed in a specific second precipitation process. Especially organic and inorganic sulfides are used, similar to the reduction of re-emissions in the scrubber. The two-stage precipitation is used in many hard coal-fired combustion plants in Germany. With this process, mercury concentrations of well below 1 µg/l can be achieved.

**Ultrafiltration** is a process by which particle-bound mercury can be separated from the waste water by means of a filter membrane. It is used as an additional process after a conventional waste water treatment. In Germany, two coal-fired power plants have been equipped with it so far. Waste water concentrations of less than 0.1 µg/l can be achieved on an annual average.

**Ion exchange plants,** which were developed for specific mercury separation, can be used to remove dissolved mercury from waste water. The mercury is bound by an ion exchange resin and replaced by other ions. The mercury ions contained in the exchange resin are removed from the resin from time to time with a regeneration liquid. The regenerated material containing the concentrated pollutants is finally disposed of. This technique is used in Switzerland for many years to treat waste water from waste incineration plants. In a new German coal-fired combustion plant, ion exchangers are used for the treatment of waste water originating from the waste water treatment plant for waste gas scrubbing water. The process achieves mercury concentrations of less than 0.2 µg/l on an annual average.

Various techniques are used in Germany to remove mercury from waste containing high levels of this pollutant. **Vacuum distillation plants** evaporate mercury at temperatures up to 650°C and a negative pressure of a few millibars. Mercury is then condensed and thus separated from the waste gas. Three plants of this technique are in operation in Germany. Another plant uses a **rotary kiln** where mercury is distilled from the waste at temperatures of up to 800°C. In this plant, mercury is also separated from the waste gas by cooling. Apart from a few exceptions, mercury in all the plants described above is stabilized with sulfur to cinnabar (HgS) and disposed of in an underground disposal. Another technique used to treat soils and activated carbon, contaminated with organic pollutants but also mercury, also operate with rotary kilns. The waste gas is subjected to **pyrolysis** at temperatures of approximately 500°C. Mercury contained in the waste evaporates. The vapours, which contain not only mercury but also organic substances, are then fed to a thermal oxidizer operating with temperatures of at least 1,100°C. Mercury is separated from the waste gas by means of a wet scrubber and two fixed-bed reactors filled wiwth activated carbon. Residues from the waste gas cleaning are transferred to an underground disposal. In Switzerland, a technique heating-up mercury-containing waste to up to 850°C in a **fluidized-bed roasting furnace under** negative pressure. An afterburner chamber is followed by a multi-stage waste gas scrubber producing a sludge containing mercury.

**Transfer of mercury into sinks**

In Part 2, Chapter 2, a sector-specific evaluation assesses the mercury reduction techniques described in Part 2, Chapter 1 to determine those that can be transferred to plants in the same sector or to plants in other sectors and to determine the reduction potential resulting from this application in the respective sector. For this purpose, reduction targets were defined, based, for example, on the use of low-cost activated coke and 80 % reduction or on the use of brominated activated carbon, assuming a reduction of about 95 %. In addition, the costs associated with implementation are estimated for most sectors.

With regard to air emissions a detailed consideration is made for all sectors, where the calculations in Part 1 of the report resulted in estimated mercury emissions of more than 200 kg/a. Sectors with an air emissions between 20 and 200 kg/a were considered by a short assessment. For water releases, the sectors with emissions of more than 1 kg/a were subjected to a detailed examination. However, it was not possible to estimate reduction potentials and associated costs for water releases due to the difficulty of compiling emission data and the resulting lack of knowledge of plant-specific mercury emissions and concentrations.

Table 3 summarizes the results of the detailed evaluation assessing the transferability of mercury reduction techniques for emissions to air.

**Table 3: Mercury discharge via air emissions**

| Technology | Sectors in which the technology is already used on a large scale. | Sectors in which the technology has not yet been applied, but its use is technically imaginable | Sectors in which the technology has not yet been applied, but its use is technically imaginable under certain conditions |
|---|---|---|---|
| Injection of sorbents before a dust filter | Sinter plants<br>Large combustion plants using lignite<br>Electric arc furnace plants<br>Large combustion plants using hard coal<br>Cement production | Pulverized lignite combustion plants < 50 MW (without pulverized lignite used in cement plants)<br>Blast furnaces | |
| Injection of sorbents before an additional dust filter | Waste incineration plants | Large combustion plants using lignite<br>Gypsum production<br>Electric arc furnace plants<br>Lime production<br>Glass production<br>Cement production<br>Lime production<br>Pulverized lignite combustion plants < 50 MW (without pulverized lignite used in cement plants) | |
| Use of sulfidic precipitants | Large combustion plants using lignite<br>Large combustion plants using hard coal | Blast furnaces | |

| Technology | Sectors in which the technology is already used on a large scale. | Sectors in which the technology has not yet been applied, but its use is technically imaginable | Sectors in which the technology has not yet been applied, but its use is technically imaginable under certain conditions |
|---|---|---|---|
| SPC technique | Large combustion plants using lignite<br>Large combustion plants using hard coal | | Gypsum production [(1)]<br>Cement production [(1)]<br>Glass production [(1)]<br>Lime production [(1)]<br>Pulverized lignite combustion plants < 50 MW (without pulverized lignite used in cement plants) [(1)]<br>Blast furnaces [(1)] |
| Addition of halogens for mercury oxidation | Large combustion plants using lignite<br>Large combustion plants using hard coal | Glass production<br>Lime production<br>Blast furnaces | Sinter belts [(3)]<br>Pulverized lignite combustion plants < 50 MW (without pulverized lignite used in cement plants) [(4)] |
| Catalysts for specific mercury oxidation | | | Large Combustion Plants using lignite [(5)] |
| Fixed or moving bed filter | | Electric arc furnace plants<br>Cement production [(2)]<br>Glass production<br>Lime production<br>Pulverized lignite combustion plants < 50 MW (without pulverized lignite used in cement plants)<br>Blast furnaces | |
| Removal of filter dusts from the cement process | Cement production | | |
| Mercury removal from filter dusts | Cement production | | |

1 Exhaust gas temperature must not exceed the maximum operating temperature of the SPC modules (quenching required); additional acidic waste water may occur, use of corrosion-protected materials and heat exchangers for exhaust gas heating may be required, stand-alone operation required
2 The technique is currently used in a cement plant; however, it is not used for additional mercury removal
3 Dependent on the halogen content of the sinter exhaust gases
4 Dependent on the halogen content of the carbons used
5 It is necessary to build a completely new catalyst

All three mercury abatement techniques considered for mercury releases to water are currently used in large coal-fired combustion plants. For titanium dioxide production and hazardous waste incinerators, all three techniques are considered as feasible. For waste water from coke ovens, it has to be examined whether tar-containing ingredients could lead to blockages.

In Table 4 and 5 mercury emissions to air and reduction potentials of sectors with output of more than 200 kg in 2016 are compared to reduction potentials and reduction costs, sorted by the third column (upper value of the range). Table 4 shows the lower reduction option and Table 5 the higher reduction option.

The reduction potential indicated in column 6 refers to the mercury emissions of the entire sector. Column 1 shows the value that was taken into account for the calculation of the reduction potential. If a reduction has been assumed for only a part of the installations, the reduction rate refers to this part of the sector only. Therefore the reduction rates in column 1 and column 6 may differ (e.g. in brick production). For large combustion plants for lignite and hard coal, specific calculations were made which are explained in more detail in the notes to the table.

Regarding data quality, it should be noted that it was rated as low for the sectors glass and brick production, production of gypsum products, combustion of biomass and combustion of pulverized lignite, and very low for blast furnaces. Accordingly, there are considerable uncertainties in these sectors. Parallel to the measures proposed below, further investigations should therefore be carried out in these sectors in order to improve the data quality.

**Table 4: Mercury emissions via the air path and reduction potentials of sectors with discharges > 200 kg in 2016 (lower reduction potential)**

| Sector | Hg emission - air Medium A [kg/a] | Hg emission - air Medium B [kg/a] | Reduction potential A [kg/a] | Reduction potential B [kg/a]. | Reduction potential* [%] |
|---|---|---|---|---|---|
| Sinter plants: reduction 80 % | 240 | 4,000 | 190 | 3,200 | 80 % |
| LCP lignite Target value: 7 µg/Nm³ | 3,700 | 3,700 | 513 | 525 | 18 - 28 % |
| Blast furnaces: reduction 80 % | 1,100 | 2,400 | 880 | 1,900 | 80 % |
| LCP hard coal: target value 4 µg/Nm³ | 1,200 | 1,200 | 131 | 39 | 12 - 17 % |
| Electric arc furnaces: reduction 80 % | 820 | 880 | 641 | 657 | 75 - 78 % |
| Cement production: target value 8 µg/Nm³ | 620 | 620 | 218 | 218 | 35 % |
| Brick production: 80 % reduction in 75 % of the plants | 300 | 470 | 180 | 280 | 60 % |
| Production of gypsum products Target value 5 µg/Nm³ | 150 | 370 | 106 | 268 | 71 - 89 % |
| Glass production: 80% reduction for plants emitting 75 % of the Hg load | 250 | 300 | 150 | 180 | 60 % |
| Biomass combustion: reduction 80 % | 110 | 280 | 88 | 224 | 80 % |
| Lignite dust boilers < 50 MW: reduction 80 % | 120 | 220 | 96 | 176 | 80 % |
| **Total** | **8,610** | **14,400** | **3,193** | **7,666** | |

Remarks: LCP = Large Combustion Plants*
The reduction potential indicated in column 6 refers to mercury emissions from the whole sector, including plants for which no reduction has been assumed. Column 1 shows the value that was taken into account for the calculation of the reduction potential. If only a part of the installations has been assumed for reduction, the reduction rate refers to that part of the sector only. Therefore the data in column 1 and column 6 may differ. By way of derogation, the following applies to large combustion plants for hard coal and lignite:
Large combustion plants for lignite and hard coal: The reduction potential for the year 2022 (right column) and 2030 (left column) compared to 2016 has been indicated, deducting the reduction due to the coal phase-out and taking into account specific reduction techniques to achieve the stated target value.
Lignite dust boilers > 50 MW: reduction potential without consideration of the coal exit.

**Table 5: Mercury emissions to air and reduction potentials of sectors with emissions > 200 kg in 2016 (upper reduction potential)**

| Sector | Hg emission air Medium A [kg/a] | Hg emission air Medium B [kg/a] | Reduction potential A [kg/a] | Reduction potential B [kg/a] | Reduction potential [%] |
|---|---|---|---|---|---|
| Sinter plants: reduction 95 % | 240 | 4,000 | 230 | 3,800 | 95 % |
| LCP lignite: reduction 80 % | 3,700 | 3,700 | 1,458 | 2,383 | 80 % |
| Blast furnaces: reduction 95 % | 1,100 | 2,400 | 1,000 | 2,300 | 95 % |
| LCP hard coal: Target value 1 µg/Nm³ | 1,200 | 1,200 | 582 | 229 | 70 - 74 % |
| Electric arc furnaces: reduction 95 % | 820 | 880 | 761 | 781 | 89 - 93 % |
| Cement production: target value 5 µg/Nm³ | 620 | 620 | 354 | 354 | 57 % |
| Brick production: reduction 95 % in 75 % of plants | 300 | 470 | 210 | 330 | 70 % |
| Production of gypsum products: target value 5 µg/Nm³ | 150 | 370 | 106 | 267 | 77 - 89 % |
| Glass production: 95% reduction for plants emitting 75 % of the Hg load | 250 | 300 | 200 | 210 | 70 % |
| Biomass combustion: reduction 95 % | 110 | 280 | 105 | 266 | 95 % |
| Lignite dust boilers < 50 MW: reduction 95 % | 120 | 220 | 114 | 209 | 95 % |
| **Total** | **8,610** | **14,400** | **5,120** | **11,129** | |

Remarks: LCP = Large Combustion Plants*
The reduction potential indicated in column 6 refers to mercury emissions from the whole sector, including plants for which no reduction has been assumed. Column 1 shows the value that was taken into account for the calculation of the reduction potential. If only a part of the installations has been accepted for reduction, the reduction rate refers to that part of the sector only. Therefore the data in column 1 and column 6 may differ. By way of derogation, the following applies to large combustion plants for hard coal and lignite:
Lignite: The reduction potential for the year 2022 (right column) and 2030 (left column) compared to 2016 has been

indicated by deducting the reduction due to the coal phase-out, taking into account specific reduction techniques to achieve a reduction of 80 %.
Hard coal: The reduction potential for the year 2022 (right column) and 2030 (left column) compared to 2016 has been indicated, deducting the reduction due to the coal phase-out and taking into account specific reduction techniques to achieve the indicated target value.
Lignite dust boilers > 50 MW: reduction potential without consideration of the coal exit.

Table 6 lists the absolute and specific Hg reduction costs for sectors with a mercury load above 200 kg in 2016 for the lower reduction potential, sorted by the last column. The table shows that the lowest specific reduction costs are achieved in electric arc furnace steel plants and sinter plants, as these plants are already equipped with fabric filters that can be used to remove mercury-loaded sorbents. Particularly high specific costs arise for industries in which mercury reduction needs to be achieved by investment costs in a relatively large number of plants not operating a dust filter to inject and collect sorbents. This is the case in the brick industry, but also in the glass industry, as the existing dust filter is used for material recycling and an additional fabric filter would be needed for sorbent injection.

Table 7 also shows the absolute and specific mercury reduction costs for sectors with a mercury emissions above 200 kg in 2016, but for the upper recommended reduction potential. The specific costs are only slightly higher despite significantly higher mercury reduction is achieved, since much lower disposal quantities result in significantly lower disposal costs when brominated activated carbon is used. This almost compensates the specific additional costs for the activated carbon.

**Table 6: Absolute and specific Hg reduction costs for sectors with mercury emissions to air > 200 kg in 2016 (lower reduction potential)**

| Sector | Reduction costs A [million €/a] | Reduction costs B [million €/a] | Specific costs A [€/ kg Hg] | Specific costs B [€/ kg Hg] |
|---|---|---|---|---|
| Electric arc furnaces: reduction 80 % | 2.1 | 3.7 | 3,200 | 5,700 |
| Sinter plants: reduction 80 % | 3.2 | 22 | 7,000 | 17,000 |
| LCP lignite: Target value 7 µg/Nm³ | 11 | 9,4 | 21,800 | 18,400 |
| Production of gypsum products: target value 5 µg/Nm³ | 4.9 | 5.9 | 21,900 | 46,200 |
| Cement production: target value 8 µg/Nm³ | 8.1 | 8.1 | 47,700 | 47,700 |
| LCP hard coal: target value 4 µg/Nm³ | 7.3 | 2.4 | 55,900 | 62,900 |
| Glass production: 80 % reduction for plants emitting 75 % of the Hg load | 10 | 10 | 56,000 | 67,000 |
| Blast furnaces: reduction 80 % | 100 | 110 | 58,000 | 110,000 |
| Brick production: 80 % reduction in 75 % of the plants | 37 | 37 | 120,000 | 180,000 |
| Biomass combustion: reduction 80 % | nq | nq | nq | nq |
| Lignite dust boilers < 50 MW: Reduction 80 % | nq | nq | nq | nq |

Comments: nq: not quantifiable; LCP: large combustion plants lignite
and hard coal: the reduction costs for the year 2022 (right column) and 2030 (left column) compared to 2016 have been indicated. The specific costs do not include the reduction due to the coal phase-out.

**Table 7: Absolute and specific Hg reduction costs for sectors with mercury emissions to air path > 200 kg in 2016 (upper reduction potential)**

| Sector | Reduction costs A [million €/a] | Reduction costs B [million €/a] | Specific costs A [€/ kg Hg] | Specific costs B [€/ kg Hg] |
|---|---|---|---|---|
| Electric arc furnaces: reduction 95 % | 5.9 | 6 | 7,500 | 7,800 |
| Sinter plants: reduction 95 % | 3.5 | 26 | 8,000 | 15,000 |
| Production of gypsum products: target value 5 µg/Nm³ | 4.9 | 5.9 | 21,900 | 46,200 |
| LCP lignite: reduction 80 % | 62 | 33 | 26,100 | 22,400 |
| Cement production: target value 5 µg/Nm³ | 11 | 11 | 39,300 | 39,300 |
| Glass production: 95 % reduction for plants emitting 75 % of the Hg load | 10 | 10 | 48,000 | 50,000 |
| LCP hard coal: Target value 1 µg/Nm³ | 36 | 14 | 62,000 | 60,000 |
| Blast furnaces: reduction 95 % | 100 | 110 | 48,000 | 100,000 |
| Brick production: reduction 95 % in 75 % of plants | 37 | 38 | 140,000 | 210,000 |
| Biomass combustion: reduction 95 % | nq | nq | nq | Nq |
| Pulverized lignite dust boilers < 50 MW: reduction 95 % | nq | nq | nq | Nq |

Comments: nq: not quantifiable; LCP: large combustion plants lignite
and hard coal: the reduction costs for the year 2022 (right column) and 2030 (left column) compared to 2016 have been indicated. The specific costs do not include the reduction due to the coal phase-out.

**Recommendations for a mercury reduction strategy**

A mercury reduction strategy should lead to a reduction of mercury emissions to air and water as far as possible and to the transfer of the disposed mercury in as large quantities as possible to long-term safe sinks (cf. Chapter Part 2, Chapter 2) in a form with long-term stability. In addition to measures to reduce emissions, the strategy also includes proposals for improving knowledge of input and output in sectors for which relatively little information is available to date in order to raise awareness of the issue among operators and competent authorities.

In the field of air pollutants, the following measures are proposed:

1. Adjustments of 13th BImSchV, 17th BImSchV, 27th BImSchV, 44th BImSchV as well as of TA Luft (Technical Ordinance on Clean Air) especially with regard to lower emission limit values, which correspond to the advanced best available techniques, deleting raw material-related exceptions (e. g. for the cement industry).

   - In the case of coal-fired power plants, it is recommended to exploid the reduction potential as much as possible, taking into account the agreed or yet to be determined plant lifetime. In the case of combustion plants to be operated beyond 2030, particularly low emission concentrations should be aimed for as soon as possible.

- For waste incineration plants, it is recommended that the existing reduction potential be exploited as far as possible and that a demanding and appropriate annual mean value for mercury be specified as the annual mean value. In addition, regulations should be adopted to avoid or minimise mercury peaks in the waste gas (e.g. by raw gas measurement in combination with the option to inject impregnated activated carbon).
- For cement plants, it is recommended to exploit the reduction potential as far as possible, taking into account the experience gained from the process for the removal of filter dust, as this process allows the transfer of mercury into a safe sink.
- For crematoria, it is recommended to define a minimum reduction efficiency depending on the mercury input, which must be achieved under defined conditions. The reduction rate can be set at 90 % with a mercury input of 0.5 g. This can be monitoring by adding a so-called "mercury tablet" to a cremation cycle; the intended continuous operation of the abatement system should be carried out at defined intervals and with a corresponding obligation to provide evidence of sorbent consumption.
- For plants according to the 44th BImSchV a limit value for the annual average of 5 µg/Nm³ is proposed. This value should apply to combustion plants using solid fossil fuels.

2. For plants subject to TA Luft, it is recommended to set a general limit value of 5 µg/Nm³ as annual mean value. For sectors where a high reduction potential can be achieved with relatively low effort, i. e. with low specific reduction costs, e. g. in electric arc furnace steel plants, sinter plants and blast furnaces, it is recommended to prioritizes these sectors.
3. The Federal Environment Agency should participate in the updating of relevant VDI guidelines.
4. The obligation to measure mercury in the waste gas should be extended. Continuous measurements or quasi-continuous measurements according to the sorbent trap method should be mandatory in all plants exceeding an emission of 0.5 g/h.

The following measures are proposed in the water and waste water sector:

5. Amendment of the emission limit values for large combustion plants in the German Waste Water Regulation to a value of 0.2 µg/l in order to adapt to the most advanced best available techniques.
6. It should be investigated whether the mercury reduction techniques (specifically Hg precipitation, ion exchangers, membrane processes) when a waste water value of 0.2 µg/l is exceeded in the sectors hazardous waste incineration plants, industrial waste water treatment, titanium dioxide production, alumina, lead, copper and zinc industry as well as in refineries are transferable to the above-mentioned sectors and whether an emission limit value of 0.2 µg/l can also be set in the annexes of the German Waste Water Regulation by applying the most advanced best available techniques.
7. A measurement and investigation program should be carried out in relevant sectors for which no mercury effluent limit values are currently prescribed, with the aim of assessing to what extent a concentration value of 0.2 µg/l is exceeded. If necessary, additional measures should be taken, e.g. the setting of a emission limit value of 0.2 µg/l in the annexes of the Waste Water Regulation.
8. The most advanced best available techniques for mercury measurement should be applied to the analysis of mercury in waste water.

With regard to products, it is proposed to establish a digital platform for documentation of the mercury content in specific construction products e. g. for cement, tar and gypsum, as well as for sulphur and sulphuric acid. A regulation should require regular tests of products regarding its mercury content at those plants, where relevant mercury concentrations are expected. The results should be made available to the public in a centralized database. It is proposed to introduce a "traffic light" system: products with mercury concentrations exceeding 500 µg/kg should be labelled red. Yellow labelling should be used for products with concentrations between 50 and 500 µg/kg.

With regard to waste streams containing relevant concentrations of mercury, it is recommended for certain sectors to transfer waste containing mercury into long-term safe sinks:

9. In the cement industry, waste is used that contains relevant mercury content. This includes, for example, filter dust from coal combustion, sewage sludge, solid recovered fuels or partly treated municipal waste. By removing mercury from filter dust of the clinker burning process, mercury introduced via these materials can be removed from the cycle and transferred to a long-term safe sink.
10. In the lime industry, filter dust waste containing mercury is added to the product in a concentration of about 1 %. It should be examined whether a mercury removal of this filter dust can be done in cement plants where a technique to remove mercury from filter dust is installed.
11. Zinc-containing filter dusts from secondary zinc production should only be used in those zinc smelters where mercury is reduced with best available techniques for waste gas treatment and transported to underground landfills or backfilling. This is the case with zinc smelters in Germany.
12. Sludge from incineration plants for waste and solid recovered fuels are used in considerable quantities for road and path construction. It is recommended to examine improved recycling routes to reduce the mercury release into the environment, such as use on landfills or recovery in cement plants. Initial studies have been carried out on the latter.
13. The stabilized material residue from lignite-fired combustion plants is deposited in class I landfills, operated in opencast mines. The planned coal phase-out will reduce the quantities of stabilized material to zero in the long term. As the amount of filter dust from hard coal-fired combustion plants used in rotary kilns or as clinker substitutes in the cement industry is decreasing, it should be examined whether in the medium term lignite filter dust can be used as an alternative if in cement plants a techniques is applied to transfers mercury into a long-term safe sink.

In order to promote the transparency of the fate of waste containing mercury, a reporting system for waste with a mercury content of 500 µg/kg Hg or more should be introduced.

In many sectors, data on mercury input and output are missing. In order to close data gaps, measurement programs should be carried out, developed and implemented in the responsible Federal and Federal State working groups for air pollution control and for waste. In the next revision of the German Resource Efficiency Program (ProgRess), a focus should be introduced for techniques removing mercury from the economic cycle. A reporting obligation for mercury content (input and output of industrial plants) in environmental statistics should support the programs.

Measurement programs should be carried out, in particular in the following areas:

14. Industrial materials. The intention is to raise awareness of operators of industrial plants to input material containing relevant concentrations of mercury. In particular, measurements should be carried out on material used in thermal processes. A distinction shall be made

between processes with temperatures of 120°C to 500°C and processes with temperatures above 500°C.

15. Measurements of mercury concentrations in releases to air in sectors where data quality has been low so far. These sectors include lead production, coke ovens, medium-sized coal firing plants, blast furnaces, pulp and paper production, titanium dioxide production, alumina production from bauxite, oil refineries and basic oxygen steelmaking plants.

The collected data should be consolidated in a centrally managed database. This can be done, for example, by an annual input to the existing system "BUBE" (Operators Environmental Data Report). Furthermore, waste water data should be stored in this database as well. Data is already available to the responsible authorities for many sectors, but are centrally recorded only in a few Federal States.

It is also proposed to establish a research and funding program to further develop and test waste gas and waste water treatment techniques for mercury removal.

The assessment and testing of the transferability of mercury reduction techniques to the application in new sectors should be strengthened. Techniques already used should be optimised in terms of their reduction efficiency and its capacity to transfer mercury to long-term safe sinks. The results of the program should be made available to the public, but especially to companies improving production processes, operators, authorities and non-governmental associations for environmental protection.

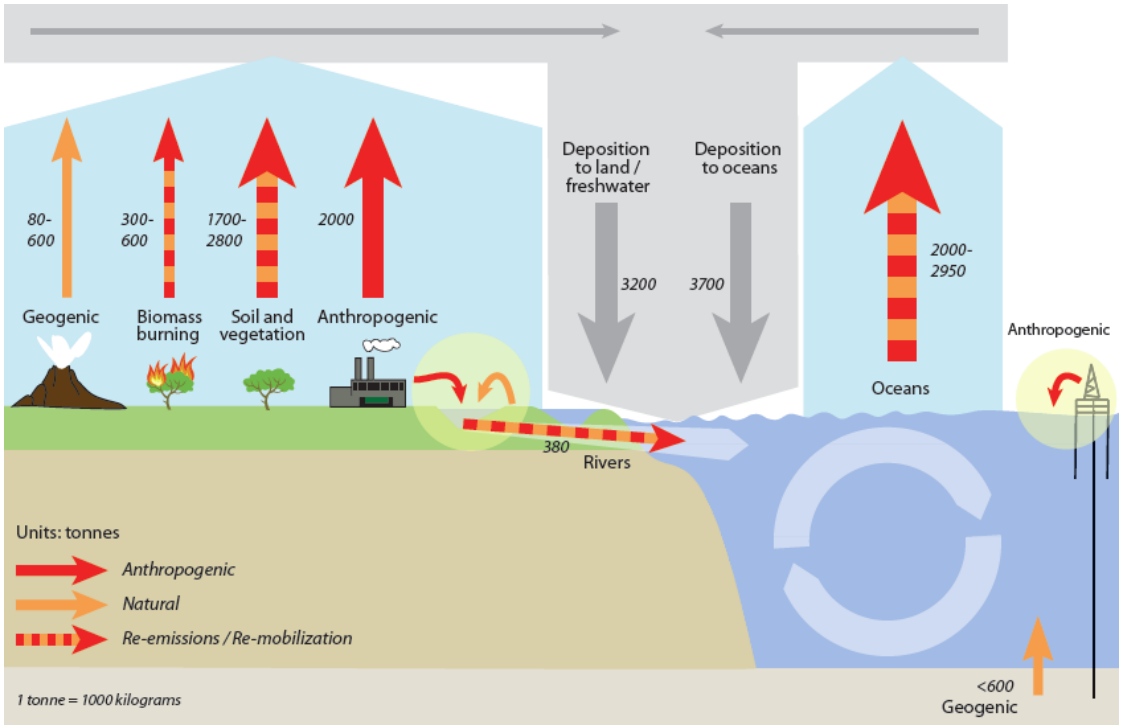
# 1 Einleitung

Quecksilber ist ein Schwermetall, das metallisch, oxidiert oder organisch gebunden vorkommt. Neben akuten Vergiftungen beim Umgang mit elementarem Quecksilber geht die größte Gefährdung für den Menschen und die Umwelt von Methylquecksilber aus. Die Verbindung akkumuliert in der Nahrungskette und kann vor allem durch überdurchschnittlich hohen Verzehr größerer Fischarten zu Vergiftungen und irreversiblen Hirnschäden führen, insbesondere bei Föten und Kleinkindern (Julves 2019). Es besteht der Verdacht auf weitere toxikologische Wirkungen (AAN 2017; Carocci et al. 2014; Mutter et al. 2010). Der IQ-Verlust führt zu Produktivitätsverlust und somit zu volkswirtschaftlichem Schaden, der für die EU mit 8.000 - 9.000 Mio. EUR pro Jahr berechnet wurde (Belanger et al. 2013; vgl. Gaylord 2020).

Quecksilber wird auf natürlichem Wege durch Vulkanausbrüche in die Atmosphäre freigesetzt. Zusätzliche Freisetzungen erfolgen durch menschliche Extraktionen von Quecksilbererzen u. a. quecksilberhaltigem Gestein (z. B. Erze, Kalkstein, Kohle). Quecksilberemissionen verbreiten sich weltweit, so dass auch nicht-industrialisierte Gebiete belastet sind (u. a. Regionen, wo sich die Bewohnerinnen und Bewohner stark von Fischen und Walen ernähren, wie Färöer-Inseln, kanadische, schwedische und finnische Seengebiete). Durch die Deposition historischer Quecksilberemissionen weisen Oberböden und Gewässer erhöhte Quecksilbergehalte auf. Diese Senken setzen bei Waldbränden, Erosion und bei der Verdunstung aus Meeren erhebliche Quecksilberemissionen wieder frei und speichern ebenso Quecksilber durch die Deposition aus der Atmosphäre ein. (UNEP 2013)

Die Vereinten Nationen gehen davon aus, dass weltweit aus natürlichen Quellen neue Einträge von 80 – 600 Mg in die Atmosphäre entweichen, sowie bis zu 600 Mg geogen in die Meere gelangen. Aus anthropogenen Quellen kommen jährlich etwa 2.000 Mg neue Einträge hinzu. Durch Re-Emissionen und Re-Mobilisationsvorgänge werden insgesamt 4.400 bis 6.700 Mg freigesetzt. Depositionen aus der Atmosphäre machen ca. 6.900 Mg aus (Abbildung 7). (UNEP 2013)

**Abbildung 7: Global Mercury Cycling**




Quelle: (UNEP 2013)

Vor diesem Hintergrund haben im Jahr 2013 nach mehrjährigem Verhandlungsprozess 128 Staaten die „Minamata Konvention" zur weltweiten Minderung von Quecksilberemissionen beschlossen. Die Konvention trat am 16. August 2017 in Kraft, als im Mai 2017 mehr als 50 Vertragsstaaten die Konvention ratifiziert hatten. Die Ratifizierung durch die Europäische Union ist durch die Veröffentlichung der Verordnung (EU) 2017/852 im Amtsblatt am 24. Mai 2017 erfolgt (EU-Minamata 2017). In Deutschland hat der Bundestag am 18. Mai 2017 einstimmig den Gesetzentwurf der Bundesregierung zur Ratifikation der Minamata Konvention angenommen (Minamata Gesetz 2017).

Neben der Minamata Konvention bestehen bereits internationale Pflichten Deutschlands zur Minderung von Quecksilber, wie die OSPAR- und die HELCOM-Konvention, das UNECE-Schwermetallprotokoll sowie EU-Richtlinien wie die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), die Richtlinie in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik (2013/39/EU), die Industrieemissionsrichtlinie (2010/75/EU) und die auf ihr beruhenden BVT-Merkblätter für verschiedene Industriebranchen.

Beim Import/Export, der Zwischenlagerung und der endgültigen Ablagerung von Quecksilber sind ebenfalls internationale Verpflichtungen einzuhalten, wie die Basel- und die Rotterdam-Konvention sowie europäische Vorschriften zu Quecksilber: die Verordnung zu gefährlichen Chemikalien (EG 649/2012), die Verordnung zum Quecksilberausfuhrverbot (EG 1102/2008) und die Deponierichtlinie (1999/31/EG). Die Deponierichtlinie wurde vor dem Hintergrund steigender Quecksilberabfallmengen aus der Stilllegung von Chloralkali-Elektrolyseanlagen ergänzt (EU 2011/97). Im Produktbereich bestehen bisher nur wenige Quecksilberbeschränkungen. Dazu gehören Begrenzungen z. B. im Lebensmittel- und Futtermittelbereich (EG 1881/2006, EU 744/2012), für Beton (MVV TB 2020) sowie in technischen Produkten wie in Elektro- und Elektronikgeräten (2011/65/EU), Batterien und Akkumulatoren (2006/66/EG) sowie in Kompaktleuchtstofflampen (EU 1194/2012).

Für mehrere mengenrelevante Nebenprodukte aus industriellen Prozessen wie Flugaschen, Stahlwerksschlacke, Kesselaschen aus Steinkohlekraftwerken mit Mitverbrennung, Schlacke aus der Kupfererzeugung, Gießereisande, Gesteinskörnungen aus gebrochenem Altglas und Glasmehl für die Herstellung von Schaumglasschotter für Schüttungen wurden im Jahr 2019 Obergrenzen für Feststoffgehalte und z. T. Eluatwerte festgelegt (MVV TB 2020). Für weitere Stoffe sind Beschränkungen des Quecksilbergehaltes als Kundenanforderung bzw. Zielwerte formuliert (z. B. Quecksilberzielwert des Bundesverbandes der Gipsindustrie für Recyclinggips, Kundenanforderungen für Schwefelsäure aus Abgasreinigungsanlagen der Primärerzverhüttung). In Deutschland bestehen für Zementwerke Vorgaben der Genehmigungsbehörden beim Einsatz von potentiell quecksilberhaltigen Ersatzrohstoffen oder Ersatzbrennstoffen wie z. B. für Klärschlamm und andere Abfallbrennstoffe oder beim Einsatz von Gießereiformsanden und Böden aus der Altlastensanierung.

Der Quecksilbereintrag in industriellen Prozessen ist zum einen durch den beabsichtigten Quecksilbereinsatz in Produkten charakterisiert (vorwiegend Zahnamalgam, Energiesparlampen, Messgeräte, Schalter, Batterien). Zum anderen kann Quecksilber durch den Eintrag über Roh- und Brennstoffe frei-gesetzt werden. Bisher lagen nur in der Zementindustrie und für große Kohlekraftwerke detaillierte Kenntnisse zu Quecksilbereinträgen in die Prozesse vor. In der Regel fehlten Daten zu Quecksilber, das über Nebenprodukte und Abfälle anderer Branchen in einen Industrieprozess eingebracht werden kann. Auch zu den Austrägen über die Pfade Luft, Abwasser, Abfall und Produkte gab es in den meisten Branchen keine oder nur sehr wenige Daten, die über einzelne Konzentrationswerte hinausgingen.

Vor diesem Hintergrund und im Kontext der Minamata Konvention hat das Umweltbundesamt das Forschungsvorhaben „Quecksilberemissionen aus industriellen Quellen – Status Quo und Perspektiven“ in Auftrag gegeben, mit dem Ziel, auf Basis einer Dokumentation der Eintrags- und Austragspfade eine Grundlage für die Entwicklung einer nationalen Quecksilberstrategie im Industriebereich für Deutschland zu schaffen. Der Bericht beschreibt die Ergebnisse des Vorhabens, die von der Forschungsgemeinschaft Öko-Institut, Ökopol Institut und Prof. Köser, Universität Magdeburg, erarbeitet wurden.

Soweit möglich, erfolgte eine Darstellung der Einträge von Quecksilber mit den Rohstoffen und Brennstoffen, des spezifischen Freisetzungsverhaltens in den Prozessen sowie der daraus resultierenden Emissionspfade (inkl. Einträge in industrielle Produkte und Nebenprodukte) (Teil 1, Kapitel 2). In Teil 2 des Berichtes werden die im Jahr 2019 in Industrieanlagen bereits angewendeten Techniken zur Minderung von Luft- und Abwasseremissionen sowie Techniken zur Aufkonzentrierung von Quecksilber in hochbelasteten Abfällen beschrieben (Teil 2, Kap. 1). Darauf basierend werden diese Techniken hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit auf andere Anlagen geprüft. Zunächst erfolgt diese Prüfung für die Übertragung innerhalb derselben Branche; anschließend wird die Übertragbarkeit auf andere Branchen geprüft (Teil 2 Kap. 2). Dabei werden auch die Möglichkeiten beschrieben, Quecksilberausträge aus den einzelnen Industriebranchen langfristig der Biosphäre zu entziehen („langzeitsichere Senken“ im Gegensatz zum Quecksilberverbleib in Produkten oder oberirdischen Deponien, aus denen es im Laufe der Zeit ausgewaschen werden kann). Soweit es die Datenlage zulässt, wird für ausgewählte Branchen mit besonders hohen Quecksilberausträgen das Minderungspotential quantifiziert. Weiterhin werden die damit für den jeweiligen Sektor verbundenen Kosten abgeschätzt.

Auf Basis der Untersuchungsergebnisse werden Vorschläge für eine nationale Quecksilberstrategie für Industrieanlagen in Deutschland abgeleitet (Teil 2, Kap. 3). Abschließend werden verbleibende Informationslücken und der daraus resultierende Forschungsbedarf benannt.

# 2 Ermittlung von Eintrags- und Austragspfaden für Quecksilber

## 2.1 Ziel

In Teil 1 der Studie werden quecksilberrelevante Industriesektoren beschrieben. Dabei werden die Branchen mit der Anzahl der Anlagen in Deutschland sowie ihrer Produktionskapazität benannt. Für jeden Sektor werden die typischerweise eingesetzten Verarbeitungs- bzw. Behandlungsprozesse charakterisiert, insbesondere im Hinblick auf Einträge und Austräge von Quecksilber. Der Eintrag über Roh- und Brennstoffe sowie der Verbleib von Quecksilber in Produkten, Nebenprodukten, Abfällen sowie in luft- und wasserseitigen Emissionen wird für jeden Sektor, soweit Daten vorliegen, tabellarisch dargestellt und graphisch zusammengefasst. Die im Jahr 2019 bereits eingesetzten Quecksilberminderungstechniken werden jeweils kurz benannt (eine Vertiefung erfolgt im Teil 2 der Studie).

Im Ergebnis werden in einer Gesamtschau aller betrachteten Branchen die ermittelten Eintrags- und Austragspfade von Quecksilber tabellarisch dargestellt, aufgeteilt auf Einträge sowie auf Austräge in Luft, Wasser, Produkte und Abfälle (siehe Kapitel 2.42, S. 412).

## 2.2 Vorgehensweise

Die zu untersuchenden Industriebranchen wurden beim Projektauftakttreffen mit dem UBA festgelegt. Entscheidungskriterium war die Kenntnis oder Vermutung einer Quecksilberrelevanz im jeweiligen Sektor. Eine Relevanz kann insbesondere in Prozessen vermutet werden, in denen Brennstoffe zum Einsatz kommen oder eingesetzte Rohstoffe und Abfälle erhitzt werden, so dass Quecksilber nicht quantitativ in den Ausgangsstoffen verbleibt.

Als Referenzjahr wurde mit dem Umweltbundesamt das Jahr 2016 vereinbart. Wenn keine Daten für das Jahr 2016 ermittelt werden konnten, wurden hilfsweise Daten aus früheren Jahren herangezogen.

Die untersuchten Branchen sind im Folgenden aufgeführt. Die Reihenfolge entspricht der Reihenfolge in den nachfolgenden Kapiteln. Wenn die Branchen der EU-Industrieemissionsrichtlinie („IED“) unterliegen, sind die Nummern der Branche entsprechend den Nummern in Anhang I der IED-Richtlinie angegeben (IED 2010). Die nicht der IED unterliegenden Branchen sind als „Non-IED“ bezeichnet.

1. Großfeuerungsanlagen Braunkohle (IED 1.1)
2. Großfeuerungsanlagen Steinkohle (IED 1.1)
3. Mittelgroße Feuerungsanlagen - Braunkohle (Non-IED)
4. Mittelgroße Feuerungsanlagen - Steinkohle (Non-IED)
5. Kleine und mittelgroße Feuerungsanlagen - Biomasse (Non-IED)
6. Öl-Raffinerien (IED 1.2)
7. Erdgasförderung und Erdgasverteilung (Non-IED)
8. Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Blei (IED 2.1, 2.5 a)
9. Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Kupfer (IED 2.1, 2.5 a)
10. Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Zink (IED 2.1, 2.5 a)
11. Erzeugung von Koks (IED 1.3)
12. Stahlproduktion - Hochofen (IED 2.1)
13. Stahlproduktion - Oxygenstahlwerke (IED 2.2)
14. Stahlproduktion - Elektrolichtbogenofen (IED 2.2)

15. Eisen-Gießereien (IED 2.4: ab 20 t) und
    Nichteisen-Gießereien (IED 2.5 b: > 4 t Pb/Cd oder > 20 t sonstige)
16. Zementproduktion (IED 3.1 a: Drehrohre > 500 t/d, sonstige > 50 t/d)
17. Kalk- und Dolomitproduktion (IED 3.1: ab 50 t/d)
18. Gipsproduktion (Non-IED)
19. Glasherstellung (IED 3.3: > 20 t/d)
20. Keramikindustrie (IED 3.5)
21. Abfallverbrennung - Hausmüllverbrennungsanlagen (IED 5.2a > 3 t/h)
22. Abfallverbrennung - Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen (IED 5.2a > 3 t/h)
23. Abfallverbrennung - Klärschlammverbrennungsanlagen (IED 5.2a oder b)
24. Abfallverbrennung - Sonderabfallverbrennungsanlagen (IED 5.2b > 10 t/a)
25. Abfallverbrennung - Altholzverbrennungsanlagen (IED 5.2a oder b)
26. Abfallbehandlung - Mechanisch-biologische Behandlungsanlagen (IED 5.3: > 10 t/d Abfall)
27. Abfallbehandlung - Schredder (IED 5.3: > 10 t/d Abfall)
28. Abfallbehandlung - Biogasanlagen (IED 5.3: > 10 t/d Abfall und Non-IED: < 10 t/d Abfall)
29. Abfallbehandlung (IED 5.3: > 10 t/d Abfall) - quecksilberhaltige Abfälle
30. Krematorien (Non-IED)
31. Zellstoff- und Papierproduktion (IED 6.1)
32. Weitere Industriequellen
33. Weitere, nicht-industrielle Quecksilberquellen

Für die Bilanzierung des Referenzjahres erfolgten zum einen Recherchen zu Quecksilbereinträgen:

- Ermittlung von sog. „Aktivitätsraten“ (Produktionsmengen, Abfalldurchsatzmengen, etc.)
- Untersuchung der eingesetzten Mengen an Rohstoffen, Zuschlagstoffen und Brennstoffen
- Die Ermittlung erfolgte anhand von Literaturdaten, eigenen Analysen zu Quecksilbergehalten der Einsatzstoffe und durch die Abfrage von Einsatzstoff-Analysen bei Industrieverbänden, die teilweise für das Projekt eigene Untersuchungen der Einsatzstoffe durchführten.

Zum anderen wurden für die Bilanzierung Informationen zu Quecksilberausträgen recherchiert:

- Erhebung von Emissionserklärungen gemäß (11. BImSchV 2017) aus allen 16 Bundesländern
- Erhebung exemplarischer wasserseitiger Emissionen beim LANUV/NRW und Einzelbehörden
- Erhebung exemplarischer Abfallmengen und Quecksilbergehalte bei Einzelbehörden
- Analyse der Meldungen an das Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister (PRTR 2020)
- Die Ermittlung von Quecksilbergehalten in Abluft, Abfällen, Abwasser und Produkten erfolgte durch Literaturrecherchen, eigene Messungen und durch die Abfrage bei Industrieverbänden, die teilweise für das Projekt eigene Messungen in den Austrägen durchführten.

Im Anschluss erfolgte die Konsolidierung der Informationen durch Textkommentierungen von Industrievertreterinnen und -vertretern, durch die Branchenexpertinnen und -experten des Umweltbundesamtes, durch den Austausch auf einem gemeinsamen Workshop sowie durch ergänzenden Email- und Telefonaustausch mit den genannten Personen sowie mit Behörden und Technikzulieferern.

Bei der Beschreibung der Sektoren wurde folgende einheitliche Struktur gewählt:

a) Allgemeine Anlagenbeschreibung

b) Darstellung des Anlagenbestandes und der Produktionsmenge im Bilanzjahr

c) Ermittlung des Quecksilbereintrages

d) Beschreibung der Abgasreinigungstechniken (Co-Benefit-Techniken und in der Branche eingesetzte spezifische Quecksilberminderungstechniken)

e) Ermittlung des Quecksilberaustrages

f) Gesamtbetrachtung der Ein- und Austräge von Quecksilber sowie Darstellung der Qualität der ermittelten Daten zum Input und zum Output über Produkte, Abluft, Abfälle, Abwasser.

Bei der Beschreibung der Abgasreinigungstechniken werden neben spezifisch auf die Quecksilberminderung ausgelegten Techniken auch sogenannte „Co-Benefit"-Techniken dargestellt. Als Co-Benefit-Techniken werden Minderungstechniken bezeichnet, die primär zur Abscheidung anderer Luftschadstoffe als Quecksilber dienen, insbesondere zur Minderung von Staub, NOX und SOX, die aber als Zusatznutzen auch eine Reduzierung der Quecksilber-emissionen bewirken. Auch im Abwasserbereich kann es z. B. durch Sedimentation von partikelgebundenem Quecksilber zu einem Co-Benefit kommen. Co-Benefit-Techniken zur Quecksilberabscheidung werden in der Literatur umfangreich beschrieben (Amar 2003) (Amar et al. 2010) (BREF LCP 2017) (BREF WI 2019) (Tebert et al. 2016a) (UNECE 2013) (UNEP 2017). Der Begriff „Co-Benefit“ wird auch in der wissenschaftlichen Diskussion über Klimaauswirkungen von Treibhausgasen benutzt. So ist z. B. die Verbesserung der Luftqualität ein Co-Benefit-Effekt bei der Reduzierung von Treibhausgasen durch Umstellung auf regenerative Energiequellen (Smith 2013).

Bei der Berechnung der Quecksilber-Input- und Output-Frachten wurde folgendermaßen vorgegangen:

Die ermittelten Aktivitätsraten zu Produktions- oder Durchsatzmengen sowie die anteiligen Austräge auf Luft, Wasser, Abfälle und Produkte wurden mit typischen Quecksilberkonzen-trationen multipliziert. Da häufig für die Quecksilberkonzentrationen sowohl im Input wie auch im Output in der Literatur unterschiedliche Mittelwerte vorliegen, wurde mit Wertespannen gerechnet. Für die Wertespanne der typischen Quecksilberkonzentrationen erfolgt die Festlegung eines unteren Wertes, der im Folgenden als „Mittel A“ bezeichnet wird, und eines oberen Wertes der Spanne, der „Mittel B“ genannt wird.

Nach der Literaturrecherche und der Ergänzung der Daten durch eigene und von der Industrie durchgeführte Analysen wurden für die Bilanzierung die als valide eingeschätzten Messreihen (d. h. Messungen, die möglichst repräsentativ für die Anlagen in Deutschland sind) für die Festsetzung der „Mittel A“ und „Mittel B“ verwendet. Varianten dabei waren:

- Für Mittel A und Mittel B wurde der niedrigste und der höchste Medianwert verschiedener Messreihen gewählt (1. Priorität), oder

- für Mittel A und Mittel B wurde der niedrigste und der höchste arithmetische Mittelwert verschiedener Messreihen festgelegt (2. Priorität, bei fehlenden Medianwerten), oder
- Mittel A wurde mit dem Median einer Messreihe gleichgesetzt und Mittel B mit dem arithmetischen Mittel derselben Messreihe (3. Priorität, bei Vorliegen weniger Daten).
- Für Mittel A und Mittel B wurde derselbe Wert festgelegt (4. Priorität, bei Vorliegen sehr weniger Daten, für die kein Median und Mittelwert gebildete werden konnte)

Die Berechnung von Quecksilber-Input und -Output anhand der als „Mittel A“ und „Mittel B“ bezeichneten Werte erfolgte der Übersichtlichkeit halber in Tabellen. Die Quellen und Zusatzinformationen zu allen Rechenwerten finden sich in den Fußnoten der jeweiligen Tabellen sowie im zugehörigen Text.

Alle Angaben für Quecksilberkonzentrationen von Materialien beziehen sich auf den Gehalt in der Trockensubstanz (TS), außer wenn explizit in Tabellen oder im Text etwas anderes angegeben ist.

Die Berechnung der Input- und Output-Frachten ist anhand unterschiedlicher Herangehensweisen möglich:

- Ermittlung aller Hg-Einträge und Hg-Austräge. Wenn ausreichend Daten vorlagen, sind die Ergebnisse entsprechend dargestellt, auch wenn Input und Output dabei nicht übereinstimmen.
- Ermittlung wesentlicher Hg-Einträge, aber nur einzelner Hg-Austräge. In diesem Fall sind verbleibende Hg-Austräge z. T. als Differenz zum Input abgeschätzt, wenn dies plausibel erschien.

Wenn nur Quecksilber-Eintragsmengen vorhanden waren, aber nur unvollständige Informationen zu Quecksilber-Austrägen recherchiert werden konnten, wurde geprüft, ob Informationen zu prozentualen Aufteilungen auf die Austragspfade plausibel erscheinen. Da diese „Transferfaktoren“ in der Regel nicht aus Branchenstudien, sondern aus individuellen Anlagenbilanzen stammen, ist ihre Übertragbarkeit auf alle Anlagen einer Branche in der Regel mit großen Unsicherheiten behaftet. Dies liegt daran, dass die Roh-, Zuschlag- und Brennstoffzusammensetzung der Anlagen stark variieren kann, ebenso wie die technischen Gegebenheiten (Temperatur, Verweilzeit, Reaktionsmechanismen), so dass die Quecksilberverteilung auf die Austragspfade bei ähnlichen Anlagen zum Teil stark variieren kann.

Beim luftseitigen Austrag wurden vorrangig Frachten aus Emissionserklärungen (11. BImSchV 2017) und PRTR-Meldungen (PRTR 2020) verwendet, nachrangig Transferfaktoren aus der Literatur. Beim wasserseitigen Austrag liegen nicht in allen Bundesländern frachtbezogene Daten vor, abgesehen von PRTR-Meldungen; Indirekteinleiter messen häufig keine Volumina, so dass keine Frachtbestimmung möglich ist. Bei Abfällen und verwerteten Reststoffen ist die Datenlage hinsichtlich der entsorgten Mengen ebenfalls teilweise für Bilanzierungen unzureichend.

In den Berechnungstabellen für Quecksilber-Ein- und Austräge werden Zahlen in der Regel auf drei genaue Stellen gerundet. Nur in der Summenbildung werden Zahlen vor dem Komma ungerundet angegeben. Dies soll zur besseren Nachvollziehbarkeit der Berechnungen dienen, auch wenn der falsche Eindruck einer hohen Genauigkeit der Berechnungen entsteht. In den

grafischen Zusammenfassungen werden diese genauen Rechenergebnisse der Tabellen dann nur noch mit i. d. R. zwei exakten Stellen angegeben (bei Werten unter 100 erfolgt dies in 5 kg-Schritten). Bei hohen fünfstelligen Zahlen wird das Ergebnis auf drei exakte Stellen angegeben. Zum Beispiel wird aus einer Bandbreite von 1.415 - 22.641 kg eine Bandbreite von 1.400 - 23.600 kg). Im letzten Teil, in Kapitel 2.42 (Seite 412ff) sind die berechneten Input- und Outputfrachten für alle betrachteten Sektoren zusammengefasst dargestellt. Es werden die gerundeten Zahlen aus den Grafiken verwendet.

In jedem Branchenkapitel findet sich nach der grafischen Darstellung der Input- und Output-Mengen des Sektors auch eine Bewertung der Qualität und Repräsentativität der dargestellten Daten. Dies ermöglicht eine schnelle Einschätzung der Datengüte. Die Bewertung der Daten erfolgte für die einzelnen Fraktionen (Input sowie Output Produkt, Abluft, Abwasser, Abfall) nach folgenden Kriterien:

**Input**

| Kriterium | Daten-qualität | Repräsen-tativität | Bewer-tung |
|---|---|---|---|
| Hohe Anzahl Messungen für mehr als 90 % der Input-Materialien; Daten für in Deutschland verwendete Materialien, Mengen-gewichtung der Input-Konzentrationswerte nach Einsatzmenge. | sehr gut | sehr hoch | 1 |
| Daten durch eine mittlere Anzahl an Messungen für mehr als 90 % der Input-Materialien, Daten für in Deutschland verwendete Materialien. | gut | hoch | 2 |
| Es liegen einzelne Messungen für in Deutschland verwendete Materialien vor oder auf Deutschland bezogene Literaturdaten oder Literaturdaten aus dem Ausland, die von der Branche als übertragbar eingeschätzt wurden. | mittel | gering | 3 |
| Es liegen keine Daten oder lediglich Daten aus dem Ausland vor, über deren Übertragbarkeit keine Erkenntnisse vorliegen. | schlecht | keine | 4 |

**Luftemissionen**

| Kriterium | Daten-qualität | Repräsen-tativität | Bewer-tung |
|---|---|---|---|
| Anteil der Anlagen mit kontinuierlicher Messung > 90 % | sehr gut | sehr hoch | 1 |
| Anteil der Anlagen mit kontinuierlicher Messung > 30 % und kleiner 90 % | gut | hoch | 2 |
| Überwiegend diskontinuierliche Messungen, Anteil kontinuierlicher Messungen < 30 % | mittel | gering | 3 |
| Nur vereinzelt diskontinuierliche Messungen | schlecht | keine | 4 |
| Nur Messungen an ausländischen Anlagen oder Emissionsfaktoren aus der Literatur | sehr schlecht | keine | 5 |
| Es liegen überhaupt keine Messungen bzw. Literaturdaten vor | - | - | 6 |

**Abwasseremissionen**

| Kriterium | Daten-qualität | Repräsen-tativität | Bewer-tung |
|---|---|---|---|
| Daten stehen als tägliche 24 h Mischprobe von allen Anlagen zur Verfügung | sehr gut | sehr hoch | 1 |
| Qualifizierte Stichproben stehen aus allen Anlagen zur Verfügung | gut | hoch | 2 |
| Qualifizierte Stichproben stehen aus der überwiegenden Anzahl an Anlagen zur Verfügung | mittel | gering | 3 |
| Qualifizierte Stichproben stehen aus einigen Anlagen zur Verfügung oder als Transferfaktoren | schlecht | gering | 4 |
| Nur Messungen an ausländischen Anlagen oder Literaturdaten aus dem Ausland stehen zur Verfügung | sehr schlecht | keine | 5 |
| Es stehen keine Daten zur Verfügung | - | - | 6 |

**Produkte**

| Kriterium | Daten-qualität | Repräsen-tativität | Bewer-tung |
|---|---|---|---|
| Sehr hohe Anzahl an Analysen, mengengewichtete Daten | sehr gut | sehr hoch | 1 |
| Sehr hohe Anzahl an Analysen, keine gewichteten Daten | gut | hoch | 2 |
| Hohe Anzahl an Analysen, keine gewichteten Daten | mittel | gering | 3 |
| Daten stehen aus wenigen Anlagen zur Verfügung oder als Transferfaktoren | schlecht | gering | 4 |
| Nur Messungen an ausländischen Anlagen oder Literaturdaten aus dem Ausland stehen zur Verfügung | sehr schlecht | keine | 5 |
| Es stehen keine Daten zur Verfügung | - | - | 6 |

**Verwertete Abfälle**

| Kriterium | Daten-qualität | Repräsen-tativität | Bewer-tung |
|---|---|---|---|
| Sehr hohe Anzahl an Analysen, mengengewichtete Daten | sehr gut | sehr hoch | 1 |
| Sehr hohe Anzahl an Analysen, keine gewichteten Daten | gut | hoch | 2 |
| Hohe Anzahl an Analysen, keine gewichteten Daten | mittel | gering | 3 |
| Daten stehen aus wenigen Anlagen zur Verfügung oder als Transferfaktoren | schlecht | gering | 4 |
| Nur Messungen an ausländischen Anlagen oder Literaturdaten aus dem Ausland stehen zur Verfügung | sehr schlecht | keine | 5 |
| Es stehen keine Daten zur Verfügung | - | - | 6 |

## 2.3 Messverfahren zur Bestimmung von Quecksilber in Abgas und Abwasser

### 2.3.1 Abgas

Für die Messung von Quecksilber im Abgas sind vier Methoden von Bedeutung, von denen die ersten drei Methoden in Deutschland und Europa Anwendung finden, die vierte Methode v. a. in Japan.

Es handelt sich um

- das Standardreferenzverfahren für diskontinuierliche Messungen nach DIN EN 13211,
- das Verfahren zur kontinuierlichen Messung nach DIN EN 14884,
- das Verfahren zur Messung mit Sorptionsfalle (Sorbent Trap Verfahren) nach der Europäischen Vornorm CEN/TS 17286,
- die Goldfallenmethode nach dem ISO-Normentwurf ISO/DIS 21741.

#### 2.3.1.1 DIN EN 13211:2001 (Europäische Norm, „Standardreferenzverfahren“):

Bei dem Verfahren handelt es sich um eine diskontinuierliche Messung zur Bestimmung der Gesamtquecksilberkonzentration mit meist isokinetischer Teilstromentnahme aus dem Abgas an geeigneten Messstellen gemäß DIN EN 15259. Die Messdauer beträgt meistens dreimal 30 Minuten, zur Erzielung geringerer Messunsicherheiten auch länger. Die Ergebnisausgabe erfolgt erst nach der Laboranalyse. Die Probenahme wird i. d. R. über beheizte Leitungen vorgenommen. Partikelgebundenes Quecksilber wird auf einem Filter abgeschieden, für den eine Feststoffanalyse erfolgt. Das filtergängige Quecksilber wird in zwei hintereinander geschalteten Frittenwaschflaschen mit 2 %-iger Kaliumpermanganatlösung, deren Quecksilberkonzentration meist photometrisch durch Atomadsorption erfolgt, absorbiert. Das Verfahren wurde im Jahr 2001 in Abfallverbrennungsanlagen für den Messbereich 1 – 500 µg/Nm³ validiert. Damals wurde eine Nachweisgrenze von 2,6 µg/Nm³ dokumentiert, was für die seinerzeit geltenden Grenzwerte von 30 und 50 µg/Nm³ ausreichend genau war. Heute können von erfahrenen Messinstituten mit der Methode auch niedrigere Nachweisgrenzen erreicht werden. Zum Beispiel lag bei einer Abgaskonzentrationen < 10 µg/Nm³ die Nachweisgrenze bei 0,34 µg/Nm³, die Bestimmungsgrenze bei 1,1 µg/Nm³ und die Messunsicherheit bei 1,1 µg/Nm³ (Zunzer 2019). Eine Re-Validierung der Methode zur Dokumentation der erreichbaren Messunsicherheit sowie zur Validierung der Anwendung in Zementwerken und Kohlekraftwerken war von der Europäischen Normungsgruppe im Jahr 2020 so bald wie möglich geplant. (CEN TC 264 WG 8 2020) vgl. (Noll 2019)

#### 2.3.1.2 DIN EN 14884:2006 (Europäische Norm, „Automatische Messeinrichtungen“):

Bei dem Verfahren handelt es sich um eine kontinuierliche Messung zur Bestimmung der Gesamtquecksilberkonzentration mit meist isokinetischer Teilstromentnahme aus dem Abgas an geeigneten Messstellen gemäß DIN EN 15259. Die Ergebnisausgabe erfolgt i. d. R. in Form von Halbstundenmittelwerten, Tagesmittelwerten und Jahresmittelwerten. Die Probenahme wird i. d. R. über beheizte Leitungen vorgenommen. Im Messgerät wird in einer Reduktionseinheit oxidiertes Quecksilber zu elementarem Quecksilber umgewandelt. Dies erfolgt nach einer Verdünnung nasschemisch, durch einen Katalysator oder in einer Hochtemperaturzelle. Anschließend wird elementares Quecksilber meist photometrisch durch Atomadsorption bestimmt, zum Teil wird Kaltdampf-Fluoreszenz verwendet.

Die Messung erfolgt gemäß DIN EN 15267 mit Geräten, für die eine dreistufige Qualitätssicherung (QAL) erforderlich ist. Zunächst ist für das Gerät eine Eignungsprüfung notwendig (QAL 1). Jährlich schließt sich eine Funktionsprüfung (AST) des Gerätes an, bei der mit dem Standardreferenzverfahren fünf Vergleichsmessungen durchgeführt werden. Je nach Gerät ist nach 3 bis 5 Jahren eine Kalibrierung erforderlich, bei der 15 Vergleichsmessungen notwendig sind (QAL 2). Zusätzlich muss der Betreiber der Anlage selbst innerhalb des Wartungsintervalls (i. d. R. drei Monate) sicherstellen, dass eine Abweichung des Gerätes vom Null- und Referenzpunkt (Drift) festgestellt und korrigiert wird (QAL 3). Drift-Kontrolle und -Korrektur erfolgen in einigen Geräten automatisch mittels eines Hg0-Prüfgasgenerators. Die Messmethode ist validiert. (CEN TC 264 WG 8 2020), vgl. (Noll 2019) Mit der Kaltdampf-Fluoreszenz-Bestimmung kann gemäß TÜV-Eignungsprüfzertifikat (Stand: März 2020) bei einem Grenzwert von 2 µg/Nm³ eine Nachweisgrenze von 0,02 µg/Nm³ und eine Bestimmungsgrenze von 0,06 µg/Nm³ erreicht werden (Kaltmeier 2020).

#### 2.3.1.3 CEN/TS 17286:2019 (Europäische Vornorm, „Messung mit Sorptionsfalle“, „Sorbent Trap“)

Bei dem Verfahren handelt es sich um ein automatisches Messverfahren zur quasi-kontinuierlichen Bestimmung der filtergängigen Quecksilberkonzentration mittels Teilstromentnahme mit nicht isokinetischer Entnahme aus dem Abgas an geeigneten Messstellen gemäß DIN EN 15259. Die Ergebnisausgabe erfolgt erst nach Laboranalyse. Die Probenahme wird i. d. R. über beheizte Leitungen durchgeführt. Die Messdauer ist variabel und beträgt zwischen 30 Minuten und vier Wochen. Das filtergängige Quecksilber wird in zwei parallelen Glasröhrchen mit jeweils zwei bis drei Sektionen, die Quecksilber adsorbieren können, abgeschieden. Die Sektoren dienen zur Bestimmung des Gehaltes im Abgas, zur Durchbruchskontrolle im Röhrchen und zur Bestimmung der Wiederfindungsrate vorher aufgegebener Quecksilbermengen („Spike“-Test). Für die Sorbentien erfolgt jeweils eine Feststoffanalyse (Doppelbestimmung). Gegenüber anderen Verfahren besteht der Vorteil, dass keine Verluste von Quecksilber in ggf. nicht optimal beheizten Leitungen entstehen, da die Sorptionseinheiten direkt im Abgasstrom angebracht sind. Zudem erfolgt vor der Quecksilberbestimmung im Vergleich zu anderen Verfahren keine Verdünnung (in Waschflaschen oder durch Verdünnungsluft), sondern die vollständige Probe wird analysiert (in der Regel photometrisch durch Atomadsorption). Da mit dem Verfahren nur filtergängiges Quecksilber bestimmt werden kann, muss der zusätzliche Anteil an partikel-gebundenem Quecksilber (i. d. R. einmal) ergänzend bestimmt werden, wenn - insbesondere bei Staubgehalten > 10 mg/Nm³ - relevante partikelgebundene Quecksilbermengen vermutet werden.

In den USA ist das Sorbent Trap-Verfahren als Alternative zur automatischen Messung zugelassen, um den Grenzwert von 1,5 µg/Nm³ in Steinkohlekraftwerken zu überwachen. Dafür sind für die Sorbent Traps Validierungsmessungen an der Anlage erforderlich, an der das Gerät messen wird (US MATS 2012).

Eine Validierung der CEN/TS 17286 und die Dokumentation der Nachweis- und Bestimmungsgrenze waren von der Europäischen Normungsgruppe im Jahr 2020 so bald wie möglich geplant. Die Festlegung der Methode als Standardreferenzverfahren für den Bereich niedriger Emissionskonzentrationen ist im Gespräch. Die Aufnahme ähnlicher Qualitätsanforderungen für Sorbent Traps wie für sonstige automatische Messeinrichtungen sind in der DIN EN 15267 geplant (Stand: Mai 2020). (CEN TC 264 WG 8 2020) vgl. (Zunzer 2019)

#### 2.3.1.4 ISO/DIS 21741:2019 (E) (ISO-Normentwurf, „Goldfallen-Methode“)

Bei dem Verfahren handelt es sich um eine diskontinuierliche Messung zur Bestimmung der Gesamtquecksilberkonzentration mit meist isokinetischer Teilstromentnahme aus dem Abgas an geeigneten Messstellen. Die Messdauer beträgt meistens 30 - 60 Minuten. Die Ergebnisausgabe erfolgt erst nach der Laboranalyse. Die Probenahme wird i. d. R. über beheizte Leitungen vorgenommen. Partikelgebundenes Quecksilber wird auf einem Filter abgeschieden, für den eine Feststoffanalyse erfolgt. Das filtergängige Quecksilber wird nacheinander in zwei mit Zinn (II)-chloridlösung gefüllten Frittenwaschflaschen (oder thermisch-katalytisch) reduziert. Anschließend erfolgt eine Reinigung von sauren Gasbestandteilen in einer weiteren Waschflasche sowie die Trocknung in einer leeren Waschflasche. Die Quecksilberadsorption erfolgt an zwei hintereinander geschalteten Goldfallen. Nach der Desorption findet die Bestimmung der Quecksilberkonzentration meist photometrisch durch Atomadsorption oder durch Atomfluoreszenzspektroskopie statt. Die Methode befand sich Ende 2019 in der Abstimmungsphase im Technischen Kommittee ISO/TC264/SC1. Validierungsmessungen an fünf Abfall- bzw. Klärschlammverbrennungsanlagen ergaben als Nachweisgrenze 0,01 µg/Nm³. (CEN TC 264 WG 8 2020) basierend auf (Corns 2019)

### 2.3.2 Abwasser

In Anlage 1 der AbwV sind als Verfahren für die Bestimmung von Quecksilber in der Originalprobe 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).

Das Verfahren nach DIN EN ISO 17852 wendet die Atomfluoreszenzspektometrie an, das Verfahren nach DIN EN ISO 12846 die Atomadsorptionsspektrometrie (AAS). Die DIN EN ISO 12846 beschreibt auch Anreicherungsverfahren zur Verfeinerung der Methodik.

In der DIN EN ISO 12846 (E12) wird angegeben, dass der Arbeitsbereich des Verfahrens üblicherweise bei 0,05 µg/l beginnt. Die durch die Teilnehmer eines Validierungsversuches ermittelte Bestimmungsgrenze lag bei 0,024 µg/l (DIN EN ISO 12846 2012).

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.

Durch die Anwendung dieser beiden Verfahren bei Messungen von Abwasser aus industriellen Quellen ist sichergestellt, dass auch niedrige Hg-Konzentrationen im Bereich von 0,1 µg/l sicher messtechnisch erfasst werden können.

## 2.4 Eigene Untersuchungen von Quecksilber in Input- und Outputmaterialien sowie in der Abluft ausgewählter Anlagen

### 2.4.1 Feststoffmessungen

Für eine Vielzahl der in Industrie und Gewerbe gehandhabten Stoffe stehen in der Literatur lediglich Hg-Gehaltsangaben mit einer Bestimmungsgrenze um die 0,1 mg/kg TS zur Verfügung. Derartige Gehaltsangaben sind im Hinblick auf prozesstechnologische Anforderungen meist völlig ausreichend. Für die Ermittlung der potenziellen Emissions-Konzentrationen in Prozessabgasen, die bei der thermischen Behandlung dieser Stoffe auftreten können, erweisen sich jedoch um eine Zehnerpotenz geringere Gehalte bereits als relevant. So führt ein Hg-Gehalt im Bereich einer Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/kg TS und einem entstehenden Abgasvolumen von 2 $Nm^3$/kg potenziell bereits zu Hg-Gehalten von 50 µg/$Nm^3$ im Abgas. Die derzeit

geforderten bzw. diskutierten Emissionsgrenzkonzentrationen liegen jedoch im 10 µg/Nm$^3$ Bereich.

Folglich war es im Rahmen des Vorhabens für einzelne Industriebranchen notwendig, durch eigene Analysen erste belastbare Daten zu den tatsächlichen Hg-Gehalten der eingesetzten Rohstoffe und der resultierenden Endprodukte zu ermitteln. Im Falle der Zemente lagen bereits Daten mit hinreichender Genauigkeit vor. Hier dienten die eigenen Untersuchungen einer Plausibilitätsüberprüfung der Literaturangaben. In anderen Fällen wurden eigene Untersuchungen an Materialien durchgeführt, für die in der Literatur ungewöhnlich hohe, jedoch wenig plausible Hg-Gehalte genannt werden, wie z. B. für Hüttensande.

Die untersuchten Proben lassen sich den in Tabelle 1 aufgeführten zehn Stoffgruppen zuordnen, für die eine größeren Anzahl untersucht wurden, sowie einer Gruppe in der Stoffe aus unterschiedlichen Branchen zusammengefasst worden sind, für die lediglich einzelne Proben analysiert wurden. Die Einzelergebnisse sind in den jeweiligen sektorbezogenen Kapiteln im Anhang enthalten. Messergebnisse, die sich keinem sektorspezifischen Kapitel zuordnen lassen, sind in Kap. A.18 im Anhang enthalten. Es sind Rohstoffe sowie Neben- wie auch Endprodukte aus Industrie und Gewerbe untersucht worden, d.h. Proben aus der anthropogenen industriellen Umwelt.

So ist eine größere Zahl von Proben aus der Ziegel-/Keramik-, Glas- und Gipsindustrie beschafft und analysiert worden, gleiches gilt für den Zement-, Gießerei- und Kalksteinbereich. Die Sektoren Steinkohleverkokung, mineralische Düngemittel und Hüttensande sind jeweils mit weniger als zehn Einzelmustern vertreten. Für die Nebenprodukte aus Kokereien sollte überprüft werden, inwieweit die Hg-Gehalte der in Deutschland anfallenden Produkte größenordnungsmäßig mit denen der Literatur aus ausländischen Quellen übereinstimmen. Mineralische Düngemittel werden dem Boden und damit der Umwelt direkt zugeführt. Den wenigen in dieser Gruppe durchgeführten Analysen kommt eine Indikatorfunktion für zukünftige Untersuchungsprogramme zu. Vergleichbares gilt für die Gruppe der Sande/Kiese und Hüttensande.

Die Gruppe 11 umfasst Muster aus sehr unterschiedlichen Bereichen, die jeweils in einer geringen Anzahl untersucht worden sind. Hier sind überwiegend Stoffströme zu finden, die in geringeren Mengen in Deutschland eingesetzt werden. Die geringe Probenzahl war teilweise auch auf die langwierige Probenbeschaffung zurückzuführen. Zudem hat das finanzielle Budget ebenfalls Grenzen gesetzt.

**Tabelle 8: Übersicht der untersuchten industriellen Proben**

| Stoffgruppe | Anzahl Proben | Median * [mg/kg TS] | Mittelwert* [mg/kg TS] | Min. * [mg/kg TS] | Max. [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|---|
| Zementstoffe gesamt | 18 | 0,011 | 0,018 | 0,003 | 0,112 |
| davon Zementstoffe Kat. CEM I | 10 | 0,003 | 0,010 | 0,003 | 0,026 |
| davon Zementstoffe Kat. CEM II | 8 | 0,014 | 0,029 | 0,003 | 0,112 |
| Naturgipse | 6 | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,003 |
| Gebrauchsgipse | 32 | 0,118 | 0,154 | 0,011 | 0,391 |
| Ziegel/Keramikstoffe | 53 | 0,037 | 0,064 | 0,003 | 0,637 |
| Kalksteinstoffe | 15 | 0,014 | 0,026 | 0,003 | 0,110 |

| Stoffgruppe | Anzahl Proben | Median * [mg/kg TS] | Mittelwert* [mg/kg TS] | Min. * [mg/kg TS] | Max. [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|---|
| Glasstoffe | 35 | 0,003 | 2,934 | 0,003 | 78,520 |
| Gießereistoffe | 13 | 0,022 | 0,039 | 0,003 | 0,230 |
| Stoffe der Steinkohleverkokung | 6 | 0,526 | 0,854 | 0,003 | 2,243 |
| Mineralische Düngerstoffe | 5 | 0,012 | 0,017 | 0,003 | 0,039 |
| Hüttensande | 4 | 0,003 | 0,008 | 0,003 | 0,024 |
| Andere Stoffe | 14 | 0,013 | 0,051 | 0,003 | 0,470 |

Anmerkung: Einzelergebnisse der Messungen siehe Kapitel A.18 im Anhang

* Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,006 mg/kg) sind mit der halben Bestimmungsgrenze in die Auswertung eingegangen.

#### 2.4.1.1 Hg-Analytik: Methodisches

Zu Beginn der Untersuchungen wurde ein für die Schwermetallanalytik klassischer nasschemischer Probendruckaufschluss mit anschließender ICP-OES Kaltdampf Detektion zur Hg-Bestimmung eingesetzt. Die Probenzerkleinerung erfolgte dabei mittels Mörsermühle, die Bestimmung des Wassergehaltes nach DIN 38414T2. Die Bestimmungsgrenze dieses Verfahrens von 0,020 mg/kg erwies sich jedoch als unzureichend.

Deshalb wurden die Hg-Gehalte der zuvor untersuchten Proben, welche im Bereich der Bestimmungsgrenze dieser nasschemischen Methodik lagen sowie alle weiteren Proben mit Hilfe eines direkten Verfahren mit thermokatalytischer Probenzersetzung, Probenanreicherung durch Amalgamierung sowie anschließender AAS Detektion mit Zeeman Untergrundkorrektur nach ASTM D6722-11 ermittelt. Die Bestimmungsgrenze betrug in diesem Fall ca. 0,006 mg/kg. Die Vergleichbarkeit von Ergebnissen zwischen verschiedenen Laboren nach dieser Methode ist bei Gehalten von 0,1 mg/kg mit bis 20 % und bei Gehalten von 0,01 mg/kg mit bis 80 % zu beziffern. Die Probenaufbereitung grob-fein wurde entsprechend DIN 51701 und die Bestimmung des Wassergehaltes nach DIN 51718 durchgeführt. Es sind jeweils Doppelbestimmungen vorgenommen worden. Für die Qualitätssicherung ist der NIST-Standard SRM 2683c mit einem zertifizierten Hg-Gehalt von 0,090 ± 0,0036 mg/kg herangezogen worden.

#### 2.4.1.2 Probenbereitstellung

Bei den untersuchten Mustern handelt es sich überwiegend um Stichproben. Sie entstammen verschiedensten Materialströmen, die in Deutschland in Industrie oder Gewerbe verarbeitet oder produziert werden. In einigen Fällen sind zudem Materialien herangezogen worden, die importiert und hier weiterverarbeitet werden.

Eine große Anzahl der Proben aus den Gruppen Ziegel/Keramik und Glas wurden von Betrieben der entsprechenden Branchen, unter Vermittlung durch die Umweltbeauftragten der jeweiligen Industrieverbände, bereitgestellt. Die Proben der Gruppe Zement und Gips entstammen dem Baustoffhandel. Die Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe (BGR, Hannover) stellte einen Großteil der Muster der Gruppen Kalkstein und Gießerei zur Verfügung, zudem ergänzende Muster für den Bereich Ziegel/Keramik. Die Muster der Düngerstoffe entstammen dem Düngehandel. Weitergehende Angaben zur Probenherkunft können bei Bedarf von den Autoren der vorliegenden Studie abgerufen werden.

#### 2.4.1.3 Ergebnisse

Insgesamt sind im Rahmen des Projektes 195 Umweltproben beschafft und auf ihren Hg-Gesamtgehalt hin untersucht worden. Die Einzelergebnisse finden sich im Anhang in den jeweiligen Sektorkapiteln. Die Analysenergebnisse von Proben, die keinem Sektor zugeordnet werden konnten, sind in Kap. A.18 enthalten.

In den jeweiligen Sektorkapiteln im Anhang sind die Proben mit ihren jeweiligen Hg-Gehalten in zehn Stoffgruppen angeordnet worden. Für jede Stoffgruppe werden Median, Mittelwert, Maximum und Minium der ermittelten Hg-Gehalte angegeben.

Im Falle der Zementindustrie sind gebrauchsfähige Endprodukte, wie sie im Handel zugänglich sind, untersucht worden, jedoch keine Einsatzrohstoffe (siehe Tabelle 285und Tabelle 286) . Die untersuchten Zemente sind ihrer CEM Klassifizierung nach angeordnet. Für die überwiegende Zahl der untersuchten CEM I Zemente wurde ein Hg-Gehalt unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS ermittelt. Die CEM II Zemente weisen einen um ca. 0,01 mg/kg TS höheren Gehalt auf. Der angetroffene Höchstwert unter allen untersuchten Zementmustern beträgt 0,112 mg/kg TS. Ein derartig hoher Hg-Gehalt deutet darauf hin, dass nach der thermischen Hochtemperaturbehandlung der Rohstoffe im Zementofen, die zu einer weitgehenden Freisetzung des eingetragenen Hg führt, durch nachträglich hinzugeführte Zusatzstoffe dem Roh-Zementklinker erhebliche Hg-Mengen zugefügt worden sind. Mit einem Median Wert von 0,011 mg/kg TS sind die im Handel erhältlichen Zemente ein im Regelfall vergleichsweise Hg-armer Stoffstrom im Baubereich unserer Technosphäre.

Auch im Falle der Gipsindustrie sind ausschließlich gebrauchsfähige Endprodukte aus dem Handel untersucht worden. Diese Produkte resultieren aus einer Niedertemperaturbehandlung der Einsatzrohstoffe, in der ein Teil des mit den Rohstoffen eingetragenen Hg freigesetzt worden ist. Die Hg-Gehalte der untersuchten Naturgipsprodukte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die aus REA-Gipsen erzeugten Gipsprodukte weisen dagegen Hg-Gehalte von über 0,1 mg/kg TS auf. Der höchste im Rahmen der Untersuchung vorgefundene Gehalt beträgt 0,391 mg/kg. Im Falle, der in Tabelle 8 aufgeführten Ergebnisse für Gipskartonmuster ist jeweils der Gipsanteil untersucht worden. Bei den Gebrauchsprodukten, die aus REA-Gipsen hergestellt werden, handelt es sich offensichtlich um relativ Hg-reiche Stoffe (siehe auch Kap. 2.21.6).

Bei den im Bereich der Keramik- und Ziegelindustrie untersuchten Mustern handelt es sich überwiegend um Einsatzrohstoffe vor der Hochtemperaturbehandlung. Für die eingesetzten Tone wurde ein Median Gehalt von 0,037 mg/kg TS ermittelt. Einzelne Tonlagerstätten können jedoch Werte um 0,6 mg/kg TS aufweisen. Folglich sollten in diesem Industriebereich die Hg-Gehalte der eingesetzten Rohstoffe regelmäßig überwacht werden. Für zwei gebrannte Tonscherben (Proben Nr. 195 und 196) wurden erwartungsgemäß Hg-Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze ermittelt, d.h. das Hg der eingesetzten Rohstoffe wird bei den in diesem Industriebereich notwendigen hohen Prozesstemperaturen weitgehend verflüchtigt, d.h. die Verkaufsendprodukte sind im Regelfall weitgehend Hg-frei. Der in diesem Industriebereich häufiger zur HF-Abscheidung eingesetzte Kalk-Festbettadsorber bewirkt keine nennenswerte Co-Abscheidung von Hg, wie die Untersuchung des hier ausgeschleusten Kalks (0,044 mg/kg TS) zumindest in einem Muster belegt.

Im Falle der Kalkindustrie sind ebenfalls Einsatzrohstoffe untersucht worden. Kalkstein ist ein zudem in verschiedenen Industriebereichen eingesetzter Roh- und Hilfsstoff. Der Hg-Median-Gehalt der untersuchten 15 Kalksteinproben liegt bei 0,014 mg/kg TS. Der Hg-Gehalt ist also im Regelfall als niedrig einzuordnen. Es wurden jedoch auch Gehalte bis 0,11 mg/kg TS vorgefunden.

Die untersuchten Einsatzrohstoffe aus der Glasindustrie wiesen geringe Hg-Gehalte im Bereich der Nachweisgrenze auf. Im Altglas aus dem Recycling der Leuchtstofflampen wurden jedoch Hg-Gehalte von bis zu 16 mg/kg TS nachgewiesen. Beim Einsatz dieser Glaschargen werden also höhere Emissionen auftreten, wenn die Abgase nicht speziell gereinigt werden. Als Hilfsstoffe genutzte mangan-, eisen- und selenhaltige Zusatzstoffe können ebenfalls höhere Hg-Konzentrationen aufweisen, höchster Messwert: 78,5 mg/kg TS. Hier sollte auf Hg-arme Qualitäten umgestellt werden.

In der Literatur zu Altsanden aus Gießereien werden vereinzelt höhere Hg-Gehalte aufgeführt. In den untersuchten mineralischen Einsatzrohstoffen zur Herstellung der Gießereisande wurden jedoch im Regelfall keine erhöhten Gehalte vorgefunden. Lediglich in einem Bentonit Muster wurde ein Gehalt von 0,230 mg/kg TS ermittelt. Es werden jedoch den Gießereisanden in einigen Fällen aus prozesstechnischen Gründen einige Prozente gemahlener Gaskohlen zugesetzt, die der Literatur zufolge höhere Hg-Gehalte aufweisen können. Die Hersteller und Nutzer von Gießereisanden sollten folglich die Hg-Gehalte ihrer Rohstoffe überprüfen, um Hg-Emissionen beim Gießprozess zu vermeiden und Hg-arme Reststoffe abgeben zu können.

Die wenigen untersuchten Proben aus Kokereien veranschaulichen, dass das mit den Kokskohlen in den Prozess eingetragene Quecksilber sich erheblich in den Nebenprodukten Teer und Schwefel anreichert.

Einige wenige kommerziell erhältliche mineralische Düngemittel sind ebenfalls auf Hg hin analysiert worden. Es wurde ein Median von 0,012 mg/kg TS bei einem maximalen Gehalt von 0,039 mg/kg TS vorgefunden. Die Düngemittel Verordnung (DüMV 2012) sieht eine Kennzeichnungspflicht für Hg ab 0,5 mg/kg TS und einen Grenzwert von 1 mg/kg TS vor. Die vorgefundenen Gehalte liegen deutlich niedriger.

Die Beschaffung von Hüttensanden, die in der Eisen- und Stahlindustrie als Nebenprodukte anfallen, erwies sich als schwierig. Die untersuchten 4 Muster zeigten Gehalte im Bereich der Nachweisgrenze.

Sand und Kies werden in größeren Mengen als Roh- und Hilfsstoff in verschiedenen Hochtemperatur-Prozessen eingesetzt. In den untersuchten sieben Mustern aus diesem Stoffbereich wurden Hg-Gehalte im Bereich oder unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS vorgefunden.

Die Proben in der Sammelstoffgruppe „Andere Stoffe“ wiesen im allgemeinen geringe Hg-Gehalte auf. Mit 0,470 mg/kg ragt einzig ein Barytkonzentrat aus deutscher Produktion heraus.

#### 2.4.1.4 Resümee

Die Untersuchungen legen nahe, dass die Mehrzahl der im industriellen Bereich gehandhabten Stoffe Hg-Gehalte von deutlich unter 0,1 mg/kg TS aufweist. Für die Hg-Analytik in diesen Materialien sind Methoden mit Bestimmungsgrenzen von unter 0,01 mg/kg TS einzusetzen. Anderenfalls können beim Einsatz in thermischen Prozessen keine belastbaren Aussagen über resultierende gasförmige Hg-Emissionen getroffen werden, insbesondere nicht im Konzentrationsbereich unter 10 µg pro $Nm^3$ Abgas.

Die bisher vorliegenden Daten zu den Hg-Spurengehalten in inländischen industriellen Einsatzstoffen und Produkten sind häufig nicht ausreichend genau und zudem unvollständig. Die im Rahmen des Vorhabens erhobenen Daten stellen einen Schritt in die Richtung eines notwendigen Monitorings dar. Daten über Hg-Gehalte in industriellen Stoffströmen sollten zukünftig systematisch und flächendeckend erhoben und aktualisiert werden. Auf dieser

Grundlage ließen sich dann die verschiedenen Hg-Kreisläufe in unserer anthropogenen Welt und ihre Auswirkung auf die Umwelt zuverlässiger quantifizieren.

Die durchgeführten Untersuchungen haben auch gezeigt, dass in Deutschland vereinzelt Stoffe technisch genutzt werden, die deutlich über 0,1 mg/kg TS Hg beinhalten. Hier sind beispielsweise einzelne Gipse, Tone, Altgläser aus dem Lampenrecycling, mangan-, eisen- und selenhaltige Materialien, 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 können.

Im Rahmen des Projektes wurden Messungen im Abgas von insgesamt 6 Anlagen dreier unterschiedlicher Typen vorgenommen. Eingesetzt wurde eine mobile Messapparatur zur Langzeit-Bestimmung von Quecksilber in Abgasströmen, die nach dem Sorbent Trap Verfahren arbeitet.

Untersucht worden sind die Abluftströme folgender Anlagen:

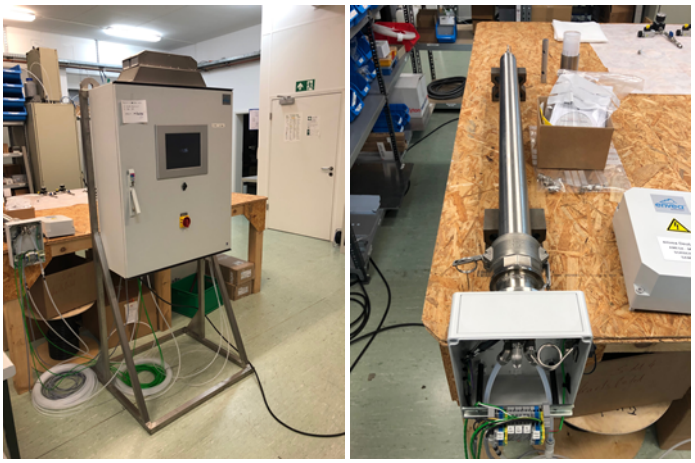
- Zwei Braunkohlenstaubfeuerungsanlagen < 20 MW
- zwei Biomassefeuerungsanlagen < 20 MW (1 x Holzpellets; 1 x naturbelassene Holzhackschnitzel)
- zwei Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Hausmüll (MBA).

### 2.4.2 Abgasmessungen

#### 2.4.2.1 Verwendete Messeinrichtung

Bei den Messungen wurde ein mobiler Messschrank Amesa M der Firma Envea eingesetzt. Die Technik arbeitet mit dem Sorbent Trap-Verfahren. Die Abgasgeschwindigkeit wird mit Hilfe eines Pitot-Rohres ermittelt. Eine zum auftretenden Abgasvolumenstrom aliquote Abluftmenge wird parallel auf zwei Wegen über eine beheizte Messleitung zum Messschrank geleitet und in zwei Quecksilberröhrchen adsorbiert. Der im Messchrank eingebaute Computer zeichnet Messdaten auf, die über eine USB-Schnittstelle abgerufen werden können. Die vorab mit geringen Quecksilbermengen dotierten Messröhrchen werden parallel analysiert und erlauben so den Abgleich von zwei parallel ermittelten Messwerten.

**Abbildung 8: Messschrank Amesa M der Envea Deutschland und Messlanze (rechts)**



Quelle: Öko-Institut

Zur Ermittlung der Zustandsgleichungen für das Abgas ist es erforderlich, die Rahmendaten des Abgaskanals sowie die Zustandsbedingungen zu erfassen, so dass eine Quantifizierung der Abgasbestandteile möglich wird.

#### 2.4.2.2 Ergebnisse der durchgeführten Messungen

Zielsetzung des Messprogrammes war es, jede Anlage über einen Zeitraum von insgesamt 14 Tagen zu beproben und dabei jeweils zwei Messungen zu realisieren. Aufgrund von Ausfällen sowohl der zu messenden Anlagen als auch der Messeinrichtung selbst wurde die Zielsetzung nicht in allen Fällen realisiert.

Die nachfolgende Übersicht stellt die wesentlichen Parameter sowie die auf den Anlagen erreichten Messergebnisse zusammen.

**Anlagen zur Braunkohlestaubfeuerung < 20 MW**

Im Rahmen des Messprogramms sind zwei Anlagen untersucht worden. Auf beiden Anlagen wurde jeweils eine Langzeitmessfahrt realisiert. Die nachfolgende Tabelle fasst die Ergebnisse zusammen.

**Tabelle 9: Messdaten der Braunkohlestaubfeuerungsanlagen**

| Parameter | | Anlage A | Anlage B |
|---|---|---|---|
| Sauerstoffgehalt [Vol%] | Vol.-% | 5,0 | 4,3 |
| $CO_2$-Gehalt [Vol%] | Vol.-% | 15,2 | 15,6 |
| Absolute Feuchte [g/Nm³] | g/Nm³ | 99,7 | 77 |
| Abgastemperatur [°C] | °C | 119 | 135 |
| Start | | 28.02.2019 19:14 | 14.05.2019 07:53 |
| Ende | | 14.03.2019 10:19 | 22.05.2019 10:17 |
| Messdauer effektiv [h] | h | 185,7 | 194,1 |
| Mittlerer Volumenstrom [Nm³/h] | Nm³/h | 20.249 | 30.779 |
| Mittelwert Quecksilber [µg/Nm³] | µg/Nm³ | 2,92 | 5,73 |

**Biomassefeuerungsanlagen < 20 MW**

Das Abgas der untersuchten Biomassefeuerungen wurde jeweils über einen Zeitraum von zwei Wochen beprobt. Während in der Anlage A industriell erzeugte Pellets eingesetzt werden, handelt es sich bei Anlage B um naturbelassene Restholzhackschnitzel. Auf der Anlage A hat nach einer Woche ein Wechsel der Adsorptionsröhrchen stattgefunden. Die nachfolgende Tabelle fasst die Ergebnisse zusammen.

**Tabelle 10: Messdaten der Biomassefeuerungsanlagen**

| Parameter | Einheit | Anlage A | Anlage B |
|---|---|---|---|
| Sauerstoffgehalt | Vol.-% | 7,95 | 6,2 |
| $CO_2$-Gehalt | Vol.-% | 12,6 | 14,0 |
| Absolute Feuchte | g/Nm³ | 101,6 | 382 |
| Abgastemperatur | °C | 135 | 175,5 |

| Parameter | Einheit | Anlage A | Anlage B |
|---|---|---|---|
| Start Messung 1 | | 14.02.2019 12:16 | 04.04.2019 14:10 |
| Ende Messung 1 | | 21.2.2019 10:00 | 18.04.2019 08:57 |
| Start Messung 2 | | 21.2.2019 16:36 | |
| Ende Messung 2 | | 27.2.2019 10:48 | |
| Messdauer effektiv* | h | 164,9<br>139,0 | 330,8 |
| Mittlerer Volumenstrom* | Nm³/h | 14.794<br>17.228 | 30.775 |
| Mittelwert Quecksilber* | µg/Nm³ | 0,31<br>0,31 | 1,61 |

*erste Zeile: Messung 1; zweite Zeile: Messung 2

**Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen**

Bei den mechanisch-biologischen Anlagen handelt es sich bei den gemessenen Abgasströmen um Luft aus der Absaugung von Behandlungshallen sowie um die Abluft aus Biofiltern, die einer regenerativ-thermischen Oxidation (RTO) unterzogen wird, um die in der Abluft enthaltenen Kohlenwasserstoffe zu Kohlendioxid und Wasser umzusetzen. Die Hintergrundkonzentration von Quecksilber in den behandelten Abfällen ist dabei möglicherweise weniger von Bedeutung als der Eintrag singulärer Quecksilberquellen in den Hausmüll. Dabei kann es sich zum Beispiel um Quecksilber enthaltende Fieberthermometer oder auch elektrische Schalter handeln. Beim mechanischen Aufschluss der Abfälle können durchaus Temperaturen entstehen, die Quecksilber in die Gasphase überführen können. Der Input beider Anlagen beinhaltet sowohl Hausmüll als auch Gewerbeabfälle und ist daher im ersten Ansatz vergleichbar. Auf der Anlage A hat nach einer Woche ein Wechsel der Adsorptionsröhrchen stattgefunden. Die nachfolgende Tabelle fasst die Ergebnisse zusammen.

**Tabelle 11: Messdaten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen**

| Parameter | Einheit | Anlage A | Anlage B |
|---|---|---|---|
| Sauerstoffgehalt | Vol.-% | 20,5 | 19,5 |
| $CO_2$-Gehalt | Vol.-% | 0,36 | 1,3 |
| Absolute Feuchte | g/Nm³ | 141 | 41 |
| Abgastemperatur [°C] | | 71 | 59 |
| Start Messung 1 | | 7.1.2019 14:01 | 18.4.2019 16:07 |
| Ende Messung 1 | | 14.01.2019 11:08 | 07.05.2019 10:29 |
| Start Messung 2 | | 15.1.2019 13:00 | |
| Ende Messung 2 | | 21.01.2019 11:00 | |
| Messdauer effektiv* | h | 165,1<br>Ca. 150 | 450,4 |
| Mittlerer Volumenstrom* | Nm³/h | 51.790<br>51.790 | 50.756 |

| Parameter | Einheit | Anlage A | Anlage B |
|---|---|---|---|
| Mittelwert Quecksilber* | µg/Nm³ | 0,28<br>0,35 | 0,47 |
| Spezifische Hg-Emission | Mg Hg/Mg Abfall | | |

*erste Zeile: Messung 1; zweite Zeile: Messung 2

## 2.5 Großfeuerungsanlagen Braunkohle (IED 1.1)

### 2.5.1 Vorgehensweise

In diesem Kapitel werden die Braunkohlekraftwerke betrachtet, die Rohbraunkohle einsetzen. Feuerungsanlagen, die Braunkohlestaub einsetzen, werden in Kapitel 2.6.1 berücksichtigt.

### 2.5.2 Anlagenbeschreibung

Braunkohlefeuerungsanlagen sind gemäß 4. BImSchV Nr. 1.1 genehmigt:

> *„Anlagen zur Erzeugung von Strom, Dampf, Warmwasser, Prozesswärme oder erhitztem Abgas durch den Einsatz von Brennstoffen in einer Verbrennungseinrichtung (wie Kraftwerk, Heizkraftwerk, Heizwerk, Gasturbinenanlage, Verbrennungsmotoranlage, sonstige Feuerungsanlage), ein-schließlich zugehöriger Dampfkessel, mit einer Feuerungswärmeleistung von 50 Megawatt oder mehr“* (4. BImSchV 2017).

Die in Deutschland betriebenen Braunkohlekraftwerke weisen i. d. R. eine Staubfeuerung auf. Lediglich zwei Anlagen arbeiten mit Wirbelschichtfeuerung (Beschreibung der Wirbelschichtfeuerung siehe Kapitel 2.6 Steinkohle).

Die meist in der Region geförderte Braunkohle wird auf Halden zwischengelagert. Vor der Verbrennung wird die Kohle gemahlen und in Kohlesilos erneut zwischengelagert.

Das Funktionsprinzip der Staubfeuerung in Braunkohlekraftwerken entspricht dem von Kraftwerken mit Staubfeuerung für Steinkohle. Eine Vortrocknung der relativ nassen Kohle (Wassergehalt ca. 50 %) wird bislang nicht durchgeführt. Für zukünftige Kraftwerksblöcke ist eine Vortrocknung zur Steigerung der Energieeffizienz geplant (Menke 2017).

Bei Staubfeuerungsanlagen wird die gemahlene Kohle in den Feuerungsraum eingedüst und bei Temperaturen im Bereich von über 1.000 °C verbrannt. Ein Teil der Asche wird auf dem Boden der Kesselzüge abgeschieden. Die übrige Asche wird mit dem Rauchgasstrom mitgerissen und überwiegend in der Entstaubung gereinigt.

Die Abgasreinigung von Braunkohle-Staubfeuerungsanlagen besteht in der Regel aus einem Elektrofilter sowie einem Nasswäscher, der mit gemahlenem Kalkstein betrieben wird. Im Gegensatz zu Steinkohlekraftwerken weisen Braunkohlekraftwerke keine Anlagen zur Reduzierung von Stickstoffoxiden auf. Aus dem Schlamm der Nasswäscher wird durch Hydrozyklone REA-Gips abgetrennt. Die Flüssigfraktion der Hydrozyklone wird in den Nasswäscher zurückgeführt. Ein Teil des Wäscherwassers wird aus der Anlage ausgeschleust und durch Frischwasser ersetzt. Das Wäscherwasser wird bis auf eine Ausnahme mit den festen Rückständen aus der Rauchgasreinigung (Flug- und Kesselasche) zusammengeführt und als sogenanntes „Stabilat“ in den Tagebauen deponiert. Bei einer Anlage erfolgt eine Reinigung des Abwassers aus der Rauchgaswäsche (siehe hierzu auch Kap. 2.5.5.2.).

#### 2.5.2.1 Anlagenbestand

Im Jahr 2017 (Stand 31.3.2017) waren 58 Braunkohleblöcke in 29 Kraftwerken in Betrieb. Bis auf zwei Blöcke wiesen alle eine Staubfeuerung auf. Die beiden anderen arbeiten mit Wirbelschichtfeuerung. Hinzu kamen drei Blöcke, die vorläufig stillgelegt wurden und ein Block in Sicherheitsbereitschaft. In 19 Blöcken wurden Ersatzbrennstoffe, Klärschlamm andere Abfälle und/oder Erdgas mitverbrannt. Die Nettonennleistung der in Betrieb befindlichen Blöcke betrug 20,2 GW. 44 Blöcke arbeiteten mit Kraft-Wärmeauskopplung (Bundesnetzagentur 2018a).

Der Braunkohleverbrauch im Jahr 2016 durch deutsche Großkraftwerke betrug ca. 160 Mio. Mg (Destatis 2017a; Silberbuch 2017). Die gesamte in Deutschland in Großkraftwerken verbrannte Braunkohle stammt aus deutschen Revieren.

### 2.5.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in Braunkohlekraftwerken insbesondere über den Brennstoff eingetragen. Darüber hinaus tragen Ersatzbrennstoffe und andere Sekundärbrennstoffe zu den Einträgen bei. Auch Kalkstein, der in den Kraftwerken in der Rauchgasreinigung eingesetzt wird, enthält in geringen Mengen Quecksilber.

Zu den Hg-Konzentrationen von deutschen Braunkohlen liegen Daten zu den Quecksilber-konzentrationen in Kohlen aus dem Rheinischen Revier, der Lausitz und dem Mitteldeutschen Revier vor. Für die Bilanz wurde der Hg-Eintrag revierspezifisch berechnet. Für die Braunkohle aus dem Helmstedter Revier wurde mangels Daten ein Mittelwert aus den Daten der drei anderen Reviere herangezogen.

Zu den in Braunkohlekraftwerken verbrannten EBS-Mengen liegen keine Daten vor. Bei der Berechnung der Einträge über Ersatzbrennstoffe, Klärschlamm und Kalk wurde analog der Vorgehensweise zu Steinkohlekraftwerken vorgegangen: Insgesamt wurden im Jahr 2013 ca. 3,5 Mio. Mg EBS in mechanisch (biologischen) Anlagen erzeugt, wovon ca. 10 %, d. h. 360.000 Mg in Kraftwerken verbrannt wurden (Ketelsen 2016b). Die tatsächlich in EBS-Verbrennungs-anlagen eingesetzte EBS-Menge ist jedoch um den Faktor 2,8 höher (ITAD 2017a). Für die Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass auch die Menge an verbranntem EBS in Kraftwerken entsprechend höher ist. Somit ergibt sich eine in Kraftwerken verbrannte Menge von ca. 980.000 Mg. Wird pauschal ein Verbrennungsanteil von 50 % für Braunkohlekraftwerke angenommen, resultiert daraus eine Einsatzmenge von ca. 490.000 Mg/a.

Ähnlich wie beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Zementwerken handelt es sich bei ca. 1/3 der in Großfeuerungsanlagen eingesetzten Ersatzbrennstoffe um gütegesicherte Sekundärbrennstoffe (zu gütegesicherten Ersatzbrennstoffen siehe auch die Ausführungen in Kap. 2.19.3.2). Für die Hg-Gehalte der eingesetzten EBS werden in der Bilanzierung daher die Werte von (Harraß 2018) für Kunststoffe bzw. Fluff, die in der Zementindustrie eingesetzt werden, verwendet.

Im Jahr 2016 wurde eine Menge von 951.819 Mg TS kommunaler Klärschlämme der thermischen Entsorgung zugeführt. Davon entfielen auf die Mitverbrennung in Kraftwerken 449.088 Mg. (Heidecke 2018) Informationen, welcher Anteil davon in Braunkohlekraftwerken verbrannt wurde, liegen nicht vor. Für die Berechnungen wurde davon ausgegangen, dass sich die mitverbrannte Menge gleichmäßig auf Stein- und Braunkohlekraftwerke aufteilt. Damit ergibt sich für die Mitverbrennung in Braunkohlekraftwerken ein Anteil von 224.554 Mg TS bzw. bei einem Trockensubstanzgehalt von 30 % eine Menge von 748.480 Mg FS. Für die Hg-Gehalte in Klärschlamm wird eine Spannbreite von 0,75 bis 1,0 mg/kg TS angenommen (siehe Kapitel 2.31 Klärschlammverbrennungsanlagen).

Die Literaturangaben zu ostdeutschen Braunkohlen von (Schmidt 2015) beziehen sich auf die Originalsubstanz. Für eine einheitliche Darstellung in Tabelle 12 wurden die Konzentrationen auf die Trockensubstanz umgerechnet. Der Verbrauch von Kalkstein wurde nach (Köhler et al. 1996a) berechnet.

Mit den genannten Einsatzmengen und Schwermetallgehalten ergeben sich die nach Tabelle 12 in deutsche Braunkohlekraftwerke eingebrachte Quecksilberfrachten.

**Tabelle 12: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in Braunkohlekraftwerke**

| Nr. | Stoff | Menge [Mg FS/a] | Hg Mittel A [mg/kg TS] | Hg Mittel B [mg/kg TS] | Trocken-substanz | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | BK Rh. Revier. | 79.700.000 | 0,10 | 0,15 | 40 % | 3.340 | 5.010 |
| 2 | BK Helmstedt | 1.600.000 | 0,11 | 0,13 | 47 % | 100 | 120 |
| 3 | BK Lausitz | 58.600.000 | 0,10 | 0,13 | 47 % | 2.881 | 3.528 |
| 4 | BK Mitteld. | 15.300.000 | 0,2 | 0,85 | 47 % | 4.119 | 6.000 |
| **5** | WSK Rheinisches Revier | 318.000 | 0,10 | 0,15 | 18 % | 5,8 | 8,7 |
| **6** | WSK Lausitz | 150.000 | 0,11 | 0,13 | 18 % | 2,4 | 2,9 |
| **7** | EBS | 490.909 | 0,14 | 0,14 | 88 % | 60 | 60 |
| **8** | Klärschlamm | 748.480 | 0,75 | 0,986 | 30 % | 168 | 221 |
| **9** | Kalkstein | 1.573.703 | 0,03 | 0,03 | 95 % | 45 | 45 |
| | **Summe** | **156.158.909** | | | | **8.022** | **14.996** |

Stoffmengen: 1; 2; 3; 4 (Silberbuch 2017); 5; 6 (Kohlewirtschaft 2018);7; ermittelt aus (Ketelsen 2016a) und (ITAD 2017b); 8: ermittelt aus (Heidecke 2018);9: (Köhler et al. 1996a); Hg-Gehalte: 1A/1B: (Landtag NRW 2016); 2A/2B/3B/4B: (Schmidt 2015)(umgerechnet auf Trockensubstanz);3A: (Lippold 2015) 4A: (Behördenabfrage 2018); 7A/7B: (Harraß 2018); 8A: (ABANDA); 8B: (DWA 2018); 9A/9B: (Blume 1992; VDZ 2015; MUNLV NRW 2005); Trockensubstanz: 1: (Bez.Reg. Köln 2017a);2;3;4: (MUNLV NRW 2007) 5:(Thiel 2007); (Wiechmann 2013); 6: (Thiel 2007) 7: (Wiechmann 2013) Verhalten von Quecksilber im Feuerungsprozess von Kohlekraftwerken

Zum Verhalten von Quecksilber in Kohlefeuerungsanlagen wird auf Kap. 2.6.4 verwiesen.

### 2.5.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.5.4.1 Co-Benefit

In Braunkohlekraftwerken wird Quecksilber über folgende Abgasreinigungstechniken, die vorrangig zur Minderung von Staub, Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid betrieben werden, abgeschieden: (Tebert et al. 2016a)

- Staubfilter, i. d. R. Elektrofilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Nasswäscher (Abscheidung von oxidiertem Quecksilber, insbesondere $HgCL_2$).

Die Abscheidegrade bei der Entstaubung hängen von der Wirksamkeit der Feuerung ab und davon, ob Hg in der elementaren oder der oxidierten Form vorliegt.

Bei der Abscheidung in Wäschern ist der Abscheidegrad noch stärker vom Anteil an oxidiertem Quecksilber im Rauchgasstrom vor dem Wäscher abhängig.

Die Abscheideleistungen von Braunkohlekraftwerken mit konventioneller Quecksilberminderungstechnik hängen von denselben Faktoren ab, wie bei Steinkohlekraftwerken (s. hierzu Kapitel 2.6.5.1).

Im Bereich der Abwasserbehandlung kommt bei einem Kraftwerk eine einstufige Schwermetallfällung zum Einsatz, in der Quecksilber mit abgeschieden wird.

#### 2.5.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Quecksilberspezifische Quecksilberminderungstechniken sind in deutschen Braunkohlekraftwerken noch nicht verbreitet. Vor dem Hintergrund der sich abzeichnenden verschärften Anforderungen durch das überarbeitete BVT-Merkblatt für Großfeuerungsanlagen finden ähnlich wie bei Steinkohlekraftwerken derzeit allerdings in vielen Anlagen Versuche statt. Als spezifische Quecksilberminderungstechniken werden in Braunkohlekraftwerken eingesetzt:

- Flugstrom-Sorption mit Aktivkohle (viele Anlagen in den USA) (Abscheideraten bis 95 %) (Tebert et al. 2016a).
- Halogenzugabe in den Feuerungsraum zur besseren Oxidation von Quecksilber (viele Anlagen in den USA), (Abscheideraten bis 95 %) (Vosteen 2010; Dombrowski 2008).
- Zugabe von sulfidischen Fällungshilfsmitteln im Wäscher (z. B. KW Lippendorf (Schilling 2016), Schkopau), (Abscheideraten nicht bekannt).
- SPC-Technik; in einem deutschen Kraftwerk seit Januar 2018 in einer Pilotanlage in Betrieb Erprobung; in den USA in mehreren Anlagen im großtechnischen Einsatz (Petzold et al. 2018).

### 2.5.5 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus Braunkohlekraftwerken erfolgen insbesondere über die in Tabelle 13 angegeben Pfade.

**Tabelle 13: Quecksilberausträge aus Braunkohlekraftwerken**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Hauptschornstein | Meist mündet der Schornstein in einen Kühlturm, so dass die Abgase mit dem Kühlturmschwaden vermischt abgegeben werden. |
| Abwasser | | s.u. |
| Abfall | Kesselaschen Filterstäube | Kesselaschen und Filterstäube werden zusammen mit Abwasser aus der Aufbereitung der Rauchgaswäsche als Stabilat auf Deponien im Tagebau verbracht. |
| Produkt | Gips | |

Für Kraftwerke liegen keine anlagenspezifischen Mengenangaben für Reststoffe und Kraftwerksnebenprodukte vor. Die Hg-Austräge über diese Pfade werden daher nachfolgend anhand von Daten zu einer Massenbilanz sowie über Transferfaktoren berechnet. Über die vorgelegten Emissionserklärungen können die Hg-Freisetzungen über die Luft anlagenspezifisch

berechnet werden, so dass hier auf die deutlich ungenauere Bilanzierung über Transferfaktoren und Massenbilanzen verzichtet wird.

#### 2.5.5.1 Berechnung von Quecksilberausträgen anhand einer Massenbilanz

Die nachfolgende Tabelle zeigt die für die Bilanz angenommenen Konzentrationen in den Reststoffen von Kohlekraftwerken und von REA-Gips sowie die daraus errechneten Hg-Outputströme auf Basis einer Massenbilanz für ein Braunkohlekraftwerk. Zu Flugaschen konnten bislang noch sehr wenige Werte recherchiert werden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass für die Ablagerung des sogenannten Stabilats aus Flugaschen vermischt mit dem Abwasser aus der Rauchgaswäsche Eluatkriterien maßgeblich sind und somit Analysen im Feststoff i. d. R. nicht durchgeführt werden. Die Ergebnisse der Recherchen zu Quecksilbergehalten in Reststoffen können dem Anhang entnommen werden. Die Reststoffmengen außer Gips wurden über stoffstromspezifische Faktoren (Mg Reststoff/Mg verbrannter Kohle) abgeleitet, ermittelt nach (Köhler et al. 1996b). Insgesamt ergibt sich nach dieser Bilanz ein Hg-Output über die Reststoffe von 2.500 bis 5.100 kg/a (siehe Tabelle 14).

Der Wirtschaftsverband Mineralische Nebenprodukte beziffert die im Jahr 2016 in Braunkohlekraftwerken angefallenen Gipsmengen mit ca. 5,0 Mio. Mg. Dies entspricht weitgehend der Menge, die anhand der oben vorgenommenen Massenbilanz berechnet wurde (siehe auch Tabelle 14, Spalte 3) (WIN 2018). Bei einer Gipsmenge von 5 Mio. Mg/a errechnet sich ein Quecksilberaustrag über den Gips von 1.200 bis 1.795 kg/a.

Bei der Berechnung der Hg-Austräge über den Gips wurde der vom VDZ veröffentlichte Medianwert von 0,24 mg/kg und der Mittelwert von 0,359 mg/kg als unterer A- bzw. oberer B-Gehalt für die Abschätzung des wahrscheinlichen Bereichs der Hg-Gehalte der durch Großfeuerungsanlagen erzeugten REA-Gipse herangezogen (Harraß et al. 2018). Es wurde nicht auf den im Zementkapitel verwendeten gewichteten Mittelwert zurückgegriffen, da sich die durch Großfeuerungsanlagen erzeugten Gipsqualitäten in Bezug auf die jeweils erzeugten Mengen von denen unterscheiden werden, die in der Zementindustrie zum Einsatz kommen.

**Tabelle 14: Quecksilberausträge aus Braunkohlekraftwerken über Reststoffe im Jahr 2016 berechnet auf Basis einer Massenbilanz für die Staubfeuerung**

| Nr. | Stoff | Menge [Mg] | Hg-Median A [mg/kg] | Hg-Median B [mg/kg] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Verbrennungsasche | 2.808.000 | 0,10 | 0,10 | 281 | 281 |
| 2 | Flugasche | 8.041.000 | 0,12 | 0,15 | 965 | 1.206 |
| 3 | REA-Gips | 5.100.000 | 0,24 | 0,359 | 1.224 | 1.831 |
| 4 | Gesamtsumme | 13.737.000 | | | 2.521 | **5.125** |

Output-Mengen 1, 2: ermittelt über stoffstromspezifische Faktoren nach (Köhler et al. 1996b); 3: (BGR 2016); 1A/1B: (Dehoust et al. 2008); 2A: (Dehoust et al. 2008); 2B (Thy und Jenkins 2010b) 3A: Median, 3B Mittelwert nach Harraß et al. 2018

#### 2.5.5.2 Berechnung von Quecksilberausträgen anhand von Transferfaktoren

Alternativ lässt sich der Hg-Output über Transferfaktoren aus der Literatur und dem Hg-Input (siehe Kap. 2.6.3) berechnen. Tabelle 15 nennt Transferfaktoren für Braunkohlestaub-feuerungsanlagen. Auf die Angabe von Transferfaktoren für den Luftpfad wurde verzichtet, da die Berechnung der Luftemissionen anhand der vorgelegten Emissionserklärungen erfolgte.

Die für die Berechnung herangezogenen Transferfaktoren weisen eine relativ hohe Bandbreite auf. Dies ist u. a. darauf zurückzuführen, dass die Untersuchungen von Anlagenbetreibern zu Hg-Minderungsmaßnahmen gezeigt haben, dass Bilanzierungen bzw. der Erfolg von Hg-Abscheidemaßnahmen in hohem Maße von der Anlagenspezifikation, den Eigenschaften der eingesetzten Brennstoffe und der Fahrweise der Anlage abhängig sind.

**Tabelle 15: Transferfaktoren für Quecksilber in Braunkohlekraftwerken aus der Literatur**

| | (Schilling 2016) | (Kramer und Gruber-Waltl 2016) |
|---|---|---|
| Verbrennungsasche | | |
| Filterasche* | 3,1 % | 12 % |
| Gips | 12 % | 6 % |
| Abwasser* | | 1,0 % |

* mit Ausnahme von einem Kraftwerk wird das Abwasser zusammen mit der Filterasche als Stabilat auf Deponien der Klasse DK 1 in die Tagebaue verbracht.

Tabelle 16 zeigt die Ergebnisse der Bilanzierung. Insgesamt ergeben sich Hg-Austräge von

- 247 bis 1.794 kg/a über Filterasche,
- 479 bis 1.794kg/a über Gips und
- 80 bis 150 kg/a über das Abwasser.

Bei der Bilanzierung wurde der Kalkeintrag in die REA nicht berücksichtigt, da sich die Transferfaktoren, von einer Ausnahme abgesehen, nur auf die Einträge über die Kohle beziehen.

In Tabelle 16 sind die jeweils kleinsten und größten Werte, welche die oben genannten Spannbreiten ergeben, fett gedruckt. Nullwerte aufgrund fehlender Angaben zum Transferfaktor wurden dabei nicht berücksichtigt. Die großen Spannbreiten ergeben sich aufgrund der sehr unterschiedlichen Fahrweisen, in denen teilweise bereits Hg-Minderungstechniken zum Einsatz kommen.

**Tabelle 16: Quecksilberausträge aus Braunkohlekraftwerken im Jahr 2016 berechnet auf Basis von Transferfaktoren**

| Stoff | (Schilling 2016) [kg/a] | (Kramer und Gruber-Waltl 2016) [kg/a] |
|---|---|---|
| Hg-Input A | 7.977 | 7.977 |
| Hg Input B | 14.952 | 14.952 |
| Hg Output Verbrennungsasche A | 0 | 0 |
| Hg Output Verbrennungsasche B | 0 | 0 |
| Hg Output Filterasche A* | **247** | 957 |
| Hg Output Filterasche B* | 463 | **1.794** |
| Hg Output Gips A | 957 | **479** |

| Stoff | (Schilling 2016) [kg/a] | (Kramer und Gruber-Waltl 2016) [kg/a] |
|---|---|---|
| Hg Output Gips B | **1.794** | 897 |
| Hg Output Abwasser A* | 0 | **80** |
| Hg Output Abwasser B* | 0 | **150** |

Hg-Input A/Hg-Input B siehe Tabelle 12

*mit Ausnahme von einem Kraftwerk wird das Abwasser zusammen mit der Filterasche als Stabilisat auf Deponien der Klasse DK 1 in die Tagebaue verbracht.

Für Gips liegt die Spanne von 1.224 bis 1.831 kg/a, die über die Massenbilanzierung berechnet wurde, etwas höher als die über Transferfaktoren berechnete Spanne. Für die weitere Bilanzierung wird mit der Spanne aus der Massenbilanzierung gerechnet, da die Daten zu den produzierten Gipsmengen relativ robust sind und auch die Daten zu den Hg-Gehalten im Gips auf einer relativ breiten Datenbasis beruhen.

Ein Braunkohlekraftwerk in Ostdeutschland unterzieht sein Abwasser aus der Rauchgaswäsche einer Behandlung. Es handelt sich dabei um eine klassische Schwermetallfällung mit Flockung und Sedimentation. Das Abwasser wird anschließend einem Vorfluter zugeführt. Die Monatsmittelwerte der Quecksilberkonzentrationen im behandelten Abwasser lagen im Jahr 2016 in einer Spannbreite von < 0,2 bis 13,4 µg/l. Die im Jahr 2016 über das Abwasser abgegebene Quecksilberfracht betrug 330 g (2015: 140 g; 2017: 520 g) (Behördenabfrage).

#### 2.5.5.3 Emissionen über den Luftpfad

Die Quecksilberemissionen über den Luftpfad wurden über die Emissionserklärungen für das Jahr 2016 ermittelt. Die Datenabfrage erfolgte über die jeweils zuständigen Länderbehörden. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Emissionserklärungen sind in Tabelle 17 und Tabelle 18 dargestellt. Die Tabellen enthalten jeweils statistische Größen, wie z. B. Mittelwert oder Median, der ermittelten 57 Datensätze. In der letzten Zeile der Tabelle 18 ist die Gesamtjahresfracht aller Braunkohlekraftwerke in Deutschland angegeben. Diese betrug 3.700 kg, davon wurden 71 % als „gemessen“ ausgewiesen (40 Datensätze) und 29 % als „berechnet“ (17 Datensätze).

Der Mittelwert aller Konzentrationswerte, für die bei der Frachtenangabe in der jeweiligen Emissionserklärung „Messung“ angemerkt wurde, liegt mit ca. 6,8 µg/m³ deutlich über dem Mittelwert der Anlagen, für die „Kalkulation“ angegeben wurde (4,7 µg/m³). Ob es sich bei den Werten, für die „Messung“ angeben wurden, um kontinuierliche oder diskontinuierliche Messungen handelte, lässt sich den Daten nicht entnehmen.

Für zwei Blöcke eines größeren Braunkohlekraftwerkes wurden in den Emissionserklärungen keine Quecksilberemissionen genannt. Als Grund wurde vom Betreiber angegeben, dass keine Quecksilbermessungen an diesen Blöcken durchgeführt werden und daher auch keine entsprechenden Angaben möglich waren.

**Tabelle 17: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 55 Braunkohle-Kesseln angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,81 |
| 10 Perz. | 2,9 |
| Mittel | 6,1 |
| Median | 5,0 |
| 90 Perz. | 11 |
| Max. | 16 |

Quelle: (Behördenabfrage 2018)

**Tabelle 18: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 57 Braunkohle-Kesseln angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [kg/a] |
|---|---|
| Min. | 0,26 |
| 10 Perz. | 3,5 |
| Mittel | 65 |
| Median | 45 |
| 90 Perz. | 150 |
| Max. | 281 |
| **Gesamtfracht** | **3.700** |

Quelle: Behördenabfrage

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit.

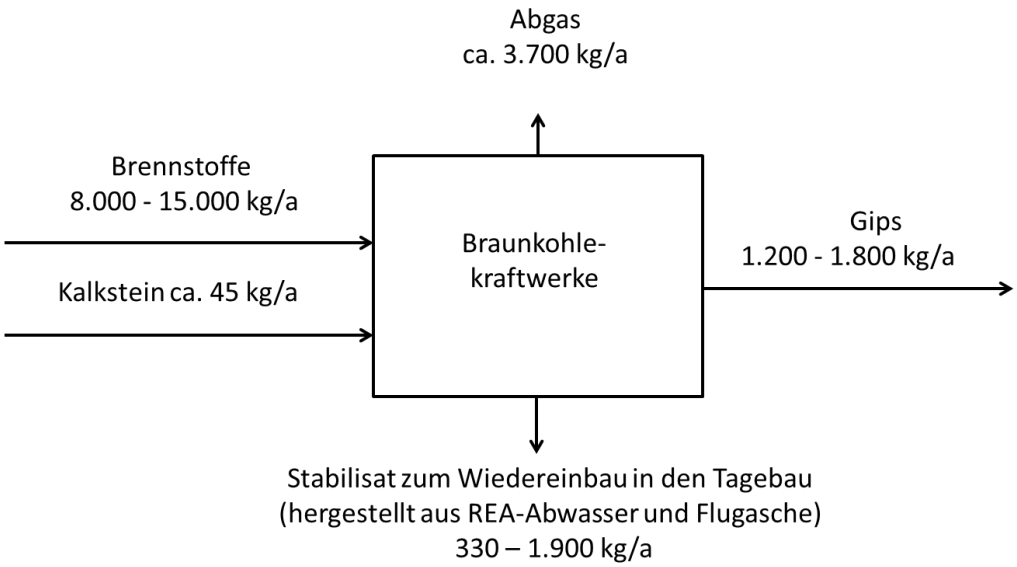
Aufgrund von Außerbetriebnahmen von Großkraftwerken (siehe auch (Bundesnetzagentur 2018b, 2017)) ist davon auszugehen, dass die Quecksilberemissionen aus Braunkohlekraftwerken rückläufig sind. Der Anteil an der Gesamtfracht für 2016, der aus mittlerweile oder bis Ende 2018 stillgelegten Braunkohlekraftwerken stammt, liegt bei 183 kg. Dies entspricht einem Anteil von ca. 5 % der Jahresfracht 2016.

### 2.5.6 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über Rohstoffe und Energieträger liegt bei 8.000 bis 15.000 kg/a. Die Quecksilberfracht, die über den Schornstein in die Luft freigesetzt wird, liegt bei ca. 3.700 kg/a. Über Stabilisat werden 330 – 1.900 kg/a und über Gips 1.200 bis 1.800 kg/a ausgetragen. Die hohen Spannbreiten ergeben sich aufgrund der sehr unterschiedlichen Transferfaktoren, die in der Literatur angegeben werden.

Abbildung 9 zeigt die Quecksilberbilanz basierend auf den Daten zu 2016:

**Abbildung 9: Quecksilberbilanz Braunkohlekraftwerke für das Jahr 2016 bezogen auf 155,67 Mio. Mg Braunkohleeinsatz sowie 1,24 Mio. Mg Ersatzbrennstoffe und 1,57 Mio. Mg Kalkstein**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle 19 zeigt die Datenqualität von Input und Output von Großfeuerungsanlagen für Braunkohle.

**Tabelle 19 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Großfeuerungsanlagen für Braunkohle**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 2 |
| Output Luftemissionen | 3 |
| Output Gips | 3 |
| Output Stabilisat | 4 |

## 2.6 Großfeuerungsanlagen (IED 1.1) Steinkohle

### 2.6.1 Anlagenbeschreibung

Steinkohlefeuerungsanlagen sind gemäß 4. BImSchV Nr. 1.1 genehmigt:

> *„Anlagen zur Erzeugung von Strom, Dampf, Warmwasser, Prozesswärme oder erhitztem Abgas durch den Einsatz von Brennstoffen in einer Verbrennungseinrichtung (wie Kraftwerk, Heizkraftwerk, Heizwerk, Gasturbinenanlage, Verbrennungsmotoranlage, sonstige Feuerungsanlage), ein-schließlich zugehöriger Dampfkessel, mit einer Feuerungswärmeleistung von 50 Megawatt oder mehr“* (4. BImSchV 2017)

In Deutschland sind überwiegend Steinkohlekraftwerke in Betrieb, die eine Staubfeuerung aufweisen. Daneben werden auch

- Schmelzkammerfeuerungen,
- Wirbelschichtfeuerungen und
- Rostfeuerungen betrieben (MUNLV NRW 2005).

Alle Anlagen weisen eine vorgeschaltete Kohlelagerung auf. Diese erfolgt zumeist auf Halden, bei manchen Anlagen auch in Silos oder in eingehausten Lagern (z. B. Staudinger). Vor der Verbrennung wird die Kohle gemahlen und in Kohlesilos zwischengelagert. Bei Rostfeuerungsanlagen erfolgt nur eine Grobmahlung, um den Brennstoff zu homogenisieren. In der überwiegenden Anzahl der Steinkohlekraftwerke wird Strom mit Hilfe einer Turbine erzeugt. Bei einigen Kraftwerken wird Fernwärme oder Industriedampf ausgekoppelt. Die Kühlung erfolgt meist über Kühltürme. Nachfolgend werden die unterschiedlichen Feuerungstechniken kurz beschrieben (BREF LCP 2017; MUNLV NRW 2005; Thiel 2007).

**Staubfeuerungsanlagen**

Bei Staubfeuerungsanlagen wird die gemahlene Kohle in den Feuerungsraum eingedüst und bei Temperaturen im Bereich kurz unterhalb des Schmelzpunktes verbrannt. Bis zu 20 % der Asche werden auf dem Boden der Kesselzüge abgeschieden. Die übrige Asche wird mit dem Rauchgasstrom mitgerissen und überwiegend in der Entstaubung abgeschieden.

Die Abgasreinigung von Staubfeuerungsanlagen besteht in der Regel aus einem heißgasseitig angeordneten Katalysator, einem Elektrofilter sowie einem Nasswäscher, in dem gemahlener Kalkstein eingesetzt wird. Aus dem Schlamm der Nasswäscher wird durch Hydrozyklone der sogenannte Rauchgasentschweflungs-Gips (REA-Gips) abgetrennt. Die Flüssigfraktion der Hydrozyklone wird in den Nasswäscher zurückgeführt. Ein Teil des Wäscherwassers wird aus der Anlage ausgeschleust und durch Frischwasser ersetzt. Das Wäscherwasser wird einer Abwasserbehandlung zugeführt, die in der Regel aus Flockung und Fällung besteht (näheres hierzu siehe auch Kap. 2.28 zu Industrieklläranlagen).

**Schmelzkammerfeuerungsanlagen**

Bei diesem Anlagentyp liegt die Feuerungstemperatur über dem Ascheschmelzpunkt. Die geschmolzene Asche fließt an den Feuerraumwänden ab und wird in einem Wasserbad abgeschreckt. In der Rauchgasreinigung abgeschiedene Flugasche wird meist vollständig in den Kessel zurückgeführt. Die Anlagen bedürfen einer speziellen Feuerraumauskleidung, um dem Angriff durch die hohen Temperaturen und die reaktive Schmelze zu widerstehen. Schmelzkammerfeuerungen eigenen sich relativ gut zur Abfallmitverbrennung.

Die Abgasreinigungssysteme von Schmelzkammerfeuerungsanlagen sind i. d. R. ähnlich aufgebaut, wie die von Staubfeuerungsanlagen.

**Wirbelschichtfeuerungsanlagen**

Bei Wirbelschichtfeuerungsanlagen wird die Kohle in ein heißes Wirbelbett eingebracht, das aus Inertmaterialien, insbesondere Sand und Asche besteht. Der Brennstoffanteil im Wirbelbett beträgt zwischen 1 und 3 %. Die Wirbelschicht wird durch einen aufwärts gerichteten Luft- und Rauchgasstrom im Feuerungsraum erzeugt. Aufgrund der relativ langen Verweilzeit bei Verbrennungstemperaturen um 850 °C ist der Ausbrand relativ hoch. Um zu verhindern, dass der Brennstoff zu schnell ausgetragen wird, wird die Kohle in wesentlich gröbere Partikel gemahlen als bei Staub- oder Schmelzkammerfeuerungsanlage.

Wirbelschichtfeuerungen weisen meist eine trockene Rauchgasreinigung auf, bei der Sorbentien, wie z. B. Kalkhydrat, vor einem Gewebefilter in den Abgasstrom eingedüst werden. Auf dem Gewebefilter bildet sich eine Schicht, die eine zusätzliche Filterwirkung erzeugt.

**Rostfeuerungsanlagen**

Bei Rostfeuerungsanlagen wird die Kohle auf einen horizontal oder schräg abfallenden Rost aufgegeben. Die Verbrennungsluft wird über den Rost zugegeben. Rostfeuerungsanlagen werden überwiegend in kleineren Kraftwerken eingesetzt.

Auch Rostfeuerungsanlagen weisen i. d. R. eine trockene Rauchgasreinigung auf.

### 2.6.2 Anlagenbestand

Im Jahr 2017 (Stand 31.3.2017) waren 97 Steinkohlekraftwerke mit einer Nettonennleistung von 28,3 GW in Betrieb. In 20 Anlagen wurden Abfälle (Altholz, EBS, Klärschlamm, Tiermehl), Produktionsrückstände oder Biomasse mitverbrannt. 44 Blöcke arbeiteten mit Kraft-Wärmekopplung (Bundesnetzagentur 2018a).

### 2.6.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in Steinkohlekraftwerken insbesondere über den Brennstoff eingetragen. Weitere Eintragspfade ergeben sich über Ersatzbrennstoffe und andere Sekundärbrennstoffe. Auch Kalkstein, der in den Kraftwerken in der Rauchgasreinigung eingesetzt wird, enthält in geringen Mengen Quecksilber.

Der Steinkohleverbrauch durch die deutsche Stromerzeugung betrug im Jahr 2015 ca. 38,9 Mio. Mg (Destatis 2017a). Die Kohlewirtschaft nennt einen Wert von ca. 34,6 Mio. Mg (Silberbuch 2017, S. 64). Im Rahmen der weiteren Betrachtungen wird von dem Wert von Destatis ausgegangen.

Die in deutschen Steinkohlekraftwerken verbrannte Steinkohle aus einheimischem Bergbau betrug im Jahr 2016 nur noch ca. 3,9 Mio. Mg (Silberbuch 2017). Dies entspricht einem Anteil von ca. 10 % am Gesamtsteinkohleeinsatz in Kraftwerken. Bis Ende 2018 soll das letzte Steinkohlebergwerk in Deutschland schließen (Welt 2017). In Deutschland wird daher in Zukunft nur noch Importkohle verbrannt werden.

Zu den Hg-Konzentrationen von Importkohlen aus einzelnen Herkunftsländern liegen Daten aus der Literatur vor (siehe Tabelle in Anhang A.1). In Deutschland wurden in den vergangenen Jahren insbesondere Kohlen aus Russland, Kolumbien, Polen und den USA eingesetzt. Der Anteil an russischer Kohle lag dabei bei ca. 40 %, der Anteil an kolumbianischer Kohle bei ca. 20 % (Silberbuch 2017). Weitere bedeutende Kohlelieferanten sind die USA und Polen (Destatis 2014a). Anhand der in der Literatur für die Steinkohle aus diesen Ländern genannten Quecksilberkonzentrationen (UNEP 2017) wurde ein gewichteter Mittelwert errechnet. Es wurde für russische Kohle ein Anteil von 40 % angenommen, für die übrigen Kohlen jeweils ein Anteil von 20 %. Daraus ergibt sich ein gewichteter Mittelwert von 0,12 mg Hg/kg TS, der als unterer Wert der Spanne verwendet wurde. Für den oberen Wert wurde der von (MUNLV NRW 2005) genannten Wert von 0,2 mg/kg TS herangezogen.

Zu den in Steinkohlekraftwerken verbrannten EBS-Mengen liegen keine Daten vor. Insgesamt wurden im Jahr 2013 ca. 3,5 Mio. Mg EBS in mechanisch (biologischen) Anlagen erzeugt, wovon ca. 10 %, d. h. 360.000 Mg in Kraftwerken verbrannt wurden (Ketelsen 2016b). Die tatsächlich in EBS-Verbrennungsanlagen eingesetzte EBS-Menge ist jedoch um den Faktor 2,8 höher (ITAD 2017a) als die entsprechende Menge, die Ketelsen (2016) dafür angegeben hat. Für die Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass auch die Menge an verbranntem EBS in Kraftwerken

entsprechend höher ist. Somit ergibt sich eine in Kraftwerken verbrannte Menge von ca. 980.000 Mg. Wird pauschal ein Verbrennungsanteil von 50 % für Steinkohlekraftwerke angenommen, resultiert daraus eine Einsatzmenge von ca. 490.000 Mg/a.

Ähnlich wie beim Einsatz in Zementwerken handelt es sich bei ca. 1/3 der in Großfeuerungsanlagen eingesetzten Ersatzbrennstoffe um gütegesicherte Sekundärbrennstoffe (zu gütegesicherten Sekundärbrennstoffen siehe auch die Ausführungen in Kap. 2.19.3.2). Für die Hg-Gehalte der eingesetzten EBS werden daher in der Bilanzierung die Werte von (Harraß 2018) für Kunststoffe bzw. Fluff, die in der Zementindustrie eingesetzt werden, verwendet.

Im Jahr 2016 wurde eine Menge von 951.819 Mg TS kommunaler Klärschlämme der thermischen Entsorgung zugeführt. Davon entfielen auf die Mitverbrennung in Kraftwerken 449.088 Mg. (Heidecke 2018) Informationen, welcher Anteil davon in Steinkohlekraftwerken verbrannt wurde, liegen nicht vor. Für die Berechnungen wurde davon ausgegangen, dass sich die mitverbrannte Menge gleichmäßig auf Stein- und Braunkohlekraftwerke aufteilt. Damit ergibt sich für die Mitverbrennung in Steinkraftwerken ein Anteil von 224.554 Mg TS bzw. bei einem Trockensubstanzgehalt von 30 % eine Menge von 748.480 Mg FS. Für die Hg-Gehalte in Klärschlamm wird eine Spannbreite von 0,75 bis 1,0 mg/kg TS angenommen (siehe Kapitel 2.31 - Abfallverbrennung (IED 5.2a) - Klärschlammverbrennungsanlagen). Der Verbrauch von Kalkstein wurde nach (Köhler et al. 1996a) berechnet.

Mit den genannten Einsatzmengen und Schwermetallgehalten ergibt sich die nach Tabelle 20 in deutsche Steinkohlekraftwerke eingebrachte Quecksilberfracht.

Es wird deutlich, dass der Eintrag über den Kalkstein bei unter 1 % des Gesamteintrages liegt.

**Tabelle 20: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in deutsche Steinkohlekraftwerke**

| Nr. | Stoff | Stoff-Menge [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg TS] | Hg Mittel B [mg/kg TS] | Trocken-substanz [%] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Steinkohle | 38.938.279 | 0,12 | 0,20 | 90 % | 4.205 | 7.009 |
| 2 | EBS | 490.909 | 0,14 | 0,14 | 88 % | 60 | 60 |
| 3 | Klärschlamm | 748.480 | 0,75 | 0,986 | 30 % | 168 | 221 |
| 4 | Kalkstein | 1.004.608 | 0,03 | 0,03 | 100 % | 30 | 30 |
| | **Gesamtsumme** | **40.829.509** | | | | **4.464** | **7.321** |

Quellen: Stoffmengen: 1: (Destatis 2018); 2: ermittelt aus (Ketelsen 2016a) und (ITAD 2017b); 3: ermittelt aus (Heidecke 2018); 4: (Köhler et al. 1996a). Hg-Gehalte: 1A: (UNEP 2017; EON 2009); 1B: (MUNLV NRW 2005); 2A/2B: (Harraß 2018); 3A: (ABANDA); 3B: (DWA 2018); 4A/4B: (Blume 1992; VDZ 2015; MUNLV NRW 2005); Trockensubstanz: 1: (Thiel 2007), (Wiechmann 2013); 2: (Thiel 2007) 3: (Wiechmann 2013)

### 2.6.4 Verhalten von Quecksilber im Feuerungsprozess von Kohlekraftwerken

Quecksilber ist in der Kohle überwiegend an anorganische mineralische Bestandteile gebunden, insbesondere an Pyrit, wenngleich auch Organo-Quecksilberverbindungen vorliegen. Bei Steinkohlen überwiegt die Bindung an anorganische Stoffe, bei Braunkohlen ist das Hg überwiegend an organische Stoffe gebunden (Schwieger 6.-2018). Beim Verbrennungsvorgang wird das Quecksilber in seiner elementaren Form freigesetzt. Bis 700 °C findet keine Hg-Oxidation in der Gasphase statt. Im Rauchgasstrom liegt Quecksilber dann als elementares Quecksilber ($Hg^0$), oxidiertes Quecksilber ($Hg^{2+}$) oder partikelgebunden vor ($Hg_p$) vor. Bei oxidiertem Quecksilber dominiert der Anteil an $HgCL_2$. Das Verhältnis von $Hg^{2+}$ zu $Hg^0$ schwankt

in Abhängigkeit des Chlorgehaltes in den Kohlen, der Rauchgastemperatur und dem Verhältnis von Brennstoff zu Verbrennungsluft. Einen weiteren Einfluss auf die Oxidation sowie auf die Bildung von partikelgebundenem Quecksilber haben katalytisch wirkende und chemisch reaktive Stoffe. Beispielsweise bewirken $SO_2$-Konzentrationen von über 400 ppm einen Anstieg der Quecksilberoxidation. Der Anteil von oxidiertem Quecksilber im Rauchgas liegt vor dem Eintritt in die Rauchgasreinigung zwischen 30 – 95 %. Die Art der Feuerungstechnik hat ebenfalls erheblichen Einfluss auf das Verhalten von Quecksilber. In Staubfeuerungsanlagen variieren die Quecksilberspezies erheblich. Der überwiegende Anteil liegt gasförmig vor. In Schmelzkammerfeuerungsanlagen dominiert das partikelgebundene Quecksilber (UNEP 2017; Senior 2015; Granite 2015).

Das Verhalten von Quecksilber in der Abgasreinigung hängt stark von den eingesetzten Schadstoffminderungstechniken ab.

### 2.6.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.6.5.1 Co-Benefit

In Steinkohlekraftwerken wird Quecksilber über folgende Abgasreinigungstechniken, die vorrangig zur Minderung von Staub, Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid betrieben werden, abgeschieden: (Tebert et al. 2016a)

- Elektrofilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Gewebefilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Nasswäscher (Abscheidung von oxidiertem Quecksilber, insbesondere $HgCL_2$).

Die Abscheidegrade bei der Entstaubung hängen von der Wirksamkeit der Feuerung ab und davon, ob Hg in der elementaren oder der oxidierten Form vorliegt.

Bei der Abscheidung in Wäschern ist der Abscheidegrad noch stärker vom Anteil an oxidiertem Quecksilber im Rauchgasstrom vor dem Wäscher abhängig.

In Steinkohlekraftwerken sind Katalysatoren überwiegend heißgasseitig angeordnet. Sie können somit zur weiteren Oxidation von Hg beitragen. In nachfolgenden Reinigungsstufen, z. B. dem Wäscher kann dann Hg wesentlich besser abgeschieden werden.

Die Abscheideleistungen von Steinkohlekraftwerken mit konventioneller Quecksilberminderungstechnik hängen von verschiedenen Faktoren ab:

- Chlorgehalte in den eingesetzten Kohlen (je höher der Chlorgehalt desto höher der Abscheidegrad) (Vosteen 2010),
- Art der Rauchgasreinigung (Anlagen mit heißgasseitig angeordneter SCR sind in der Lage, Quecksilber in wesentlich höherem Maße zu oxidieren, als Anlagen mit “tail-end“-Schaltung) (Tebert et al. 2016a),
- Redoxpotential im Wäscher (schwankende Redoxpotentiale führen zu höheren Quecksilberemissionen durch Remissionen im Wäscher) (Blank 2017; Kikkawa 2017),
- Ausbrand (bei niedrigerem Ausbrand trägt die höhere Ruß- bzw. Kohlenstoffkonzentration im Rauchgas zu einer höheren Abscheiderate von Quecksilber bei) (Liedke 2017; UNEP 2017),

- Temperaturen im E-Filter (durch eine gezielte Temperatursteuerung im E-Filter können höhere Abscheideraten erzielt werden) (Kikkawa 2017),
- $SO_2$- Konzentrationen im Rauchgas (je niedriger die $SO_2$-Konzentration im Rauchgas, desto höher die Abscheiderate von Hg),
- Bauart der Wäschers (Liedke 2017),
- Chlorgehalte im Wäschersumpf (niedrige Chlorgehalte führen zu einer geringeren Abscheiderate) (Liedke 2017).

Abscheideraten für die Rauchgasreinigung in Kohlekraftwerken lassen sich somit nicht pauschal angeben. Bei jedem Kraftwerk sind die spezifischen Verhältnisse vor Ort zu berücksichtigen. Dies lässt sich an nachfolgendem Beispiel verdeutlichen:

Zwei Steinkohlekraftwerke, die sich im Wesentlichen durch den Ausbrand (das ältere Kraftwerk wies einen schlechteren Ausbrand auf) und in der Bauart des Wäschers unterscheiden (einstufiger und zweistufiger Wäscher) wurden mit derselben Kohle befeuert (Kolumbianische Kohle mit hohem Hg- und niedrigem Chlorgehalt). Das ältere Kraftwerk mit dem zweistufigen Wäscher und dem schlechteren Ausbrand zeigte mit ca. 80 % einen deutliche höheren Quecksilberabscheidegrad als das wesentlich modernere Kraftwerk mit besserem Ausbrand und einem einstufigen Wäscher (Hg-Abscheidegrad < 30 % (Liedke 2017).

Tabelle 21 enthält Angaben zu Abscheideraten von Co-Benefit-Techniken oder Kombinationen aus diesen, die in chinesischen Anlagen ermittelt wurden. Die Werte sind auf deutsche Steinkohlekraftwerke aufgrund unterschiedlicher Randbedingungen nicht direkt übertragbar, können jedoch Hinweise darauf geben, in welcher Größenordnung sich die Hg-Abscheideraten von Co-Benefit-Techniken bei der Verbrennung von Steinkohle in Großfeuerungsanlagen bewegen.

**Tabelle 21: Abscheideraten einzelner Rauchgasreinigungstechniken oder Kombinationen aus diesen in chinesischen Kohlekraftwerken**

| Angewendete Rauchgasreinigungs-techniken | Mittelwert | Min. | Max. | Standard-abweichung | Anzahl der Tests |
|---|---|---|---|---|---|
| NW | 23 | 7 | 59 | 18 | 8 |
| EF | 29 | 1 | 83 | 19 | 64 |
| GF | 67 | 9 | 92 | 30 | 10 |
| EF + NW | 62 | 13 | 88 | 22 | 19 |
| GF + NW | 86 | 77 | 97 | 10 | 3 |
| SCR + EF + NW | 69 | 36 | 95 | 24 | 4 |
| SCR + EF + NW | 93 | 86 | 99 | 9 | 2 |
| EF + TS + GF | 68 | 68 | 68 | | 1 |

NW: Nasswäscher; EF: Elektrofilter; GF: Gewebefilter; SCR: Selektive Katalytische Entstickung; WB TS: Trockensorption
Quelle: (Zhang et al. 2015)

Im Bereich der Abwasserbehandlung kommt bei einigen Kraftwerken eine einstufige Schwermetallfällung zum Einsatz, in der Quecksilber mit abgeschieden wird.

#### 2.6.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Quecksilberspezifische Minderungstechniken sind in deutschen Steinkohlekraftwerken noch nicht sehr weit verbreitet. Vor dem Hintergrund der sich abzeichnenden verschärften Anforderungen durch das überarbeitete BVT-Merkblatt für Großfeuerungsanlagen finden derzeit allerdings in vielen Kraftwerken Versuche statt. Als spezifische Quecksilberminderungstechniken werden in Steinkohlekraftwerken eingesetzt:

- Flugstrom-Sorption mit Aktivkohle (viele Anlagen in den USA), (Abscheideraten bis 95 %) (Tebert et al. 2016a),
- Halogenzugabe in den Feuerungsraum zur besseren Oxidation von Quecksilber (viele Anlagen in den USA), (Abscheideraten bis 95 %) (Tebert et al. 2016a),
- Katalysatoren zur spezifischen Quecksilberoxidation (z. B. KW Staudinger, Kraftwerk Datteln),
- Zugabe von sulfidischen Fällungshilfsmitteln im Wäscher (z. B. KW Staudinger), (Abscheideraten nicht bekannt),
- Zugabe von Aktivkohle im Wäscher (Versuche der Steag) (Abscheideraten bis 95 %) (Marsan et al. 2012),
- Einsatz der Sorbent Polymer Catalyst Composite Technik (SPC) (einige Anlagen in den USA, derzeit Tests in Polen) (Abscheideraten bis 85 %) (Kolde 2017),
- Steuerung des Redox-Potentials und der Sulfit-Konzentration im Wäscher (Anlagen in den USA) (Abscheideraten nicht bekannt) (Kikkawa 2017).

Im Bereich der Abwasseremissionen kommen folgende spezifische Minderungstechniken zum Einsatz:

- 2-stufige Schwermetallfällung mit Einsatz eines quecksilberspezifischen Fällungsmittels in der zweiten Stufe (Tebert et al. 2016a),
- Membranfiltrationsverfahren (z. B. Kraftwerk Heyden) (Schneidereit 2014a) (Schneidereit 2014b),
- Ionenaustauscherverfahren (genehmigt im Kraftwerk Datteln IV) (Bez. Reg. Münster 2017a).

### 2.6.6 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus Steinkohlekraftwerken erfolgen insbesondere über die in Tabelle 22 angegeben Pfade:

**Tabelle 22: Quecksilberausträge aus Steinkohlekraftwerken**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Hauptschornstein | Häufig mündet der Schornstein in einen Kühlturm, so dass das Abgas vermischt mit dem Kühlturmschwaden abgegeben wird. |
| Wasser | Abwasser über die Rauchgaswaschwasseraufbereitung | |
| Abfall | Kesselaschen<br>Filterstäube<br>Ggf. Rückstände aus der Rauchgaswaschwasseraufbereitung | Einsatz u. a. in der Zementindustrie<br>In einigen Kraftwerken werden die Rückstände in die Verbrennung zurückgeführt. |
| Produkt | Gips | |

Für Kraftwerke liegen keine anlagenspezifischen Mengenangaben für Reststoffe und Kraftwerksnebenprodukte vor. Die Hg-Austräge über diese Pfade werden daher nachfolgend anhand von Daten zu einer Massenbilanz sowie über Transferfaktoren berechnet. Über die vorgelegten Emissionserklärungen können die Hg-Freisetzungen über die Luft anlagenspezifisch berechnet werden, so dass hier auf die deutlich ungenauere Bilanzierung über Transferfaktoren und Massenbilanzen verzichtet wird.

Massenbilanzen und Transferfaktoren zu Steinkohlekraftwerken liegen insbesondere für Staubfeuerungen vor. Es ist nicht bekannt, wie hoch der Anteil der jeweiligen Feuerungstechniken an der Gesamtstromerzeugung durch Steinkohlekraftwerke in Deutschland ist. Alle großen Steinkohlekraftwerke werden mit Staubfeuerung betrieben. Da die von Abschaltungen betroffenen kleineren und älteren Kraftwerke häufig mit alternativen Feuerungen ausgerüstet sind, ist davon auszugehen, dass der Anteil der Anlagen mit Staubfeuerung am Kraftwerkspark zukünftig weiter steigen wird. Im Rahmen der Bilanzierung wird überschlägig die Massenbilanz für Staubfeuerungsanlagen auf den gesamt Kraftwerkspark angewendet.

#### 2.6.6.1 Berechnung von Quecksilberausträgen über Reststoffe und Kraftwerksnebenprodukte anhand einer Massenbilanz für eine Staubfeuerung

Die nachfolgende Tabelle zeigt die für die Bilanz angenommenen Konzentrationen in den Reststoffen von Kohlekraftwerken und von REA-Gips sowie die daraus errechneten Hg-Output-Ströme. Die Ergebnisse der Recherchen zu Quecksilbergehalten in Reststoffen können dem Anhang entnommen werden. Die Reststoffmengen wurden über stoffstromspezifische Faktoren (Mg Reststoff/verbrannter Mg Kohle) ermittelt, nach (Köhler et al. 1996a) abgeleitet. Dort werden Daten für eine Staubfeuerung genannt.

Zum Anfall an Gips stehen auch Daten des Bundesverbandes der Gipsindustrie zur Verfügung (BGR 2016). Die angegebene Menge von 1,6 Mio. Mg deckt sich mit der über die Bilanz ermittelten Menge aus Tabelle 23. Insgesamt ergibt sich ein Hg-Output über die Reststoffe von ca.1.500 bis 5.700 kg/a (siehe Tabelle 23).

Der Wirtschaftsverband Mineralische Nebenprodukte beziffert die im Jahr 2016 in Steinkohlekraftwerken angefallenen Gipsmengen mit ca. 1,5 Mio. Mg. Dies entspricht weitgehend der Menge, die anhand der oben vorgenommenen Massenbilanz berechnet wurde (siehe auch Tabelle 23, Spalte 3) (WIN 2018). Bei einer Gipsmenge von 1,5 Mio. Mg errechnet sich für den Quecksilberaustrag über den Gips eine Spanne von 360 bis 539 kg/a.

Bei der Berechnung der Hg-Austräge über den Gips wurde der vom VDZ veröffentlichte Medianwert von 0,24 mg/kg und der Mittelwert von 0,359 mg/kg als unterer A- bzw. oberer B-Gehalt für die Abschätzung des wahrscheinlichen Bereichs der Hg-Gehalte der durch Großfeuerungsanlagen erzeugten REA-Gipse herangezogen (Harraß et al. 2018). Es wurde nicht auf den im Zementkapitel verwendeten gewichteten Mittelwert zurückgegriffen, da sich die durch Großfeuerungsanlagen erzeugten Gipsqualitäten in Bezug auf die jeweils erzeugten Mengen von denen unterscheiden werden, die in der Zementindustrie zum Einsatz kommen.

**Tabelle 23: Quecksilberausträge aus Steinkohlekraftwerken über Reststoffe im Jahr 2016 berechnet auf Basis einer Massenbilanz für die Staubfeuerung**

| Nr. | Stoff | Menge [Mg] | Hg-Median A [mg/kg] | Hg-Median B [mg/kg] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Verbrennungsasche | 242.684 | 0,05 | 0,2 | 12 | 49 |
| 2 | Flugasche | 2.809.740 | 0,4 | 1,6 | 1.124 | 4.496 |
| 3 | REA-Gips | 1.631.375 | 0,24 | 0,359 | 392 | 586 |
| 4 | **Gesamtsumme** | **4.683.799** | | | **1.528** | **5.130** |

Quellen: Outputmengen: abgeleitet von (Köhler et al. 1996a); 1A/1B: (Dehoust et al. 2008); 2A/2B: (Dehoust et al. 2008); 3A: Median, 3B: Mittelwert nach (Harraß et al. 2018)

#### 2.6.6.2 Berechnung von Quecksilberausträgen über Reststoffe und Kraftwerksnebenprodukte anhand von Transferfaktoren

Alternativ lässt sich der Hg-Output über Transferfaktoren aus der Literatur und dem Hg-Input (siehe Kap. 2.6.3) berechnen. Hierzu liegen verschiedene Veröffentlichungen vor (siehe Tabelle 24:). Für die Bilanz werden im Rahmen einer überschlägigen Vorgehensweise die Transferfaktoren für Staubfeuerungsanlagen für die gesamte in Deutschland in Kraftwerken verbrannte Steinkohlemenge herangezogen. Eine Quelle nennt unterschiedliche Transferfaktoren jeweils für eine Betriebsweise mit vollständiger Schlammrückführung aus der Behandlungsanlage der Abwässer aus der Rauchgaswäsche und für eine Fahrweise, bei der in der Abwasserbehandlung eine mit Quecksilber aufkonzentrierte Schlammfraktion und eine quecksilberarme Schlammfraktion erzeugt werden. Die quecksilberarme Schlammfraktion wird wieder der Verbrennung zugeführt, die quecksilberreiche Fraktion wird deponiert. Zweistufige Schwermetallfällungen sind mittlerweile in mehreren Abwasserbehandlungsanlagen für Steinkohlekraftwerke in Deutschland in Betrieb (siehe (Tebert et al. 2016a)). Auf die Angabe von Transferfaktoren für den Luftpfad wurde verzichtet, da die Berechnung der Luftemissionen anhand der vorgelegten Emissionserklärungen erfolgte.

Die für die Berechnung herangezogenen Transferfaktoren weisen eine sehr hohe Bandbreite auf. Dies ist u. a. darauf zurückzuführen, dass die Untersuchungen von Anlagenbetreibern zu Hg-Minderungsmaßnahmen gezeigt haben, dass Bilanzierungen bzw. der Erfolg von Hg-Abscheidemaßnahmen in hohem Maße von der Anlagenspezifikation, den Eigenschaften der eingesetzten Brennstoffe und der Fahrweise der Anlage abhängig sind.

**Tabelle 24: Transferfaktoren für Quecksilber in Steinkohlekraftwerken aus der Literatur**

| | (MUNLV NRW 2005) | (Thiel 2007) | (Fritsche 2016) | (Tembrink 2009)* | (Tembrink 2009)** | (Kramer und Gruber-Waltl 2016) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Verbrennungsasche | 1 % | | 2,4 % | 4 % | 4 % | |
| Filterasche | 65 % | 50 % | 12,2 % | 12 % | 3 % | 31 % |
| Gips | 8 % | 5 % | 17,9 % | 30 % | 43 % | 17 % |
| Filterkuchen ARA | | | 20,3 % | | 30 % | 15 % |

*Fahrweise mit vollständiger Schlammrückführung in die Verbrennung

**Fahrweise mit Rückführung einer Hg-armen Schlammfraktion in die Verbrennung

Insgesamt ergeben sich Hg-Austräge von

- 155 bis 4.739 kg/a über Filteraschen,
- 44 bis 306 kg/a kg/a über Verbrennungsaschen,
- 222 bis 3.161 kg/a über Gips sowie
- 665 bis 2.192 kg/a über Schlämme aus der Abwasserreinigung (siehe Tabelle 24).

Bei der Bilanzierung wurde der Kalkeintrag in die REA nicht berücksichtigt, da sich die Transferfaktoren von einer Ausnahme abgesehen nur auf die Einträge über die Kohle beziehen.

In der folgenden Tabelle sind die jeweils kleinsten und größten Werte, welche die oben genannten Spannbreiten ergeben, fett gedruckt. Nullwerte aufgrund fehlender Angaben zum Transferfaktor wurden dabei nicht berücksichtigt. Die großen Spannbreiten ergeben sich aufgrund der sehr unterschiedlichen Fahrweisen, in denen teilweise bereits Hg-Minderungstechniken zum Einsatz kommen.

**Tabelle 25: Quecksilberausträge aus Steinkohlekraftwerken im Jahr 2016 berechnet auf Basis von Transferfaktoren**

| Stoff | (MUNLV NRW 2005) [kg/a] | (Thiel 2007) [kg/a] | (Fritsche 2016) [kg/a] | (Tembrink 2009)* [kg/a] | (Tembrink 2009)** [kg/a] | (Kramer und Gruber-Waltl 2016) [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Hg-Input A | 4.434 | 4.434 | 4.434 | 4.434 | 4.434 | 4.434 |
| Hg Input B | 7.291 | 7.291 | 7.291 | 7.291 | 7.291 | 7.291 |
| Hg Output Verbrennungsasche A | **44** | 0 | 108 | 164 | 186 | 0 |
| Hg Output Verbrennungsasche B | 73 | 0 | 178 | 270 | **306** | 0 |
| Hg Output Filterasche A | 2.882 | 2.217 | 541 | 540 | **155** | 1.375 |
| Hg Output Filterasche B | **4.739** | 3.645 | 890 | 887 | 255 | 2.260 |

| Stoff | (MUNLV NRW 2005) [kg/a] | (Thiel 2007) [kg/a] | (Fritsche 2016) [kg/a] | (Tembrink 2009)* [kg/a] | (Tembrink 2009)** [kg/a] | (Kramer und Gruber-Waltl 2016) [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Hg OutputGips A | 355 | **222** | 792 | 1.337 | 1.923 | 754 |
| Hg OutputGips B | 583 | 365 | 1.303 | 2.199 | **3.161** | 1.239 |
| Hg Output Filterkuchen ARA A | 0 | 0 | 901 | 0 | 1.333 | **665** |
| Hg Output Filterkuchen ARA B | 0 | 0 | 1.481 | 0 | **2.192** | 1.094 |

Hg-Input A/Hg-Input B siehe Tabelle 20 (ohne Hg-Eintrag über Kalkstein)

Für Gips liegt die Spanne von 392 bis 586 kg/a, die über die Massenbilanzierung berechnet wurde und im unteren Bereich der Spanne von 222 bis 3.161 kg/a, die anhand von Transferfaktoren ermittelt wurde. Für die weitere Bilanzierung wird mit der Spanne aus der Massenbilanzierung unter Berücksichtigung einer Gipsmenge von 1,5 Mio. Mg gerechnet, da die Daten zu den produzierten Gipsmengen relativ robust sind und auch die Daten zu den Hg-Gehalten im Gips auf einer relativ breiten Datenbasis beruhen.

#### 2.6.6.3 Emissionen über den Luftpfad

Die Quecksilberemissionen über den Luftpfad wurden über die Emissionserklärungen für das Jahr 2016 ermittelt. Die Datenabfrage erfolgte über die jeweils zuständigen Länderbehörden. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Emissionserklärungen sind in Tabelle 17 und Tabelle 27 dargestellt. Die Tabellen enthalten jeweils statistische Größen, wie z. B. Mittelwert oder Median der ermittelten 92 Datensätze. In der letzten Zeile der Tabelle 27 ist die Gesamtjahresfracht aller Steinkohlekraftwerke in Deutschland angegeben, für die in der jeweiligen Emissionserklärung eine Angabe zur freigesetzten Fracht erfolgte. Diese betrug 1.237 kg, davon wurden 48 % als „gemessen“ ausgewiesen (50 Datensätze), 46 % als „berechnet“ (31 Datensätze) und 5 % als „geschätzt“ (3 Datensätze). Für weitere 7 Datensätze erfolgen zwar Angaben zu Emissionsfrachten (Anteil von 2 % der Gesamtfracht), aber keine Angaben zur Art der Frachtenermittlung.

Der Mittelwert aller Konzentrationswerte, für die in der jeweiligen Emissionserklärung „Messung“ angemerkt wurde, liegt mit ca. 3,0 µg/m³ deutlich unter dem Mittelwert der Anlagen, der für die „Kalkulation“ angegeben wurde (6,0 µg/m³). Die Hg-Konzentration der Anlage, für die „Schätzung“ vermerkt wurde, lag mit ca. 3,2 µg/m³ im Bereich des Mittelwertes der Anlagen, für die „Messung“ angeben wurde. Ob es sich bei den Werten, für die „Messung“ angeben wurde, um kontinuierliche oder diskontinuierliche Messungen handelte, lässt sich den Daten nicht entnehmen, ebenso wenig, ob die Werte, für die „Schätzung“ vermerkt wurde, auf für die Frachten hochgerechnete Einzelmessungen oder auf Berechnungen über Emissionsfaktoren basieren.

**Tabelle 26: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen für 88 Steinkohle-Kessel angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,0041 |
| 10 Perz. | 0,5 |
| Mittel | 3,8 |
| Median | 2,8 |
| 90 Perz. | 9,9 |
| Max. | 17 |

Quelle: (Behördenabfrage 2018)

**Tabelle 27: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen für 90 Steinkohle-Kessel angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [kg/a] |
|---|---|
| Min. | 0,021 |
| 10 Perz. | 0,4 |
| Mittel | 14 |
| Median | 7,1 |
| 90 Perz. | 36 |
| Max. | 98 |
| **Gesamtfracht** | **1.220** |

Quelle: (Behördenabfrage 2018)

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit.

Aufgrund von Außerbetriebnahmen von Großkraftwerken (siehe auch (Bundesnetzagentur 2018b, 2017)) ist davon auszugehen, dass die Quecksilberemissionen aus Steinkohlekraftwerken rückläufig sind. Der Anteil an der Gesamtfracht für 2016, der bis Ende 2018 stillgelegten Steinkohlekraftwerken stammt, liegt bei 126 kg. Dies entspricht einem Anteil von ca. 10 % der Jahresfracht 2016. Zusätzliche Hg-Emissionen dürften insbesondere durch das Kraftwerk Datteln Block 4 bereitgestellt werden, das am 30.5.2020 in Betrieb ging (WDR 2020). Aussagen über die im Betrieb freigesetzten Frachten sind derzeit noch nicht möglich.

#### 2.6.6.4 Quecksilberausträge über das Abwasser

In der Tabelle 28 werden exemplarisch für Steinkohlekraftwerke aus NRW die über das Abwasser freigesetzten Frachten dargestellt. Die Daten wurden über eine Behördenabfrage ermittelt. Es handelt sich im Direkteinleiter.

**Tabelle 28: Quecksilberausträge von Abwasserbehandlungsanlagen von Steinkohlekraftwerken in NRW im Jahr 2016**

| Firma | Standort | Konz Min [ng/l] | Konz Max [ng/l] | Konz Mittel [ng/l] | Fracht [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| Steag AG | Duisburg | 270 | 3700 | 1990 | 0,81 |
| Steag GmbH* | Voerde | 270 | 1200 | 743 | 0,31 |
| Evonik Steag GmbH | Herne | 230 | 1200 | 593 | 0,15 |
| STEAG und RWE Power | Bergkamen | 51 | 1500 | 604 | 0,21 |
| STEAG AG | Lünen | 170 | 780 | 403 | 0,11 |
| Uniper Kraftwerke GmbH | Petershagen | 48 | 880 | 552 | 0,12 |
| **Summe** | | | | | **1,71** |

* 2017 stillgelegt.
Quelle: (Behördenabfrage 2018)

Im Vergleich zum Jahr 2012 ist die von diesen Kraftwerken freigesetzte Fracht deutlich gesunken. Sie betrug im Jahr 2012 noch 2,02 kg (Tebert 2015).

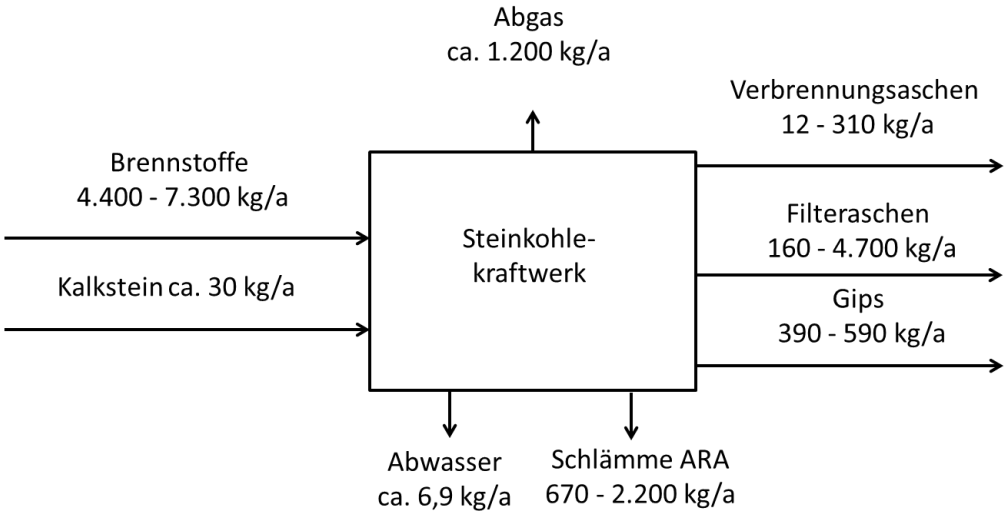
Wird die Fracht von 1,71 kg/a über die in der Kraftwerksliste für die Kraftwerke jeweils angegebene elektrische Wirkleistung auf den gesamten Kraftwerkspark hochgerechnet, ergibt sich eine Gesamtquecksilberfreisetzung von 6,9 kg/a.

### 2.6.7 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über Rohstoffe und Energieträger liegt bei 4.400 bis 7.500 kg/a. Die Quecksilberfracht, die über den Schornstein in die Luft freigesetzt wird, beträgt ca. 1.200 kg/a. Über Filterstäube und Verbrennungsaschen werden 190 bis 5.200 kg/a über Gips 220 bis 3.300 kg/a und über Schlämme aus der ARA 660 – 2.300 kg/a ausgetragen. Die großen Spannbreiten ergeben sich dadurch, dass für die Bilanzierung der Reststoffe und Nebenprodukte sehr unterschiedliche Transferfaktoren herangezogen wurden, die teilweise bereits Quecksilberminderungstechniken berücksichtigen.

Abbildung 10 zeigt die Quecksilberbilanz basierend auf den Daten zu 2016.

**Abbildung 10: Quecksilberbilanz Steinkohlekraftwerke für 2016 bezogen auf 38,94 Mio. Mg Steinkohleeinsatz sowie 0,89 Mio. Mg Ersatzbrennstoffe und 1,0 Mio. Mg Kalkstein**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle 29 zeigt die Datenqualität von Input und Output von Großfeuerungsanlagen für Steinkohle.

**Tabelle 29: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Großfeuerungsanlagen für Steinkohle**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 2 |
| Output Gips | 3 |
| Output Filterasche | 4 |

## 2.7 Mittelgroße Feuerungsanlagen für Brennstoffe aus Kohle (Non-IED) Anlagen zur Verbrennung von Braunkohlestaub ohne Zementwerke

Unter mittelgroßen Feuerungsanlagen werden in den Kapiteln 2.7 und 2.8 Anlagen im Leistungsbereich zwischen 1 und 50 MW verstanden, die mit Kohle oder Produkten aus Kohle befeuert werden. Sie werden in der RL EU 2015/9193 geregelt. Um Überschneidungen zu vermeiden, wird der Einsatz von Kohle in Zementwerken in Kap. 2.19 betrachtet. Anlagen zu Braunkohlefeuerung lassen sich unterscheiden in Anlagen zur Verbrennung von Rohbraunkohle und Anlagen zur Verbrennung von Braunkohlestaub und anderen Braunkohleprodukten. Anlagen zur Verbrennung von Rohbraunkohle fallen unter die 13. BImSchV und werden entsprechend in Kap. 2.3 berücksichtigt.

### 2.7.1 Anlagenbeschreibung

Braunkohle wird in mittelgroßen Feuerungsanlagen größtenteils als Braunkohlestaub (BKS) in Staubfeuerungs- oder Wirbelschichtfeuerungsanlagen verbrannt. Die Anlagen sind (abgesehen von Zementwerken, die Braunkohlestaub verfeuern) gemäß 4. BImSchV oder Nr. 1.2 genehmigt:

> *„Anlagen zur Erzeugung von Strom, Dampf, Warmwasser, Prozesswärme oder erhitztem Abgas in einer Verbrennungseinrichtung (wie Kraftwerk, Heizkraftwerk, Heizwerk, Gasturbinenanlage, Verbrennungsmotoranlage, sonstige Feuerungsanlage), einschließlich zugehöriger Dampfkessel, ausgenommen Verbrennungsmotorenanlagen für Bohranlagen und Notstromaggregate durch den Einsatz von Kohle (…) mit einer Feuerungswärmeleistung von 1 Megawatt bis weniger als 50 Megawatt."*

Asphaltmischanlagen, in denen ebenfalls Braunkohlestaub eingesetzt wird, werden nach Nr. 2.15 genehmigt:

> *„Anlagen zur Herstellung oder zum Schmelzen von Mischungen aus Bitumen oder Teer mit Mineralstoffen, ausgenommen Anlagen, die Mischungen in Kaltbauweise herstellen, einschließlich Aufbereitungsanlagen für bituminöse Straßenbaustoffe und Teersplittanlagen."* (4. BImSchV 2017b)

Bei der Herstellung von BKS im Rheinischen Revier wird die Braunkohle zunächst mit Hilfe von Kraft-Wärmekopplung in Röhrentrocknern bei ca. 100 °C getrocknet und anschließend z. B. in Stabschwingmühlen oder in Walzenschüsselmühlen vermahlen (RWE 2017a; Bez.Reg. Arnsberg 2017a). Die zur Trocknung erforderliche Energie wird im Energieverbund Knappsacker Hügel über den Dampfverbund der Wirbelschichtfeuerung im Kraftwerk Berrenrath zur Verfügung gestellt. (RWE 2017b)

In der Fabrik Fortuna Nord erfolgt die Trocknung der Braunkohle über Dampf in einem Röhrentrockner, der aus den Heißgasen von zwei Herdöfen, die zur Braunkohlekokserzeugung eingesetzt werden, erzeugt wird. Die Zerkleinerung erfolgt in einer Walzenschüsselmühle (RWE 2017a).

In der Fabrik Frechen erfolgt die Zerkleinerung in Schwingstabmühlen. Die zur Trocknung erforderliche Energie wird in Wirbelschichtkesseln, die mit Rohbraunkohle betrieben werden, erzeugt (RWE 2017c).

Bei der Braunkohleaufbereitung in der Lausitz wird die Rohbraunkohle zunächst mit Flügelbrechern auf eine Korngröße von 250 mm vorzerkleinert und anschließend in Hammermühlen weiter zerkleinert und klassiert. Die so gewonnene Rohfeinkohle weist eine Körnung von bis zu 6,3 mm auf. Die Trocknung erfolgt in Röhrentrocknern. Die hierzu erforderliche Energie wird über Kraft-Wärme-Kopplung durch das benachbarte Braunkohlekraftwerk Schwarze Pumpe zur Verfügung gestellt. Die Trocknerabluft wird über Hochleistungsschlauchfilter, Venturiabscheider und E-Filter abgereinigt. Der anfallende Staub wird dem erzeugten Braunkohlestaub zugemischt. (Vattenfall 2012)

Hauptabnehmer von BKS sind folgende Bereiche (Deutscher Bundestag 2016):

- Allgemeine Elektrizitätsversorgung,
- Glas, Keramik und Steinverarbeitung,
- Chemische Industrie,
- Steine und Erden,
- Zellstoff, Papier und Pappe,
- Ernährung und Genussmittel.

### 2.7.2 Anlagenbestand

Braunkohlestaub wird im westdeutschen Kohlerevier in den drei Veredlungswerken der RWE Power „Frechen Nord“, „Ville Berrenrath“ und „Fortuna Nord“ sowie in einem Veredlungsbetrieb der LEAG in Spremberg in der Lausitz hergestellt (LEAG 2017; RWE 2017d). Darüber hinaus dürfte nach der Statistik aus (Kohlewirtschaft 2018) ein kleinerer Erzeugungsbetrieb im Mitteldeutschen Revier bestehen.

Insgesamt wurden im Jahr 2015 ca. 4,8 Mio. Mg Wirbelschichtkohle und BKS erzeugt, davon ca. 4,4 Mio. Mg BKS (BKS-Herstellung siehe Tabelle 30). Der Anteil an BKS betrug somit ca. 91 %.

**Tabelle 30: Herstellung von Braunkohlestaub in Deutschland nach Herkunftsregionen**

| Region/ Jahr | Rheinland | Lausitz | Mitteldeutschland | Gesamt |
|---|---|---|---|---|
| | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] |
| 2012 | 2.947 | 1.007 | 204 | 4.158 |
| 2013 | 3.173 | 988 | 154 | 4.315 |
| 2014 | 3.248 | 1.027 | 142 | 4.417 |
| 2015 | 3.174 | 1.065 | 159 | 4.398 |
| | [%] | [%] | [%] | [%] |
| Anteile in 2015 | 72,2 | 24,2 | 3,6 | 100 |

Quelle: (Kohlewirtschaft 2018)

Für den Absatz weist die Statistik nur einen Summenwert für Braunkohlestaub und Wirbelschichtkohle aus. Dieser belief sich im Jahr 2015 auf ca. 4,8 Mio. Mg. Der Anteil der exportierten Mengen an BKS und Wirbelschichtkohle betrug dabei ca. 20 % (siehe Tabelle 31). Somit verblieben für den inländischen Absatz 3,9 Mio. Mg, davon 3,5 Mio. Mg BKS.

**Tabelle 31: Absatz von Staubkohle und Wirbelschichtkohle in unterschiedlichen Branchen**

| Branche / Jahr | Allg. Elektrizi-tätsvers. | Glas, Keramik u. Stein-verarb. | Chem. Ind. | Steine u. Erden | Zellstoff, Papier u. Pappe | Ernähr. u. Genuss-mittel | Sonst. Abs. Inland | Aus-fuhr | Gesamt -absatz |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] | [1.000 Mg/a] |
| 2012 | 519 | 1.520 | 232 | 348 | 110 | 147 | 967 | 837 | 4.680 |
| 2013 | 552 | 1.471 | 252 | 289 | 127 | 141 | 1.132 | 889 | 4.854 |
| 2014 | 423 | 1.459 | 251 | 303 | 135 | 143 | 1.069 | 1.033 | 4.816 |
| 2015 | 492 | 1.443 | 244 | 294 | 145 | 139 | 1.094 | 982 | 4.835 |
| | [%] | [%] | [%] | [%] | [%] | [%] | [%] | [%] | [%] |
| | 10,2 | 29,8 | 5,0 | 6,1 | 3,0 | 2,9 | 22,6 | 20,3 | 100 |

Quelle: (Kohlewirtschaft 2017b)

### 2.7.3 Quecksilbereintrag

Zu Quecksilbergehalten in BKS liegen bislang insbesondere Informationen zu BKS aus dem Rheinischen Revier vor. Die Gehalte liegen zwischen 0,8 und 1,0 mg/kg TS (DAV 2017; Gronewäller 2016). Sie liegen damit im Bereich der Hg-Konzentrationen von Rheinischer Rohbraunkohle. Zu BKS aus der Lausitz und dem Mitteldeutschen Revier liegen bislang keine Informationen vor. Da die Hg-Gehalte in Rheinischer Rohbraunkohle weitgehend denen in BKS aus dem Rheinischen Revier entsprechen, werden analog hierzu hilfsweise in der Bilanzierung für den Hg-Gehalt des BKS aus der Lausitz bzw. Mitteldeutschland die Hg-Gehalte für die jeweils dort geförderten Rohbraunkohlen herangezogen.

Anhand der in Tabelle 30 und Tabelle 32 genannten Anteile der drei Herkunftsgebiete und dem Gesamtverbrauch von 3,5 Mio. Mg sowie den Hg-Gehalten in BKS aus den jeweiligen Herkunftsbereichen ergibt sich ein Hg-Input über BKS für das Jahr 2015 von 323 bis 421 kg.

**Tabelle 32: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in deutsche Braunkohlestaubfeuerungsanlagen < 50 MW**

| Nr. | Herkunft | Anteil | Menge [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Trocken-substanz [%] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Rheinisches Revier | 72 % | 2.531.082 | 0,08 | 0,1 | 90 % | 182,2 | 227,8 |
| 2 | Mitteldeutsches Revier | 4 % | 126.793 | 0,53 | 0,85 | 90 % | 60,3 | 96,5 |
| 3 | Lausitz | 24 % | 849.276 | 0,11 | 0,13 | 90 % | 80,8 | 97,0 |
| | **Summe** | **100 %** | **3.507.151** | **0,09** | **0,12** | | **323,3** | **421,3** |

BKS-Anteile s. Tabelle 30; abgeleitet aus (Kohlewirtschaft 2018) und (Kohlewirtschaft 2017b): 1A: (Gronewäller 2016); 1B: (DAV 2017); 2A/2B; 3A/3B (Schmidt 2015) umgerechnet auf TS in der Rohbraunkohle; Trockensubstanz: (Vattenfall 2012)

### 2.7.4 Verhalten von Quecksilber im Feuerungsprozess von Kohlefeuerungsanlagen

Zum Verhalten von Quecksilber in Kohlefeuerungsanlagen wird auf Kap. 2.6.4 verwiesen.

### 2.7.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

Genaue Informationen über die bei der energetischen Nutzung von Braunkohlestaub in den oben genannten Industriebereichen eingesetzten Emissionsminderungstechniken liegen nicht vor. Abgesehen vom Einsatz in größeren Kraftwerken zur Stromerzeugung, die der 13. BImSchV unterliegen, werden in Braunkohlstaubfeuerungsanlagen i. d. R. lediglich Techniken zur Staubminderung eingesetzt. Die Vorgaben der TA Luft zu Stickoxid- und Schwefeldioxid-Emissionen konnten im Jahr 2016 ohne spezifische Abgasreinigungstechniken eingehalten werden. Seit dem 20. Juli 2019 ist die 44. BImSchV in Kraft (44. BImSchV 2019). Die dort in § 10 genannten Emissionsgrenzwerte sind bis 1.1.2025 umzusetzen, so dass mittelfristig mit zusätzlichen Emissionsminderungstechniken zumindest bei größeren Anlagen über 20 MW Feuerungswärmeleistung zu rechnen ist. Diese Minderungstechniken für Staub und Stickstoffoxide werden voraussichtlich auch einen Teil des Quecksilbers im Abgas als Co-Benefit mindern. Wie Emissionsmessungen zeigen, die im Rhamen des Projektes durchgeführt wurden (siehe Kap. 2.4.2), dürfte der Quecksilbergrenzwert von 50 µg/Nm³ auch ohne zusätzliche Hg-Minderungsmaßnahmen eingehalten werden.

#### 2.7.5.1 Co-Benefit

Bei der Abscheidung von Stäuben mit Hilfe von Elektro- und Gewebefiltern wird Quecksilber mit abgeschieden.

Die Abscheidung in Elektrofiltern ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Eine wesentliche Rolle spielt der Anteil an unverbranntem Kohlenstoff. Daneben wird der Abscheidegrad von der Oberflächenbeschaffenheit, Korngröße, Porenstruktur und der mineralischen Zusammensetzung beeinflusst. Bei der Verbrennung von Kohlen mit hohem Chlorgehalt steigt der Anteil von oxidiertem und partikelgebundenem Quecksilber und damit der Abscheidegrad an. Eine Erhöhung der Abscheiderate kann bei Elektrofiltern auch durch den Einbau von zusätzlichen Feldern, der mit einer höheren Feinpartikelabscheidung verbunden ist, erreicht werden. In Gewebefiltern wirkt die Staubschicht auf dem Filter als zusätzliche Filterschicht. Beim Durchgang der Rauchgase durch die Filterschicht erhöht diese die Adsorption von $Hg^{2+}$ im Filterstaub (Zhang et al. 2016).

In der Literatur werden bei der Kohlefeuerung für Elektrofilter Abscheidegrade von durchschnittlich 29 % bei einer Spannbreite von 1-74 % und für Gewebefilter durchschnittlich 67 % bei einer Spannbreite von 9 - 92 % angegeben (Zhang et al. 2016).

#### 2.7.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Bei der Feuerung von Braunkohlestaub sind für Deutschland keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken bekannt.

### 2.7.6 Quecksilberaustrag

Bei der Herstellung von BKS ist potentiell mit Quecksilberemissionen zu rechnen. Da die Konzentrationen in erzeugtem BKS weitgehend denen von Rohbraunkohle entsprechen, wird angenommen, dass die Emissionen im Verhältnis zur Hg-Gesamtfracht in BKS vernachlässigbar sind. Zur Absicherung dieser These wären weitere Daten zu Hg-Gehalten in BKS wünschenswert. Am besten wäre die Ermittlung von Frachten vor und nach der Trocknung.

Quecksilberausträge aus BKS-Feuerungsanlagen erfolgen insbesondere über die in Tabelle 34 angegeben Pfade.

**Tabelle 33: Quecksilberausträge aus BKS-Verbrennungsanlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornstein | |
| Abwasser | | |
| Abfall | Kesselaschen<br>Filterstäube | |
| Produkt | Nur in einigen Branchen | Bei der Erzeugung von Produkten mit direkter Wärmeübertragung, z. B. Asphaltmischanlagen |

Hinsichtlich der Kessel- und Filterstäube liegen bislang sehr wenige Angaben über Hg-Konzentrationen und Verbleib vor. Bei Asphaltmischanlagen, deren BKS-Jahresverbrauch in 2015 mit ca. 0,54 Mio. Mg nach (Deutscher Bundestag 2016) abgeschätzt wird, werden die Filterstäube dem Asphalt zugemischt.

Wird BKS in anderen Branchen verbrannt, ist nach Informationen aus einschlägigen Genehmigungsverfahren (z. B. zum BKS-Kraftwerk in Frankfurt Fechenheim) davon auszugehen, dass die Filterrückstände zur Verfüllung von Tagebaurestlöchern eingesetzt werden.

Informationen über Hg-Gehalte in Produkten, die mit Hilfe von BKS erzeugt werden, z. B. Asphalt, liegen nicht vor.

Für den Austrag in die Luft wird pauschal angenommen, dass 50 % der Anlagen mit einem Elektrofilter und 50 % der Anlagen mit einem Gewebefilter ausgerüstet sind. Für den E-Filter wird ein Abscheidegrad von 29 %, für Gewebefilter von 67 % angenommen (siehe Kap. 2.7.5.1). Damit ergeben sich Quecksilberemissionen über die Luft von 168 – 220 kg/a.

**Tabelle 34: Quecksilberausträge aus BKS-Verbrennungsanlagen in die Luft.**

| Nr. | Abgasreinigung | Anteil | Hg-Input A [kg/a] | Hg-Input B [kg/a] | Minderung Filter | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | E-Filter | 50 % | 162 | 211 | 29 % | 115 | 150 |
| 2 | Gewebefilter | 50 % | 162 | 211 | 67 % | 53 | 70 |
| 4 | **Summe** | **100 %** | **323** | **421** | | **168** | **220** |

Anteil GF zu EF: Schätzung; Minderung Filter: (Zhang et al. 2016)

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden Quecksilbermessungen an jeweils einem Industriekessel, der mit BKS aus dem Rheinischen Revier und einem Kessel, der mit BKS aus der Lausitz befeuert wurde, durchgeführt. Die Messungen erfolgten mit Hilfe des Sorbent Trap-Verfahrens. An beiden Anlagen wurde jeweils über einen Zeitraum von ca. 2 Wochen gemessen. Die Ergebnisse lassen sich der nachfolgenden Tabelle aus den Spalten 2 und 3 entnehmen. Die Tabelle enthält darüber hinaus eine Hochrechnung auf die Hg-Emissionen in Deutschland, ausgehend von den erzeugten BKS-Mengen aus Tabelle 32. Dabei wurde die im Mitteldeutschen Revier erzeugte BKS-Menge von ca. 127.000 Mg der Menge an BKS die in der Lausitz erzeugt wurde, zugeschlagen. Insgesamt ergibt sich somit eine Quecksilberfracht von 124 kg/a.

**Tabelle 35: Hochrechnung der jährlichen Hg-Emissionen auf Deutschland auf Basis von eigenen Messungen**

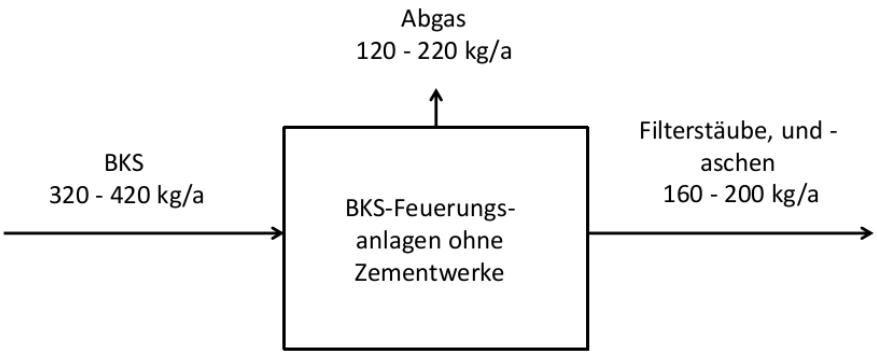
| Anlage | Brennstoff | Hg-Konzen-tration [µg/Nm³] | Spez. Hg-Emission [mg Hg/ mg BKS] | angenommener jährlicher Brennstoff-massenstrom [Mg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | BKS west-deutsches Revier | 2,92 | 20,3 | 976.069 | 104 |
| 2 | BKS Lausitz | 5,73 | 41,1 | 2.531.082 | 20 |
| **Summe** | | | | **3.507.151** | **124** |

### 2.7.7 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über BKS beträgt 320 bis 420 kg/a. Die Quecksilberfracht, die über den Schornstein in die Luft freigesetzt wird, liegt zwischen 120 und 220 kg/a. Über Filterstäube und -aschen werden entsprechend 160 bis 200 kg/a ausgetragen.

Abbildung 11 zeigt die Quecksilberbilanz basierend auf den Daten zu 2015.

**Abbildung 11: Quecksilberbilanz Braukohlenstaub-Feuerungsanlagen für das Jahr 2015 bezogen auf 3,51 Mio. Mg Braunkohlenstaubeinsatz**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output von BKS-Feuerungsanlagen ohne Zementwerke.

**Tabelle 36: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor BKS-Feuerungsanlagen ohne Zementwerke**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Aschen | 6 |

## 2.8 Mittelgroße Feuerungsanlagen für Brennstoffe aus Kohle (Non-IED) Anlagen zur Verbrennung von Steinkohle

Unter mittelgroßen Feuerungsanlagen werden in den Kapiteln 2.7 und 2.8 Anlagen im Leistungsbereich zwischen 1 und 50 MW verstanden, die mit Kohle oder Produkten aus Kohle befeuert werden. Sie werden in der RL EU 2015/2193 geregelt. Um Überschneidungen zu vermeiden, wird der Einsatz von Kohle in Zementwerken in Kap. 2.19 betrachtet.

### 2.8.1 Anlagenbeschreibung

Mittelgroße Anlagen zur Verbrennung von Steinkohle sind gemäß 4. BImSchV Anlage 1 Nr. 1.2 genehmigt:

> *„Anlagen zur Erzeugung von Strom, Dampf, Warmwasser, Prozesswärme oder erhitztem Abgas in einer Verbrennungseinrichtung (wie Kraftwerk, Heizkraftwerk, Heizwerk, Gasturbinenanlage, Verbrennungsmotoranlage, sonstige Feuerungsanlage), einschließlich zugehöriger Dampfkessel, ausgenommen Verbrennungsmotorenanlagen für Bohranlagen und Notstromaggregate durch den Einsatz von Kohle (…) mit einer Feuerungswärmeleistung von 1 Megawatt bis weniger als 50 Megawatt.“*

Alle Steinkohlefeuerungsanlagen sind mit KWK ausgerüstet. Der größte Teil der Anlagen wird mit Staubfeuerung betrieben. Die Abgasreinigung besteht i. d. R. aus einem Gewebe- oder einem E-Filter. (UBA 2017; Behördenabfrage 2018)

### 2.8.2 Anlagenbestand

Derzeit sind ca. 190 Steinkohlefeuerungsanlagen im Bereich zwischen 1 und 50 MW in Betrieb. Davon weisen fünf Anlagen eine FWL zwischen 20 und 50 MW auf. Die Auslastung der Anlagen zwischen 20 und 50 MW betrug 1.150 bis 4.800 Vollaststunden. Alle Steinkohlefeuerungsanlagen sind mit KWK ausgerüstet. (UBA 2017)

### 2.8.3 Quecksilbereintrag

Das UBA gibt für mittelgroße Steinkohlefeuerungsanlagen einen Brennstoffeinsatz von 37.000 TJ für das Jahr 2016 an (UBA 2017). Anhand eines Heizwertes für Steinkohle von 27.780 kJ/kg (MUNLV NRW 2005) lässt sich eine Kohlemenge von 1.331.893 Mg/a ermitteln. Im Hinblick auf die Quecksilbergehalte in den Kohlen wird auf die Berechnungen in Kap. 2.6.3 verwiesen. Damit ergeben sich die in Tabelle 37 genannten Quecksilbereinträge mit einer Spanne von 144 bis 240 kg/a.

**Tabelle 37: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in mittelgroße Steinkohlefeuerungsanlagen**

| Nr. | Brennstoffmenge [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Trocken-substanz [%] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 1.331.893 | 0,120 | 0,20 | 90 % | 144 | 240 |

Brennstoffmenge: berechnet nach (UBA 2017); 1A. (UNEP 2017; EON 2009); 1B (MUNLV NRW 2005);

### 2.8.4 Verhalten von Quecksilber im Feuerungsprozess von Kohlefeuerungsanlagen

Zum Verhalten von Quecksilber in Kohlefeuerungsanlagen wird auf Kap. 2.6.4 verwiesen.

### 2.8.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

In mittelgroßen Steinkohlefeuerungsanlagen werden i. d. R. lediglich Techniken zur Staubminderung eingesetzt. Die Vorgaben der TA Luft zu Stickoxid- und Schwefeldioxidemissionen können bislang ohne spezifische Abgasreinigungstechniken eingehalten werden.

#### 2.8.5.1 Co-Benefit

Bei der Abscheidung von Stäuben mit Hilfe von Elektro- und Gewebefiltern wird Quecksilber mit abgeschieden.

Die Abscheidung in Elektrofiltern ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Eine wesentliche Rolle spielt der Anteil an unverbranntem Kohlenstoff. Daneben wird der Abscheidegrad von der Oberflächenbeschaffenheit, Korngröße, Porenstruktur und der mineralischen Zusammensetzung beeinflusst. Bei der Verbrennung von Kohlen mit hohem Chlorgehalt steigt der Anteil von oxidiertem und partikelgebundenem Quecksilber und damit der Abscheidegrad an. Eine Erhöhung der Abscheiderate kann bei Elektrofiltern auch durch den Einbau von zusätzlichen Feldern, der mit einer höheren Feinpartikelabscheidung verbunden ist, erreicht werden. In Gewebefiltern wirkt die Staubschicht auf dem Filter als zusätzliche Filterschicht. Beim Durchgang der Rauchgase durch die Filterschicht erhöht diese die Adsorption von $Hg^{2+}$ im Filterstaub (Zhang et al. 2016).

In der Literatur werden bei der Kohlefeuerung für Elektrofilter Abscheidegrade von durchschnittlich 29 % bei einer Spannbreite von 1-74 % und für Gewebefilter durchschnittlich 67 % bei einer Spannbreite von 9 - 92 % angegeben (Zhang et al. 2016).

#### 2.8.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Bei der Feuerung von Steinkohle in mittelgroßen Feuerungsanlagen sind für Deutschland keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken bekannt.

### 2.8.6 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus Steinkohlefeuerungsanlagen erfolgen insbesondere über die in Tabelle 34 angegeben Pfade.

**Tabelle 38: Quecksilberausträge aus mittelgroßen Steinkohlefeuerungsanlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornstein | |
| Abwasser | | Es fällt kein Abwasser an |
| Abfall | Kesselaschen<br>Filterstäube | |
| Produkt | | Es werden keine Produkte erzeugt |

Für den Austrag in die Luft wird pauschal angenommen, dass 50 % der Anlagen mit einem Elektrofilter und 50 % der Anlagen mit einem Gewebefilter ausgerüstet sind. Für den E-Filter wird ein Abscheidegrad von 29 %, für Gewebefilter von 67 % angenommen (siehe Kap. 2.8.5.1). Damit ergeben sich Quecksilberemissionen über die Luft von 75 – 125 kg/a.

**Tabelle 39: Quecksilberausträge mittelgroßen Steinkohlefeuerungsanlagen in die Luft.**

| Nr. | Abgasreinigung | Anteil | Hg-Input A [kg/a] | Hg-Input B [kg/a] | Minderung Filter | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | E-Filter | 50 % | 72 | 120 | 29 % | 51 | 85 |
| 2 | Gewebefilter | 50 % | 72 | 120 | 67 % | 24 | 40 |
| 4 | **Summe** | **100 %** | **144** | **240** | | **75** | **125** |

Anteil GF zu EF: Schätzung; Minderung Filter: (Zhang et al. 2016)

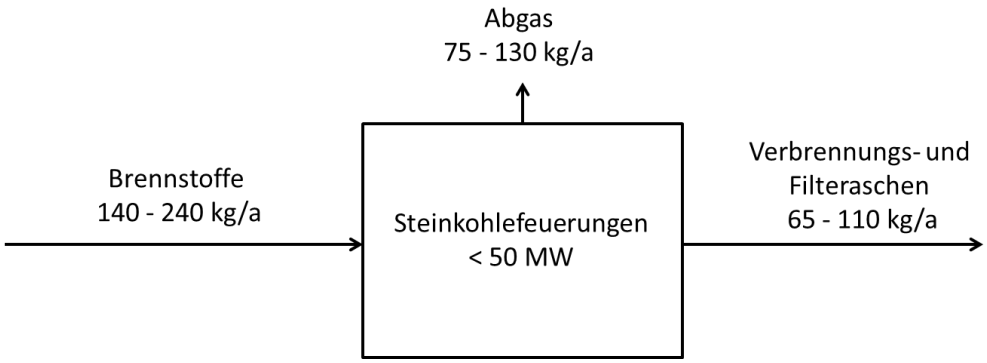
Hinsichtlich der Kessel- und Filterstäube liegen bislang keine Angaben über Hg-Konzentrationen und Verbleib vor. Anhand der Berechnung über Transferfaktoren ergeben sich Filterstaubmengen zwischen 69 und 115 kg/a.

### 2.8.7 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über die Steinkohle beträgt 140 bis 240 kg/a. Die Quecksilberfracht, die über den Schornstein in die Luft freigesetzt wird, liegt zwischen 75 und 130 kg/a. Über Filterstäube und -aschen werden entsprechend 65 bis 110 kg/a ausgetragen.

Abbildung 12 zeigt die Quecksilberbilanz basierend auf den Daten zu 2016.

**Abbildung 12: Quecksilberbilanz mittelgroßer Steinkohlefeuerungsanlagen für das Jahr 2016 bezogen auf 1,3 Mio. Mg Steinkohleeinsatz**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output von Steinkohlefeuerungsanlagen < 50 MW.

**Tabelle 40: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Steinkohlefeuerungsanlagen < 50 MW**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 6 |
| Output Aschen | 4 |

## 2.9 Biomassefeuerungsanlagen

Als kleine und mittelgroße Biomasseverbrennungsanlagen werden in diesem Kapitel alle Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung zwischen 1 und 50 MW betrachtet, in denen Biomasse einschließlich Althölzern der Klasse I und II und weiteren Abfällen, z. B. Rinden aus der Papierindustrie, verbrannt wird. Emissionsgrenzwerte für diese Anlagen werden in der 44. BImSchV geregelt. Ausgenommen von dieser Betrachtung sind Anlagen zu Verbrennung von Althölzern der Klasse III und IV. Diese werden in Abfallverbrennungsanlagen gemäß 17. BImSchV verbrannt und in Kapitel 2.33 behandelt. Mit Ausnahme von Altholzverbrennungsanlagen nach der 17. BImschV sind in Deutschland nahezu keine Biomassefeuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung über 50 MW im Einsatz.

Kleine und mittelgroße Biomasseverbrennungsanlagen sind gemäß der 4. BImSchV Anlage 1 Nr. 1.2.1 oder (bei Verbrennung von Altholz) gemäß Anlage 1 Nr. 8.1.1.5 genehmigt:

> *„Anlagen zur Erzeugung von Strom, Dampf, Warmwasser, Prozesswärme oder erhitztem Abgas in einer Verbrennungseinrichtung (wie Kraftwerk, Heizkraftwerk, Heizwerk, Gasturbinenanlage, Verbrennungsmotoranlage, sonstige Feuerungsanlage), einschließlich zugehöriger Dampfkessel, aus-genommen Verbrennungsmotoranlagen für Bohranlagen und Notstromaggregate, durch den Einsatz von Kohle, Koks einschließlich Petrolkoks, Kohlebriketts, Torfbriketts, Brenntorf, naturbelassenem Holz sowie in der eigenen Produktionsanlage anfallendem gestrichenem, lackiertem oder beschichtetem Holz oder Sperrholz, Spanplatten, Faserplatten oder sonst verleimtem Holz sowie daraus anfallenden Resten, soweit keine Holzschutzmittel aufgetragen oder infolge einer Behandlung enthalten sind und Beschichtungen keine halogenorganischen Verbindungen oder Schwermetalle*

*enthalten, emulgiertem Naturbitumen, Heizölen, ausgenommen Heizöl EL, mit einer Feuerungswärmeleistung von 1 Megawatt bis weniger als 50 Megawatt."*

### 2.9.1 Anlagenbeschreibung

Kleine und mittelgroße Biomassefeuerungsanlagen werden entweder als reine Kraftwerke zur Stromerzeugung (BMKW), als Heizkraftwerke (BMHKW; KWK-Anlagen zur Erzeugung von Strom und Wärme bzw. Dampf) oder als Heizwerke (BMHW) zur Erzeugung von Dampf oder Wärme betrieben. In Biomassefeuerungen werden verschiedene Verbrennungsverfahren zur Stromerzeugung und Wärmebereitstellung eingesetzt.

Der überwiegende Teil der Biomassefeuerungsanlagen arbeitet mit Rostfeuerungen, größere Anlagen auch nach dem Wirbelschichtverfahren. Bei Rostkesseln wird der Brennstoff auf einem in der Regel mechanisch angetriebenen Rost über verschiedenen Zonen getrocknet, dann gezündet und verbrannt.

Bei Wirbelschichtfeuerungsanlagen wird der Brennstoff direkt in den Feuerraum gegeben. Die leichteren Bestandteile verbrennen im Flug, die schwereren fallen nach unten in ein Fluidisierungsmedium, meistens Sand. Dieser dient dazu, die Verbrennung zu homogenisieren und den Brennstoff in Schwebe zu halten. Über den Boden des Kessels wird Luft eingedüst, um das Brennstoff-Sand-Gemisch zu verwirbeln. Die heißen Rauchgase werden bei beiden Verfahren durch Kesselzüge geleitet, die bei größeren Anlagen wassergekühlte Membranwände aufweisen. Zur Reduzierung der thermischen und chemischen Belastung der Wände im Bereich der Flammenbildung und starker Strahlungsbelastung sind die Wände mit einer feuerfesten Ausmauerung ausgekleidet. In den nachgeschalteten Rauchgaszügen sind Rohrschlangen installiert, die als Verdampferfläche, Überhitzer- und Economiserflächen fungieren. Der überhitzte Dampf wird meist einer Turbine zur Stromerzeugung zugeführt und anschließend i. d. R. zusätzlich als Fernwärme bzw. Nahwärme genutzt. Eine Reihe von Anlagen erzeugt überwiegend Prozessdampf für die Industrie. Die Rauchgasreinigung besteht i. d. R. aus einer Entstaubung mit Hilfe eines Gewebefilters (Mohn und Hofer 2000; Briem et al. 2004; Gammel Engineering 2017). In manchen Anlagen werden auch Elektrofilter eingesetzt.

### 2.9.2 Anlagenbestand

In kleinen und mittelgroßen Biomassekraftwerken nach 44. BImSchV werden u. a. gering belastete Althölzer der Kategorien A I und A II verbrannt, die den in der Altholzverordnung (AltholzV 2002) genannten Abfallschlüsselnummern zugeordnet sind. Für die in kleinen und mittelgroßen Biomassekraftwerken verbrannten Althölzer liegen für das Jahr 2016 nur unzureichende, teilweise widersprüchliche Daten vor. Einer jüngeren Veröffentlichung lassen sich aufwändig recherchierte Daten für das Jahr 2018 entnehmen (Vogler et al. 2020). Demnach wurden Althölzer der Kategorie A I und A II in einer Größenordnung von 1,0 Mio Mg/a in insgesamt 17 Anlagen verbrannt (Vogler et al. 2020). Neben Althölzern, die z. B. aus dem Baubereich oder aus Verpackungen stammen, werden in Biomassefeuerungsanlagen erhebliche Mengen Abfallholz verbrannt, die u. a. aus der Forst- und Holzwirtschaft aber auch aus der Holzaufbereitung stammen, insbesondere AVV-Nr. 19 12 07). Diesen Fraktionen ist bislang keine Altholzkategorie der Altholzverordnung zugeordnet. Im Jahr 2016 wurden in Biomassefeuerungsanlagen 4,24 Mio. Mg dieser Abfallhölzer verbrannt (Destatis 2018). Die Mengen der einzelnen Abfallarten können Tabelle 41 entnommen werden.

**Tabelle 41: Menge weiterer Holz-Abfallarten, die im Jahr 2016 in Biomassefeuerungsanlagen eingesetzt wurden**

| AVV-Nr. | Abfallart | Angefallene Menge 2016 [1.000 Mg] | davon im eigenen Betrieb [1.000 Mg] | Übrige [1.000 Mg] |
|---|---|---|---|---|
| 02 01 07 | Abfälle aus der Forstwirtschaft | 403,4 | 100,1 | 303,3 |
| 03 01 01 | Rinden- und Korkabfälle | 173,1 | 138,3 | 34,8 |
| 03 03 01 | Rinden- und Holzabfälle | 318,5 | 163,0 | 155,5 |
| 19 12 07 | Holz mit Ausnahme desjenigen, das unter 19 12 06 fällt | 3.349,1 | 177,4 | 3.171,7 |
| | **Summe** | **4.244,1** | **578,8** | **3.665,3** |

(Destatis 2018)

Zusammen mit dem oben genannten Einsatz von 1,0 Mio. Mg/a Altholz, das den Altholzkategorien A I und A II zugeordnet werden kann und nicht in Anlagen nach der 17. BImSchV verbrannt wird, ergibt sich eine Summe von ca. 5,2 Mio. Mg. Unter Annahme eines Wassergehaltes von 20 % für relativ trockene Althölzer entspricht dies einer Menge von ca. 4,2 Mio. Mg TS, die in Biomassefeuerungsanlagen verbrannt wurde, die nicht der 17. BImSchV unterliegen.

Hinzu kommt die Verbrennung einer großen Menge an Hölzern, die nicht als Abfall eingestuft werden.

Die Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe (FNR) nennt für das Jahr 2014 (aktuellere Zahlen liegen nicht vor) eine Anzahl von 700 Biomasseheizkraftwerken (FNR 2015). 2016 erzeugten sie 11,0 TWh Strom (FNR 2017).

Für einen Wassergehalt von 30 % (bei relativ frischem Holzabfall der Forst- und Holzwirtschaft) wird vom FNR ein Energiegehalt von 3,3 kWh/kg (FNR 2015) angegeben. Wird dieser angesetzt und ein elektrischer Wirkungsgrad von 30 % für ein Biomasseheizkraftwerk angenommen, ergibt sich eine verbrannte Menge von 11,1 Mio. Mg für das Jahr 2016. Dies entspricht einer Trockensubstanz von 7,8 Mio. Mg. Weiterhin wurden in Deutschland nach Auskunft des Umweltbundesamtes sechs Heizwerke für Biomasse betrieben. Daten zu den darin eingesetzten Altholzmengen liegen nicht vor. Da die Anzahl der Heizwerke im Vergleich zur Anzahl der Heizkraftwerke, die Biomasse einsetzen, relativ gering ist, wird die darin verbrannte Holzmenge als vernachlässigbar angesehen.

In der Summe ergibt sich somit für kleine und mittelgroßen Biomassekraftwerke, die in diesem Kapitel betrachtet werden, ein Brennstoff-Input von 12,0 Mio. Mg TS.

### 2.9.3 Quecksilbereintrag

Für mitteleuropäische Hölzer gibt die DIN EN ISO 17225 „typische Werte“ in Bezug auf verschiedene Biomassen an. Die Spannbreite reicht von 0,02 (Holz von Laub- und Nadelbäumen) bis 0,05 mg/kg TS (Rinden von Laub- und Nadelbäumen (DIN EN ISO 17225-1 2014)). Für verschiedene unbelastete Althölzer nennen (Mohn und Hofer 2000) Hg-Konzentrationen unter 0,3 mg/kg TS. Für die Bilanz wurde eine Spanne von 0,02 bis 0,05 mg/kg TS sowohl für Althölzer als auch für andere Biomassen angesetzt.

Tabelle 42 zeigt die Berechnung des Quecksilbereintrages in Biomassefeuerungsanlagen auf Basis des im vorherigen Kapitel genannten Brennstoff-Inputs und der ermittelten Bandbreite des Quecksilbergehaltes im Holz. Im Ergebnis ergibt sich ein Quecksilberinput von 240 bis 599 kg/a.

**Tabelle 42: Quecksilbereinträge in Biomassefeuerungsanlagen**

| Nr. | Herkunft | Brennstoff-Input [Mio. Mg TS] | Hg Mittel A [mg/kg TS] | Hg Mittel B [mg/kg TS] | Hg-Input A [kg/a] | Hg-Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Abfälle und Altholz | 4,2 | 0,02 | 0,05 | 84 | 210 |
| 2 | Andere Biomassen | 7,8 | 0,02 | 0,05 | 156 | 389 |
| | **Summe** | 12,0 | | | 240 | 599 |

Input: siehe Kap. 2.9.2; 1A/1B; 2A/2B: (DIN EN ISO 17225-1 2014)

### 2.9.4 Verhalten von Quecksilber bei der Biomasseverbrennung

Bei der Verbrennung von Holz wird Quecksilber aufgrund der hohen Temperaturen im Brennraum zum größten Teil verdampft. Das oxidierte Quecksilber kann zumindest teilweise an in den Abgasen enthaltenen Stäuben adsorbiert werden. Je nachdem, wie hoch der Anteil an Kohlenstoff in den Abgasen ist, wird auch elementares Quecksilber an den Ruß gebunden. Der kleinere, an den Staub gebundene Teil des Quecksilbers wird in der Entstaubung aus dem Rauchgasstrom entfernt. Der größte Teil des Quecksilbers wird über die Abluft freigesetzt (Mohn und Hofer 2000).

Elementares Quecksilber dominiert bei den emittierten Quecksilberspezies. Sein Anteil wird für chinesische Anlagen für die Verbrennung von Holz mit 76 +/- 17,6 % angegeben. Für den Anteil an oxidiertem gasförmigem Quecksilber wird ein Anteil von 6 +/- 5 % und für partikelgebundenes Quecksilber von 18 +/- 14 % genannt (Zhang et al. 2013). Der Anteil an Quecksilber ist u. a. abhängig vom Wassergehalt der verbrannten Biomasse. Bei geringen Wassergehalten dominiert elementares Quecksilber im Abgas. Bei höheren Wassergehalten steigt der Anteil an partikelgebundenem Quecksilber. (Obrist et al. 2008)

### 2.9.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.9.5.1 Co-Benefit

Über die Staubabscheidung in den eingesetzten Elektroabscheidern und Gewebefiltern kann staubgebundenes Quecksilber in der Rauchgasreinigung abgeschieden werden. Je nach Qualität der Verbrennung befindet sich Ruß im Rauchgas, das ebenfalls über die Staubfilter abgeschieden wird. Ruß wirkt ähnlich wie Aktivkohle und kann auch gasförmiges elementares Quecksilber binden, d. h. je schlechter der Ausbrand desto höher die Quecksilberabscheidung im Staubfilter.

#### 2.9.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Spezifische Quecksilberminderungstechniken werden bei der Biomasseverbrennung nicht eingesetzt.

### 2.9.6 Quecksilberaustrag

Der Quecksilberaustrag erfolgt bei Biomasseverbrennungsanlagen über den Luftpfad und die Abfälle.

**Tabelle 43: Quecksilberaustrag aus Biomasseverbrennungsanlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornstein | Abgasreinigung überwiegend durch Gewebefilter |
| Wasser | | Biomasseverbrennungsanlagen arbeiten abwasserfrei |
| Abfall | Kesselaschen, Filterstäube | Entsorgung i. d. R. auf Klasse I-Deponien |
| Produkt | | Produkte entstehen bei der Biomasseverbrennung nicht |

Die Filterstäube von Biomasseverbrennungsanlagen werden nach Betreiberangaben i. d. R. auf Deponien der Klasse I verbracht (Betreiberangabe 2020). Für manche Anlagen wird derzeit auch die Verbringung in den Bergversatz diskutiert. Zu Quecksilbergehalten in Kesselaschen, Zyklonaschen und Filteraschen liegen aus der Literatur wenige Werte vor. (Obernberger 1997) nennt für Kesselasche einen Wert 0,01 mg/kg. Andere Quellen geben Messwerte an (Mohn und Hofer 2000; Kehres 2013; Gras 2006), die i. d. R. unterhalb der jeweils verwendeten Bestimmungsgrenze von 0,1 bis 0,5 mg/kg liegen. Nach den Angaben von (Mohn und Hofer 2000) lässt sich ein Medianwert von 0,5 mg/kg für Zyklonaschen aus Verbrennungsanlagen für naturbelassene Hölzer und unbelastete Althölzer berechnen. Für Filteraschen lagen die Messwerte von (Mohn und Hofer 2000) bei vier von sechs Anlagen unter den jeweiligen Bestimmungsgrenzen von bis zu 1 mg/kg. Der Mittelwert der beiden anderen Messungen lag bei 2,2 mg/kg. Für Filteraschen wird eine Mittelwertspanne von 0,5 bis 1,5 mg/kg angegeben (Obernberger 1997; Kehres 2013). Angaben zu den anfallenden Mengen an Kesselaschen, Zyklonaschen und Filteraschen liegen nicht vor, so dass auf diesem Weg keine Massenbilanzierung durchgeführt werden kann.

Zu Quecksilberausträgen über Kesselasche, Zyklonasche und der Summe aus Flugaschen und Abluft ermittelten (Mohn und Hofer 2000) Transferfaktoren anhand verschiedener Biomasseverbrennungsanlagen in der Schweiz. Damit lassen sich auf Basis der in Tabelle 42 berechneten Hg-Einträge die in Tabelle 44 genannten Austräge für die untersuchte Anlagenkonstellation (ohne Gewebefilter, nur mit Zyklonen als Abgasreinigung) berechnen.

**Tabelle 44: Quecksilberaustrag aus Biomasseverbrennungsanlagen in Kesselasche, Zyklonasche sowie Flugasche und Luft auf der Basis von Transferfaktoren**

| Pfad | Transferfaktor | Hg-Input A [kg/a] | Hg-Input B [kg/a] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| Kesselasche | 9% | 240 | 599 | 22 | 54 |
| Zyklonasche | 2% | 240 | 599 | 4,8 | 12 |
| Flugasche und Luft | 90% | 240 | 599 | 216 | 539 |

Transferfaktoren, im Original in Summe 101 %: (Mohn und Hofer 2000), damit ergibt sich ein etwas höherer Ouput als Input; Hg-Input: Tabelle 42

Anhand der in Tabelle 44 ermittelten Austräge in Luft und Filteraschen, d. h. in das Rohgas vor dem Filter und anhand eines Filterabscheidegrades lassen sich die Hg-Austräge über das

gereinigte Abgas ermitteln. Es wird pauschal angenommen, dass 50 % der Anlagen mit einem Gewebefilter und 50 % mit einem Elektrofilter ausgerüstet sind. Für den Gewebefilter wird gemäß (Zhang et al. 2016) ein mittlerer Hg-Abscheidegrad von 67 % angenommen, für Elektrofilter eine Abscheidegrad von 29 % (vgl. Kap. 2.7.5.1).

Tabelle 45 zeigt, dass die resultierenden Quecksilberemissionen in die Luft 112 bis 280 kg/a betragen. Auf Basis der Daten aus Tabelle 44 liegt der Hg-Output über Filteraschen somit bei 104 bis 259 kg/a.

**Tabelle 45: Quecksilberaustrag aus Biomasseverbrennungsanlagen in die Luft auf der Basis eines mittleren Gewebefilter-Abscheidegrades**

| Abgasreinigung | Anteil Anlagen | Hg-Input A [kg/a] | Hg-Input B [kg/a] | Minderung Filter | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Elektrofilter | 50 % | 216 | 539 | 29% | 77 | 191 |
| Gewebefilter | 50% | 216 | 539 | 67% | 36 | 89 |
| **Summe** | | | | | **112** | **280** |

Anteil Anlagen, ausgestattet mit Gewebefilter: Schätzung; Hg-Input: Tabelle 42; Minderung Filter: (Zhang et al. 2016)

Zur Konsolidierung der Berechnungen des Quecksilberaustrages in die Luft wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens Quecksilbermessungen an zwei Biomassefeuerungsanlagen durchgeführt. Eine der Anlagen wurde mit Holzpellets gefeuert, die andere mit Holzhackschnitzeln. Die Messungen erfolgten mit Hilfe des Sorbent Trap-Verfahrens. An beiden Anlagen wurde jeweils über einen Zeitraum von 2 Wochen gemessen. Die Messergebnisse als Konzentration im Abgas und als brennstoffspezifische Emission lassen sich Spalte 3 und 4 der Tabelle 46 entnehmen. Der überwiegende Teil der Biomassefeuerungsanlagen wird mit Holzhackschnitzeln betrieben (Nowak 2020). Wird die für das Jahr 2016 verbrannte Biomassemenge von 12 Mio. Mg mit dem brennstoffspezifischen Emissionsfaktor in Spalte 4 der Tabelle von 7,3 mg/Mg mulipliziert, ergibt sich ein Emissionswert von 87,6 kg/a. Durch diese Abschätzung wird die Größenordnung des berechneten unteren luftseitigen Hg-Output-Wertes konsolidiert, der in Tabelle 45 mit 112 kg/a dokumentiert ist.

**Tabelle 46: Quecksilberaustrag aus Biomasseverbrennungsanlagen in die Luft auf der Basis von Messungen im Abgas**

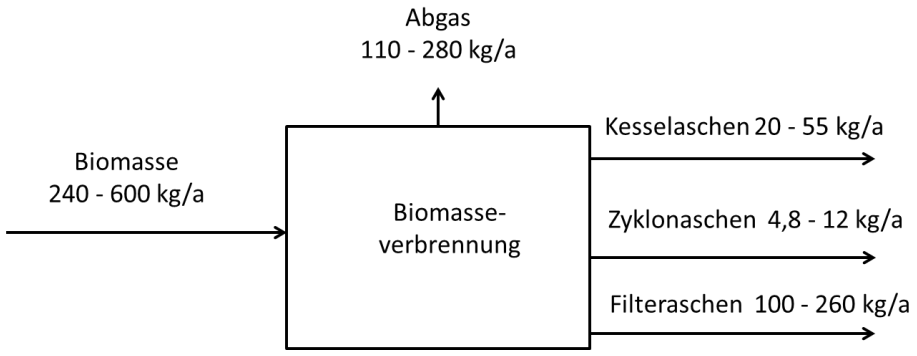
| Anlage | Brennstoff | Hg im Abgas [µg/Nm³] | Brennstoffspezifische Hg-Emission [mg/Mg] |
|---|---|---|---|
| 1 | Holzpellets | 0,31 | 2,4 |
| 2 | Holzhackschnitzel | 1,61 | 7,3 |

Hg im Abgas und brennstoffspezifische Hg-Emission: Eigene zweiwöchige Messung; Brennstoff-Input: s. Tabelle 42

### 2.9.7 Gesamtbetrachtung

In Biomasseverbrennungsanlagen erfolgt ein Quecksilbereintrag von etwa 240 bis 600 kg/a über Biomassen aus Abfällen, insbesondere Althölzer der Klassen I und II, sowie über weitere Biomassen, z. B. Waldresthölzer. Über das Abgas werden etwa 110 bis 280 kg/a Quecksilber in die Luft freigesetzt. Der Hg-Austrag über Reststoffe (Aschen) liegt bei 120 bis 330 kg/a.

**Abbildung 13: Quecksilberbilanz Biomasseverbrennungsanlagen für das Jahr 2016, bezogen auf den Einsatz von 4,2 Mio. Mg TS Abfälle und Altholz sowie 7,8 Mio. Mg TS andere Biomassen**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output von kleinen und mittelgroßen Biomassefeuerungsanlagen.

**Tabelle 47: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor kleine und mittelgroße Biomassefeuerungsanlagen**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Aschen | 4 |

## 2.10 Öl-Raffinerien (IED 1.2)

### 2.10.1 Anlagenbeschreibung

Mineralölraffinerien sind nach 4. BImSchV Nr. 4.4.1 genehmigt:

> *„Anlagen zur Destillation oder Raffination oder sonstigen Weiterverarbeitung von Erdöl oder Erdölerzeugnissen in Mineralölraffinerien."* (4. BImSchV 2017)

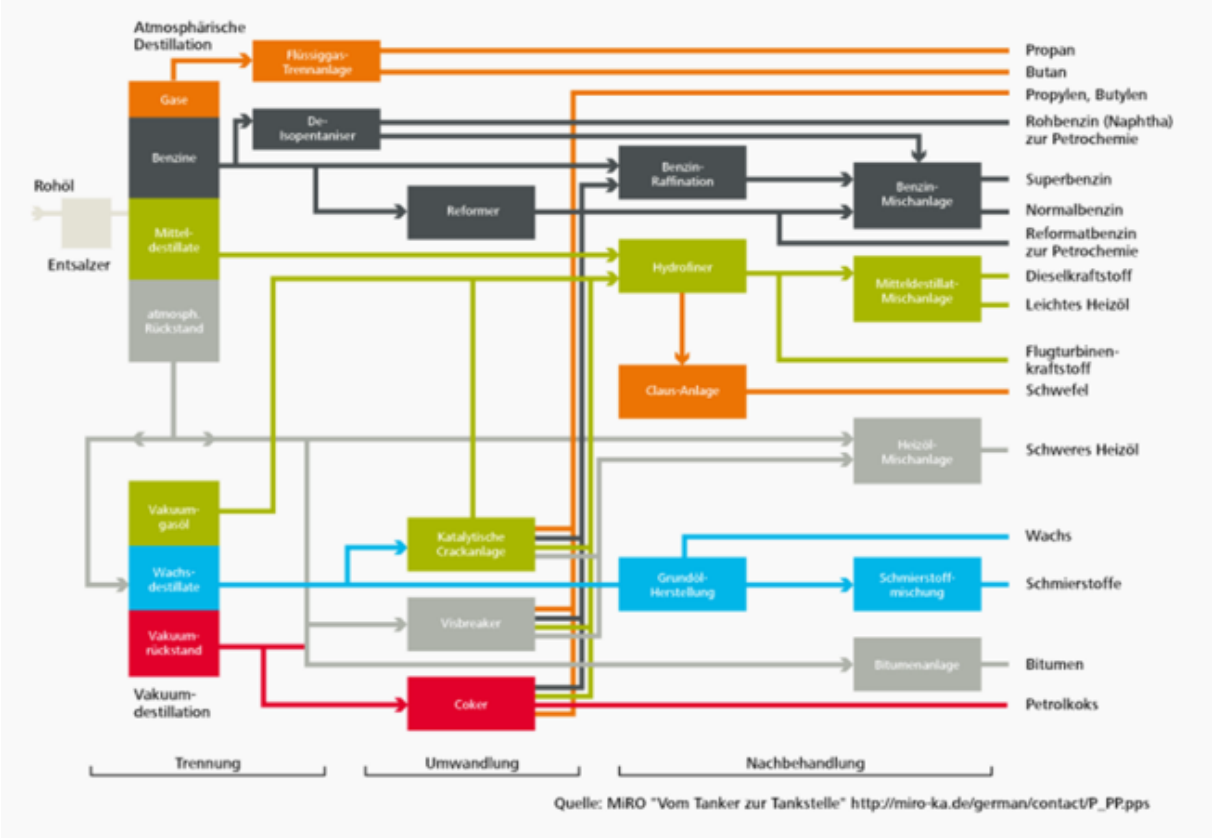
Der Input in Öl-Raffinerien ist Rohöl (unraffiniertes Erdöl). Erdöl ist hauptsächlich ein Gemisch verschiedener Kohlenwasserstoffe. Jedes Erdöl hat je nach Fundort eine spezielle chemische Zusammensetzung. Neben den reinen Kohlenwasserstoffen sind noch Kohlenstoffverbindungen, Stickstoff, Schwefel oder Sauerstoff enthalten. Daneben finden sich Metalle wie Eisen, Kupfer, Vanadium und Nickel. (UBA 2003)

Das aus den Lagerstätten gewonnene Rohöl wird vor dem Transport zur Raffinerie durch eine grobe Trennung von Sedimenten und Wasser aufbereitet. Das Rohöl wird anschließend zur Raffinerie geliefert. Hier wird es zunächst durch Destillation in unterschiedliche Fraktionen getrennt. Bei der Destillation kommen zwei Verfahren zum Einsatz: atmosphärische Destillation und Vakuumdestillation. Bei der Destillation wird das Rohöl auf 300 - 400 °C (atmosphärische) bzw. 400 °C (Vakuum) erhitzt. Dabei werden verschiedene Fraktionen abgetrennt. Anschließend werden die verschiedenen Destillate durch unterschiedliche Aufbereitungsverfahren veredelt, um Schadstoffe (Schwefel, Stickstoff) zu entfernen und die Qualität der Zwischenprodukte zu verbessern. (UBA 2003; BREF REF 2015)

Abbildung 14 zeigt ein Verfahrensfließbild einer Erdöl-Raffinerie mit den verschiedenen Destillations- und Veredlungsschritten.

Fluid Catalytic Cracking (FCC) (Katalytische Crackanlage (grün in Abbildung 14)) ist der am weitesten verbreitete Stoffumwandlungsprozess in der erdölverarbeitenden Industrie. Bei diesem Verfahren werden vor allem die schweren Vakuumdestillate in Olefine (Ethen, Propen, Buten), Catcracker-Benzin, Gasöl- und Schweröl-Komponenten umgesetzt. Es kommen unterschiedliche Crack-Verfahren zum Einsatz: die verbreitetsten sind der Wirbelschicht- und der Wanderbettreaktor. Der Crackvorgang findet bei Temperaturen zwischen 500 und 540 °C und einem Druck von 1,5 - 2,0 bar statt, wobei der Katalysator fluidisiert wird. Der fluidisierte Katalysator und der umgesetzte Kohlenwasserstoffdampf werden anschließend mechanisch in einem (zweistufigen) Zyklonsystem getrennt und das auf dem Katalysator verbleibende Öl wird durch Dampfstrippen entfernt. Das Verfahren erzeugt Koks, der sich auf der Katalysatoroberfläche sammelt und die katalytischen Eigenschaften verringert. Der Katalysator muss daher kontinuierlich oder periodisch regeneriert werden (Verbrennen des Kokses bei hohen Temperaturen). Die Ströme werden anschließend mit Dampf gestrippt, um flüchtige Kohlenwasserstoffe zu entfernen. Ein Teil des Rückstandsöls vom Boden wird vom Input gekühlt und zurück in die Säule geführt. Es wird als Waschöl und als Quenche für die Dämpfe der heißen Reaktoren genutzt, um ein Nachzerkleinern der Kohlenwasserstoffe zu verhindern. Der Rest des Schlamms wird gefiltert, um feine Katalysatorreste zu entfernen, dann abgekühlt und gelagert. Das Overheadgas wird teilweise kondensiert und in eine Gas- und Flüssigphase sowie einen sauren Wasserstrom getrennt. Das Gas-Flüssig-Gemisch wird weiter aufgetrennt, das saure Wasser gereinigt. Ein vereinfachtes Prozessfließbild ist im Anhang (Abbildung 98) zu finden. (UBA 2003)

**Abbildung 14: Beispiel für ein Verfahrensfließbild einer Erdölraffinerie**




Quelle: LEWA 2017

Die CLAUS-Anlage (orange in Abbildung 14) dient der Schwefelabscheidung. Das Verfahren beruht auf einer partiellen Verbrennung von $H_2S$-Reichgas zu $SO_2$ und der anschließe nden Umsetzung mit unreagiertem $H_2S$ zu elementarem Schwefel an einem aktivierten Aluminiumoxidkatalysator. Die Verbrennung findet bei 230-300 °C und 0,3 bar statt. Im Anhang (Abbildung 99) ist ein vereinfachtes Verfahrensschema einer CLAUS-Anlage zu finden. Da die im Claus-Prozess erreichbaren Schwefelausbeuten auf ca. 96 % begrenzt sind, wird in vielen Fällen ein Tailgasprozess zur Steigerung der Schwefelausbeute nachgeschaltet. Das bei der Tailgasbehandlung in Raffinerien am weitesten verbreitete Verfahren ist die $H_2S$-Wäsche. (UBA 2003)

Um die entstandenen $SO_2$-Emissionen zu mindern, stehen verschiedenen Verfahren mit unterschiedlichen $SO_2$-Minderungsgraden zur Verfügung. Vorherrschend ist das sogenannte Kalkstein-/ Kalkhydratwaschverfahren, gefolgt von Sprühsorptions-, Trockenadditiv- und regenerativen Verfahren. (UBA 2003)

Im Coker (rot in Abbildung 14) werden vor allem die niederwertigen Vakuumdestillate zu leichteren Kohlenwasserstoffen (Raffinerie-Brenngas, LPG, Naphtha und leichte und schwere Gasöle) umgesetzt. Als Teil des Prozesses entsteht außerdem Petrolkoks. Da der Coking-Prozess ein thermischer Zerstörungsprozess ist, ist die Qualität des Inputs in Bezug auf den Metallgehalt, die Kohlenstoffzahl und andere Verunreinigungen nicht kritisch. Daher wird dieser Prozess vor allem auch dann angewendet, wenn der Input eine hohe Menge an Verunreinigungen enthält und nicht in katalytischen Umwandlungsprozessen eingesetzt werden kann. Es existieren zwei Arten von Koksverfahren: Das Delayed-Verfahren, das Koks erzeugt und das Flexicoking-Verfahren, das den erzeugten Koks in Koksgas umwandelt. Beide Verfahren laufen im Prinzip wie das FCC-Verfahren ab. (UBA 2003)

Bei der Petrolkoksherstellung entstehen die wesentlichen Emissionen durch die Feuerungsanlage (Dippel et al. 2000).

### 2.10.2 Anlagenbestand

In Deutschland waren im Jahr 2016 13 Raffinerien mit einer Gesamtkapazität von rund 102 Mio. Mg Input (davon rund 94 Mio. Mg Rohöl) in Betrieb (MWV 2017).

Die größte Raffinerie ist MIRO Mineraloelraffinerie Oberrhein GmbH & Co. KG Karlsruhe (14,5 % der deutschen Raffineriekapazität). Die zweitgrößte ist Ruhr Oel GmbH, BP Gelsenkirchen (12,5 %), gefolgt von Total Raffinerie Mitteldeutschland GmbH in Spergau (11,7 %) (MWV 2020).

### 2.10.3 Quecksilbereintrag

Quecksilbergehalte im Rohöl variieren stark: innerhalb eines Lagers und zwischen geografischen Lagen. Zwischen verschiedenen Jahren können auch die Ergebnisse der ermittelten Gehalte variieren (auf Grund der Vielzahl der Hg-Verbindungen und Testmethoden) (Littlepage 2013). Eine von der US Environmental Protection Agency initiierte Studie zu Rohöl, das in die USA eingeführt wird, liefert die einzigen systematischen, volumengewichteten Daten über weltweite Quecksilberkonzentrationen in Rohöl (Wilhelm et al. 2007).

Als Brennstoff in den Feuerungsanlagen der Raffinerien werden entschwefeltes Raffineriegas, ggfs. Erdgas und flüssige Konversionsrückstände aus der eigenen Verarbeitung verwendet. Der Eintrag über die Brennstoffe erfolgt entsprechend den Hg-Gehalten dieser Brennstoffe.

Um den Eintrag von Quecksilber in deutsche Erdölraffinerien zu analysieren, muss zunächst die Herkunft des in Deutschland raffinierten Erdöls betrachtet werden. Die Herkunftsländer und Mengen sowie die entsprechend zugeordneten Quecksilbergehalte sind in Tabelle 48 dargestellt.

**Tabelle 48: Importländer für in Deutschland verarbeitetes Rohöl (2015) und Quecksilbereintrag über Rohöl**

| Land | Menge in 2015 [1.000 Mg] | Hg-Gehalt [µg/kg] HL (Herkunftsland) | Hg-Gehalt [µg/kg] K (Kontinent) | Hg-Gehalt [µg/kg] NL (Nachbarland) | Hg-Input [kg/a] Ansatz HL/K | Hg-Input [kg/a] Ansatz HL/NL |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Russland | 32.577 | 3,1 | | | 101 | 101 |
| Norwegen | 12.455 | 19,5 | | | 243 | 243 |
| Großbritannien | 9.953 | 3,6 | | | 36 | 36 |
| Nigeria | 6.691 | 1,8 | | | 12 | 12 |
| Kasachstan* | 6.421 | | 220,1 | 3,1 | 20 | 1.413 |
| Algerien | 3.468 | 13,3 | | | 46 | 46 |
| Ägypten* | 2.894 | | 2,7 | 13,3 | 38 | 7,8 |
| Libyen* | 2.874 | | 2,7 | 13,3 | 38 | 7,8 |
| Irak | 2.392 | 0,7 | | | 1,7 | 1,7 |
| Saudi-Arabien | 1.195 | 0,9 | | | 1,1 | 1,1 |
| Dänemark | 707 | 8,7 | | | 6,2 | 6,2 |
| Mexiko | 586 | 1,3 | | | 0,8 | 0,8 |
| Tunesien* | 422 | | 2,7 | 13,3 | 5,6 | 1,1 |
| Niederlande | 362 | 8,1 | | | 2,9 | 2,9 |
| Angola | 340 | 1,6 | | | 0,5 | 0,5 |
| Polen | 254 | 8,1 | | | 2,1 | 2,1 |
| Italien | 219 | 8,1 | | | 1,8 | 1,8 |
| Kuwait | 192 | 0,8 | | | 0,2 | 0,2 |
| Estland | 175 | 8,1 | | | 1,4 | 1,4 |
| Venezuela | 109 | 4,2 | | | 0,5 | 0,5 |
| Aserbaidschan* | | | 220,1 | 3,1 | | |
| übrige IEA-Teilnehmerstaaten | | | | | | |
| andere westl. Hemisphäre** | | | | | | |
| andere östl. Hemisphäre*** | | | | | | |
| Deutschland | 2.400 | 8,1 | | | 19,4 | 19,4 |
| **Summe** | **86.686** | | | | **578** | **1.906** |

* Für diese Länder sind keine eigenen Quecksilbergehalte verfügbar. Für diese konnte entweder der Wert eines Nachbarlandes oder der Durchschnittswert des Kontinents zugewiesen werden.

** Westlich vom Mittelatlantik (westl. 35 Grad westl. Länge)

*** Östlich vom Mittelatlantik (östl. 35 Grad westl. Länge)

Mengen 2015 (Statista 2017); Quecksilbergehalte (Wilhelm et al. 2007)

**Tabelle 49: Importländer für in Deutschland verarbeitetes Rohöl (2016) und Quecksilbereintrag über Rohöl**

| Land | Menge in 2016 [1.000 Mg] | Hg-Gehalt [ug/kg] Herkunfts-land (HL) | Hg-Gehalt [ug/kg] Kontinent (K) | Hg-Gehalt [ug/kg] Nachbar-land (NL) | Hg-Input [kg/a] Ansatz HL/K | Hg-Input [kg/a] Ansatz HL/NL |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Russland | 36.048 | 3,1 | | | 112 | 112 |
| Norwegen | 11.190 | 19,5 | | | 218 | 218 |
| Großbritannien | 9.210 | 3,6 | | | 33 | 33 |
| Nigeria | 3.810 | 1,8 | | | 7 | 7 |
| Kasachstan | 8.375 | | 220,1 | 3,1 | 26 | 1.843 |
| Algerien | 3.266 | 13,3 | | | 43 | 43 |
| Ägypten* | 1.740 | | 2,7 | 13,3 | 23 | 5 |
| Libyen* | 1.779 | | 2,7 | 13,3 | 24 | 5 |
| Irak | 3.146 | 0,7 | | | 2 | 2 |
| Saudi-Arabien | 812 | 0,9 | | | 1 | 1 |
| Dänemark | 503 | 8,7 | | | 4 | 4 |
| Mexiko | | 1,3 | | | | |
| Tunesien* | 284 | | 2,7 | 13,3 | 4 | 1 |
| Niederlande | | 8,1 | | | | 0 |
| Angola | 675 | 1,6 | | | 1 | 1 |
| Polen | | 8,1 | | | | |
| Italien | | 8,1 | | | | |
| Kuwait | | 0,8 | | | | |
| Estland | | 8,1 | | | | |
| Venezuela | 407 | 4,2 | | | 2 | 2 |
| Aserbaidschan* | 5.131 | | 220,1 | 3,1 | 16 | 1.129 |
| übrige IEA-Teilnehmerstaaten | 1.235 | | | | | |
| andere westl. Hemisphäre** | 1.291 | | | | | |
| andere östl. Hemisphäre*** | 2.344 | | | | | |
| Deutschland | 2.258 | 8,1 | | | 18 | 18 |
| **Summe** | **93.502** | | | | **534** | **3.425** |

* Für diese Ländern sind keine eigenen Quecksilbergehalte verfügbar. Für diese können entweder der Wert eines Nachbarlandes oder der Durchschnittswert des Kontinents zugewiesen werden.

** Westlich vom Mittelatlantik (westl. 35 Grad westl. Länge)

*** Östlich vom Mittelatlantik (östl. 35 Grad westl. Länge)

Mengen 2016 (MWV 2017); Quecksilbergehalte (Wilhelm et al. 2007)

Insgesamt ergibt sich ein Eintrag über Rohöl in einer Spanne von 530 bis 3.400 kg. Die hohe Spannbreite ergibt sich insbesondere aus der großen Datenunsicherheit in den Ländern Kasachstan und Aserbaidschan (Anteil der Einfuhren nach Deutschland: 14 %, Anteil der beiden Länder am maximalen Hg-Eintrag: 86 %). Vor diesem Hintergrund dürfte der untere Wert der Spannbreite eher die tatsächliche Situation abbilden.

Wird die Feuerungsanlage mit raffinerieeigenen Produkten bzw. Rückständen befeuert, ergibt sich kein zusätzlicher Hg-Eintrag.

### 2.10.4 Verhalten von Quecksilber bei der Destillation von Erdöl

Elementares Quecksilber hat einen Dampfdruck ähnlich dem von leichten Kohlenwasserstoffen wie Propan und Butan. Daher ist elementares Quecksilber nach der Destillation überwiegend in verflüssigtem Erdgas und leichten Destillatströmen verteilt. Hg kann aber auch in Restfraktionen gefunden werden, die auch die Mehrheit der unlöslichen anorganischen Quecksilbersalze enthält.

### 2.10.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.10.5.1 Co-Benefit

**Maßnahmen zur Minderung von Emissionen in die Luft**

Bei der Bitumenherstellung, dem Fluid Catalytic Cracking (FCC) und Katalytischen Reformieren sowie beim Coker werden Nasswäscher (Venturi-Wäscher) eingesetzt. Die Gasphase wird mit einer Gegenströmung herabrieselnder, fein dispergierter Wassertropfen intensiv in Kontakt gebracht, so dass es zu einer Reinigung (Wäsche) der Gasphase kommt und Stoffe aus der Gasphase (u. a. Staub) in die flüssige Phase übertreten bzw. von dieser adsorbiert werden können. Dadurch werden $H_2S$-, $SO_2$-, $SO_3$-, CO-, VOC-, Staub-, Rauch- und Geruchsemissionen reduziert. Als Co-Benefit wird das Hg, das an Partikel gebunden ist, mit dem Staub entfernt und gelangt damit in den Abwasserstrom.

Beim Katalytischen Reformieren werden zur Staubabscheidung Elektrofilter, im Coker Gewebefilter (Zyklone) eingesetzt. Beim Fluid Catalytic Cracking werden sowohl Elektro- als auch Gewebefilter eingesetzt. Da Hg zu Teil staubgebunden vorliegt, hat eine Verringerung der Staubemissionen gleichzeitig den Effekt einer Verringerung der Hg-Emissionen. Diese gelangen als fester Abfall in den Filterstäuben an.

Weitere Maßnahmen zur Minderung der Luftemissionen, die ein Co-Benefit darstellen können, sind:

- Sekundärmaßnahmen zur Minderung von $NO_x$-Emissionen (FCC, Coker)
  - a) Selektive katalytische Reduktion (SCR) + Selektive nichtkatalytische Reduktion (SNCR)
- Sekundärmaßnahmen zur Minderung von $SO_x$-Emissionen (FCC, Coker (außer a))
  - b) $DeSO_x$-Katalysatoradditiv
  - c) Trocken- und Halbtrockenverfahren zur Rauchgasentschwefelung
  - d) Nasskatalytisches Entschwefelungsverfahren (DESONOX)
- Koksgasreinigung (Aminwäsche) zur Verringerung der $H_2S$-Emissionen und der COS-Emissionen (Coker). (UBA 2003)

**Maßnahmen zur Minderung von Emissionen in das Wasser**

Die deutschen Raffinerien behandeln das anfallende Abwasser in der Regel in eigenen zentralen Kläranlagen. Nur in Ausnahmefällen erfolgt die Behandlung zusammen mit Abwasser anderer Herkunft in kommunalen Kläranlagen. Da Raffinerien oft an weitere Herstellungsprozesse am selben Standort gekoppelt sind (Petrochemie, Kunststoffe, Düngemittel), erfolgt in diesen Fällen in der Regel eine gemeinsame Behandlung der Abwässer aus den verschiedenen Bereichen des Standortes in der zentralen Kläranlage.

Folgende Schritte werden bei der Abwasseraufbereitung durchgeführt:

a) Schwerkraftabscheider: Öl und feste Partikel werden vom Wasser getrennt
→ Co-Benefit: Durch die Entfernung der Feststoffe wird z. T. auch Quecksilber entfernt, da sich Quecksilber typischerweise an Partikel bindet, statt in Lösung zu bleiben.

b) (Druckentspannungs-)Flotation: Feinreinigung,
häufig in Kombination mit chemischer Reinigungsstufe (Erzeugung von Metallhydroxidflocken, mit deren Unterstützung dispergierte Kohlenwasserstoffe und andere Abwasserinhaltsstoffe sowie Schwefelwasserstoff ausgeflockt bzw. gefällt werden)
→ Co-Benefit: Bei der Metallhydroxidfällung wird Quecksilber mit abgeschieden.

c) Belebtschlammbecken: Gelöste organische Verbindungen und Stickstoff werden entfernt
→ Co-Benefit: Bei der anschließenden Sedimentierung wird partikelgebundenes Quecksilber mit abgeschieden. (Dippel et a. 2000)

#### 2.10.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Spezifische Quecksilberminderungstechniken werden bei der Herstellung von Raffinerieprodukten und bei der Abwasserreinigung eingesetzt. Es gibt nur eine bewährte Technologie zur Entfernung von Quecksilber aus Rohöl. Quecksilber wird aus Raffinerieprodukten typischerweise mit einer MRU (Mercury Removal Unit) entfernt. Diese bestehen aus einem Bett mit einem Adsorber oder einem Absorber. (IPIECA 2014)

Quecksilber bindet sich mehr an Partikel als in Lösung zu bleiben. Bei der Abwasseraufbereitung wird Hg daher bei der Schwerkraftabscheidung weitestgehend mit den Partikeln entfernt. Um sicherzustellen, dass sich Hg möglichst vollständig an Partikel bindet, bieten einige Hersteller Additive an, die dem Abwasser zugegeben werden (NalMet™, MetClear™) (IPIECA 2014).

### 2.10.6 Quecksilberaustrag

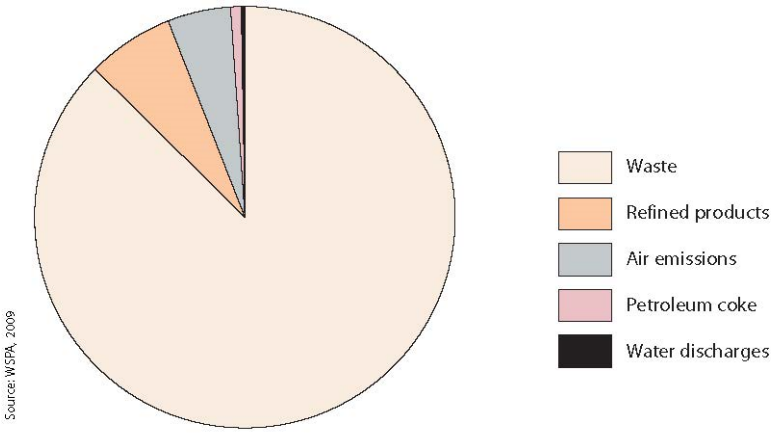
Quecksilberausträge aus der Mineralöl-Raffinerie erfolgen insbesondere über die in Tabelle 50 angegeben Pfade.

**Tabelle 50: Quecksilberaustrag aus Raffinerien**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Abluft bei der Veredelung<br>Feuerungsanlagen | |
| Abwasser | | |
| Abfall | Katalysatoren<br>ölige Abfälle<br>Tankreinigungsrückstände<br>Schlämme aus der Abwasserreinigung | |
| Produkt | Otto- / Dieselkraftstoff<br>Heizöl, leicht/schwer<br>Rohbenzin<br>Kerosin<br>Flüssiggas<br>Bitumen<br>Schmierstoffe<br>Petrolkoks | |

Die Abbildung 15 stellt eine Massenbilanz für verschiedene Output-Ströme aus fünf Raffinerien in San Francisco dar. Der größte Hg-Austrag erfolgt über Abfälle.

**Abbildung 15: Austragspfade von Quecksilber aus fünf Öl-Raffinerien in San Francisco**




Quelle: IPIECA 2014

### Quecksilberaustrag über Abwasser

Quecksilber wird nach Anhang 45 der Abwasserverordnung gemessen. Messwerte liegen lediglich von einer Raffinerie vor. Eine Berechnung der Hg-Frachten über das Abwasser für den gesamten Sektor ist aufgrund der schlechten Datenlage nicht möglich.

**Tabelle 51: Abwasserdaten einer Raffinerie (2016)**

| Anzahl Werte | Anzahl unter Bestimmungsgrenze | Minimum [ng/l] | Maximum [ng/l] | Mittel [ng/l] |
|---|---|---|---|---|
| 12 | 10 | 2,5 | 50 | 11 |

Quelle: LANUV 2016

**Quecksilberaustrag über Abfälle**

Nach IPIECA (2014) werden über 80 % des Quecksilbers über die Abfallströme aus Raffinerien ausgetragen. Hg-haltiger fester Abfall stammt aus Prozesseinheiten, die Quecksilber entfernen, wie verbrauchte Katalysatoren, Putztücher und kontaminierte Arbeits- und Schutzkleidung (IPIECA 2014).

Die Mengen an Abfall, die in Raffinerien erzeugt werden, sind im Verhältnis zum Rohstoffinput und dem Produktoutput gering (UBA 2003). Die Hauptmengen an raffinerietypischen Abfällen sind (Dippel et al. 2000):

- ölhaltige oder ölverschmutzte Abfälle
- Tankreinigungsrückstände
- Schlämme aus der Abwasserreinigung
- gebrauchte Katalysatoren
- Gebrachte Katalysatoren werden zumindest teilweise in Anlagen zur Quecksilberentfrachtung verbracht. Dort wird das Hg abgetrennt, stabilisiert und in eine Untertagedeponie verbracht (siehe Teil 2, Kap. 1.3).

Daten zu Quecksilberkonzentrationen in Abfällen aus Raffinerien liegen nicht vor. Die Berechnung der Hg-Frachten über Abfälle aus dem Sektor ist daher nicht möglich.

**Quecksilberaustrag über Produkte**

In Tabelle 52 sind die in Deutschland produzierten Nettomengen[1] der verschiedenen Produkte, ihr angenommener Quecksilbergehalt sowie der aus diesen Werten resultierende jährliche Hg-Output dargestellt. Es ergibt sich eine Hg-Fracht von 130 bis 200 kg/a.

**Tabelle 52: In Deutschland netto produzierte Raffinerieprodukte, ihre Quecksilbergehalte und jährlicher Hg-Output**

| Produkt | Menge [1.000 t] | Hg mittel A [µg/kg] | Hg mittel B [µg/kg] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| Ottokraftstoff | 20.402 | 0,4 | 1,5 | 8 | 31 |
| Dieselkraftstoff | 33.312 | 2,97 | | 99 | 99 |
| Heizöl, leicht | 11.640 | 0,59 | | 7 | 7 |
| Heizöl, schwer | 4.970 | 0,59 | | 3 | |
| Rohbenzin | 7.860 | 0,4 | | 3 | |
| Kerosin | 5.317 | 0,04 | | 0,21 | 0,21 |
| Flüssiggas | 2.682 | | | | |
| Bitumen | 4.065 | | | | |
| Schmierstoffe | 2.367 | | | | |
| Petrolkoks | 1.255 | 10 | 50 | 13 | 63 |

[1] Nettomenge = brutto Raffinerieerzeugung – Raffinerie-Eigenverbrauch

| Produkt | Menge [1.000 t] | Hg mittel A [µg/kg] | Hg mittel B [µg/kg] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| Raffineriegas | 201 | | | | |
| Andere Rückstände | 893 | | | | |
| Sonstige | 3.186 | | | | |
| **Gesamte Kapazität 2016** | **98.150** | | | **130** | **200** |

Produktmengen: MWV 2016, Küchen 2017; Quecksilbergehalte (Littlepage 2013); Petrolkoks Hg mittel A: (MUNLV NRW 2005)

**Quecksilberaustrag über Luft**

Nach Dippel et al. (2000) tragen die Feuerungsanlagen wesentlich zu den Emissionen einer Raffinerie in die Luft bei. Als Brennstoff werden entschwefeltes Raffineriegas, ggfs. Erdgas und flüssige Konversionsrückstände aus der eigenen Verarbeitung verwendet (Gas-, Öl- und Mischfeuerungen) (Dippel et al. 2000).

In Tabelle 53 sind der Brennstoffverbrauch, der entsprechende Hg-Gehalt und die Fracht dargestellt. Wird angenommen, dass Raffinerien den Brennstoff komplett aus der eigenen Produktion decken und keine weiteren Brennstoffe von externen Quellen (d. h. anderen Quellen als Raffinerien) zuführen müssen, lassen sich die Hg-Frachten über den Luftpfad grob mit ca. 6 - 32 kg/a abschätzen, wenn 100 % des über Brennstoffe eingetragenen Quecksilbers emittiert werden. Der mit Abstand größte Teil kommt dabei aus der Verbrennung mit Petrolkoks. Wird für die Berechnung die deutsche Quelle für die Hg-Konzentration in Petrolkoks herangezogen (der durchschnittliche Gehalt beträgt 10 µg/kg, siehe Tabelle 53, dritte Spalte) liegt die Fracht am unteren Ende der Bandbreite. Dabei ist auch zu beachten, dass die Verbrennung von Petrolkoks in Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung > 50 MW erfolgen kann. In diesem Fall wäre eine aufwändigere Rauchgasreinigung erforderlich. Durch Co-Benefit Effekte ist dann davon auszugehen, dass nicht 100 % des Quecksilbers emittiert werden. Insgesamt ist daher davon auszugehen, dass die zu erwartende Hg-Fracht eher im unteren Bereich der Bandbreite von 6 bis 32 kg/a liegen dürfte.

Über Emissionserklärungen haben lediglich sechs Raffineriestandorte mit insgesamt 17 Emissionsquellen Angaben zu Quecksilberemissionen gemacht. Davon wurden vier Datensätze als geschätzt und 13 als gerechnet angegeben. Darin enthalten sind auch Angaben aus zwei Standorten des größten Produzenten von Raffinerieprodukten in Deutschland. Die insgesamt für das Jahr 2016 gemeldete Fracht betrug ca. 9,3 kg Quecksilber.

**Tabelle 53: Raffinerie-Eigenverbrauch 2016 und Hg Output durch Brennstoffeigenverbrauch**

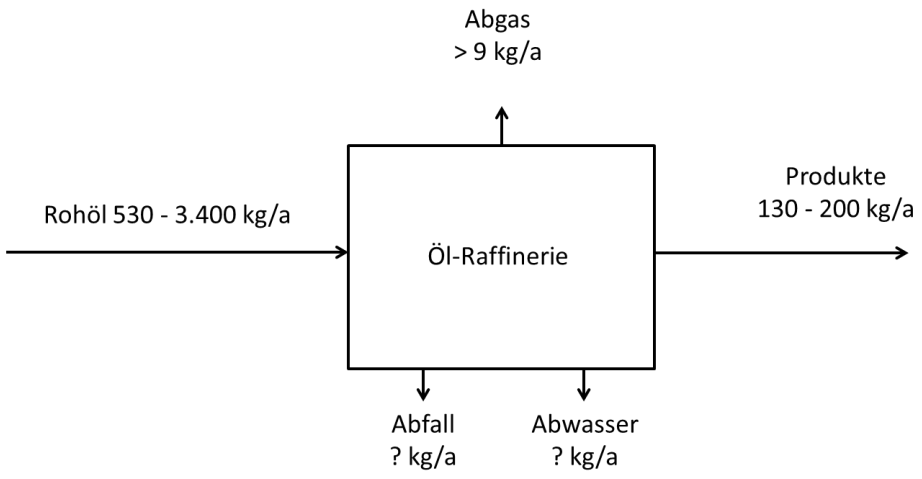
| Produkt | Menge (1.000 t) | Hg mittel A (ug/kg) | Hg mittel B [ug/kg] | Hg Output A* [kg/a] | Hg Output B* [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| Ottokraftstoff | 0 | 0,4 | | | 0 |
| Dieselkraftstoff | 2 | 2,97 | 2,97 | 0,01 | 0,01 |
| Heizöl, leicht | 12 | 0,59 | 0,59 | 0,01 | 0,01 |
| Heizöl, schwer | 932 | | | | |
| Rohbenzin | 0 | | | | |
| Kerosin | 0 | 0,04 | | | |

| Produkt | Menge (1.000 t) | Hg mittel A (ug/kg) | Hg mittel B [ug/kg] | Hg Output A* [kg/a] | Hg Output B* [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| Flüssiggas | 62 | | | | |
| Bitumen | 0 | | | | |
| Schmierstoffe | 0 | | | | |
| Petrolkoks | 632 | 10 | 50 | 6,32 | 31,58 |
| Raffineriegas | 3.736 | | | | |
| Andere Rückstände | 298 | | | | |
| Sonstige | 20 | | | | |
| **Summe** | **5.674** | 0,4 | | 6,3 | 31,6 |

* unter der Annahme, dass 100 % des enthaltenen Hg bei der Verbrennung freigesetzt wird.
Produktmengen: MWV 2016, Küchen 2017; Quecksilbergehalte (Littlepage 2013); Petrolkoks Hg mittel A: (MUNLV NRW 2005)

### 2.10.7 Gesamtbetrachtung

**Abbildung 16: Quecksilberbilanz für Raffinerien in Deutschland (2015/2016) bezogen auf einen Rohöleinsatz von 86,7 Mio. Mg (2015) und 93,5 Mio. Mg (2016)**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output von Raffinerien.

**Tabelle 54: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Öl-Raffinerien**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Wasser | 5 |
| Output Produkte | 4 |
| Output Reststoffe | |

## 2.11 Förderung und Verteilung von Erdgas (Non-IED)

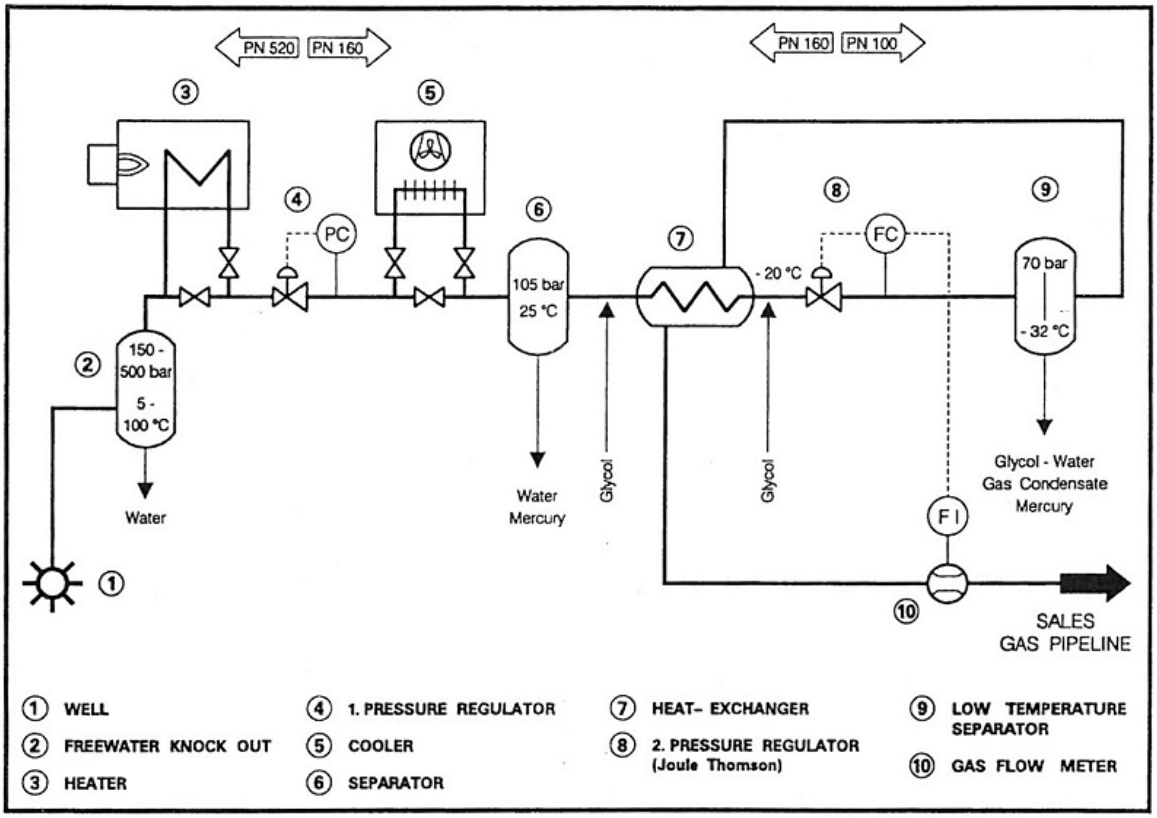
### 2.11.1 Anlagenbeschreibung

Erdgasförderanlagen werden nicht in der 4. BImSchV genannt. Entsprechend erfolgt auch keine Genehmigung nach dem Immissionsschutzrecht.

Erdgas wird bei einem Druck von 150 bis 500 bar gefördert (Zettlitzer 1997). Nach der Förderung wird das Erdgas einer Reinigung durch Kondensation unterzogen. Der Prozess wird nachfolgend beschrieben.

Das Rohgas wird zunächst einem Freiwasserabscheider zugeführt, der das freie Lagerstättenwasser abscheidet. Anschließend strömt das Gas bei niedriger Kopffließtemperatur über einen Wasserbaderhitzer (Heater) und wird auf mindestens 25 °C aufgeheizt sowie druckreduziert. Bei der Druckreduzierung fällt Wasser an, das Quecksilber enthält. Bei ausreichender Temperatur wird der Erhitzer umfahren. Die Kondensation erfolgt mit Hilfe einer Tieftemperaturkondensationsanlage, der eine Vorkühlung vorgeschaltet ist. Zur Vermeidung von Hydratbildung (Eisbildung) und zur Bindung von Wasser wird in die Gaseintrittskammern der Wärmetauscher Glykol eingesprüht. Reicht der Kopffließdruck für eine ausreichende Kühlung nicht aus, erfolgt eine Fremdkühlung mit Hilfe eines Verdampfers. Beim Kondensationsprozess wird das Gas auf unter -20 °C, in der Regel auf -32 °C abgekühlt. In einem Kaltabscheider (Separator) werden flüssige Kohlenwasserstoffe als Bestandteile des Gases, Quecksilber sowie das Glykol vom Gasstrom abgetrennt. Das Glykol wird in einem Regenerator unter Wärmezufuhr abgeschieden und dem Vorratstank zugeführt. Als Energieträger wird kondensiertes Erdgas eingesetzt. Ein Aerosolfilter scheidet nebelförmige Restflüssigkeit aus dem Gasstrom ab (RWE Dea AG 2011; Zettlitzer 1997).

**Abbildung 17: Verfahrensfließbild einer Aufbereitungsanlage für Roherdgas**




Quelle: Zettlitzer 1997

Bei der Gaskühlung entstehen 4 Phasen:

1. gereinigtes Erdgas,
2. Gemisch, bestehend aus höheren Kohlenwasserstoffen,
3. Wasser, welches teilweise wieder in den Untergrund verbracht wird,
4. Gemisch aus schweren Bestandteilen und Quecksilber, welches sich am Boden des Auffangbehälters ablagert.

Die Komponenten 2-4 fallen in den Abscheidern meist vergesellschaftet emulgiert als quecksilberhaltige Schlämme an und werden von externen, zertifizierten Firmen aufbereitet. Exxon gibt für seine Bohrstellen eine Jahresmenge für 2010 von 163 Mg an (Exxon Mobil 2010). Bei der Aufbereitung werden beispielsweise Vakuumdestillationstechniken eingesetzt (siehe Kap. 2.37 - Abfallbehandlung, quecksilberhaltige Abfälle) (Exxon Mobil 2010).

Weiterhin entsteht bei Entspannungsvorgängen in den Abscheidern, in der Separation und Regeneration ein Gas, das als Flashgas bezeichnet und bei der Regenation als Energiequelle eingesetzt wird. Flashgas wird über einen Filter gereinigt, bevor es verbrannt wird.

### 2.11.2 Anlagenbestand

Erdgas wird in Deutschland überwiegend On-Shore gefördert. Die Förderung, die im Jahr 2000 noch ca. 20 Mrd. Kubikmeter betrug, ging in 2016 auf 7,9 Mrd. $m^3$ zurück (BVEG 2016; Schori 2012). Die Förderung wird in Zukunft voraussichtlich weiter rückläufig sein, da die Lagerstätten schon sehr alt sind und der Gasdruck sinkt. In den vergangenen Jahren wurden keine Aktivitäten im Hinblick auf die Erschließung neuer Lagerstätten unternommen. Nachdem nun die Gesetzeslage zu Frackingprozessen geklärt ist, werden diese Aktivitäten wieder aufgenommen, mit dem Ziel, die Produktion zu stabilisieren (BVEG 2017).

Auf deutschem Gebiet existiert nur ein kleines Feld zur Off-Shore Förderung, das von der Wintershall in Kooperation mit Firmen aus den Niederlanden betrieben wird. Das geförderte Gas geht in den niederländischen Markt (BVEG 2017).

Der überwiegende Anteil des Erdgases wird in Niedersachsen gefördert (Anteil: 96,5 %). Insgesamt erfolgt die Förderung in Deutschland auf 91 Feldern, davon 85 in Niedersachsen. Die deutschen Erdgasreserven werden mit 65,7 Mrd. $m^3$ abgeschätzt, wovon 60 % als gesichert gelten (BVEG 2016).

Für die Versorgung des deutschen Erdgasmarktes wurden im Jahr 2016 ca. 86 Mrd. $m^3$ bereitgestellt. Der größte Anteil kam mit 40 % aus Russland, gefolgt von Norwegen (30 %) und den Niederlanden (22 %). Der Rest von ca. 8 % stammt aus heimischer Förderung (BVEG 2016).

### 2.11.3 Quecksilbereintrag

Deutsches Erdgas ist grundsätzlich zu unterscheiden in Süß- und Sauergas. Die jeweiligen Anteile liegen bei ca. 50 %. Relevante Quecksilberkonzentrationen weist das Gas aus den Süßgaslagerstätten auf. Beim Sauergas reagiert Hg mit Schwefel zu HgS (Zinnober). Das Zinnober verbleibt bei der Förderung größtenteils in der Erdkruste (BVEG 2017).

Zu Quecksilbergehalten im Rohgas aus deutschen Förderstellen liegen nur wenige Angaben mit hohen Spannbreiten vor. Nach (Schori 2012) entsprechen die Rohgasgehalte denen aus niederländischen Quellen. Der Mittelwert liegt bei 200 µg/$m^3$ mit Maximalgehalten von 11.000 µg/$m^3$. Zwei weitere Quellen, die sich auf norddeutsches Rohgas beziehen, geben keine Mittelwerte aber Spannen, die deutlich über dem von (Schori 2012) genannten Mittelwert liegen (siehe Tabelle 55).

**Tabelle 55: Quecksilbergehalte in Roherdgas aus Deutschland**

| Herkunft | Hg Min [µg/m³] | Hg Max [µg/m³] | Hg Mittel [µg/m³] | Quelle |
|---|---|---|---|---|
| Niederlande/Deutschland | | 11.000 | 200 | (Schori 2012) |
| Norddeutschland | 700 | 4.400 | | |
| Niedersachsen | 300 | 5.800 | | (BVEG 2016) |
| Deutschland Rotliegendes | 15 | 4.000 | | (Zettlitzer 1997) |

Für die Bilanzierung wird mit einem unteren Mittelwert von 200 µg/m³ und mit einem angenommenen oberen Mittelwert von 1.000 µg/m³ gerechnet. Daraus ergibt sich ein Input in die Gasreinigungsanlagen von 1.580 bis 7.900 kg/a (siehe Tabelle 56).

Die Quecksilberkonzentration im gereinigten Gas liegt im Bereich von 5 bis 15 µg/m³ (Zettlitzer 1997; Schori 2012).

**Tabelle 56: Quecksilbereintrag über Rohgas**

| Nr. | Stoff | Fördermenge [Mrd. m³] | Hg Mittel A [mg/m³] | Hg Mittel B [mg/m³] | Hg Input 1 [kg/a] | Hg Input 2 [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Rohgas | 7,90 | 0,20 | *1,0* | 1.580 | 7.900 |

1A: (Schori 2012); 1B: Annahme

## 2.11.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

### 2.11.4.1 Co-Benefit

Bei der Erdgasaufbereitung erfolgt eine Quecksilberabscheidung über die Gaskondensation.

### 2.11.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Zur Reinigung des Rohgases werden keine spezifischen Hg-Minderungstechniken eingesetzt. Anfallendes Flashgas wird vor der Verbrennung u. a. mit Hilfe von Festbettfiltern weiter gereinigt.

## 2.11.5 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus der Erdgasförderung erfolgen insbesondere über die in Tabelle 57 angegeben Pfade.

**Tabelle 57: Quecksilberausträge bei der Erdgasaufbereitung**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Trocknung Heater<br>Regeneration<br>Fackel | |
| Wasser | | wird wieder in den Untergrund verpresst |
| Abfall | quecksilberhaltige Schlämme<br>Bohrschlamm | Enthalten hohe Quecksilbergehalte<br>Enthält relativ geringe Mengen an Hg. |

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| | Metallschrott aus abgebauten Förderrohren | |
| Produkt | Erdgas | |

Der bei den Bohrungen anfallende Bohrschlamm besteht häufig aus einem Ton (Bentonit)-Wasser-Salz-Gemisch mit dem erbohrten Gestein. Er enthält nur sehr geringe Hg-Konzentrationen, da der Bohrmeißel größtenteils durch Gestein geführt wird, das kein Erdgas und Quecksilber enthält. Für besondere Bohrsituationen werden Öle eingesetzt, die im Rahmen einer anschließenden Aufbereitung von den Bohrschlämmen zur Wiederverwertung abgetrennt werden. In der Vergangenheit wurden die Bohrschlämme von einzelnen Gasproduzenten teilweise zusammen mit den Schlämmen aus der Gasreinigung deponiert, so dass diese Altlasten dann auch Quecksilber enthalten konnten. Diese Verfahrensweise wird heute nicht mehr angewendet (BVEG 2017). Quecksilberhaltige Abfälle aus der Erdgasreinigung sind gem. EU Quecksilberverordnung von 2017 einer Behandlung zuzuführen (EU 2017/852). In Deutschland erfolgt dies insbesondere in Vakuumdestillationsanlagen. Das in den Schlämmen enthaltene Quecksilber wird destilliert, stabilisiert und in eine Untertagedeponie verbracht (siehe Teil 2, Kap. 1.3).

Die AVV listet unter der Nummer 050701* die Abfallart „Quecksilberhaltige Abfälle aus der Erdgasreinigung und -transport“. Nach Auskunft des Statistischen Bundesamtes fielen davon in Deutschland ca. 200 Mg an. Aus ABANDA liegen 33 Messwerte zu dieser Abfallart vor, die eine sehr große Spannbreite aufweisen (Min.: 0 mg/kg; Max: 12.100 mg/kg).

Eine Firma, die Schlämme aus der Erdgasbehandlung zur Behandlung annimmt, nennt Hg-Konzentrationen in den angelieferten Schlämmen von 0,1 bis 8 %. Dies entspricht einer Spanne von 1.000 – 80.000 Mg/kg (Mothes 2020]. Der in ABANDA genannten Mittelwert von 499 mg/kg TS erscheint daher nicht repräsentativ für diese Abfallart zu sein. Wird mit der oben genannten Spanne gerechnet, ergibt sich ein Quecksilberaustrag über die Schlämme von 200 kg bis 16.000 kg/a.

**Tabelle 58: Quecksilberhaltige Abfälle aus der Erdgasreinigung und -transport**

| Nr. | Abfallart | Aufkommen 2015 [Mg] | Konzentration A [mg/kg] | Konzentration B [mg/kg] | Hg Fracht A [kg/a] | Hg Fracht B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 05 07 01* | 200 | 1.000 | 80.000 | 200 | 16.000 |

1: Aufkommen: (Destatis 2018); Konzentration: (ABANDA)

Unter dem Abfallschlüssel werden sowohl die bei der Gasreinigung anfallenden Schlämme als auch weitere quecksilberhaltige Abfälle aus der Erdgasförderung gelistet. Beispielsweise werden in einem Induktionsofen mit einer Kapazität von 2.500 Mg/a in NRW jährlich zwischen 150 und 500 Mg quecksilberhaltige Stahlschrotte mit einer maximalen Quecksilberkonzentration von 1 % eingeschmolzen. Ein großer Teil dieses Schrottes stammt aus der Erdgasförderung (Bez. Reg. Düsseldorf 2017a).

Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass die Mengenangaben des Statistischen Bundesamtes nur einen Teil der tatsächlich bei der Erdgasförderung anfallenden quecksilberhaltigen Abfälle beinhalten.

Die Hg-Emissionen, die bei der Erdgasaufbereitung in die Luft freigesetzt werden, lassen sich am Beispiel der Aufbereitungsanlage Völkersen (Verarbeitungskapazität: 1,1 Mio. $m^3$ Rohgas/Tag)

abschätzen (Engel 2012). Für Gas, das im Heater eingesetzt wird, wird von einer Hg-Konzentration von 5-15 µg/m³ ausgegangen (Zettlitzer 1997; Schori 2012). Die Ergebnisse lassen sich der Tabelle 59 entnehmen.

**Tabelle 59: Quecksilberemissionen über den Luftpfad bei der Aufbereitung von Rohgas (Verarbeitungskapazität: 1,1 Mio. m³ Rohgas/Tag)**

| Nr. | Vorgang | Einheit | Heater A | Heater B | Regeneration |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Gasverbrauch m³/h | m³/h | 59,0 | 59,0 | 20,0 |
| 2 | Hg-Konz im Gas µg/m³ | µg/m³ | 5,0 | 15,0 | 50,0 |
| 3 | Fracht µg/d | µg/d | 7.080 | 21.240 | 24.000 |
| 4 | Hg-Menge pro m³ aufbereitetes Erdgas | µg Hg/m³ Gas | 0,0064 | 0,019 | 0,022 |

1A/1B: (Engel 2012); 2A: (Zettlitzer 1997); 2B: (Schori 2012)

Quecksilberemissionen über die Fackel lassen sich über die jährlich an den Förderstellen abgefackelte Rohgasmenge von 8,6 Mio. m³ (BVEG 2016) und über die in Tabelle 65 enthaltenen Rohgasspannen ermitteln.

Damit ergeben sich die in Tabelle 60 enthaltenen Quecksilberemissionen für das Jahr 2016

**Tabelle 60: Quecksilbermissionen über den Luftpfad aus der Aufbereitung von Roherdgas**

| Emissionspfad | Gasmenge [Mrd. m³] | Hg-Konz. [µg/m³] | Hg-Fracht [kg/a] |
|---|---|---|---|
| Heater A | 7,9 | 0,0064* | 0,05 |
| Heater B | 7,9 | 0,019* | 0,15 |
| Regeneration | 7,9 | 0,022* | 0,17 |
| Fackel A | 0,0086 | 200 | 1,72 |
| Fackel B | 0,0086 | 1.000 | 8,60 |

* Hg-Menge, die bezogen auf 1 m³ aufbereitetes Rohgas freigesetzt wird (siehe Tabelle 59)
Quelle Gasmengen: (BVEG 2016)

Zu den Hg-Emissionen über den Wasserpfad liegen bislang keine Informationen vor. Es bleibt auch offen, welcher Anteil an Abwasser, der bei der Gasaufbereitung entsteht, wieder in die Bohrlöcher gepumpt wird.

Die Hg-Gehalte im aufbereiteten Erdgas liegen zwischen 5 und 15 µg/m³ (Schori 2012; Zettlitzer 1997). Damit ergibt sich eine Hg-Fracht zwischen 40 und 120 kg/a, die durch Erdgas, das aus deutschen Quellen gefördert wird, in das Netz eingespeist wird (siehe Tabelle 61).

Im Verlauf des Transportes in den Erdgaspipelines reduziert sich der Hg-Gehalt im Gas. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, dass das Quecksilber an der inneren Oberfläche des Stahls der Ferngasleitungen anlagert. Aus Untersuchungen an Bohrlöchern, die mit Stahlrohren ausgerüstet sind, geht hervor, dass sich das Quecksilber insbesondere in der Rostschicht, überwiegend in seiner elementaren Form, aber auch als $HgCL_2$ und als HgS anlagert (Zettlitzer 1997). (Schori 2012) gibt eine Verminderung im Verlauf des Transports auf 2 – 3 µg/m³ an. Hinzu kommen Verdünnungseffekte durch importiertes Erdgas, zum Beispiel aus Russland oder

Norwegen, das von Natur aus relativ geringe Quecksilberkonzentration enthält. Die Hg-Konzentrationen des bei Endverbraucherinnen und Endverbrauchern vorliegenden Erdgases liegen im Bereich von 1 µg/m³ (Schori 2012; BVEG 2017; Lubenau 2015).

In Tabelle 61 werden die Hg-Einträge aus deutschen Förderstellen in das Gasnetz, Hg-Reduktionen im Netz durch Adsorption sowie Hg-Frachten durch den deutschen Gesamtverbrauch bei Endverbraucherinnen und Endverbrauchern berechnet.

**Tabelle 61: Hg-Eintrag in das Gasnetz aus deutschen Förderstellen und verbleibende Hg-Mengen bei Endverbraucherinnen und Endverbrauchern sowie Hg-Frachten durch den deutschen Gesamtverbrauch bei Endverbraucherinnen und Endverbrauchern**

| Nr. | Stoff | Erdgas-menge [Mrd. m³] | Hg-Konz. A [µg/m³] | Hg-Konz. B [µg/m³] | Hg-Fracht A kg/a | Hg-Fracht B kg/a |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Einspeisung in das Netz | 7,9 | 5 | 15 | 40 | 119 |
| 2 | Reduktion im Netz | 7,9 | 2* | 3* | 15,8 | 24 |
| 3 | Hg Fracht über Gesamtverbrauch | 86 | 1 | 1 | 86 | 86 |

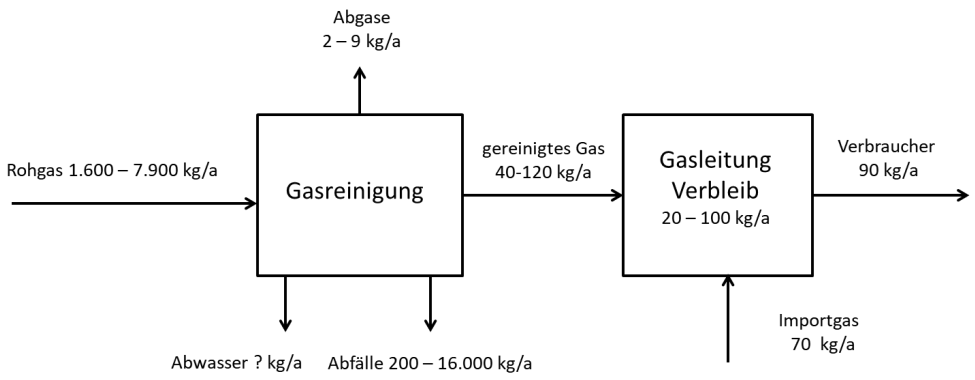
* verbleibende Konzentration bei Endverbraucherinnen und Endverbrauchern

Gasmengen: (BVEG 2016); 1A: (Zettlitzer 1997); 1B: (Schori 2012); 2A/2B: (Schori 2012); 3A/3B: (Schori 2012; BVEG 2017; Lubenau 2015)

### 2.11.6 Gesamtbetrachtung

Abbildung 18 zeigt die Quecksilberbilanz basierend auf den Produktionsdaten des (BVEG 2016) für das Jahr 2016. Der größte Anteil des Quecksilbers, das bei der Gasreinigung abgeschieden wird, ist in den Abfallschlämmen und vermutlich im Abwasser enthalten, wobei unklar ist, wie hoch die Menge an Quecksilber ist, die über das Abwasser wieder in den Untergrund verpresst wird. Nur ein relativ geringer Anteil wird in die Luft emittiert. Vom Quecksilber im gereinigten Rohgas verbleibt der größte Teil in den Gaspipelines auf dem Weg zu Endverbraucherinnen und Endverbrauchern. Dort kommen in der Summe aus im Inland gefördertem Gas und Importgas ca. 90 kg/a an. Da keine Emissionsminderungstechniken angewendet werden, ist davon auszugehen, dass diese Menge bei der Verbrennung in die Luft freigesetzt wird.

**Abbildung 18: Quecksilberbilanz für Erdgasförderung und Transport für 2016 bezogen auf eine Fördermenge von 7,90 Mrd. m³**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für den Sektor Förderung und Verteilung von Erdgas.

**Tabelle 62: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Förderung und Verteilung von Erdgas**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Wasser | 6 |
| Output Produkte | 4 |
| Output Abfälle | 4 |

## 2.12 Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz (2.1, 2.5 a) - Blei

### 2.12.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.12.1.1 Genehmigungsrahmen

Anlagen zum Verarbeiten von Blei-Nichteisenmetallen unterliegen der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definition in Anhang I Nr. 2.1 und 2.5 a) (IED 2010). In Deutschland werden Anlagen zur Bleiherstellung aus Erz den Nummern 3.1 und 3.3 der 4. BImSchV zugeordnet, Sekundärbleianlagen den Nummern 3.3 und 3.4.1 sowie 3.4.2:

- Nr. 3: Stahl, Eisen und sonstige Metalle einschließlich Verarbeitung
- Nr. 3.1: Anlagen zum Rösten (Erhitzen unter Luftzufuhr zur Überführung in Oxide), Schmelzen oder Sintern (Stückigmachen von feinkörnigen Stoffen durch Erhitzen) von Erzen;
- Nr. 3.3: Anlagen zur Herstellung von Nichteisenrohmetallen aus Erzen, Konzentraten oder sekundären Rohstoffen durch metallurgische, chemische oder elektrolytische Verfahren;
- Nr. 3.4: Anlagen zum Schmelzen, zum Legieren oder zur Raffination von Nichteisenmetallen mit einer Schmelzkapazität von
- Nr. 3.4.1: 4 Tonnen je Tag oder mehr bei Blei;
- Nr. 3.4.2: 0,5 Tonnen bis weniger als 4 Tonnen je Tag bei Blei.

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken der Bleiherstellung sind im EU BVT-Merkblatt für die Nichteisen-Metallindustrie beschrieben, das die EU im Juli 2017 verabschiedet hat (BREF NFM 2017).

BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) wurden für die Nichteisen-Metallindustrie erarbeitet und am 30. Juni 2016 veröffentlicht (BVTS NFM 2016).

### 2.12.2 Anlagentechnik

Blei wird in Deutschland in Primär- und Sekundäranlagen gewonnen.

Die Primärbleigewinnung erfolgt in Deutschland im Direktschmelzverfahren, d. h. ohne vorherige Röstung (Sinterung) in einer separaten Anlage. In den Primärerzanlagen werden auch hohe Anteile an Sekundärblei mit eingeschmolzen. Vor der Schmelze erfolgt eine kalte

Vorbehandlung in einer Pelletierungstrommel, die die Einsatzstoffe mit Wasser vermischt (Rentz et al. 1999a, S. 98/108; VDI 2597 2004, S. 8).

Eine Primärbleianlage (Stolberg) nutzt den QSL-Prozess, bei dem Oxidation und Reduktion der Einsatzstoffe in getrennten Bereichen eines Ofens stattfinden (Abbildung 19) (VDI 2004, S. 9).

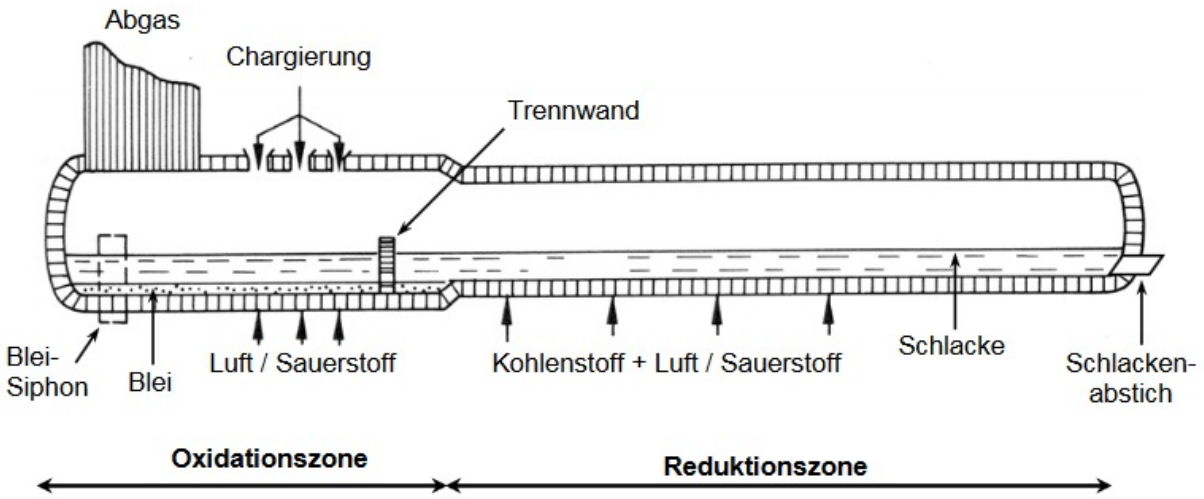
Die zweite Primärbleianlage (Nordenham) verwendet einen vertikalen „Ausmelt/Sirosmelt"-Badschmelzofen, der auch keine vorherige Röstung erfordert (Abbildung 21) (Rentz et al. 1999a, S. 107).

#### 2.12.2.1 QSL-Prozess

Im QSL-Ofen (Abbildung 19) erfolgt die Röstung und Schmelze bei Temperaturen von etwa 1.000 °C. Schlacke, die im Oxidationsbereich (links im Bild) entsteht, gelangt über eine Trennwand in den Reduktionsbereich (rechts). Im Reduktionsbereich, wo Temperaturen von 1250 °C erreicht werden, sinkt reduziertes Blei ab. Aufgrund der Ofenneigung fließt das Blei unter der Trennwand durch zurück in die Oxidationszone, wo es abgezogen wird. In der Reduktionszone wird bleiarme Schlacke abgestochen. Der Ofen wird kontinuierlich betrieben (Berzelius 2015; BREF NFM 2017, S. 506/507; IME 2007; Rentz et al. 1999a, S. 99, VDI 2597 2004, S. 9).

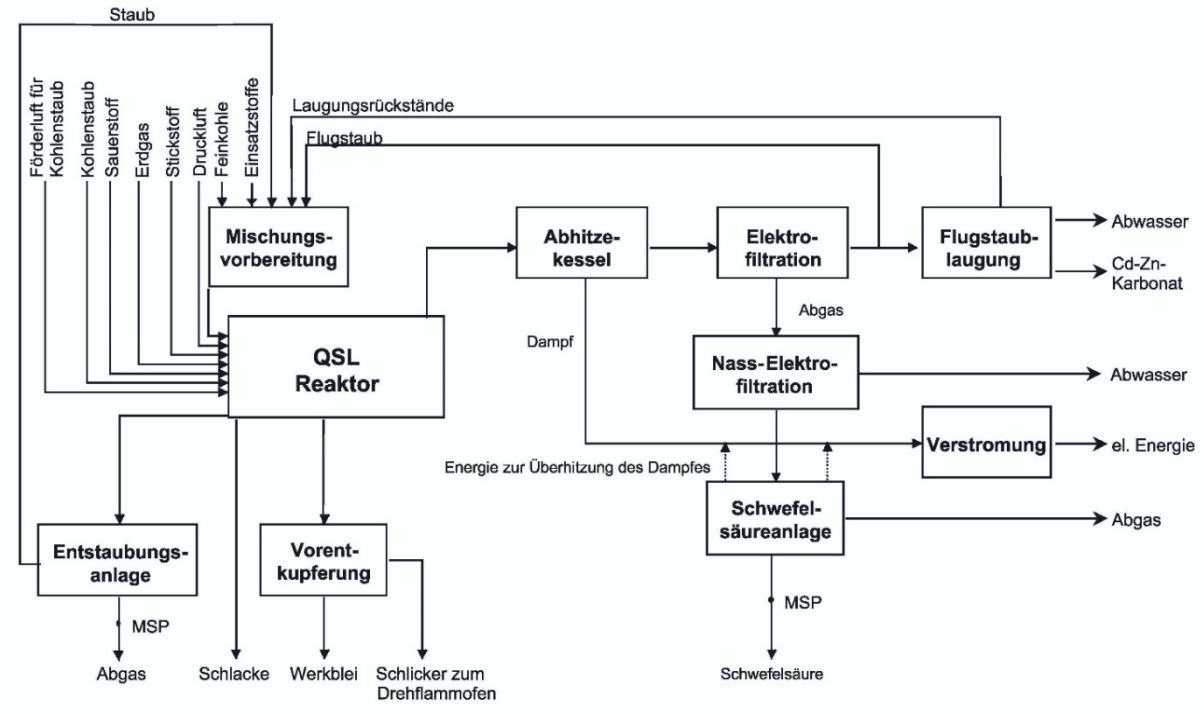
Abbildung 20 zeigt Eintrags- und Austragspfade des QSL-Prozesses sowie vor- und nachgeschaltete Verfahrensschritte.

**Abbildung 19: Primärbleiherstellung im QSL-Ofen**




Quelle: (IME 2007)

**Abbildung 20: Input-Output-Schema des QSL-Prozesses**



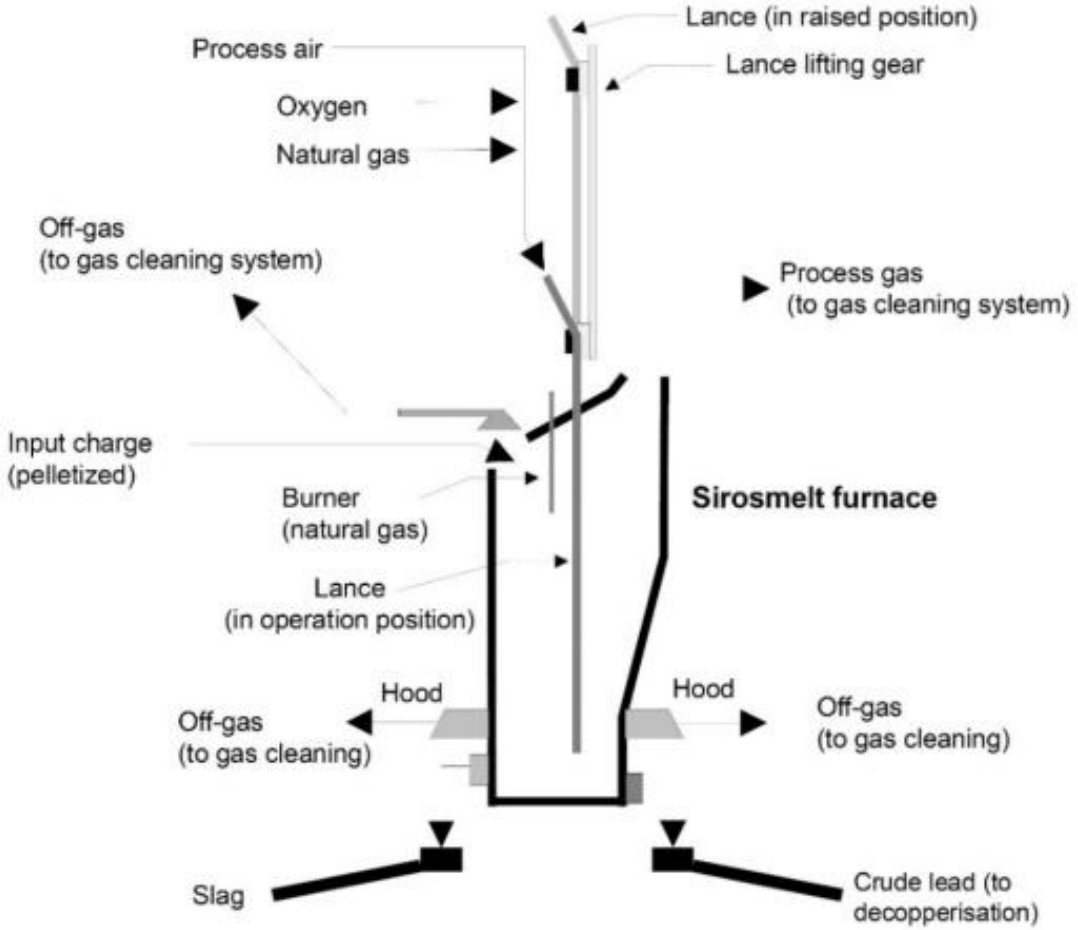

Quelle: (VDI 2597 2004), wiedergegeben mit Erlaubnis des Vereins Deutscher Ingenieure e. V., Düsseldorf

### 2.12.2.2 Ausmelt/Sirosmelt-Badschmelzofen

Der Ausmelt/Sirosmelt-Badschmelzofen (Abbildung 21) wird ebenfalls kontinuierlich betrieben, d. h. es findet keine Reduktion von Bleioxid statt. Eine mit Erdgas und sauerstoffangereicherter Luft gefeuerte Lanze taucht senkrecht in das Bad ein. Die Temperaturen liegen zwischen 1.000 °C und 1.100 °C. Die Schlacke enthält bis zu 55 % Blei; sie wird zur Reduktion weiterverkauft. (Rentz et al. 1999a, S. 109)

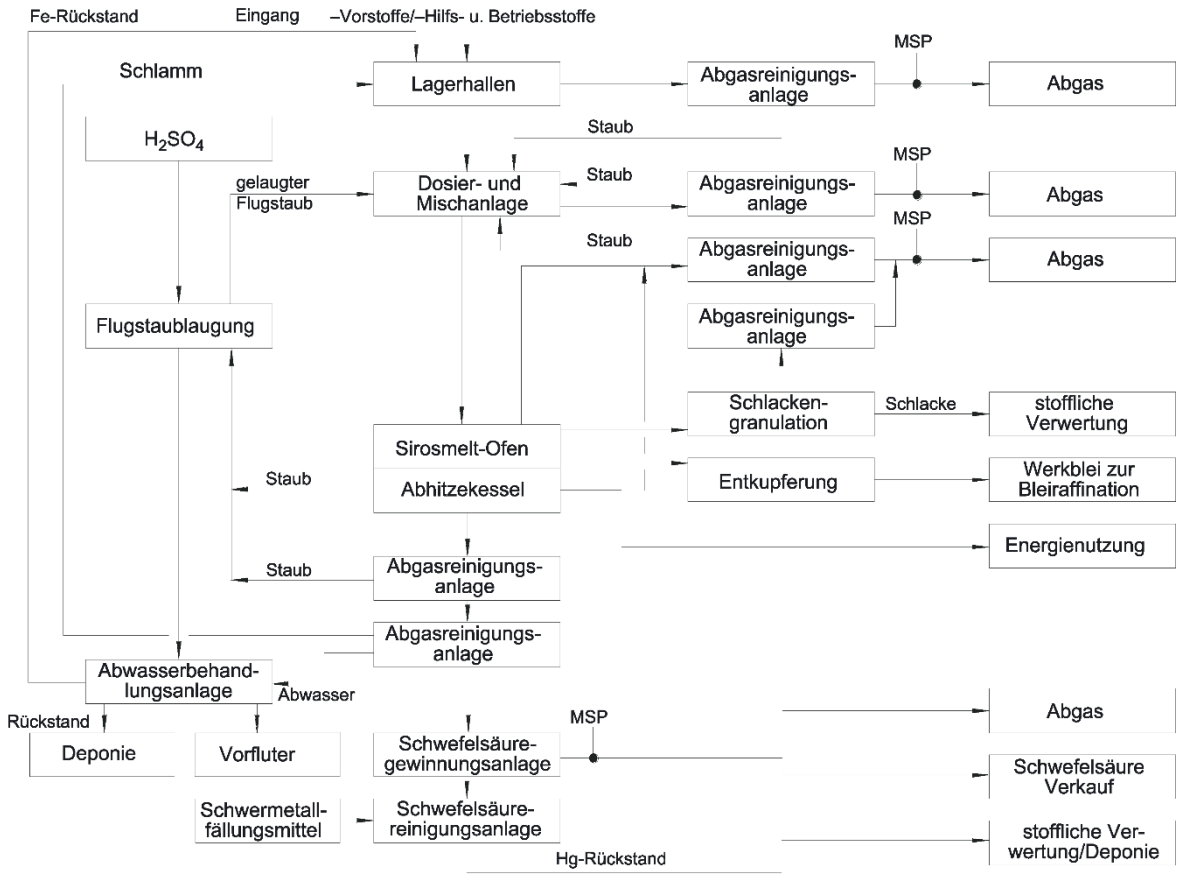
Abbildung 22 zeigt Eintrags- und Austragspfade des vertikalen Badschmelzofenprozesses sowie vor- und nachgeschaltete Verfahrensschritte.

**Abbildung 21: Primärbleiherstellung im vertikalen Badschmelzofen (Ausmelt/Sirosmelt-Ofen)**




Quelle: (Rentz et al. 1999a), wiedergegeben mit Erlaubnis von Prof. Schultmann, KIT-DFIU, Karlsruhe

**Abbildung 22: Input-Output-Schema des Sirosmeltprozesses**




Quelle: (VDI 2597 2004), wiedergegeben mit Erlaubnis des Vereins Deutscher Ingenieure e. V., Düsseldorf

### 2.12.2.3 Sekundärschmelzöfen

In Sekundärbleianlagen erfolgt die Schmelze im Chargenbetrieb in Schachtöfen im VARTA-Verfahren (Abbildung 23) oder in Kurztrommelöfen (Rentz et al. 1999a, S. 124; Rentz et al. 1999b, S. 127). Der Schachtofen hat eine Höhe von 8 m; die Kurztrommelöfen haben 3,5 - 4,0 m Durchmesser und eine Länge von 4,0 - 5,0 m (Rentz et al. 1999a, S. 47/116). Die Ofentemperaturen liegen bei etwa 1.000 - 1.200 °C. Nach dem Schachtofen durchströmt das Abgas eine Nachverbrennung mit 1.100 °C. (BSB 2014; Rentz et al. 1999a, S. 47/116) Im Anschluss an eine Quenche durchströmt das Abgas einen Gewebefilter; der Filterstaub wird in den Prozess zurückgeführt. (VDI 2597 2004, S. 28)

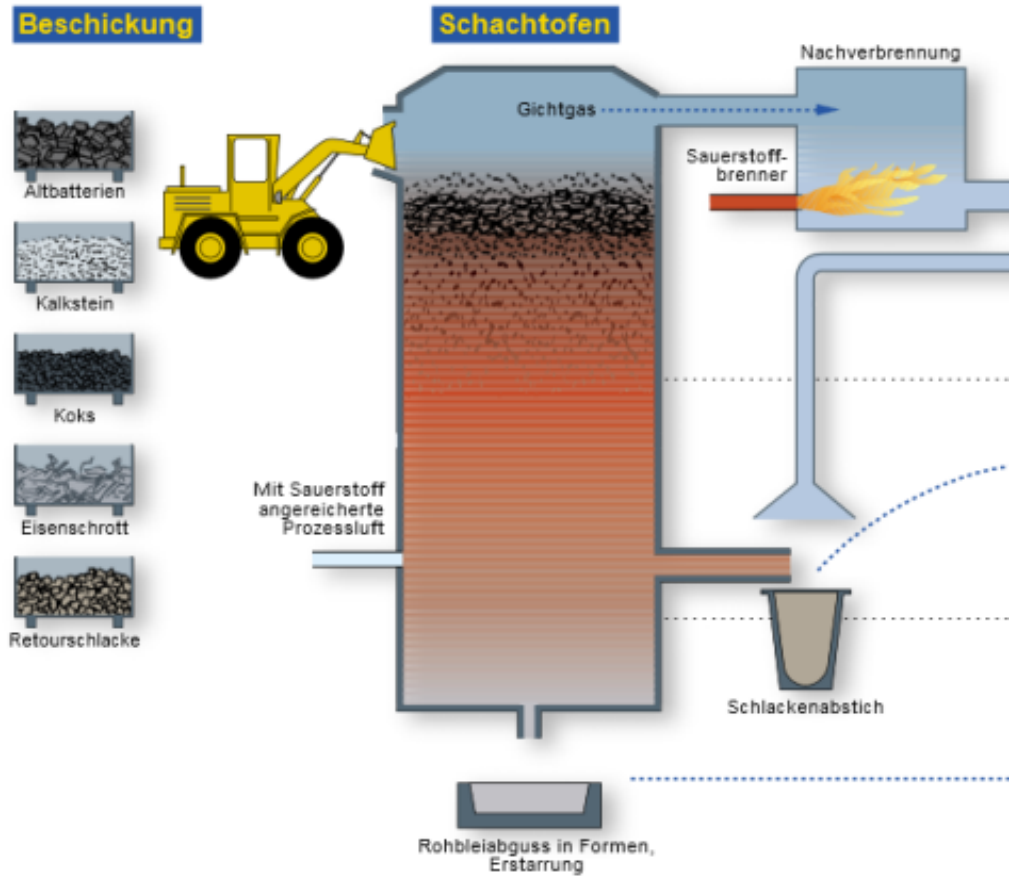
Blei wird zudem als Nebenprodukt der Primärkupferherstellung im Elektroofen gewonnen sowie in einer Sekundärkupferhütte zweistufig im Kayser Recycling-System (KRS) und nachfolgendem Top Blown Rotary Converter (TBRC-Ofen), siehe Kapitel 2.12 zur Kupferherstellung. (Aurubis 2017c)

### 2.12.2.4 Raffination

Nach der Herstellung von Werkblei, das 2 – 10 % Verunreinigungen enthält, erfolgt die mehrstufige Raffination zu hochreinem Blei (99,9 - 99,99 %) (Rentz et al. 1999a, S. 19). Dies findet in einer Vielzahl indirekt beheizter Kessel (Harris-Reaktoren, Flammöfen, Destillationsöfen oder Induktionsöfen) und durch Destillation statt. In Primärhütten werden Kupfer, Arsen, Zink, Antimon und Silber entfernt sowie (durch Vakuumdestillation) Zink

abgetrennt. Die Raffination in Sekundärhütten ist weniger aufwändig. Das hochreine Endprodukt ist Weichblei („Antimonblei“) (Rentz et al. 2001, S. 130).

**Abbildung 23: Sekundärbleiherstellung im Schachtofen**




Quelle: (VARTA 1999)

**Einsatzstoffe**

Primäre Rohstoffe der Bleiherstellung bestehen aus sulfidischen Erzen (meist Konzentrate mit 60 - 70 % Bleigehalt) und Zuschlagstoffen (v. a. Kalk) (Rentz et al. 1999a, S. 41). Zusätzlich setzen Primärbleihütten hohe Anteile Sekundärrohstoffe ein, wie z. B. bleihaltige Schlacken, Laugen und Stäube sowie Bleipasten der Batterieaufbereitung und „Metallics“ (Bleistücke) (Rentz et al. 1999a, S. 97/108).

Sekundärbleischmelzen verwenden als Rohstoffe vorwiegend Bleischrott (Altbatterien) oder Bleipaste (aufbereitete Altbatterien) (Rentz et al. 1999a, S. 116/117/123/127). Spezialverfahren nutzen auch bleihaltigen Elektro-/Elektronikschrott (im KRS-/TBRC-Prozess und Elektroofen) (Aurubis 2010, S. 8).

Bei der Altbatterieaufbereitung wird erst die Säure abgelassen. Anschließend wird das Gehäuse gebrochen (außer im VARTA-Verfahren) und die Bleipaste nass abgesiebt. In Primärhütten kann die schwefelsäurehaltige Bleipaste direkt verwertet werden. In Sekundärhütten erreicht man die Schwefelabtrennung von der Bleipaste durch den Zusatz von Natriumcarbonat, Filtrierung und Trocknung als Natriumsulfat (Nickel 1996, S. 309). Beim VARTA-Verfahren werden Altbatterien mit vollständigem Kunststoffgehäuse und schwefelhaltiger Paste direkt in einen Schachtofen gegeben, in den zusätzlich Koks, Eisenschrotte und Kalkstein (zur Schlackebildung) geschichtet

werden (BREF NFM, S. 508). Im Elektroofen werden Kohle, Koks und Eisenschrott als Reduktionsmittel eingesetzt (BREF NFM, S. 511).

Bei der Raffination von Werkblei werden siliziumdioxidhaltige Stoffe zugegeben, um Eisensilikat ausbringen zu können. Dabei kommen auch Sande aus Bodensanierungsmaßnahmen sowie Bildschirmglas und andere technische Gläser als Sandersatz zum Einsatz (Aurubis 2010, S. 8).

Als Brennstoffe finden Kohle, Schwefel, Erdgas und Heizöl Verwendung. Bei der Primärbleierzeugung mit dem QSL-Prozess werden Rohstoffe und Kohle im Durchlaufmischer homogenisiert und kontinuierlich in den Reaktor aufgegeben. In der Reduktionszone des Ofens werden Kohlenstaub, Sauerstoff und Luft zugegeben (Abbildung 19). Typische Mengenverhältnisse im QSL-Prozess zeigt Tabelle 63.

In der Primärbleierzeugung wird der Schwefelgehalt der Erze als Brennstoff genutzt. Im QSL-Prozess wird zusätzlich Kohlenstaub eingeblasen. Im vertikalen Badschmelzofen kommt Erdgas zum Einsatz (Atlas 2013). Bei Sekundärbleischmelzen dienen Erdgas und Heizöl als Brennstoffe für Trommelöfen, im KRS-/TBRC-Prozess und bei der Raffination. Schachtöfen verwenden im VARTA-Verfahren als Brennstoff Koks und Kunststoffe (vgl. Abbildung 23). In Kurztrommelöfen wird ein geringer, nach der Batterieaufbereitung im Bleischrott verbliebener, Kunststoffanteil mitverbrannt.

**Tabelle 63: Input- und Output-Verhältnisse der Bleiherstellung bezogen auf das Produkt Werkblei**

| Nr. | Prozess | Input Bleiroh-stoffe (ohne Filterstaub*) | Anteil Primär-rohstoffe | Input Zu-schlagstoffe (Kalk u. a.) | Input Kohle | Output Schlacke | Output Schwefel-säure |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | QSL | 144 % | ca. 40 - 50 % | 20 % | 13 % | 56 % | 67 % |
| 2 | Sirosmelt | 136 % | ca. 30 % | 4 % | 8 % | 11 % | 28 % |

* Filterstaub fällt als Output an (38 %) und wird in etwa gleicher Menge wieder im Prozess eingesetzt (38 %)
(Rentz et al. 1999a, S. 97/108)

**Abfälle**

Bleistaub aus der Abgasreinigung von Primär- und Sekundärbleiöfen wird üblicherweise in der Schmelze wieder eingesetzt. Wenn der Halogengehalt im Filterstaub zu hoch ist, erfolgt eine Vorbehandlung durch Waschen oder Auslaugen. (BREF NFM, S. 506) Sekundärhütten können zur Schwefeldioxidminderung Kalk in das Abgas eindüsen, so dass im Gewebefilter neben Bleistaub auch Gips abgeschieden wird. Diese Bleistaub-/Gipsmischung kann in Primärbleihütten verwertet werden.

Schlacke aus dem QSL-Prozess wird im Wasserbad abgeschreckt. Das Granulat hat einen Bleigehalt von 2-5 %, so dass i. d. R. eine Verwertung im Deponie- und Straßenbau erfolgt (IME 2007, S. 141; Berzelius 2015, S. 3). Im vertikalen Badschmelzofen und in Schachtöfen wird Schlacke (in Kegelform) zur Erstarrung gebracht. Bagger trennen die bleiarme Schlacke im oberen Teil ab und führen diese Fraktion in den Ofen zurück. Die bleireiche Schlacke, die im unteren Teil des Kegels erstarrt ist, wird zur Bleiverwertung an Primärhütten verkauft.

### 2.12.3 Anlagenbestand und Produktion

Im Jahr 2016 produzieren in Deutschland zwei Primärbleianlagen: eine Anlage mit QSL-Prozess (Stolberg) und eine Anlage mit vertikalem Badschmelzverfahren (Nordenham). Weiterhin gibt es Sekundärblei-Schmelzen, die einmal mit Schachtofen (Buchholz-Krautscheid) und in vier

Anlagen mit Kurztrommelöfen ausgestattet sind (Freiberg, Braubach, Brilon, Goslar). Zusätzlich wird Blei in einer Sekundärkupferhütte als Nebenprodukt mit dem KRS-/TBRC-Prozess hergestellt (Lünen) sowie in einer Primärkupferhütte im Elektroofen (Hamburg) (Aurubis 2017c).

Die Produktionsleistung im Jahr 2015 betrug 378.000 Mg Blei. Davon stammten fast 67 % aus Sekundärmaterial. (BGR 2017, S. 45)

### 2.12.4 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in Bleihütten vorwiegend über primäre Rohstoffe (Erze) in den Prozess eingetragen. Weiteres Quecksilber enthalten sekundäre Rohstoffe (z. B. Schlacken, Pasten, Altbatteriesammlungen), Brennstoffe (z. B. Kohle) und Zuschlagstoffe (z. B. Koks, Kalk, Eisenschrott).

Bei der Anlieferung von bleihaltigen Altbatterien kann es vorkommen, dass die Lieferung quecksilberhaltige Altbatterien beinhaltet, so dass auch in Sekundärblei-Rohstoffen Quecksilber enthalten ist.

#### 2.12.4.1 Rohstoffe

**Primärrohstoffe**

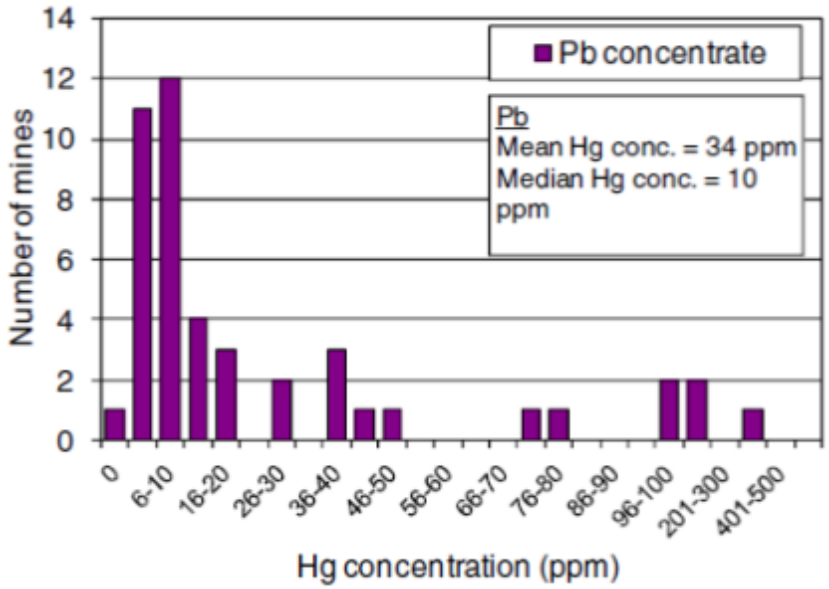
In Deutschland wurde für das Jahr 2016 für „Bleierze und ihre Konzentrate“ (WA26070000) eine Einfuhr in Höhe von 235.044,6 Mg gemeldet; Ausfuhren wurden nicht genannt (BGR 2018, S. 83). Die Bleierze und Konzentrate kamen zu 21,5 % aus den USA, zu 16,1 % aus Schweden, 11,5 % aus Argentinien und 10,3 % aus Peru (BGR 2018, S. 83). In älteren Daten werden als weitere größere Lieferländer Irland, Südafrika und Polen genannt (IFEU 2007, S. 11). Der Bleianteil in Erzen und Erzkonzentraten wurde von der BGR im Jahr 2016 auf 153.000 Mg geschätzt (BGR 2018, S. 45); daraus ergibt sich in Bezug auf den oben genannten Rohstoffimport ein mittlerer Bleigehalt von 65 %.

In den Primärhütten in Deutschland beträgt der Erz- bzw. Konzentratanteil am gesamten Bleirohstoff etwa 40 % (Stolberg) bzw. 30 % (Nordenham); die übrigen Mengen sind Sekundärstoffe (Rentz et al. 1999a, S. 56; Kerney 2006, S. 25).

Die Quecksilbergehalte in Bleierzen der weltweiten Lagerstätten unterscheiden sich sehr stark.

Hyländer und Herbert (Universität Uppsala) nennen Bleikonzentrat-Analysen der Brook Hunt and Associates Ltd., deren Quecksilbergehalte von < 1 - 325 mg/kg variieren und einen Mittelwert von 34 mg/kg aufwiesen; der Median lag bei 10 mg/kg (Hyländer/Herbert 2008) (Abbildung 24).

**Abbildung 24: Quecksilbergehalte in Bleikonzentraten**




Quelle: (Hyländer/Herbert 2008)

Eine aktuelle Untersuchung der Tsinghua-Universät in Peking hat Quecksilberanalysen in 190 nationalen und importierten Bleikonzentraten aus 83 Minen ausgewertet. Die Konzentrationen lagen zwischen 0,6 - 60 mg/kg und damit in einer engeren Bandbreite als bei (Hyländer/Herbert 2008). Der Großteil der Konzentrate wies Quecksilberkonzentrationen zwischen 11 - 42 mg/kg auf. Mengengewichtete Mittelwerte der in China eingesetzten Bleikonzentrate lagen entsprechend niedriger: im Jahr 2005 bei 16,81 mg/kg und im Jahr 2010 bei 20,03 mg/kg. (Wu et al. 2012, S. 11154/11155)

Im Vergleich dazu liegen Analysewerte von einer Primärhütte in Deutschland für Bleierze und Erzkonzentrate vor, die 2016 einen Mittelwert von 17,2 mg/kg Quecksilber aufweisen (Berzelius 2017a). Dies bestätigt die Mittelwert-Bandbreite von rund 17-20 mg/kg, die die Tsinghua-Universät festgestellt hat.

**Sekundärrohstoffe**

Die überwiegende Menge der Sekundärrohstoffe besteht aus Bleibatterien, die zweitgrößte Menge sind bleihaltige Materialien in Bauabfällen. Von 101 Abfallanlagen in Deutschland wurde im Jahr 2016 ein Eintrag von 284.500 Mg Bleibatterien (Abfallschlüsselnummer 160601*) gemeldet; für Blei aus Bauabfällen (170403) belief sich die Meldung von 91 Abfallbehandlungs-anlagen auf 21.100 Mg Eintrag (Destatis 2018), in Summe rund 300.000 Mg in 2016.

Im Saldo von Exporten und Importen verblieben in Deutschland zusätzlich bleihaltige Aschen, Rückstände und Schlämme (126.145 Mg), Bleiabfälle/Schrott (3.951 Mg), Bleioxide (9.854 Mg) und Raffinadeblei (5.298 Mg) (BGR 2018, S. 83). In Summe betrug der Einsatz von Sekundärmaterialien in die Bleiindustrie im Jahr 2016 etwa 445.000 Mg.

Für Sekundärblei liegen Analysewerte aus dem Jahr 2016 von einer Sekundärhütte vor, die einen Mittelwert von 13,2 mg/kg Quecksilber aufweisen (Berzelius 2017a).

**Rechenwerte Quecksilbereintrag**

Die Abschätzung von Quecksilbereinträgen über Primär- und Sekundärblei-Rohstoffe in Deutschland zeigt Tabelle 64 auf Basis von 339.000 Mg Bleiproduktion im Jahr 2016 und der Information, dass etwa 20 % davon aus Sekundärrohstoffen hergestellt wurde (BGR 2017,

S. 45). Zusätzlich werden Bleianteile in Erzen und Erzkonzentraten (65 %) auf Basis der Primärrohstoffimporte (Destatis 2018) und Bleianteile in Sekundärrohstoffen (62 %) zur Berechnung verwendet (BREF NFM, S. 508).

Für den Quecksilbergehalt in Erzen und Erzkonzentraten wird als unterer Mittelwert (Hg-Mittel A) der Mittelwert der Studie über 190 Konzentratanalysen aus dem Jahr 2005 verwendet (16,81 mg/kg) und als oberer Mittelwert (Hg Mittel B) der Mittelwert aus dem Jahr 2010 dieser Studie (20,03 mg/kg) (Wu et al. 2012, S. 11154/11155). Der Mittelwert, der 2016 in einer Primärhütte in Deutschland analysiert wurde, liegt zwischen Hg Mittel A und Hg Mittel B und bestätigt die gewählte Bandbreite.

Für Sekundärblei wird aufgrund fehlender weiterer Analysewerte nur ein Mittelwert, keine Bandbreite, angesetzt (Mittelwert 2016 aus einer Sekundärbleianlage in Deutschland).

In Summe ergibt sich ein Quecksilbereintrag in die Bleiproduktion 2016 zwischen 7.000 - 7.800 kg/a.

**Tabelle 64: Abschätzung des Quecksilbereintrags über Bleirohstoffe in Bleihütten in Deutschland**

| Nr. | Input Bezeichnung | Input Blei-rohstoff [Mg/a] | Input-Blei-anteil | Output Blei (raffiniert) [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Erze und Erz-Konzentrate | 235.046 | 65 % | 153.000 | 16,8 | 20,0 | 3.900 | 4.700 |
| 2 | Sekundärblei | 300.000 | 62 % | 186.000 | 13,2 | 13,2 | 3.100 | 3.100 |
| **3** | **Summe** | **535.046** | **63 %** | **339.000** | | | 7.000 | 7.800 |

Zeile 1 Input Rohstoff: Erze und Konzentrate im Jahr 2016 (Destatis 2018), Bleianteil aus Input und Outpt berechnet,
Zeile 1 Output Blei (raffiniert): (BGR 2017, S. 45), Hg Mittel A/B: Mittel 2005/2010 (Wu et al. 2012, S. 11154/11155),
Zeile 2 Input Rohstoff: berechnet aus 62 % Bleianteil (BREF NFM, S. 508), Hg-Mittel A/B: (Berzelius 2017a)
Zeile 2 Output Blei (raffiniert): Output Blei (Summe) abzüglich 153.000 Mg aus Erz/Konzentrat (BGR 2017, S. 45),
Zeile 3 Input Rohstoff: Saldo Erze und Konzentrate und Sekundärblei, Output Blei (raffiniert): (BGR 2017, S. 45).

#### 2.12.4.2 Zuschlagstoffe

Tabelle 65 berechnet den Quecksilbereintrag über den Zuschlagstoff Kalk in Primärbleihütten. Als Basis werden die Mengenverhältnisse in Tabelle 63 verwendet sowie Quecksilbergehalte in Kalk, wie sie im Kapitel 2.19 zur Zementindustrie recherchiert wurden.

Zusätzlich zu den Kalkmengen der Primärhütten wird Kalk als Zuschlag auch in den Sekundärhütten eingesetzt. Da der Output der Sekundärhütten etwa 36 % der Outputmenge der Primärhütten beträgt, wird die Quecksilbermenge durch den Zuschlagstoff Kalk auf etwa 36 % der Primärhütten geschätzt.

Somit ergibt sich ein Quecksilbereintrag von rund 1,03 - 1,63 kg durch den Zuschlagstoff Kalk in den Primär- und Sekundärbleihütten insgesamt.

**Tabelle 65: Quecksilbereintrag über Zuschlagstoff Kalk in Bleihütten**

| Nr. | Art der Hütte | Output Blei [Mg/a] | Anteil Zuschlagstoffe (hier: Kalk) | Input Zuschlagstoffe [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Primärhütte (QSL-Stolberg) | 125.000 | 20 % | 25.000 | 0,025 | 0,04 | 0,63 | 1,00 |
| 2 | Primärhütte (Sirosmelt Nordenham) | 125.000 | 4 % | 5.000 | 0,025 | 0,04 | 0,13 | 0,20 |
| **3** | **Summe Primär** | **250.000** | | | | | **0,76** | **1,20** |
| 4 | Sekundärhütten (gesamt) | 89.000 | k. A. | k. A. | k. A. | k. A. | x 36 % = 0,27 | x 36 % = 0,43 |
| **5** | **Summe gesamt** | **339.000** | | | | | **1,03** | **1,63** |

Zeile 1, 2: Output Blei (BGR 2017, S. 45), Faktor Zuschlagstoffe: Daten der 1990er Jahre (Rentz et al. 1999a, S. 97/108), Hg Mittel A/B: siehe Kapitel 2.19 zur Zementindustrie.
Zeile 4: Output Blei über Output Blei gesamt (BGR 2017, S. 45) abzüglich Produktionsmengen 2016 der Primärhütten.
Hg Input A/B: entsprechend 36 % Produktionsmenge Sekundär- zu Primärbleihütten mit 36 % des Hg Input A/B der Primärhütten abgeschätzt.

#### 2.12.4.3 Energieträger

Daten zum Energieeinsatz der Ofentypen liegen nicht vor. Tabelle 66 berechnet den Quecksilbereintrag über Kohle (Brennstoff/Reduktionsmittel) in beiden Primärbleihütten. Als Basis werden die Mengenverhältnisse aus der Literatur verwendet (Tabelle 63) (Rentz et al. 1999a, S. 97/108) sowie Quecksilbergehalte, die im Kapitel 2.6 (Steinkohlekraftwerke) für Steinkohle recherchiert wurden.

Zusätzlich zu den Mengen der Primärhütten wird Kohle auch in den Sekundärhütten eingesetzt. Da der Output der Sekundärhütten etwa 36 % der Outputmenge der Primärhütten beträgt, wird der Quecksilbereintrag durch Steinkohle etwa auf 36 % des Eintrags in Primärhütten geschätzt.

Somit beträgt der Quecksilbereintrag in Bleihütten durch Brennstoffe rund 6,33 - 10,5 kg

**Tabelle 66: Quecksilbereintrag über Energieträger in Bleihütten**

| Nr. | Hüttenart und Standort | Output Blei [Mg/a] | Faktor Brennstoff (Steinkohle) | Input Brennstoff [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Primärhütte (QSL-Stolberg) | 125.000 | 13 % | 16.250 | 0,12 | 0,2 | 1,95 | 3,25 |
| 2 | Primärhütte (Sirosmelt Nordenham) | 125.000 | 18 % | 22.500 | 0,12 | 0,2 | 2,70 | 4,50 |
| **3** | **Summe Primär** | **250.000** | | | | | **4,65** | **7,75** |
| 4 | Sekundär-hütten (gesamt) | 89.000 | k. A. | k. A. | k. A. | k. A. | x 36 % = 1,68 | x 36 % = 2,79 |
| **5** | **Summe gesamt** | **339.000** | | | | | **6,33** | **10,5** |

Zeile 1, 2: Output Blei (BGR 2017, S. 45), Faktor Zuschlagstoffe: Daten der 1990er Jahre (Rentz et al. 1999a, S. 97/108), Hg Mittel A/B: siehe Kapitel 2.6 zur Steinkohlekraftwerken.
Zeile 4: Output Blei über Output Blei gesamt (BGR 2017, S. 45) abzüglich Produktionsmengen 2016 der Primärhütten.
Hg-Input A/B: entsprechend 36 % Produktionsmenge Sekundär- zu Primärbleihütten mit 36 % des Hg-Input A/B der Primärhütten abgeschätzt.

#### 2.12.4.4 Verhalten von Quecksilber in der Bleiherstellung

Quecksilbereinträge in der Bleiherstellung gelangen bei Ofentemperaturen von rund 1200 °C vorwiegend als elementares Quecksilber in das Abgas. Ein geringer Teil verbleibt in nicht vollständig aufgeschlossenen Erzen in der Schlacke. Geringe Anteile könnten auch in den Verunreinigungen des Werkbleis enthalten sein, das zur Raffinerie gelangt, so dass dort Quecksilberemissionen möglich sind. Quecksilberanalysewerte zu Werkblei und zur Abluft aus der Raffinierung liegen nicht vor.

Beim Eintrag von Halogenen (z. B. über Kohle und Koks) kann im Ofen aus elementarem Quecksilber oxidiertes Quecksilber entstehen, das im Vergleich zu elementarem Quecksilber besser am Staub haftet und in Wasser löslicher ist. Quecksilber-Speziesuntersuchungen aus Bleihütten sind nicht bekannt.

Wenn Staubemissionen nach dem Ofen unverbrannte organische Partikel enthalten (z. B. aus Kohle oder unverbranntem Kunststoff im Schacht- oder Trommelofen), wird Quecksilber daran adsorptiv gebunden. Analysewerte zum Quecksilbergehalt im Filterstaub liegen nicht vor.

Im QSL-Prozess und im vertikalen Badschmelzofen erfolgt das Rösten der Erze unter Zugabe von reinem Sauerstoff, so dass im Abgas (gegenüber dem zweistufigen Rösten und Schmelzen) hohe Konzentrationen von Schwefeldioxid vorliegen (Rentz et al. 1999a, S. 112; BBH 2015). Dadurch kann wirtschaftlich in einer separaten Anlage Schwefelsäure hergestellt werden. Damit die Säure Vermarktungsqualität mit Quecksilberkonzentrationen unter 0,1 mg/kg erreicht (UNEP 2016, S. 17), erfolgt vor der Schwefelsäureanlage eine Abgasreinigung. In den Reinigungsstufen wird Quecksilber zunächst im Co-Benefit (in Staubfiltern) und anschließend in spezifischen Anlagen zur Quecksilberabscheidung (Boliden Norzink-Verfahren) gemindert. Nicht abgetrennte Quecksilberreste verbleiben zum einen im Produkt Schwefelsäure, zum anderen im Abgas. Bei

der Behandlung von Abwasser der Abgasreinigung gelangt Quecksilber in den Schlamm. Ein Restanteil wird mit dem Abwasser ins Gewässer abgeleitet.

Beim vertikalen Badschmelzofen wird Abwasser zwischengespeichert und einer externen Abwasserreinigungsanlage übergeben. Quecksilberanalysen des übergebenen Abwassers liegen nicht vor; die übergebene Quecksilbermenge wird jährlich vom Betrieb gemeldet („Schätzung") (PRTR 2020).

Im Abgas von Sekundärbleischmelzanlagen ist aufgrund der hohen Temperaturen der Schmelze vorrangig elementares Quecksilber zu erwarten, das z. T. an unverbranntem Kohlenstoff adsorbiert vorliegt. Teilweise sind Nachbrennkammern installiert, so dass zu erwarten ist, dass an organische Partikel adsorbiertes Quecksilber freigesetzt wird und elementar ins Abgas gelangt. Beim Vorliegen von Halogenen (z. B. beim Einsatz von Kohle als Brennstoff) kann elementares Quecksilber in Quecksilberoxid umgewandelt werden, das besser abscheidbar ist. In nachfolgenden Staubreinigungsschritten wird ein Teil des Quecksilbers im Co-Benefit an Filterstaub und an zugegebenen Sorbentien adsorbiert und aus dem Abgas abgeschieden. Nicht mit dem Filterstaub abgeschiedenes Quecksilber wird mit dem Abgas ausgetragen. Bei nasser Rauchgasreinigung gelangt Quecksilber in den Schlamm. Ein Restanteil Quecksilber verbleibt nach der Reinigung im Abwasser und gelangt ins Gewässer.

Im Werkblei verbliebene Quecksilbermengen werden bei der Raffinierung als elementares Quecksilber in das Abgas getragen. Deshalb wird davon ausgegangen, dass Quecksilber in der Staubreinigung der Raffinierung kaum abgeschieden wird und weitgehend elementar mit dem Abgas ausgetragen wird.

### 2.12.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

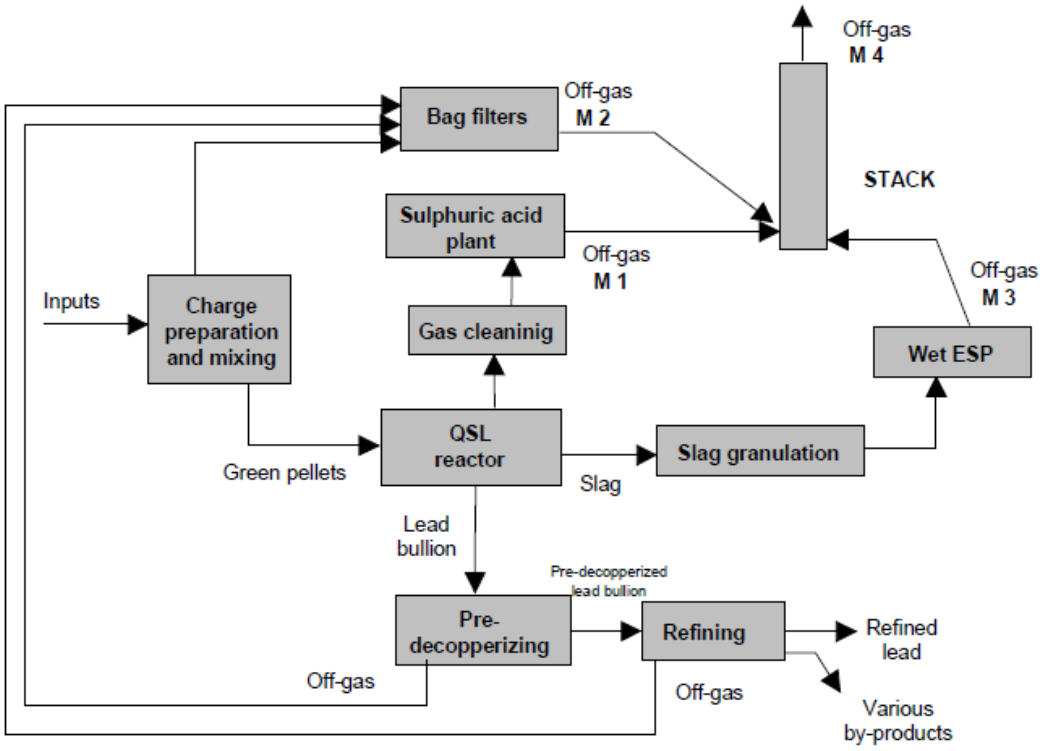
#### 2.12.5.1 Co-Benefit Abluftreinigung

In der Bleiindustrie in Deutschland werden trockene und nasse Abgasreinigungsverfahren eingesetzt. Bei der Primärbleiherstellung wird in der QSL-Anlage eine Kombination aus trockenem und nassem Elektrofilter eingesetzt (siehe Abbildung 25) (Rentz et al. 1999a, S. 103).

Die Abgasreinigung des Badschmelzofens besteht aus mehreren Stufen, die vor der Schwefelsäureanlage angeordnet sind: Zunächst werden die Abgase zur Wärmenutzung in eine zirkulierende Wirbelschicht geleitet und kühlen auf 300 – 450 °C ab. Zur weiteren Entstaubung folgen Zyklone, zwei Elektrofilter und ein Venturiwäscher. Filterstaub wird in den Ofen zurückgeführt. Anschließend wird das Abgas weiter gekühlt und durch einen zweistufigen Nass-Elektrofilter geleitet. (Rentz et al. 1999a, S. 110) Quecksilber kann in der mehrstufigen Abgasreinigung an Staub gebunden werden und mit dem Waschwasser des Venturiwäschers und der Nass-Elektrofilter in das Abwasser gelangen. Aufgrund der Rückführung des Filterstaubs wird keine Ausschleusung von Quecksilber erreicht (kein Co-Benefit).

Bei der Sekundärbleiproduktion sind Gewebefilter installiert. Der abgeschiedene Staub wird überwiegend erneut dem Brennprozess zugemischt. Aufgrund der Rückführung des Filterstaubs wird keine Ausschleusung von Quecksilber erreicht (kein Co-Benefit).

**Abbildung 25: Gasreinigung bei der Primärbleiherstellung im QSL-Prozess**




Quelle: (Rentz et al. 1999a, S. 103), wiedergegeben mit Erlaubnis von Prof. Schultmann, KIT-DIFU, Karlsruhe

#### 2.12.5.2 Spezifische Abluft-Quecksilberminderungstechniken

Als spezifische Quecksilberminderungstechnik werden aktuell eingesetzt:

- Boliden-Norzink-Prozess in den Primärbleihütten (auch „Outotec Chlorid-Wäsche“ oder „Outotec BN-Prozess“), bei dem Quecksilberchlorid in einen Wäscher eingebracht wird, das mit elementarem Quecksilber im Abgas zu unlöslichem Kalomel reagiert ($Hg_0 + HgCl_2 \Rightarrow Hg_2Cl_2$).
  Aus dem Wäscher wird Kalomel abgelassen und zur Hälfte mit Chlor behandelt, so dass es zu Quecksilberchlorid reoxidiert wird und wieder im Wäscher eingesetzt werden kann ($Hg_2Cl_2 + Cl_2 \Rightarrow 2\ HgCl_2$). Die andere Hälfte des Kalomels wird entsorgt (in einer der beiden Primärbleihütten: Kalomel-Verwertung in der zweiten Primärbleihütte) (BezRegK 2017a).

- Aktivkohlezusatz (3-5 %) in kalkbasierten Sorptionsmitteln, die im Gewebefilter abgeschieden werden, in einem Teil der Sekundärbleihütten. Ausschleusung der Schadstoffe zur Deponierung (Untertage).

#### 2.12.5.3 Co-Benefit Abwasserreinigung

- Bei der schwermetall-spezifischen Fällung, Flockung und Sedimentation, die in der Abwasseranlage von Primärbleihütten insbesondere zur Minderung von Arsen, Cadmium und Thallium erfolgt (BezRegK 2017), wird gelöstes und partikuläres Quecksilber weitgehend in den Schlamm der Abwasserbehandlung überführt.

#### 2.12.5.4 Spezifische Abwasser-Quecksilberminderungstechniken

Für die schwermetallspezifische und dabei auch quecksilberspezifische Abwasserreinigung mit einer Umkehrosmoseanlage liegen Erfahrungen aus einer Primär- und einer Sekundärbleihütte in Deutschland vor. Während die Technik sich in der Primärbleihütte nicht bewährt hat (Verblockung der Membran durch Schwebstoffe), ist eine Membranfiltration in einer Sekundärbleihütte (Freiberg) erfolgreich im Einsatz. (UBA 2017)

### 2.12.6 Quecksilberaustrag

Tabelle 67 zeigt eine Übersicht möglicher Quecksilberausträge der Bleiherstellung.

**Tabelle 67: Quecksilberausträge der Bleiherstellung**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Ofenabgas | Primärhütten: Nasse Abgasreinigung vor der Schwefelsäuregewinnungsanlage. |
| | | Sekundärprozess: Trockene Abgasreinigung i.d.R. mit Kalksorbens; z. T. Aktivkohlezumischung. |
| | Hauben-/Hallenluftabsaugungen) | Trockene Abgasreinigung. |
| Wasser | Abwasser der Abgasreinigung | Schwermetallfällung. |
| Abfall | Ofenschlacke | Quecksilbergehalt nicht bekannt; Verwertung in der Bleiproduktion oder im Straßenbau. |
| | Staub aus Gewebefilter | Rückführung in den Ofen, Untertagedeponierung. |
| | | Sekundärhütten: Rückführung in den Ofen oder (falls Schwefelgehalt zu hoch) Verwertung in Primärhütte. |
| | Schlamm der Abwasserreinigung | Untertagedeponierung |
| | Kalomel | Verwertung in Primärhütte, Untertagedeponierung |
| Produkt | Blei | Verwertung in anderen Industrieprozessen. |
| | Primärprozess: Schwefelsäure | Verwertung in anderen Industrieprozessen. |

#### 2.12.6.1 Luftpfad

Quecksilberausträge der Bleiherstellung über den Luftpfad erfolgen über den Hauptschornstein (Ofenabgas) sowie über weitere gefasste Emissionsquellen (Haubenabsaugungen, Hallenabsaugung, Absaugung von Transportbändern). Quecksilber liegt hier vermutlich aufgrund der hohen Schmelztemperaturen vorwiegend elementar vor (Ofenabgas, Hallenabsaugung) als auch an Partikel gebunden (alle Quellen). Aufgrund der niedrigen Eintrittstemperaturen des Abgases in die Schwefelsäureanlage (ca. 30 °C) kann davon ausgegangen werden, dass dieses Abgas nur geringe Quecksilbergehalte aufweist.

In den Jahren 2010 bis 2016 erfolgten im PRTR (bei einer Berichtschwelle von 10 Kilogramm Quecksilberemissionen in die Luft) keine Meldungen an das Europäische Schadstoffregister (PRTR 2020).

Die Emissionserklärungen des Jahres 2016 (Länder 2018) nennen nur von einer der beiden Primärbleihütten (Stolberg) Quecksilberemissionen in Höhe von 2,19 kg. Die Angabe ist als „Messung“ mit 1,75 µg/Nm³ ausgewiesen. Weiterhin meldeten zwei Sekundärbleihütten

Quecksilberemissionen. Die Sekundärhütte mit Schachtofen (Buchholz) meldete aus einer Quelle 18,8 kg Quecksilberemissionen (Messung mit 32 µg/Nm³); die zweite große Sekundärbleihütte (Braubach) meldete aus fünf Quellen in Summe 0,25 kg Quecksilberemission (Messungen mit Werten unter 1 µg/Nm³). (Länder 2016)

Die Abschätzung der abluftseitigen Quecksilberfracht basiert somit auf den Emissionserklärungen von drei Hütten. Eine Hochrechnung auf die gesamte Bleiproduktion ist mit hohen Unsicherheiten behaftet, da die gemeldeten Emissionen auf Einzelmessungen beruhen, die einem Jahresmittelwert gleichgesetzt wurden und zudem nicht bekannt ist, ob die Quecksilbereinträge der anderen Hütten vergleichbar hoch sind. In grober Näherung wird davon ausgegangen, dass die zweite Primärbleihütte (Nordenham) aufgrund ähnlicher Produktionsmengen luftseitige Quecksilberemissionen in ähnlicher Größenordnung aufweist (< 3 kg/a) und die drei weiteren Sekundärhütten mit Kurztrommelöfen etwa luftseitige Emissionen wie der gemeldete Trommelofen verursachen (jeweils < 1 kg/a).

Auf Basis dieser groben Abschätzung belaufen sich die luftseitigen Emissionen der Primärbleihütten in Summe auf < 5 kg/a, die der Sekundärbleihütten auf < 25 kg/a. Eine bessere Bilanzierung ist nur mittels repräsentativer Messdaten und Kenntnis der Abgasvolumina der Bleihütten möglich.

#### 2.12.6.2 Wasserpfad

Quecksilberausträge über den Wasserpfad resultieren bei Primärbleihütten aus der Behandlung von Abwasser der nassen Rauchgasreinigung.

In Sekundärbleihütten fällt Abwasser an, wenn in der Anlage Altbatterien geschreddert und sortiert werden und nachfolgend eine Abwasserbehandlung zur Schadstoffentfrachtung und Neutralisierung der Säure erfolgt (entfällt im VARTA-Verfahren).

Quecksilbermengen im Abwasser wurden im PRTR für die Jahre 2010-2016 nur von einer der beiden Primärbleihütten gemeldet; die Meldeschwelle liegt bei 1 kg Quecksilberemission. Die Ermittlung ist als „Schätzung“ ausgewiesen und die Menge als „Transfer“ gekennzeichnet, d. h. es handelt sich um die Übergabe in eine externe Abwasserbehandlungsanlage, nicht die Ableitung in ein Gewässer. Tabelle 68 verdeutlicht, dass die Primärbleihütte hohe Quecksilberfrachten in die Abwasserreinigungsanlage ableitet. Zuletzt hat sich die Quecksilberfracht von einer Bandbreite von 260-430 kg in den Jahren 2010 bis 2014 auf knapp 800 kg im Jahr 2016 verdoppelt. (PRTR 2020).

**Tabelle 68: Quecksilber-Meldungen > 1 kg/a aus der Primärbleiherstellung („Transfer“ 2010-2018)**

| Standort | Art der Anlage | 2010 [kg] | 2011 [kg] | 2012 [kg] | 2013 [kg] | 2014 [kg] | 2015 [kg] | 2016 [kg] | 2016 [kg] | Art der Ermittlung |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Nordenham | Primär-hütte | 428 | 265 | 286 | 355 | 395 | 549 | 791 | 698 | „Schätzung (Sonstige (E))“ |

(PRTR 2020)

Die Primärbleihütte nutzt die Abwasserbehandlungsanlage der benachbarten Primärzinkhütte. Die Zinkhütte meldet keine Quecksilberemissionen in das Gewässer. Behördliche Messungen der Jahre 2016 ergaben eine Quecksilberfracht von 0,83 kg. Drei von sechs Messungen lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze, die zweimal bei 0,5 µg/l und einmal bei 5 µg/l lag. (NLWKN 2018) Die Bestimmungsgrenze ging hälftig in die Summenwertbildung ein. Es ist zu berücksichtigen, dass ein Teil dieser Quecksilberfracht aus dem Abwasser der Abgasreinigung

der benachbarten Primärzinkhütte stammt. In grober Abschätzung wird angenommen, dass etwa die Hälfte der Emission der Primärbleihütte zuzurechnen ist, somit betrug die Einleitung im Jahr 2016 etwa 0,42 kg.

Es wird geschätzt, dass die Quecksilberfracht der beiden Primärbleihütten und der Sekundärbleihütten über 1 kg/a liegt.

#### 2.12.6.3 Abfallpfad

Für den Quecksilberaustrag über den Abfallpfad liegen in der Literatur ältere Daten zur Menge quecksilberhaltiger Abfälle der beiden Primärbleihütten vor, die mit „Kalomel“ und „Quecksilberabfall“ aus „QSL-“ und „Sirosmelt“-Verfahren bezeichnet sind. Aus dem Verhältnis zum Rohstoffeinsatz kann ein Faktor für die rohstoffbezogene Abfallmenge der Primärbleihütten gebildet werden.

Tabelle 69 zeigt die Berechnung der Abfallfaktoren, bezogen auf den Rohstoffeinsatz. Der Faktor ergibt sich auf Basis der Literaturdaten (Rentz et al. 1999a, S. 97 und S. 113).

In der Tabelle basiert der Hg-Anteil im Output „Kalomel“ der QSL-Anlage auf dem Molgewicht von Quecksilber in Kalomel ($Hg_2Cl_2$), entsprechend 85 % (Wassergehalt vernachlässigt).

Der „Quecksilberabfall“ der Sirosmeltanlage fällt in einer mehrstufigen Abgasreinigung an. Art und Anteil der Quecksilberverbindungen im hohen Austrag von 20 Mg sind in der Literatur nicht angegeben.

**Tabelle 69: Quecksilber-Austrag im Quecksilberabfall nach Verfahrensart 1997 (Literaturangaben)**

| Nr. | Verfahren (Standort) | Input Bleirohstoff [Mg/a] | Output Hg-Abfall-bezeich-nung | Output Hg-Abfall [Mg/a] | Hg-Anteil im Output [Mg/a] | Output Hg [Mg/a] | Output Transferfaktoren A und B Hg in Abfall / Input Bleirohstoff [g/Mg] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | QSL (Stolberg) | 130.000 | Kalomel | 2 - 5 | 85 % | 1.700 - 4.500 | 13,1 - 32,7 |
| 2 | Sirosmelt (Nordenham) | 122.000 | Queck-silber-abfall | 20 | k. A. | k. A. | |

Zeile 1: Input Rohstoff („100 % Lead-containing materials“) und Output Abfall („Kalomel“) im Jahr 1997 (Rentz et al. 1999a, S. 105), Hg-Anteil in Abfall entsprechend Molgewicht Hg in Kalomel (möglicher Wasseranteil vernachlässigbar)
Zeile 2: Input Bleirohstoff („67,2 % Battery lead paste, others; 32,8 % Lead concentrates“) und Output Abfall („Mercury residue“) im Jahr 1997 (Rentz et al. 1999a, S. 108); Hg-Anteil in „quecksilberhaltigem Abfall“: unbekannt

In Tabelle 70 werden die Abfallfaktoren des QSL-Verfahrens (13,1 - 32,7 kg/a) auf den Rohstoff-Input der gesamten Bleiproduktion im Jahr 2016 bezogen (Tabelle 63), um näherungsweise den Quecksilberaustrag über Abfälle in der Primärbleiproduktion (auch für die zweite Primärhütte) zu ermitteln.

**Tabelle 70: Quecksilber-Austrag über quecksilberhaltige Abfälle der Primärbleiherstellung in Deutschland auf Basis von Transferfaktoren und er Rohstoffinputmenge (2016)**

| Nr. | Art des Rohstoff-Inputs | Input Rohstoff [Mg] | Abfallfaktor A (Hg in Abfall zu Input Rohstoff [g/Mg] | Abfallfaktor B (Hg in Abfall zu Input Rohstoff) [g/Mg] | Output Hg im Abfall A [kg/a] | Output Hg im Abfall B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Primär-/Sekundär-Rohstoffe | 535.046 | 13,1 | 32,7 | 7.010 | 17.500 |

Zeile 1: Input Rohstoffe: siehe Tabelle 63, Abfallfaktoren A/B entsprechend QSL-Verfahren (siehe Tabelle 69)

Anlagenspezifische Abfallmengen des Jahres 2016 liegen nur von einer der beiden Primärbleihütten (QSL/Stolberg) vor (Tabelle 71). Sie weichen hinsichtlich der Angaben zur entsorgten Quecksilberfracht stark von den in Tabelle 69 auf Basis von Daten des Jahres 1997 berechneten Frachten ab.

Die entsorgte Quecksilbermenge der Primärhütte schwankt von Jahr zu Jahr aufgrund sehr unterschiedlicher Abfallentsorgungsmengen (BezRegK 2017). Eine aufgrund fehlender Analysen nicht bekannte Quecksilberfracht ist in Schlacken enthalten („Krätzen und Abschaum"); sie stellt keinen Austragspfad dar, da sie in einer Sekundärhütte verwertet wird. Die größte Quecksilberfracht (Kalomel) wird seit 2011 nicht mehr Untertage deponiert, sondern in der zweiten Primärbleihütte (Nordenham) verwertet (BezRegK 2017). Informationen zu verwerteten Mengen im Jahr 2016 liegen nicht vor. Abfallentsorgungsmengen der zweiten Primärhütte und zugehörige Quecksilbergehalte liegen nicht vor.

Der Quecksilberaustrag in Filterstaub und Abwasserbehandlungsschlämmen bzw. -filterkuchen wird für eine Primärbleihütte in Tabelle 71 anhand entsorgter Mengen und einer für jede Abfallfraktion verfügbaren Quecksilberanalyse des Jahres 2016 berechnet.

**Tabelle 71: Quecksilber-Austrag im Quecksilberabfall einer Primärbleihütte (2012-2014)**

| Nr. | Abfallbezeichnung | Verbleib | Output Abfall [Mg] | Hg-Konzentration im Abfall [mg/kg] | Output Hg [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Kalomel | Verwertung in Primärbleihütte | < 0,2 | 0,85 | < 170 |
| 2 | Schlacke („Krätzen und Abschaum") | Verwertung in Sekundärbleihütte | 125,38 | k.A. | ? |
| 3 | Filterstaub | Entsorgung Untertage | 18,26 | 3,752 | 68,5 |
| 4 | Schlämme und Filterkuchen aus der Abwasserbehandlung | Entsorgung Untertage | 234,7 | 0,0174 | 4,08 |
| **5** | **Summe 1** | **Entsorgung Untertage** | **253** | | **72,6** |
| **6** | **Summe 2** | **Verwertung in Hütten** | **126** | | **< 170 + ?** |
| **7** | **Gesamt-Abfall** | **Entsorgung/Verwertung** | **378** | | **73 + ?** |

Zeilen 1-3 Verbleib, Output Abfall und Hg-Konzentration im Abfall nach (BezRegK 2017).

Im Ergebnis beträgt die Quecksilbermenge der Untertage entsorgten Abfälle der Primärbleihütte mit QSL-Verfahren im Jahr 2016 etwa 72,6 kg. Hinzu kommen rund 170 kg Kalomel und eine unbekannte Quecksilbermenge aus Schlacke, die in anderen Bleihütten verwertet werden.

Der Quecksilbergehalt der Erze und Konzentrate ist aufgrund veränderter Ausrichtung der Primärbleihütte (verstärkte Gewinnung von Silber) zurückgegangen (BezRegK 2017). Dies könnte die um den Faktor 10-26 geringere Quecksilbermenge im Abfall des Jahres 2016 gegenüber den in über Literaturwerte des Jahres 1997 aufgezeigten Quecksilbermengen erklären. Diese Daten zeigen, dass die für beide Primärbleihütten berechneten Quecksilberabfälle (v. a. Kalomel in Schlamm der Abwasserbehandlung) mit 7.010 - 17.500 kg/a (Tabelle 69) möglicherweise überschätzt sind. Dies wäre der Fall, wenn in beiden Primärbleihütten die Quecksilbereinträge stark zurück gegangen sind oder wenn Quecksilber über andere Austragspfade emittiert wurde. Eine genauere Bilanzierung ist nur bei Kenntnis der Entsorgungsmengen und Quecksilberanalysen möglich.

Die Quecksilbermenge in Filterstaub- und Schlackeabfällen wird auf Basis der Daten einer der beiden Primärhütten (72,58 kg in 2016) für alle Primär- und Sekundärhütten mit < 500 kg/a abgeschätzt. Diese Daten basieren ebenfalls auf hoher Unsicherheit, da lediglich sie lediglich auf einer einzelnen Stichprobe je Fraktion basieren.

Der Quecksilbergehalt der Erze und Konzentrate ist aufgrund veränderter Ausrichtung der Primärbleihütte (verstärkte Gewinnung von Silber) zurückgegangen (BezRegK 2017). Dies könnte die um den Faktor 10-26 geringere Quecksilbermenge im Abfall des Jahres 2016 gegenüber den in Tabelle 69 über Literaturwerte des Jahres 1997 aufgezeigten Quecksilbermengen erklären. Diese Daten zeigen, dass die für beide Primärbleihütten berechneten Quecksilberabfälle (v. a. Kalomel in Schlamm der Abwasserbehandlung) mit 7.010 - 17.500 kg/a (Tabelle 69) möglicherweise überschätzt sind. Dies wäre der Fall, wenn in beiden Primärbleihütten die Quecksilbereinträge stark zurück gegangen sind oder wenn Quecksilber über andere Austragspfade emittiert wurde. Eine genauere Bilanzierung ist nur bei Kenntnis der Entsorgungsmengen und Quecksilberanalysen möglich.

Die Quecksilbermenge in Filterstaub- und Schlackeabfällen wird auf Basis der Daten einer der beiden Primärhütten (72,58 kg in 2016) für alle Primär- und Sekundärhütten mit < 500 kg/a abgeschätzt. Diese Daten basieren ebenfalls auf hoher Unsicherheit, da sie lediglich auf einer einzelnen Stichprobe je Fraktion basieren

#### 2.12.6.4 Produktpfad

**Blei**

Messdaten zu Quecksilber im Produkt Blei liegen nicht vor. Es wird vermutet, dass aufgrund der hohen Temperaturen in der Bleischmelze und durch die nachfolgende Raffination im Produkt Blei nur noch nicht nachweisbare Quecksilbermengen enthalten sind.

**Schwefelsäure**

Am Standort der Primärbleihütte wird neben Blei auch in einer separaten Anlage aus dem Abgas der Primärhütte Schwefelsäure erzeugt. Die Schwefelsäurekunden verlangen die Einhaltung unterschiedliche Qualitäten, nach denen die Abgasreinigung vor der Schwefelsäureanlage konzipiert und betrieben wird (zur Schwefelsäureherstellung siehe Kapitel 2.12.5).

Tabelle 72 zeigt Berechnungen für den Quecksilberaustrag über das Produkt der nachfolgenden Schwefelsäureanlage. Für den Quecksilbergehalt der Schwefelsäure wird entsprechend der typischen Spezifikation von Premium- und Standardqualität als Mittel A 0,05 mg/kg und Mittel B 0,25 mg/kg angenommen (Aurubis 2018).

Blei- und Schwefelsäureproduktionsmengen von Stolberg sind auf der Internetseite genannt; das Verhältnis lässt sich jedoch aufgrund der unterschiedlichen Technik (insbesondere einer hocheffizienten Schwefelsäurekontaktanlage) nicht auf Nordenham übertragen. In der Literatur

ist ein Verhältnis von 22.000 Mg/90.000 Mg (27,8 %) angegeben (Rentz et al. 1999a, S. 108). Es wird ein Mittel zwischen dem Literaturwert und dem Wert der Primärhütte Stolberg angenommen (ca. 56 %).

Es ergibt sich ein Quecksilberaustrag über Schwefelsäure, die im Zusammenhang mit der Primärbleiverhüttung hergestellt wird, von 11,0 - 53,1 kg/a.

**Tabelle 72: Quecksilberausträge der Primärbleihütten über das Produkt Schwefelsäure**

| Nr. | Input-Bezugs-menge | Output Produkt Blei [Mg/a] | Output Produkt $H_2SO_4$ [Mg/a] | Verhält-nis $H_2SO_4$ / Produkt Blei [%] | Hg in $H_2SO_4$ Mittel A [mg/kg] | Hg in $H_2SO_4$ Mittel B [mg/kg] | Hg in $H_2SO_4$ Output A [kg/a] | Hg in $H_2SO_4$ Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Stolberg | 155.000 | 130.000 | 83,9 | 0,05 | 0,10 | 6,5 | 32,5 |
| 2 | Nordenham | 125.000 | 70.000 | ca. 56 | 0,05 | 0,10 | 4,1 | 20,6 |
| **1** | **Primärhütten** | **280.000** | **200.000** | **ca. 71** | **0,05** | **0,10** | **11,0** | **53,1** |

Zeile 1 Output Blei und Output $H_2SO_4$: Firmeninformation (BHB 2017)
Zeile 2 Output Blei: Firmeninformation (Zinkhütte 2017); Output $H_2SO_4$: resultierend aus Verhältniswert
Zeile 2 Verhältnis $H_2SO_4$ / Produkt Blei: Mittelwert aus Literatur (Rentz et al. 1999a, S. 107) und Stolberg-Wert

### 2.12.7 Gesamtbetrachtung

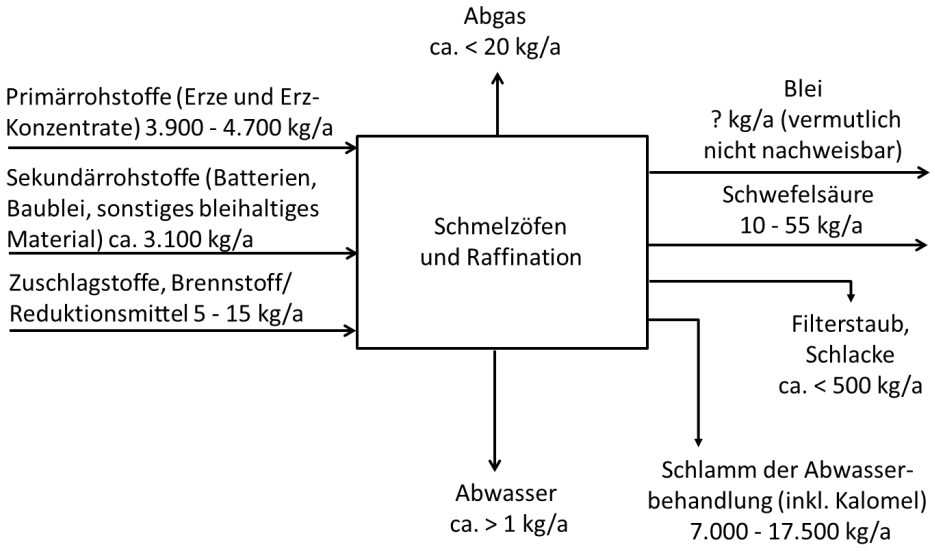
Abbildung 26 zeigt die ermittelten Eintrags- und Austragsmengen für die Bleiherstellung (gerundet).

Der Quecksilberinput über Rohstoffe wurde über Literaturdaten zu Quecksilbergehalten in Erzen und über die aktuelle Erzimportmenge ermittelt. Quecksilbereinträge über Zuschlagstoffe und Brennstoffe konnten nur für die Primärbleihütten quantifiziert werden (Zuschlagstoff Kalk und Brennstoff Steinkohle).

Die Abschätzung der luftseitigen Quecksilberfracht erfolgte über die Emissionserklärungen von einer Primär- und zwei Sekundärhütten durch Hochrechnung auf zwei Primär- und fünf Sekundärhütten. Quecksilberausträge über die Einleitung von Abwasser in Gewässer wurden auf Basis von Messungen des Jahres 2016 (Primärhütten) und Abschätzungen (Sekundärhütten) ermittelt. Quecksilber im Abfall der Primärhütten wurde aus Abfallfaktoren der Literatur aus dem Jahr 1997 berechnet; im Vergleich mit Analysedaten und Entsorgungsmengen einer Primärbleihütte für 2016 sind die Daten vermutlich überschätzt. In der Schwefelsäure wurde der Austrag über typische Hg-Gehalte in der Schwefelsäure und über die Produktionsmengen des Jahres 2016 mit rund 10 - 55 kg/a berechnet.

Der abgeschätzte Eintrag erscheint im Vergleich zum Quecksilberaustrag um 56 % zu niedrig (maximal rund 7.815 kg/a Eintrag zu maximal mehr als 18.000 kg/a Austrag). Das liegt vermutlich daran, dass zum einen die Eintragsdaten der Primärrohstoffe nicht auf Deutschland-spezifischen Erzanalysen beruhen und zum anderen zum Eintrag über Sekundärrohstoffe wenig Daten vorliegen. Zudem lagen für die Luftemissionen keine Daten vor, und für die Entsorgungsmengen mussten Annahmen getroffen werden. Es besteht sowohl auf der Eintrags- wie auch der Austragsseite erheblicher Untersuchungsbedarf, um die Bilanz zu verbessern.

**Abbildung 26: Quecksilberbilanz für die Bleiherstellung**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für das Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Blei.

**Tabelle 73: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Blei**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Wasser | 4 |
| Output Produkt Schwefelsäure | 4 |
| Output Abfälle | 4 |

## 2.13 Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz (2.1, 2.5 a) - Kupfer

### 2.13.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.13.1.1 Genehmigungsrahmen

Anlagen zum Verarbeiten von Kupfer-Nichteisenmetallen unterliegen der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definition in Anhang I Nr. 2.1 und 2.5 a) (IED 2010). In Deutschland werden Anlagen zur Kupferherstellung aus Erz den Nummern 3.1 und 3.3 der 4. BImSchV zugeordnet, Sekundärkupferanlagen ebenso in Nummer 3.3 sowie in den Nummern 3.4.1 und 3.4.2:

- Nr. 3: Stahl, Eisen und sonstige Metalle einschließlich Verarbeitung
- Nr. 3.1: Anlagen zum Rösten (Erhitzen unter Luftzufuhr zur Überführung in Oxide), Schmelzen oder Sintern (Stückigmachen von feinkörnigen Stoffen durch Erhitzen) von Erzen;

- Nr. 3.3: Anlagen zur Herstellung von Nichteisenrohmetallen aus Erzen, Konzentraten oder sekundären Rohstoffen durch metallurgische, chemische oder elektrolytische Verfahren;
- Nr. 3.4: Anlagen zum Schmelzen, zum Legieren oder zur Raffination von Nichteisenmetallen mit einer Schmelzkapazität von
- Nr. 3.4.1: 20 Tonnen je Tag oder mehr;
- Nr. 3.4.2: 2 Tonnen bis weniger als 20 Tonnen je Tag.
  (4. BImSchV 2017)

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken der Kupferherstellung beschreibt das EU BVT-Merkblatt für die Nichteisen-Metallindustrie, das die EU im Juli 2017 verabschiedet hat (BREF NFM 2017).

BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) wurden für die Nichteisen-Metallindustrie erarbeitet und am 30. Juni 2016 veröffentlicht (BVTS NFM 2016).

#### 2.13.1.2 Anlagentechnik

Kupfer wird in Deutschland in Primär- und Sekundäranlagen gewonnen.

**Primärkupfergewinnung**

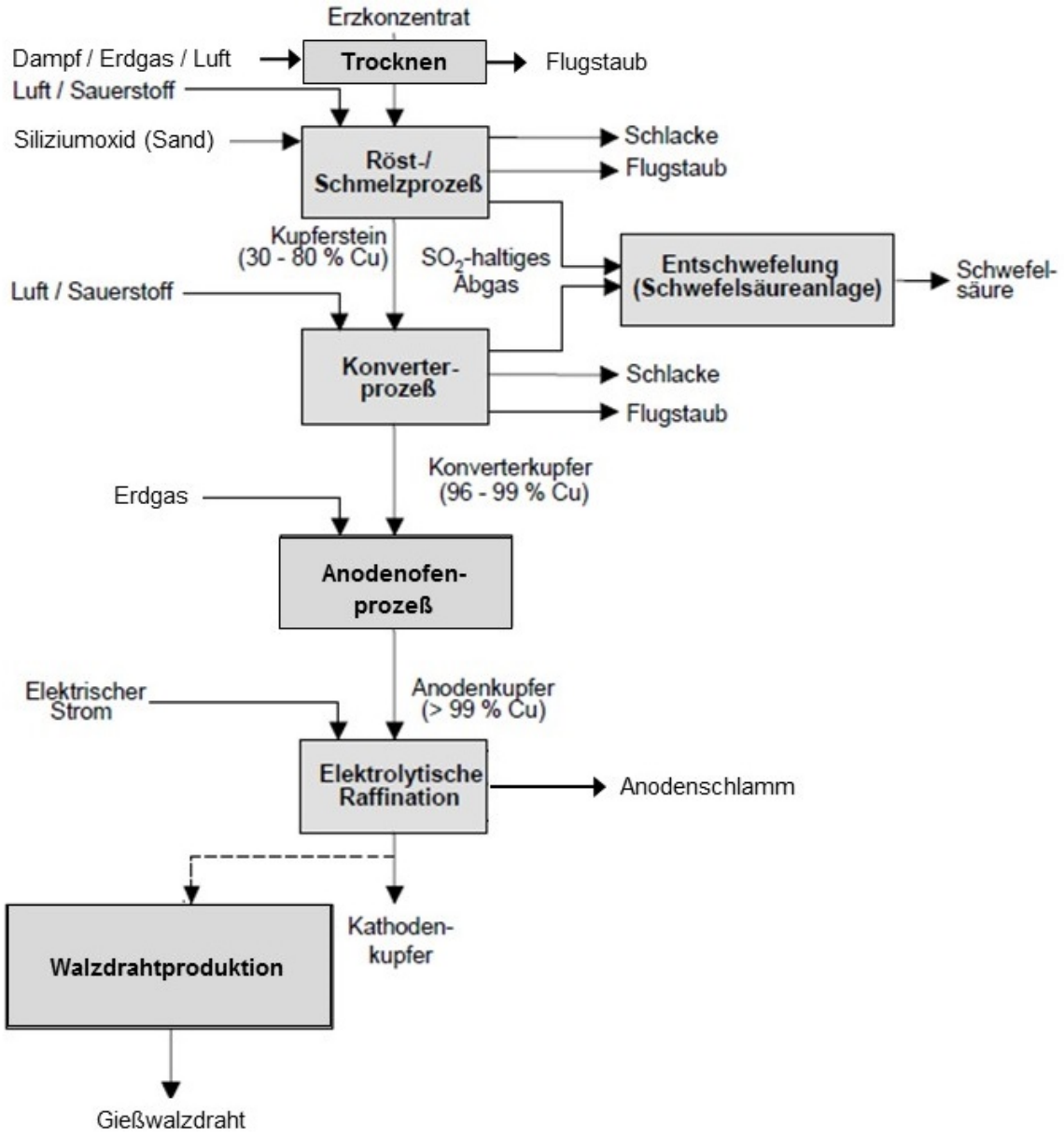
Die Primärkupfergewinnung erfolgt in einer kombinierten Primär- und Sekundäranlage, die neben Kupfererzen auch einen hohen Anteil an Sekundärkupfer verarbeitet. In einer Nebenanlage wird aus den Röstgasen Schwefelsäure hergestellt, deren Hauptabnehmer die Düngemittelindustrie und die Chemische Industrie sind. (Aurubis 2012; S. 23)

Im Schwebeschmelzofen („Outokumpu flash smelting furnace“) erfolgt zunächst der Röst- und Schmelzprozess. Der Ofen arbeitet bei Temperaturen zwischen 1.200 und 1.300 °C. Die Schmelze tritt mit 1.200 °C aus. (Rentz 1999b, S. 273) Es entstehen „Kupferstein“ mit 30 - 80 % Kupfergehalt und schwefeldioxidhaltiges Abgas (Abbildung 19 und Abbildung 28). Dem Prozess wird Sand zugefügt; dadurch bildet sich Eisenoxidschlacke. Die Schlacke enthält noch 1 - 3 % Kupfer sowie weitere Metalle. Sie wird in einem elektrisch beheizten Ofen weiterverarbeitet. (Aurubis, 2015, S. 8)

Der Kupferstein wird anschließend zusammen mit Altkupfer im Konverter zu 96 - 99 % Reinheit gebracht („Blisterkupfer“). Auch im Konverter entsteht schwefeldioxidhaltiges Abgas.

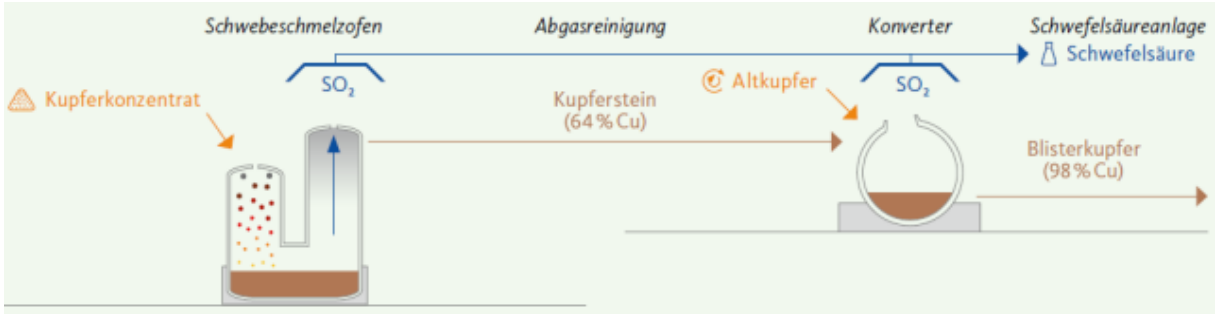
Im nachfolgenden Anodenofen wird Kupfer pyrometallurgisch mit einer Reinheit von 99,5 % hergestellt. Die Anoden werden schließlich elektrolytisch auf einen Reinheitsgrad von mehr als 99,995 % gebracht. Dabei entsteht Anodenschlamm, der zur Edelmetallgewinnung dient. (Aurubis, 2015, S. 8)

**Abbildung 27: Primärkupferherstellung**




Quelle: (Rentz 1999b, S. 159), Adaptierung durch (Ökopol 2020) auf Basis von (Aurubis 2018)

**Abbildung 28: Schwebeschmelzofen und Konverter der Primärkupferanlage**

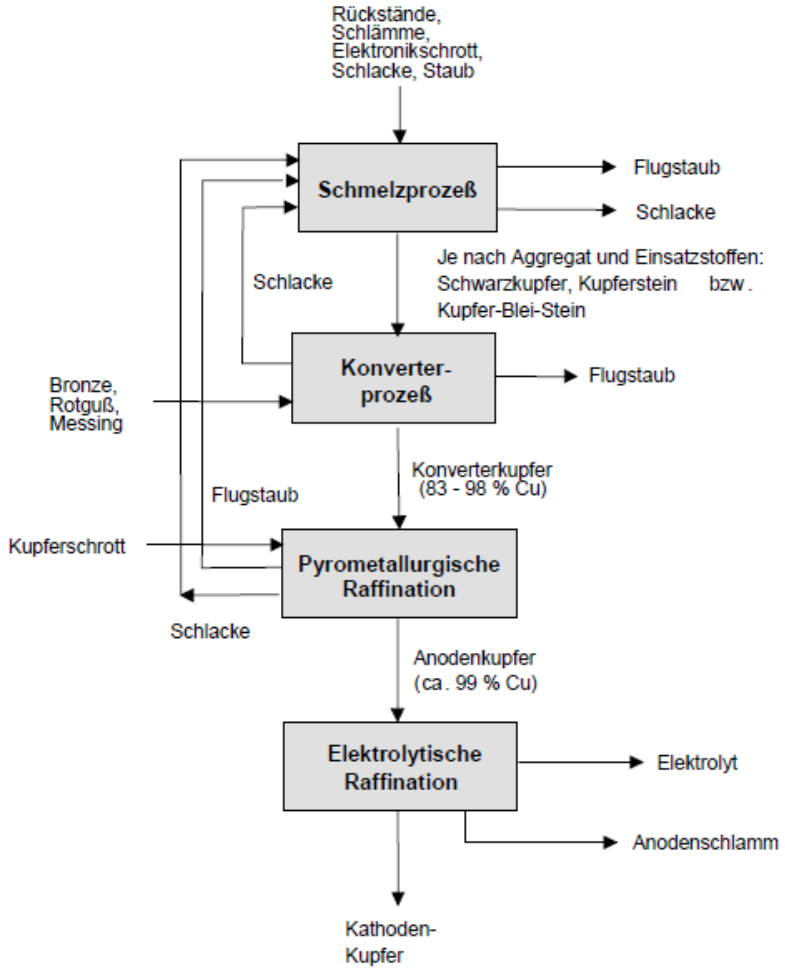



Quelle: (Aurubis 2016, S. 10), Bildrecht erteilt (Aurubis 2018)

### Sekundärschmelzöfen

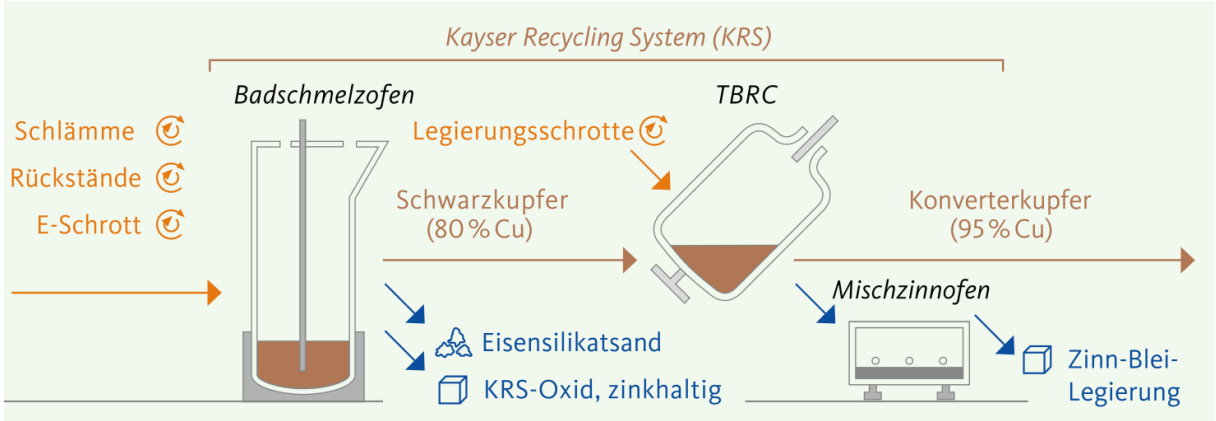
In der Sekundärkupferanlage erfolgt die Schmelze zweistufig („Kayser Recycling-System – KRS“) in einem vertikalen Badschmelzofen (Ausmelt-/Isasmelt-Ofen) und in einem Top Blown Rotary Converter (TBRC-Ofen), siehe Abbildung 29.

**Abbildung 29: Sekundärkupferherstellung - Prozessablauf**




Quelle: (Rentz 1999b, S. 159)

**Abbildung 30: Sekundärkupferherstellung - Badschmelzofen und Top Blown Rotary Converter (TBRC)**




Quelle: (Aurubis 2016, S. 36), Bildrecht erteilt (Aurubis 2018)

**Raffination**

Nach der Erzeugung von Konverterkupfer erfolgt die Raffination in Öfen, in denen auch Kupferschrott mit eingeschmolzen wird. Anoden werden im Elektrolysebad aufgelöst und mit höherer Reinheit als Kathoden abgeschieden. Der dabei erzeugte Anodenschlamm in den pyro- und hydrometallurgischen Anlagen der Edelmetallgewinnung am Standort weiterverarbeitet wird. (Aurubis 2018)

#### 2.13.1.3 Einsatzstoffe

**Kupfererzkonzentrate**

Primäre Rohstoffe der Kupferherstellung bestehen aus sulfidischen Erzen und Zuschlagstoffen. Zusätzlich verarbeitet die Primärhütte auch Sekundärrohstoffe wie Altkupfer, kupferhaltige Schlacke und Elektro-/Elektronikschrott. (Aurubis 2011, S. 28;)

Die in Deutschland verarbeiteten Konzentrate stammten im Jahr 2015 zu 75 % aus Südamerika, zu 9 % aus Kanada, 5 % aus Australien, 2 % aus Asien sowie aus weiteren Ländern (Aurubis 2016, S. 13).

Da in Deutschland nur eine Primärkupferhütte existiert, erfolgen für die Kategorie „Kupfererze und ihre Konzentrate“ keine statistischen Meldungen (Destatis 2017b). Die Umwelterklärungen des Betreibers wiesen in den letzten Jahren steigende Konzentratmengen aus, die zwischen 2010 und 2015 von 1,10 Mio. Mg auf 1,22 Mio. Mg zunahmen (Aurubis 2011, S. 47; Aurubis 2016, S. 34).

**Rohkupfer**

Im Jahr 2015 erfolgten Importe von 33.365 Mg Rohkupfer zur Raffination (BGR 2016, S. 44). In der kombinierten Primär-/Sekundärhütte wurden 46.218 Mg Altkupfer und Raffiniermaterial verarbeitet (Aurubis 2016, S. 34)

**Kupferschrott**

Neben der Verarbeitung von inländischem Kupferschrott erfolgten im Jahr 2015 „erhebliche Importe von Schrott“ (BGR 2016, S. 44). Die Einsatzmengen beliefen sich in der kombinierten Primär-/Sekundärhütte auf 126.759 Mg kupferhaltige Rohstoffe (Kupferschrott und kupferhaltige Schlämme) sowie 385 Mg Abfälle zur Verwertung. In der Sekundärhütte wurden 348.403 Mg „Recyclingmaterialien“, 33.217 Mg Blister und 6.813 Mg Kupferanoden der Primärhütte eingesetzt (Aurubis 2016, S. 35/51).

**Zusatzstoffe**

In der kombinierten Primär- und Sekundärhütte wird im Schwebeschmelzofen Sand als Schlackebildner zugegeben; der Filterstaub der Abgasreinigung und die Konverterschlacke werden in den Prozess wieder zurückgeführt. (Aurubis 2018) Im Elektroofen der Primär- und Sekundärhütte werden Kohle, Koks und Eisenschrott als Reduktionsmittel eingesetzt (BREF NFM, S. 511). In der Sekundärhütte werden als Zusatzstoffe Sand und Kalkstein (zur Schlackebildung) zugegeben (Aurubis 2016, S. 51).

**Energieträger**

In der Primärkupfererzeugung wird der Schwefelgehalt der Erze als Energielieferant in Verbindung mit sauerstoffangereicherter Luft für die Schmelzprozesse im Schwebeofen und Konverter genutzt (Aurubis 2018).

In der Sekundärkupferschmelze dienen Heizöl und Erdgas als Brennstoffe für den KRS- bzw. TBRC-Prozess sowie bei der Raffination. Einen weiteren, geringen Energiebeitrag liefern brennbare Anteile im Kupferschrott, wie z. B. Leiterplatinen und Kunststoffe.

Der Brennstoffverbrauch der kombinierten Primär-/Sekundärhütte belief sich im Jahr 2015 auf 468.933 MWh Erdgas, 56.077 MWh Koks sowie 19.053 MWh „weitere Energieträger" (Aurubis 2016, S. 34). Der Brennstoffverbrauch der Sekundärhütte wurde für Erdgas, Öl und Kohle im Jahr 2015 nicht differenziert, sondern nur summarisch mit 404.317 MWh angegeben (Aurubis 2016, S. 51).

#### 2.13.1.4 Abfälle

Als Abfälle entstehen in der kombinierten Primär- und Sekundärhütte Schlacken, nicht mehr verwertbare Filterstäube und stichfester Schlamm aus der Abgas- und Abwasserreinigung. Schlacken werden auf Deponien oberirdisch verwertet oder beseitigt. Nicht mehr in der Kupfererzeugung einsetzbare Filterstäube werden extern verwertet. Schlämme aus den Anlagen zur Abgas- und Abwasserreinigung werden in Untertagedeponien entsorgt. (HH 2018, Aurubis 2018)

In der Sekundärkupferhütte entsteht im KRS-Prozess ein Oxid („KRS-Oxid"), das zur Verwertung an Zinkhütten abgegeben wird (BREF NFM, S. 166). Im TBRC-Prozess fällt granulierte Schlacke an (Eisensilikatsand). Bei der Raffination entstehen Mischzinn (Blei-Zinn-Legierung), Nickel und Kupfersulfat. Kupfersulfat wird in der Edelmetallgewinnung der Primärkupferhütte verwertet. (Aurubis 2016, S. 35)

### 2.13.2 Anlagenbestand und Produktion

Im Jahr 2016 produzierten in Deutschland eine kombinierte Primär- und Sekundärkupferanlage mit einer Kapazität von 450.000 Mg Kupferkathoden (Hamburg) und eine Sekundärkupferanlage mit einer Kapazität von 179.000 Mg Kupferkathoden (Lünen) (Aurubis 2018). Zusätzlich wurde Sekundärkupfer in drei kleineren Hütten produziert (KME/Osnabrück, MKM Hettstedt, Wieland-Werke/Vöhringen).

Tabelle 74 nennt Rohstoff-Einsatzmengen sowie die Kupferproduktion im Jahr 2016 in Deutschland.

**Tabelle 74: Rohstoffeinsatz in die Kupferhütten in Deutschland (2016)**

| Nr. | Anlage | Input Bezeichnung | Input Rohstoff [Mg/a] | Mittlerer Kupfer-anteil | Output Kupfer [Mg/a] | Anteil an Gesamt-produktion |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Primär-/ Sekundärhütte | Kupfererzkonzentrate | 1.042.703 | 27,5 % | 286.743 | 42,7 % |
| 2 | Primär-/ Sekundärhütte | Sonstige Cu-haltige Sekundärrohstoffe | 137.773 | 83,6 % | 115.245 | 17,2 % |
| 3 | Primär-/ Sekundärhütte | Altkupfer/Raffinier-material | 47.928 | 99,0 % | 48.412 | 7,2 % |
| 4 | KRS-Sekundärhütte | Altkupfer u. a. Cu-haltiges Material | 381.620 | 46,9 % | 172.717 | 26,7 % |
| 5 | Weitere Sekundärhütten | Altkupfer u. a. Cu-haltiges Material | 89.482 | 46,9 % | 41.977 | 6,2 % |
| **6** | | **Summe** | **1.699.506** | | **671.400** | **100,0 %** |

Zeile 1 Input Rohstoff (Aurubis 2017d, S. 50), Mittlerer Kupferanteil: Mittelwert aus (Aurubis 2017, S. 28), Output Kupfer (Primärkupfer): Berechnung über Kupferkonzentrat-Input und mittleren Kupferanteil.
Zeile 2 Input Rohstoffe: (Aurubis 2017d, S. 50), mittlerer Kupferanteil berechnet aus Verhältnis Output zu Inputmenge, Output berechnet aus Gesamt-Output (Aurubis 2017d, S. 50) abzüglich Output Primärkupfer und Output Altkupfer/ Raffiniermaterial.
Zeile 3 Input Rohstoffe: (Aurubis 2017d, S. 50), mittlerer Kupferanteil berechnet aus Verhältnis Output zu Inputmenge, Output berechnet aus Gesamt-Output (Aurubis 2017d, S. 50) abzüglich Output Primärkupfer und Output Altkupfer/ Raffiniermaterial.
Zeile 4 Input Rohstoffe: (Aurubis 2017d, S. 71). Output Kupfer: (Aurubis 2018). Mittlerer Cu-Gehalt: berechnet aus Verhältnis Output zu Inputmenge.
Zeile 5 Input Rohstoffe: Berechnet aus Output und Cu-Gehalt. Cu-Gehalt: Gleichsetzung mit Cu-Gehalt des Inputs der KRS-Sekundärhütte. Output Rohstoffe: (BGR 2017, S. 44) abzüglich Output Zeilen 1-4.
Zeile 6: Input Rohstoffe: Summe aus Zeilen 1-5. Output Kupfer: (BGR 2017, S. 44)).

### 2.13.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in Kupferhütten vorwiegend über primäre Rohstoffe (Erze) in den Prozess eingetragen. Weiteres Quecksilber enthalten sekundäre Rohstoffe (z. B. Schlämme), Brennstoffe (z. B. Kohle) und Zuschlagstoffe (z. B. Eisenschrott).

#### 2.13.3.1 Rohstoffe

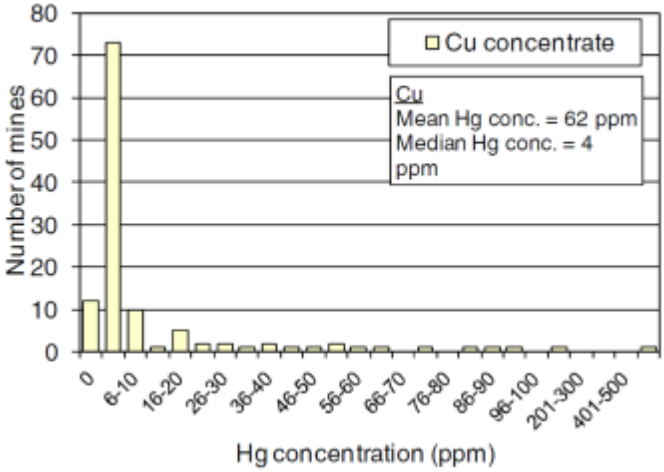
**Primärrohstoffe**

Der mittlere Kupferanteil der Konzentrate ist in den vergangenen Jahren zurückgegangen und betrug bei den im Jahr 2016 eingesetzten Konzentraten im Mittel 25 - 30 % (Aurubis 2017, S. 28). Mit der Senkung des Kupfergehaltes ist ein Trend zu einem höheren Anteil an Reststoffen, die in den Hütten anfallen zu beobachten, der auch mit größeren Anteilen an Spurenelementen wie Quecksilber einhergehen kann (Smale 2017, S. 8ff)

Die Quecksilbergehalte in Kupfererzen der weltweiten Lagerstätten unterscheiden sich sehr stark.

Hylander und Herbert (Universität Uppsala) nennen Kupferkonzentrat-Analysen der Brook Hunt and Associates Ltd. von 120 Minen. Deren mittlerer Quecksilbergehalt beträgt 62 mg/kg, der Median liegt bei 4 mg/kg (Hylander/Herbert 2008).

**Abbildung 31: Quecksilber in Kupferkonzentraten**




Quelle: (Hyländer/Herbert 2008)

Eine aktuelle Untersuchung der Tsinghua-Universät in Peking hat Quecksilberanalysen von 174 nationalen und importierten Kupferkonzentraten aus 55 Minen ausgewertet und zusätzlich eigene Untersuchungen durchgeführt (mindestens Dreifachbestimmung jedes Erzes, um Messunsicherheiten kleiner 5 % zu erreichen). Die Konzentrationen lagen zwischen 0,6 - 4,0 mg/kg. Der Großteil der Konzentrate wies Quecksilberkonzentrationen zwischen 1,1 - 3,0 mg/kg auf. Mengengewichtete Mittelwerte der eingesetzten Kupferkonzentrate lagen im Jahr 2005 bei 2,25 mg/kg und im Jahr 2010 bei 2,82 mg/kg. (Wu et al. 2012, S. 11154/11155)

In Ermangelung repräsentativer Analysedaten der eingesetzten Erze in der kombinierten Primär- und Sekundärhütte wird auf der Basis von Literaturdaten für Primärrohstoffe (Konzentrate) als unteres Hg-Mittel A 2,25 mg/kg angesetzt, was dem Mittelwert der Studie zu mehr als 174 Konzentratanalysen entspricht (Wu et al. 2012, S. 11154/11155); als oberes Hg-Mittel B wird 4,0 mg/kg angesetzt, entsprechend dem Median der zweiten Studie (Hylander/Herbert 2008).

**Tabelle 75: Quecksilbereintrag über Konzentrate in die Primärkupferhütte in Deutschland**

| Nr. | Input Bezeichnung | Input-Menge [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Konzentrate | 1.042.703 | 2,25 | 4,00 | 2.346 | 4.171 |

Zeile 1 Input Rohstoff: (Aurubis 2017d, S. 50), Hg Mittel A: Mittelwert aus 174 nicht standortspezifischen Konzentratanalysen (Wu et al. 2012, S. 11154/11155), Hg Mittel B: Median aus Literaturdaten (Hylander/Herbert 2008)

**Sekundärrohstoffe**

Für Sekundärkupfer liegen keine Messwerte vor. Die Quecksilberkonzentrationen in Altkupfer oder komplexeren Materialien wie Elektro-/Elektronikschrott sind schwer repräsentativ zu bestimmen. Von der größten Sekundärkupferhütte (Lünen) wird angegeben, dass der Quecksilbergehalt der eingesetzten Materialien seit dem Jahr 2009 deutlich gestiegen ist (Aurubis 2015a).

Für Sekundärkupfer-Rohstoffe wird auf Basis der weiter unten angeführten Informationen zur Veränderung von luftseitigen Quecksilberausträgen bei Aktivkohleeinsatz (siehe Abbildung 32)

angenommen, dass die von einer Hütte gemeldeten Quecksilberemissionen etwa 20 - 25 % des Eintrages betragen, da etwa 75 - 80 % durch Sorbentien abgeschieden werden.

Unter Rückrechnung dieser Annahme auf die Menge der Einsatzstoffe im Jahr 2016 beträgt der Quecksilbereintrag etwa 280 - 350 kg/a. Dieser Quecksilbereintrag entspricht in Bezug auf den (als trocken angenommenen) Rohstoff-Input einem Quecksilbergehalt von 0,42 - 0,52 mg/kg (s. Tabelle 81).

**Tabelle 76: Quecksilbereintrag über Sekundärkupfer in die Sekundärkupferhütten in Deutschland**

| Nr. | Input Bezeichnung | Hg Output Luft [kg/a] | Hg Anteil Luft [%] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] | Rohstoff-Input [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Altkupfer, sonstiges kupferhaltiges Sekundärmaterial | 70 | 20 - 25 | 280 | 350 | 674.003 | 0,42 | 0,52 |

Hg Output Luft: (PRTR 2020), Hg-Anteil Luft: Annahme aufgrund Aktivkohle-Sorbentieneinsatz, Hg-Input: Berechnung aus Hg Output und Hg Anteil Luft. Input Rohstoff: Input Hamburg und Lünen aus Sekundärmaterial (Aurubis 2017d, S. 71), Hg Mittel A/B: Berechnung aus Hg Input A/B und Rohstoff-Input.

### Zuschlagstoffe

Tabelle 77 zeigt die im Jahr 2016 verwendeten Zuschlagstoffe in der Primär- und Sekundärkupferhütte Hamburg sowie der Sekundärkupferhütte Lünen (Aurubis 2017, S. 50). Für Zuschlagstoffe der übrigen Sekundärhütten liegen keine Daten vor. Für den Quecksilbergehalt in Sand wurden die Werte aus Kapitel 2.22.3 (Glasherstellung) verwendet. Beim Zuschlagstoff Eisen wurde angenommen, dass es sich um Schrott handelt und der Quecksilbergehalt aus Kapitel 2.17.3 (Elektrostahl) angesetzt. Für Kalkstein wurde der Quecksilbergehalt aus Kapitel 2.19.3 (Zementherstellung) verwendet.

In Summe ergeben sich aus dem Zuschlagstoffeinsatz Quecksilbereinträge von 1,8 - 5,8 kg/a.

**Tabelle 77: Quecksilbereintrag über Zuschlagstoffe in die größten Kupferhütten in Deutschland (2016)**

| Nr. | Einsatzort | Input-Bezeichnung | Input-Menge [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Primär-/ Sekundärhütte | Sand und Zuschläge inkl. Zyklonsand | 135.531 | 0,006 | 0,034 | 0,80 | 4,60 |
| 2 | Primär-/ Sekundärhütte | Eisen als Zuschlagstoff | 15.276 | 0,048 | 0,048 | 0,73 | 0,73 |
| 3 | Sekundärhütte | Sand | 12.982 | 0,25 | 0,5 | 0,13 | 0,39 |
| 4 | Sekundärhütte | Kalkstein | 4.579 | 0,024 | 0,024 | 0,11 | 0,11 |
| **5** | **Summe** | **Summe** | 168.368 | | | 1,8 | 5,8 |

Zeilen 1-4 Input-Menge: (Aurubis 2017d, S. 34/51). Zeile 1/Zeile 3 Hg Mittel A/B: vgl. Kap. 2.22.3 (Glasherstellung), Zeile 2 Hg Mittel A/B: vgl. Kap. 2.17.3 (Elektrostahlwerke), Zeile 4 Hg Mittel A/B: vgl. Kap. 2.19.3 (Zementherstellung)

#### 2.13.3.2 Brennstoffe und Reduktionsmittel

Für die kombinierte Primär-/Sekundärhütte und die größte Sekundärhütte liegen differenzierte Energieverbräuche vor (Aurubis 2017d). Als Brennstoffe werden Erdgas, Heizöl, Koks und Kohle eingesetzt; Kohle- und Koksmenge sind nicht differenziert angegeben. Für Erdgas werden Quecksilbergehalte aus einer Untersuchung im Auftrag des Umweltbundesamtes angesetzt (vgl. Kapitel 2.11.5). Für Heizöl werden Literaturdaten wie für schweres Heizöl in der Zementindustrie verwendet (vgl. Kapitel 2.19.3.2). Beim Kokseinsatz wird aufgrund der benachbarten Raffinerie von Petrolkoks ausgegangen und der Median aus den Untersuchungen der Zementindustrie herangezogen (Harraß et al. 2018).

In Summe werden in die beiden größten Kupferhütten über Brennstoffe 0,189 - 2,06 kg/a eingetragen.

**Tabelle 78: Quecksilbereintrag über Brennstoffe in die Primär-/Sekundärkupferhütte sowie die größte Sekundärkupferhütte in Deutschland (2016)**

| Nr. | Einsatz-ort | Input [MWh/a] | Input-Menge [GJ/a] | Heizwert [MJ/kg] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Erdgas | 587.446 | 2.114.806 | 35 | 0,001 | 0,001 | 0,060 | 0,060 |
| 2 | Heizöl | 260.000 | 936.000 | 39,8 | 0,004 | 0,006 | 0,094 | 0,141 |
| 3 | Petrolkoks | 76.254 | 274.514 | 31 | 0,050 | 0,050 | 0,035 | 1,86 |
| **4** | **Summe** | | | | | | **0,189** | **2,06** |

Zeile 1 Input-Menge: (Aurubis 2017d, S. 50/65); Zeile 1 Hg Mittel A/B: (Schori 2012; BVEG 2017; Lubenau 2015), Zeile 2: Hg Mittel A (Grech et al. 2001); Hg Mittel B: (Hoenig 2013), Zeile 3 Annahme Petrolkoks, Hg Mittel A/B: (Harraß et al. 2018).

#### 2.13.3.3 Zusammenfassung der Quecksilbereinträge

Die Abschätzung der Quecksilbereinträge über Rohstoffe, Zuschlagstoffe und Brennstoffe in die größten zwei Kupferhütten in Deutschland ist in Tabelle 79 zusammengefasst. Aus den Annahmen ergibt sich für das Jahr 2016 ein Quecksilbereintrag zwischen 2.628 und 4.529 kg. Daten zu den kleineren Sekundärkupferhütten, die etwa 5 % des Rohstoff-Inputs beitragen (s. Tabelle 74), liegen nicht vor.

**Tabelle 79: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die größten Kupferhütten in Deutschland**

| Nr. | Input Bezeichnung | Input-Menge [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Erze und Konzentrate | 1.042.703 | 2,25 | 4,00 | 2.346 | 4.171 |
| 2 | Sekundärkupfer | 674.003 | 0,42 | 0,52 | 280 | 350 |
| 3 | Zuschlagstoffe | 168.368 | 0,011 | 0,034 | 1,8 | 5,8 |
| 4 | Brennstoffe | 92.796 | - | - | 0,189 | 2,06 |
| **5** | **Summe** | **1.950.388** | | | **2.628** | **4.529** |

Quellen: siehe vorherige Tabellen.

### 2.13.4 Verhalten von Quecksilber in der Kupferherstellung

Kupferkonzentrate werden vor der Röstung zunächst getrocknet. Die Trocknungsabgase werden mit einem Gewebefilter von Staub gereinigt. Je nach Höhe der Trocknungstemperatur und der Verweilzeit ist ein Abdampfen von elementarem Quecksilber aus den Konzentraten im Prinzip möglich. Informationen über den Temperaturverlauf und Messwerte liegen nicht vor.

Bei Ofentemperaturen von rund 1.200 °C werden Quecksilbereinträge in die Kupferschmelzen vorwiegend als elementares Quecksilber in das Abgas überführt. Ein sehr geringer Teil verbleibt in nicht vollständig aufgeschlossenen Erzen in der Schlacke. Sehr geringe Anteile könnten auch in Werkkupfer-Verunreinigungen enthalten sein, das zur Raffinerie gelangt, so dass dort geringe Quecksilberemissionen möglich sind. Beim Eintrag von Halogenen (z. B. über Kohle und Koks) ist zu erwarten, dass in den Öfen oxidiertes Quecksilber entsteht, das im Vergleich zu elementarem Quecksilber besser am Staub haftet und in Wasser löslicher ist. Quecksilber-Speziesuntersuchungen von Emissionen aus Kupferhütten sind nicht bekannt.

Wenn Staubemissionen nach dem Ofen unverbrannte organische Partikel enthalten (z. B. bei Sekundärhütten aus unverbrannten Kunststoffen), kann Quecksilber, wenn es in oxidierter Form im Abgas vorliegt, daran adsorptiv gebunden werden.

Im Schwebeschmelzofen und im Konverter erfolgt das Rösten der Erze mit Sauerstoff, so dass im Abgas hohe Konzentrationen von Schwefeldioxid und Quecksilber vorliegen. (Rentz et al. 1999c, S. 276) Dadurch kann wirtschaftlich Schwefelsäure hergestellt werden. Damit die Säure Vermarktungsqualität mit Quecksilberkonzentrationen von 0,1 - 0,5 mg/kg erreicht, erfolgt in der Schwefelsäureanlage eine mehrstufige Abgasreinigung. Zuerst wird das Prozessgas gewaschen und gekühlt. Dabei werden große Teile des Quecksilbers aus dem Gas ausgewaschen. Das Waschwasser wird der zentralen Abwasserbehandlungsanlage zugeführt. Der Quecksilbergehalt des vorgereinigten Gases wird anschließend mit dem Boliden-Norzink Verfahren und dem DOWA-Prozess weiter reduziert. Der geringe verbleibende Quecksilberanteil wird mit dem Abgas in die Luft ausgetragen. (Aurubis 2018)

Bei der Behandlung des Abwassers aus der Abgasreinigung wird der überwiegende Teil des Quecksilbers in den Schlamm überführt; ein kleiner Anteil gelangt mit dem Abwasser in das Gewässer.

Im Abgas von Sekundärkupferschmelzanlagen ist aufgrund der hohen Temperaturen ebenfalls vorrangig elementares Quecksilber zu erwarten. Beim Vorliegen von Halogen können sich Quecksilberoxide bilden. In den nachfolgenden Staubreinigungsschritten wird ein Teil des Quecksilbers im Co-Benefit mit dem Filterstaub und an zugegebenen Sorbentien abgeschieden. Nicht mit dem Filterstaub abgeschiedenes Quecksilber wird mit dem Abgas ausgetragen. Bei nasser Rauchgasreinigung gelangt Quecksilber überwiegend in den Schlamm; Reste werden nach der Reinigung abgeleitet.

Im Anodenkupfer bzw. Konverterkupfer sind aufgrund der Temperatur der vorgeschalteten Prozesse nur noch geringe Quecksilbermengen enthalten, die bei der Raffinierung als elementares Quecksilber in das Abgas getragen werden können. Es wird davon ausgegangen, dass das elementare Quecksilber in der nachfolgenden Staubreinigung kaum abgeschieden wird und über das Abgas ausgetragen wird.

### 2.13.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.13.5.1 Co-Benefit Abluftreinigung

In der Kupferindustrie in Deutschland werden trockene und nasse Abgasreinigungsverfahren eingesetzt. Bei der Primärkupferherstellung werden die Kupfererze zunächst getrocknet und die dabei entstehende Abluft in Gewebefiltern gereinigt. Diffuse Emissionen der Primärkupferherstellung werden ebenfalls durch Gewebefilter gereinigt (Nebenhaubenfilter). Der Co-Benefit der Quecksilberminderung ist wahrscheinlich gering, da das Quecksilber aus der Trocknung und den Schmelzen vermutlich elementar vorliegt, da im Abgas oxidierende Stoffe (Halogene) nur in geringem Maße zu erwarten sind.

Vor dem Eintritt in die quecksilberspezifische Reinigung durchströmt das Abgas des Primärkupfer-Schmelzofens zunächst eine mehrstufige Wäsche und Abkühlung, bevor es mit dem Abgas des Elektroofens der Sekundärkupferherstellung vereint wird. Dieses hat zuvor ebenfalls einen Wäscher und eine Kühlung durchlaufen (Rentz et al. 1999c, S. 276). Quecksilber kann in der mehrstufigen Abgasreinigung an Staub gebunden und mit dem Waschwasser in die Abwasserreinigung überführt werden.

Bei der Sekundärkupferproduktion erfolgt die Abgasreinigung durch eine Flugstromadsorption und einen Gewebefilter. Zur Staubreinigung der Hallenluft wird ein Kartuschenfilter eingesetzt. Nicht mehr in der Kupfererzeugung einsetzbare Filterstäube werden extern verwertet. (Aurubis 2018)

#### 2.13.5.2 Spezifische Abluft-Quecksilberminderungstechniken

In der Primärhütte werden folgende spezifische Quecksilberminderungstechniken eingesetzt:

- 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 ($Hg0 + HgCl_2 \rightarrow Hg_2Cl_2$). 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 ($Hg_2Cl_2 + Cl_2 \rightarrow 2\ HgCl_2$) (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 Abwasserschlamm 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)

In der größten Sekundärhütte (Lünen) wird als spezifische Quecksilberminderungstechnik eingesetzt:

- Aktivkohlezusatz in kalkbasierten Sorptionsmitteln, die im Gewebefilter abgeschieden werden. Die nicht mehr in der Kupferindustrie eingesetzten Filterstäube werden extern verwertet. Die Zugabe der Sorbentien erfolgt proportional in alle Rohgasteilströme

(Schmelzöfen, Anodenöfen). Bei einem Halbstundenmittelwert von 20 µg/Nm³ (kontinuierlich im Reingas gemessenen) wird eine intermittierende Sorbentienzugabe eingeschaltet; ab einem Halbstundenmittelwert von 70 µg/Nm³ erfolgt die Sorbentienzugabe kontinuierlich. (Tebert et al. 2016a, S. 107)

#### 2.13.5.3 Co-Benefit Abwasserreinigung

In der Primärhütte wird folgender Co-Benefit in der Abwasserreinigung erreicht:

- Bei der schwermetall-spezifischen Fällung, Flockung und Sedimentation zur Minderung von u. a. Kupfer, Blei, Arsen und Cadmium wird gelöstes Quecksilber als Sulfid gefällt und mit dem partikulären Quecksilber durch mehrere Trennverfahren abgeschieden.

#### 2.13.5.4 Spezifische Abwasser-Quecksilberminderungstechniken

Es liegen bisher keine Kenntnisse über den Einsatz von spezifischen Quecksilberminderungstechniken zur Abwasserreinigung, d. h. zusätzliche Abwasserreinigungsstufen mit spezifisch auf die Quecksilberminderung abzielendem Fällungsmittel in den Primär- und Sekundärkupferhütten in Deutschland vor.

### 2.13.6 Quecksilberaustrag

Tabelle 80 zeigt eine Übersicht möglicher Quecksilberausträge der Kupferherstellung.

**Tabelle 80: Quecksilberausträge der Kupferherstellung**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Hauptschornstein (Ofenabgase) | Primärhütten: Wasch- und Kühlanlage und zwei Hg-spezifische Abgasreinigungsstufen vor der Schwefelsäuregewinnungsanlage. |
| | | Sekundärprozess: Trockene Abgasreinigung unter Zugabe von Kalksorbens mit Aktivkohleanteil. |
| | Nebenschornsteine (Hauben-/Hallenabsaugungen) | Trockene Abgasreinigung. Zeitweise Zugabe von Kalksorbens mit Aktivkohleanteil. |
| Wasser | Abwasser der Abgasreinigung | Schwermetallfällung. |
| Abfall | Ofenschlacke | Quecksilbergehalt nicht bekannt (vermutlich gering). |
| | Staub aus Gewebefilter | Primärhütten: Der wesentliche Teil wird in der Anlage verwertet; ein geringer Anteil wird extern verwertet. |
| | | Sekundärhütten: Filterstaub wird extern verwertet. |
| | Schlämme aus der Abwasserreinigung | Zur externen Quecksilberentfrachtung mit anschließender Deponierung Untertage |
| Produkt | Kupfer | Verwertung in anderen Industrieprozessen. |
| | Primärprozess: Schwefelsäure | Verwertung in anderen Industrieprozessen. |

#### 2.13.6.1 Luftpfad

Quecksilberausträge der Kupferherstellung über den Luftpfad erfolgen über den Hauptschornstein (bei Primärhütte: Ofenabgas, das die Schwefelsäureanlage durchlaufen hat; Sekundärhütte: Austrag nach Flugstromadsorption und Gewebefilter). Weitere Austräge

erfolgen über andere gefasste Quellen (Haubenabsaugungen, Nebenhauben-/Hallenabsaugung, Absaugung von Transportbändern).

Aufgrund der hohen Temperaturen im Röst- und Schmelzprozess sowie im Konverter ist davon auszugehen, dass Quecksilber überwiegend elementar vorliegt (Ofenabgas, Hallenabsaugung). Aufgrund der niedrigen Eintrittstemperaturen des Abgases in die Schwefelsäureanlage (ca. 30 °C) und der geringen Quecksilbergehalte in der Schwefelsäure kann davon ausgegangen werden, dass das Hauptabgas nach der Schwefelsäureanlage nur noch geringe Quecksilbergehalte aufweist.

**Primärhütte**

Behördliche Messungen erfolgen im dreijährigen Abstand als drei halbstündige Einzelmessungen. Es liegen Messdaten vor, die deutlich auseinanderliegen. Die normierten Werte (d. h. ohne Berücksichtigung von Messunsicherheiten) schwanken, auch bei aufeinander folgenden Halbstunden, zwischen Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze und Werten im einstelligen Mikrogrammbereich.

Messergebnisse des Jahres 2012 lagen einmal unter der Bestimmungsgrenze, einmal bei 0,1 µg/Nm³ und einmal bei 2,4 µg/Nm³; Messwerte des Jahres 2014 bei 1,9/3,5/4,6 µg/Nm³ (Behörde 2018). Als unteres Mittel A wird für die Quecksilberemissionen der Schmelze ein Wert nahe der Bestimmungsgrenze angenommen (0,1 µg/m³), als oberes Mittel B der Mittelwert der Messung im Jahr 2014 (3,3 µg/m³). Im Ergebnis (Tabelle 81) zeigt sich, dass die Emissionen der kombinierten Primär- und Sekundärkupferhütte unter Annahme von Quecksilberkonzentrationen zwischen < 1 und 10 kg liegen. Dies berücksichtigt nicht mögliche Quecksilberemissionen aus der Konzentrattrocknung und den Nebenhaubenfiltern.

**Tabelle 81: Quecksilber-Luftemissionen der Kupferherstellung (2015) auf Basis von Messwerten**

| Nr. | Abluftvolumen pro Stunde [m³/h] | Betriebs-zeit [h/a] | Abluftvolumen pro Jahr [m³/a] | Hg Mittel A Luft [µg/m³] | Hg Mittel B Luft [µg/m³] | Hg-Fracht A Luft [kg/a] | Hg-Fracht B Luft [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 290.000 | 8.760 | 2.540.400.000 | 0,1 | 3,3 | 0,254 | 8,4 |

Produktionsmenge: (Aurubis 2016, S. 34/51), Emissionsfaktor A: (UNEP 2008, S. 17), B: (Pironne et al. 2010, S. 5954)

Tabelle 82 zeigt PRTR-Meldungen der kombinierten Primär-/Sekundärkupferhütte (2013 - 2018).

**Tabelle 82: Quecksilber-Luftemissionen > 10 kg/a aus der Kupferherstellung (PRTR 2013 - 2018)**

| Betreiber | Art der Anlage | 2013 [kg] | 2014 [kg] | 2015 [kg] | 2016 [kg] | 2017 [kg] | 2018 [kg] | Art der Ermittlung |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Aurubis | Primär-/Sekundär-kupferhütte | 10,7 | 12,6 | 22,3 | 27,1 | 20 | 19 | „Messung INT (M) CEN/ISO“ |

Quelle: (PRTR 2020)

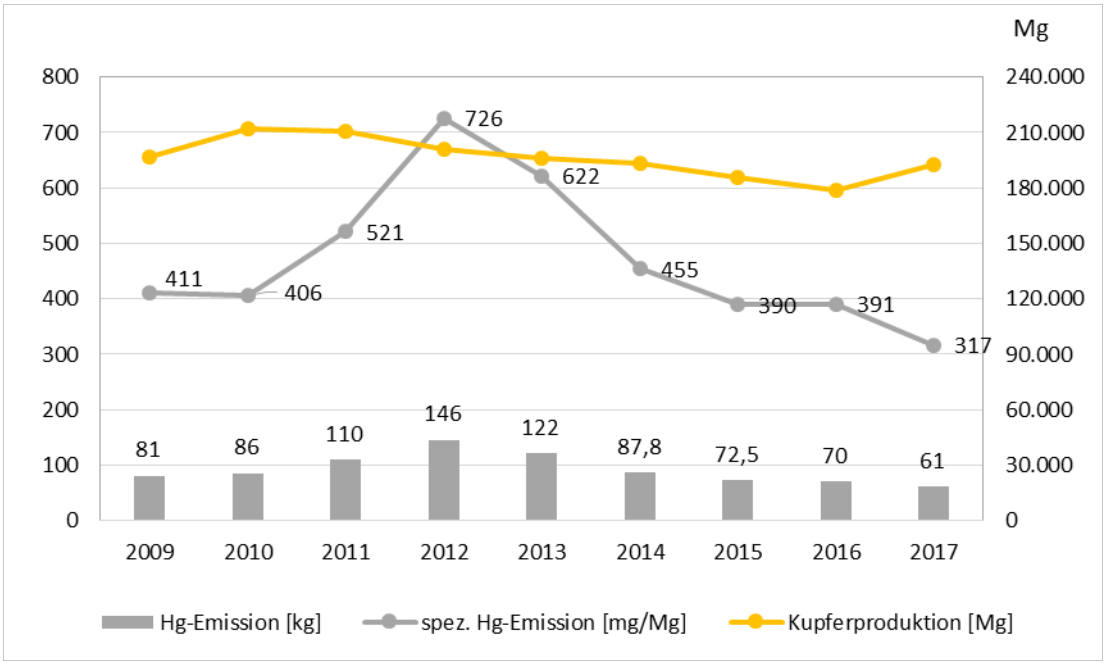
Für Luftemissionen ergibt sich auf Basis der im PRTR gemeldeten Emissionen für 2016 ein Austrag von 27,1 kg aus der kombinierten Primär- und Sekundärhütte (PRTR 2020). In der Emissionserklärung wurden für das Jahr 2016 25,4 kg Quecksilberemissionen angegeben (Länder 2018).

**Sekundärhütte**

Die Emissionserklärung der größten Sekundärkupferhütte (Lünen) nennt für 2016 Quecksilberemissionen aus sieben Quellen, die alle als „Messung" ausgewiesen sind. Bei vier Quellen liegt die Jahresfracht unter 1 kg/a; die übrigen Quellen sind mit 1,83 kg/a (Anodenöfen-Kamin), 9,55 kg/a (TBRC-Kamin) und 55,7 kg/a (KRS-Kamin) angegeben. Als Mittelwerte der gemessenen Quecksilberkonzentration resultieren Werte zwischen 0,236 µg/Nm³ (Rohhütten-Zusatzentstaubung) und 20,3 µg/m³ (KRS-Kamin). (Behörden 2018)

Abbildung 32 zeigt die Kupferproduktionsmenge sowie die im PRTR gemeldeten Quecksilberemissionen der größten Sekundärkupferhütte am Standort Lünen (absolut und spezifisch). Die Grafik verdeutlicht, dass die produktionsspezifischen Emissionen zwischen 2009 und 2012 um 77 % angestiegen sind und anschließend wieder sanken, bis sie ab dem Jahr 2015 unter dem Wert von 2009 lagen.

**Abbildung 32: Kupferproduktion und Quecksilberemissionen der Sekundärkupferhütte (2009 - 2017)**




Quelle: (Ökopol 2020) auf Basis von Umwelterklärungen (Aurubis 2009 - 2019)

Tabelle 83 zeigt die Einsatzstoffmengen der Sekundärkupferhütte im Vergleich mit der Quecksilberemission des jeweiligen Jahres und nennt die spezifische Emission in Milligramm pro Kilogramm. In Relation zum einsatzstoffspezifischen Wert von 2009 zeigt sich zunächst eine Erhöhung um 54 % und in 2015 eine Minderung um 25 %. Die Quecksilberkonzentration in den Vorstoffen liegt somit - ohne Berücksichtigung von Minderungen im Abgasreinigungssystem - bei mindestens 0,377 mg/kg.

**Tabelle 83: Quecksilber-Luftemissionen der Sekundärkupferhütte (PRTR 2010-2016)**

| | Einheit | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Einsatzstoffe | [Mg/a] | 352.000 | 395.000 | 387.600 | 435.037 | 424.868 | 388.433 | 395.100 |
| **Hg-Emission** | **[kg/a]** | **86** | **110** | **146** | **122** | **87,8** | **72,5** | **70** |
| Hg spezifisch | [mg/kg] | 0,244 | 0,278 | 0,377 | 0,280 | 0,207 | 0,187 | 0,177 |
| Hg spez.-Index | [%] | 100 | 113 | 154 | 114 | 84 | 76 | 72 |

Quelle: (Ökopol 2017) auf Basis von Umwelterklärungen (Aurubis 2011 - 2017) und (PRTR 2020)

**Zusammenfassung Luftemissionen**

Tabelle 84 nennt die Summe der abgeschätzten Quecksilber-Emissionen an die Luft aus der Kupferherstellung in Deutschland.

**Tabelle 84: Quecksilber-Luftemissionen > 10 kg/a aus der Kupferherstellung (PRTR 2013 - 2016)**

| Betreiber | Art der Anlage | 2013 [kg] | 2014 [kg] | 2015 [kg] | 2016 [kg] | Art der Ermittlung |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Aurubis | Primär-/Sekundär-kupferhütte | 10,7 | 12,6 | 22,3 | 27,1 | „Messung INT (M) CEN/ISO“ |
| Aurubis | Sekundärkupferhütte | 122 | 87,7 | 72,5 | 70 | „Messung INT (M) CEN/ISO“ |
| MKM, KME, Wieland Werke | Sekundärkupferhütten | k. A.* | k. A.* | k. A.* | k. A.* | - |
| **Summe** | **Primär- und Sekundär-kupferhütten** | **132** | **100** | **94,8** | **97,1** | „Messung INT (M) CEN/ISO“ |

* Vermutlich keine Meldepflicht, da unter 10 kg/a Quecksilberemission

Anmerkung: Die PRTR-Meldung für Quecksilber 2016 entspricht der Meldung der Emissionserklärung (Behörden 2018)

Quelle: (PRTR 2020)

### 2.13.6.2 Wasserpfad

Quecksilberausträge über den Wasserpfad resultieren bei der Primär-/Sekundärkupferhütte (Hamburg) aus der Behandlung von Abwasser der Rauchgasreinigung; zusätzlich wird Niederschlagswasser zusammen mit Abwasser aus der Anodengießmaschine gereinigt. (Aurubis 2016, S. 20)

In der Sekundärkupferhütte in Lünen fällt belastetes Prozessabwasser bei der Schlackegranulation an. Niederschlagswasser wird aufbereitet und verwendet, u. a. um damit die Berieselung von Fahrwegen, Betriebs- und Lagerflächen durchzuführen (Aurubis 2016, S. 42).

Im PRTR wurden im Zeitraum Jahre 2013 - 2018 nur einmal in 2013 Quecksilberemissionen (2,0 kg) von der kombinierten Primär-/Sekundärhütte gemeldet, da sie die Meldeschwelle von 1 kg/a überschritten. Meldungen von weiteren Kupferhütten erfolgten in dem Zeitraum nicht. Tabelle 85 nennt Abwasserherkunft, Behandlungstechniken und Quecksilber-Ablaufkonzentrationen der Primär-/Sekundärhütte, die im Jahr 2012 für davor liegende Zeiträume berichtet wurden. Beim Ansatz einer mittleren Ablaufkonzentration ergibt sich eine Hg-Abwasserfracht von 17,5 kg/a.

**Tabelle 85: Quecksilber-Abwasserwerte der Primär-/Sekundärkupferhütte in Hamburg (vor 2012)**

| | Volumenstrom [m³/a] | Messstelle 1 | Ablauf-Konzentration [µg/l] |
|---|---|---|---|
| Nasswäsche der Abluft der Primär- und Sekundärhütte | 180.000 | Arsenfällung mit Fe(III), Neutralisation, Metallfällung | 19 - 24 |
| Oberflächenablauf und Kühlung der Anoden | 700.000 | Koagulierung, Metallfällung, Flockung, Sedimentation | 3,2 - 21 |
| Oberflächenablauf an der Sekundärhütte, Bleiraffinerie | 500.000 | Koagulierung, Metallfällung, Flockung, Sedimentation | 6,5 - 14 |

Quelle: (BREF NFM 2017, S. 358 f)

Tabelle 86 nennt Quecksilbermesswerte der Primär-/Sekundärkupferhütte des Jahres 2016. Unter Berücksichtigung der Volumina ergibt sich eine Quecksilbereinleitung in das Gewässer von 0,750 kg. Quecksilberkonzentrationswerte oder Frachten des Abwassers der Sekundärhütten liegen nicht vor.

**Tabelle 86: Quecksilber-Abwasserwerte der Primär-/Sekundärkupferhütte in Hamburg (2016)**

| | Messstelle 1 | Messstelle 2 | Messstelle 3 | Messstelle 4 | Messstelle 5 | Messstelle 6 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Vol. [m³/a] | 1.367.429 | 40.000 | 3.000 | 154.901 | 237.664 | 573.658 |
| Konz. [µg/l] | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0,49 | 4,5 | 1,2 |
| Konz. [µg/l] | 0,19 | 0,18 | 0,13 | 0,68 | 1,1 | 0,19 |
| Konz. [µg/l] | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0,22 | 1,1 | 0,11 |
| Konz. [µg/l] | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 1,4 | 0,63 | 0,26 |
| **Fracht [kg/a]** | **-0,01 (*)** | **-0,0003 (*)** | **0,0000** | **0,30** | **0,31** | **0,15** |

(*) „negative Frachten ergeben sich (rechnerisch) aus den eingeleiteten Mengen und der Vorbelastung der Gewässer“
Quelle: (HH 2017)

### 2.13.6.3 Abfallpfad

In der Primär-/Sekundärkupferhütte (Hamburg) fallen bedingt durch die Abgasreinigung stichfeste Schlämme sowie Filterstäube an. Die Filterstäube können zum großen Teil intern in den Anlagen wieder als Rohstoff eingesetzt werden. Nicht mehr in der Kupfererzeugung einsetzbare Filterstäube werden einer externen Verwertung zugeführt. Schlämme aus den Abgasreinigungsanlagen bzw. der Abwasseraufbereitungsanlage werden Untertagedeponien zur Beseitigung zugeführt. Die anfallenden Schlacken werden auf Deponien entweder einer Verwertung oder einer Beseitigung zugeführt.

Im Jahr 2016 fielen die in Tabelle 87 genannten Abfallmengen an. Die bei weitem größte Quecksilbermenge wurde mit ca. 7,2 Tonnen Untertage deponiert und bestand vor allem aus dem quecksilberhaltigen Schlamm der Abgasreinigung sowie aus der Spaltsäurereinigung. 273 kg Quecksilberaustrag über Flugstaub wird externen z. B. in Zinkhütten verwertet. Für den Quecksilbergehalt der Schlacke liegt nur ein Analysewert aus dem Jahr 2015 vor, der mit „<0,05 mg/kg“ angegeben ist. Damit ergibt sich ein Quecksilberaustrag über Schlacke in Höhe von < 30,2 kg pro Jahr.

**Tabelle 87: Quecksilber-Abfallwerte der Primär-/Sekundärkupferhütte in Hamburg (2016)**

| Bezeichnung | Menge feucht [t] | Hg-Analyse [%] | Datum Hg-Analyse | Trockenrück-stand [%] | Hg-Menge [kg] | Entsor-gung |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Schlamm der Abgasbehandlung | 2.485,62 | 0,28 | 2016 | 72 | 5.010 | UTD |
| Schlamm der Spalt-säurereinigung | 416,46 | 0,76 | 2016 | 61,2 | 1.940 | UTD |
| Arsentrioxid | 223,24 | 0,1083 | 2014 | 90,0 | 218 | UTD |
| Zinkchlorid-Schlicker | 61,32 | 0,0064 | 2012 | 100,0 | 3,92 | UTD |
| **Zwischensumme** | | | | | **7.172** | **UTD** |
| Flugstaub | 1.366,46 | 0,02 | 2015 | 99,8 | 273 | Verwertg |
| Schlacken (*) | 60.499,0 | < 0,5 | 2015 | 100 | < 30,2 | Deponie |
| **Summe** | | | | | **7.475** | |

Schlacken Hg-Analyse: Für die Hg-Menge werden 50 % der Bestimmungsgrenze 0,25 % angesetzt.
Quelle: (HH 2017) und eigene Annahme

In der größten Sekundärkupferhütte (Lünen) entsteht im KRS-Prozess Filterstaub („KRS-Oxid“), der in Zinkhütten verwertet wird (BREF NFM, S. 166). Im TBRC-Prozess fällt granulierte Schlacke an (Eisensilikatsand).

Bei einem Quecksilbereintrag von 280 - 350 kg/a und einem Austrag über den Luftpfad von etwa 60 kg/a wird davon ausgegangen, dass die verbleibende Quecksilbermenge mit dem Flugstaub ausgetragen werden (rund 220 - 290 kg/a). Aufgrund der hohen Temperaturen wird vermutet, dass Austräge über das Produkt, Schlacke und Abwasser gering sind (< 1 kg/a).

Zusammen mit dem Flugstaub der Primär-/Sekundärhütte werden somit in der Kupferindustrie rund 600 kg Quecksilber über Filterstäube einer Verwertung v. a. in Zinkhütten zugeführt.

#### 2.13.6.4 Produktpfad

**Kupfer**

Es wird vermutet, dass aufgrund der hohen Temperaturen in der Kupferschmelze und durch die nachfolgende Raffination im Kupfer nur noch nicht nachweisbare Quecksilbermengen enthalten sind.

**Schwefelsäure**

Am Standort der Primärkupferhütte wird neben Kupfer und anderen Metallen auch in einer separaten Anlage aus dem Abgas der Primärhütte Schwefelsäure erzeugt. Die Schwefelsäurekunden verlangen die Einhaltung unterschiedliche Qualitäten, nach denen die Abgasreinigung vor der Schwefelsäureanlage konzipiert und betrieben wird (zur Schwefelsäureherstellung siehe Kapitel 2.12.5).

Tabelle 88 zeigt Berechnungen für den Quecksilberaustrag über das Produkt der nachfolgenden Schwefelsäureanlage. Für den Quecksilbergehalt der Schwefelsäure wird entsprechend der typischen Spezifikation von Premium- und Standardqualität als Mittel A 0,05 mg/kg und Mittel B 0,25 mg/kg angenommen (Aurubis 2018).

Die Schwefelsäure-Produktionsmenge belief sich im Jahr 2016 auf 946.224 Mg (Aurubis 2017, S. 51).

Es ergibt sich ein Quecksilberaustrag über Schwefelsäure, die im Zusammenhang mit der Primärerzverhüttung von Kupfer hergestellt wird, von 47,3 – 237 kg/a.

**Tabelle 88: Quecksilberausträge der Primärkupferhütten über das Produkt Schwefelsäure**

| Nr. | Input Bezugs-menge | Output Produkt Kupfer [Mg/a] | Output Produkt $H_2SO_4$ [Mg/a] | Verhältnis $H_2SO_4$ / Produkt Kupfer [%] | Hg in $H_2SO_4$ Mittel A [mg/kg] | Hg in $H_2SO_4$ Mittel B [mg/kg] | Hg in $H_2SO_4$ Output A [kg/a] | Hg in $H_2SO_4$ Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Kupfer aus Konzentrat | 1.042.703 | 946.224 | 0,91 | 0,05 | 0,25 | 47,3 | 237 |

Zeile 1 Input Konzentrat bei mittlerem Kupfergehalt von 27,5 % und Output $H_2SO_4$ (Aurubis 2017d, S. 50/51),
Zeile 1 Hg Mittel in $H_2SO_4$: „Typischer Gehalt“ in Premiumqualität (A) und Standardqualität (B) (Aurubis 2018).

### 2.13.7 Gesamtbetrachtung

Abbildung 33 zeigt die ermittelten Quecksilbereinträge und Austräge für die Kupferherstellung.

Der bedeutendste Quecksilberinput über Rohstoffe in die Primärerzverhüttung konnte mangels repräsentativer Erzanalysen nur über Literaturdaten der Hg-Gehalte in Kupfererzen und die aktuelle Erzimportmenge ermittelt werden. In Kupferschrotten lässt sich ein repräsentativer Quecksilbergehalt aufgrund der geringen Laborprobemengen schwer bestimmen. Quecksilbereinträge über Zuschlagstoffe und Brennstoffe wurden anhand der Annahme einer Bandbreite von Hg-Mittelwerten für die große Primär-/Sekundärkupferhütte quantifiziert und für die Sekundärkupferhütten aufgrund der in Relation geringen Menge vernachlässigt.

Für die Quecksilberfracht, die in die Luft freigesetzt wird, wurden die PRTR-Meldungen des Jahres 2016 von zwei Standorten angesetzt, die mehr als 90 % der Gesamtproduktion von Kupfer umfassen (PRTR 2020). Die in die Meldung einbezogenen Quellen und die Anzahl der zugrunde liegenden Quecksilbermessungen sind nicht bekannt. Die größte Sekundärkupferhütte meldete mit 70 kg die 2,5-fache Emission der kombinierten Primär-/Sekundärhütte.

Der höchste Quecksilberaustrag erfolgt über die Abfallentsorgung, insbesondere über die im Schlamm der Abgasbehandlung bzw. Abwasserbehandlung der kombinierten Primär- und Sekundärhütte enthaltene Quecksilbermenge, die Untertage deponiert wird. Ein weiterer relativ hoher Austrag, der zur Verwertung in Zinkhütten gelangt, erfolgt über die Filterstaubentsorgung (ca. 600 kg/a). Die Ermittlung erfolgte auf Basis von Entsorgungsmengen des Jahres 2016; sie ist mit hohen Unsicherheiten verbunden, da zu jeder der Abfallfraktionen nur jeweils eine Quecksilberanalyse vorliegt. Im Vergleich zu den (auf Literaturwerten basierenden) Einträgen übersteigt der ermittelte Austrag den Eintrag.

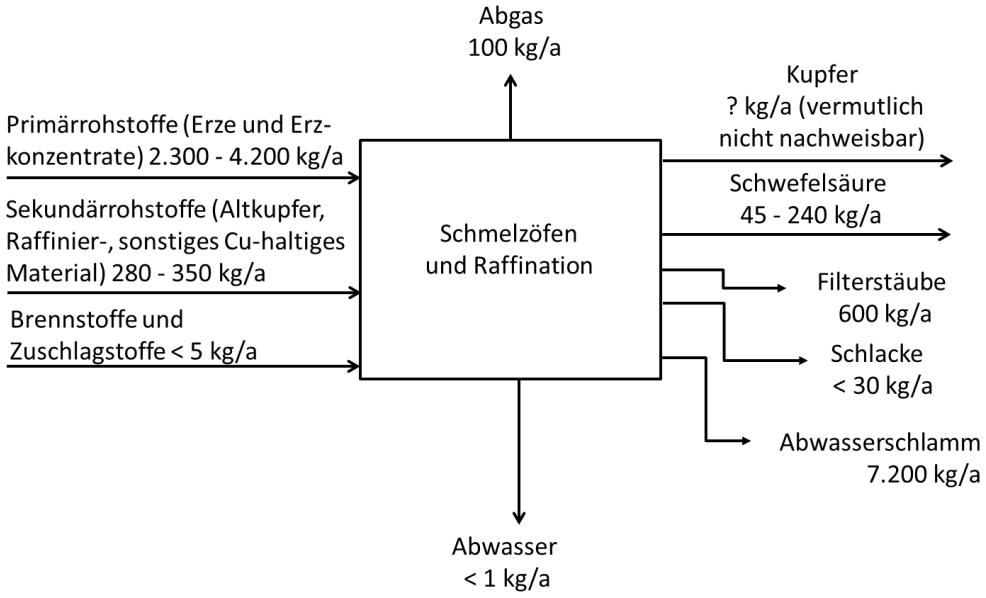
Die Quecksilberemissionen in das Gewässer wurden auf Basis von Messwerten der kombinierten Primär- und Sekundärhütte von 2016 ermittelt. Von den Sekundärkupferhütten liegen keine Abwasserdaten vor, da keine Direkteinleitung erfolgt.

In der Schwefelsäure wurde der Austrag über typische Hg-Gehalte in Schwefelsäure, die von Kunden als Mindestkriterium gefordert werden, und über die Produktionsmenge im Jahr 2016 berechnet.

Der abgeschätzte Eintrag erscheint im Vergleich zum Quecksilberaustrag um 56 % zu niedrig (maximal rund 4.550 kg/a Eintrag zu maximal rund 8.170 kg/a Austrag). Das liegt vermutlich daran, dass zum einen die Eintragsdaten der Primärrohstoffe nicht auf Deutschland-spezifischen Erzanalysen beruhen und zum anderen der Eintrag der Sekundärrohstoffe aus Austrägen zurückgerechnet werden musste. Zudem basieren die Entsorgungsmengen wie oben

beschrieben auf sehr wenigen Abfallanalysen. Es besteht sowohl auf der Eintrags- wie auch der Austragsseite erheblicher Untersuchungsbedarf, um die Bilanz zu verbessern.

**Abbildung 33: Quecksilberbilanz für die Kupferherstellung**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für das Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Kupfer.

**Tabelle 89: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Kupfer**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Wasser | 3 |
| Output Produkt Schwefelsäure | 4 |
| Output Abfälle | 4 |

## 2.14 Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz (2.1, 2.5 a) - Zink

### 2.14.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.14.1.1 Genehmigungsrahmen

Anlagen zum Verarbeiten von Zink-Nichteisenmetallen unterliegen der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definition in Nr. 2.5 des Anhang I (IED 2010). In Deutschland werden Anlagen zur Zinkgewinnung aus Erz der Nr. 3.1 (Rösten) und 3.3 der 4. BImSchV zugeordnet, Sekundärzinkanlagen der Nr. 3.3 oder Nr. 3.4.1 sowie 3.4.2 (Raffination):

- Nr. 3: Stahl, Eisen und sonstige Metalle einschließlich Verarbeitung
- Nr. 3.1: Anlagen zum Rösten (Erhitzen unter Luftzufuhr zur Überführung in Oxide), Schmelzen oder Sintern (Stückigmachen von feinkörnigen Stoffen durch Erhitzen) von Erzen;
- Nr. 3.3: Anlagen zur Herstellung von Nichteisenrohmetallen aus Erzen, Konzentraten oder sekundären Rohstoffen durch metallurgische, chemische oder elektrolytische Verfahren;
- Nr. 3.4: Anlagen zum Schmelzen, zum Legieren oder zur Raffination von Nichteisenmetallen mit einer Schmelzkapazität von
- Nr. 3.4.1: 20 Tonnen je Tag oder mehr;
- Nr. 3.4.2: 2 Tonnen bis weniger als 20 Tonnen je Tag.
  (4. BImSchV 2017)

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken der Zinkherstellung sind im EU BVT-Merkblatt für die Nichteisen-Metallindustrie beschrieben, das im Juli 2017 veröffentlicht wurde (BREF NFM 2017).

BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) wurden für die Nichteisen-Metallindustrie erarbeitet und am 30. Juni 2016 veröffentlicht (BATC NFM 2017).

#### 2.14.1.2 Anlagentechnik

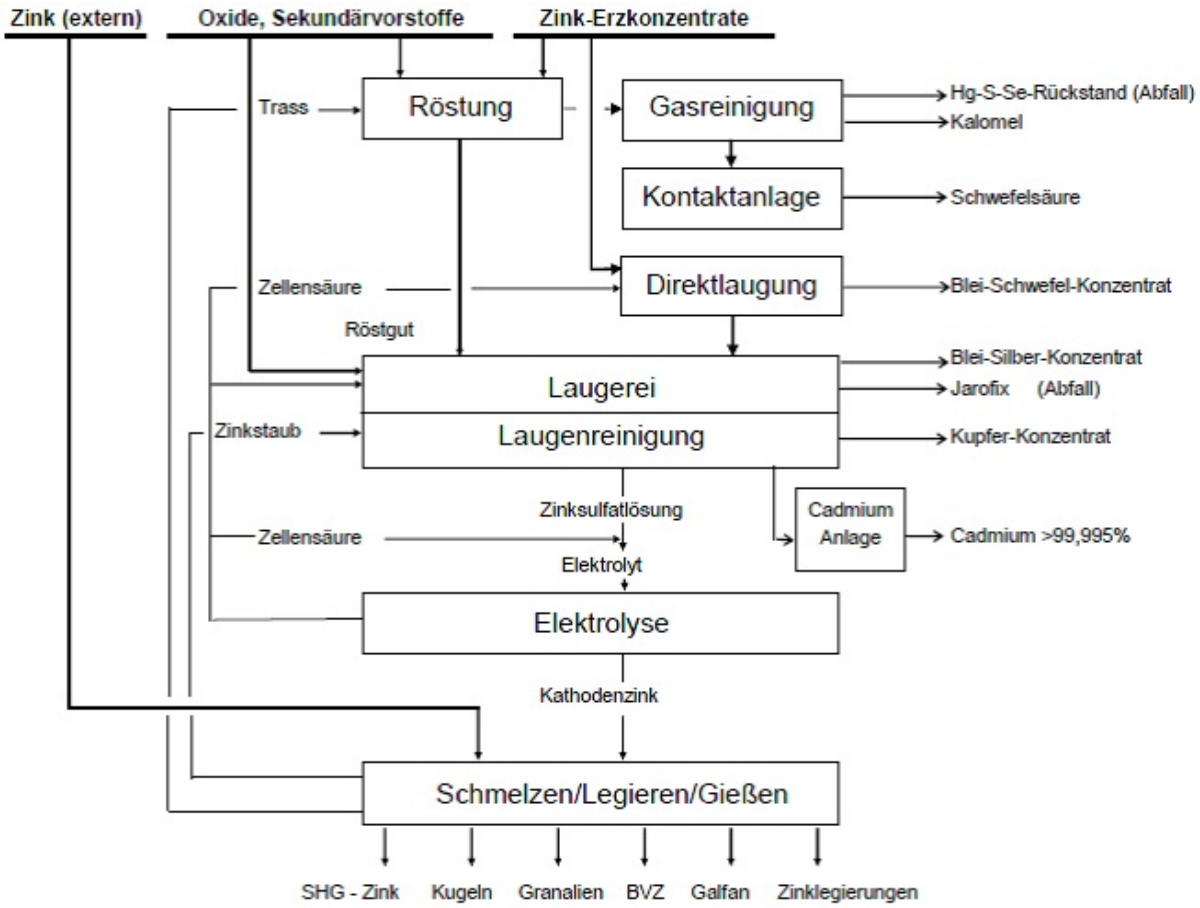
Zink wird in Deutschland in Primär- und Sekundäranlagen gewonnen.

Die Primärzinkgewinnung erfolgt in Deutschland durch Zinkerzröstung, Laugung und Elektrolyse, siehe Abbildung 34 (Rentz 1999a, S. 25).

Die Zinkerzkonzentrate werden in einem Wirbelschichtofen bei 950 °C mit Luft zu Zinkoxid geröstet. Das schwefelhaltige Abgas wird gereinigt und zur Schwefelsäureherstellung genutzt. Das gewonnene Zinkoxid wird mit Schwefelsäure gelaugt, so dass die Zinkverbindungen als Zinksulfat gelöst werden. Es folgt eine Feststoffabtrennung und Reinigung (durch Zementation d.h. durch die elektrochemische Abscheidung mit Zinkstaub, und Filtration). Die anschließende Heißlaugung („Jarositverfahren“) erzeugt Jarosit (Natrium-Eisensulfat-Verbindung) sowie weitere schwerlösliche, blei- und silberhaltige Rückstände, die als Vorstoffe in anderen Nichteisenmetallhütten eingesetzt werden. (Zinkhütte 2019)

Um zu reinem Zinkmetall zu gelangen, erfolgt die Weiterverarbeitung der gereinigten Zinksulfatlösung in Elektrolysezellen. Das erzeugte Kathodenzink wird anschließend eingeschmolzen, falls notwendig legiert und zu Zinkprodukten verschiedener Formen und Qualitäten vergossen. (Rentz 1999a, S. 26; Rentz 1999b, S. 99)

**Abbildung 34: Primärzinkherstellung durch Rösten, Laugung, Elektrolyse, Schmelze**




Quelle: (Zinkhütte 2019)

Die Sekundärzinkherstellung erfolgt überwiegend in Wälzöfen. Sie verarbeiten einen Großteil der in Deutschland angefallenen Stäube aus der Stahlerzeugung. Die Stäube werden mit Schlackebildnern und Koks als Reduzierungsmittel pelletiert und in ein Drehrohr aufgegeben. Im Drehrohr verbleibt das Material etwa 4 bis 6 Stunden und wird auf 1.200° - 1.400°C erhitzt. In der reduzierenden Atmosphäre verdampft das Zink zusammen mit anderen flüchtigen Inhaltsstoffen und gelangt in eine Gasreinigungsstufe. Sie besteht aus einer Staubabsetzkammer, einer Kühlung und anschließenden Staubfilterung zur Produktgewinnung. Vor einer zweiten Staubabscheidung (i.d.R. Gewebefilter) werden Sorbentien zugegeben (v.a. Kalk mit Aktivkohle), um Dioxinemissionen zu mindern. Bei erhöhten VOC-Gehalten befindet sich nach dem Filter eine Nachbrennkammer. Als Produkt wird sogenanntes „Wälzoxid“ erzeugt, das 50 - 60 % Zinkanteil und 7 - 13 % Blei enthält. (BREF NFM 2017)

Des Weiteren erfolgt die Sekundärzinkherstellung in mehreren Anlagen durch das Einschmelzen von Zinkschrott.

#### 2.14.1.3 Einsatzstoffe

Primäre Rohstoffe der Zinkherstellung sind vorrangig Konzentrate sulfidischer Erze (Zinkblende) (Rentz 1999b S. 99). Im Jahr 2016 wurden in Deutschland 318.034,5 Mg Zinkerze und Zinkkonzentrate importiert und 53.856,3 Mg exportiert (Warenverzeichnisnummer WA26080000) (Destatis 2017d). Hauptlieferländer waren Australien (32 %), Schweden und USA (je 17 %) sowie Burkina Faso (8 %). Im Jahr 2016 erfolgten zusätzlich Importe weiterer

Vorstoffe wie 9.300 Mg Hartzink, Oxid und Peroxid, 71.300 Mg Legierungen und rund 46.600 Mg Sekundärmaterial. (BGR 2017, S. 47)

Die einzige Primärzinkhütte (in Nordenham) hat im Jahr 2016 Vorstoffe in Höhe von 302.050 Mg eingesetzt, die einen mittleren Zinkgehalt von etwa 50 % aufwiesen (Zinkhütte 2017). In der Anlage werden hauptsächlich Konzentrate verarbeitet. In geringem Maße kommen auch gelaugte Wälzoxide und Filterstäube zum Einsatz (Rentz 1999a, S. 26; Zinkhütte 2019). Da der Anteil direkt gelaugter Vorstoffe unbekannt ist, wird im Folgenden vereinfacht angenommen, dass der gesamte Input geröstet wird.

Bei den Sekundärzinkhütten wird zum einen Zinkschrott eingeschmolzen (Datteln, Dinslaken Duisburg, Frankenberg, Velden). Zum anderen werden zinkhaltige Staubabfälle zu Zink und Zinkoxid verarbeitet (Wälzöfen in Duisburg, Freiberg, Goslar-Oker, Harlingerode und Hochofen des DK-Prozesses in Duisburg). Zinkhaltiges Oxid, das in einer Sekundärkupferhütte entsteht (KRS-Prozess), wird zu Zinksulfat weiterverarbeitet (Duisburg). (BGR 2017, S. 47).

Zinkhaltige Filterstaubabfälle stammen überwiegend aus der Stahlerzeugung im Elektrolichtbogenofen (vgl. Kapitel 2.17.5) sowie aus diversen weiteren Prozessen.

Als Zuschlagstoffe werden in den Wälzöfen insbesondere Koks und Sand eingesetzt. In Tabelle 90 werden Einsatz- und Austragsstoffe ins Verhältnis zu Wälzoxid gesetzt, um Input- und Outputmengen der Sekundärzinkherstellung im Jahr 2016 abzuschätzen. Dies erfolgt anhand des Wälzoxid-Austrags im Jahr 2016 anteilig entsprechend der Literaturdaten zum Wälzoxid-Austrag in 1998 (Rentz 1999a, S. 103). Der Anteil an direkt eingeschmolzenem Zinkschrott wird dabei vernachlässigt.

**Tabelle 90: Einsatz- und Austragsstoffe der Sekundärzinkherstellung bezogen auf den Austrag des Produktes Wälzoxid**

| Nr. | Bezug | Austrag Wälzoxid | Einsatz Zinkstäube | Einsatz Sand | Einsatz Koks | Austrag Schlacke |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Daten 1998 [Mg] | 22.000 | 60.000 | 14.000 | 22.000 | 45.000 |
| 2 | Anteile zu Wälzoxid | 100 % | 273 % | 64 % | 100 % | 205 % |
| 3 | Daten 2016 [Mg] | 61.100 | 166.600 | 38.900 | 61.100 | 124.900 |

Zeile 1: (Rentz 1999a, S. 103); Zeile 2: berechnet aus Zeile 1, Zeile 3 Austrag Wälzoxid in 2016: berechnet mit 55 % Zinkanteil in Wälzoxid und 20 % Sekundäranteil Wälzoxid an gesamter Zinkproduktion auf Basis von (BGR 2017, S. 47);
Zeile 3: Einsatzmenge Zinkstäube, Sand, Koks, Schlacke in 2016 berechnet entsprechend Anteilen in 1998 (gerundet)

Tabelle 91 zeigt die Einsatzstoffe und Produkte der Primär- und Sekundärzinkhütten in Deutschland.

**Tabelle 91: Rohstoffe und Produkte der Zinkhütten in Deutschland in 2016**

| Nr. | Input Bezeichnung | Input Rohstoff [Mg/a] | Anteil Zink im Rohstoff | Output Zink [Mg/a] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Erze und Konzentrate | 302.050 | 51 % | 154.864 |
| 2 | Zinkstäube u. a. Sekundärmaterial | 166.600 | 8 % | 13.136 |
| **3** | **Summe** | | | **168.000** |

Quellen: Zeile 1: (Zinkhütte 2017, S. 2); Zeile 3: (BGR 2017, S. 47).
Zeile 2 Zinkstäube Input: berechnet aus Tabelle 91 auf Basis von (Rentz 1999a, S. 103)
Zeile 2 Zinkstäube Output: berechnet aus Zeile 1 und Zeile 3

#### 2.14.1.4 Energieträger

In der Primärzinkröstung wird der Schwefelgehalt der Erze als Brennstoff genutzt. Zusätzlich wurden im Jahr 2016 in der Primärzinkhütte 69.930 GJ Erdgas verbraucht. (Zinkhütte 2017, S. 2)

### 2.14.2 Anlagenbestand und Produktion

Im Jahr 2016 produzierte in Deutschland eine Primärzinkanlage (Nordenham). Weiterhin gab es fünf Sekundärzink-Anlagen mit Wälzprozess (2 x Duisburg, 1 x Goslar, 2x Freiberg) und fünf Sekundärzink-Schmelzen (Datteln, Dinslaken, Duisburg, Frankenberg, Velden).

Im Jahr 2016 erzeugte die Primärhütte 154.864 Mg Zink und Zinklegierungen (Zinkhütte 2017).

Beim Statistischen Bundesamt war für das Jahr 2016 insgesamt eine Produktion von 190.682 Mg Zink und Zinklegierungen gemeldet (Meldenummer GP 2443 12 500), weiterhin die Produktion von 90.311 Mg Zinkstaub, Zinkpulver und Flitter (GP 2443 22 000) sowie 69.970 Mg Zinkoxid (GP 2012 11 300) (Destatis 2017d). Da die erzeugten Produkte einer Anlage zum Teil in einer anderen weiterverarbeitet werden (z. B. Wälzoxid aus Wälzöfen in der Primärzinkindustrie), ist die Gesamtproduktionsmenge schwierig zu definieren.

Die BGR nennt für die Hüttenzink-Produktion im Jahr 2016 in Deutschland 168.000 Mg und gibt an, dass die Produktion zu 20 % aus sekundären Vorstoffen stammte (BGR 2016, S. 47). Demnach wurde 2016 etwa 33.600 Mg Zink aus sekundären Vorstoffen hergestellt.

### 2.14.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in der Primärzinkhütte vorwiegend durch primäre Rohstoffe (sulfidische Erze bzw. Konzentrate) in den Prozess eingetragen.

Weiteres Quecksilber enthalten die sekundären Rohstoffe (v. a. Stäube aus Elektrolichtbogen-öfen, Zinkschrotte), Brennstoffe (v. a. Koks der Wälzofen) und Zuschlagstoffe (z. B. Sand im Wälzofen).

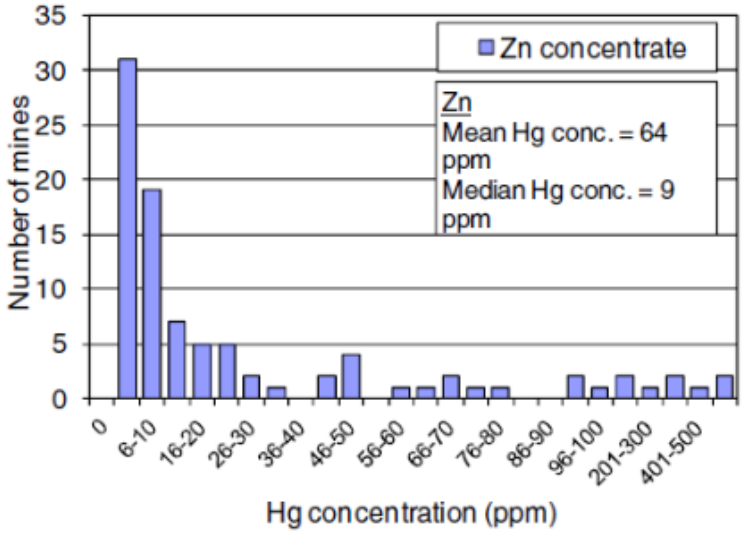
#### 2.14.3.1 Rohstoffe

**Primärrohstoffe**

Die Quecksilbergehalte in Zinkerzen der weltweiten Lagerstätten unterscheiden sich sehr stark.

Hylander und Herbert (Universität Uppsala) nennen Zinkkonzentrat-Analysen der Brook Hunt and Associates Ltd. von 93 Minen. Deren mittlerer Quecksilbergehalt beträgt 64 mg/kg, der Median liegt bei 9 mg/kg (Hylander/Herbert 2008).

**Abbildung 35: Streuung der Quecksilbergehalte in Zinkkonzentraten (2008)**




Quelle: (Hylander/Herbert 2008, S. 8)

Eine Untersuchung der Tsinghua-Universität in Peking hat Quecksilberanalysen von 351 nationalen und importierten Zinkkonzentraten aus 118 Minen ausgewertet und zusätzlich 39 eigene Untersuchungen von Zinkkonzentraten durchgeführt (mindestens Dreifachbestimmung jedes Erzes, um Messunsicherheiten kleiner 5 % zu erreichen). Die Quecksilberkonzentrationen lagen zwischen 0,2 - 900 mg/kg. Der Großteil der Konzentrate wies Quecksilberkonzentrationen zwischen 1,5 - 70 mg/kg auf. Mengengewichtete Mittelwerte der eingesetzten Zinkkonzentrate lagen im Jahr 2005 bei 47,02 mg/kg und im Jahr 2010 bei 40,27 mg/kg. (Wu et al. 2012, S. 11154/11155)

Auf Basis der beiden Studien wird für den Quecksilbereintrag über Zinkerze für das Mittel A der Median der Studie von (Hylander/Herbert 2008) verwendet, für das Mittel B der gewichtete Mittelwert der Studie von (Wu et al. 2012), somit 9 - 40 mg/kg.

Die Primärzinkhütte in Deutschland teilte mit, dass in den Zinkkonzentraten ebenfalls Quecksilberkonzentrationen in der Größenordnung von 9 - 40 mg/kg typisch sind. Als Maximum wurde 650 mg/kg gemeldet. Neben Erzen setzt die Primärzinkhütte auch bis zu 10 % Sekundärrohstoffe ein, „die nahezu Hg-frei sind“. [Nordenhamer Zinkhütte 2019] Angaben über den Zeitraum und die Anzahl der Analysen sowie Mittelwert und Median liegen nicht vor.

**Sekundärrohstoffe**

Für Sekundärzink-Rohstoffe liegen Messwerte für Stäube aus Elektrolichtbogenöfen vor. Die Quecksilberkonzentrationen hängen wesentlich vom Quecksilbereintrag in den Eisenschrott ab, der für die Stahlproduktion verwendet wurde. In Kapitel 2.17 (Elektrolichtbogenöfen) wurden Mittelwerte von 2,34 mg/kg ermittelt.

In Elektrolichtofen-Stahlwerken, die Aktivkohle als Sorbens im Abgas der zugeben, ist der Quecksilbergehalt der zinkhaltigen Stäube deutlich höher (20 mg/kg).

Unter Berücksichtigung des einen Stahlwerks in Deutschland, das Aktivkohle zudosiert, wurden rund 700 kg/a Quecksilbergehalt der Filterstäube aus Sekundärstahlwerken ermittelt (vgl. Tabelle 124, S. 243), die in Sekundärzinkhütten als Rohstoff eingetragen werden.

**Quecksilbereintrag über Rohstoffe in der Primär- und Sekundärzinkherstellung**

Tabelle 92 fasst den Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die primären und sekundären Zinkhütten in Deutschland zusammen. Über Quecksilbergehalte von Zinkschrotten, die sowohl in der Primär- als auch in der Sekundärzinkerzeugung eingesetzt werden, liegen keine Daten vor.

**Tabelle 92: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die Zinkhütten in Deutschland**

| Nr. | Input Bezeichnung | Input Rohstoff [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Erze und Konzentrate * | 302.100 | 9,00 | 40,37 | 2.718 | 12.164 |
| 2 | Zinkstäube | 138.300 | 4,21 | 4,21 | 701 | 701 |
| 3 | Zinkschrotte | k. A. | - | - | - | - |
| **4** | **Summe** | **604.150** | | | **3.419** | **12.865** |

* Unter der vereinfachten Annahme, dass Erze und Konzentrate vollständig geröstet werden (ein Teil wird gelaugt)
Zeile 1 Hg Mittel A: Median Zinkkonzentrate der Brook Hunt and Associates Ltd. aus 93 Minen (Hylander/Herbert, S. 8)
Zeile 1 Hg Mittel B: Mittelwert 351 Zinkkonzentrate aus 118 Minen im Jahr 2010 (Wu et al. 2012, S. 11155)
Zeile 2 Hg Mittel A/B: Rückrechnung aus Hg-Input A/B und Input Rohstoff;
Hg-Input A/B: siehe Kapitel Elektrostahlerzeugung Tabelle 124

Für den Gesamteintrag von Quecksilber über Rohstoffe in der Primär- und Sekundärzinkindustrie ergibt sich eine Fracht von 3.414 - 12.895 kg/a.

### 2.14.3.2 Zuschlagstoffe

In Wälzöfen kommt vor allem Sand als Zuschlagstoff zum Einsatz, dessen Median und Mittelwert des Quecksilbergehaltes bei 0,006 und 0,034 mg/kg liegt (Harraß et al. 2018) (vgl. Kapitel 2.21.1 zur Glasindustrie). In Tabelle 93 wurde der Sandeinsatz in Sekundärzinkhütten mit 32.200 Mg/a berechnet. Tabelle 93 zeigt, dass sich daraus ein Quecksilbereintrag durch Sand von 0,23 - 1,32 kg/a ergibt.

**Tabelle 93: Quecksilbereintrag über Zuschlagstoff Sand in der Sekundärzinkerzeugung (2016)**

| Nr. | Input Sand [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 32.200 | 0,006 | 0,034 | 0,23 | 1,32 |

Input Sand gemäß Tabelle 90 auf Basis (Rentz 1999a, S. 103);
Hg Mittel A/B: Median und Mittelwert nach (Harraß et al. 2018)

**Energieträger**

In der Primärhütte kam 69.930 GJ Erdgas im Jahr 2016 zum Einsatz (Zinkhütte 2017, S. 2). Für Sekundärhütten wurde in Tabelle 90 ein Einsatz von 61.100 Mg Koks für 2016 berechnet.

Für Koks wird eine mittlere Quecksilberkonzentration von 0,011 - 0,059 mg/kg angesetzt (Fukuda et al. 2011; Földi 2016, S. 32).

Tabelle 94 zeigt, dass der Quecksilbereintrag in der Primärzinkindustrie, der über den Brennstoff Erdgas erfolgt, vernachlässigt werden kann, da er sich im Grammbereich bewegt. Der Brennstoff Koks trägt in die Wälzöfen eine Quecksilberfracht von etwa 3 kg ein.

Tabelle 91 zeigt den Quecksilbereintrag durch Energieträger in der Zinkindustrie. Der Eintrag über den Brennstoff Erdgas kann vernachlässigt werden, da er sich im Grammbereich bewegt. Der Brennstoff Koks trägt in die Wälzöfen eine Quecksilberfracht zwischen 0,67 - 3,6 kg ein.

**Tabelle 94: Quecksilbereintrag über Energieträger in die Zinkerzeugung (2016)**

| Nr. | Prozess | Brenn-stoff | Input Brennstoff [GJ/a] | Heizwert [MJ/kg] | Input Brennstoff [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Primär-hütte | Erdgas | 69.930 | 35 | 1.998 | 0,001 | 0,001 | 0,002 | 0,002 |
| 2 | Wälz-ofen | Koks | - | - | 61.100 | 0,011 | 0,059 | 0,67 | 3,60 |
| **3** | **Summe** | | | | | | | **0,67** | **3,60** |

Zeile 1 Input Erdgas (Zinkhütte 2017, S. 2), Hg Mittel A/B (BVEG 2017; Lubenau 2015; BVEG 2017);
Zeile 2 Input Koks siehe Tabelle 90; Hg-Mittel A: (Fukuda et al. 2011), Hg-Mittel B: (Földi 2016)

### Rechenwerte Quecksilbereintrag

Die Abschätzung der jeweiligen Quecksilbereinträge in Primär- und Sekundärzinkhütten in Deutschland ist in Tabelle 95 und Tabelle 96 zusammengefasst. Aus den Annahmen ergibt sich für das Jahr 2016 ein Quecksilbereintrag in Primärzinkhütten von 2.718 - 12.164 kg und ein Quecksilbereintrag in Sekundärzinkhütten zwischen 621 - 625 kg/a.

**Tabelle 95: Quecksilbereintrag über Roh-, Brenn- und Zuschlagstoffe in Primärzinkhütten auf Basis einer Zinkproduktion von 154.864 Mg (2016)**

| Nr. | Input Bezeichnung | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|
| 1 | Erze und Konzentrate * | 2.718 | 12.164 |
| 2 | Erdgas | 0,002 | 0,002 |
| **3** | **Summe** | **2.718** | **12.164** |

* Vereinfachte Betrachtung von 100 % Röstung
(ein geringer Teil wird nicht geröstet, sondern gelaugt)

**Tabelle 96: Quecksilbereintrag über Roh-, Brenn- und Zuschlagstoffe in Sekundärzinkhütten (2016)**

| Nr. | Input Bezeichnung | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|
| 1 | Zinkstäube | 620 | 620 |
| 2 | Sand | 0,23 | 1,32 |
| 3 | Koks | 0,67 | 3,60 |
| **4** | **Summe** | **621** | **625** |

### 2.14.4 Verhalten von Quecksilber in der Zinkherstellung

Quecksilbereinträge in der Zinkherstellung gelangen bei Ofentemperaturen von rund 950 °C vorwiegend als elementares Quecksilber in das Abgas. Quecksilber-Speziesuntersuchungen im Output von Zinkhütten sind nicht bekannt.

Ob im Zink, das zur Laugung und Elektrolyse gelangt, Quecksilber enthalten ist und entsprechend Quecksilberemissionen auftreten, wurde nicht untersucht.

Beim Eintrag von Halogenen (z. B. über Kohle und Koks) kann in Röst- und Wälzöfen oxidiertes Quecksilber entstehen, das im Vergleich zu elementarem Quecksilber besser am Staub haftet und in Wasser löslicher ist. Quecksilber-Speziesuntersuchungen aus Zinkhütten sind nicht bekannt.

Im Abgas des Röstofens liegen hohe Konzentrationen von Schwefeldioxid und Quecksilber vor. Dadurch kann wirtschaftlich in einer separaten Anlage Schwefelsäure hergestellt werden. Damit die Säure Vermarktungsqualität erreicht, d. h. Quecksilberkonzentrationen unter 0,1 mg/kg (UNEP 2017), erfolgt vor der Schwefelsäureanlage eine mehrstufige Abgasreinigung. In der Reinigungsstufe wird Quecksilber ggf. im Staubfiltern etwas reduziert (Co-Benefit) und anschließend in Anlagen zur spezifischen Quecksilberabscheidung wesentlich gemindert. Nicht abgetrenntes Quecksilber verbleibt zu geringen Teilen im schwefelhaltigen Abgas und gelangt in die Schwefelsäure; ein kleiner Teil wird über das Abgas ausgetragen. Bei der Behandlung von Abwasser der Abgasreinigung gelangt Quecksilber in den Schlamm; ein Restanteil wird mit dem Abwasser in Gewässer abgeleitet.

Im Abgas von Sekundärzinkanlagen ist ebenfalls vorrangig elementares Quecksilber zu erwarten, da in Wälzöfen Temperaturen von 1.200 - 1.400 °C herrschen. Beim Vorliegen von Halogen (z. B. aus dem Koks) können sich Quecksilberoxide bilden, die leichter als elementares Quecksilber an Staub anhaften. Wenn Staubemissionen nach dem Ofen unverbrannte organische Partikel enthalten (z. B. aus unvollständig verbranntem Koks), kann Quecksilber daran adsorptiv gebunden werden

In nachfolgenden Staubreinigungsschritten wird ein Teil des Quecksilbers im Co-Benefit mit dem Filterstaub und an zugegebenen Sorbentien abgeschieden. Nicht mit dem Filterstaub abgeschiedenes Quecksilber wird mit dem Abgas ausgetragen.

In der Laugung und Elektrolyse verbliebene Quecksilbermengen können in das Abwasser gelangen.

### 2.14.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.14.5.1 Co-Benefit Abluftreinigung

In der Zinkindustrie in Deutschland werden trockene und nasse Abgasreinigungsverfahren eingesetzt. Quecksilber kann in der mehrstufigen Abgasreinigung zunächst an Staub gebunden werden. In der nassen Abgasreinigung wird Quecksilber mit dem Waschwasser in die Abwasserreinigung überführt.

Bei der Sekundärzinkproduktion erfolgt die Abgasreinigung teilweise durch eine Flugstromadsorption in Verbindung mit einem Gewebefilter, um Schwefeldioxidemissionen zu mindern. Der abgeschiedene Staub wird entsorgt, so dass daran adsorbiertes Quecksilber aus dem Prozess ausgeschleust wird.

#### 2.14.5.2 Spezifische Abluft-Quecksilberminderungstechniken

In der Primärhütte werden folgende spezifische Quecksilberminderungstechniken eingesetzt:

- 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 ($Hg_0 + HgCl_2 \rightarrow Hg_2Cl_2$). Aus dem Wäscher wird Kalomel abgelassen und zur Hälfte mit Chlor behandelt, so dass es zu Quecksilberchlorid reoxidiert und wieder im Wäscher eingesetzt werden kann ($Hg_2Cl_2 + Cl_2 \rightarrow 2\ HgCl_2$). Die andere Hälfte des Kalomels wird entsorgt. (Sulphuric Acid 2010).

- 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 ($Se + Hg_0 \rightarrow HgSe$).

In einer Sekundärhütte wird als spezifische luftseitige Quecksilberminderungstechnik eingesetzt:

- Aktivkohlezusatz in kalkbasierten Sorptionsmitteln, die nachfolgend im Gewebefilter abgeschieden werden. Ausschleusung von Quecksilber u. a. Schadstoffen in Untertage-Deponien.

#### 2.14.5.3 Co-Benefit Abwasserreinigung

In der Primärhütte wird folgender Co-Benefit in der Abwasserreinigung erreicht:

- Bei der schwermetall-spezifischen Fällung, Flockung und Sedimentation zur Minderung von u. a. Arsen, Cadmium, Thallium wird gelöstes und partikuläres Quecksilber partiell reduziert.

#### 2.14.5.4 Spezifische Abwasser-Quecksilberminderungstechniken

In der Primärzinkhütte werden spezifische wasserseitige Quecksilberminderungstechnik eingesetzt:

- Fällung mit Alkalisufiden, so dass Quecksilber weitgehend als Quecksilbersulfid (HgS) ausfällt.

- Nachgeschalteter Aufstromfilter als dritte Abwasserbehandlungsstufe, der neben Quecksilbersulfid auch kolloidal gelöstes Quecksilber abtrennt. (Nordenhamer Zinkhütte 2019)

### 2.14.6 Quecksilberaustrag

Tabelle 97 zeigt eine Übersicht möglicher Quecksilberausträge der Zinkherstellung.

**Tabelle 97: Quecksilberausträge der Zinkherstellung**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Hauptschornstein (Ofenabgase) | Primärhütte: Hg-spezifische Abgasreinigungsstufe vor der Schwefelsäuregewinnungsanlage. |
| | | Sekundärprozess: Trockene Abgasreinigung unter Zugabe von Kalksorbens mit Aktivkohleanteil. |
| | Nebenschornsteine (Hauben-/Hallenabsaugungen) | Trockene Abgasreinigung. |
| Wasser | Abwasser der Abgasreinigung | Schwermetallfällung. |
| Abfall | Ofenschlacke | Quecksilbergehalt nicht bekannt. |
| | Staub aus Gewebefilter | Primärhütte: Austrag mit Abwasserschlamm. |
| | | Sekundärhütten: An Kalk-/Aktivkohle adsorbiertes Quecksilber gelangt durch die Verwertung der zinkhaltigen Abfälle in Primärhütten. |
| | Schlämme aus der Abwasserreinigung | Zur externen Quecksilberentfrachtung mit anschließender Deponierung Untertage |
| Produkt | Zink | Verwertung in anderen Industrieprozessen. |
| | Primärprozess: Schwefelsäure | Verwertung in anderen Industrieprozessen. |

#### 2.14.6.1 Luftpfad

Quecksilberausträge der Zinkherstellung über den Luftpfad erfolgen über den Hauptschornstein (Ofenabgas, das die Schwefelsäureanlage durchlaufen hat) sowie über weitere gefasste Emissionsquellen (Haubenabsaugungen, Hallenabsaugung, Absaugung von Transportbändern).

Aufgrund der hohen Temperaturen im Röstprozess ist davon auszugehen, dass Quecksilber überwiegend elementar vorliegt (Ofenabgas, Hallenabsaugung). Aufgrund der niedrigen Eintrittstemperaturen des Abgases in die Schwefelsäureanlage (ca. 30 °C) und der geringen Quecksilbergehalte in der Schwefelsäure verbleibt im Hauptabgas nach der Schwefelsäureanlage ein relativ geringer Quecksilberanteil.

Im PRTR gibt es im Zeitraum 2007 - 2018 keine Meldungen für luftseitige Quecksilber-emissionen aus der primären oder sekundären Zinkherstellung (PRTR 2020).

Behördliche Messungen der Quecksilberemissionen erfolgen nicht. Bei drei halbstündigen Messungen im Jahr 2019 wurden in der Primärhütte Quecksilberkonzentrationen im Abgas von 3,7 µg/Nm³, 8,9 µg/Nm³ und 9,4 µg/m³ festgestellt. Der Massenstrom lag im Mittel bei 0,387 g/h. (Nordenhamer Zinkhütte 2019) Daraus ergibt sich für die Primärzinkhütte unter der Annahme eines ganzjährigen Betriebes eine luftseitige Quecksilberemission von 3,39 kg/a.

Zwei Sekundärzinkhütten mit Wälzöfen (Freiberg und Duisburg) melden in ihren Emissionserklärungen Quecksilberfrachten von 0,071 kg/a und 2,78 kg/a (jeweils gemessen) (Länder 2018).

In Summe wird die Quecksilberfracht der Primärzinkhütte auf < 5 kg/a geschätzt und die Quecksilberfracht der fünf Sekundärzinkhütten auf < 10 kg.

#### 2.14.6.2 Wasserpfad

Abwasser fällt nur in der Primärzinkhütte an. Behördliche Messungen im Jahr 2016 ergaben eine Quecksilberfracht von 0,83 kg. Drei von sechs Messungen lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze, die zweimal bei 0,5 µg/l und einmal bei 5 µg/l lag. (NLWKN 2018) Die Bestimmungsgrenze ging hälftig in die Summenwertbildung ein. Es ist zu berücksichtigen, dass ein Teil dieser Quecksilberfracht aus dem Abwasser der Abgasreinigung der benachbarten Primärbleihütte stammt.

In grober Abschätzung wird angenommen, dass etwa die Hälfte der Emissionen der Primärzinkhütte zuzurechnen ist (< 1 kg/a).

#### 2.14.6.3 Abfallpfad

In der Primärzinkhütte fällt Jarosit ($KFe_{33}+[(OH)_6|(SO_4)_2]$), sogenanntes „Gelbeisenerz“, mit 25 % Wassergehalt an (Dehoust et al. 2015, S. 103); es wird oberirdisch deponiert („Jarofix“).

Weiterhin entsteht in der Primärzinkhütte Schwefelabfall sowie Schlamm der Abwasserbehandlung. Beide Fraktionen werden oberirdisch deponiert, ebenso wie gefährliche Abfälle (nicht näher aufgeschlüsselt). Quecksilber-/selenhaltige Abfälle wurden Untertage entsorgt. Blei- und silberhaltige Abfälle aus Anodenreinigung und Anodenrecycling gelangten zur Verwertung. (Zinkhütte 2017; S. 2)

In der Primärzinkhütte fielen im Jahr 2016 die in der nachfolgenden Tabelle genannten Abfälle an.

**Tabelle 98: Abfälle der der Primärzinkerzeugung im Jahr 2016**

| Nr. | Jarosit-Abfall zur Deponie [Mg/a] | Schwefel-abfall zur Deponie [Mg/a] | Abwasser-schlamm zur Deponie [Mg/a] | Gefährliche Abfälle zur Deponie [Mg/a] | Blei-/silber-haltiger Abfall zur Verwertung [Mg/a] | Quecksilber-/selen-haltiger Abfall zur Untertage-Deponie [Mg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 145.422 | 12.702 | 1.952 | 966 | 159 | 74 |

(Zinkhütte 2017, S. 2)

Für keine der Abfallfraktionen aus der Primärzinkhütte liegen Quecksilbergehalte vor.

Tabelle 99 zeigt, dass im Jahr 2016 unter der Voraussetzung, dass es sich überwiegend um Hg-S-Se handelte, deutlich mehr quecksilberhaltiger Abfall in Relation zu Vorstoffen und zur Zinkproduktion anfiel als im Jahr 1998.

**Tabelle 99: Quecksilber-Austrag im Quecksilberabfall der Primärzinkhütte (Vergleich 1998 und 2016)**

| Nr. | Bezug | Input Vorstoff [Mg/a] | Output / Input-Verhält-nis | Output Zink [Mg/a] | Output-Hg-Abfall [Mg/a] | Hg-Anteil in Hg-Abfall-Output | Hg-Output [kg/a] | Hg-Output / Vorstoff-Output [mg/kg] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Daten 1998 | 225.000 | 0,58 | 130.000 | 14,0 | 72 - 85 % | 10.800 | 48 |
| 2 | Daten 2016 | 302.050 | 0,51 | 154.864 | 74,0 | 64,4 % | 47.700 | 158 |

Zeile 1 Input Vorstoff, Output Zink und Hg-Abfall im Jahr 1998 (Rentz et al. 1999b, S. 103)

Zeile 2 Inputdaten, Output Zink und Hg-Abfall im Jahr 2016 (Nordenhamer Zinkhütte 2019)

Während bei den Abfallmengen von 1998 angegeben ist, dass es sich um 6 Mg Kalomel (85 % Hg-Gehalt) und 8 Mg HgSe-Schlamm (72 % Hg-Gehalt) handelt, wurde angegeben, dass es sich bei „Quecksilber- und selenhaltige Abfälle“ um Hg-S-Se-Schlamm (Molanteil Quecksilber: 64,4 %) handelt (Nordenhamer Zinkhütte 2019). Damit beliefe sich der Quecksilberaustrag auf etwa 47.700 kg.

Allerdings entsprechen die Jahresmengen nicht der Jahresproduktion, da die Entsorgung unregelmäßig erfolgt. Die Mengen beliefen sich in Vorjahren auf 91 Mg (2015), 66 Mg (2014) und 55 Mg (2013), so dass der Wert von 2016 in etwa dem vierjährigen Durchschnitt (71,5 Mg) entspricht. (Nordenhamer Zinkhütte 2019) Damit liegen die berechneten Austräge in einer deutlich höheren Größenordnung als die berechneten (oberen) Eintragsmengen von Quecksilber.

Auf die Vorstoffe bezogen ergibt sich aus der Rückrechnung ein Quecksilbergehalt von 158 mg/kg (vgl. Tabelle 99, letzte Spalte). Der Wert liegt deutlich über dem mittleren Quecksilbergehalt, der in der Studie der Tsinghua-Universität für Zinkkonzentrate ermittelt wurde (ca. 40 mg/kg).

Abfallmengen und Quecksilberanalysen zum Austrag über Schlacken, Abwasserschlämme und Filterstäube liegen nicht vor. Es fallen erhebliche Mengen an (siehe Kapitel 2.14.1.2). Allein die Primärzinkproduktion hat 145.422 Mg Jarofix entsorgt (Nordenhamer Zinkhütte 2019).

#### 2.14.6.4 Produktpfad

**Zink**

Es wird vermutet, dass aufgrund der hohen Temperaturen in der Zinkröstung der Primärhütte und durch die nachfolgende Laugung und Elektrolyse im Zink nur noch geringe Quecksilbermengen enthalten sind, die vermutlich unterhalb der Nachweisgrenze liegen.

**Wälzoxid**

Zum Quecksilbergehalt in Wälzoxid aus Sekundärzinkhütten liegen keine Daten vor.

**Schwefelsäure**

Am Standort der Primärzinkhütte wird neben Zink und anderen Metallen auch in einer separaten Anlage aus dem Abgas der Primärzinkhütte Schwefelsäure erzeugt. Die Schwefelsäurekunden verlangen die Einhaltung unterschiedliche Qualitäten, nach denen die Abgasreinigung vor der Schwefelsäureanlage konzipiert und betrieben wird (zur Schwefelsäureherstellung siehe Kapitel 2.12.5).

Tabelle 100 zeigt Berechnungen für den Quecksilberaustrag über das Produkt der nachfolgenden Schwefelsäureanlage. Für den Quecksilbergehalt der Schwefelsäure wird entsprechend der typischen Spezifikation von Premium- und Standardqualität als Mittel A 0,05 mg/kg und Mittel B 0,25 mg/kg angenommen (Aurubis 2018).

Die Schwefeltrioxid-Produktionsmenge belief sich im Jahr 2016 auf 169.652 Mg (Zinkhütte 2016, S. 2); über den Molgewichtfaktor 1,225 errechnet sich eine Schwefelsäuremenge von 207.824 Mg/a.

Daraus ergibt sich ein Quecksilberaustrag über Schwefelsäure, die im Zusammenhang mit der Primärerzverhüttung hergestellt wird, von 10,4 - 52,0 kg/a.

**Tabelle 100: Quecksilberausträge der Primärzinkhütte über das Produkt Schwefelsäure**

| Nr. | Input Bezugs-menge | Output Produkt Zink [Mg/a] | Output Produkt $H_2SO_4$ * [Mg/a] | Verhältnis $H_2SO_4$ / Produkt Zink | Hg in $H_2SO_4$ Mittel A [mg/kg] | Hg in $H_2SO_4$ Mittel B [mg/kg] | Hg in $H_2SO_4$ Output A [kg/a] | Hg in $H_2SO_4$ Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Zink aus Konzentrat | 154.864 | 207.824 | 1,34 | 0,05 | 0,25 | 10,4 | 52,0 |

* Angabe bezieht sich auf SO3. Umrechnung von 169.652 $SO_3$ zu $H_2SO_4$ über Molgewicht-Faktor 1,225
Zeile 1 Output Zink und Output Schwefelsäure (Zinkhütte 2016, S. 2),
Zeile 1 Hg in $H_2SO_4$ Mittel A/B: Annahme auf Basis der Verkaufsanforderung von 0,1 mg/kg (UNEP 2017)

### 2.14.7 Gesamtbetrachtung

Abbildung 36 zeigt die ermittelten Eintrags- und Austragsmengen für die Zinkherstellung. Für die Quecksilberbilanz der Primärzinkherstellung wurde der Quecksilberinput über Rohstoffe, insbesondere Erze sowie der Quecksilberoutput über den Luftpfad, die Abfälle sowie die Schwefelsäure als Nebenprodukt ermittelt.

Für die Quecksilberfracht, die über den Hauptschornstein in die Luft freigesetzt wird, basiert die Abschätzung auf wenigen Einzelmessungen. Der Schwefelsäureaustrag wurde über typische Hg-Gehalte in der Schwefelsäure und die Produktionsmenge im Jahr 2016 berechnet. Daten zu Emissionen im Abwasser liegen nicht vor. Quecksilber im Abfall wurde anhand von Daten zu Austräger HgSe-haltiger Schlämme berechnet. Weitere Abfalldaten (insbesondere zu Schlacken und Filterstäuben) liegen nicht vor.

Der abgeschätzte Eintrag erscheint im Vergleich zum Quecksilberaustrag um 75 % zu niedrig (maximal rund 12.200 kg/a Eintrag zu maximal rund 47.755 kg/a Austrag). Das liegt möglicherweise daran, dass der Anteil an Quecksilber im quecksilber-/selenhaltigen Abfall, der zur Untertagedeponie gelangt, mit der Annahme gerechnet wurde, dass es sich überwiegend um HgS Se handelt. Zudem lagen für den Quecksilbereintrag lediglich Literaturdaten vor (deren Größenordnung in etwa vom verarbeitenden Betrieb bestätigt wurde). Sowohl auf der Eintrags- als auch der Abfallaustragsseite besteht somit erheblicher weiterer Untersuchungsbedarf, um die Bilanz zu verbessern.

**Abbildung 36: Quecksilberbilanz für die Primärzinkherstellung**

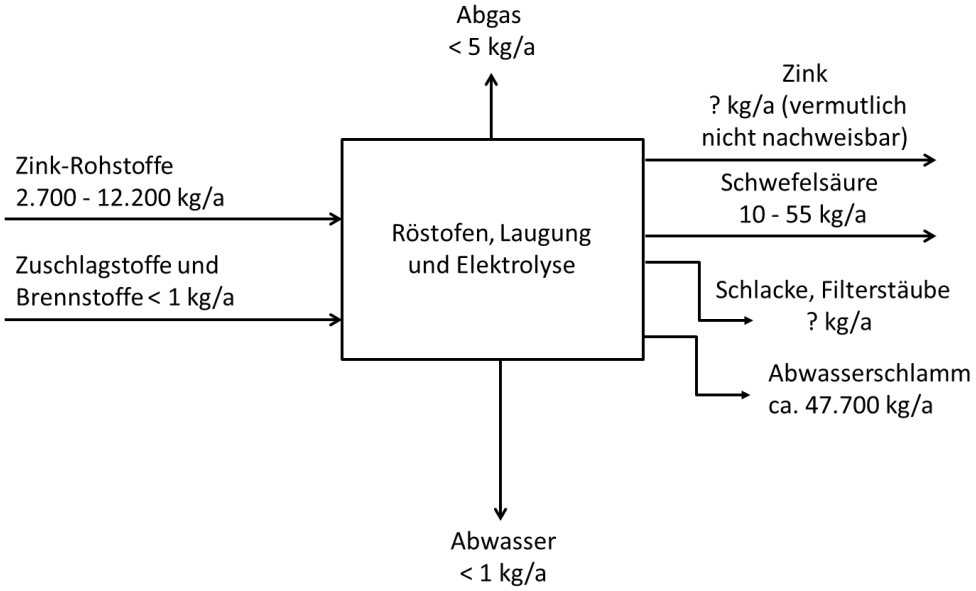
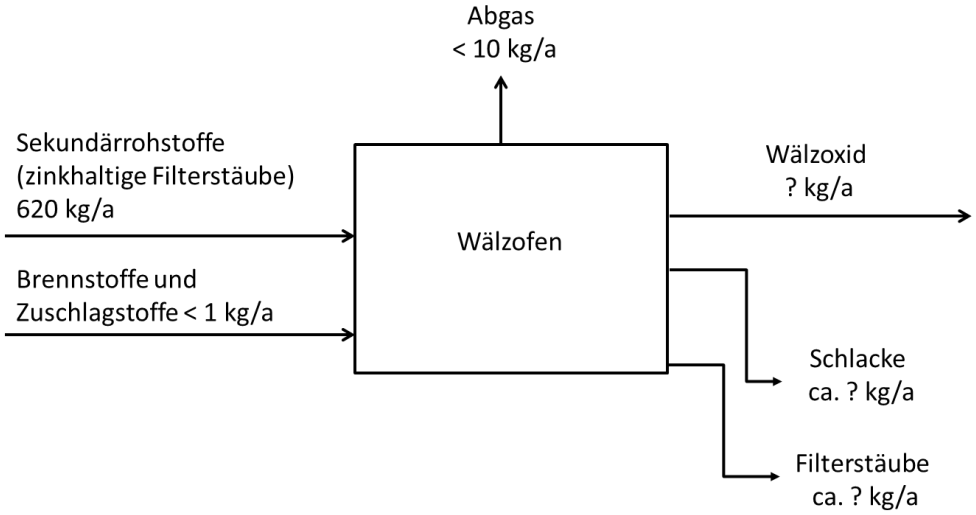



**Abbildung 37: Quecksilberbilanz für die Sekundärzinkherstellung**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für das Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Zink.

**Tabelle 101 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Rösten, Sintern und Verarbeiten von Metallerz - Zink**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Wasser | 3 |
| Output Produkt Zink | 6 |

| | Bewertung |
|---|---|
| Output Produkt Schwefelsäure | 5 |
| Output Abfälle | 4 |

## 2.15 Koks- und Eisenerzeugung (IED 1.3, 2.1, 2.2) - Kokereien, Sinteranlagen und Hochöfen

### 2.15.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.15.1.1 Genehmigungsrahmen

Kokereien, Sinteranlagen und Hochöfen befinden sich meistens in verbundenen Anlagen („integrierte Stahlwerke"). Die Anlagen unterliegen der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definitionen in Nr. 1.3, 2.1 und 2.2 des Anhang I (IED 2010). In Deutschland werden Kokereien der Nummer 1.11 (Trockendestillation), Sinteranlagen der Nr. 3.1 (Rösten/Schmelzen/Sintern) und Hochöfen sowie die Weiterverarbeitung der Nr. 3.2 (Roheisen-Herstellung/-Erschmelzen) der 4. BImSchV zugeordnet:

- Nr. 1 Wärmeerzeugung, Bergbau und Energie
- Nr. 1.11: Anlagen zur Trockendestillation (z. B. Kokereien, Gaswerke und Schwelereien), insbesondere von Steinkohle oder Braunkohle, Holz, Torf oder Pech, ausgenommen Holzkohlenmeiler;
- Nr. 3: Stahl, Eisen und sonstige Metalle einschließlich Verarbeitung
- Nr. 3.1: Anlagen zum Rösten (Erhitzen unter Luftzufuhr zur Überführung in Oxide), Schmelzen oder Sintern (Stückigmachen von feinkörnigen Stoffen durch Erhitzen) von Erzen;
- Nr. 3.2: Anlagen zur Herstellung oder zum Erschmelzen von Roheisen (4. BImSchV 2017)

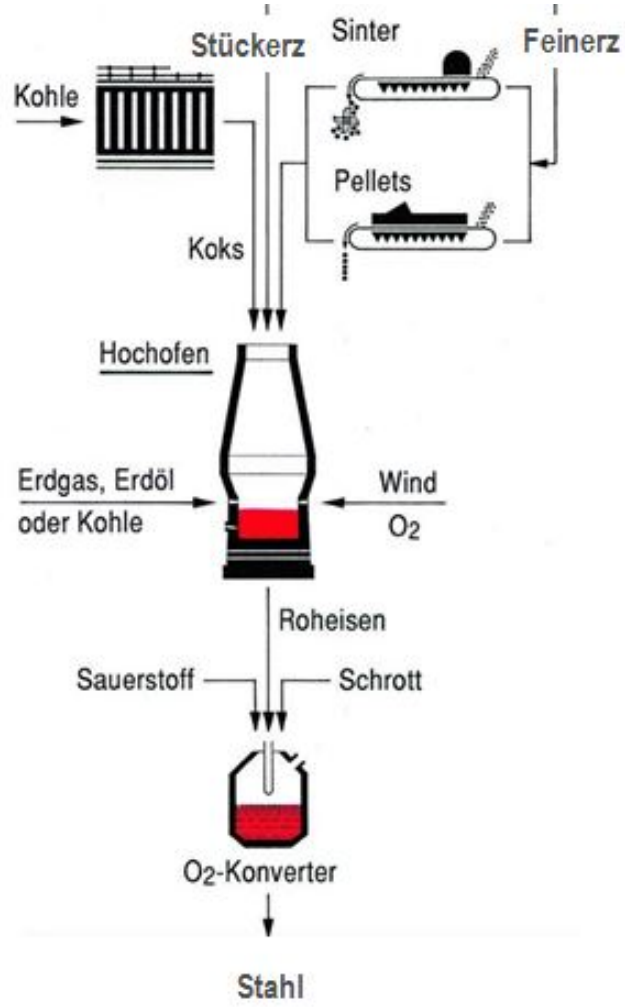
Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken der Eisen- und Stahlherstellung sind im EU BVT-Merkblatt für die Eisen- und Stahlerzeugung beschrieben, das im März 2012 veröffentlicht wurde (BREF Eisen und Stahl 2012).

BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) wurden für die Eisen- und Stahlerzeugung erarbeitet und am 28. Februar 2012 veröffentlicht (BVTS IS 2012).

#### 2.15.1.2 Anlagentechnik

Die Stahlerzeugung im integrierten Stahlwerk sowie wesentliche Einsatzstoffe zeigt Abbildung 38. Die dem Hochofen nachgeschaltete Weiterverarbeitung im Konverter wird in Kapitel 2.16 (Oxygenstahlwerke) beschrieben.

**Abbildung 38: Verfahrensfließbild eines integrierten Stahlwerks**




Quelle: (Stahl-online 2017)

**Kokerei**

Im Koksofen (Abbildung 39) wird Koks aus Steinkohle oder Braunkohle hergestellt. In integrierten Stahlwerken wird ausschließlich Steinkohlenkoks hergestellt.

Die Verkokung der Kohle erfolgt meist in Horizontalöfen mit Längen von 14 - 20 Metern und Volumina von bis zu 100 $m^3$, von denen bis zu 70 Öfen nebeneinander als Ofenbatterie betrieben werden. Die Brenngase erhitzen die Ofenwände von außen und erzeugen Temperaturen zwischen 1200 – 1400 °C. Als Brenngas wird - soweit vorhanden - Hochofengas und Konvertergas, bei einzelstehenden Kokereien (ArcelorMittal in Bottrop) das in der Anlage ausgetriebene und nachfolgend gereinigte Kokereigas verwendet. Die Aufheizung erfolgt so lange, bis die Kohle in der Mitte 1.000 - 1.100 °C erreicht hat. Je nach Kohle und deren Wassergehalt sowie Temperatur und gewünschter Produktqualität dauert der Prozess 14 - 28 Stunden (BVT Eisen und Stahl 2012, S. 208/213f).

Aufgrund des Überdrucks in den Öfen können Emissionen an den Füllöffnungen, Türen, Zuleitungen und undichten Wänden entstehen. Unmittelbar nach dem Herausdrücken des fertigen Kokses wird dessen Abbrand durch Ablöschen mit Wasser gestoppt. Die dabei entstehenden Emissionen werden gefasst und grob entstaubt.

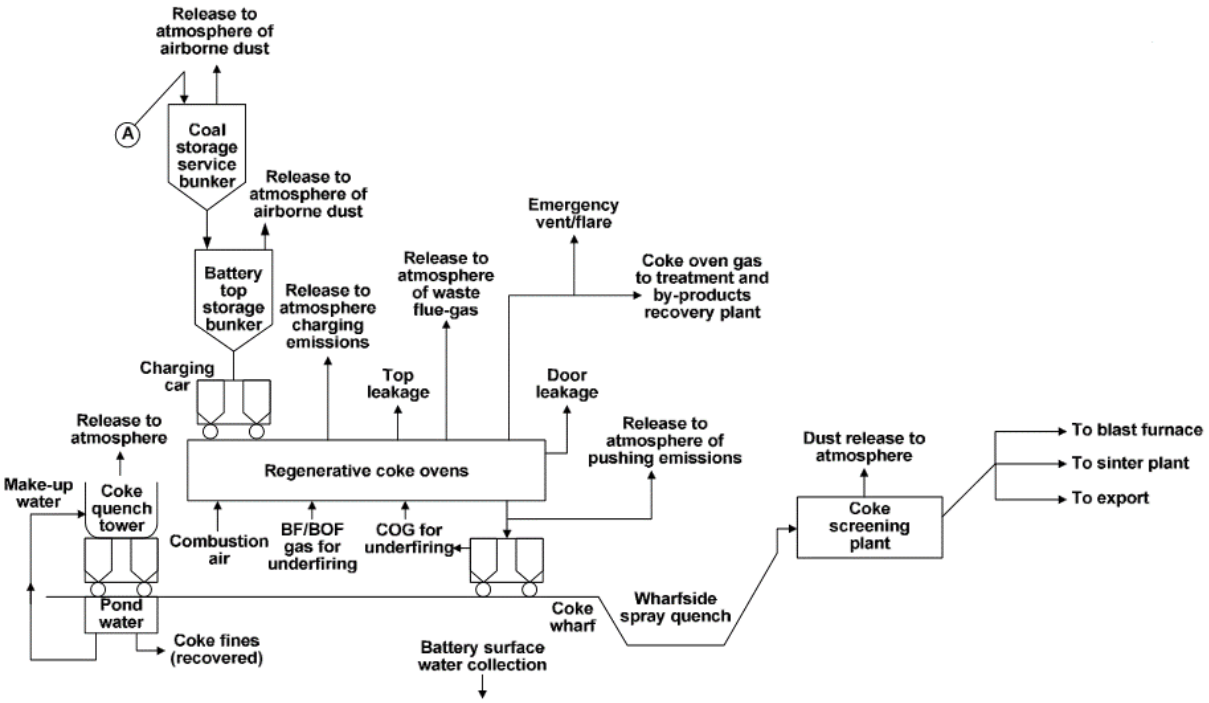
Das Kokereigas wird durch Kondensation von teerigen Produkten befreit; anschließend werden $H_2S$, $NH_3$ und Benzol in mehrstufigen Wäschern aus dem Kokereigas entfernt. Das

Wäscherabwasser wird neutralisiert und einer biologischen Abwasserreinigung zugeführt. (BVT Eisen und Stahl 2012, S. 217)

$H_2S$ wird für die Schwefelsäureproduktion weiterverarbeitet. Dies kann durch Erzeugung von flüssigem Schwefel (dem Vorprodukt der Schwefelsäureherstellung) in einer Claus-Anlage erfolgen. Alternativ wird Schwefelsäure in einer Kontaktanlage erzeugt (siehe Kapitel 2.24) oder - emissionsärmer - in einer Claus-Anlage mit Nasskatalyse (Chemanager 2012).

Es werden 700 - 800 kg Koks je Mg Kohle (trocken) produziert sowie 140 - 220 kg Kokereigas/Mg Kohle erzeugt (BVT Eisen und Stahl 2012, S. 214).

**Abbildung 39: Schema einer Kokerei**




Quelle: (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 210)

### Sinteranlage

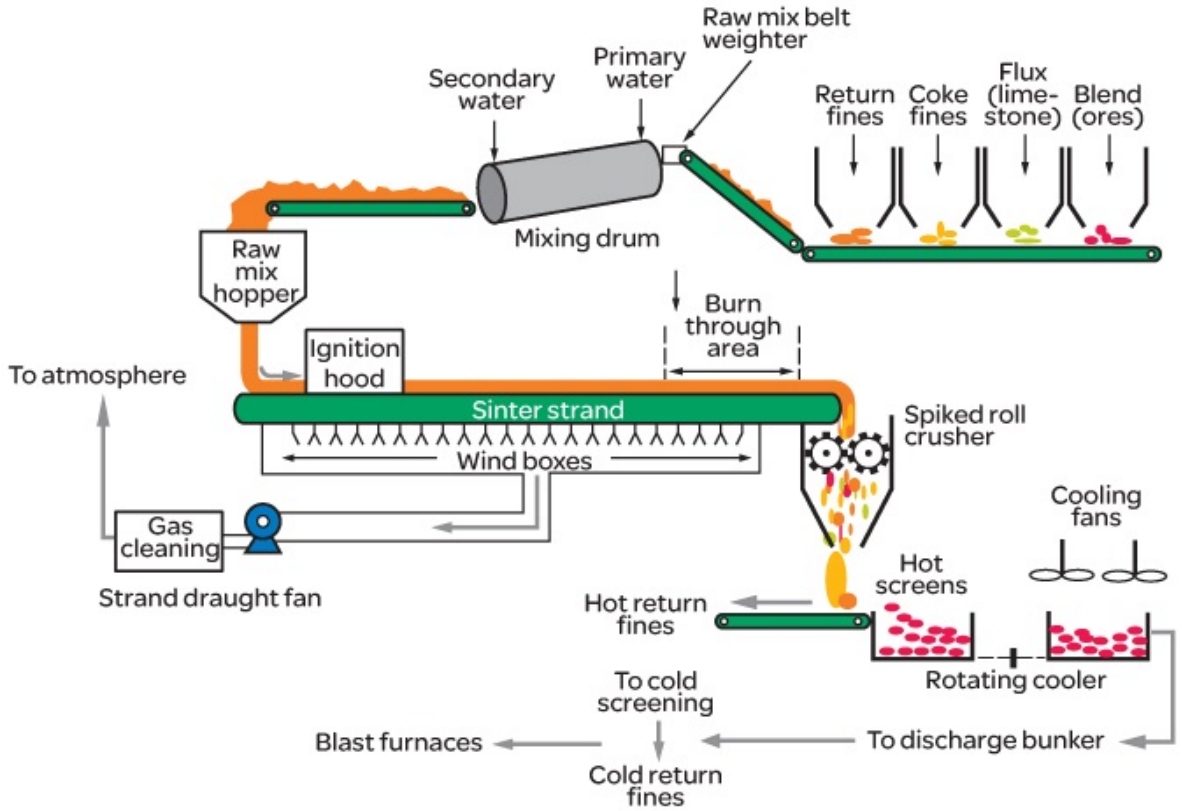
Da im Hochofen gewährleistet sein muss, dass die Gase die Schüttung durchströmen können, werden feinkörnige Erze vor der Aufgabe stückig gemacht. Hierzu dienen die Pelletierung, die in Eisenerzerzeugerländern erfolgt, sowie das Sintern an Hochofenstandorten.

Die Sinterung erfolgt auf einem umlaufenden Rost („Sinterband“), der ca. 4 m Breite und über 100 m Länge aufweisen kann (Abbildung 40). Zunächst werden die Einsatzstoffe auf ein Förderband aufgegeben und in einer Mischtrommel der Wassergehalt eingestellt. Neben Feinerz werden als Einsatzstoffe feinkörniger Koks („Koksgrus“ mit 0-10 mm Körnung), Kalkstein und „Rückgut“ verwendet, das als Siebdurchgang nach dem Sinterband verblieben ist und auf das Band zurückgeführt wird.

Es wird eine etwa 50 cm dicke Schicht auf das Sinterband aufgegeben. Der Koksgrus an der Oberfläche der Schüttung wird mit Brennern gezündet. Als Brennstoffe werden i. d. R. Kokereigas oder Erdgas eingesetzt. Die heiße Verbrennungsluft wird durch die Schüttung gesaugt, so dass die Flammenfront auf dem weiteren Weg des Sinterbands von oben nach unten wandert und das Sintern des aufgegebenen Materials bewirkt.

Am Ende des Sinterbandes wird der 800 – 1.000 °C heiße Sinter in einem Brecher zerkleinert, heiß gesiebt und mit Gebläsen auf etwa 150 °C gekühlt. Im nachfolgenden Kaltsortierungsbereich durchläuft der Sinter weitere Brechwalzen und Siebe. Die Siebdurchgänge der heißen und kalten Siebung werden als Einsatzstoff („Rückgut") auf dem Sinterband wiederverwendet (Stahl-online 2017; Eurotherm 2017).

**Abbildung 40: Schema einer Sinteranlage**




Quelle: (Eurotherm 2017)

**Hochofen**

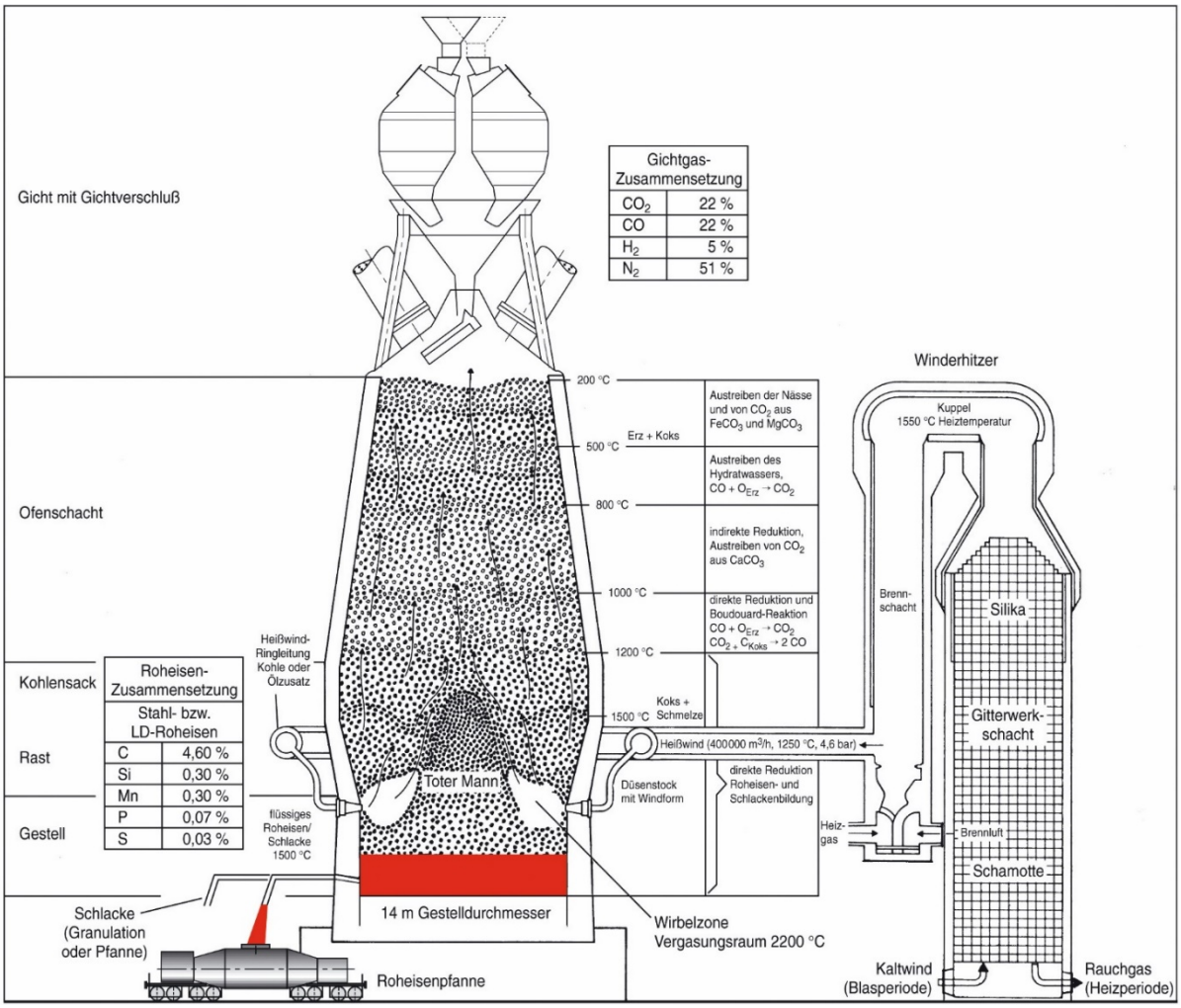
Hochöfen haben die Form eines Schachtes, in den von oben chargenweise grobkörniges Eisenerz, Koks (als Reduzierungsmittel) und Schlackebildner (Kalkstein) zugegeben werden. Ein Teil des Kokses kann durch Kohle, Öl, Gas oder aufbereitete Abfälle ersetzt werden. (Stahl-online 2017)

Beim Kontakt des Kokses mit dem von unten in den Hochofen eingeblasenen Heißwind entstehen die vorwiegend wirksamen Reduktionsgase Kohlenmonoxid und Wasserstoff, die von unten nach oben durch die absinkende Schüttung strömen. Das oben austretende Hochofengas („Gichtgas") wird gereinigt und energetisch verwertet (Heißwinderhitzung, Stromerzeugung, Koksofenunterfeuerung).

Abbildung 41 zeigt einen Querschnitt mit dem Temperaturverlauf im Hochofen: Während das Gichtgas mit etwa 200 °C aus dem Hochofen austritt, wird im unteren Bereich Heißwind mit 1.250 °C eingeblasen. Dies führt zur Vergasung des Kokses im unteren Teil des Hochofens, bei der Temperaturen bis zu 2.200 °C erzeugt werden. Die Roheisen-Schmelze und die Schlacke werden am unteren Ende des Hochofens mit rund 1.500 °C abgestochen. (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 293; Stahl-online 2017)

Hochofengas bzw. Gichtgas besteht zu etwa 20 – 28 % aus Kohlenmonoxid, zu 1 - 5 % aus Wasserstoff und aus inerten Bestandteilen (50 - 55 % $N_2$, 17 - 25 % $CO_2$, Staub) sowie Schwefel- und Cyanidverbindungen. Der Heizwert beträgt ca. 2,7 - 4,0 MJ/Nm³. Pro Mg heißes Roheisen werden ca. 1.200 - 2.000 Nm³/Mg Hochofengas erzeugt. Das Hochofengas wird vor der Nutzung gewaschen. Dabei fällt Hochofenschlamm an, der im integrierten Stahlwerk verwertet wird. (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 294)

**Abbildung 41: Schema eines Hochofens**




Quelle: (Stahl-online 2017)

### 2.15.1.3 Anlagenbestand

Im Jahr 2016 wurde Roheisen in Deutschland in integrierten Stahlwerken an sechs Standorten erzeugt (Bremen, Dillingen, 2x Duisburg, Eisenhüttenstadt, Salzgitter) (Stahl-online 2017). An allen Standorten ist mindestens eine Sinteranlage und ein Hochofen in Betrieb, in Summe elf Sinteranlagen und 18 Hochöfen. In vier integrierten Stahlwerken befinden sich auch Kokereien (Dillingen, Duisburg, Eisenhüttenstadt, Salzgitter). Eine Steinkohle-Kokerei (Bottrop) wird als nicht-integrierte Anlagen betrieben, die für ein integriertes Hüttenwerk (Bremen) produziert. (Stahl-online 2017; VDEh 2017)

Weiterhin gibt es eine Braunkohle-Kokerei (Bergheim-Niederaußem), die sich aber hinsichtlich Anlagentechnik und des um eine Größenordnung geringeren Produktionsvolumens deutlich von

den oben beschriebenen Steinkohle-Kokereien unterscheidet. Aufgrund der geringeren Relevanz wird die Anlagentechnik hier nicht beschrieben.

### 2.15.2 Quecksilbereintrag

**Kokereien**

Der Quecksilbereintrag in Kokereien erfolgt durch den Eintrag über Kohle. Für die fünf Steinkohle-Kokereien liegen Kohleeinsatzmengen und Produktionszahlen für das Jahr 2016 vor; ebenso sind für die Braunkohle-Kokerei Input- und Outputmengen veröffentlicht (Kohlenwirtschaft 2017). Die Mittelwerte der Quecksilbergehalte der Kohlen entsprechen den Werten aus Kapitel 2.5.3 (Braunkohlekraftwerke, hier aufgrund des Standortes der Kokerei: Rheinisches Revier) und Kapitel 2.6.3 (Steinkohlekraftwerke).

Auf Basis der vom Verein Statistik der Kohlenwirtschaft für das Jahr 2016 gemeldeten Kohleverbräuche und Koksmengen sowie der für die eingesetzten Kohlen angenommenen Bandbreite zum Hg-Gehalt werden in Kokereien etwa 1.390 – 2.310 Mg Quecksilber eingetragen (Tabelle 102).

**Tabelle 102: Quecksilbereinträge über Kohle in Kokereien im Jahr 2015**

| Nr. | Einsatzstoff | Koks-Output 2016 [Mio. Mg/a] | Kohle-Input 2016 [Mio. Mg/a] | Anteil TS [%] | Hg-Mittel A [mg/kg] | Hg-Mittel B [mg/kg] | Hg-Input A [Mg/a] | Hg-Input B [Mg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Steinkohle | 9,39 | 12,39 | 90 | 0,120 | 0,20 | 1.340 | 2.230 |
| 2 | Braunkohle | 0,16 | 0,51 | 47 | 0,100 | 0,15 | 50 | 80 |
| **3** | **Summe** | **9,55** | **12,8** | | | | **1.390** | **2.310** |

Input und Output Steinkohle: (Kohlenwirtschaft 2017, S. 50), Input Braunkohle: (Kohlenwirtschaft 2017, S. 54), Output Braunkohle: (Kohlenwirtschaft 2017, S. 46); Anteil Trockensubstanz und Hg-Mittelwerte siehe Kapitel 2.5.3 (Braunkohle Rheinisches Revier) und Kapitel 2.6.3 (Steinkohle)
Anmerkung: Inputwerte beziehen sich auf Originalsubstanz (feucht), Hg-Mittelwerte auf Trockensubstanz

**Sinteranlagen**

Der Quecksilbereintrag in Sinteranlagen erfolgt im Wesentlichen über Eisenerz und Koks. In geringerem Maße findet auch ein Quecksilbereintrag über die Schlackebildner statt (Kalkstein/Dolomit).

Tabelle 103 zeigt typische spezifische Einsatzmengen in Sinteranlagen. Für die Einsatzmengen an Koks und Gas wurden die Heizwertangaben [MJ/kg] in Frachten [kg/Mg] umgerechnet.

**Tabelle 103: Spezifischer Sinteranlagen-Input in Bezug auf einen Mg Sinter-Output**

| Input | Spez. Input [kg/Mg] | [%] | Spez. Input [MJ/kg] |
|---|---|---|---|
| Eisenerz | 813,1 | 55,0 | |
| Koks | 44,0 | 3,0 | 1.276,6 |
| Hochofengas, Kokereigas | 44,0 | 2,5 | 67,0 |
| Sinter-Siebdurchgang (Rückführung) | 250,7 | 17 | |
| Kalkstein/Dolomit | 131,1 | 8,9 | |

| Input | Spez. Input [kg/Mg] | [%] | Spez. Input [MJ/kg] |
|---|---|---|---|
| Hochofenerz-Siebdurchgang | 63,0 | 4,3 | |
| Weitere Produktionsreste inkl. rückgewonnene Flussmittel | 51,8 | 3,5 | |
| Andere Siebreste | 31,4 | 2,1 | |
| Additive | 26,4 | 1,8 | |
| Hochofengasstaub | 12,7 | 0,9 | |
| Kalk | 10,2 | 0,7 | |
| **Summe** | **1.471,6** | **100** | |

Mittlerer spezifischer Input: (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 97), Annahmen: Koks 29 MJ/kg, Hochofengas 1,8 MJ/kg

Tabelle 103 verdeutlicht den hohen Rückführungsanteil des Siebdurchgangs nach dem Sintern (17 %) sowie das hohe Verhältnis von Eisenerz-Input zum Input von Koks (fast 20-fache Menge Erz) und zum Input von Kalkstein und Kalk (nahezu 6-fache Menge Erz). Entscheidend für den Quecksilbereintrag in die Sinteranlage sind somit die Quecksilbergehalte des Eisenerzes.

Tabelle 104 berechnet den Quecksilbereintrag in Sinterbänder, bezogen auf einen spezifischen Sinterbedarf von 1.088 kg pro Mg heißem Roheisen (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 304). Daraus ergibt sich bei einer Jahresproduktion von 24,1 Mio. Mg Roheisen im Jahr 2016 ein Sinterbedarf von 26,2 Mio. Mg.

Für den Quecksilbergehalt von Eisenerz und Koks liegen Literaturdaten vor (siehe Tabelle 277 im Anhang). Die mittleren Quecksilberwerte für Eisenerze liegen zwischen 0,02 mg/kg (Wu et al. 2017, S. 10425) und 0,5 mg/kg (Achternbosch et al. 2003). Zur Abschätzung des Quecksilbereintrags in Sinteranlagen werden Mittelwerte verwendet, die in Deutschland vom Forschungsinstitut der Zementindustrie in der Zementindustrie erhoben wurden: unteres Mittel A: 0,037 mg/kg (Hoenig 2017; ähnlich Földi 2016), oberes Mittel B: 0,17 mg/kg (Oerter 2007). Quecksilbergehalte der Eisenerze, die in der Stahlindustrie in Deutschland verwendet werden, liegen beim Verband nicht vor (VDEh 2017).

Für Koks zeigen die Literaturdaten zu Quecksilber unterschiedliche Spannbreiten (vgl. Tabelle 3.12 im Anhang). Ein Mittelwert aus Japan (0,011 mg/kg) (Fukuda et al. 2011) entspricht dem Mittelwert aus zwei eigenen Analysen aus Deutschland. Weitere Analysen aus Deutschland nennen einen Minimum-Wert von 0,014 mg/kg und einen Mittelwert von 0,059 mg/kg (Földi et al. 2014, Földi 2016). Aus Polen werden Werte zwischen 0,007 und 0,021 mg/kg berichtet (Konieczynski 2011). Aus Brasilien wird ein Mittelwert von 0,033 mg/kg genannt (Lau et al. 2016). Als unteres Mittel A wird der Mittelwert eigener Proben angesetzt (0,011 mg/kg), als oberes Mittel B wird der Mittelwert der weiteren Analysen aus Deutschland verwendet (0,059 mg/kg).

Die Werte für Mittel A und Mittel B für Kalkstein entsprechen den Annahmen aus Kapitel 2.20.3 (Kalkherstellung). Für die Kreislaufstoffe wird kein Quecksilbereintrag angenommen, da für diese Stoffe auch kein Austrag angesetzt wird.

In Summe wurden im Jahr 2016 in Sinterbänder zwischen 761 und 3.690 kg Quecksilber eingetragen, von denen rund 750 bis 3.600 kg/a über Eisenerz eingebracht wurden, rund 10 - 70 kg über Koks und < 5 kg über Kalk bzw. Kalkstein.

**Tabelle 104: Quecksilbereintrag in Sinteranlagen bei 26,2 Mio. Mg Sinterbedarf in 2016**

| Nr. | Einsatzstoff | Spez. Input [kg/Mg Sinter] | Input [Mio. Mg/a] | Hg-Mittel A [mg/Mg] | Hg-Mittel B [mg/Mg] | Hg-Input A [kg/a] | Hg-Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Eisenerz | 813,1 | 21,3 | 0,037 | 0,17 | 746 | 3.620 |
| 2 | Koks | 44 | 1,15 | 0,011 | 0,059 | 12,7 | 67,9 |
| 3 | Kalk/Kalkstein | 10,2 | 0,267 | 0,0070 | 0,0081 | 1,87 | 2,20 |
| 4 | Kreislaufstoffe (Sinterrest u. a.) | 220,7 | 5,782 | - | - | - | - |
| **5** | **Summe** | | **28,5** | | | **761** | **3.690** |

Spezifischer Input = gewichtetes europäisches Mittel in Bezug auf heißes Roheisen (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 304)
Zeile 1: Input über spez. Input und Sinterbedarf für Roheisen; Hg-Mittel A: (Hoenig 2017), Hg-Mittel B: (Oerter 2007);
Zeile 2: Input über spez. Input und Sinterbedarf f. Roheisen; Hg-Mittel A: (Fukuda et al. 2011), Hg-Mittel B: (Földi 2016)
Zeile 3: Input über spez. Input und Sinterbedarf für Roheisen; Hg-Mittel A/B: siehe Kapitel 2.18.3 (Kalkherstellung).
Zeile 4: Hg-Einträge nicht einbezogen, da Output ebenfalls unberücksichtigt (Rückführung in den Prozess).

### Hochöfen

Der Quecksilbereintrag in Hochöfen erfolgt im Wesentlichen über Eisenerz und Koks (bzw. Kohle und aufbereitete Abfälle als Koksersatz). In geringerem Maße erfolgt ein Quecksilbereintrag über weitere alternative Brennstoffe/Reduzierungsmittel (Öl, Erdgas) und Schlackebildner (Kalkstein).

Tabelle 105 nennt die Quecksilbereinträge in Hochöfen in Deutschland, basierend auf gewichteten spezifischen Materialeinsatz-Kennzahlen europäischer Hochöfen (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 304). Die Energieträgerdaten entstammen dem Bericht des Vereins für Statistik der Kohlenwirtschaft für das Jahr 2016. Der Bericht weist einen Koksverbrauch von 328 kg/Mg Roheisen aus und einen Ölverbrauch von 2 kg/Mg Roheisen. (Kohlenwirtschaft 2017)

Für die Hg-Mittelwerte von Eisenerz, Koks und Kalk wurde wie bei Sinterbändern verfahren. Der Wert für Pellets wird - aufgrund des durchlaufenen Erhitzungsprozesses - dem von Sinter gleichgesetzt.

In Summe wurden in Bezug auf die Roheisenproduktion von 2016 in Höhe von 24,1 Mio. Mg zwischen 1,33 und 2,57 Mg Quecksilber in Hochöfen eingetragen.

**Tabelle 105: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in Hochöfen bei 24,1 Mio. Mg Roheisen-Output 2016**

| Nr. | Einsatzstoff | Spez. Input [kg/Mg Eisen] | Input [Mio. Mg/a] | Hg-Mittel A [mg/Mg] | Hg-Mittel B [mg/Mg] | Hg-Input A [kg/a] | Hg-Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Sinter | 1.088 | 26,2 | 0,019 | 0,019 | 498 | 498 |
| 2 | Stückerz | 180 | 4,34 | 0,035 | 0,17 | 152 | 740 |
| 3 | Pellets | 358 | 8,63 | 0,019 | 0,019 | 164 | 164 |
| 4 | Koks | 328 | 7,90 | 0,011 | 0,059 | 87 | 466 |
| 5 | Kalk/ Kalkstein | 25,7 | 0,619 | 0,0070 | 0,0081 | 4,3 | 5,0 |

| Nr. | Einsatzstoff | Spez. Input [kg/Mg Eisen] | Input [Mio. Mg/a] | Hg-Mittel A [mg/Mg] | Hg-Mittel B [mg/Mg] | Hg-Input A [kg/a] | Hg-Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 6 | Öl (Heizöl S) | 2,0 | 0,048 | 0,004 | 0,006 | 0,19 | 0,29 |
| 7 | (Stein-) Kohle | 162 | 3,90 | 0,12 | 0,20 | 421 | 700 |
| 8 | Kokereigas | 1,1 | 0,0265 | ? | ? | ? | ? |
| 9 | Erdgas | 2,2 | 0,0530 | 0,001 | 0,001 | 0,00 | 0,00 |
| **11** | **Summe** | | | | | 1.330 | 2.570 |

Zeilen 1-3, 5, 7-9: Spez. Input = gewichtetes europäisches Mittel in Bezug auf heißes Roheisen (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 304), Zeilen 4 und 6: Spez. Input Koks und Heizöl im Hochofen im Jahr 2016 (Kohlenwirtschaft 2017)
Zeile 1: Hg-Mittel A/B: basierend auf (Fukuda et al. 2011) und Földi et al. (2014) und Földi (2016);
Zeile 2: Hg-Mittel A: (Hoenig 2017), Hg-Mittel B: (Oerter 2007);
Zeile 3: Hg-Mittel A/B: wegen ähnlicher Temperaturbehandlung mit Sinter gleich gesetzt;
Zeile 4: Hg-Mittel A: eigene Messungen und (Fukuda et al. 2011), Hg-Mittel B: Földi et al. (2014) und Földi (2016);
Zeile 5: Hg-Mittel A/B: entsprechend Tabelle 144 in Kapitel 2.18.3 (Kalkherstellung)
Zeile 6: Hg-Mittel A/B: Mittel A: (Grech et al. 2001); Mittel B: (Hoenig 2013; Johansen und Hawkins 2003; Morf und Brunner 2005; Brunner et al. 1995; UNEP 2017);
Zeile 7: Hg-Mittel A/B: entsprechend Tabelle 20 in Kapitel 2.6 (Steinkohlekraftwerke)
Zeile 9: Hg-Mittel A/B: (BVEG 2017; Lubenau 2015; BVEG 2017).

### 2.15.3 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.15.3.1 Co-Benefit

**Abluft**

In integrierten Stahlwerken wird Quecksilber, das in Kokereien, Sinterbänder und Hochöfen eingetragen wird, teilweise über Abgas- und Abwasserreinigungstechniken abgeschieden.

Die Abgasreinigungstechniken werden vorrangig zur Minderung von Staub und PCDD/F eingesetzt sowie bei der Gasreinigung zur Abtrennung weiterer organischer und anorganischer Schadstoffe.

Die elektrische Staubabscheidung von Sinterbändern wird durch Alkali- und Blei-Chloride erschwert, die eine Isolierschicht bilden. Aufgrund der Vorgaben der BVT-Schlussfolgerungen (BATC IS 2012) wurden in Deutschland LAI-Vollzugsempfehlungen für Sinterbänder erlassen, die bis 2020 eine Umstellung aller Staubabscheidungen nach Sinterbändern von Elektrofilter auf Gewebefilter zur Folge haben, so dass dann in größerem Maße Staub abgeschieden wird (Emissionswerte sind deutlich unter dem Grenzwert von 10 mg/Nm³ zu erwarten gegenüber ca. 30 mg/Nm³ Emission mit Elektrofiltern).

Bei der Abluftreinigung in integrierten Hüttenwerken werden folgende Co-Benefit-Techniken zur Minderung von Staubemissionen sowie zur Entfernung anorganischer und organischer Bestandteile aus Brenngasen eingesetzt; teilweise kommen auch Sorbentien zum Einsatz, die zur Minderung von HCl, HF, PCDD/F und $SO_2$ dienen und freie Kapazitäten zur Minderung von Quecksilber aufweisen können:

- Elektrofilter zur Kokereiabgasreinigung (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Kondensation und Wäsche zur Kokereigasreinigung (Mitabscheidung von Quecksilber bei der Entfernung organischer und anorganischer Verunreinigungen),

- Gewebe- oder Elektrofilter nach Sinterbändern (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Sorbentieneindüsung (Kalk/Natriumbikarbonat mit Aktivkohle/Herdofenkoks) in Verbindung mit Elektro- und Gewebefiltern nach Sinterbändern (Abscheidung von staubgebundenem und gasförmigem Quecksilber an Sorbentien), Elektrofilter zur Hochofengasreinigung (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber).
- (BREF Eisen und Stahlerzeugung 2012, S. 129ff)

Abgeschiedene Stäube aus Kokereiabgas, Sinterbändern und dem Hochofen werden bei integrierten Stahlwerken üblicherweise wieder eingesetzt (in der Regel über die Sinteranlage), so dass in diesen Fällen durch die Staubabscheidung im Gewebefilter keine Ausschleusung von Quecksilber erfolgt.

**Abwasser**

- Bei der Abwasserreinigung in integrierten Hüttenwerken werden folgende Co-Benefit-Techniken eingesetzt: Biologische Reinigung des Abwassers der Kokereigasreinigung sowie weiterer Prozesswässer (Abscheidung von partikelgebundenem Quecksilber in Schlamm),
- Nasswäscher zur Reinigung von Hochofengas, Dekantation und Rückführung in den Wäscher (Abscheidung von partikelgebundenem Quecksilber in Schlamm),
- Dekantation von verschmutztem Regenwasser des Betriebsgeländes (Abscheidung von partikelgebundenem Quecksilber in Schlamm).

In der Abwasserreinigung abgeschiedene Schlämme werden im integrierten Stahlwerk verwertet, so dass keine Überführung von Quecksilber in eine Senke erfolgt.

#### 2.15.3.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Je nach Dosierung und freien Kapazitäten erfolgt der Einsatz von Sorbentien (Kalk/Natriumbikarbonat mit Aktivkohle/Herdofenkoks) bei Sinteranlagen-Abgasen zur gezielten Minderung von Quecksilber in Elektro- und Gewebefiltern. Bei Gewebefiltern wird ein Großteil des Staubes erneut vor dem Filter eingesetzt, um die Sorbentien besser auszunutzen.

Eine Minderung des Quecksilberaustrages erfolgt nicht in jedem Fall, da die Stäube teilweise in der Sinteranlage wieder eingesetzt werden. (BREF Eisen und Stahlerzeugung 2012, S. 131)

### 2.15.4 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus Kokereien, Sinteranlagen und Hochöfen erfolgen insbesondere über die in Tabelle 106 angegeben Pfade:

**Tabelle 106: Quecksilberaustrag aus Kokereien, Sinteranlagen und Hochöfen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Abgas aus Kokereigasverbrennung<br>Abgas aus Kokereien nach Staubfiltern<br>Abgas aus Sinteranlagen-Entstaubung<br>Abgas aus Hochofengasverbrennung<br>Abgas aus Hochofen-Entstaubung | Kokereigas- und Hochofengasverbrennungen erfolgen i. d. R. ohne nachgeschaltete Staubfilterungen.<br>Sinteranlagen-Entstaubung erfolgt mehrstufig mit Elektrofiltern und Gewebefilter, vor dem Sorbentien vorrangig zur PCDD/F-Minderung eingedüst werden. |
| Wasser | Abwasser aus Kokereigaswäsche<br>Behandeltes Regenwasser | Hoher Hg-Austrag über Kokereiabwasser.<br>Geringer Hg-Austrag über Regenwasser zu erwarten. |
| Abfall | Entstaubung von Kokereigas<br>Entstaubung von Hochofengas<br>Hochofenschlamm<br>Schlamm aus Abwasserbehandlung<br>Hochofenschlacke (Hüttensand) | Abfälle der Entstaubung sowie Schlämme der Abwasserbehandlung werden intern verwertet.<br>Hochofenschlacke wird im Straßenbau und in der Zementherstellung verwertet. |
| Zwischen-produkt | Kokereigas<br>Hochofengas („Gichtgas“)<br>Sinter | Hg-Austrag aus Kokereigas gering.<br>Hg-Austrag über Hochofengas hoch.<br>Hg-Austrag über Sinter gering (hohe Temperatur) |
| Produkt | Koks,<br>Teerprodukte, Schwefelprodukte<br>Roheisen | Höchste Hg-Anteile in Teer- und Schwefelprodukten zu erwarten. Geringe Hg-Anteile in Koks und Roheisen (aufgrund hoher Prozesstemperaturen). |

**Luft**

Die Emissionserklärungen des Jahres 2016 nennen keine Quecksilberemissionen aus der **Steinkohlenkoksherstellung**. Die eine Anlage zur **Braunkohlenkoksherstellung** meldete 14 kg Quecksilber aus Abhitzekesseln. Diese Quecksilberfracht der Braunkohlekoksherstellung ist als „Berechnung“ ausgewiesen und nennt an den zwei Kesseln Hg-Konzentrationen in Höhe von 7,5 und 14,4 µg/Nm³.

In der Literatur wird für den Quecksilberaustrag aus **Kokereien** über den Luftpfad ein spezifischer Hg-Wert von 0,148 g/Mg Koks für gefasstes Kokereigas genannt sowie aus vier Kokereien mittlere spezifische Hg-Werte von 1,13 - 5,49 g/Mg Koks für nicht gefasste Emissionen (Konieczynski 2011). Für die Koksproduktion in Deutschland von 9,55 Mio. Mg im Jahr 2016 ergibt sich so ein Austrag im Kokereigas von 1,41 kg/a sowie 10,8 - 52,4 kg/a über nicht gefasstes Abgas (Tabelle 107). Dies entspricht 1 - 2 % des Hg-Inputs. In einer polnischen Kokerei wurden 1,3 % ermittelt (Burmistrz 2018).

**Tabelle 107: Quecksilberausträge über Kokereiabluft bezogen auf 9,55 Mio. Mg Koks-Output in 2016**

| Nr. | Abgas | Output [Mio. Mg/a] | Spez. Luftemission Hg-Mittel A [g/Mg Koks] | Spez. Luftemission Hg-Mittel B [g/Mg Koks] | Hg Luft-Output A [kg/a] | Hg Luft-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Kokereigas | 9,55 | 0,148 | 0,148 | 1,41 | 1,41 |
| 2 | Abgas | 9,55 | 1,13 | 5,49 | 10,8 | 52,4 |

Zeile 1 Hg-Mittel A+B: Carbo-Koks; Zeile 2: Mittel A+B: Mittelwert Min. + Max. von 4 Kokereien (Konieczynski 2011)

Von **Sinteranlagen** wurden über Emissionserklärungen Quecksilberemissionen von fünf der sechs integrierten Hüttenstandorte gemeldet, die in Summe 240 kg betragen; Emissionsdaten

eines großen Standortes fehlen. Die gemeldeten Daten sind zu 92 % (221 kg) als „Messung“ ausgewiesen (drei Standorte), zu 8 % (zwei Standorte) als „Berechnung“ (19,6 kg). Die gemessenen Frachten reichen von 0,5 - 2,6 kg/a an Kühlern und 3 kg/a bzw. 77,4 und 135 kg/a an drei Entstaubungen. (Behördenabfrage 2018)

Im BVT-Merkblatt zur Eisen- und Stahlindustrie werden die Quecksilberemissionen nach der Sinteranlagenentstaubung nicht quantifiziert, sondern als „normalerweise sehr gering“ angegeben, allerdings wird von Eisenerzen mit höheren Quecksilbergehalten berichtet, die nach „gut betriebenen Elektrofiltern“ (gleichzusetzen mit Staubemissionen < 40 mg/Nm³) „in Kombination mit Nasswäschern“ zu Quecksilberkonzentrationen von 15 – 82 µg Hg/Nm³ bzw. 0,1 – 207 mg Hg/Mg Sinter führten.

Der Austrag ist stark von der eingesetzten Minderungstechnik abhängig, insbesondere vom Einsatz von Sorbentien, sowie davon, ob der abgeschiedene Staub wieder eingesetzt oder deponiert wird. Informationen über Mengen und Quecksilbergehalte von deponiertem Staub liegen nicht vor.

Zur Berechnung des Quecksilberaustrags über Abluft von Sinteranlagen wird davon ausgegangen, dass in Deutschland nach dem Sinterband Sorbentien vor einem Gewebefilter eingesetzt werden. Die höchsten gemessenen Konzentrationswerte, die in Emissionserklärungen von 2016 gemeldet wurden, korrelieren mit den größten Frachten (Entstaubungen). Sie betrugen 22 µg/Nm³ (74 kg/a) und 13 µg/Nm³ (135 kg/a); die zur Frachtmeldung gehörende Konzentration der dritten Entstaubung (3,0 kg/a) wurde nicht genannt (Behörden 2018). Kontinuierliche Quecksilbermessungen erfolgen an Sinteranlagen nicht, so dass davon ausgegangen wird, dass den gemessenen Daten Einzelmessungen zugrunde liegen.

Beim Sorbentieneinsatz wird im BVT-Merkblatt für die Quecksilberkonzentration eine Bandbreite von 10 µg/Nm³ bis 75 µg/Nm³ genannt, je nach Hg-Gehalt im Erz (BREF Eisen- und Stahlerzeugung 2012, S. 135). Diese Bandbreite wird für die Berechnung der Quecksilberemissionen der Sinteranlagen angesetzt. Das Abgasvolumen von Sinteranlagen wird mit 1.500 - 2.500 Nm³/Mg Sinter angesetzt (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 103). Tabelle 108 zeigt den Quecksilberaustrag über Sinteranlagenabluft unter Annahme eines mittleren Abgasvolumens von 2.000 Nm³/Mg. Die Berechnung bezieht sich auf 26,2 Mio. Mg Sinter-Output.

Aus der Berechnung ergibt sich ein Quecksilberaustrag über Sinteranlagenabluft zwischen 524 und 3.930 kg/a. Dieser auf gemessenen Emissionskonzentrationen basierende Quecksilberaustrag liegt deutlich über der in fünf der sechs Emissionserklärungen für 2016 angegebenen Fracht (240 kg). Die Emissionserklärungen sind jedoch mit hohen Unsicherheiten verbunden, da 92 % der gemeldeten Emissionen aus drei Standorten stammen, bei denen Einzelmessungen die Grundlage der Meldung waren und 8 % aus zwei Standorten stammen, in denen die Emissionen auf Berechnungen basieren, nicht auf Messungen.

**Tabelle 108: Quecksilberausträge über Sinterabluft bezogen auf 26,2 Mio. Mg Sinter-Output in 2016**

| Nr. | Produkt | Output 2016 [Mio. Mg/a] | Spez. Abluft [Nm³/Mg] | Hg-Mittel A [mg/ Nm³] | Hg-Mittel B [mg/Nm³] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Sinter | 26,2 | 2.000 | 0,010 | 0,075 | 524 | 3.930 |

Hg-Mittel A+B: (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 135)

Als Quecksilberaustrag über Sinterabluft wird als unterer Wert die gemeldete Fracht von fünf der sechs Werke genannt („> 240 kg“); der obere Wert wird mit rund 4.000 kg abgeschätzt.

Für das Abgas aus der Entstaubung von **Hochöfen** (Möllerung, Gießbühne) wurden in den Emissionserklärungen zum Jahr 2016 nur von einem integrierten Hüttenstandort Daten für Quecksilber berichtet. Die als „gemessen" gekennzeichnete Fracht beläuft sich auf etwa 5 kg/a, die Konzentrationswerte liegen bei 1 µg/Nm³ (Möllerung) und 0,1 µg/Nm³ (Gießbühnenentstaubung). Bei einer groben Hochrechnung der Meldung dieses einen Standortes auf alle sechs Hochofenstandorte ergibt sind im Jahr 2016 ein Quecksilberaustrag über das Abgas aus der Entstaubung von etwa 30 kg. Daten zum Quecksilberaustrag aus der Verbrennung von Hochofengas liegen nicht vor. Es wird davon ausgegangen, dass über diesen Luftpfad der wesentliche Quecksilberaustrag stattfindet. In der Abschätzung wird er auf Basis des Quecksilbereintrages unter Abzug der quantifizierten Hg-Austräge berechnet.

**Zwischenprodukte**

Tabelle 109 zeigt Analysewerte des Zwischenproduktes Sinter, das im Hochofen zum Einsatz kommt.

**Tabelle 109: Quecksilberanalysen von Sinter**

| Input | Hg Min. [mg/Mg] | Hg Max. [mg/kg] | Hg Mittel [mg/kg] | Proben [#] | Ort der Messung |
|---|---|---|---|---|---|
| Produkt Sinter | 0,0 | 0,021 | k. A. | **9** | **Japan** |
| Produkt Sinter | 0,019 | 0,019 | 0,019 | **1** | **Deutschland** |

Zeile 1: Hg Min./Max.: (Fukuda et al. 2011) zitiert nach Trenkel (2016);
Zeile 2: Hg Min./Max.: Földi et al. (2014) und Földi (2016)

Tabelle 110 berechnet die Quecksilberausträge über das Zwischenprodukt Sinter; die Sintermenge wurde für das Jahr 2016 aus dem spezifischen Sinterbedarf pro mg Roheisen sowie aus spezifischem Bedarf für die Roheisenproduktionsmenge 2016 berechnet. Auf Basis der wenigen Literaturdaten für Quecksilber wird lediglich ein Wert (0,019 mg/kg) für Mittel A und Mittel B verwendet.

**Tabelle 110: Quecksilberausträge über Sinter bezogen auf 26,2 Mio. Mg Sinter-Output**

| Nr. | Produkt | Output 2016 [Mio. Mg/a] | Hg-Mittel A [mg/kg] | Hg-Mittel B [mg/kg] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Sinter | 26,2 | 0,019 | 0,019 | 498 | 498 |

Hg-Mittel A/B: (Földi et al. 2014; Földi 2016)

Für die Zwischenprodukte Kokereigas und Hochofengas (Gichtgas) liegen keine Quecksilberanalysen vor. Es wird angenommen, dass im Kokereigas aufgrund der Gasreinigung nur relativ geringe Mengen Quecksilber enthalten sind. Beim Hochofengas muss aufgrund fehlender relevanter Quecksilberausträge über die festen und flüssigen Austräge aus dem Hochofen und die Abschätzung des Austrags der Entstaubung angenommen werden, dass darüber der wesentliche Quecksilberaustrag aus dem Hochofen erfolgt.

**Abwasser**

In **Kokereien** fällt bei der Reinigung von Kokereigas quecksilberhaltiges Abwasser an. Vor der Ableitung werden biologische Reinigungsanlagen verwendet. Von einer Anlage in den Niederlanden wurde eine Ablaufkonzentration von max. 5 µg/l gemeldet (BREF Eisen und Stahlerzeugung 2012, S. 288).

Zwei Kokereien in Deutschland meldeten Quecksilberableitungen (PRTR 2020). Die Austräge (Verbringungen in externe Anlagen) variierten von Jahr zu Jahr sehr stark und betrugen im Mittel 2 kg/a bzw. 8 kg/a (Tabelle 111). Für die drei weiteren Kokereien in Deutschland wird für 2016 in grober Näherung ein Mittel der beiden Austräge (5 kg/a), d. h. 15 kg angenommen. Im Jahr 2016 betrug der Hg-Austrag der Kokereien in Bottrop („Prosper“) und Duisburg („Schwelgern“) zusammen 10,4 kg. Damit ergibt sich ein Hg-Austrag über Abwasser aus Kokereien im Jahr 2016 von etwa 23,4 kg.

**Tabelle 111: Quecksilberaustrag über Abwasser aus Kokereien**

| Kokerei | 2009 [kg/a] | 2010 [kg/a] | 2011 [kg/a] | 2012 [kg/a] | 2013 [kg/a] | 2014 [kg/a] | 2015 [kg/a] | 2016 [kg/a] | 2017 [kg/a] | Mittel [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Bottrop | - (0,5*) | 5,05 | 12 | 4,86 | 13,2 | 15,5 | 8,63 | 3,59 | 1,45 | **8,04** |
| Duisburg | 1,2 | - (0,5*) | - (0,5*) | 1,68 | 1,6 | 2,04 | 1,3 | 4,8 | 6,4 | **2,35** |
| 3 weitere | | | | | | | | 15,0 | | |
| **Summe** | | | | | | | | **23,4** | | |

Anmerkung: Hg-Berichtsschwelle im PRTR ist 1 kg/a; fehlende Meldungen sind bei der Mittelwertbildung mit 0,5 kg/a abgeschätzt. Alle Hg-Frachten sind „Verbringungen“ (in externe Anlagen), d. h. keine direkten Gewässereinleitungen. Hg-Austrag der Kokereien Bottrop und Duisburg: (PRTR 2020)

In **Sinteranlagen** fällt kein Abwasser an.

In **Hochöfen** entsteht Abwasser bei der Reinigung von Gichtgas in Wäschern. Daten zur Menge und zum Quecksilbergehalt liegen nicht vor. Das Abwasser wird in Absetzbecken gereinigt, in denen teilweise Flockungsmittel zugesetzt werden. Das gereinigte Abwasser wird mit Frischwasser gemischt und in den Gaswäscher zurückgeführt. (BREF Eisen und Stahlerzeugung 2012, S. 331)

**Abfall**

In **Kokereien** fällt Staub in der Abgasreinigung an sowie Schlamm aus der Kokereigasreinigung. Es liegen keine Daten für diese Fraktionen vor. Die Abfälle werden in integrierten Stahlwerken in Sinteranlagen verwertet. Die Abfallausträge aus Kokereien werden jeweils grob mit < 10 kg/a abgeschätzt. Da die Filterstäube kohlenstoffhaltig sind, ist der Quecksilberaustrag jedoch möglicherweise höher.

In **Sinteranlagen** fällt Filterstaub an, der (einschließlich darin enthaltener Sorbentien) als Kreislaufmaterial auf das Sinterband zurückgeführt wird. Zusätzlich kann Filterstaub zum Beispiel aus der letzten (Gewebe-) Filterstufe deponiert werden, um Quecksilber dem Kreislauf zu entziehen. Daten zur ausgeschleusten Hg-Menge liegen nicht vor.

Tabelle 112 berechnet die spezifischen **Hochofen**-Schlackemengen in Bezug auf eine Roheisenproduktion im Jahr 2016 in Höhe von 24,1 Mio. Mg. Es werden Bandbreiten von 150,0 bis 346,6 kg/Mg Hochofenschlacke pro Roheisen berichtet. Als Mittelwert der Abfallentstehung werden 250 kg/Mg angesetzt. Daraus ergibt sich ein Quecksilberaustrag aus integrierten Stahlwerken über Hochofenschlacke (auch „Hüttensand“) von 78,3 kg im Jahr 2016.

**Tabelle 112: Quecksilberausträge aus Hochöfen über Hochofenschlacke bei einer Jahresproduktion von 24,1 Mio. Mg Roheisen**

| Nr. | Abfall | Output Roheisen 2016 [Mio. Mg/a] | Spez. Outputmenge [kg/Mg Eisen] | Hg-Mittel A [mg/kg] | Hg-Mittel B [mg/kg] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Hochofenschlacke | 24,1 | 250 | 0,013 | 0,013 | 78,3 | 78,3 |

Spezifische Outputmenge basierend auf Bandbreite in (BREF Eisen und Stahl 2012, S. 305)
Hg-Mittelwert A+B: basierend auf Analysen der Zementindustrie, siehe Tabelle 135 in Kapitel 2.19

Quecksilberausträge über Abfall aus Schlamm der nassen Hochofengas-(„Gichtgas"-)Reinigung werden im integrierten Stahlwerk in der Sinteranlage wieder eingesetzt (2 - 22,3 kg/Mg Roheisen), ebenso wie Filterstäube (4 - 23,1 kg/Mg Roheisen) aus Abgasreinigungsanlagen am Hochofen (z. B. bei der Gichtgas-Vorreinigung und beim Roheisen- und Schlackeablass). (BREF Eisen und Stahlerzeugung 2012, S. 305)

**Produkte**

Nach Angaben des Verbandes Statistik der Kohlenwirtschaft (Kohlewirtschaft 2017, S. 50) belief sich im Jahr 2016 die Koksproduktion aus Steinkohle auf 9,34 Mio. Mg und die Koksproduktion aus Braunkohle auf 0,159 Mio. Mg/a.

Für das Produkt **Steinkohlenkoks** liegen Analysedaten vor (siehe Tabelle 278 im Anhang). Zwei eigene Messungen von Steinkohlenkoks ergaben Quecksilbergehalte von < 0,006 mg/kg und 0,016 mg/kg (Mittel: 0,011 mg/kg). Bei drei weiteren Messungen von Steinkohlenkoks aus Deutschland lag der Mittelwert bei 0,059 mg/kg (Földi et al. 2014, Földi 2016). Der Mittelwert aus fünf Messungen in Japan ergab 0,011 mg/kg (Fukuda et al. 2011), der Mittelwert aus vier Messungen in Polen lag bei 0,014 mg/kg (Konieczynski 2011).

Für die Berechnung wird als unteres Mittel A der Wert 0,011 mg/kg angesetzt, was dem Mittelwert der beiden eigenen Messungen (0,011 mg/kg) und der Analysen aus Japan entspricht. Für das obere Mittel B wird der Mittelwert der drei weiteren Proben aus Deutschland verwendet (0,059 mg/kg).

Für Braunkohlenkoks liegen keine Analysewerte vor; der Quecksilbereintrag ist aufgrund der gegenüber Steinkohlenkoks 50-fach geringeren Menge relativ niedrig und wird mit < 10 kg/a abgeschätzt.

In Summe ergibt sich ein Hg-Austrag über das Produkt Koks zwischen 110 - 560 kg/a.

**Tabelle 113: Quecksilberausträge über Koks im Jahr 2015**

| Nr. | Produkt | Output [Mio. Mg/a] | Hg-Mittel A [mg/kg] | Hg-Mittel B [mg/kg] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output A [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Steinkohlenkoks | 9,34 | 0,011 | 0,059 | 103 | 551 |
| 2 | Braunkohlenkoks | 0,16 | | | < 10 | < 10 |
| **3** | **Summe** | | | | **110** | **560** |

Zeile 1 Koks-Output: (Kohlenwirtschaft 2017, S. 50); Hg-Mittel A: Mittelwert eigener Messungen und Mittelwert (Fukuda et al. 2011); Mittel B: Mittelwert (Földi et al. 2014, Földi 2016), vgl. Tabelle 3.12 im Anhang.
Zeile 2 Koks-Output: (Kohlenwirtschaft 2017, S. 46).

Neben dem Koks werden in Kokereien **Teer- und Schwefelprodukte** sowie Benzol bei der Reinigung des Kokereigases gewonnen. Da dies durch eine Kondensationsanlage und die

anschließende Wäsche erfolgt, wird angenommen, dass aufgrund der niedrigen Temperaturen der Großteil des Quecksilbereintrages in den Teer- und Schwefelprodukten verbleibt. Zwei eigene Messungen zu Teer zeigen Quecksilbergehalte zwischen 1,04 - 1,81 mg/kg (Mittel 1,42 mg/kg); fünf Analysen aus Kokereien in Polen ergaben einen Mittelwert von 2,01 mg/kg. Fünf Analysen von Claus-Schwefel aus Kokereien in Polen ergaben Quecksilbergehalte von 2,14 - 4,38 mg/kg (Mittel: 3,00 mg/kg); eine eigene Analyse ergab 2,24 mg/kg (Tabelle 277). In einer Quecksilberbilanz einer polnischen Kokerei wurde ein Austrag von 74,8 % in die Teerprodukte und 2,4 % in den Schwefel festgestellt (Burmistrz 2018). Es wird dasselbe Verhältnis für den Hg-Austrag über Teer- und Schwefelprodukte für Kokereien in Deutschland angenommen. Unter Abzug der übrigen Fraktionen vom Hg-Input ergibt sich damit ein Hg-Output über Teerprodukte von 1.100 - 1.700 kg/a und ein Hg-Output über Schwefelprodukte von 40 - 50 kg/a. Dies entspricht 70 - 90 % des Eintrags.

Der erzeugte Steinkohlenkoks wird vollständig im integrierten Stahlwerk eingesetzt. Neben der in Deutschland produzierten Menge kommt in den integrierten Stahlwerken weiterer Koks aus dem Ausland zum Einsatz. (Kohlenwirtschaft 2017, S. 53)

Sinterbänder erzeugen lediglich Zwischenprodukte für die Weiterverarbeitung im Hochofen, so dass in integrierten Stahlwerken über Sinterbänder kein Austrag über Produkte erfolgt.

Für das **Produkt Roheisen** liegen keine Quecksilberanalysen vor. Analysen wurden jedoch für Stahl durchgeführt, die Quecksilberkonzentrationen im Bereich von 0,005 - 0,009 mg/kg aufzeigen (Fujimoto et al. 2007, S. 22). Bei einer Jahresproduktion von 24,1 Mio. Mg/a Roheisen ergibt sich unter Gleichsetzung mit dem Hg-Gehalt im Stahl ein Quecksilberaustrag über Roheisen zwischen 40 – 80 kg/a.

### 2.15.5 Gesamtbetrachtung

#### Kokereien

Der berechnete Quecksilbereintrag für fünf Steinkohlekokereien und eine Braunkohlekokerei in Deutschland betrug im Jahr 2016 ca. 1.300 - 2.400 kg/a. Der Anteil der Braunkohlekokerei machte 5 % aus. Die Eintragsmengen basieren auf Quecksilberanalysen von in Deutschland eingesetzten Kohlen.

Hinsichtlich des Austrags liegen Analysewerte für Steinkohlekoks vor, aus denen sich für das Produkt Austräge in Höhe von 110 - 550 kg ergeben. Der Koks wird überwiegend in integrierten Stahlwerken eingesetzt. Ein weiterer Quecksilberaustrag über ein Produkt erfolgt über das am Standort verwertete Kokereigas. Der Hg-Austrag des Kokereigases wird anhand eines spezifischen Hg-Austrages auf Basis der Quecksilberbilanz einer Kokerei in Polen mit < 5 kg/a geschätzt.

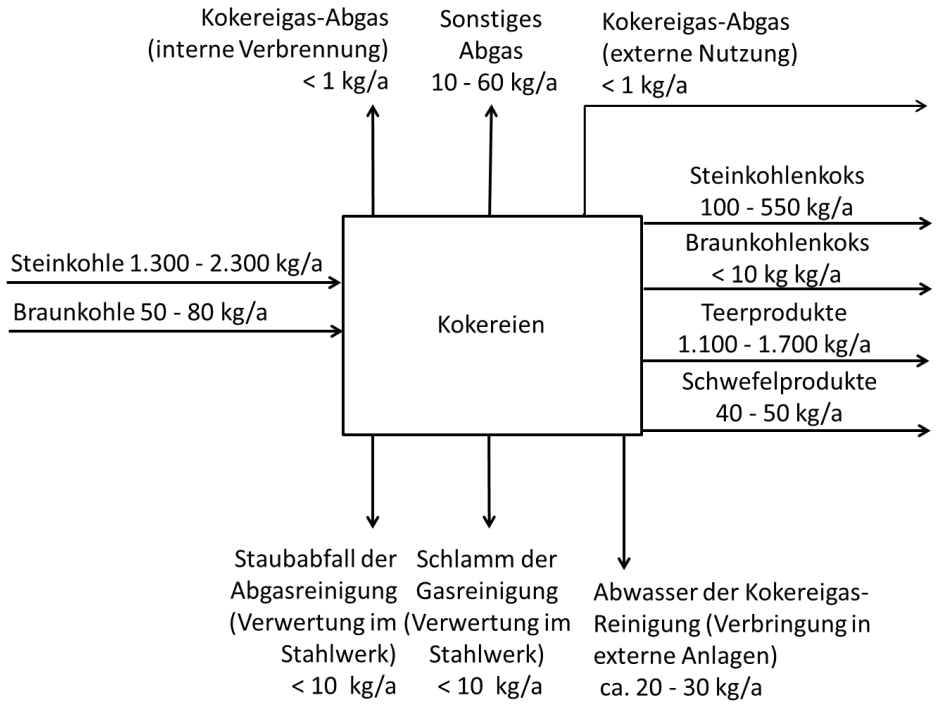
Bei der Reinigung des Kokereigases entstehen Teer- und Schwefelprodukte, in denen aufgrund der geringen Temperaturen bei der Gasreinigung ein Großteil des eingetragenen Quecksilbers verbleibt. Es liegen Analysen von Teer und Schwefel aus Kokereien vor, die hohe Austräge bestätigen. Auf Basis der Quecksilberbilanz einer Kokerei in Polen wird der Hg-Austrag der Teer- und Schwefelprodukte aufgeteilt. Daraus ergeben sich Hg-Austräge von 1.100 - 1.700 kg/a für Teerprodukte und 40 - 50 kg/a für Schwefelprodukte.

Die Kokereigasreinigung führt auch zu einem Quecksilberaustrag über den Abwasserpfad, der auf der Basis von PRTR-Meldungen von zwei Kokereien insgesamt mit 20 - 30 kg/a abgeschätzt wird. Dieser Hg-Austrag wird in externe Anlagen geleitet. Dadurch kann, in Abhängigkeit von der eingesetzten Behandlungstechnik, vor der Ableitung in Gewässer eine zusätzliche Hg-Minderung erreicht werden.

Für Quecksilberausträge über die Abluft gefasster und diffuser Staubquellen lagen spezifische Emissionsdaten vor, die Hg-Austräge von 10 - 60 kg/a ergaben.

Für Filterstäube der Abgasreinigung und den Schlamm der Kokereigasreinigung liegen keine Informationen vor. Diese beiden Fraktionen werden jeweils mit weniger als 10 kg/a abgeschätzt. Da die Filterstäube der Abgasreinigung kohlenstoffhaltig sind, ist der Quecksilberaustrag dieser Fraktion möglicherweise höher. Filterstäube sowie Abfallschlämme der Gasreinigung werden im integrierten Stahlwerk in der Sinteranlage wieder eingesetzt.

**Abbildung 42: Quecksilberbilanz von Kokereien für das Jahr 2016 bezogen auf eine Koksproduktion von 9,39 Mio. Mg Steinkohlenkoks und 0,16 Mio. Mg Braunkohlenkoks**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output im Sektor Kokereien.

**Tabelle 114: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Kokereien**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Produkt Koks | 4 |
| Output Teer-, Schwefelprodukte | 4 |
| Output Luftemissionen | 5 |
| Output Abwasser der Gasreinigung | 4 |
| Output Staubabfall | 6 |
| Output Schlamm der Gasreinigung | 6 |

**Sinteranlagen**

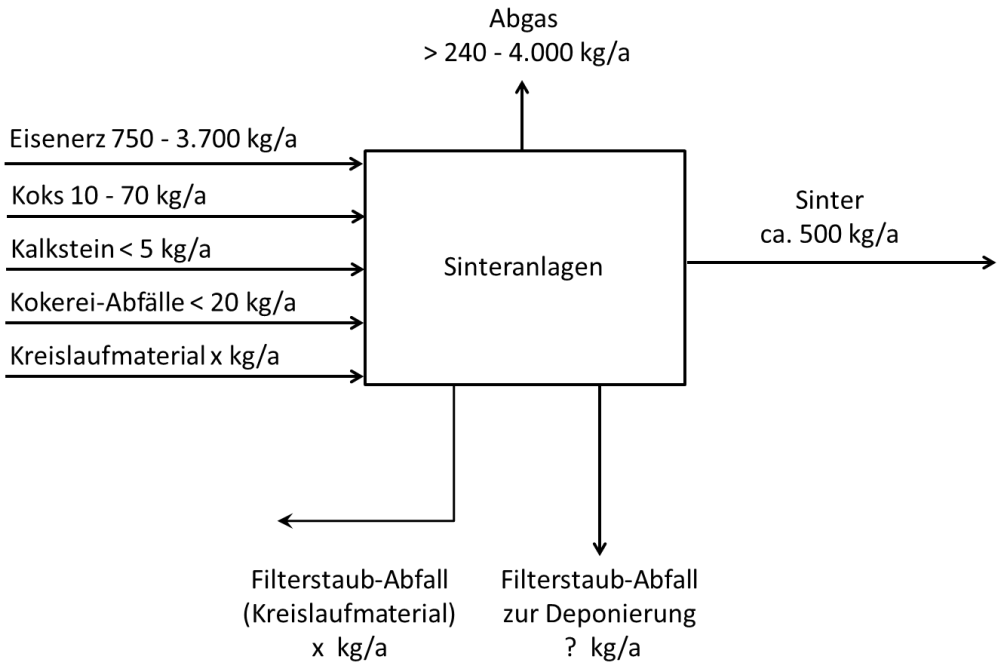
Der Quecksilbereintrag in Sinteranlagen in Deutschland ist nur grob abschätzbar und wesentlich vom Quecksilbergehalt des Eisenerzes abhängig. Die Einsatzstoffe, die in Sinteranlagen eingesetzt werden, wurden über spezifische Anteile von Sinter an der Roheisenproduktion sowie über spezifische Einsatzmengen pro Mg Sinter berechnet. Zur Abschätzung des Quecksilbereintrags über Eisenerz wurden Analysewerte des Forschungsinstituts der Zementindustrie verwendet (Hoenig 2017, Oerter 2007), deren Größenordnung anderen Literaturdaten entspricht (Földi 2016).

Für den Quecksilberaustrag über das Produkt Sinter liegen nur wenig Analysen vor, so dass der Wert unsicher ist. Deutlich höhere Austräge sind wegen der Prozesstemperatur aber nicht wahrscheinlich.

Für die Abluft aus Sinteranlagen liegen von fünf der sechs Standorte Quecksilberfrachten aus Emissionserklärungen vor (240 kg/a). Die Angabe basieren auf der Hochrechnung aus Einzelmessungen und ist mit hohen Unsicherheiten behaftet. Zusätzlich wurde die im BVT-Merkblatt genannte typische Emissionsbandbreite bei Sorbentieneinsatz in Kombination mit Gewebefilter mit dem Abluftvolumenstrom hochgerechnet (Sorbentien werden mit Filterstaub auf das Sinterband zurückgeführt). Da die Bandbreite der Emissionen des BVT-Merkblattes auch Erze mit hohem Quecksilbergehalt berücksichtigt, ergibt der maximale Abgasaustrag zusammen mit dem Hg-Austrag über Sinter einen höheren Wert als der berechnete maximale Quecksilbereintrag (4.500 kg/a zu rund 3.800 kg/a).

Die Quecksilbermenge, die mit Abfall ausgeschleust wird, ist abhängig von deponierten Filterstäuben. Zu Menge und Quecksilbergehalt deponierter Gewebefilterstäube liegen keine Informationen vor. Die im Kreislauf geführte Quecksilbermenge „x“ (Filterstaub einschließlich am Filter eingesetzter Sorbentien) ist nicht bekannt; sie ist für die Bilanz nicht relevant.

**Abbildung 43: Quecksilberbilanz Sinteranlagen für das Jahr 2016 bezogen auf 0,813 Mio. Mg Sinter-Output, 21,3 Mio. Mg Eisenerz-, 1,15 Mio. Mg Koks-, 0,267 Mio. Mg Kalk/Kalkstein-Input**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für den Sektor Sinteranlagen.

**Tabelle 115: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Sinteranlagen**

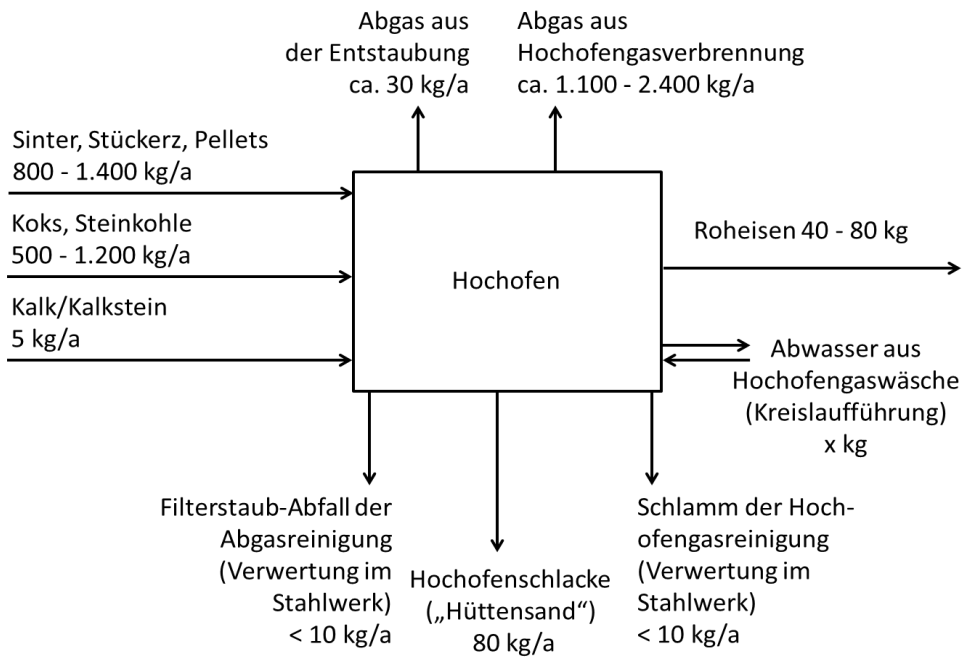
| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Produkt Sinter | 4 |
| Output Luftemissionen | 3 |
| Output Filterstaub-Abfall zur Deponierung | 6 |

**Hochöfen**

Der Quecksilbereintrag in Hochöfen in Deutschland basiert auf spezifischen Kennzahlen für den Materialeinsatz und dem angenommenen Quecksilbergehalt der eingesetzten Materialien. Der Eintrag ist vorrangig vom Quecksilbergehalt in Sinter, Erz und Pellets sowie in Koks und Steinkohle abhängig.

Austräge über Roheisen basieren auf Quecksilberanalysen von Stahl. Für Hochofenschlacke liegen Analysedaten vor. Filterstaub-Abfall (< 10 kg/a) und Schlamm der Gaswäsche (< 10 kg/a) werden im integrierten Stahlwerk wieder eingesetzt. Abwasser der Hochofengaswäsche wird im Kreislauf gefahren. Quecksilber im Abgas der Entstaubung wurde mit ca. 30 kg/a berechnet. Der verbleibende Quecksilbereintrag wird offenbar über die Hochofengasverbrennung ausgetragen (ca. 1.100 - 2.400 kg/a).

**Abbildung 44: Quecksilberbilanz Hochöfen für das Jahr 2016 bezogen auf 21,4 Mio. Mg Roheisen**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für den Sektor Hochöfen.

**Tabelle 116: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Hochöfen**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Produkt Eisen | 5 |
| Output Luftemissionen | 5 |
| Output Abwasser Gasreinigung | 6 |
| Output Abfallschlamm Gasreinigung | 6 |
| Output Abfall Hochofenschlacke | 4 |
| Output Abfall Filterstaub | 6 |

## 2.16 Oxygenstahlwerke (IED – Nr. 2.2)

### 2.16.1 Anlagenbeschreibung

Oxygenstahlwerke sind gemäß 4. BImSchV Nr. 8.9.1 genehmigt:

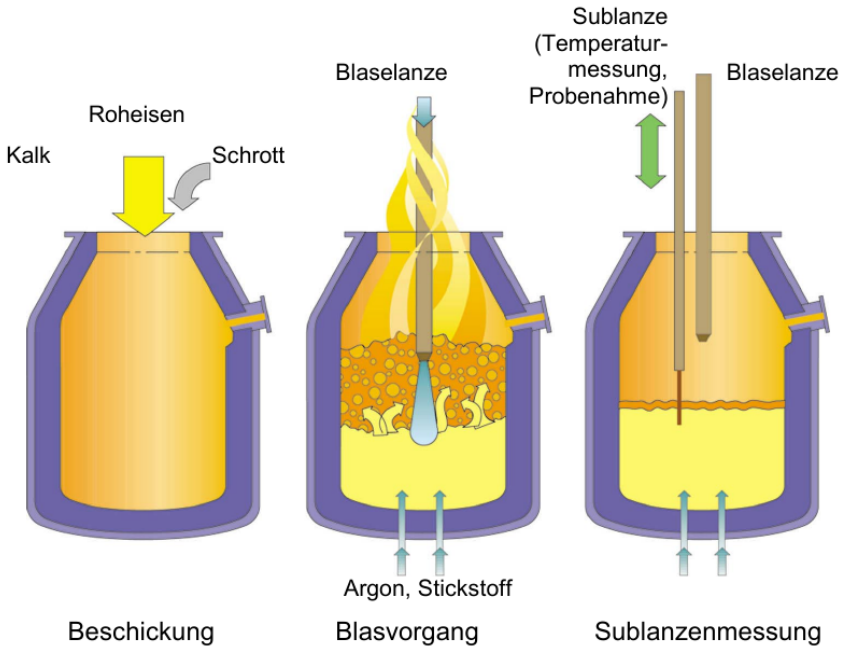
> *„Anlagen zur Herstellung oder zum Erschmelzen von Roheisen oder Stahl, einschließlich Stranggießen, auch soweit Konzentrate oder sekundäre Rohstoffe eingesetzt werde (…)“* [4. BImSchV 2017].

Der größte Teil des in Hochöfen erzeugten Roheisens wird - meist in integrierten Werken - zu Stahl weiterverarbeitet. Hierzu muss der Kohlenstoffgehalt im Roheisen auf Werte unter 1,7 % reduziert werden. Dieser Schritt erfolgt in Oxygenstahlwerken. Heute wird in Deutschland

ausschließlich das Linz-Donawitz-Verfahren (LD-Verfahren) z. T. in verschiedenen Abwandlungen angewendet. Der Transport vom Hochofen zum Oxygenstahlwerk erfolgt auf Schienen mit Hilfe von sogenannten Torpedopfannen. Zunächst wird im Rahmen einer Vorbehandlung eine Entschwefelung des flüssigen Eisens insbesondere mit Hilfe von Calciumcarbit, Kalk und Magnesium vorgenommen. Die Stoffe werden mit einer Lanze in die flüssige Schmelze mit Hilfe von Stickstoff oder Luft eingeführt. Die schwefelhaltige Schlacke schwimmt auf und wird abgeschöpft. Der Schwefelgehalt des Eisens wird bei diesem Vorgang auf unter 0,001 % reduziert. Der Vorgang erfolgt in geschlossenen Räumen mit Abluftabsaugung. (BREF Eisen und Stahl 2012; Hensmann et al. 2010; Bartos et al. 2015)

Die Oxidation des Roheisens (Frischung) erfolgt in einem Konverter, der mit feuerfestem Material ausgekleidet ist und über eine Chargierpfanne beschickt wird. Ein Prozesszyklus beinhaltet die Chargierung mit Schrott und Flüssigeisen, das Sauerstoffblasen, die Beprobung und den Abstich. Der eingesetzte Stahlschrott dient dazu, die Schmelze auf Temperaturen im Bereich von 1.600 – 1.750 °C zu kühlen. In der Regel liegt der Anteil an Stahlschrott im Bereich von 190 kg/Mg Flüssigstahl (BREF Eisen und Stahl 2012). Er kann aber auch deutlich höher liegen. Nach der Chargierung wird eine wassergekühlte Lanze von oben in den Konverter eingeführt, die Sauerstoff mit hohem Druck von ca. 12 bar auf die Schmelze bläst (siehe Abbildung 45). Die dabei intensiv einsetzende Verbrennung der Eisenbegleiter, insbesondere des Kohlenstoffs, führt zu einer starken Temperaturzunahme und einer Durchwirbelung der Schmelze. Von unten wird Stickstoff oder Argon zugeführt, um die Schmelze besser zu vermischen und die Löslichkeit des Wasserstoffs in der Schmelze herabzusetzen. Der Wasserstoff gast zusammen mit dem gebildeten Kohlenmonoxid aus. Dies führt zu einem Aufschäumen der sich auf der Schmelze bildenden Schlacke. Während des Frischprozesses nehmen die Gehalte an Kohlenstoff, Silizium, Mangan, Phosphor und Aluminium in der Schmelze ab. (BREF Eisen und Stahl 2012; Hensmann et al. 2010; Bartos et al. 2015)

**Abbildung 45: Schema eines Konverters mit Sauerstoffeinblasung**




Quelle: (Voestalpine 2000)

Der Oxidation im Konverter folgt eine Nachbehandlung der Schmelze durch verschiedene metallurgische Verfahrensschritte, wie z. B. Desoxidation, Entfernung von Schwefel, Phosphor,

Stickstoff, Wasserstoff, Begleitelementen, Vakuumbehandlung und Entgasung (Bartos et al. 2015). Eine wesentliche Stufe der Sekundärmetallurgie ist die Vakuumbehandlung, in der gasförmiger Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff und verbliebener Kohlenstoff aus der Schmelze bei Vakuumbedingungen unter 0,5 mbar entfernt werden. Darüber hinaus erfolgt u. a. die Zugabe von Legierungskomponenten, eine Homogenisierung, eine Temperatursteuerung. Ziel der Behandlung sind ein erhöhter Reinheitsgrad, geringere Gaskonzentrationen sowie engere Legierungstoleranzen. Nach Erreichen der gewünschten Stahlqualität erfolgt der Abguss, i. d. R. im Stranggussverfahren. (BREF Eisen und Stahl 2012)

Das überwiegend aus Kohlenmonoxid bestehende Konvertergas wird über ein Loch an der Konverteroberseite erfasst (primäres Absaugsystem). Bei einigen Anlagen, z. B. bei der ArcelorMittal in Ruhrort in Duisburg, wird das Konvertergas direkt unter Luftzuführung verbrannt und anschließend einer Trockenentstaubung unterzogen. Die Abhitze wird einem Kessel zugeführt. Bei dieser Form der Gasnutzung entstehen hohe Abluftvolumenströme. Beim überwiegenden Teil der Anlagen wird eine vollständige Oxidation unterdrückt. Das Gas wird mittels trockener (Gewebefilter oder E-Filter) oder nasser Verfahren (i. d. R. Venturiwäscher) gereinigt und als Konvertergas in ein Verbundsystem eingespeist. (BREF Eisen und Stahl 2012)

Neben der Primärentstaubung des Konvertergases erfolgt bei Oxygenstahlwerken eine Sekundärentstaubung verschiedener Abluftströme, die insbesondere bei den folgenden Vorgängen anfallen:

- Umfüllen des flüssigen Roheisens von der Torpedopfanne (oder dem Roheisenmischer) in die Chargierpfanne,
- Erfassung der Sekundäremissionen aus der Chargierung des Sauerstoffblasstahlkonverters, dem Abstich von Rohstahl und Schlacken, den Pfannen sowie der Sekundärmetallurgie,
- Vorbehandlung des Roheisens einschließlich Umfüllen, Entschlackung und Entschwefelung,
- Handling der Additive,
- Barren- und Strangguss.

Die Abgasreinigung erfolgt üblicherweise mit Hilfe von Gewebe- oder Elektrofiltern. (BREF Eisen und Stahl 2012)

Die bei der Chargierung des Stahlschrotts erreichbaren Abluft- bzw. Stauberfassungsraten sind im Vergleich zu den anderen oben genannten Prozessen mit 24-64 % relativ niedrig. Beim Chargieren des Roheisens liegen sie mit 89 – 94 % deutlich höher (BREF Eisen und Stahl 2012).

Nicht erfasste Abluft wird i. d. R. über Dachluken der Stahlwerkshalle abgeführt .

### 2.16.2 Anlagenbestand

Im Jahr 2016 wurden in Deutschland ca. 30 Mio. Mg Rohstahl in insgesamt 7 intergierten Stahlwerken an den Standorten Eisenhüttenstadt, Bremen, Duisburg, Dillingen und Völklingen erzeugt (Wirtschaftsvereinigung Stahl 2017). Der Schrotteinsatz in Oxygenstahlwerken betrug ca. 4,9 Mio. Mg.

### 2.16.3 Quecksilbereintrag

Der Quecksilbereintrag in Oxygenstahlwerke erfolgt in erster Linie über den Metallschrott. Untersuchungen an Quecksilbergehalten in deutschen Stahlschrotten liegen nicht vor. Es wird

davon ausgegangen, dass die Quecksilberbelastung des Schrotts hohe Spannbreiten aufweist. Insbesondere beim Einsatz von Altfahrzeugen und Schrott aus weißer Ware können durch nicht entnommene quecksilberhaltige elektrische Bauteile erhebliche Quecksilbereinträge erfolgen (siehe hierzu auch Kapitel 2.17.3(Elektrostahlwerke). Im Vergleich zu Elektrostahlwerken wird bei Oxygenstahlwerken ein wesentlich höherer Anteil von Eigenschrott eingesetzt. Er liegt bei ca. 60 % (Alwood et al. 2011). Es ist davon auszugehen, dass der Eigenschrott nur vernachlässigbar geringe Quecksilberkonzentrationen enthält. Für Untersuchungen an chinesischen Stahlschrotten wird ein Median von 48 mg Hg/Mg Schrott genannt, für hochlegierte Stahle (alloy scrap) wird ein Median von 2 mg Hg/Mg Schrott angegeben (Wu et al. 2017). Für die Analysen lagen nur wenige Messwerte vor.

Die Quecksilbereinträge durch Hochofenstahl werden aufgrund der hohen Temperaturen in der Schmelze als vernachlässigbar angesehen (siehe hierzu auch Kapitel 2.14 (Hochofen). Dies bestätigen Messungen aus China, bei denen alle Messwerte unter der Nachweisgrenze lagen (Wu et al. 2017). Auch die Hg-Einträge durch Zuschlagstoffe, wie z. B. Calciumcarbit werden als vernachlässigbar angesehen.

Der Schrotteinsatz in Oxygenstahlwerke betrug im Jahr 2016 4,9 Mio. Mg. Wird von einem Anteil an Eigenschrott von 60 % ausgegangen, reduziert sich die mit Quecksilber belastete Schrottmenge auf 1,96 Mio. Mg. Bei einem mittleren Quecksilbergehalt von 48 mg/Mg Schrott lässt sich ein Quecksilberinput von ca. 94 kg/a ermitteln.

**Tabelle 117: Quecksilbereinträge in Oxygenstahlwerke über den eingesetzten Stahlschrott auf Basis von Hg-Konzentrationen in chinesischen Stahlschrotten**

| Nr. | Schrotteinsatz in 2016 [Mio. Mg/a] | Hg-Mittel A [mg/Mg] | Hg-Input A [kg/a] |
|---|---|---|---|
| 1 | 1,97 | 48 | 94,4 |

Quellen: Schrottmenge: (Wirtschaftsvereinigung Stahl 2017; Alwood et al. 2011); 1A: (Wu et al. 2017)

### 2.16.4 Verhalten von Quecksilber bei der Oxygenstahlerzeugung

Über das Verhalten von Quecksilber bei der Oxygenstahlerzeugung liegen bislang wenige Informationen vor. Da der Haupteintrag von Quecksilber über den Metallschrott erfolgt, der anschließend im Konverter zur Schmelze gebracht wird, ist davon auszugehen, dass das Quecksilber während der Konvertierung aus dem schmelzenden Schrott freigesetzt wird. Die Reaktionsbedingungen im Konverter sind eher oxidativ, da ein gewisser Anteil an Quecksilber in seiner oxidierten Form vorliegen kann. Aufgrund fehlender Reaktionspartner kann angenommen werden, dass der überwiegende Anteil des Quecksilbers in seiner elementaren Form vorliegt. Das Quecksilber verteilt sich auf die Stoffströme Konvertergas und Abluft aus der Sekundärabsaugung.

Bei der Reinigung von Konvertergas werden trockene und nasse Verfahren eingesetzt. Bei nassen Verfahren kann zumindest ein Teil des oxidierten Quecksilberanteils aus dem Konvertergas entfernt werden. Beim Einsatz von zinkfreiem Schrott ist der Einsatz von Konverterschlamm, der bei der Reinigung des im Kreislauf geführten Abwassers aus der Nasswäsche anfällt, in der Sinteranlage möglich. Werden trockene Verfahren angewendet, wird staubgebundenes Quecksilber abgeschieden. Aus den abgeschiedenen Stäuben werden bei Temperaturen von ca. 750 °C i. d. R. Briketts gepresst, die aufgrund ihres hohen Eisenmetallanteils wieder in den Stahlerzeugungsprozess zurückgeführt werden. (BREF Eisen und Stahl 2012) Es ist davon auszugehen, dass der größte Teil des Quecksilbers in die Abluft der

Heißbrikettierung gelangt und somit über die Sekundärabluftentstaubung geführt wird, vorausgesetzt, dass diese ist an die Heißbrikettierung angeschlossen ist.

Ein weiterer quecksilberhaltiger Abluftstrom kann bei der Sekundärabsaugung anfallen, die während des Chargierprozesses von Roheisen erfolgt. Durch den Kontakt mit der Schmelze wird bereits ein Teil des Roheisens aufgeschmolzen und Verunreinigungen werden verbrannt. Bei der Entstaubung der Sekundärabluft werden insbesondere trockene Techniken, wie z. B. Elektro- und Gewebefilter eingesetzt. Staubgebundenes Quecksilber kann hierdurch zu einem erheblichen Teil abgeschieden werden. Durch Ruß, der bei der Verbrennung von im Stahlschrott enthaltenen Verunreinigungen freigesetzt und über die Filter abgeschieden wird, lässt sich auch ein Teil oxidierten gasförmigen Quecksilbers abscheiden. Die abgeschiedenen Staubmengen liegen bei 0,5 kg/Mg Stahl und enthalten hohe Eisenanteile. Deren Verwertung hängt vom Zinkgehalt ab. Teilweise werden die Stäube daher wieder im Konverter eingesetzt, teilweise gehen sie in Zinkwälzanlagen.

Über die Verteilung der Hg-Spezies ist nur wenig bekannt. (Wu et al. 2017) nennen einen Anteil von über 60 % $Hg^0$ im Abgas von Oxygenstahlwerken. Ob es sich dabei ausschließlich um Emissionen durch die Verwertung von Konvertergas handelt, ist nicht bekannt. Das übrige Quecksilber liegt ebenfalls gasförmig als $Hg^{2+}$ vor.

### 2.16.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.16.5.1 Co-Benefit

In Oxygenstahlwerken wird Quecksilber über folgende Abgasreinigungstechniken abgeschieden, die vorrangig zur Minderung von Staub- und PCDD/F-Emissionen eingesetzt werden:

- Gewebe- oder Elektrofilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Venturiwäscher (Abscheidung staubgebundenes und oxidiertes Quecksilber)

Das abgeschiedene Quecksilber wird aber ggf. durch Staub- und Schlammrückführung wieder dem Blasprozess zugeführt, wodurch Anreicherungsvorgänge stattfinden.

Im Rahmen der Abwasserbehandlung erfolgt eine Sedimentation und Filterung. Hierdurch wird an Partikel gebundenes Quecksilber mit abgeschieden.

#### 2.16.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Für Oxygenstahlwerke sind keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken bekannt.

### 2.16.6 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus Oxygenstahlwerken erfolgen insbesondere über die in Tabelle 118 angegeben Pfade.

**Tabelle 118: Quecksilberaustrag aus Oxygenstahlwerken**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornsteine für Abgase der Primär- und Sekundärentstaubung<br>Konvertergas<br>Diffuse Emissionen über Dachluken<br>Fackel Konverter | Zu Beginn und Ende des Blasprozesses wird Konvertergas mit niedrigem CO-Gehalt abgefackelt |

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Wasser | Abwasser | Es fallen Abwassermengen an, z. B. bei der Nassentstaubung an |
| Abfall | Filterstäube<br>Stahlwerksschlacken | Filterstäube und Schlämme aus der Trocken- bzw. Nassentstaubung werden wieder in den Prozess zurückgeführt oder extern verwertet. |
| Produkt | Stahl | aufgrund der hohen Schmelztemperaturen nur in sehr geringem Maße |

Abwasser fällt bei Oxygenstahlwerken insbesondere in der Abgasbehandlung an,

- wenn nasse Abgasreinigungseinrichtungen, z. B. Venturiwäscher, eingesetzt werden,
- in der Vakuumbehandlung sowie
- bei Kühlprozessen von Gussvorgängen.

Im Hinblick auf Quecksilberemissionen ist insbesondere das Abwasser aus der Abgasbehandlung relevant. Ein Teil wird im Kreislauf geführt. Zuvor werden Grobpartikel durch Sedimentation und Feinpartikel durch Flockung, z. B. Elektroflocculation, abgeschieden. Beim Einsatz von zinkfreiem Schrott kann der Schlamm in der Sinteranlage eingesetzt werden oder nach einer Kaltbrikettierung direkt im Blasstahlkonverter (BREF Eisen und Stahl 2012). Das Abschlämmwasser wird einer Sedimentation und Filterung unterzogen. (BREF Eisen und Stahl 2012)

Bei einem Oxygenstahlwerk wurden Quecksilberkonzentrationen im Abwasser gemessen, die unter der allerdings relativ hohen Bestimmungsgrenze von 30 µg/l lagen (Behördeninformation 2017). Zu Bestimmungsgrenzen bei Abwasseranalysen siehe Kap. 2.3.2. Weitere Messwerte zu Quecksilber im Abwasser von Oxygenstahlwerken sind nicht bekannt. Anhang 29 zur AbwasserVO (Eisen- und Stahlerzeugung) enthält keine Vorgaben zur Begrenzung von Quecksilberemissionen, so dass die wasserrechtlichen Erlaubnisse i. d. R. keine Pflicht zu Messungen enthalten.

Daten zu Hg-Gehalten in Schlacken von Oxygenstahlwerken liegen bislang nicht vor.

Der beim Einsatz von trockenen Abgasreinigungstechniken bei der Reinigung von Konvertergas anfallende Staub weist hohe Eisengehalte auf. Er wird i. d. R. brikettiert. Briketts aus Grobstaub, die ca. 70 % metallisches Eisen enthalten, können im Blasstahlkonverter anstelle von Schrott eingesetzt werden, solange der Zinkgehalt unter 17 % liegt. Zur Briketterzeugung werden die Stäube auf Temperauren bis 750 °C aufgeheizt. (BREF Eisen und Stahl 2012) Es ist davon auszugehen, dass das enthaltene Quecksilber bei diesem Vorgang verdampft und diffus über die Dachluken freigesetzt wird, sofern die Abgase nicht über die Sekundärentstaubung erfasst werden.

Die in der Sekundärentstaubung erfassten Abluftvolumenströme werden i. d. R. über Gewebe- oder Elektrofilter gereinigt. Abgeschiedene Stäube werden als Briketts wieder in den Konverter zurückgeführt oder extern verwertet. In Duisburg wird beispielsweise von der Firma DK Recycling und Roheisen GmbH ein kleiner Hochofen betrieben, der Stäube mit relativ hohen Zinkgehalten einsetzten kann.

Quecksilberhaltige Abluftströme in der Sekundärentstaubung sind insbesondere bei der Charchierung des Schrotts und bei der Brikettierung von Stäuben aus der Reinigung von

Konvertergas zu erwarten. Daten zu Quecksilber aus Abgasen der Sekundärentstaubung liegen bislang nicht vor.

Emissionsfaktoren zu Quecksilber in Abgasen von Oxygenstahlwerken werden im BVT-Merkblatt zur Eisen- und Stahlerzeugung genannt. Sie liegen zwischen 0,00 und 0,02 g/Mg erzeugtem Flüssigstahl. (BREF Eisen und Stahl 2012) Allerding ist den Angaben nicht zu entnehmen, ob es sich um Emissionen aus der Primär- und Sekundärentstaubung oder nur aus der Primärentstaubung von Konvertergas handelt. Bei einer Erzeugungsmenge von ca. 30 Mio. Mg Rohstahl ergeben sich bis zu 600 kg/a Quecksilberemissionen (siehe Tabelle 119).

In den Emissionserklärungen für das Jahr 2016 wurden nur für eine Anlage Quecksilberemissionen ausgewiesen. Es handelt sich um eine Emissionsquelle mit der Bezeichnung „Primärentstaubung". Bei der Primärentstaubung wird normalerweise Konvertergas entstaubt. Insofern ist die Quellbezeichnung nicht nachvollziehbar. Es wurde ein Frachtwert von 10,8 kg (basierend auf Messungen) und ein Konzentrationswert von 6,7 µg/m³ angegeben.

**Tabelle 119: Quecksilberausträge aus Oxygenstahlwerken über das Konverterabgas auf Basis von Emissionsfaktoren nach dem BVT-Merkblatt**

| Nr. | Stahlproduktion 2016 [Mio. Mg/a] | E-Faktor A [g/Mg Stahl] | E-Faktor B [g/Mg Stahl] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 30 | 0 | 0,02 | 0 | 600 |

Quellen: Stahlmenge: (Wirtschaftsvereinigung Stahl 2017); 1A/1B: (BREF Eisen und Stahl 2012)

(Wu et al. 2017) nennen eine Quecksilberfreisetzungsrate für Oxygenstahlwerke über den Luftpfad von 80 % bezogen auf den Input. Unklar ist dabei, ob bei der Berechnung diffuse Emissionen berücksichtigt wurden. Bei einem Hg-Input, von ca. 94 kg/a (siehe Kap. 2.16.3) errechnet sich ein Austrag über die Luft von ca. 75,5 kg/a (siehe auch Tabelle 120).

**Tabelle 120: Quecksilberausträge aus Oxygenstahlwerken über die Abluft auf Basis von Freisetzungsraten, die an chinesischen Anlagen ermittelt wurden.**

| Nr. | Hg-Input 2016 [kg/a] | Freisetzungsrate [%] | Hg-Output [kg/a] |
|---|---|---|---|
| 1 | 94,4 | 80 | 75,5 |

Quellen: Hg-Input: siehe Kap. 2.16.3; Freisetzungsrate: (Wu et al. 2017)

Der Ablufterfassungsgrad bei der Chargierung von Stahlschrott ist relativ niedrig. Deutlich höher ist er beim Chargieren der Schmelze (siehe hierzu auch Kap. 2.16.1). Messungen oder Abschätzungen zu diffusen Hg-Emissionen bei Oxygenstahlwerken liegen nicht vor. Für Staubemissionen kommt das Umweltbundesamt in einer Studie zu dem Ergebnis, dass bei Oxygenstahlwerken ca. 70 % des emittierten Staubes über diffuse Quellen freigesetzt werden (Hensmann et al. 2010).

Da Quecksilber nur über die Staubabscheidung erfasst und hier wiederum nur ein kleiner Teil des Quecksilbers abgeschieden werden kann, dieser aber zu einem erheblichen Anteil wieder in den Prozess zurück und damit im Kreislauf geführt wird, ist davon auszugehen, dass der Anteil der diffusen Hg-Emissionen an den Gesamtquecksilberemissionen bei Oxygenstahlwerken deutlich über dem Anteil der diffusen Staubfreisetzung an der Gesamtstaubfreisetzung liegt. Hinzu kommt, dass Quecksilber bei der Heißbrikettierung von Stäuben entweicht. Ob die Abluft

der Heißbrikettierung in Oxygenstahlwerken erfasst wird, ist nicht bekannt. Als wesentliche Emissionsquelle der diffusen Emissionen sind die Dachluken anzusehen.

Kohlenstoffarmes Konvertergas, das zu Beginn und zum Ende des Blasverfahrens anfällt, wird abgefackelt. In einem Stahlwerk in Duisburg wird das Konvertergas unabhängig davon, ob es verwertet oder abgefackelt wird, über einen Nasselektrofilter entstaubt, in dem insbesondere staubgebundenes Quecksilber mit abgeschieden werden kann . Die Fackel stellt eine weitere Quelle für freigesetztes gasförmiges Quecksilber dar. Daten zu den Hg-Emissionen von Fackeln an Oxygenstahlwerken liegen nicht vor.

Insgesamt betrachtet weisen Oxygenstahlwerke keine klaren Quecksilbersenken auf. Quecksilber, das über die Entstaubung in der Primärabgasbehandlung (Konvertergasreinigung bei der unterdrückten Verbrennung, Abgasreinigung bei direkter Verbrennung) an Stäuben gebunden oder in Schlämmen enthalten ist, wird entweder in den Prozess zurück und damit im Kreislauf geführt oder in andere Prozesse (z. B. Sinteranlage, Zinkhütten etc.) verlagert. Der Hauptaustrag erfolgt somit über Reststoffe zur Verwertung oder über den Luftpfad durch gefasste und insbesondere diffuse Emissionen. Entsprechende Daten zu Hg Gehalten in Schlämmen und Stäuben liegen derzeit nicht vor.

Aufgrund der hohen Prozesstemperaturen bei der Stahlerzeugung ist davon auszugehen, dass im Produkt Stahl selbst nahezu kein Quecksilber enthalten ist.

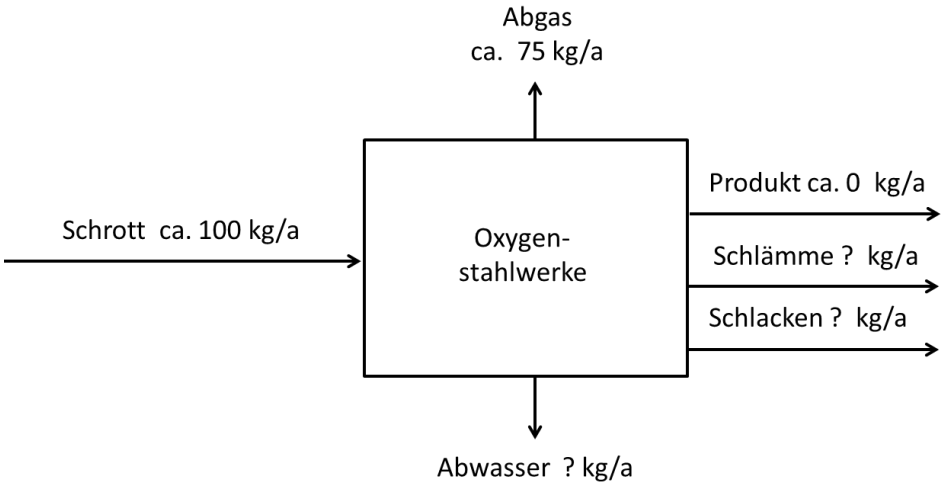
### 2.16.7 Gesamtbetrachtung

Die Datenlage zu Quecksilberemissionen bei Oxygenstahlwerken ist aufgrund der wenigen vorliegenden Messungen sehr unsicher. Messungen zu Quecksilber im Schrott, der wesentlichen Inputquelle sind aufgrund von dessen Inhomogenität mit großen Unsicherheiten verbunden. Auf Basis der vorliegenden Daten lässt sich folgendes aussagen:

Der Quecksilberinput über den Stahlschrott wird mit 100 kg/a abgeschätzt. Daten zu Quecksilber in Abwasser, Reststoffen und dem Produkt Stahl liegen nicht vor, wobei der Hg-Gehalt im erzeugten Stahl als vernachlässigbar angesehen werden kann. Weiterhin liegen keine Daten zu Quecksilberausträgen über die Sekundärabsaugung sowie zu diffusen Emissionen vor. Die Austragsmengen über das gefasste Abgas liegen bei ca. 76 kg/a.

Für das Produkt Stahl wird angenommen, dass die Austräge vernachlässigbar sind. Aufgrund der nur lückenhaft vorliegenden Daten kann die in Abbildung 46 dargestellt Quecksilberbilanz nur erst Anhaltspunkte für die Input- und Outputströme von Quecksilber in Oxygenstahlwerken liefern.

**Abbildung 46: Quecksilberbilanz Oxygenstahlwerke für das Jahr 2016 bezogen auf 30 Mio. Mg Rohstahl-Output aus integrierten Stahlwerken**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für Oxygenstahlwerke.

**Tabelle 121: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Oxygenstahlwerke**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Wasser | 6 |
| Output Abfälle | 6 |
| Produkt Stahl | 6 |

## 2.17 Stahlproduktion (IED 2.2) - Elektrostahlwerke

### 2.17.1 Anlagenbeschreibung

Elektrostahlwerke sind gemäß 4. BImSchV Nr. 3.2.2 genehmigt:

> *„Anlagen zur Herstellung oder zum Erschmelzen von Roheisen oder Stahl, einschließlich Stranggießen, auch soweit Konzentrate oder sekundäre Rohstoffe eingesetzt werde (...)“* [4. BImSchV 2017]

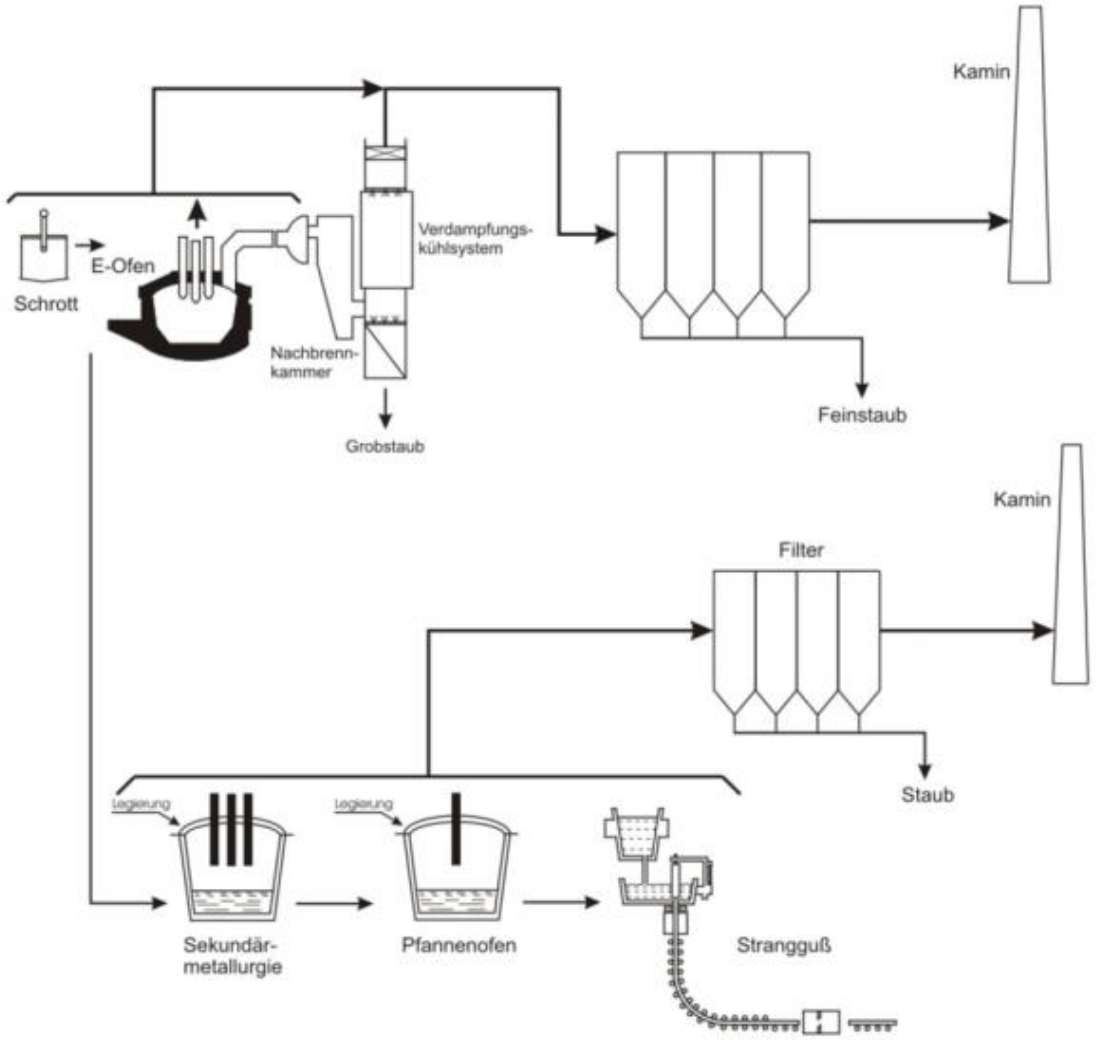
Der angelieferte Stahlschrott wird zunächst auf Halden zwischengelagert. Im Einzelfall erfolgt eine Vorbehandlung mithilfe eines Schredders (siehe Kapitel 2.35, S. 380). Der Eintrag in den Schmelzofen erfolgt im klassischen Verfahren über sogenannte Schrottkörbe. Der Schrott wird im Schmelzhaus oder der Ofenhalle im Elektrolichtbogenofen mittels elektrischer Energie zu Rohstahl aufgeschmolzen. Nach dem Schmelzvorgang wird Sauerstoff zur Reduzierung des Kohlenstoffgehalts in die Schmelze eingeblasen. Bei diesem Vorgang werden zusammen mit nichtmetallischen Zuschlagsstoffen auch unerwünschte Begleitelemente oxidiert und in die Schlacke eingebunden (BREF Eisen und Stahl 2012; Hensmann et al. 2010).

Nach dem Abstich des Rohstahls erfolgt die Nachbehandlung in der Sekundärmetallurgie. Zur Einstellung der gewünschten Stahlsorte werden der Schmelze Kohlenstoff und Legierungen zugemischt. Der Vorgang erfolgt in so genannten Pfannenöfen. Die Arbeitsvorgänge hängen von den zu erzeugenden Stahlsorten ab, die von Massengütern bis zu Spezialstählen reichen. In der Stranggießanlage wird der Flüssigstahl zu Brammen, Knüppeln und Profilvorformen vergossen (BREF Eisen und Stahl 2012; Hensmann et al. 2010).

Insbesondere beim Einschmelzvorgang entstehen erhebliche Mengen an staubhaltigem Abgas, die üblicherweise über ein Loch am Ofen abgesaugt werden. Beispielsweise wird bei einem Ofen mit 3 Elektroden die Abluft am 4. Loch abgesaugt. Eine Kombination aus Direktabsaugung des vierten Loches (im Falle von 3 Elektroden) bzw. des zweiten Loches (im Falle von einer Elektrode) und einem Haubensystem oder einer Ofeneinhausung oder einer Absaugung der gesamten Halle sind die bevorzugten Techniken. Die Abgasbehandlung erfolgt mithilfe von Elektro- oder Gewebefiltern. (BREF Eisen und Stahl 2012)

Abbildung 47 zeigt das Verfahrensfließbild eines Elektrostahlwerks. Die Abgasreinigung ist mit einer Nachverbrennung, einem Verdampfungskühler, einer Aktivkohleeindüsung (in der Abbildung nicht dargestellt) und einem Gewebefilter ausgerüstet.

**Abbildung 47: Verfahrensfließbild eines Elektrostahlwerkes**




Quelle: (Hensmann et al. 2010)

### 2.17.2 Anlagenbestand

Im Jahr 2016 wurden in Deutschland ca. 12,6 Mio. Mg Rohstahl in insgesamt 17 Elektrostahlwerken einschließlich des Stahlwerks der ArcelorMittal in Hamburg produziert (Wirtschaftsvereinigung Stahl 2017). In der Anlage der ArcelorMittal in Hamburg (Kapazität 1,1 Mio. Mg Stahl je Jahr) werden ca. 55 % Stahlschrott und 45 % Eisenschwamm eingesetzt, welcher in einer Direktreduktionsanlage erzeugt wird, so dass ein erheblicher Teil des produzierten Stahls nicht aus Schrott hergestellt wird (ArcelorMittal 2017). Der Schrotteinsatz in deutschen Elektrostahlwerken lag im Jahr 2016 bei ca. 13 Mio. Mg (BDSV 2017b).

### 2.17.3 Quecksilbereintrag

Der Quecksilbereintrag erfolgt in erster Linie über den Metallschrott. Untersuchungen an Quecksilbergehalten in deutschen oder europäischen Schrotten liegen nicht vor. Für Untersuchungen an chinesischen Stahlschrotten wird ein Medianwert von 48 mg/Mg Schrott genannt, für hochlegierte Stähle (alloy scrap) wird ein Median von 2 mg/Mg Schrott angegeben

(Wu et al. 2017). Für die Analysen lagen nur wenige Messwerte vor. Es ist davon auszugehen, dass die Quecksilberbelastung des Schrotts hohe Spannbreiten aufweist. Insbesondere beim Einsatz von Altfahrzeugen und Schrott aus weißer Ware können durch nicht entnommene quecksilberhaltige elektrische Bauteile erhebliche Quecksilbereinträge erfolgen.

Auf Basis der in Elektrostahlwerken im Jahr 2016 eingesetzten Schrottmenge von 13 Mio. Mg und einem Quecksilbergehalt von 48 mg/Mg in Stahlschrott lässt sich ein Quecksilberinput von 620 kg/a ermitteln.

**Tabelle 122: Quecksilbereinträge in Elektrostahlwerke über den eingesetzten Stahlschrott auf Basis von Hg-Konzentrationen in chinesischen Stahlschrotten**

| Nr. | Schrotteinsatz in 2016 [Mio. Mg/a] | Hg-Mittel A [mg/kg] | Hg-Input A [kg/a] |
|---|---|---|---|
| 1 | 13 | 0,048 | 620 |

Quellen: Schrottmenge: (Wirtschaftsvereinigung Stahl 2017); 1A: (Wu et al. 2017)

## 2.17.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

### 2.17.4.1 Co-Benefit

In Elektrostahlwerken wird Quecksilber über folgende Abgasreinigungstechniken abgeschieden, die vorrangig zur Minderung von Staub und PCDD/F eingesetzt werden:

- Gewebe- oder Elektrofilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Eindüsung von Aktivkohle vor einem Gewebefilter (Mindestens eine Anlage in Deutschland) (Feralpi Stahl 2016).

### 2.17.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Im Stahlwerk der Fa. Feralpi in Riesa wird Aktivkohle vor einem Gewebefilter eingedüst (Feralpi Stahl 2016). Ob noch weitere Anlagen in Deutschland diese Technik anwenden, ist nicht bekannt.

## 2.17.5 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus Elektrostahlwerken erfolgen insbesondere über die in Tabelle 123 angegeben Pfade:

**Tabelle 123: Quecksilberaustrag aus Elektrostahlwerken**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Hauptkamin | |
| Wasser | - | es fällt kein Abwasser an |
| Abfall | Filterstäube<br>Stahlwerksschlacken | Filterstäube werden in Zinkwälzöfen verwertet<br>Schlacken werden entweder im Straßen- oder Wegebau eingesetzt oder deponiert |
| Produkt | Stahl | aufgrund der hohen Schmelztemperaturen nur in sehr geringem Maße |

#### 2.17.5.1 Austräge über Reststoffe

Im Hinblick auf die Abfälle liegen Analysedaten zu Filterstäuben und Stahlwerksschlacken vor.

Zu Hg-Gehalten in Filterstäuben aus Elektrostahlwerken werden sehr unterschiedliche Konzentrationen angegeben. Sie liegen zwischen 2,34 und 20 mg/kg (LfU Brandenburg 2017; Bez. Reg. Düsseldorf 2017b; Kleine Anfrage 2012).

Die mit Abstand höchsten Hg-Konzentrationen wurden in den Filterstäuben des Stahlwerkes Riesa gemessen. Dieses Stahlwerk arbeitet als einzige Anlage in Deutschland mit der Eindüsung von Aktivkohle in den Abluftstrom vor dem dort installierten Gewebefilter.

Zum Stahlwerk der Feralpi in Riesa liegen auch die Jahresmengen für Filterstaub und Jahresproduktionszahlen für Stahl vor (Kleine Anfrage 2012; Feralpi Stahl 2013, 2016). Daraus lässt sich eine spezifische Filterstaubmenge von ca. 13,7 kg Filterstaub/Mg erzeugtem Stahl berechnen. Für die Badischen Stahlwerke wird eine spezifische Filterstaubmenge von 20 kg/Mg Stahl genannt (RP Freiburg 2009).

Für die Bilanz wurde so vorgegangen, dass die Quecksilberfrachten für das Stahlwerk der Fa. Feralpi in Riesa gesondert berechnet wurden; dazu wurden die entsprechenden spezifischen Filterstaubmengen und der Mittelwert der vorliegenden Filterstaubanalysen verwendet. Für die übrigen Stahlwerke wurde der Mittelwert aus 12 Analysen von Filterstäuben verschiedener Stahlwerke herangezogen. Für Feralpi (Riesa) wurden die in der Umwelterklärung ausgewiesenen Produktionsdaten herangezogen. Für die übrigen Stahlwerke wurde die für 2016 vom Statistischen Bundesamt genannte Produktionsmenge abzüglich der bei Feralpi in Riesa produzierten Stahlmenge zu Grunde gelegt. (Destatis 2017; Feralpi Stahl 2016)

Die Ergebnisse sind in Tabelle 124 dargestellt. Es ergibt sich ein Hg-Austrag von 703,7 kg/a.

**Tabelle 124: Quecksilberausträge aus Elektrostahlwerken über Filterstäube**

| Nr. | Herkunft Filterstaub | Stahlprod. Elektroöfen 2016 [Mio. Mg/a] | Spez. Filterstaub-menge [kg/Mg Stahl] | Hg-Mittel A [mg/kg] | Hg-Mittel B [mg/kg] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Stahlwerk Feralpi | 0,88 | 13,7 | 20 | 20 | 241 | 241 |
| 2 | Übrige Stahlwerke | 11,7 | 16,8 | 2,34 | 2,34 | 460 | 460 |
| 3 | **Summe** | **12,6** | | | | 701 | 701 |

Stahlmenge: (Destatis 2017; Feralpi Stahl 2016; Wirtschaftsvereinigung Stahl 2017); spez. Filterstaubmengen: 1: berechnet nach Daten aus (Kleine Anfrage 2012) und (Feralpi Stahl 2013); 2: (RP Freiburg 2009) 1A: (Kleine Anfrage 2012) (Feralpi 2010) ; 2A/2B: (Bez.Reg. Düsseldorf 2017b)

Für Elektroofenschlacke liegt eine spezifische Mengenangabe zu den Schlacken der Badischen Stahlwerke vor (RP Freiburg 2009). Für Hg-Konzentrationen in der Schlacke steht ein Wert für das Stahlwerk der Fa. Feralpi von 0,037 mg/kg TS zur Verfügung. Damit ergibt sich hochgerechnet auf die Gesamtstahlproduktion für das Jahr 2016 ein Quecksilberaustrag über die Schlacke von 50 kg/a (siehe Tabelle 125).

**Tabelle 125: Quecksilberausträge aus Elektrostahlwerken über Schlacke**

| Nr. | Herkunft Schlacke | Stahlproduktion 2016 [Mio. Mg/a] | Spez. Schlackemenge [kg/Mg Stahl] | Hg-Mittel A [mg/kg] | Hg-Output A [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Gesamt | 12,6 | 130 | 0,037 | 61,6 |

Stahlmenge: (Wirtschaftsvereinigung Stahl 2017); spez. Schlackemengen: (RP Freiburg 2009) 1A: (Feralpi 2010)

#### 2.17.5.2 Emissionen über den Luftpfad

Die Auswertung der Emissionserklärungen für das Jahr 2016, die über die Länderbehörden abgefragt wurden, erbrachte nur sehr wenig Daten. Von den 17 deutschen Elektrostahlwerken liegen Daten von insgesamt 5 Anlagen vor. Die Badischen Stahlwerke (BSW) berichteten eine Fracht von 153 kg Hg bei einer durchschnittlichen Konzentration von 10 µg/m³ am Hauptschornstein. Die übrigen 4 Stahlwerke berichten insgesamt von einer Quecksilberfracht von 14,8 kg Hg. Die durchschnittlichen Emissionskonzentrationen lagen bei diesen Anlagen zwischen 6,2 und 0,001 µg/m³.

Die BSW sind das einzige Stahlwerk, das in Deutschland mit einer kontinuierlichen Quecksilbermessung ausgerüstet ist. Bei allen anderen Anlagen wird, wenn überhaupt, diskontinuierlich gemessen. Anhand einer Produktionsmenge von 2,24 Mio. Mg (BSW 2017) lässt sich für die Badischen Stahlwerke ein Emissionsfaktor von 65 mg/Mg Stahl errechnen. Hochgerechnet auf die Gesamtproduktion aller Elektrostahlwerke in Deutschland ergibt sich eine Jahresfracht für 2016 von 819 kg (siehe Tabelle 126, Zeile Nr. 2).

In einem Forschungsprojekt des UBA wird für Elektrostahlwerke ein Emissionsfaktor von 70,1 mg/Mg Stahl genannt (Hensmann et al. 2010). Damit errechnet sich bei einer Produktionsmenge von 12,6 Mio. Mg eine Gesamtfracht von 883 kg für das Jahr 2016 (siehe Tabelle 126, Zeile Nr. 3).

Das BVT-Merkblatt für die Eisen- und Stahlerzeugung nennt Emissionsfaktoren zwischen 2 und 200 mg Hg/Mg produzierten Stahl (BREF Eisen und Stahl 2012). Der Tabelle 126 lassen sich auch die jährlichen Frachten entnehmen, wenn eine Hochrechnung anhand der Emissionsfaktoren aus dem BVT-Merkblatt erfolgt (Zeile Nr. 1). Für den Quecksilberaustrag über die Abluft ergibt sich eine Spanne von 21 bis 2.100 kg/a.

Dass durch deutsche Elektrostahlwerke relativ hohe Quecksilberemissionen zu erwarten sind, zeigt folgende Überlegung: Wird die jährliche Quecksilberfracht, die in den Filterstäuben des Stahlwerkes in Riesa enthalten ist, auf die Gesamtfilterstaubmenge der Stahlwerke in Deutschland hochgerechnet, ergibt sich ein Hg-Austrag von ca. 4.200 kg/a (Annahme spez. Filterstaubmenge 17 kg/Mg Stahl). Ohne das Stahlwerk Riesa ergibt sich ein Hg-Austrag von ca. 3.900 kg/a. Im Stahlwerk in Riesa wird aufgrund der Eindüsung von Aktivkohle vor dem Gewebefilter der größte Anteil der Hg-Menge im Abgas abgeschieden. Dagegen ist davon auszugehen, dass bei allen anderen Stahlwerken, die keine spezifische Quecksilberminderungstechnik einsetzen, der größte Anteil des Quecksilbers nicht in der Abgasreinigung abgeschieden werden kann, denn der Staub dürfte aufgrund der hohen Prozesstemperaturen relativ geringe Mengen an emissionsmindernd wirkendem Restkohlenstoff enthalten. Dies zeigt sich auch an den relativ niedrigen Analysewerten für Quecksilber in den Filterstäuben einer Reihe von Stahlwerken. Unter der Annahme, dass der allergrößte Teil der beim Stahlwerk in Riesa abgeschieden Quecksilbermenge bei den anderen Stahlwerken nicht abgeschieden wird (die über Filterstäube abgeschiedene Quecksilbermenge der übrigen Stahlwerke beträgt lediglich ca. 380 kg/a (siehe Tabelle 124)), liegt die freigesetzte

Quecksilbermenge durch diese Anlagen aufgrund der weniger abgeschiedenen Quecksilbermengen im Bereich von ca. 3.500 kg pro Jahr.

**Tabelle 126: Quecksilberausträge aus Elektrostahlwerken über die Abluft**

| Nr. | Stahlproduktion 2016 [Mio. Mg/a] | E-Faktor A [mg/Mg] | E-Faktor B [mg/Mg] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 12,6 | 2 | 200 | 25 | 2.520 |
| 2 | 12,6 | 65,0 | 65,0 | 819 | 819 |
| 3 | 12,6 | 70,1 | 70,1 | 883 | 883 |

Quellen: Stahlmenge: (Destatis 2017); 1A/1B: (BREF Eisen und Stahl 2012); 2A/2B errechnet aus Hg Fracht in Emissionserklärung für 2016 und Produktionsmenge in (BSW 2017); 2A/3B (Hensmann et al. 2010)

Aufgrund der hohen Prozesstemperaturen bei der Stahlerzeugung ist davon auszugehen, dass im Produkt Stahl selbst nahezu kein Quecksilber enthalten ist.

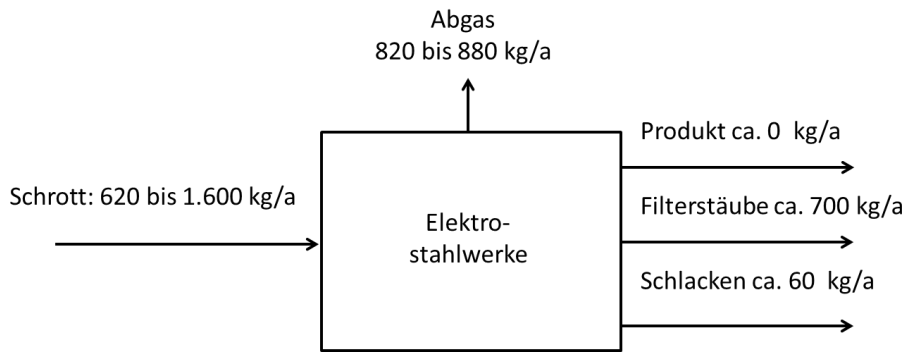
### 2.17.6 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über den Stahlschrott ist mangels Daten aus Europa nicht direkt berechenbar. Eine Abschätzung über Daten zu chinesischen Stahlschrotten ergibt einen Input von 620 kg/a. Anhand der berechneten Austragsfrachten liegt der Quecksilbereintrag im Bereich von 1.600 kg/a.

Der vorläufig berechnete Output über Filterstäube und die Schlacke liegt bei ca. 760 kg. Der Austrag über Luftschadstoffe liegt in einem Bereich von 830 bis 860 kg/a. Ggf. könnte er auch noch höher liegen.

Für das Produkt Stahl wird angenommen, dass die Austräge vernachlässigbar sind.

**Abbildung 48: Quecksilberbilanz Elektrostahlwerke für das Jahr 2016 bezogen auf 12,6 Mio. Mg Rohstahl aus Elektrostahlwerken**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für Elektrostahlwerke.

**Tabelle 127: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Elektrostahlwerke**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 3 |
| Output Abfälle | 4 |
| Produkt Stahl | 6 |

## 2.18 Eisen- und Nichteisen-Gießereien (IED 2.4)

### 2.18.1 Anlagenbeschreibung

Gießereien unterliegen ab einer Schmelzkapazität von mehr als 4 Tonnen pro Tag bei Blei und Cadmium oder 20 Tonnen pro Tag bei allen anderen Metallen der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definition in Nr. 2.4 des Anhang I (IED 2010). In Deutschland sind Eisengießereien der Nr. 3.7 und Nichteisengießereien der Nr. 3.8 der 4. BImSchV zugeordnet. Auch Anlagen mit einer Kapazität ab 2 Tonnen (bei Eisen/Stahl) und ab 500 Kilogramm (bei Nichteisen) pro Tag sind genehmigungspflichtig:

- Nr. 3: Stahl, Eisen und sonstige Metalle einschließlich Verarbeitung
  - Nr. 3.7: Eisen-, Temper- oder Stahlgießereien mit einer Verarbeitungskapazität an Flüssigmetall von
  - Nr. 3.7.1: 20 Tonnen oder mehr je Tag,
  - Nr. 3.7.2: 2 Tonnen bis weniger als 20 Tonnen je Tag.
- Nr. 3.8: Gießereien für Nichteisenmetalle mit einer Verarbeitungskapazität an Flüssigmetall von
  - Nr. 3.8.1: 4 Tonnen oder mehr je Tag bei Blei und Cadmium oder 20 Tonnen oder mehr je Tag bei sonstigen Nichteisenmetallen Tag,
  - Nr. 3.8.2: 0,5 Tonnen bis weniger als 4 Tonnen je Tag bei Blei und Cadmium oder 2 Tonnen bis weniger als 20 Tonnen je Tag bei sonstigen Nichteisenmetallen, ausgenommen
  - 1. Gießereien für Glocken- oder Kunstguss,
  - 2. Gießereien, in denen in metallische Formen abgegossen wird, und
  - 3. Gießereien, in denen das Material in ortsbeweglichen Tiegeln niedergeschmolzen wird.

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken sind im EU BVT-Merkblatt für die Gießereiindustrie beschrieben, das im Jahr 2004 veröffentlicht wurde (BREF SF 2004). Die EU-Kommission plant, das Merkblatt ab dem Jahr 2018/2019 zu aktualisieren und BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) zu veröffentlichen.

Der Guss erfolgt mit Schwerkraft oder unter Druck, in „verlorenen“ (Einmal-)Formen oder Dauerformen. Es wird zwischen Eisenguss und Nichteisenguss unterschieden. Der Eisenguss verwendet eher verlorene Formen, der Nichteisenguss Dauerformen.

Die Verfahrensschritte sind:

- Schmelzen
- Formen- und Kerneherstellung
- Gießen
- Nachbearbeitung
  (BREF SF 2004, S. ii).

Die Schmelze findet v. a. in Kupolöfen, Induktionsöfen, Drehrohröfen und Schachtöfen statt. Oxide, Sulfide und Karbide werden durch bei der Schmelze durch kurzzeitige Überhitzung auf etwa 1.500 °C entfernt und Legierungen entsprechend der gewünschten Produktqualität zugegeben. (BREF SF 2004, S. ii/50)

Als Rohstoff werden primäre sowie sekundäre Metalle (Schrott) eingesetzt. In Eisengießereien kommt interner sowie externer Schrott zum Einsatz; Nichteisengießereien verwenden nur internen Schrott.

Die Form enthält neben Sand vor allem Bindemittel (Bentonite, Harze) und Kohlenstaub, der mit Harzen und Öl gemischt werden kann und in der Form für eine bessere Oberfläche sorgt (BREF SF 2004, S. 25).

Als Energieträger der Schmelze wird bei Kupolöfen Koks, bei Drehrohröfen überwiegend Gas und bei Induktionsöfen Strom verwendet. Tiegeln und Öfen werden mit Gas- oder Ölbrennern beheizt. Kupolöfen werden kontinuierlich betrieben, alle anderen Öfen chargenweise. Der Koksverbrauch beträgt bei konventionellen Kupolöfen 90-120 kg/Mg Metallaufgabe, bei Heißblasöfen zwischen 95-130 kg/Mg. (BREF SF 2004, S. 25/99)

Als Abfälle fallen Filterstäube und Schlacke an. Die Schlackemenge wird mit etwa 40-80 kg/Mg Eisenguss angegeben. Soweit möglich werden Filterstäube und Schlacken wieder eingesetzt (BREF SF 2004, S. 11/102)

### 2.18.2 Anlagenbestand und Produktion

Nach Angaben des Bundesverbandes der Deutschen Gießerei-Industrie (BDG) existieren in Deutschland mehr als 600 Gießereien unterschiedlichster Größe (BDG 2015).

Die Produktionsleistung wird vom BDG für das Jahr 2016 mit 5,21 Mio. Tonnen angegeben. Die Produktion verteilte sich im Eisenbereich auf den Grauguss (57 %), Gusseisen mit Kugelgraphit (48 %) und Stahlguss (4 %) sowie im Nichteisenbereich auf den Aluminiumguss (88 %), Kupferguss (6 %) und Zinkguss (5 %) sowie Magnesiumguss (1 %) (BDG 2017).

### 2.18.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in Gießereien v. a. über den Brennstoff Koks eingetragen sowie über Eisenschrotte.

Tabelle 144 nennt den Quecksilbereintrag in Gießereien unter Ansatz der gesamten Gießereiprodukte (da Zahlen für Eisenguss aus Kupolöfen nicht vorliegen). Als spezifische Einsatzmengen wird bei Eisen ein externer Schrottanteil von 30 % geschätzt, so dass 300 kg/Mg für den Schrotteinsatz und 700 kg/Mg für den Primäreiseneinsatz angenommen wird. Für Koks wird für konventionelle Öfen und Heißblasöfen ein gemeinsamer mittlerer Verbrauch von 115 kg/Mg angesetzt.

Für Quecksilbergehalte in Koks und Roheisen werden die Werte aus Kapitel 2.15 (Kokereien, Sinteranlagen, Hochöfen) verwendet. Für Quecksilbergehalte in Eisenschrott liegen nur Messwerte aus China vor. Mangels Daten aus Europa wird dieser Wert (0,048 mg/kg) verwendet (vgl. Kapitel 2.17).

Unter den getroffenen Worst-Case-Annahmen (sämtliche Gussprodukte werden im Kupolofen mit Koks und Eisenschrottanteil von 30 % hergestellt) erfolgte in Gießereien im Jahr 2016 ein Quecksilbereintrag von 100 - 143 kg Quecksilber.

**Tabelle 128: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in Gießereien**

| Nr. | Einsatz-stoff | Output Guss [Mio. Mg/a] | Spezif. Stoff-einsatz [kg/Mg] | Input [Mio. Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Eisen | 5,21 | 700 | 3,65 | 0,005 | 0,009 | 18,3 | 32,9 |
| 2 | Eisenchrott | 5,21 | 300 | 1,56 | 0,048 | 0,048 | 74,9 | 74,9 |
| 3 | Koks | 5,21 | 115 | 0,60 | 0,011 | 0,059 | 6,60 | 35,4 |
| **4** | **Summe** | | | | | | **100** | **143** |

Output Gießereien: Gesamtmenge aller Gussprodukte einschließlich Nichteisenmetallguss (BD Guss 2017), der zur Worst-Case-Abschätzung den Eisengussprodukten aus Kupolöfen gleichgesetzt ist. Produktmenge gleich Input gesetzt.
Zeile 1 Hg Mittel A/B: Entsprechend Hg-Gehalt in Stahl (Fujimoto et al. 2007), vgl. Kapitel 2.15.
Zeile 2: (Wu et al. 2017), vgl. Kapitel 2.17.
Zeile 3: Hg Mittel A: Mittelwert eigener Messungen und Mittelwert (Fukuda et al. 2011), Mittel B: Mittelwert (Földi et al. 2014, Földi 2016), vgl. Kapitel 2.15.

### 2.18.4 Verhalten von Quecksilber in Gießereien

Aufgrund der Ofentemperaturen von bis zu 1.500 °C ist zu erwarten, dass Quecksilbereinträge in Gießereien weitgehend als in das Abgas getragen werden.

Ein Austrag von Quecksilber über Staub ist möglich, insbesondere wenn im Abgas unverbrannte organische Partikel vorliegen. Ebenso ist ein Austrag über die Schlacke und die Formsande möglich.

### 2.18.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.18.5.1 Co-Benefit

In Gießereien in Deutschland werden überwiegend trockene Abgasreinigungsverfahren eingesetzt. Der abgeschiedene Staub wird in der Gießerei wieder zugemischt, so dass bei Sorption von Quecksilber am Staub keine Quecksilberausschleusung erfolgt (kein Co-Benefit).

In wenigen Gießereien werden Nasswäscher eingesetzt. Hier ergibt sich ein Co-Benefit, wenn der Schlamm aus dem Wäschersumpf nicht in den Prozess zurückgeführt wird.

#### 2.18.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

In einer Gießerei, Siempelkamp in Krefeld, die u. a. auf besonders quecksilberbelastete Schrotte spezialisiert ist, wird Aktivkohlesorption als spezifische Quecksilberminderungstechnik eingesetzt. (Bez.Reg. Düsseldorf 2017a)

### 2.18.6 Quecksilberaustrag

In Gießereien erfolgen Quecksilberausträge über das Abgas, sowie über Altsande und den Guss selbst. In der Schlacke wird ein geringer Quecksilbergehalt vermutet (vgl. Tabelle 129).

**Tabelle 129: Quecksilberausträge aus Gießereien**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Abgas der Schmelze und der Gießerei | Quecksilber wird gasförmig emittiert, abgesehen von geringer Sorption an Ruß und Abscheidung von (im Prozess wieder eingesetztem) Filterstaub. |
| Wasser | Wäscher-abwasser | In manchen Betrieben fällt Abwasser aus Nasswäschern an, in dem Quecksilber enthalten sein kann. |
| Abfall | Filterstaub<br>Schlacke<br>Sand | Filterstäube werden in der Regel wieder eingesetzt;<br>Schlacken werden z. T. wieder eingesetzt;<br>Gießereialtsande werden verwertet oder deponiert. |
| Produkt | Guss | Im Guss wird Quecksilber analog zum Gehalt in Stahl vermutet. |

**Quecksilberaustrag über den Luftpfad**

Im Abgas vorliegendes Quecksilber wird in die Luft ausgetragen, abgesehen von geringen Mengen, die an Kohlenstoffpartikeln im Abgas sorbieren und bei der Staubreinigung ausgetragen werden (Wiedereinsatz der Filterstäube im Prozess). Quecksilbermesswerte aus dem Abgas von Gießereien liegen nur von einer Anlage vor, die besonders quecksilberhaltige Schrotte einschmilzt. Quecksilber wird nur in dieser einen Anlage gemessen (dort: kontinuierlich). Nach dem Aktivkohle-Festbett emittierte die Anlage im Jahr 2016 noch 14,5 Gramm Hg (Bez.Reg. Düsseldorf 2017a).

Altsande werden zu etwa 95 % innerbetrieblich aufbereitet, 5 % werden entsorgt und ersetzt (Dehoust et al. 2008). Quecksilbermessungen an Gießereialtsand-Aufbereitungsanlagen sind nicht bekannt.

**Quecksilberaustrag über Abfälle**

Werden Wäscher in der Abluftbehandlung eingesetzt, können als Abfälle Schlämme anfallen, die Quecksilber enthalten, sofern die Schlämme nicht wieder im Prozess eingesetzt werden. Es liegen keine Daten zu Schlämmen aus der Wäscherwasserreinigung vor.

Filterstäube und Schlacken werden nach Möglichkeit in der Gießerei wieder eingesetzt; die verbleibenden Anteile (insbesondere Schlacken) werden entsorgt; mit ihnen kann Quecksilber ausgetragen werden. Nicht aufbereitete Altsande werden verwertet (im Tagebau, Deponiebau, Bergversatz, Wegebau und in der Zementindustrie), ein Teil wird deponiert (Dehoust et al. 2008). Im Jahr 2016 wurden in der Zementindustrie in Deutschland 160.000 Mg Gießereialtsande verwertet (VDZ 2017a). Die Analyse von 159 Altsanden ergab Quecksilbergehalte von 0,001 – 0,417 mg/kg, mit einem Median und Mittelwert von 0,017 mg/kg und 0,033 mg/kg. Das gewichtete Mittel der in der Zementindustrie eingesetzten

Gießereialtsande betrug 0,036 mg/kg (Harraß et al. 2018). Somit wurden etwa 5,8 kg Quecksilber über Gießereialtsande in die Zementindustrie ausgetragen.

Tabelle 130 nennt die in der Studie angegebenen Verwertungswege und schätzt die damit verbundenen Quecksilbermengen ab. Für den Quecksilbergehalt der Altsande werden Median und Mittelwert der 159 Analysen von Altsanden der Zementindustrie angesetzt. In Summe ergibt sich ein Quecksilberaustrag über Gießerei-Altsande von 25 - 48 kg/a. Davon gelangten etwa 2/3 in Verwertungswege, 1/3 auf Deponien und „sonstiger Beseitigung".

**Tabelle 130: Quecksilberaustrag über Verwertung und Entsorgung von Altsand-Abfällen im Jahr 2003**

| Nr. | Abfallart | Verbleib | Output Abfall ca. [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Gießerei-Altsand | Verwertung Straßenbau | 110.000 | 0,017 | 0,033 | 1,87 | 3,63 |
| 2 | Gießerei-Altsand | Verwertung Deponie-/ Tagebau | 560.000 | 0,017 | 0,033 | 9,52 | 18,48 |
| 3 | Gießerei-Altsand | Verwertung Bergversatz | 120.000 | 0,017 | 0,033 | 2,04 | 3,96 |
| 6 | Gießerei-Altsand | Aufbereitung und sonstige Verwertung | 320.000 | 0,017 | 0,033 | 5,44 | 10,56 |
| 4 | Gießerei-Altsand | Deponie | 220.000 | 0,017 | 0,033 | 3,74 | 7,26 |
| 5 | Gießerei-Altsand | Sonstige Beseitigung | 120.000 | 0,017 | 0,033 | 2,04 | 3,96 |
| 7 | Summe | | 1.450.000 | | | 25 | 48 |
| 8 | verwertet | | 1.110.000 | | | 19 | 37 |
| 9 | beseitigt | | 340.000 | | | 6 | 11 |

Output Abfall: (Dehoust et al. 2008); Hg Mittel A/B: (Harraß et al. 2018)

### Quecksilberaustrag über Abwasser

Daten zu Quecksilbergehalten aus Wäscherabwasser liegen nicht vor. Der Quecksilberaustrag mit dem Abwasser von Wäschern wird gering eingeschätzt, da trockene Abgasreinigungstechniken weiter verbreitet sind als Nassentstaubungsverfahren.

### Quecksilberaustrag über Produkte

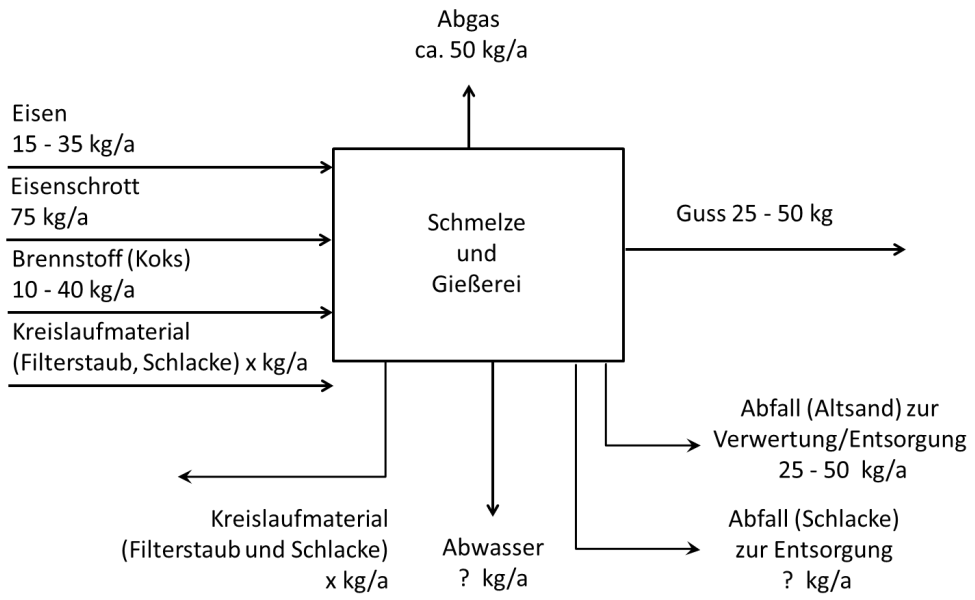
Quecksilberanalysen von Gussprodukten sind nicht bekannt. Analysen wurden jedoch für Stahl durchgeführt, die Quecksilberkonzentrationen im Bereich von 0,005 - 0,009 mg/kg aufzeigen (Fujimoto et al. 2007, S. 22). Bei einer Jahresproduktion von 5,21 Mio. Mg/a Guss ergibt sich unter Gleichsetzung mit dem Hg-Gehalt im Stahl ein Quecksilberaustrag über Guss von etwa 25 – 50 kg/a.

### 2.18.7 Gesamtbetrachtung

Abbildung 49 zeigt die Quecksilberbilanz für Gießereien auf Basis der Abschätzung der Quecksilbereinträge und einer Worst-Case-Betrachtung, die die Gesamtproduktion der Gießereien mit dem quecksilberrelevanten Kupolofen-Eisenguss gleichsetzt.

Der Quecksilbereintrag resultiert vorrangig aus der Verwendung von Eisenschrott (50 - 75 %). Für Koks und Roheisen werden geringe Quecksilbergehalte angesetzt. Beim Austrag wird davon ausgegangen, dass über den Luftpfad der Eintrag abzüglich der Austräge über Quecksilber im Produkt Guss und in Gießereialtsanden emittiert wird. Für Altsande lagen 159 Analysen aus der Verwertung in der Zementindustrie vor. Für das Produkt Guss wurde der Gehalt den Analysen von Stahl gleichgesetzt.

**Abbildung 49: Quecksilberbilanz für Gießereien für das Jahr 2016 bezogen auf 5,21 Mio. Mg Guss (Worst-Case: 100 % der Produktion = Kupolofen-Guss)**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für Gießereien.

**Tabelle 131: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Gießereien**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Produkt | 5 |
| Output Luftemissionen | 6 |
| Output Abfallsande | 3 |
| Output Schlacken | 6 |
| Output Abwasser | 6 |

## 2.19 Zementproduktion (IED 3.1 a: Drehrohre)

### 2.19.1 Anlagenbeschreibung

In Deutschland wird Zement überwiegend in Drehrohröfen hergestellt; ein kleinerer Produktionsstandort verwendet Schachtöfen.

Die Anlagen sind gemäß 4. BImSchV Nr. 2.3 genehmigt:

- Anlagen zur Herstellung von Zementklinker oder Zementen (4. BImSchV 2017).

#### 2.19.1.1 Verfahrensbeschreibung

Den Ausgangsstoff zur Zementklinkerherstellung bildet das sogenannte Rohmehl. Bestandteile sind je nach Zementspezifikation Kalkstein oder Kreide sowie Sand, Ton oder Kalksteinmergel. Teilweise wird Flugasche aus Kohlekraftwerken dem Rohmehl beigemischt. Das für die Bildung der Schmelze erforderliche Eisenoxid ist entweder als Eisenhydroxid ein Bestandteil von Tonmineralien. Alternativ kann es als Eisenerz oder als eisenoxidhaltiger Abfall, z. B. Kiesabbrand, auch als Pyritasche oder Pyritabbrand bezeichnet, welcher ein Nebenprodukt der Schwefelsäureproduktion darstellt, zugesetzt werden. Um die vorgegebenen Qualitätsanforderungen, z. B. Anforderungen aus Qualitätsnormen aber auch werksinterne Vorgaben, zu erfüllen, ist eine genau definierte Rohmaterialzusammensetzung erforderlich. (VDZ 2015a; BREF CLM 2013b; Infozentrum Beton 2017; VDZ 2017a; Kirchartz 1994)

Der Zementherstellungsprozess läuft in der Regel nach dem nachfolgend beschriebenen Schema ab (VDZ 2015a; Phönix 2017; Flamme 2002b; BREF CLM 2013a; VDZ 2017a). Ein Verfahrensfließbild ist in Abbildung 50 dargestellt.

Die Rohmehlherstellung erfolgt mit Kugel- oder Wälzmühlen, in denen die vorzerkleinerten Rohmaterialien mit Ofenabgas getrocknet werden. Das Rohmehl wird dann der Ofenanlage zugeführt. Dies erfolgt über Vorwärmer, die das Rohmehl auf ca. 800 °C erhitzen. Im Brennprozess wird das Material auf ca. 1.450 °C bis zum Sintern erhitzt. Aus den Ausgangsstoffen bilden sich dabei neue Verbindungen, die sogenannten Klinkerphasen.

Als Regelbrennstoffe werden insbesondere Steinkohle- und Braunkohle (siehe auch Tabelle 133), als Sekundärbrennstoffe vor allem aufbereitete und nicht aufbereitete Abfälle eingesetzt (siehe auch Tabelle 133). Braunkohle wird staubförmig angeliefert. Steinkohle wird in der Regel im Werk mahlgetrocknet, z. T. wird sie auch in anderen Werken gemahlen und von dort angeliefert (VDZ 2017c).

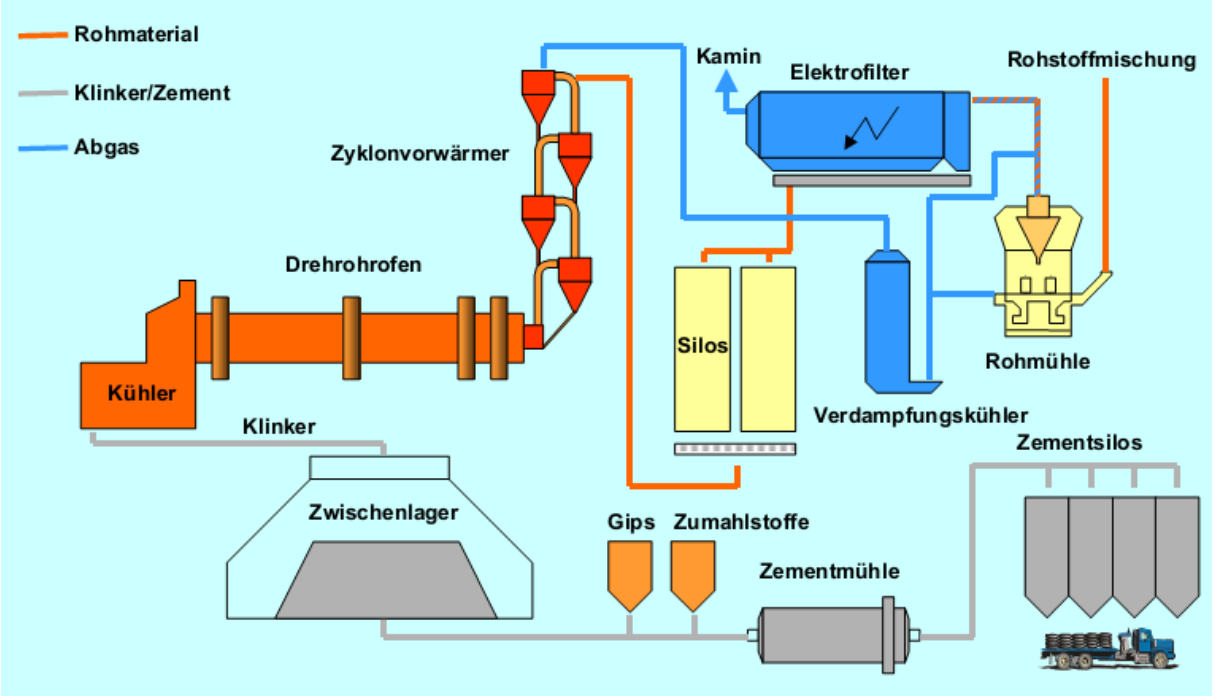
Nach dem Abkühlen im Klinkerkühler wird der Klinker in der Zementmühle vermahlen. Portlandzement wird unter Zugabe von Gips hergestellt. Bei Hochofen-, Portlandhütten- und Portlandkalksteinzement wird ein Teil des Klinkers durch Hüttensand, Kalkstein oder Flugasche aus Kohlekraftwerken ersetzt (Klinkersubstitute). Andere Hauptbestandteile, die dem Zement zugeschlagen werden, sind z. B. gebrannter Ölschiefer und natürliches Puzzolan (Trass).

Aus dem Klinkerbrennprozess werden Stäube ausgeschleust. Dies erfolgt als Bypassstaub zur Chlorentfrachtung sowie als Filterstaub (im Direktbetrieb[2]) zur Quecksilberentfrachtung. Der Bypassstaub zur Chlorentfrachtung geht überwiegend in den Zement. Weitere Anteile werden in

[2] Direktbetrieb: Im Direktbetrieb wird das komplette Ofenabgas direkt dem Verdampfungskühler zugeführt, der das Abgas auf eine für die Entstaubungsanlage geeignete Temperatur abkühlt. Die Rohmehlmühle ist beim Direktbetrieb außer Funktion. Zur besseren Staubabscheidung wird zuvor im Verdampfungskühler das Abgas mit Wasser gekühlt und konditioniert (Achternbosch und Bräutigam 2000).

anderen Produkten (Mörtel und andere Bindemittel) eingesetzt. Relativ kleine Mengen werden beispielsweise als Verfestiger, z. B. im Bergversatz, eingesetzt. Der beim Direktbetrieb ausgeschleuste Filterstaub wird in der Regel in der Zementmühle zugegeben. (VDZ 2017a, 2018)

**Abbildung 50: Beispiel für ein Verfahrensfließbild zur Zementherstellung mit Zyklonvorwärmern**




Zumahlstoffe: Klinkersubstitute und andere Zementhauptbestandteile
Quelle: (Achternbosch und Bräutigam 2000)

## 2.19.2 Anlagenbestand

Im Jahr 2016 produzierten 22 Unternehmen in 53 Werken Zement. Dabei handelt es sich um 19 reine Zementmahlwerke (ohne eigene Klinkererzeugung) und 34 integrierte Werke (mit Klinkererzeugung). Die Klinkerproduktion der integrierten Werke lag 2016 bei ca. 23,4 Mio. Mg. In den 53 Werken (mit und ohne Klinkererzeugung) wurden im Jahr 2016 zusammen ca. 32,7 Mio. Mg Zement hergestellt (VDZ 2017b).

Zum Brennen des Zementklinkers werden Drehrohröfen oder Schachtöfen verwendet. Der Großteil der Drehrohrofenanlagen ist mit Zyklonvorwärmern ausgestattet und arbeitet nach dem Trockenverfahren[3] (Stand 1.1.2016: 93,8 % bzw. 100.760 Mg genehmigte Produktionskapazität). In 6 Drehrohrofenanlagen (5,1 % bzw. 5.500 Mg genehmigte Produktionskapazität) sind Rostvorwärmer in Betrieb, die das Halbtrocken- bzw. Leopoldverfahren[4] nutzen. Ein Drehrohrofen wird im Halbnassverfahren[5] betrieben. Die

[3] Trockenverfahren: Die Rohmaterialien mit natürlicher Feuchte werden zu einem blasfähigen Pulver vermahlen (die Trocknung erfolgt dabei mit heißem Ofenabgas) und danach im oberen Bereich des Vorwärmers in die Ofenanlage aufgegeben. Ein Teil der Zyklonvorwärmeröfen ist zusätzlich mit einem Vorkalzinierer ausgestattet.

[4] Halbtrocken- bzw. Lepolverfahren: Das Rohmehl wird auf Granuliertellern zusammen mit Wasser pelletiert und anschließend auf einem Rost vorgewärmt und teilkalziniert, bevor es im Drehrohrofen gebrannt wird.

[5] Halbnassverfahren (so wie es in der einen Anlage in Deutschland praktiziert wird): Die gemeinsam in Wasser aufgeschlämmten Rohmaterialien werden in Filterpressen entwässert. Der Filterkuchen wird dann gleichzeitig gemahlen und direkt mit heißem Ofenabgas getrocknet. Danach wird das Rohmehl einem dreistufigen Zyklonvorwärmer zugeführt und teilkalziniert, bevor es im Ofen gebrannt wird.

insgesamt 8 Schachtöfen in Deutschland weisen nur eine geringe genehmigte Produktionskapazität von insgesamt 1.200 Mg auf. (VDZ 2017b)

### 2.19.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in Zementwerken sowohl über die Rohstoffe (Rohmehl, Zuschlagsstoffe; Klinkersubstitute) als auch über Brennstoffe eingetragen. Der überwiegende Teil der Stoffe gelangt in den Brennprozess, ein Teil findet nur in der Zementmühle Verwendung, und wenige Rohstoffe werden sowohl im Brennprozess als auch in der Zementmühle eingesetzt.

Die Hg-Gehalte in den einzelnen Inputstoffen streuen z. T. erheblich. Die Ergebnisse der Literaturrecherche für Kalkstein, Mergel und Fluff sind im Anhang in Kap. A.5 enthalten. Die Werte für Klärschlämme in Kap. A.13 des Anhangs. Im Dezember 2018 veröffentlichte der VDZ die Ergebnisse einer umfassenden Abfrage bei seinen Mitgliedern zu Quecksilbergehalten in Energieträgern und Rohstoffen. Die Daten stammen aus 29 Zementwerken mit Klinkerproduktion und umfassen mehr als 5.300 Analysenwerte. Gemessen am Gesamteinsatz liefern diese Daten Informationen zu etwa 62 % aller in deutschen Zementwerken eingesetzten Brenn- und Rohstoffe und bilden damit den Quecksilberinput in die deutsche Zementindustrie sehr gut ab. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, liegen die Daten als gewichtete Mittelwerte vor. Daneben werden auch arithmetische Mittelwerte, Mediane und 90-Perzentile angegeben. (Harraß et al. 2018) Daten aus anderen Literaturquellen sind i. d. R. deutlich älter als die vom VDZ im Jahr 2018 veröffentlichten Daten. Bei älteren Messungen lag die Bestimmungsgrenze oft deutlich höher, als dies bei aktuellen Messungen der Fall ist. Da bei Werten unterhalb der Nachweisgrenze oft die halbe Nachweisgrenze als Messwert angegeben wird, stellen die älteren Literaturwerte oft eine erhebliche Überschätzung der tatsächlichen Hg-Gehalte dar.

Für die Bilanzierung werden die gewichteten Mittelwerte aus (Harraß et al 2018) herangezogen, da davon ausgegangen wird, dass diese die realen Verhältnisse am besten abbilden. Bei fehlenden Daten wurden sie durch Werte aus der Literatur ergänzt.

#### 2.19.3.1 Eintrag über Rohstoffe für die Klinkererzeugung

Das Rohmehl setzt sich insbesondere aus Kalk, Mergel, Kreide, Sand, Ton, Bentonit, ggf. Eisenerz, Kaolinit und Trass zusammen (Primärmaterialien). Hinzu kommen Sekundärmaterialien, Einsatzstoffe aus der Metallindustrie, Gießereisande und in relativ geringen Mengen Aschen aus Verbrennungsprozessen, Flugaschen aus der Kohleverbrennung und gebrannter Ölschiefer (Achternbosch et al. 2003).

Kalkstein wird neben dem Einsatz als Hauptbestandteil des Rohmehls auch als Zuschlagsstoff, z. B. in Portlandkalksteinzement eingesetzt. Der Anteil am Gesamtkalksteineinsatz als Zuschlagstoff beträgt ca. 4 % (VDZ 2017c).

Flugaschen werden nach Auskunft des VDZ zu ca. 73 % als Rohmehlbestandteil und zu ca. 27 % als andere Zementhauptbestandteile eingesetzt (VDZ 2017c).

Aschen aus Verbrennungsprozessen (außer Flugaschen) werden vom VDZ in den Angaben zu den eingesetzten Rohstoffen mengenmäßig nicht separat ausgewiesen und unter „Sonstige“ zusammen mit mineralischen Reststoffen, z. B. ölverunreinigten Böden, sowie Papierreststoffen aufgeführt (VDZ 2017b). Die Abfallgruppe „Sonstige“ wird aufgrund ihrer organischen Komponenten in den weiteren Betrachtungen dem Input in den Klinkererzeugungsprozess zugeschlagen. Der überwiegende Anteil des in Zementwerken eingesetzten gebrannten Ölschiefers wird dem Portlandzement und dem Schieferzement zugemahlen (Achternbosch et al. 2003). Daher wird die in Zementwerken eingesetzte Ölschiefermenge in Kapitel 2.19.3.3 betrachtet.

Für die Einsatzstoffe Bentonit/Kaolinit wurden vom VDZ keine Analysedaten veröffentlicht. Hier wird auf Werte aus der Literatur zurückgegriffen.

In der Tabelle 132 sind die Rechercheergebnisse für den Eintrag von Quecksilber über Rohstoffe für die Klinkererzeugung zusammengefasst.

Insgesamt ergibt sich auf Basis der in (VDZ 2017b) genannten Eingangsstoffe ein Eintrag über das Rohmehl von ca. 1.060 kg/a. Davon entfallen ca. 1.000 kg/a auf Primärrohstoffe (Nr. 1-6) und ca. 60 kg/a auf Sekundärrohstoffe (Nr. 7-10).

**Tabelle 132: Quecksilbereintrag über Rohmehl in Zementwerken im Jahr 2016**

| Nr. | Stoff | Stoff-Menge [Mg/a TS] | Hg gewichtetes Mittel A [mg/kg TS] | Hg gewichtetes Mittel B [mg/kg TS] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Kalkstein, Mergel, Kreide | 35.706.240 | 0,024 | 0,024 | 857 | 857 |
| 2 | Sand | 1.122.000 | 0,032 | 0,032 | 36 | 36 |
| 3 | Ton | 1.305.000 | 0,068 | 0,068 | 89 | 89 |
| 4 | Bentonit/Kaolinit | 22.000 | 0,2 | 0,2 | 4 | 4 |
| 5 | Sonstige Ca-haltige Materialien | 70.000 | 0,089* | 0,089* | 6 | 6 |
| 6 | Eisenerz | 128.000 | 0,057 | 0,057 | 7 | 7 |
| 7 | Sonst. Einsatzstoffe aus der Eisen- und Stahlindustrie | 92.000 | 0,089* | 0,089* | 8 | 8 |
| 8 | Gießereialtsande | 160.000 | 0,036 | 0,036 | 6 | 6 |
| 9 | Flugasche | 206.590 | 0,206 | 0,206 | 43 | 43 |
| 10 | Sonstige | 49.000 | 0,089* | 0,089* | 4 | 4 |
| **11** | **Summe** | **38.860.830** | | | **1.060** | **1.060** |

Quelle Inputmengen über Einsatzstoffe: (VDZ 2017b); Anteil Kalkstein, Mergel, Kreide, sowie Flugasche: (VDZ 2017c)
Quellen Hg Mittel (A, B) in Zeilen 1-3 und 5-10: (Harraß et al. 2018); 4A/4B: (Achternbosch et al. 2003; UNEP 2017)
* arithmetisches Mittel

### 2.19.3.2 Einträge über Energieträger

Die Hg-Gehalte in Brennstoffen und deren Einträge in deutsche Zementwerke sind Tabelle 133 zu entnehmen. Bei Regelbrennstoffen beziehen sich die herangezogenen Mengenangaben des VDZ auf die eingetragene Energie (VDZ 2015a). Zur Berechnung der Hg-Einträge waren daher Annahmen zu Heizwerten für die Regelbrennstoffe erforderlich. Diese finden sich in der 4. Spalte der Tabelle und wurden (Dehne et al. 2015) entnommen. Eine Ausnahme bildet der Heizwert für Steinkohle. Hier wird ein relativ niedriger Heizwert herangezogen, der für die in der deutschen Zementindustrie eingesetzten Steinkohlen nach Aussagen des VDZ repräsentativ ist (Hoenig 2017).

Braunkohle wird in Zementwerken überwiegend in Form von Braunkohlestaub eingesetzt. Die herangezogenen Werte für Quecksilber entsprechen den in Deutschland verwendeten Braunkohlestäuben. Steinkohlen stammen überwiegend aus dem Ausland. Dazu liegen Daten unterschiedlicher Herkunftsländer vor, die eine große Spannbreite an Hg-Gehalten zeigen. Für

den Verbrauch in Deutschland ist üblich, dass eine Mischung verschiedener Steinkohlen eingesetzt wird. Es wird daher analog zu dem Kapitel zu Steinkohle (siehe Kap. 2.6.3) von einer Bandbreite von 0,12 bis 0,2 mg/kg ausgegangen.

Den größten Anteil an Sekundärbrennstoffen machen Abfälle aus, die vom VDZ in der Kategorie „Fraktionen aus Industrie-/Gewerbeabfällen als „Sonstige“ bezeichnet werden. Nach Auskunft des VDZ handelt es sich dabei insbesondere um sogenannten „Fluff“, der z. B. bei der Sortierung und Aufbereitung von Verpackungsabfällen gewonnen wird (Hoenig 2017). Weiterhin machen Kunststoffe (vom VDZ in den Umweltdaten nicht näher spezifiziert) und aufbereitete Siedlungsabfälle erhebliche Anteile aus. In deutschen Zementwerken wird überwiegend kommunaler Klärschlamm eingesetzt (VDZ 2018).

Nur ein Teil der Ersatzbrennstoffe entspricht standardisierten Qualitätsanforderungen. Es wird dann von gütegesicherten Sekundärbrennstoffen gesprochen. Während sonstige Ersatzbrennstoffqualitäten zwischen Lieferant und Nutzer vereinbart werden, unterliegen gütegesicherte EBS den transparenten Standards nach RAL-GZ 724. Abfälle, die den Anforderungen entsprechen und die das Anerkennungsverfahren sowie nachfolgende Überwachungsverfahren bestanden haben, tragen das markenrechtlich geschützte Kürzel SBS®. Gütegesicherte Sekundärbrennstoffe weisen Quecksilbergehalte von 0,15 bis 0,2 mg/kg TS auf. Die Begrenzung des Quecksilbergehaltes ist bei SBS® aufgrund der erhöhten Qualitätssicherung eher gewährleistet als bei den übrigen Ersatzbrennstoffen. Ca. 1/3 der in Zementwerken und Kohlekraftwerken eingesetzten Ersatzbrennstoffe ist gütegesichert. (Remondis 2020)

Die Daten zu den alternativen Brennstoffen wurden (Harraß et al. 2018) entnommen. Sie beziehen sich auf die Feuchtsubstanz. Die Angaben des VDZ zu Brennstoffmengen beziehen sich ebenfalls auf die Feuchtsubstanz.

In Summe werden über Energieträger 329 bis 951 kg/a eingetragen, wovon ca. 113 kg/a bis 175 kg/a auf Primär- und etwa 217 bis 775 kg/a auf Sekundärbrennstoffe entfallen. Die Daten zu den Einsatzmengen der Brennstoffe basieren auf den Umweltdaten für 2016 des VDZ (VDZ 2017b).

**Tabelle 133: Quecksilbereintrag über Energieträger in Zementwerken im Jahr 2016**

| Nr. | Stoff | Menge | Heizwert [MJ/kg FS] | Hg gewichtetes Mittel A [mg/kg FS] | Hg gewichtetes Mittel B [mg/kg FS] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Eintrag über fossile Energieträger[6]** | **[Mio. GJ/a]** | | | | | |
| 1 | Steinkohle | 8,3 | 25 | 0,108* | 0,18* | 36 | 60 |
| 2 | Braunkohle | 18,9 | 20 | 0,08* | 0,1* | 76 | 95 |
| 3 | Petrolkoks | 3,2 | 31 | 0,093* | 0,093* | 9,6 | 9,6 |
| 4 | Heizöl S | 0,6 | 39,8 | 0,004* | 0,006* | 0,060 | 0,090 |
| 5 | Heizöl EL | 0,6 | 41,04 | 0,004* | 0,004* | 0,058 | 0,058 |
| 6 | Erdgas u. a. Gase | 0,5 | 35 | 0,001* | 0,001* | 0,014 | 0,014 |
| | **Summe** | **32,2** | | | | **121** | **164** |

6 Der Wassergehalt bei den fossilen Energieträgern wurde berechnungsintern berücksichtigt.

| Nr. | Stoff | Menge | Heizwert [MJ/kg FS] | Hg gewichtetes Mittel A [mg/kg FS] | Hg gewichtetes Mittel B [mg/kg FS] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Eintrag über Sekundärbrennstoffe** | **[Mg/a FS]** | | | | | |
| 7 | Altreifen | 201.000 | | 0,107 | 0,107 | 21,51 | 21,51 |
| 8 | Altöl | 66.000 | | 0,147 | 0,147 | 9,70 | 9,70 |
| 9 | Zellstoff/Papier | 81.000 | | 0,078 | 0,078 | 6,32 | 6,32 |
| 10 | Kunststoff | 640.000 | | 0,143 | 0,143 | 91,52 | 91,52 |
| 11 | Sonstige (Fluff) | 1.163.000 | | 0,142 | 0,142 | 165,15 | 165,15 |
| 12 | Tiermehl | 145.000 | | 0,04 | 0,04 | 5,80 | 5,80 |
| 13 | Aufbereitete Fraktionen aus Siedlungsabfällen | 283.000 | | 0,296 | 0,296 | 83,77 | 83,77 |
| 14 | Lösungsmittel | 126.000 | | 0,07 | 0,07 | 8,82 | 8,82 |
| 15 | Klärschlamm | 463.000 | | 0,297 | 0,297 | 137,51 | 137,51 |
| 16 | Ölschlämme, organische Destillationsrückstände | 58.000 | | 0,286 | 0,286 | 16,59 | 16,59 |
| | **Summe** | **3.226.000** | | | | **546,7** | **546,7** |
| | **Gesamtsumme** | | | | | **667,9** | **710,7** |

Quelle Inputmengen über Energieträger: (VDZ 2017b)
Quellen Hg Mittelwerte (A, B) in Zeile: 1A/1B: siehe Kap. 2.6.3; 2A: (Gronewäller 2016); 2B: (Täube 2017); 3A: (Lederer et al. 2015); 3B: (Mlakar et al. 2010); 4A: (Grech et al. 2001); 4B: (Hoenig 2013; Johansen und Hawkins 2003; Morf und Brunner 2005; Brunner et al. 1995; UNEP 2017); 5A/5B: (Lederer et al. 2015); 6A/6B: (BVEG 2017; Lubenau 2015; BVEG 2017); 7 – 16 (Harraß et al. 2018)
* arithmetisches Mittel

**Tabelle 134: Wassergehalte von Primärbrennstoffen, die in Zementwerken eingesetzt werden.**

| Nr. | Stoff | Wassergehalt | Quelle | Anmerkung |
|---|---|---|---|---|
| | **Fossile Energieträger** | | | |
| 1 | Steinkohle | 10 % | (Wiechmann 2012; Thiel 2007; MUNLV NRW 2005) | |
| 2 | Braunkohle | 0 % | | Annahme BKS |
| 3 | Petrolkoks | 7 % | (MUNLV NRW 2005) | |
| 4 | Heizöl S | 0 % | | Annahme |
| 5 | Heizöl EL | 0 % | | Annahme |
| 6 | Erdgas u. a. Gase | 0 % | | Annahme |

#### 2.19.3.3 Eintrag über andere Zementhauptbestandteile und Erstarrungsregler

Tabelle 135 zeigt den berechneten Quecksilbereintrag über andere Zementhauptbestandteile und Erstarrungsregler in Zementwerke. Andere Hauptbestandteile von Zement sind z. B. Hüttensand, Flugasche, Kalksteinmehl und gebrannter Ölschiefer. Gips, Halbhydrat und Anhydrit werden als Erstarrungsregler eingesetzt.

Zu Hüttensand (bzw. Hochofenschlacke) werden in der Literatur sehr unterschiedliche Mittelwerte berichtet. Die Spanne reicht von 0,012 bis 0,6 mg/kg TS (UNEP 2017; Achternbosch et al. 2003). Der VDZ nennt ein gewichtetes Mittel von 0,013 mg/kg TS (siehe Tabelle 135). Eigene Analysen, die im Rahmen des Projektes durchgeführt wurden, ergaben bei drei Proben Hg-Gehalte unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS und bei einer Probe einen Wert von 0,024 mg/kg TS. Die Analysen bestätigen damit den gewichteten Mittelwert aus der Veröffentlichung des VDZ. Die Ergebnisse der Einzelanalysen der eigenen Messungen sind im Anhang in Kap. A.4 enthalten.

Der VDZ nennt eine Menge an Hüttensand von 7,244 Mio. Mg, die im Jahr 2017 an deutsche Zementwerke geliefert wurde. Ein Teil dieser Menge wird ins benachbarte Ausland weitergegeben. Im Jahr 2017 betrug dieser Anteil 34 % (VDZ 2019), so dass für den Einsatz im Inland 4,781 Mio. Mg verbleiben.

Zu den Hg-Gehalten in gebranntem Ölschiefer enthält die Veröffentlichung des VDZ aus 2018 keine Werte. Es wird daher auf Daten aus älteren Veröffentlichungen zurückgegriffen.

Insgesamt ergibt sich ein Eintrag über andere Zementhauptbestandteile und Erstarrungsregler von 291 bis 312 kg/a.

Bei der Herstellung von Beton ist sowohl die Beimischung von Zusatzmitteln (Anteil < 5 %) als auch von Zusatzstoffen in Mengen von über 5 % g/kg Zement möglich. Die Beimischungen erfolgen aber in der Bauwirtschaft und nicht in Zementwerken. Insofern werden sie hier nicht näher betrachtet. Als Zusatzstoffe kommen insbesondere Steinkohleflugaschen, Braunkohlenflugaschen, Silicatstaub und getempertes Gesteinsmehl zum Einsatz (DIBt 2004; baustoffwissen 2014).

**Tabelle 135: Quecksilbereintrag über andere Zementhauptbestandteile und Erstarrungsregler in Zementwerke im Jahr 2016**

| Nr. | Stoff | Stoff-Menge [Mg/a TS] | Hg gewichtetes Mittel A [mg/kg] | Hg gewichtetes Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Gebrannter Ölschiefer | 136.000 | 0,05 | 0,20 | 7 | 27 |
| 2 | Trass | 32.000 | 0,204 | 0,204 | 7 | 7 |
| 3 | Natürlicher Gips | 714.000 | 0,025 | 0,025 | 18 | 18 |
| 4 | Natürlicher Anhydrit | 628.000 | 0,010 | 0,010 | 6 | 6 |
| 5 | Einsatzstoffe Metallindustrie (Salzschlacken; Aluminiumhydroxid) | 44.000 | 0,089* | 0,089 | 4 | 4 |
| 6 | Flugasche | 76.410 | 0,206 | 0,206 | 16 | 16 |
| 7 | Hüttensand | 4.781.040 | 0,013 | 0,013 | 62 | 62 |

| Nr. | Stoff | Stoff-Menge [Mg/a TS] | Hg gewichtetes Mittel A [mg/kg] | Hg gewichtetes Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 8 | REA-Gips | 325.000 | 0,420 | 0,420 | 137 | 137 |
| 9 | Kalkstein Mergel | 1.487.760 | 0,024 | 0,024 | 36 | 36 |
| **10** | **Summe** andere Zementhauptbestandteile und Erstarrungsregler | **8.224.210** | | | **291** | **312** |

Quelle Inputmengen über Einsatzstoffe: (VDZ 2017b) Anteil Kalkstein, Mergel sowie Flugasche: (VDZ 2017c); Menge Hüttensand berechnet aus (VDZ 2017b) und (VDZ 2019)
Quellen Hg Mittelwerte (A, B) in Zeile: 1A: (Airey 1982)/1B; (Achternbosch et al. 2003); 2-9 (Harraß et al. 2018)
*:arithmetisches Mittel

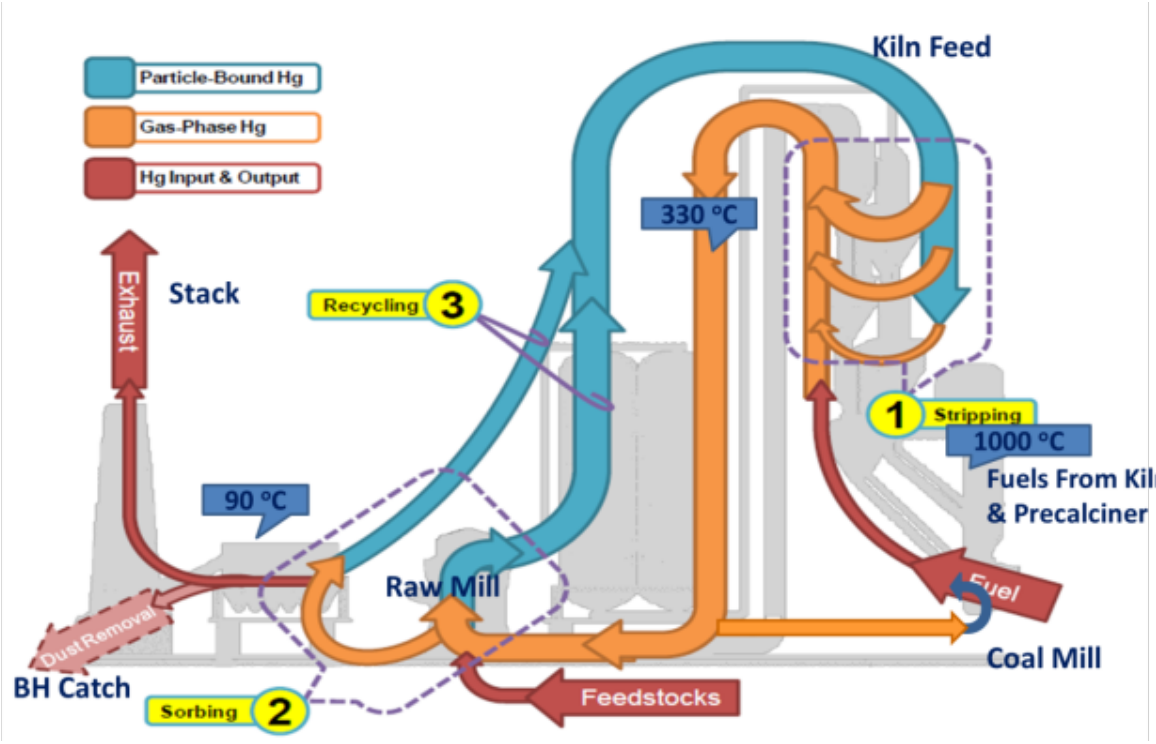
### 2.19.4 Verhalten von Quecksilber im Zementherstellungsprozess

Quecksilber, das mit den Rohmaterialien und den Brennstoffen in den Ofen eingebracht wird, verdampft und wird mit dem Abgas aus dem Brennprozess ausgetragen (siehe rote Pfeile „Fuel“ und „Feedstocks“ für den Eintrag, sowie die gelb hinterlegte Bezeichnung „Stripping“ für das Verdampfen von Hg in der Abbildung 51). In dieser Phase liegt das Quecksilber sowohl in seiner elementaren ($Hg^0$) als auch in seiner oxidierten Form ($Hg^{2+}$) vor. Oxidiertes Quecksilber kommt in Zementwerken u.a. in den Verbindungen $HgCl_2$, HgO, HgS und $HgSO_4$ vor (siehe Abbildung 52). Im Rohmehl liegt Hg als elementares, als an der Oberfläche adsorbiertes Quecksilber und auch als gebundenes Quecksilber, z. B. als HgO, Quecksilberhalogenid, $HgSO_4$ oder HgS vor (AiF-Forschungsvorhaben 2008; Schreiber et al. 2014). Am Ausgang des Drehrohrofens liegt Hg zu einem großen Teil als elementares Quecksilber vor; im Abgas am Schornstein dominieren elementares Quecksilber und $HgCl_2$ (Schönberger und Waltisberg 2014). Erfahrungen bei den Anlagen in Rohrdorf und Mergelstetten zeigen, dass aufgrund der oxidativen Wirkung des Katalysators der Anteil an oxidiertem Hg höher als bei Anlagen ohne SCR sein kann (Edelkott et al. 2014).

Durch die Abkühlung des Abgases kondensiert der größte Teil des Quecksilbers wieder und schlägt sich im Staub nieder (siehe den mit „Sorbing“ gekennzeichneten Bereich in Abbildung 51). Im Verbundbetrieb[7] wird das Quecksilber daher mit dem abgeschiedenen Staub wieder in den Brennprozess zurückgeführt, wo es im Bereich des Vorwärmers erneut verdampft (siehe dünne blaue Pfeile in der Abbildung 51, die mit „Recycling“ bezeichnet werden). Es bildet sich somit ein Kreislauf aus. Im Verlauf des Brennprozesses reichert sich somit das Quecksilber immer mehr in der Anlage an. Die nahezu einzige Möglichkeit, diesem Kreislauf im Verbundbetrieb zu entkommen, ist der Weg über den Schornstein (roter Pfeil links in der Abbildung 51). (Kline 2013) Untersuchungen von (Paone 2008) zeigten, dass die Konzentration im Reingas ohne Ausschleusung des Hg aus diesem Kreislauf von unter 50 µg/m³ innerhalb eines Monats auf 250 bis 300 µg/m³ anstieg. In Deutschland schleusen alle Zementwerke Quecksilber aus, um den Quecksilberkreislauf zu unterbrechen und die Hg-Emissionen über den Schornstein in Grenzen zu halten. Quecksilber gelangt auch in geringem Umfang in den Klinker, wie Messungen im Klinker zeigen (siehe Kapitel 2.19.6.1).

[7] Im Verbundbetrieb wird die nach dem Wärmetauscherturm noch im Ofenabgas enthaltene Wärme in allen Zementwerken zur Trocknung der Rohmaterialien verwendet. Der Umfang richtet sich nach dem Feuchtegehalt des Rohmaterials. Der restliche Wärmeinhalt des Abgases zum Trocknen des Mahlguts (Mahltrocknung) in der Rohmühle genutzt. Dies geschieht nur solange, wie die Rohmühle arbeitet (Achternbosch und Bräutigam 2000).

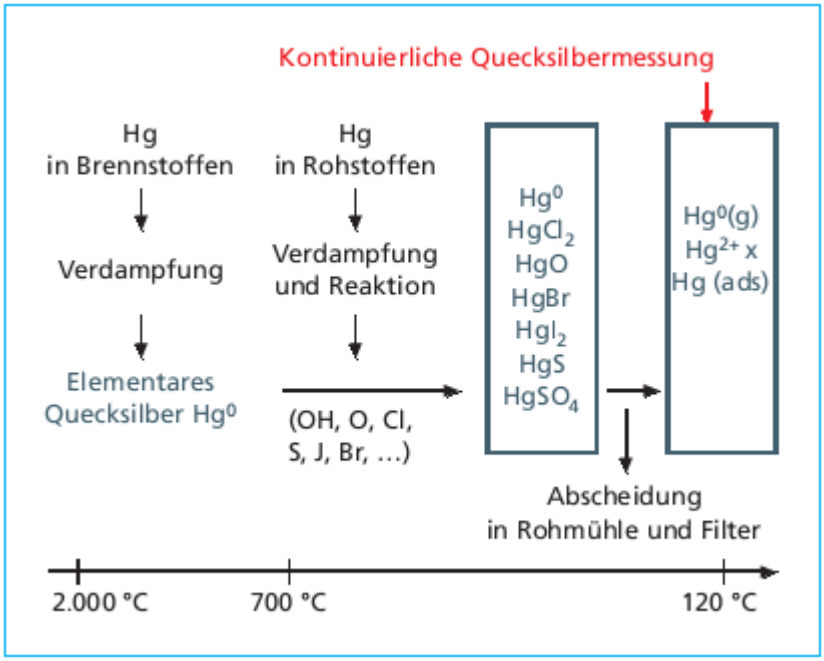
**Abbildung 51: Quecksilberkreislauf im Klinkerbrennprozess**




Quelle: (Kline 2013)

Abbildung 52 zeigt schematisch den Quecksilbereintrag über Roh- und Brennstoffe sowie die Ein- und Austragspfade verschiedener Quecksilberspezies, die beim Klinkerbrennprozess auftreten, in Abhängigkeit von der Temperatur. Die Aufzählung der Quecksilberspezies ist nicht abschließend.

**Abbildung 52: Verhalten des Quecksilbers beim Klinkerbrennprozess**




Quelle: (Oerter und Zunzer 2012)

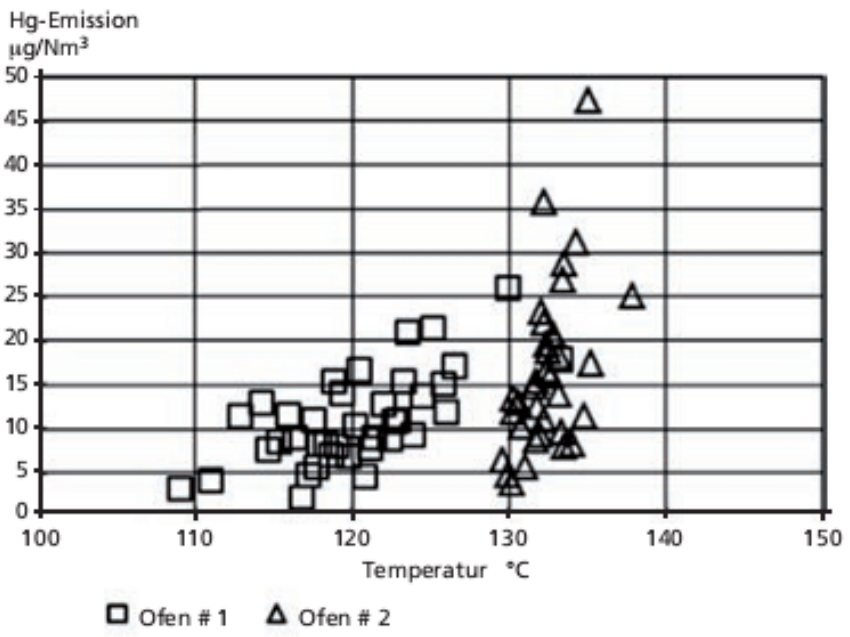
Im Direktbetrieb, wenn die Rohmühle nicht in Betrieb ist, kann dagegen Quecksilber gut über die Staubabscheidung aus dem Klinkerbrennprozess ausgeschleust werden. Zur besseren Staub- und Hg-Abscheidung aus dem Abgas aber auch zum Schutz der Filterschläuche beim Einsatz von Gewebefiltern wird in den meisten Anlagen in Deutschland zuvor in einem Verdampfungskühler (VDK) das Abgas mit Wasser gekühlt und konditioniert (Achternbosch und Bräutigam 2000). Je nach Betriebsweise (Verbund- bzw. Direktbetrieb) wird das gesamte Abgas über den VDK geleitet oder nur ein Teilstrom. Letzteres erfolgt bei manchen Anlagen beispielsweise im Verbundbetrieb. Wird im VDK zu weit heruntergekühlt, kommt es zu Kondensation und in kürzester Zeit zu Korrosion der Abgasleitungen, Filtergehäuse usw. Die Probleme können ab ca. 120 °C auftreten. Im Verbundbetrieb wird das Gas auch durch die Wärmeübertragung auf das Rohmehl abgekühlt, sodass sich ein anderer Taupunkt einstellt (VDZ 2017c).

Aus den o. g. Gründen zur Vermeidung von Korrosionen in Folge der Eindüsung von Wasser im VDK, treten im Direktbetrieb erhöhte Temperaturen gegenüber dem Verbundbetrieb auf. Der Zusammenhang zwischen Temperatur und Quecksilberemissionen ist in Abbildung 53 am Beispiel von zwei Anlagen dargestellt. Es wird deutlich, dass bei beiden Anlagen die Quecksilberemissionen mit steigenden Temperaturen zunehmen (Schönberger und Waltisberg 2014). Der Effekt ist insbesondere bei Temperaturen zwischen 120 und 145 °C signifikant. Im Direktbetrieb sind die Quecksilberemissionen am Schornstein aufgrund der höheren Abgastemperaturen sowie der fehlenden Adsorption von Hg-Verbindungen an den Rohmehlpartikeln in der Mühle höher als im Verbundbetrieb. (AiF-Forschungsvorhaben 2008; Schäfer und Hoenig 2001). Abbildung 54 zeigt diesen Effekt ebenfalls. Es ist zu beachten, dass es sich bei den auf der y-Achse dargestellten Abscheidegraden um die prozessintegrierte Hg-Abscheidung im Direktbetrieb basierend auf der Rohgaskonzentration (bei 300-400 °C) bis zum Kamin in Abhängigkeit von der Reingastemperatur nach Konditionierung und Filter handelt.

Ob die Hg-haltigen Einsatzstoffe als Brennstoffe in das Drehrohr, mit dem Rohmehl in den Vorwärmer oder in die Zementmühle aufgegeben werden, hat einen wesentlichen Einfluss auf das Emissionsverhalten der Anlage. Erfolgt die Aufgabe als Brennstoff oder mit dem Rohmehl (vgl. auch Abbildung 52), wird das Quecksilber im Klinkerbrennprozess freigesetzt. Ein Teil wird über den Schornstein emittiert, ein Teil wird über den ausgeschleusten Filterstaub in der Zementmühle als Zementzuschlagsstoff zugemischt. Bei der Zumischung in der Zementmühle können potentiell Luftschadstoffemissionen über die Zementmühle freigesetzt werden. Untersuchungen des VDZ an zwei Anlagen ergaben allerdings keine Hinweise hierfür (siehe auch Kap. 2.19.6.1). Darüber hinaus wird an Ofensystemen, die mit einem Gasbypass zur Unterbrechung von Chlorid- und Alkalikreisläufen ausgerüstet sind, zusätzlich Bypassstaub ausgeschleust (siehe Kap. 2.19.1.1).

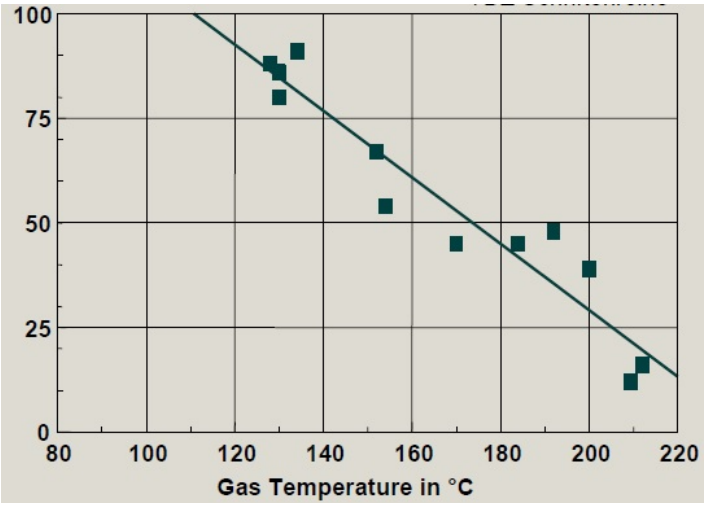
Im Zement liegt Quecksilber überwiegend als $Hg^0$ vor (Achternbosch et al. 2003).

**Abbildung 53: Korrelation zwischen Quecksilberemissionen und Abgastemperatur an zwei Zementöfen.**




Quelle: (Schönberger und Waltisberg 2014)

**Abbildung 54: Quecksilberminderung durch Staubabscheidung bei unterschiedlicher Abgastemperatur**




Quelle: (Beilmann 2017), zitiert nach (Kirchartz 1994)

## 2.19.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

### 2.19.5.1 Co-Benefit

In der Zementindustrie in Deutschland werden ausschließlich trockene Abgasreinigungsverfahren eingesetzt. Zur Abscheidung von Staub werden überwiegend Tuchfilter verwendet; ca. ein Drittel der Zementwerke setzt Elektrofilter ein (VDZ 2017c). Der aus dem Ofenabgas abgeschiedene Staub wird überwiegend erneut dem Brennprozess zugemischt. Bei der Rückführung dieses Filterstaubs in das Ofensystem wird keine Ausschleusung von Quecksilber (kein Co-Benefit) erreicht. Zur Unterbrechung des

Quecksilberkreislaufs wird von Zeit zu Zeit Filterstaub ausgeschleust, der nicht in den Klinkerbrennprozess zurückgeführt wird (siehe Kapitel 2.19.5.2).

In einigen Anlagen in den USA sind aufgrund sehr hoher Schwefelgehalte im Abgas Wäscher installiert, die Quecksilber mit abscheiden (Barnett 2013).

Durch den Einsatz eines heißgasseitigen Katalysators (Anordnung vor der Entstaubung; „High-Dust"-Schaltung) kann die Oxidation von elementarem Quecksilber ($Hg^0$) zu ionischem Quecksilber ($Hg^{2+}$) erhöht werden. Oxidiertes Quecksilber wird besser an den Staub gebunden als elementares Quecksilber, so dass sich hierdurch die Abscheideleistung der Anlage erhöht. Beispiele für Zementwerke mit High-Dust-Katalysator sind die Anlagen in Mergelstetten (Edelkott et al. 2014) und Mannerdorf in Österreich (UBA Österreich).

#### 2.19.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Als spezifische Maßnahme zur Begrenzung der Quecksilberemissionen in die Luft im Klinkerbrennprozess kommt in Deutschland bislang insbesondere die Ausschleusung von Staub im Direktbetrieb zum Einsatz.

In der überwiegenden Betriebszeit eines Klinkerbrennprozesses (80 % - 90 %) werden die Ofenabgase zur Vorerwärmung des Rohmehls durch die Rohmühle und anschließend über eine Staubabscheidung geleitet (Verbundbetrieb). Dabei kühlt das Rohmehl das Abgas ab, so dass gasförmiges Quecksilber besser an den Staub gebunden wird. Bei dieser Betriebsweise wird am Staubfilter abgeschiedener Staub zusammen mit dem Rohmehl erneut dem Brennprozess zugeführt, wo das Quecksilber wieder freigesetzt wird. Dies führt zur Bildung eines Kreislaufs und damit zu einer Anreicherung von Quecksilber im Bereich zwischen Vorwärmer und Staubfilter (siehe Kap. 2.19.4).

Beim Direktbetrieb bleibt die Rohmühle dagegen ausgeschaltet. Der fehlenden Kühlungswirkung durch das Rohmehl wird durch den Verdampfungskühler entgegengewirkt, der eine Absenkung der Rauchgastemperatur und damit eine bessere Quecksilberabscheidung bewirkt. Der im Direktbetrieb abgeschiedene Ofenstaub wird überwiegend aus dem Klinkerbrennprozess ausgeschleust, um den Brennprozess von Quecksilber zu entlasten und Emissionen zu begrenzen (dust-shuttling). Die deutschen Zementwerke fahren geregelte Ausschleusregime, d. h. sie schleusen regelmäßig im Direktbetrieb bestimmte Staubmengen aus. Wie viel bzw. wie lange ausgeschleust werden muss, ist anlagenspezifisch unterschiedlich. In Deutschland ist das Ausschleusregime bei einigen Anlagen Bestandteil der Genehmigung. Wird nicht die Ausschleusung des gesamten Filterstaubs als erforderlich erachtet, wird der Rest dem Rohmehlsilo zugeführt.

Der aus dem Ofenabgas abgeschiedene Staub wird - je nach Qualitätsanforderung - i. d. R. vollständig in der Zementmühle dem Produkt Zement zugemischt.

Mit einer Ausnahme werden in Deutschland alle Drehrohröfen abwechselnd im Verbund- und Direktbetrieb betrieben. Zwei Anlagen weisen eine spezielle Anlagenschaltung auf, mit zwei parallelen Abgasfiltern, die eine separate Abscheidung des Rohgas-Filterstaubes unabhängig vom Betrieb der Rohmühle erlauben. (VDZ 2017) Die zeitlichen Anteile der beiden Betriebsweisen variieren von Anlage zu Anlage. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass durch die Filterstaubausschleusung zwar Emissionen begrenzt werden, aber keine langzeitsichere Senke geschaffen wird, da der Hg-haltige Filterstaub dem Produkt Zement zugegeben wird.

Als weitere spezifische Quecksilberminderungstechniken kommen zum Einsatz:

- Eindüsung von Sorbentien, z. B. Braunkohlenkoks oder Aktivkohle, die ggf. bromiert oder schwefeldotiert ist, im Direktbetrieb vor dem Staubabscheider bei gleichzeitiger Ausschleusung von Filterstaub (mehrere Zementwerke, u. a. in Deutschland und USA) (CEMEX 2018; Tebert et al. 2016a; UNEP 2017). Die Technik wird insbesondere zur Minderung von Hg-Peaks beim Direktbetrieb eingesetzt.
- Eindüsung von Sorbentien vor einem zusätzlichen Gewebefilter (installiert z. B. bei Fa. Ash Grove Cement/USA in Durkee/Oregon seit 2010, Leamington/Utah und Seattle/Washington seit 2014, Midlothian/Texas seit 2015). (Ash Grove 2014, Ash Grove 2016, UNEP 2017)
- Erhitzung von Filterstaub durch Ofenabgas am Vorwärmerturm, Abscheiden von Quecksilber mit Aktivkohle im Flugstromverfahren, Rückführung des quecksilberabgereicherten Staubes (Xmercury®-Verfahren der Fa. Scheuch, installiert z. B. bei Fa. W&P in Wietersdorf/AT seit 2016 und bei Fa. Schwenk in Allmendingen seit 2019). (Edelkott und Lechner 2017a)
- Einsatz eines mit Sorbentien befüllten Festbett- oder Wanderbettfilters (POLVITEC®-Filter der Fa. ThyssenKrupp Industrial Solutions, installiert bei Fa. Holcim in Siggenthal/CH seit 1994 mit vorrangigem Ziel der Abscheidung hoher $SO_2$-Emissionen). (UNEP 2017; Schönberger 2011)

### 2.19.6 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus der Zementherstellung erfolgen insbesondere über die in Tabelle 136 angegebenen Pfade.

**Tabelle 136: Quecksilberausträge im Zementwerk**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornstein beim Klinkerbrennprozess<br>Zementmühle, Kohlemühle | Hauptemissionspfad Luft<br>In wesentlich geringerem Umfang |
| Wasser | - | Es fällt kein Abwasser an |
| Abfall | Staub aus dem Direktbetrieb<br><br>Staub aus dem Chloridbypass | i. d. R. kein Abfall, sondern nur, wenn keine Zumischung in Zementmühle möglich ist<br>nur Abfall, wenn keine Zumischung in Zementmühle oder in andere Produkte möglich ist, Entsorgung i. d. R. im Bergversatz |
| Produkt | Zement | Insbesondere durch zugemischten Staub aus dem Direktbetrieb, andere Zementhauptbestandteile und Erstarrungsregler |

#### 2.19.6.1 Austrag über Luft, Klinker und Zement

**Luft**

Die Quecksilberemissionen des Klinkerbrennprozesses über den Luftpfad wurden insbesondere über die Emissionserklärungen für das Jahr 2016 ermittelt. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, lagen nur Emissionsdaten zum jeweiligen Hauptschornstein der Produktionslinie vor. Für einige Anlagen wurden zusätzlich Emissionen von weiteren Quellen, wie z. B. der Zementmühle,

Klinkerkühler oder Kohlemühle angegeben. Die Ergebnisse der Emissionserklärungen wurden im Rahmen einer Abfrage an die jeweils zuständigen Länderbehörden ermittelt.

**Klinkerbrennprozess**

Insgesamt lagen Datensätze zu allen im Jahr 2017 betriebenen Ofenanlagen vor. Die Ergebnisse der statistischen Auswertungen für die Emissionen aus dem Klinkerbrennprozess sind in Tabelle 137 (Emissionskonzentrationen) und Tabelle 138 (Frachten) dargestellt. Die Tabellen enthalten jeweils statistische Größen, wie z. B. Mittelwert oder Median, der ermittelten 40 Datensätze. In der letzten Zeile ist die Gesamtjahresfracht der Ofenanlagen aller Zementwerke in Deutschland angegeben. Diese betrug 624 kg, davon wurden 92 % als „gemessen“ ausgewiesen (36 Datensätze), 5 % als „berechnet“ (3 Datensätze) und 3 % als „geschätzt“ (1 Datensatz).

Da die Quecksilberemissionen bei allen Zementwerken gemessen werden müssen, ist davon auszugehen, dass der Wert, bei dem „Schätzung“ angeben wurde, ebenfalls auf Messungen beruht, wahrscheinlich erfolgten diese diskontinuierlich. Für die drei Datensätze, für die in der Emissionserklärung „Berechnung“ vermerkt wurde, können ebenfalls überwiegend diskontinuierliche Messungen angenommen werden. An 37 Öfen wurde Quecksilber kontinuierlich gemessen (VDZ 2017b).

Der Mittelwert aller Konzentrationswerte, für die in der jeweiligen Emissionserklärung bei der Frachtenberechnung „Messung“ angemerkt wurde, liegt mit ca. 11 µg/m³ etwas unter dem Mittelwert der Anlagen, für die „Kalkulation“ angegeben wurde (ca. 11 µg/m³) Die Hg-Konzentration der Anlage, für die „Schätzung“ vermerkt wurde, lag mit ca. 11 µg/m³ ebenfalls im Bereich der Werte, die auf Messungen bzw. Berechnungen basieren.

**Tabelle 137: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 40 Öfen zur Erzeugung von Klinker angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Hg-Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,36 |
| 10 Perz. | 3,7 |
| Mittel | 11 |
| Median | 11 |
| 90 Perz. | 17 |
| Max. | 23 |

Quelle: Behördenabfrage

**Tabelle 138: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 40 Öfen zur Erzeugung von Klinker angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Hg-Fracht [kg/a] |
|---|---|
| Min. | 0,47 |
| 10 Perz. | 3,3 |
| Mittel | 16 |
| Median | 13 |
| 90 Perz. | 29 |
| Max. | 70 |
| **Gesamtfracht** | **624** |

Quelle: Behördenabfrage

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit.

**Andere Emissionsquellen**

Werden in Zementwerken größere Mengen an Steinkohle in Kohlemühlen vermahlen, kann die Kohlemühle ebenfalls eine relevante Emissionsquelle darstellen (Wang et al. 2016). Da der Anteil an Kohle an den Brennstoffen in Deutschlands Zementwerken zurückgeht und mittlerweile Zementwerke mit bis zu 100 % Sekundärbrennstoff betrieben werden dürfen (siehe z. B. (Dyckerhoff GmbH 2017)), ist davon auszugehen, dass diese Emissionsquelle an Bedeutung verlieren wird.

Ein Zementwerk wies in seiner Emissionserklärung eine gemessene Jahresfracht von 2,41 kg am Schornstein der Kohlemühle aus. Dies entsprach ca. 12 % der am Hauptschornstein gemessenen Quecksilberfracht. Allerdings bleibt offen, ob in der Kohlemühle Abgas aus dem Drehrohrofenprozess zur Trocknung der Kohle eingesetzt wird und welcher Anteil des emittierten Quecksilbers in diesem Fall aus dem Rohgas stammt.

Hg-Messungen des VDZ an zwei verschiedenen Zementmühlen in den Jahren 2017 und 2018 ergaben durchschnittliche Quecksilberemissionen von 1,3 bzw. 1,4 µg/m³. Das Konzentrationsniveau blieb auch dann gleich, wenn kein Filterstaub in die Mühlen aufgegeben wurde. Der Hg-Gehalt im aufgegeben Filterstaub betrug bei der einen Mühle im Mittel 0,64 mg/kg, die Aufgabemenge belief sich auf bis zu 3 % der Produktionsmenge an Zement. Bei der anderen Mühle wurde Filterstaub mit einer durchschnittlichen Hg-Konzentration von 1,75 mg/kg aufgegeben. Die Aufgabemenge betrug bis zu 1,4 % der Produktionsmenge an Zement (Harraß et al. 2018).

Ein deutsches Zementwerk hat in seiner Emissionserklärung eine Konzentration von 0,4 µg/m³ und eine Jahresfracht von 0,067 kg für die Emissionsquelle Zementmühle angegeben (zum Vergleich: Die Hg-Jahresfracht am Schornstein betrug 7,1 kg/a). Die Zahlenwerte beruhen auf Messungen.

(Wang et al. 2014) nennen einen Emissionsanteil von 0,4 bis 0,5 % durch Mischen und Nachbehandlung von Zement, dem Filterstaub beigemischt wurde, wobei diese Vorgänge nicht näher spezifiziert werden.

Ein Zementwerk gibt für den Abgasstrom am Klinkerkühler eine Hg-Jahresfracht von 0,25 kg an.

Aufgrund der schlechten Datenlage ist eine Berechnung der in Deutschland emittierten Hg-Jahresfrachten über Klinkerkühler, Kohlemühlen und Zementmühlen nicht möglich.

**Klinker**

Für reinen Klinker als Zwischenprodukt nennt der VDZ einen arithmetischen Mittelwert von 0,008 mg/kg TS und einen Medianwert von 0,005 mg/kg TS. Das analysierte Probenkollektiv umfasste 111 Proben. (Harraß et al. 2018) Bei einer Produktionsmenge von 23.355.000 Mg (VDZ 2017b) lässt sich daraus eine Quecksilbermenge von 187 bzw. 117 kg/a errechnen, die über den Klinker in die Zementmühle eingebracht wird, sofern der Klinker nicht direkt vermarktet wird.

**Tabelle 139: Quecksilberaustrag über den in Zementwerken hergestellten Klinker im Jahr 2016**

| Nr. | Stoff | Menge [Mg/a] | Hg Mittelwert [mg/kg] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Klinker | 23.355.000 | 0,008 | 187 |

Klinkermenge: (VDZ 2017b); Hg Mittelwert: (Harraß et al. 2018)

**Zement**

Die Spannbreite für Mittelwerte von Hg-Analysen in Zementen aus der einschlägigen Literatur liegt zwischen 0,014 und 0,07 mg/kg TS. (Kleppinger 1993; Renzoni et al. 2010; Johansen und Hawkins 2003; Zeschmar-Lahl 2003; UNEP 2017; VDZ 2000; Achternbosch et al. 2003; Flamme 2002). Bei vielen Veröffentlichungen ist unklar, in welchen Ländern die Anlagen betrieben werden, von denen die Zementproben genommen wurden. Hinzu kommt, dass in der Vergangenheit mit relativ hohen Bestimmungsgrenzen gearbeitet wurde.

Deshalb wurden für die Bilanz Werte des VDZ, die aus Analysen von deutschen Zementen, die in der jüngeren Vergangenheit erzeugt wurden, herangezogen (Harraß et al. 2018). Die Ergebnisse der Analysen sind, differenziert nach verschiedenen Zementkategorien, in der Tabelle 140 dargestellt. Das Öko-Institut hat im Jahr 2018 ebenfalls Proben von verschiedenen Zementen analysieren lassen. Auch diese Ergebnisse sind in der Tabelle dargestellt. Die Ergebnisse der Einzelanalysen des Öko-Institutes sind im Anhang in Tabelle 285 und Tabelle 286 enthalten.

Der Vergleich zeigt, dass sowohl die arithmetischen Mittelwerte als auch die Medianwerte der Analysen des Öko-Institutes deutlich unter denen des VDZ liegen. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Werte des VDZ auf der sicheren Seite liegen.

**Tabelle 140: Quecksilberkonzentrationen in Zement**

| Zementkategorie | Quelle | Anzahl Analysen | Spannbreite [mg/kg TS] | Arithm. Mittel [mg/kg TS] | Median [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|---|
| CEM I | VDZ | 196 | 0,005 – 0,200 | 0,024 | 0,019 |
| CEM II | VDZ | 89 | 0,006 -0,220 | 0,048 | 0,030 |
| CEM III | VDZ | 27 | 0,001 - < 0,050 | 0,016 | 0,010 |
| Sonst. Produkte | VDZ | 26 | < 0,010 – 0,234 | 0,080 | 0,058 |
| CEM I | Öko-Inst. | 11 | < 0,006 – 0,026 | 0,011 | 0,006 |
| CEM II | Öko-Inst. | 8 | < 0,006 – 0,127 | 0,033 | 0,014 |
| Sonst. Produkte | Öko-Inst. | 1 | < 0,006 | < 0,006 | < 0,006 |

Quellen: VDZ: (Harraß et al. 2018); Öko-Institut: eigene Analysen. Anmerkung: weitere Literaturdaten siehe Tabelle 281

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der Bilanzierung zu Quecksilberausträgen über den Zement. Es ergeben sich Austräge für das Jahr 2016 von ca. 1.103 kg.

**Tabelle 141: Quecksilberausträge über den in Zementwerken hergestellten Zement im Jahr 2016**

| Nr. | Stoff | Menge [Mg/a] | Artithm. Mittel A [mg/kg] | Artithm. Mittel B [mg/kg] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | CEM I | 9.932.896 | 0,024 | 0,024 | 238,4 | 238,4 |
| 2 | CEM II | 14.932.018 | 0,048 | 0,048 | 716,7 | 716,7 |
| 3 | CEM III | 7.449.672 | 0,016 | 0,016 | 119,2 | 119,2 |
| 4 | Sonstige Zementprodukte | 359.414 | 0,08 | 0,08 | 28,8 | 28,8 |
| 5 | **Summe** | | | | **1.103,1** | **1.103,1** |

Zementmengen: berechnet aus Gesamtmenge in (VDZ 2017b) und Anteilen von verschiedenen Zementkategorien an der Gesamtmenge in (VDZ 2016); Hg-Gehalte: (Harraß et al. 2018)

#### 2.19.6.2 Austrag über Reststoffe

Die in Zementwerken anfallenden Abfallmengen sind relativ gering. Der größte Anteil an Filter- und Bypasstäuben wird in der Zementmühle dem gemahlenen Klinker beigemischt. Nicht dem Zement zugemischte Bypasstäube werden auch in anderen Bindemitteln, z. B. als Tragschichtbinder eingesetzt (VDZ 2018). Ein Teilstrom wird auch als Versatzmaterial verwertet. Angaben zu den gesamten in Deutschland ausgeschleusten Mengen dieser Stoffe liegen nicht vor. Nach vertraulicher Auskunft einer Firma aus der Abfallwirtschaft lagen die Mittelwerte der Quecksilbergehalte der Bypassstäube je nach Zementwerk zwischen 0,08 und 0,8 mg/kg TS. Der Maximalwert lag bei 1,34 mg/kg TS, der Minimalwert bei 0,01 mg/kg TS. Die Menge an Bypassstäuben wurde für 2016 auf ca. 10.000 Mg geschätzt. (Abfallwirtschaft 2017) Ausgehend von dieser Menge liegen die Hg-Frachten im einstelligen Kilogrammbereich, dieser Austragspfad dürfte somit in der Gesamtbilanz vernachlässigbar sein.

Angaben des VDZ zu Hg-Gehalten in Bypasstäuben liegen in derselben Größenordnung wie die oben angegeben Werte (Spannbreite: 0,002 -1,1 mg/kg TS, arithmetisches Mittel: 0,031 mg/kg TS) (Harraß et al. 2018).

(Achternbosch et al. 2003) nennt für Quecksilbergehalte in Filterstäuben aus Zementwerken einen Mittelwert von 0,4 mg/kg. Der Maximalwert wird mit 0,7 mg/kg, der Minimalwert mit 0,002 mg/kg angegeben. Der VDZ nennt eine Bandbreite von < 0,01 bis 16,219 mg/kg TS, ein arithmetisches Mittel von 2,5 mg/kg TS und einen Median von 1,8 mg/kg TS bei einem Probenumfang von 385 Analysen (Harraß et al. 2018). Die hohe Streuung der Werte zeigt, dass der Quecksilberhalt in den Filterstäuben nicht nur von den Hg-Gehalten in den Brennstoffen und im Rohmehl, sondern auch von der Betriebsweise der Anlage abhängt.

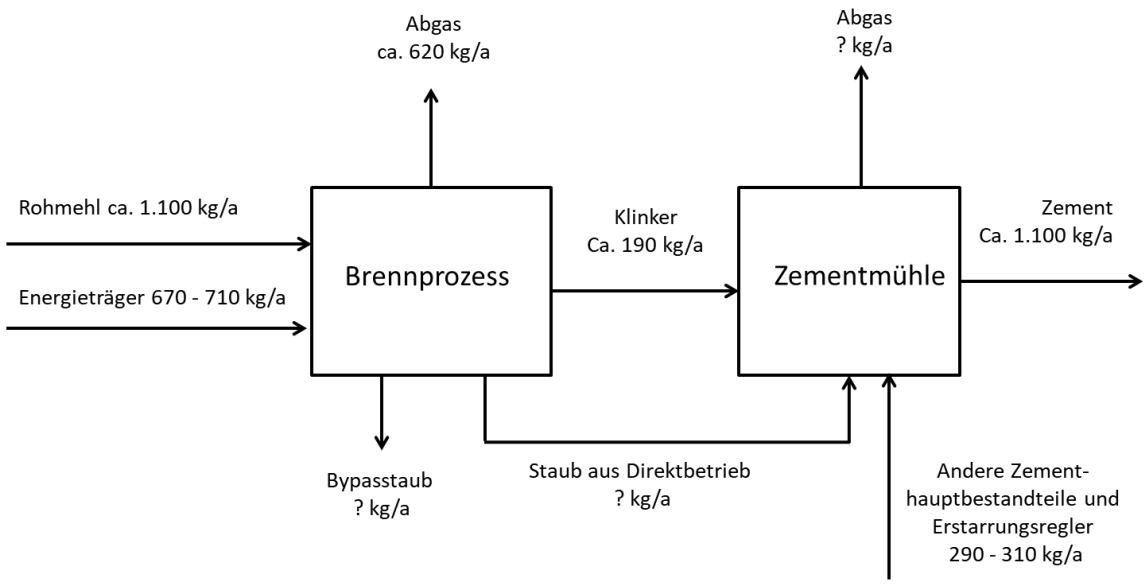
### 2.19.7 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über Rohmehl und Energieträger liegt zwischen 1.700 und 1.800 kg/a. Die Berechnungen zur Quecksilberfracht, die über den Hauptschornstein in die Luft freigesetzt wird, ergeben Austräge von 620 kg/a (Tabelle 137). Über andere Zementhauptbestandteile und Erstarrungsregler werden ca. 300 kg/a in den Zement eingetragen (Tabelle 135).

Über den Klinker werden ca. 190 kg/a aus dem Brennprozess ausgebracht (siehe Kap. 2.19.6.1). Über den Zement werden ca. 1.100 kg/a Quecksilber ausgetragen (siehe Tabelle 141).

Die Bilanz ergibt ein Defizit von 300 bis 350 kg Hg bei den Outputströmen. Ein Grund für das Defizit kann in der Messunsicherheit bei den Feststoffanalysen liegen. Bei hohen Nachweisgrenzen können sich Überbefunde ergeben, wenn die halbe Nachweisgrenze als Messwert angesetzt wird. Ein weiter Grund kann darin liegen, dass bei der Meldung der Emissionserklärungen bei der Abgasmessung in einigen Anlagen die Messunsicherheit unzulässigerweise vom Messergebnis abgezogen wurde und sich hierdurch ein Minderbefund ergibt.

**Abbildung 55: Quecksilberbilanz für die Zementindustrie im Jahr 2016**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Zementproduktion.

**Tabelle 142: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Zementproduktion**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 1 |
| Output Luftemissionen | 1 |
| Output Produkt Zement | 1 |

## 2.20 Herstellung von Kalk (IED 3.1b)

### 2.20.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.20.1.1 Genehmigungsrahmen

Anlagen zur Kalkherstellung unterliegen ab einer Kapazität von 50 Tonnen pro Tag der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definition in Nr. 3.1 b) des Anhang I (IED 2010). In Deutschland ist die Kalkherstellung der Nr. 2.4.1 der 4. BImSchV zugeordnet. Auch Anlagen

mit einer Kapazität von 100 Kilogramm bis weniger als 50 Tonnen pro Tag sind genehmigungspflichtig:

- Nr. 2: Steine und Erden, Kalk, Keramik, Baustoffe
- Nr. 2.4: Anlagen zum Brennen von
- Nr. 2.4.1: Kalkstein, Magnesit oder Dolomit mit einer Produktionskapazität von
- Nr. 2.4.1.1: 50 Tonnen oder mehr Branntkalk oder Magnesiumoxid je Tag,
- Nr. 2.4.1.2: weniger als 50 Tonnen Branntkalk oder Magnesiumoxid je Tag. (4. BImSchV 2017b)

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken der Kalkherstellung sind im EU BVT-Merkblatt für die Zement-, Kalk- und Magnesiumoxidindustrie beschrieben, das die EU-Kommission im April 2013 verabschiedet hat (BREF CLM 2013).

BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) wurden für die Zement-, Kalk- und Magnesiumoxidindustrie erarbeitet und am 9. April 2013 von der EU-Kommission veröffentlicht (BVTS CLM 2013).

#### 2.20.1.2 Anlagentechnik

In der Kalkindustrie erfolgt die Produktion von Branntkalk, Dolomitkalk und Kalkhydrat-produkten wie trockenem Kalkpulver, sog. „Kalkmilch“ und „Kalkteig“ (in Wasser dispergierter Kalk).

Neben Anlagen der Kalkindustrie finden sich Anlagen zur Herstellung von Kalk auch in der Zuckerindustrie, chemischen Industrie und der Zellstoff- und Papierindustrie, deren Produktionsmengen in diesem Kapitel nicht mit bilanziert werden.

Die Herstellung von Branntkalk oder Dolomitkalk erfolgt durch Brennen von Kalkstein oder Dolomitgestein, wobei im Wesentlichen folgende Reaktionen ablaufen: $CaCO_3 \rightarrow CaO$ (Branntkalk) + $CO_2$ bzw. $CaCO_3 \bullet MgCO_3 \rightarrow CaO \bullet MgO$ (Dolomitkalk) + $CO_2$. Das Brennen erfolgt in Deutschland vorwiegend in verschiedenen Schachtofenarten (z. B. mischgefeuerte Schachtöfen, Ringschachtöfen, Gleichstrom-Gegenstrom-Regenerativ-Öfen), die im Chargenbetrieb arbeiten. Zusätzlich sind mehrere Drehrohröfen im Einsatz. Der Brennprozess findet in der Regel bei Temperaturen zwischen 900 - 1200 °C statt. (BREF CLM 2013, S. 200)

Aufgrund der Verdampfungstemperaturen der verschiedenen Quecksilberverbindungen ist zu vermuten, dass Quecksilber, das mit den Brenn- und Rohstoffen eingetragen wird, bei den genannten Brenntemperaturen nahezu vollständig mit dem Luftpfad ausgetragen wird und der Quecksilbergehalt im Branntkalk bzw. Dolomitkalk gering ist. Aus diesem Grund werden Emissionen der dem Brennen nachgeordneten Prozessschritte, wie Mahlen und Kalkhydratherstellung, bei der Analyse der Quecksilberpfade nicht berücksichtigt. Input und Output beziehen sich nur auf die Branntkalkherstellung.

#### 2.20.1.3 Einsatzstoffe

Überwiegend kommt Kalkstein als Rohstoff zum Einsatz, in geringem Maße auch Dolomitgestein. (BREF CLM 2013)

#### 2.20.1.4 Brennstoffe

Als Brennstoff kommt zu etwa 2/3 Braunkohle zum Einsatz sowie zu etwa je 1/6 Steinkohle und Erdgas. In geringen Mengen (< 1 %) werden auch Steinkohlenkoks, Flüssiggas und Abfallbrennstoffe wie Altöl und Lösemittel, Tiermehl und Fette verwendet. (RWI 2013, S. 163) (BREF CLM 2013, S. 443)

#### 2.20.1.5 Abfälle

Als Abfälle fallen Filterstäube an. Sie werden unter Beachtung der Qualitätsanforderungen dem Produkt Branntkalk beigemischt. Eine Umfrage unter mehreren Mitgliedsfirmen ergab einen Filterstaub-Anteil am Gesamtprodukt in Höhe von etwa 1 %. (BV Kalk 2018)

### 2.20.2 Anlagenbestand und Produktion

Im Jahr 2016 produzierten in Deutschland 29 Anlagen der Kalkindustrie mit einer Kapazität von über 50 Mg pro Tag und fielen somit unter die Industrieemissionsrichtlinie und die Emissionsberichterstattungspflicht der EU (Länder 2016). Im Jahr 2016 waren in den Anlagen 107 Öfen in Betrieb, darunter lediglich ein Ofen mit einer Kapazität unter 50 Mg pro Tag (Kalkverband 2018).

Im Jahr 2016 betrug die Produktionsleistung an Branntkalk in der Kalkindustrie 6,34 Mio. Mg. Davon wurden 2,2 Mio. Mg in der Eisen- und Stahlindustrie verwendet (BV Kalk 2017a, S. 22).

Zusätzlich existieren acht Kalköfen in der Zuckerindustrie, drei Kalköfen in der chemischen Industrie und zwei Kalköfen in der Zellstoff- und Papierindustrie mit einer Kapazität von mehr als 50 Mg pro Tag, die somit unter die Industrieemissionsrichtlinie fallen (Länder 2016). Über die Produktionsmengen an Branntkalk lagen keine Informationen vor (VZu 2019).

### 2.20.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in Kalköfen über primäre Rohstoffe (v. a. Kalkstein) und über Brennstoffe in den Prozess eingetragen. Weiterhin gelangt durch den Einsatz von Produktionsresten (aus dem An- und Abfahren, Filterstäube) mit Quecksilber belasteter Sekundärrohstoff in den Ofen.

Der Kalksteinbedarf zur Kalkerzeugung wird mit 1,4 - 2,2 mg/Mg angegeben (BREF CLM 2013, S. 222). Für die weitere Rechnung wird ein mittlerer Rohstoffbedarf von 1,8 mg/Mg angesetzt.

Der Quecksilbergehalt von Kalkstein kann erheblich schwanken. Auf Basis einer europäischen Datensammlung wurde als typische Bandbreite für Kalkstein 0,02 bis 0,1 mg/kg angegeben (BREF CLM 2013, S. 183). Aus Deutschland wurden aus der Zementindustrie Bandbreiten von < 0,001 - 0,3 mg/kg berichtet, mit einem Median und Mittelwert von 0,010 und 0,019 mg/kg (Harraß et al. 2018). Für weitere Literaturwerte siehe Tabelle 281 im Anhang. Eigene Analysen zeigen eine Bandbreite von < 0,006 bis 0,110 mg/kg bei einem Median und Mittelwert von 0,014 und 0,026 mg/kg (Tabelle 288).

Der Bundesverband der deutschen Kalkindustrie e.V. hat im Jahr 2018 bei 15 der 29 größeren Werke Kalk- und Dolomitgestein auf den Quecksilbergehalt analysieren lassen (für Details siehe Kapitel A.7 im Anhang). Die Auswahl der Proben deckt die geologischen Zeitalter des Devon, des Jura sowie der Kreidezeit ab und stellt nach Angaben des Verbandes einen repräsentativen Querschnitt der eingesetzten Rohstoffe in Deutschland dar. Die Analysen ergaben eine Bandbreite von 0,0003 - 0,018 mg/kg sowie einen Median und Mittelwert von 0,0070 und 0,0081 mg/kg (BV Kalk 2018) (Tabelle 143).

**Tabelle 143: Quecksilberanalysen von Devon-/Jura-/Kreidezeit-Kalk, Dolomitgestein in Deutschland**

| Nr. | Bezeichnung | Hg Min A [mg/kg] | Hg Max A [mg/kg] | Hg Median [mg/kg] | Hg Mittel [mg/kg] | Hg 10-Percentil [mg/kg] | Hg 90-Percentil [mg/kg] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Kalk- und Dolomitgestein aus Deutschland | 0,0003 | 0,0180 | 0,0070 | 0,0081 | 0,0016 | 0,0154 |

Quelle: (BV Kalk 2018)

Unter Ansatz des Medians der BV Kalk-Untersuchung als „Mittel A“ und des arithmetischen Mittelwertes als „Mittel B“ nennt Tabelle 144 den berechneten Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die Öfen. Unter den getroffenen Annahmen wurden im Jahr 2016 etwa 83 - 95 kg Quecksilber über Rohstoffe in die Kalk- und Dolomitherstellung eingetragen.

**Tabelle 144: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die Kalk- und Dolomitherstellung im Jahr 2016 bezogen auf 6,34 Mio. Mg Branntkalk- und 0,237 Mio. Mg Dolomit-Produktion**

| Nr. | Rohstoff | Output [Mio. Mg /a] | Rohstoff-quote | Rohstoff-Input [Mio. Mg /a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Kalkstein | 6,34 | ca. 1,8 | 11,4 | 0,0070 | 0,0081 | 80 | 92 |
| 2 | Dolomit | 0,237 | ca. 1,8 | 11,4 | 0,0070 | 0,0081 | 3,0 | 3,0 |
| **3** | **Summe** | **6,58** | **ca. 1,8** | **11,4** | | | **83** | **95** |

Quelle: Output: (BV Kalk 2017a); Rohstoffquote Kalk: Mittelwert aus 1,4 - 2,2 (BREF CLM 2013, S. 222)
Hg Mittel A/B: Median und Mittelwert der Analyse von Devon-/Jura-/Kreidezeit-Kalk- und Dolomitstein (BV Kalk 2018)

Bei den Quecksilbereinträgen über Brennstoffe werden die in der Branntkalkherstellung wesentlichen Energieträger Braunkohle, Erdgas, Steinkohle und Koks betrachtet. Für die Quecksilberkonzentrationen wurden Brennstoffanalysen des BV Kalk aus 16 Kalköfen verwendet. Für „Mittel A“ und „Mittel B“ wurden Median und Mittelwert der Analysen von Braunkohlestaub (13 Werke) sowie der Analysen von Steinkohle (1 Werk) und Koks (2 Werke) angesetzt. Für Erdgas wurden die Angaben von DBI und Bundesverband Erdgas, Erdöl und Geoenergie verwendet (BVEG 2016; Lubenau 2015; BVEG 2017).

Median und Mittelwert für Braunkohle (0,045 und 0,082) entsprechen in etwa Median und Mittelwert von 68 Braunkohleanalysen der Zementindustrie in Deutschland (0,072 und 0,088 mg/kg) (Harraß et al. 2018). Median und Mittelwert für Koks und Anthrazit (0,024 und 0,100 mg/kg) aus den Messungen der Kalkindustrie zeigen etwas geringere Werte als Median und Mittelwert für 39 Analysen von Steinkohle in der Zementindustrie (0,082 und 0,121 mg/kg) (Harraß et al. 2018). Zu welchem Anteil eher quecksilberarmer Koks anstelle von Steinkohle oder Anthrazit zum Einsatz kommt ist nicht bekannt.

Als spezifischer Brennstoffeinsatz für Branntkalk wird 0,81 PJ/Mio. Mg angesetzt (RWI 2013, S. 159).

Auf Basis der Messwerte der Quecksilberkonzentrationen des BV Kalk ergibt sich ein Quecksilbereintrag über Brennstoffe bei der Branntkalkherstellung im Jahr 2016 von 45 - 91 kg/a (Tabelle 145).

**Tabelle 145: Quecksilbereintrag über Brennstoffe bei der Branntkalkherstellung im Jahr 2016**

| | Brenn-stoff | Input Brenn-stoff [PJ/a] | Brenn-stoff-anteil [%] | Heizwert Brenn-stoff [MJ/kg] | Input Brenn-stoff [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Braun-kohle-staub | 20,3 | 66,1 | 22,1 | 918.552 | 0,045 | 0,082 | 8,43 | 67,4 |
| 2 | Erdgas | 5,8 | 18,8 | 35 | 164.286 | 0,001 | 0,001 | 0,16 | 0,16 |
| 3 | Steinko hle, Koks | 4,6 | 15,1 | 29,3 | 157.850 | 0,024 | 0,100 | 3,79 | 15,8 |
| **4** | **Summe** | **30,7** | **100** | | **1.240.688** | | | **45** | **91** |

Quelle: Input Brennstoff (BV Kalk 2018); Heizwert Braunkohle, Braunkohlenstaub, Steinkohle, Koks (BV Kalk 2018).
Zeile 1 Hg Mittel A/B: Median/Mittelwert aus 16 Braunkohle-Messungen an 13 Kalköfen (BV Kalk 2018)
Zeile 2 Hg Mittel A/B Erdgas: (BVEG 2016; Lubenau 2015; BVEG 2017)
Zeile 3 Hg Mittel A/B: Median/Mittelwert aus 1 Steinkohle- und 2 Koks-Messungen an 3 Kalköfen (BV Kalk 2018)

Es ergibt sich für die Herstellung von Branntkalk und Dolomit in der Kalkindustrie im Jahr 2016 ein Quecksilbereintrag von rund 125 - 190 kg/a, davon 50 - 60 % über Rohstoffe, 40 - 50 % über Brennstoffe.

### 2.20.4 Verhalten von Quecksilber in der Branntkalkherstellung

Aufgrund der Ofentemperaturen von rund 900 - 1.200 °C ist zu erwarten, dass Quecksilbereinträge in der Branntkalkherstellung durch mehrstündige Verweilzeiten weitgehend als elementares Quecksilber in das Abgas getragen werden.

Quecksilbersorption im Filterstaub kann in den Öfen an Kalk und an unverbrannten organischen Partikeln erfolgen. Bei unvollständiger Verbrennung (z. B. durch Schwelzonen in mischgefeuerten Schachtöfen) und entsprechender Erhöhung der organischen Bestandteile im Abgas kann Quecksilber - ähnlich wie durch Aktivkohleadsorption - im Staubfilter an der Organik vermehrt abgeschieden werden.

Im sogenannten offenfallenden Kalk, dem Produkt der Brennöfen vor Beimischung von Filterstaub, verbleibt aufgrund der hohen Prozesstemperaturen nur ein geringer Quecksilberanteil.

### 2.20.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.20.5.1 Co-Benefit

In der Kalkindustrie in Deutschland werden trockene und nasse Abgasreinigungsverfahren eingesetzt. Der abgeschiedene Staub wird in das Produkt gemischt oder in der Zementindustrie verwertet. Somit erfolgt durch die Staubminderung keine Quecksilberausschleusung (kein Co-Benefit).

#### 2.20.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

In der Kalkindustrie werden keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt.

### 2.20.6 Quecksilberaustrag

Bei der Kalkherstellung können Quecksilberausträge über das Abgas, Abfälle, Abwasser und über das Produkt erfolgen (vgl. Tabelle 146).

**Tabelle 146: Quecksilberausträge der Kalkherstellung**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Ofenabgas | Elementares Quecksilber wird emittiert (abgesehen von Sorption an Ruß und Abscheidung mit Filterstaub). Partikelgebundenes Quecksilber wird - in Abhängigkeit von der erreichten Staubminderung - mit dem Filterstaub aus dem Prozess ausgetragen. |
| Wasser | Wäscher-abwasser | Da Waschwasser im Kreislauf geführt wird und keine nassen Abgasreinigungsverfahren verwendet werden, fällt kein Abwasser an. |
| Abfall | Abwasser-schlamm | Abwasserschlamm fällt nicht an, da Schlämme aus der Kalkwäsche als Rohstoff erneut eingesetzt werden. |
| | Filterstaub | Filterstaub-Abfälle werden im Prozess wieder eingesetzt (Quecksilberkreislauf) oder verwertet (in diesem Fall wird staubgebundenes Quecksilber in andere Industriezweige überführt). |
| Produkt | Kalk | Wenn Filterstaub in Produkten vermarktet wird, kann Quecksilber in den filterstaubhaltigen Produkten enthalten sein. |

**Quecksilberaustrag über den Luftpfad**

Elementar im Abgas vorliegendes Quecksilber wird in die Luft emittiert, es sei denn, der Organikgehalt im Abgas ist so hoch, dass elementares Quecksilber daran sorbiert und bei der Staubreinigung ausgeschleust wird. Wenn partikelgebundenes Quecksilber vorliegt (z. B. beim Vorhandensein von Halogenen im Brennstoff) kann Quecksilber bei der Staubgasreinigung besser mit abgeschieden werden.

In einer europaweiten Erhebung in 302 Kalköfen lagen 84 % der Konzentrationswerte für Quecksilber unter 10 µg/Nm³ (254 Anlagen); 9 % (26 Anlagen) wiesen Emissionskonzentrationen zwischen 20 – 30 µg/Nm³ auf; 6 % (19 Anlagen) nannten Konzentrationswerte zwischen 30 – 100 µg/Nm³, bei 1 % (3 Anlagen) wurden Quecksilberwerte von mehr als 100 µg/Nm³ gemessen (BREF CLM 2013, S. 242).

Eine kontinuierliche Quecksilbermessung erfolgt nur in den Drehrohröfen der Branche, d. h. in den Kalkwerken Wülfrath (3 Öfen) und Hönnetal/Menden (1 Ofen) (BV Kalk 2017b). Die Quecksilberkonzentrationen wurden für das Jahr 2012 in den Öfen von Wülfrath mit 8,0/10,1/10,5 µg/Nm³ gemeldet, in Menden mit 14,3 µg/Nm³. Im Jahr 2012 betrugen die Quecksilberfrachten dieser beiden Standorte 30,6 kg und 14,3 kg. (Tebert et al. 2016a, S. 50/88/94)

Quecksilberemissionen in die Luft wurden in den Emissionserklärungen für das Berichtjahr 2016 von 10 Kalkwerken (19 Öfen) der Kalkindustrie gemeldet. Die gemeldete Jahresfracht betrug 44,6 kg Quecksilber. 94 % dieser Fracht basiert auf Messungen (41,3 kg aus 15 Öfen), 6 % auf „Berechnung“ (2,8 kg aus vier Öfen). Allein von einem Standort, deren vier Emissionsquellen als „gemessen“ angegeben sind, wurden 21 kg/a gemeldet, entsprechend 47 % der Gesamtmenge; zwei Standorte nannten 9,2 kg/a (vier Emissionsquellen) und 9,5 kg/a (eine Emissionsquelle). Tabelle 147 und Tabelle 148 zeigen die Bandbreite der Emissionskonzentrationen und Quecksilberfrachten der Anlagen.

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es müssen somit Frachten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit angegeben werden.

**Tabelle 147: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 19 Messstellen von Öfen zur Branntkalkherstellung angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,60 |
| 10 Perz. | 3,0 |
| Mittel | 7,7 |
| Median | 6,2 |
| 90 Perz. | 16 |
| Max. | 18 |

Quelle: (Behördenabfrage 2018)

**Tabelle 148: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 19 Messstellen von Öfen zur Branntkalkherstellung angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [kg/a] |
|---|---|
| Min. | 0,043 |
| 10 Perz. | 0,11 |
| Mittel | 3,3 |
| Median | 1,3 |
| 90 Perz. | 5,7 |
| Max. | 9,5 |
| **Gesamtfracht** | **44,6** |

Quelle: (Behördenabfrage 2018)

Als Beitrag zum Forschungsprojekt hat der Bundesverband Kalk im Jahr 2018 an 17 Kalköfen je drei Einzelmessungen von 30 min Dauer durchführen lassen. Darunter befanden sich entsprechend ihrer Häufigkeit im Anlagenmix in Deutschland 13 Gleichstrom-Gegenstrom-Regenerativ (GGR)-Öfen, drei „Hochleistungs-Einschacht“ (RCE)-Öfen sowie ein „Normal-Schachtofen“ (NSO). Die in den Öfen verwendeten Brennstoffe waren Anthrazit, Koks, Gas und Braunkohlestaub.

Die Quecksilber-Konzentrationswerte lagen zwischen 1,38 - 5,20 µg/Nm³. Der Median der Messungen betrug 2,07 µg/Nm³, der Mittelwert 2,46 µg/Nm³. Bei den Messungen wurde der Massenstrom mit dokumentiert. (vgl. Tabelle 149)

**Tabelle 149: Quecksilberkonzentration und Massenstrom im Abgas von 17 Kalköfen**

| | Bezeichnung | Hg Min | Hg Max | Hg Median | Hg Mittel | Hg 10-Perz. | Hg 90-Perz. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Konzentration [µg/Nm$^3$] | 1,38 | 5,20 | 2,07 | 2,46 | 1,61 | 3,17 |
| 2 | Massenstrom [g/h] | 0,02 | 0,30 | 0,11 | 0,09 | 0,03 | 0,23 |

Quelle: (BV Kalk 2018)

Der Bundesverband Kalk geht bei GGR-Öfen von einer mittleren Abgasmenge von 2.500Nm3 pro Tonne Branntkalk aus. Somit schätzt der Verband den luftseitigen Quecksilberaustrag im Jahr 2016 bei einer Jahresproduktion von 6,34 Mio. Mg Branntkalk auf 32,8 - 38,9 kg/a, je nachdem, ob der Median oder der Mittelwert der Abgasmessungen zur Hochrechnung verwendet wird (BV Kalk 2018).

Da jedoch 2016 in Emissionserklärungen eine luftseitige Quecksilberfracht von 45,1 kg gemeldet wurde, ist die Hochrechnung nur für den Produktionsanteil sinnvoll, der nicht aus den Öfen mit gemeldeter Quecksilberfracht stammt. Da der überwiegende Teil der gemeldeten Fracht aus Drehrohröfen stammt, hat der Bundesverband Kalk den luftseitigen Quecksilberaustrag der übrigen Öfen unter Anwendung des Median-Wertes und einer Produktionsmenge von 5.44 Mio. Mg (2016) hochgerechnet. Es ergibt sich ein Quecksilberaustrag über den Luftpfad für diese Öfen von 28,4 kg. (BV Kalk 2019)

Dabei handelt es sich ggf. um eine Überschätzung, da auch Produktionsanteile von Nicht-Drehrohröfen mit einbezogen wurden, die mit 14,2 kg bereits über die Emissionserklärungen erfasst sind. Da keine Produktionsanteile dieser Quecksilber-meldenden Öfen vorliegen, wird der Quecksilberaustrag aller 88 Öfen, die 2016 kein Quecksilber meldeten, anstelle von 28,4 kg etwas geringer mit 25 kg geschätzt.

Damit ergibt sich in Summe für das Jahr 2016 aus Emissionserklärungen (44,6 kg), die überwiegend die Emissionen aus Drehrohröfen quantifizieren, und aus der Hochrechnung von Messergebnissen des BV Kalk (25 kg) ein luftseitiger Quecksilberaustrag von etwa 70 kg.

**Quecksilberaustrag über Abfälle**

Filterstäube enthalten nach Messungen des BV Kalk zwischen 0,189 und 25,1 mg/kg Quecksilber (vgl. Tabelle 290). Sie werden unter Beachtung der Qualitätsanforderungen dem sog. offenfallenden Kalk zugemischt, so dass kein Quecksilberaustrag über Abfälle erfolgt. (BV Kalk 2018)

**Quecksilberaustrag über Abwasser**

Abwasser fällt nicht an, da keine Nasswäscher betrieben werden. Waschwasser aus der Kalksteinwäsche wird aufbereitet und im Kreislauf geführt. Der Quecksilberaustrag über Abwasser aus Hydratanlagen, in denen ein Teil der Kalkprodukte weiterverarbeitet wird, wurde nicht untersucht.

**Quecksilberaustrag über Produkte**

Der Median und Mittelwert des Quecksilbergehaltes in sog. „offenfallendem Kalk“ (d. h. Branntkalk nach dem Ofen) wurde auf Basis von 16 Analysen in der Kalkindustrie mit 0,0018 und 0,0117 mg/kg bestimmt. Dem offenfallenden Kalk wird Filterstaub zugemischt, für den 1,610 und 3,170 mg/kg als Median und Mittelwert analysiert wurden (vgl. Tabelle 290). Der Anteil der Filterstaubbeimischung im Produkt beträgt nach einer Stichproben-Umfrage des Verbandes etwa 1,0 % (BV Kalk 2018).

Tabelle 54 verdeutlicht, dass der Filterstaubaustrag bei einer Austragsmenge von 1 % des Produktes rund 102 - 201 kg/a Quecksilber enthält, je nachdem ob der Median oder der Mittelwert der Analysen für die Abschätzung verwendet wird.

**Tabelle 150: Quecksilberaustrag über Filterstaub unter Annahme von 1,0 % Staub im Branntkalk**

| # | Output Staub [kg/a] | Hg Min [mg/kg] | Hg Max [mg/kg] | Hg 10-Perc. [mg/kg] | Hg 90-Perc. [mg/kg] | Hg Median [mg/kg] | Hg Mittel [mg/kg] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 63.400 | 0,189 | 25,1 | 0,498 | 3,624 | 1,61 | 3,17 | 102 | 201 |

Quelle: Output Staub: Annahme 1 % der Branntkalkproduktion (BV Kalk 2018); Konzentrationswerte (BV Kalk 2018)

Die vom Bundesverband Kalk durchgeführten Quecksilberanalysen von offenfallendem Kalk zeigt Tabelle 151 (Zeile 1). Bei Ansatz des Medians und des Mittelwertes für den Output A und den Output B ergibt sich ein Austrag über offenfallendem Kalk zwischen 11 - 73 kg/a. Dabei wird die 2016 produzierte Branntkalkmenge (6,34 Mio. Mg) in 99 % offenfallenden Kalk und 1 % Filterstaubanteil aufgeteilt und den Teilmengen die zugehörigen Quecksilberkonzentrationen zugewiesen. (BV Kalk 2018)

Nach Vermischung mit Filterstaub beträgt der Quecksilberaustrag über das Produkt 113 - 274 kg/a (vgl. Tabelle 151). Der *obere* Wert dieser Bandbreite, der auf Basis des Mittelwertes der Filterstaubanalysen berechnet wurde, liegt ca. 50 % über dem in Kapitel 2.20.3 abgeschätzten Quecksilbereintrag (120 - 195 kg/a). Der *untere* Hg-Austragswert (113 kg/a), der auf dem Median der Filterstaubanalysen basiert, entspricht dem unteren abgeschätzten Quecksilbereintrag. Es ist zu beachten, dass geringe Abweichungen vom angenommenen Filterstaubanteil (1,0 %) das Ergebnis stark verändern.

**Tabelle 151: Quecksilberaustrag über Produkt bei Annahme von 1 % Filterstaubanteil im Produkt**

| # | Fraktion | Output [Mg/a] | Hg Min [mg/kg] | Hg Max [mg/kg] | Hg Median [mg/kg] | Hg Mittel [mg/kg] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Offenfallender Kalk | 6.276.600 | 0,0000 | 0,1210 | 0,0018 | 0,0117 | 11 | 73 |
| 2 | Filterstaub | 63.400 | 0,189 | 25,1 | 1,61 | 3,17 | 102 | 201 |
| 3 | Summe | 6.340.000 | | | | | 113 | 274 |
| | | | | | | | | |

Quelle: (BV Kalk 2018)

Der Quecksilberaustrag über das Produkt Branntkalk wird auf Basis der Berechnung in Tabelle 151 bei einem Anteil von 1,0 % Filterstaub im Produkt mit rund 110 kg/a bis 275 kg/a abgeschätzt.

### 2.20.7 Gesamtbetrachtung

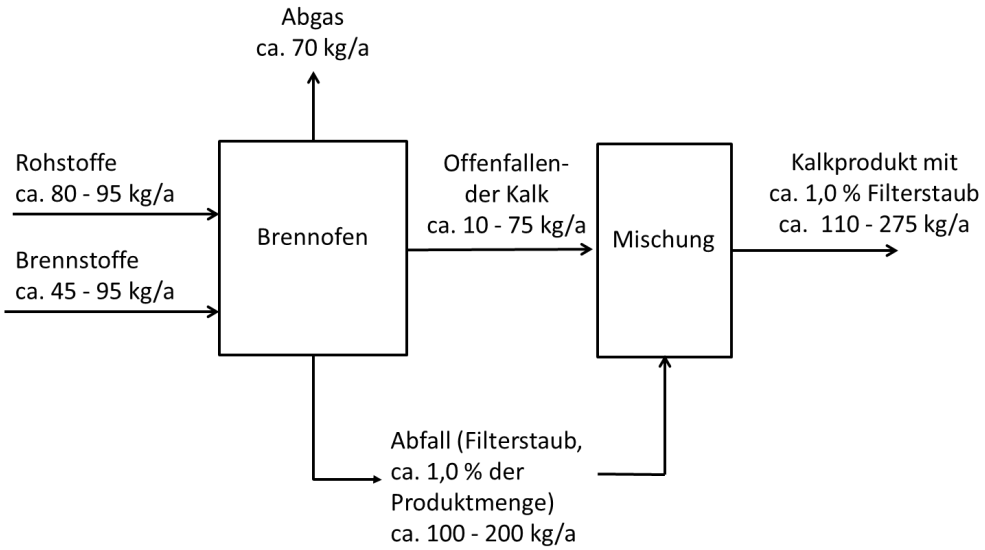
Als Ergebnis der getroffenen Annahmen zeigt Abbildung 56 die Quecksilberbilanz der Branntkalkherstellung in der Kalkindustrie. Der Hg-Eintrag von rund 125 - 190 kg/a resultiert zu ca. 2/3 aus Rohstoffen und zu ca. 1/3 aus Brennstoffen. Der Austrag über den Luftpfad beträgt rund 45 kg/a für gemessene Quecksilberfrachten aus 19 Öfen, die in

Emissionserklärungen berichtet wurden. Der luftseitige Austrag der übrigen 88 Öfen wurde auf Basis von 17 Messungen mit etwa 25 kg/a abgeschätzt.

Quecksilber wird mit dem Produkt vor allem aufgrund der Beimischung von 1,0 % Filterstaub zum offenfallenden Kalk ausgetragen. Einem produktseitigen Austrag von rund 110 - 275 kg/a liegen Messungen des BV Kalk zum Quecksilbergehalt des offenfallenden Kalkes zugrunde (10 - 75 kg/a) sowie Analysen des Filterstaubes und die Angabe, dass Filterstaub einen Anteil von 1,0 % am Produkt hat. Am Quecksilber im Branntkalk hat der Filterstaubs mit 100 - 200 kg/a einen hohen Anteil (70 - 90 %).

Zur Konsolidierung der Austräge über den Luft- und Produktpfad besteht weiterer Forschungsbedarf für Messungen im Abluftpfad, Erhebungen zur Quecksilberkonzentration im Filterstaub und zu dessen Anteil im Produkt. Wasserseitige Quecksilberausträge aus Hydratanlagen, in denen ein Teil der Kalkprodukte weiterverarbeitet wird, waren aufgrund der kalten Prozesse nicht Gegenstand der Untersuchung. Zur Vervollständigung sind Quecksilberausträge zu untersuchen, die in der Kalkproduktion der Zuckerindustrie, der chemischen Industrie sowie der Papier- und Zellstoffindustrie entstehen. Unter alleiniger Berücksichtigung der Ofenanzahl wäre von etwa 10 % höheren Austrägen auszugehen.

**Abbildung 56: Quecksilberbilanz für die Kalkherstellung im Jahr 2016 bezogen auf 6,34 Mio. Mg Branntkalk- und 0,237 Mio. Mg Dolomit-Produktion**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Tabelle 152 zeigt die Datenqualität von Input und Output der Branntkalk- und Dolomitherstellung.

**Tabelle 152: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität der Branntkalk-/Dolomitherstellung**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 2 |
| Output Luftemissionen | 3 |
| Output Produkt Branntkalk, Dolomit | 3 |

## 2.21 Herstellung von Gips (IED – Nr. 3.1 a)

### 2.21.1 Anlagenbeschreibung

Unter dem Begriff „Gips“ werden verschiedene Hydratstufen des Calciumsulfats zusammengefasst. Bei dem in der Natur vorkommenden Gipsgestein und dem REA-Gips handelt es sich um das Calciumsulfat-Dihydrat ($CaS0_4*2H_2O$), beim Anhydrit ($CaSO_4$) um die kristallwasserfreie Form. REA-Gips entsteht in großen Mengen als Nebenprodukt in Kohlekraftwerken bei der Rauchgasentschwefelung. Zudem wird synthetisches Anhydrit aus der Flusssäure-Produktion verarbeitet. Bei der Herstellung von 1 Gewichtsteil Flusssäure fallen 3,4 Gewichtsteile Anhydrit ($CaSO_4$) an. Die Flusssäureproduktion der fünf deutschen Produktionsstätten wird auf mindestens 0,1 Mio. Mg veranschlagt, bei der 0,4 Mio. Mg synthetisches Anhydrit anfallen dürften (BREF LVIC 2007). Synthetischer Gips, der bei der Herstellung von Caprolactam, Weinsäure, Zitronensäure und Oxalsäure sowie bei der Aufbereitung der Dünnsäuren der Titandioxid Herstellung entsteht, hat in Deutschland kaum Bedeutung (BvG 2017a).

Eine schematische Darstellung des Produktionssystems zur Gipsherstellung lässt sich beispielsweise (PE 2007) auf der Seite 11[8] entnehmen.

Der wichtigste Teilprozess in der Gipsverarbeitung ist die Kalzinierung. Hier entsteht im Temperaturbereich von 120 bis 180 °C im Regelfall die β-Form des Halbhydrats. Beim Erhitzen auf höhere Temperaturen wird das Kristallwasser vollständig entfernt. Es werden dabei Niederbrandgipse (ca. 250 °C) von Hochbrandgipsen (ca. 500 °C) unterschieden.

Folgende Anlagen kommen je nach gewünschtem Produkt bei der Kalzinierung zur Anwendung (BvG 2013):

- Stuckgips: Drehrohrofen, Kocher, Mahlbrennanlage,
- Mehrphasengips, Stuckgips: Trägergas-Brennanlage,
- Hochbrandgips: Rostbandofen (nur für Naturgips),
- α-Halbhydrat: Autoklav.

Etwa 80 % des kalzinierten Gipses werden in Deutschland für die Herstellung von Gipsbauplatten eingesetzt und der Rest zur Produktion von Stuckgips und sonstigen Gipsprodukten.

Als Brennstoff wird überwiegend Erdgas sowie im Einzelfall leichtes Heizöl verwendet (UBA AT 2007).

#### 2.21.1.1 Anlagen zur Kalzinierung

**Rostbrandofen:**

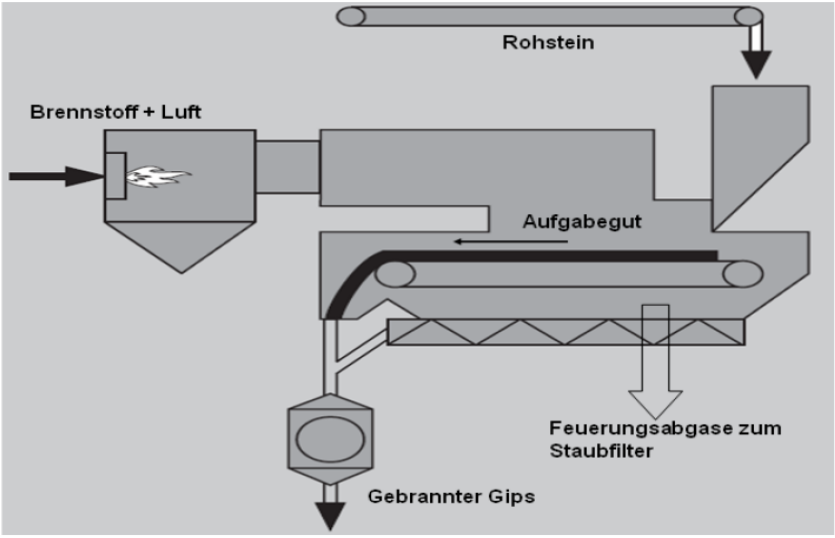
Rostbandöfen (siehe Abbildung 57) werden ausschließlich zum Verarbeiten von Naturgips verwendet, da bei diesem Verfahren Einsatz-Korngrößenfraktionen von 5 bis 60 mm erforderlich sind. Das entstehende Produkt ist ein so genannter Hochbrandgips, da Temperaturen von 700 °C an der obersten Schicht sowie bis zu 300 °C an der unteren Schicht auf den Gips über einen längeren Zeitraum einwirken (BvG 2006). Hochbrandgips bezeichnet

[8] Im Internert verfügbar unter: http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/groups/allPersonsActive/public/Projektberichte/NetLZD-Baustoffe_S04_v03_2007.pdf

dabei das erzeugte Anhydrit, welches mit verschiedenen Zuschlagstoffen und gebrannten Halbhydrat zu Putzgipsarten vermischt wird.

Die Brennhauben von Rostbrandanlagen können sowohl mit Erdgas, Öl als auch mit Kohlestaub befeuert werden, wobei die entstehenden Brenngase in direktem Kontakt mit dem Brenngut stehen. Das Abgas enthält somit nicht nur Quecksilber, das aus dem Gips mobilisierten wird, sondern auch Quecksilber, welches mit dem Brennstoff in das System eingebracht wird.

**Abbildung 57: Schematische Darstellung einer Rostbrandanlage zur Gipskalzinierung**



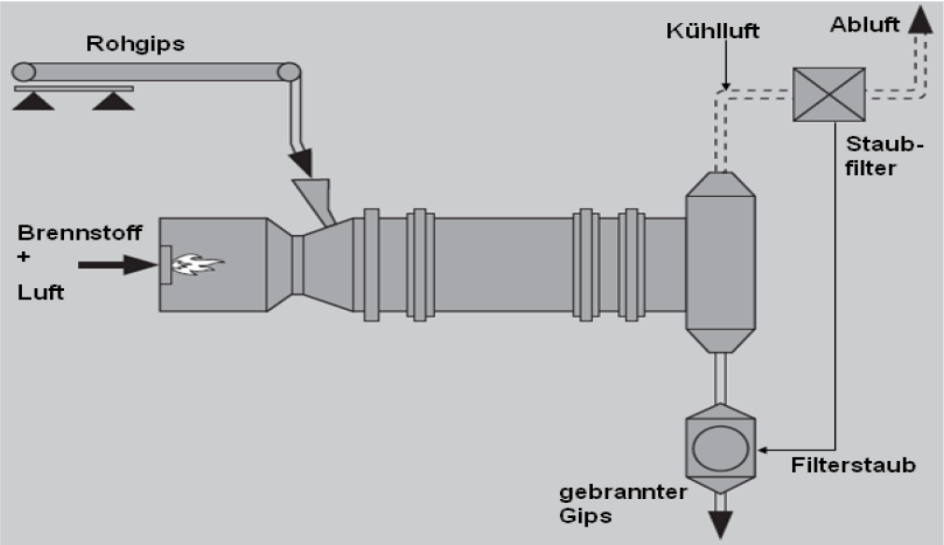

Quelle: (BVG 2006)

**Drehrohrofen:**

Drehrohröfen (siehe Abbildung 58) sind bewährte Aggregate zur Erzeugung von Halbhydrat (Stuckgips) aus Naturgips als auch aus REA-Gips. Darin können im Gleichstromverfahren bei Temperaturen von 120 bis 180 °C bis zu 600 Mg Stuckgips in 24 Stunden erzeugt werden.

Wie aus vielen anderen Industriezweigen bekannt, werden Drehrohröfen leicht geneigt ausgeführt und ermöglichen somit eine kontinuierliche Betriebsweise. In der Gipsindustrie werden direkt beheizte Drehrohröfen verwendet, die bis zu 10 m lang ausgeführt sind und einen Durchmesser von bis zu 2,5 m besitzen. Vergleichbar zu den Rostbrandanlagen ist es ebenfalls möglich, unterschiedliche Brennstoffarten einzusetzen, die somit ebenfalls zu den Quecksilberemissionen beitragen können.

**Abbildung 58: Schematische Darstellung einer Drehrohranlage zur Gipskalzinierung**



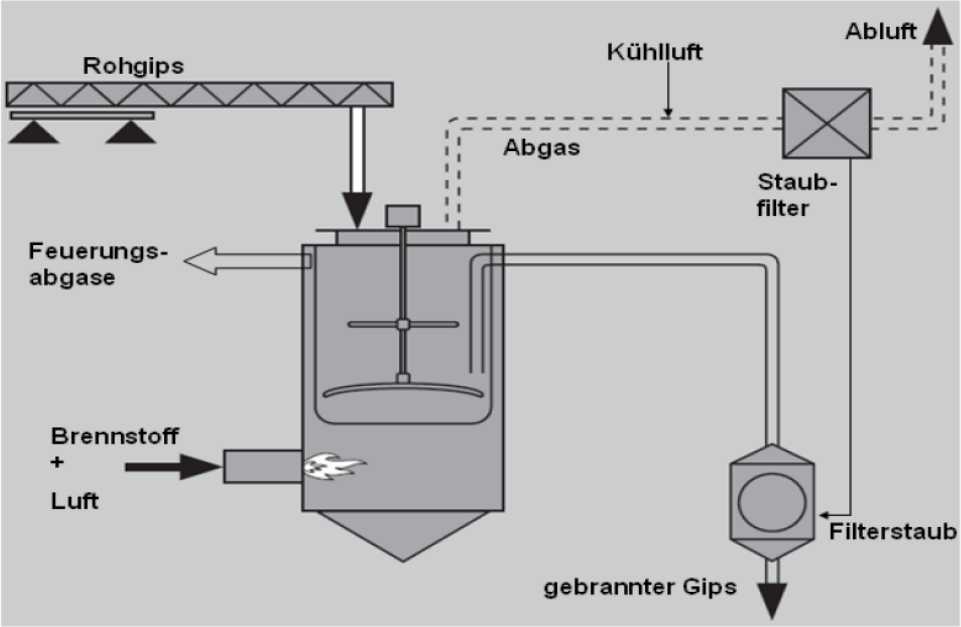

Quelle: (BVG 2006)

**Gipskocher:**

Gipskocher (siehe Abbildung 59) sind neben den Drehrohröfen weit verbreitete Kalzinatoren zur Verarbeitung sowohl von REA- als auch Naturgips zu Halbhydrat.

Sie stellen durch die indirekte Befeuerung ein schonendes Verfahren zum Brennen des Gipses dar, wobei jedoch das Brenngut (Einsatzprodukt) in der gewünschten Korngröße des Endproduktes aufgegeben werden muss. Daher ist bei der Verwendung von Naturgips die Vorschaltung entsprechender Zerkleinerungsaggregate notwendig, wohingegen beim REA-Gips das Dihydrat direkt aufgegeben werden kann. Die indirekte Beheizung des Kochers (Fassungsvermögen bis 40 Mg, 1- 4 h Verweilzeit), im Regelfall mit Erdgas gefeuert, erzeugt einen Abgasstrom der vom zu verarbeitenden Gips getrennt ist und im Vortrocknungsprozess weiterverwendet wird. Ein zweiter Abgasstrom entsteht durch das thermisch abgespaltene Wasser, welches aus dem Prozess abgeführt werden muss. Dieser zumeist als Kocherbrüden bezeichnete Abgasstrom wird über einen Gewebefilter von Gipsstaub abgereinigt und an die Umgebung abgeleitet. Die Kocherbrüden sind mit einem hohen Anteil Wasserdampf beladen, stellen jedoch einen auf das Endprodukt bezogen vergleichsweise kleinen spezifischen Abgasstrom dar.

**Abbildung 59: Schematische Darstellung eines Gipskochers zur Gipskalzinierung**



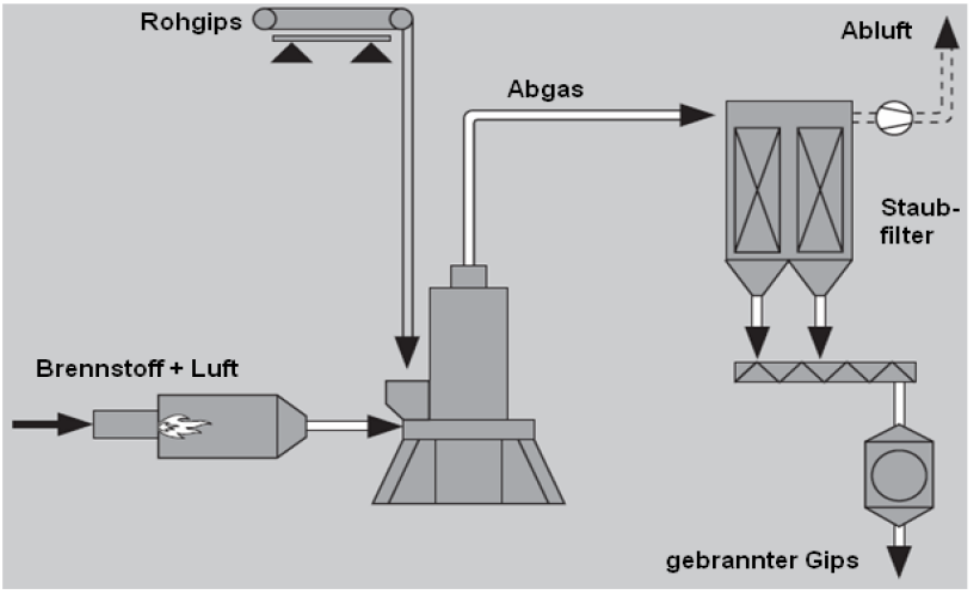

Quelle: (BVG 2006)

**Mahlbrennanlage:**

Mahlbrennanlagen (vgl. Abbildung 60) stellen ein weiteres Verfahren zur Kalzinierung von Natur- und REA-Gips dar.

Hierbei wird der feinkörnige Gips im Flugstrom mit hoher Geschwindigkeit durch die Brennzone geführt und gleichzeitig aufgemahlen. Der zu kalzinierende Gips ist dabei nur für wenige Sekunden in Kontakt mit den hohen Temperaturen, was jedoch ausreicht, um die Halbhydratform zu bilden.

**Abbildung 60: Schematische Darstellung einer Mahlbrennanlage zur Gipskalzinierung**




Quelle: nach (BVG 2006)

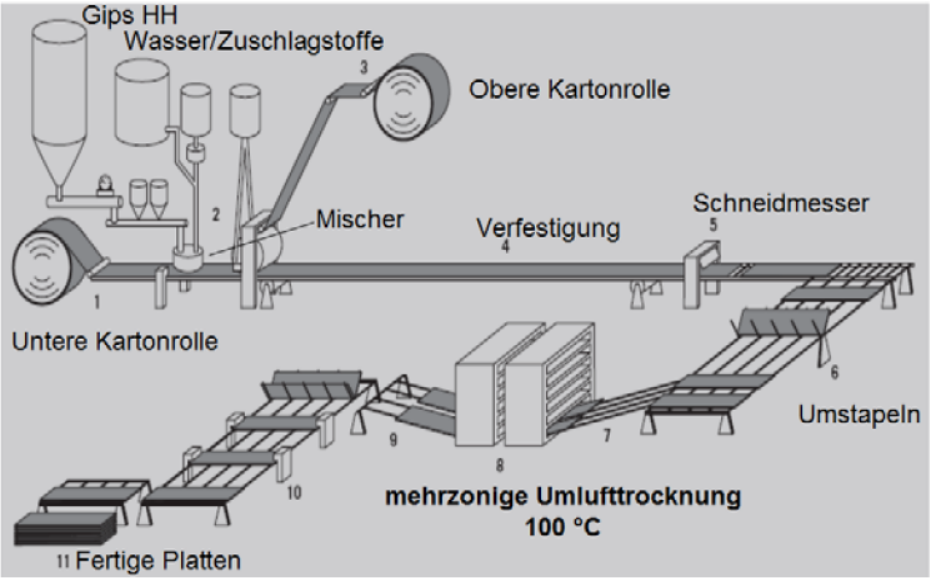
**Autoklaven:**

Nach einem grundsätzlich anderen Prinzip arbeiten die Verfahren zur Herstellung von α-Halbhydrat-Gips. Diese Modifikation des Calciumsulfat-Halbhydrats wird unter Druck in Autoklaven bei Temperaturen im Bereich von 100 bis 150 °C hergestellt. Nach diesem Verfahren werden bisher lediglich geringe Mengen hergestellt.

#### 2.21.1.2 Herstellung von Gipsbauplatten

Für die Produktion von Gipsbauplatten (vgl. Abbildung 61) wird ausschließlich die Halbhydratform verwendet. Das Halbhydrat wird mit Wasser und verschiedenen Zusatzstoffen in einem Gipsmischer homogenisiert und gleichmäßig zwischen zwei Lagen Karton eingebracht. Auf der so genannten Bandstraße finden der Abbindeprozess und die Umkristallisation zur Dihydratform statt. Daran anschließend erfolgt die Trocknung (Endtemperatur ca. 100 °C) in einem Mehretagenofen, welcher über mehrere unterschiedliche Temperaturzonen verfügt.

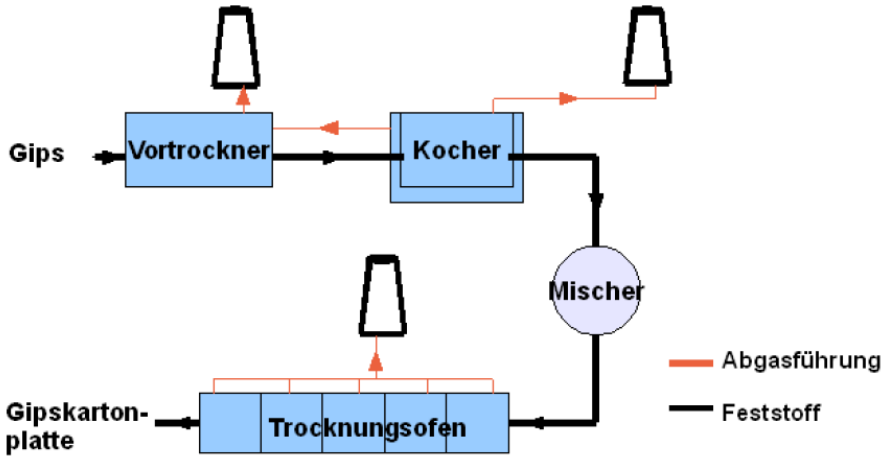
**Abbildung 61: Verfahrensschema der Gipsbauplattenherstellung**




Quelle: (BVG 2006)

In Abbildung 62 ist die Anlagenkonfiguration eines typischen Gipswerkes mit einem Gipskocher als Kalzinator und anschließender Gipsplattenproduktion dargestellt. Typischerweise wird ein Teil des Brenngases aus der Kalzinierung zur Energieeinsparung in die Vortrocknung geleitet (bei Verwendung eines indirekt befeuerten Gipskochers meist zu 100 %). Weitere Emissionspfade entstammen aus dem Kocherbrüden und der Gipsplattentrocknung.

**Abbildung 62: Schema des Feststofftransportes und der Abluftströme in einem Gipswerk mit Gipskalzinierung und Gipsbauplattenherstellung**




Quelle: (Kunth et al. 2009)

### 2.21.2 Anlagenbestand und Produktion

In Deutschland wird von ca. 12 Unternehmen in 36 Werken Gips verarbeitet. Die Gipsindustrie beschäftigt um die 4.000 Mitarbeiter. Die Werke finden sich meist auf den Gipssteinbrüchen oder in der Nähe großer kohlegefeuerter Kraftwerksstandorte. Häufig werden mehrere Kalzinieröfen betrieben (BvG 2017a).

Die heimische Gipsindustrie verarbeitete im Jahre 2013 ca. 6 Mio. Mg Gips und die deutsche Zementindustrie 1,5 Mio. Mg Gips (BGR 2016).

### 2.21.3 Quecksilbereintrag

Nach Erhebungen der Bundesanstalt für Geowissenschaften wurden 2013 in Deutschland rund 4,1 Mio. Mg Naturgips und Naturanhydrit abgebaut. In Braunkohlekraftwerken fielen ca. 5,1 Mio. Mg und in Steinkohlekraftwerken 1,7 Mio. Mg, zusammen also rund 6,8 Mio. Mg REA-Gips an (BGR 2016). Exportiert wurden davon 2 Mio. Mg pro Jahr.

Nach (BvG 2017c) wurden 2016 ca. 2,8 Mio. Mg Naturgips und Anhydrit sowie 3,2 Mio. Mg REA-Gips in der Gipsindustrie eingesetzt. Der Anteil von Flusssäureanhydrit und anderen synthetischen Gipsen an der Rohstoffversorgung der Gipsindustrie wird mit 0,030 Mio. Mg, der von Recyclinggips mit 0,001 Mio. Mg beziffert.

In der Gipsindustrie wird im Regelfall der quecksilberarme Brennstoff Erdgas für die Bereitstellung der Prozesswärme herangezogen, sodass der Quecksilbereintrag im Wesentlichen durch die schwefelhaltigen Einsatzrohstoffe bedingt ist.

**Prognose der künftigen Entwicklung:**

Es ist in Deutschland mit einer stabilen Gipsproduktion von ca. 6 Mio. Mg/a zu rechnen. Derzeit werden ca. 3,2 Mio. Mg/a dieser Menge durch REA-Gips bereitgestellt. Mit der Verringerung der Kohlekraftwerksleistung wird ein Rückgang der in Deutschland anfallenden REA-Gipsmengen auf unter 2,2 Mio. Mg im Jahre 2050 erwartet (Demmich 2015). Dieser Rückgang könnte kompensiert werden durch:

a) verstärkten Einsatz von Naturgips oder

b) Verringerung des REA-Gips Exportes und Import von REA-Gips aus osteuropäischen Kraftwerken.

Der Rückgriff auf Naturgips wird zu einer deutlichen Verringerung des Quecksilberflusses in diesem Industriebereich führen. Zu berücksichtigen ist, dass die verfügbaren erschlossenen Naturgips-Vorkommen in Deutschland begrenzt sind.

#### 2.21.3.1 Rohstoffe

Verfügbare Angaben zu Hg-Konzentrationen von REA-Gips in Deutschland bzw. Europa sind im Anhang in Tabelle 291, von Natur-Gips im Anhang in Tabelle 294 zusammengetragen. Die ausgewiesenen Mittelwerte für REA-Gipse liegen zwischen 0,23 und 0,98 mg/kg und fallen um das 10 bis 50-fache höher aus, als die der Naturgipse mit Mittelwerten zwischen 0,011 und 0,031 mg/kg.

Das umfangreichste Datenmaterial mit jeweils ca. 70 REA-Gips- und Naturgips-Werten liegt zu den in den Jahren 2016/2017 in der Zementindustrie in Deutschland verarbeiteten Gipsen vor (siehe Anhang Tabelle 292). Für REA-Gipse wurden ein Median-Wert von 0,24 mg/kg und ein Mittel von 0,36 mg/kg ermittelt, wobei Gehalte bis zu 1,39 mg/kg auftraten. Die Auswertung von Literaturdaten zu den Hg-Gehalten in REA-Gips-Mustern aus Europa führt zu Mittelwerten von 0,51 mg/kg (siehe Anhang Tabelle 293). Von Vertreterinnen und Vertretern der Gipsindustrie wurden in Workshops mittlere Gehalte von 0,30 mg/kg genannt (siehe Anhang Tabelle 291). In den Betrieben der Gipsindustrie werden seit 2018 mehrere Hundert Hg-Gehaltsbestimmungen pro Jahr an REA-Gips Einsatz-Rohstoffen durchgeführt. Die Ergebnisse sind bisher nicht veröffentlicht worden. Gesprächsweise wurde Mittelwerte zwischen 0,3 und 0,4 mg/kg genannt. Im Rahmen der Studie wurden keine Untersuchungen an REA- und Naturgipsen vorgenommen. Die ermittelten Hg-Gehalte an 32 im Handel angebotenen Gipsen ergaben mittlere Gehalte von 0,154 mg/kg. Der Maximalwert lag bei 0,391 mg/kg (siehe Anhang Tabelle 291). Es wurden dabei pulverförmige Stuckgipse und Gipse aus Gipskartonplatten untersucht. Diese Gipse enthielten teilweise Naturgipszusätze. Es handelt sich zudem um Produkte, die bereits einen Kalzinier-Prozess durchlaufen haben, der zur teilweisen Hg-Freisetzung führt. Die Gehalte der REA-Rohgipse werden folglich höher ausfallen.

Bei der Berechnung der Hg-Einträge über den Gips wurde der vom VDZ veröffentlichte Medianwert von 0,24 mg/kg und der Mittelwert von 0,359 mg/kg als unterer A- bzw. oberer B-Gehalt für die Abschätzung des wahrscheinlichen Bereichs der Hg-Gehalte der durch Großfeuerungsanlagen erzeugten REA-Gipse herangezogen (Harraß et al. 2018). Es wurde nicht auf den im Zementkapitel verwendeten gewichteten Mittelwert zurückgegriffen, da sich die in der Gipsindustrie eingesetzten REA-Gipse hinsichtlich der Mengen und der Hg-Gehalte von denen unterscheiden werden, die in der Zementindustrie zum Einsatz kommen. Auch für die Hg-Gehalte der in der Gipsindustrie verarbeiteten Naturgipse wurde auf die Angaben der Zementindustrie zurückgegriffen (siehe Anhang Tabelle 292), wobei von einem unteren Gehalt (A-Gehalt) von 0,005 mg/kg (Median Naturanhydrit) und für den B-Gehalt von 0,031 mg/kg (Mittelwert) ausgegangen wurde. Dieser Bereich deckt sich mit den wenigen in der Literatur zugänglichen Gehaltsangaben (siehe Anhang Tabelle 294).

#### 2.21.3.2 Energieträger

Als Energieträger wird ganz überwiegend Erdgas eingesetzt, dessen Hg-Gehalte von etwa 1 µg/m³ (vgl. Kapitel 2.11 - Förderung und Verteilung von Erdgas (Non-IED)) bei der Ermittlung der Hg-Frachten vernachlässigt werden können.

#### 2.21.3.3 Rechenwerte Quecksilbereintrag

Aus den vorstehend aufgeführten Werten zu den Hg-Gehalten in den Gips-Rohstoffen zusammen mit den Einsatzmengen ergeben sich die in Tabelle 153 aufgeführten Spannweiten bezüglich der Hg-Frachten die in die Gipswerke in Deutschland eingetragen werden.

Bei einer jährlichen Einsatzmenge von 3,2 Mio. Mg (TS) REA-Gips mit mittleren Quecksilbergehalten von 0,24 bis 0,36 mg/kg (vgl. Tabelle 292 im Anhang) und 2,8 Mio. Mg Naturgips und Anhydrit mit Gehalten von 0,005 bis 0,031 mg/kg (vgl. Tabelle 292 im Anhang) ergibt sich insgesamt aus den Literaturwerten ein Quecksilbereintrag in die Gipsindustrie zwischen 772 – 4.233 kg/a.

**Tabelle 153: Quecksilbereintrag in die Gipsindustrie in Deutschland für das Jahr 2016**

| 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 | REA-Gips | 3,2 | 0,24 | 0,359 | 768,0 | 1.148,8 |
| **3** | **Summe** | **6,0** | | | **782** | **1236,6** |

Zu 1: Menge (BvG 2017c), Mittel A: Median aus (Harraß et al. 2018), Mittel B: Mittelwert aus (Harraß et al. 2018), siehe Tabelle 292 im Anhang

Zu 2: Menge (BvG 2017c), Mittel A: Median aus (Harraß et al. 2018), Mittel B: Mittelwert aus (Harraß et al. 2018), siehe Tabelle 292 im Anhang.

### 2.21.4 Verhalten von Quecksilber bei der Kalzinierung von Gips

Die Bindungsform, auch Speziierung genannt, des im Gips vorliegenden Hg bestimmt entscheidend seine Flüchtigkeit bei Temperatureinwirkung. Zur Ermittlung der Bindungsform sind verschiedene Methoden herangezogen worden. So legt die sukzessive Behandlung mit unterschiedlichen Lösungsmitteln nahe, dass ein Großteil des Hg in den REA Gipsen an Eisenoxiden/-hydroxiden und in Form von Sulfiden gebunden ist (Beatty et.al. 2012). Andere Autoren (Sun et.al. 2014a) identifizieren auf Grundlage der Löslichkeiten eine Gruppe von Hg-Verbindungen, bei denen es sich um $HgCl_2$, $HgSO_4$, $Hg(NO_3)_2$ oder HgO handeln könnte. Ihr Anteil an den untersuchten Gipsen wird mit 10 bis 30 % beziffert. Zudem wird eine HgS Fraktion mit einem Anteil von 10 bis 20 % quantifiziert. Dem an Eisenmineralien gebundenen Anteil wird in der Veröffentlichung mit 60 bis 80 % mengenmäßig die größte Bedeutung zugemessen.

Nach (Thorneloe-Howard 2009) stieg im Temperaturbereich von 120 bis 160 °C der Anteil des freigesetzten Quecksilbers in einer untersuchten REA-Gipsprobe von 3 auf 20 % an. Simulationsuntersuchungen des Temperaturregimes der Gipskalzinierung in technischen Kesseln führten zur Freisetzung des Hg an acht Gipsproben zwischen 9 - 48 %, im Mittel von 28 %.

Zahlreiche Modelluntersuchungen zur thermischen Freisetzung des Hg in REA-Gipsen gehen von einer ausgeprägten Speziesabhängigkeit aus. Nach (Sedlar et. al. 2015) verflüchtigen sich die Hg-Cl- und Hg-Br-Verbindungen bereits im Niedertemperaturbereich um 160 bis 200 °C, während das Hg in den HgO-, HgS- und $HgSO_4$-Bindungsformen erst bei Temperaturen um 300 bis 450 °C freigesetzt wird. In den in der Publikation untersuchten REA-Gipsen überwiegt mengenmäßig die Niedertemperaturfraktion des Hg. Nach (Liu et. al. 2013) steigt die Zersetzungstemperatur der Hg-Verbindungen in der Reihenfolge $Hg_2Cl_2$ < $HgCl_2$ < schwarzes-HgS < rotes-HgS < HgO <

$HgSO_4$ an. In den untersuchten REA-Gipsen werden große Unterschiede in den Massenanteilen dieser Hg-Spezies und damit der Flüchtigkeit vorgefunden.

(Heebink/Hasset 2003) zufolge, wird das Hg in REA-Gipsen merklich ab einer Verarbeitungstemperatur von 140 °C an verflüchtigt. Die längere Prozessverweilzeit in Gipskochern, im Vergleich zu den Flugstromverfahren, soll ebenfalls zu einer höheren Hg-Freisetzung führen.

Betriebserfahrungen zeigen, dass der Zusatz von schwefelhaltigen Additiven im REA-Wäscher zu einer Stabilisierung und weitergehenden Abscheidung von Hg aus den Abgasen der Kraftwerke führt (z. B. Miller et. al. 2006), wodurch der Hg-Gehalt der REA-Gipse potentiell ansteigt. Entsprechenden Untersuchungen zufolge ist das an das Additiv Trimercapto-s-triazin (TMT) oder NaHS gebundene Hg vergleichsweise thermisch stabil (Zou et.al. 2016). Der Zersetzungsbereich von $Hg_3(TMT)_2$ wird mit 170 bis 290 °C beziffert, der von schwarzem HgS (Reaktionsprodukt mit NaHS) mit 175 – 350 °C.

Die Veröffentlichungen machen deutlich, dass die Höhe des Hg-Gehaltes und die angewendete Prozesstemperatur beim Kalzinieren des Gipses nicht die alleinig bestimmenden Faktoren für die Intensität der Hg-Freisetzung sind. Die Art der Bindung, in der das Hg im Gips vorliegt, ist ein weiterer wichtiger Einflussfaktor ebenso wie die Verweilzeit, der das Gipspartikel der Prozesstemperatur ausgesetzt wird, d.h. die Prozessführung der Gipskalzinierung. Zudem führt der Einsatz von organischen und anorganischen schwefelhaltigen Additiven in REA-Wäschern zu einer Änderung der Bindungsform in Richtung einer geringeren Flüchtigkeit des Hg im anschließenden Kalzinier-Prozess. Es sei darauf hingewiesen, dass beim Einsatz von Schwefeladditiven die potentielle Geruchsbildung beim Abbinden des Gipses im Anschluss an die Kalzinierung zu vermeiden ist (Burdack et. al. 2009).

### 2.21.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.21.5.1 Co-Benefit

Die Abgase der Trocken- und Kalzinier-Prozesse der Gipsindustrie werden im Regelfall über Zyklone und/oder Tuchfilter entstaubt. Ihr Abscheidegrad für Quecksilber steigt mit sinkender Betriebstemperatur. Die untere Betriebstemperatur wird jedoch durch die Re-Hydratisierung begrenzt. Der Gesamtabscheidegrad dürfte unter 10 % betragen. Der abgeschiedene Staub wird mit dem Produktstrom vereinigt (Köser 2017a). Die gemessenen Rest-Staubemissionen liegen bei < 5–40 mg/Nm$^3$ (bei 18 % $O_2$, diskontinuierliche Messung) (UBA AT 2007).

#### 2.21.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Soweit bekannt ist, werden derzeit in der deutschen Gipsindustrie keine spezifischen Techniken zur Minderung der Quecksilberemissionen eingesetzt. In Norwegen und den Niederlanden wurden Grenzwerte für die Hg-Emissionen bei der REA-Gipskalzinierung vorgegeben, die teilweise einen Wechsel zu Naturgips als Einsatzstoff bewirkten (Köser 2017b).

Die Quecksilber Gehalte in den Abgasen der direkt beheizten Gips-Kalzinatoren (Rostbrand-, Drehrohr- und Mahlbrenn-Anlage) sind bedingt durch die höheren spezifischen Abgasströme vergleichsweise gering und dürften mit größerem Aufwand durch abgasseitige Maßnahmen zu verringern sein. Bei den indirekt beheizten Gipskochern wird das Quecksilber mit den Wasserdampf-/Luftbrüden ausgetragen, d.h. einem vergleichsweise geringen Abgasstrom von ca. 300 m$^3$tr/Mg $CaSO_4$. Der Aufwand für die Abscheidung der hier auftretenden deutlich höheren Quecksilbergehalte ist geringer. Es handelt sich hier jedoch um eine komplexe Abgasmatrix mit höherem Staub- und Feuchtegehalt (ca. 50 Vol. %).

### 2.21.6 Quecksilberaustrag

Der Quecksilberaustrag erfolgt bei der Gipsproduktion über den Luftpfad und die Produkte.

**Tabelle 154: Quecksilberaustrag aus der Gipsproduktion**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Abgas | |
| Wasser | - | |
| Abfall | - | Der bei der Abgas Entstaubung anfallende Gipsstaub wird dem Produkt zugeschlagen |
| Produkt | Gips bzw. Gipsbauplatten | |

In Tabelle 297 (im Anhang) sind die zugänglichen Ergebnisse von Betriebsuntersuchungen zur Freisetzung von Hg während der Trocknung sowie Kalzinierung von REA-Gips und der anschließenden Produktion von Gipsbauplatten in den USA und Deutschland zusammengestellt. Zwischen 2 bis 66 % des mit den REA-Gipses eingebrachten Hg wurden freigesetzt. Diese große Variation in den Ergebnissen wird durch die Vielzahl der Einflussfaktoren auf die Hg-Freisetzung beim Erhitzen des Gipses zurückzuführen sein, die bereits in Kapitel 2.21.4 diskutiert worden sind. Die Ergebnisse für die prozentuale Freisetzung des Hg im Gips, die sogenannten Transferfaktoren, fallen auf der Basis der Hg-Feststoff-Gehalte der Eingangs- und Ausgangsprodukte tendenziell etwas höher aus als auf Grundlage von Abluftmessungen (siehe Anhang Tabelle 298). Diese Differenz ist beim Vergleich des Median-Wertes von 18 % aus sieben Abgasmessungen mit den 32 % aus dreizehn Feststoff-Messungen besonders ausgeprägt. In der vorliegenden Studie werden für die Abschätzung der Hg-Emissionen aus dem Bereich der Gipsindustrie die Abgasmessungen herangezogen. Als unterer A-Gehalt der Median- (18 %) und als oberer B-Gehalt der Mittelwert (26 %).

Die Auswertung der Emissionserklärungen erbrachte Daten zu Quecksilberemissionen aus drei Ofenanlagen, die für das Jahr 2016 sehr unterschiedliche Emissionskonzentrationen mit Werten zwischen 1,7 und 40 µg/Nm$^3$ aufwiesen. Für eine Anlage wurde ein Emissionswert von 2,4 µg/Nm$^3$ angegeben. Die Emissionserklärung für diese Anlage für das Jahr 2012 wies noch eine Konzentration von 50 µg/Nm$^3$ auf (siehe auch Tabelle 299 im Anhang). Aufgrund der geringen Anzahl von Messwerten und der großen Schwankungsbreite der Ergebnisse lassen die Messungen keine Rückschlüsse auf die Hg-Emissionen der Gipsindustrie zu.

In Betrieben der Gipsindustrie in Deutschland sind zwischenzeitlich ebenfalls Emissionsmessungen im Hinblick auf die Hg-Emissionen bei der Kalzinierung von REA-Gipsen durchgeführt worden. In einem Ende 2019 mit dem Verband der Gipsindustrie geführten Gespräch wurde auf sieben diesbezügliche Untersuchungen hingewiesen. Bei diesen Messungen erwies sich der aus Feststoffmessungen ermittelte Hg-Transferfaktor im Regelfall als höher als der aus Gasmessungen. Die vorgelegten Ergebnisse bezogen sich zum Teil ausschließlich auf den Kalzinier-Prozess, während die US-amerikanischen Untersuchungen nach Tabelle 297. im Anhang auch die Emissionen bei der Trocknung des Roh-Gipses und der Gipskarton-Platten erfassen. Die Mittel- und Median-Werte der Gipsindustrie lagen bei 14 bzw. 15 %. Diese Transferfaktoren sind, bei Berücksichtigung der Hg-Freisetzung in Rohgips- und Gipsplatten-Trockner, mit dem A-Wert von 18 % vergleichbar, der im Weiteren als untere Grenze herangezogen worden ist. Die Ergebnisse aus der Gipsindustrie sind bisher nicht für die Veröffentlichung freigegeben worden und werden daher lediglich summarisch vorgestellt.

Bei der Kalzinierung von REA-Gips wird das Hg überwiegend in der elementaren Form und weniger in der oxidierten verflüchtigt (Miller et al. 2006). So wurde bei Messungen an Gipskochern ein Anteil des oxidierten Quecksilbers an den auftretenden Emissionen von unter 10 % ermittelt (Sanderson et al. 2008). Vermutlich bedingt durch die niedrigen Prozesstemperaturen im Gips- und Platten-Trockner sind in diesen Prozessschritten auch höhere Anteile an oxidiertem Quecksilber an diesen insgesamt jedoch geringeren Emissionen gemessen worden (Sanderson et al. 2008).

Es waren lediglich wenige stichprobenartige Ergebnisse zu Hg-Emissionen bei der Kalzinierung von Naturgipsen zugänglich. Aus Tabelle 298 im Anhang wird ersichtlich, dass die Freisetzung des Hg, bzw. der Transferfaktor in diesem Fall mit einem Mittel von 67 % im oberen Bereich der Ergebnisse für REA-Gipse liegt (Kuhnt et al. 2009). Bedingt durch den niedrigen Hg-Gehalt im Roh-Naturgips sind die resultierenden spezifischen Emissionsfrachten bezogen auf den verarbeiteten Gips jedoch etwa um das 10-fache niedriger als bei REA-Gipsen. Die jährlichen Emissionsfrachten fallen folglich niedrig aus, so dass eine Verbesserung der Datenqualität im Rahmen des Vorhabens nicht vorrangig erschien.

In Tabelle 155 ist der jährliche Hg-Eintrag in die Gipsindustrie in Deutschland und die daraus über Transferfaktoren berechneten Austräge beziffert. Es wird geschätzt, dass bei der Herstellung von Baugips und Gipsbauplatten über den Luftpfad eine im Wesentlichen vom REA-Gips bedingte Quecksilberfracht von insgesamt 146 bis 370 kg/a emittiert wird.

**Tabelle 155: Quecksilberausträge über Abgase aus der Gipsindustrie in Deutschland im Jahr 2016**

| Nr. | Input Bezeichnung | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] | Transfer-faktor ins Produkt A | Transferfaktor ins Produkt B | Hg Gehalt Produkt A [kg/a] | Hg Gehalt Produkt B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Produkte aus | | | | | | |
| 2 | Naturgips | 14,0 | 86,8 | 55 % | 82 % | 7,7 | 71,2 |
| 3 | REA-Gips | 768,0 | 1.148,8 | 18 % | 26 % | 138,2 | 298,7 |
| 4 | **Summe Produkte** | **782,0** | **1235,6** | | | **145,9** | **369,9** |

Zu 2: Input (Tabelle 153), Transferfaktoren (Kuhnt et al. 2009) (Tabelle 298); Zu 3: Input (Tabelle 153), Transferfaktoren (Sanderson et al. 2008) (Tabelle 297)

Mit den Gipsprodukten dürften somit zwischen 571 bis 981 kg/a Quecksilber in den Stoffkreislauf eingebracht werden, siehe Tabelle 156.

**Tabelle 156: Abschätzung der Quecksilberausträge über Gipsprodukte aus der Gipsindustrie in Deutschland im Jahre 2016**

| 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 | Produkte aus | | | | | | |
| 2 | Naturgips | 14,0 | 86,8 | 18 % | 45 % | 2,5 | 39,1 |
| 3 | REA-Gips | 768,0 | 1148,8 | 74 % | 82 % | 568,3 | 942,0 |

| 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] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 4 | **Summe Produkte** | **782,0** | **1235,6** | | | **570,8** | **981,1** |

Zu 2 und 3: Input (Tabelle 153), Transferfaktor in den Gips ermittelt nach Tabelle 155, Spalten 5 und 6

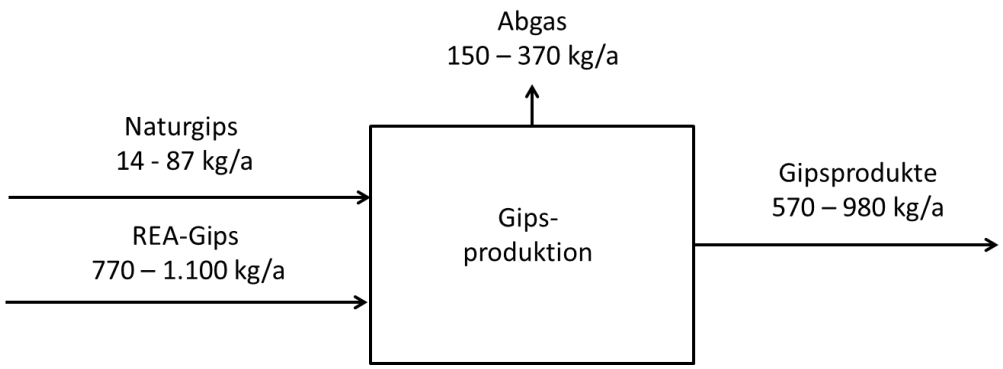
### 2.21.7 Gesamtbetrachtung

Abbildung 63 zeigt die ermittelten Eintrags- und Austragsmengen für die Gipsproduktion (auf zwei Stellen Genauigkeit gerundet).

Die aus Literaturdaten ermittelte Spanne bezüglich der Eintragsmengen deckt sich gut mit aktuellen Daten nach (BvG 2017a)

Die Datenlage bezüglich der Austräge ist derzeit noch eine erste Schätzung anhand bekannter Emissionsfaktoren aus einzelnen Untersuchungen, die nach Bereitstellung von umfangreicheren aktuellen Emissionsdaten zu ergänzen ist.

**Abbildung 63: Quecksilberbilanz für die Gipsindustrie im Jahr 2016 bezogen auf 6 Mio. Mg Gips-Output**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Gipsherstellung.

**Tabelle 157: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Gipsherstellung**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Produkt Gips | 4 |

## 2.22 Herstellung von Glas (IED 3.3)

### 2.22.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.22.1.1 Genehmigungsrahmen

Anlagen zur Glasherstellung unterliegen ab einer Kapazität von mehr als 20 Tonen pro Tag der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definition in Nr. 3.3 des Anhang I (IED 2010). In Deutschland ist die Glasherstellung der Nr. 2.8 der 4. BImSchV zugeordnet. Auch Anlagen mit

einer Kapazität von 100 Kilogramm bis weniger als 20 Tonnen pro Tag sind genehmigungspflichtig:

- Nr. 2: Steine und Erden, Glas, Keramik, Baustoffe
- Nr. 2.8: Anlagen zur Herstellung von Glas, auch soweit es aus Altglas hergestellt wird, einschließlich Anlagen zur Herstellung von Glasfasern, mit einer Schmelzkapazität von
- Nr. 2.8.1: 20 Tonnen pro Tag,
- Nr. 2.8.2: 100 Kilogramm bis weniger als 20 Tonnen je Tag, ausgenommen in Anlagen zur Herstellung von Glasfasern, die für medizinische oder fernmelde-technische Zwecke bestimmt sind.
  (4. BImSchV 2017b)

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken der Glasherstellung sind im EU BVT-Merkblatt für die Glasindustrie beschrieben, das die EU-Kommission im März 2012 verabschiedet hat (BREF GLS 2013).

BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) wurden für die Glasherstellung erarbeitet und am 8. März 2012 veröffentlicht (BVTS GLS 2012).

#### 2.22.1.2 Anlagentechnik

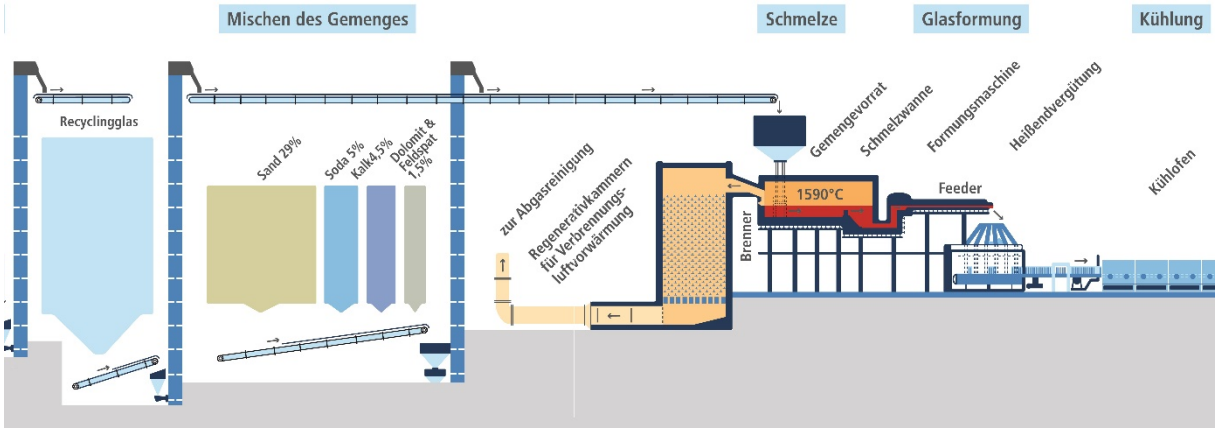
Zu unterscheiden ist die Produktion von Hohlglas (Behälter), Flachglas (Scheiben), Kristall- und Wirtschaftsglas (Haushaltswaren), Mineralfasern (Glaswolle, textile Glasfasern), sowie Gebrauchs- und Spezialglas (Thermometer, Ampullen, Glasröhren u. ä.). Die Glasherstellung aus Primärrohstoffen erfolgt in den gleichen Anlagen wie die Herstellung aus Glasscherben.

Für die Schmelze werden überwiegend mit Erdgas gefeuerte Öfen verwendet; weiterhin kommen Elektroöfen und eine Kombination aus gas- und strombeheizten Öfen sowie ölbefeuerte Wannen zum Einsatz. Die Herstellung erfolgt in der Regel im kontinuierlichen Betrieb, bei kleineren Mengen auch in Chargenschmelzöfen. (BREF GLS 2013, S. 45; VDI 2578 2017)

Im Schmelzofen werden Temperaturen bis 1.650 °C erzeugt, um in der Schmelze - je nach Zusammensetzung - Temperaturen zwischen 1.300 und 1.550 °C zu erreichen. Die Rohmaterialien schmelzen bei Temperaturen zwischen etwa 750 und 1.200 °C. Bei der Behälterglasherstellung beträgt die Verweilzeit im Ofen etwa 24 Stunden; bei Flachglas zwischen 60 und 72 Stunden. (BREF GLS 2013, S. 47ff, VDI 2578 2017)

Abbildung 64 zeigt einen kontinuierlich betriebenen, gasgefeuerten Schmelzofen, der mit einer Kammer zur Speicherung von Abluftwärme ausgerüstet ist. In dieser wird die Verbrennungsluft vorgewärmt (Regenerativ-Wannen). Kleine Wannen arbeiten mit Wärmetauschern (Rekuperativ-Wannen). Aus dem Gemengesilo werden die vorgemischten Rohstoffe in die Schmelze gegeben. Bei der Behälterglasherstellung wird das geschmolzene Glas in eine Formgebungsmaschine geleitet, der die „Heißend-Vergütung“ folgt. (BREF GLS 2013, S. 47ff) Die Rohgastemperaturen liegen nach Regenerativ-Wannen bei ca. 400 °C, nach Rekuperativ-Wannen bei ca. 800 °C und nach Wannen, die mit Sauerstoff gefeuert werden (Oxyfuel-Wannen) über 1.000 °C. Vor der Staubfilterung muss deshalb bei Rekuperativ- und Oxyfuel-Wannen eine Kühlung erfolgen, für die Regenerativkammern (zur Zuluftvorwärmung) oder Quenchen verwendet werden. (BREF GLS 2013, S. 204; VDI 2578 2017).

**Abbildung 64: Glasherstellung am Beispiel Behälterglas**




Quelle: (BV Glas 2020)

### 2.22.1.3 Einsatzstoffe

Hauptrohstoff für den Schmelzprozess ist der Glasbildner Quarzsand (ca. 70 %). Neben Sand werden Kalkstein, Natursoda, Dolomit, Feldspat und Eruptivgesteine wie Phonolith, Nephelin-Syenit und Basalt eingesetzt; beim größten Anteil der Glasproduktion für Behälter- und Flachglas ist Soda der wichtigste Zuschlagstoff (ca. 10 bis 16 %). (VDI 2578 2017)

Im eingesetzten Gemenge können unterschiedlich hohe Anteile durch Scherben ersetzt werden. Die Scherben stammen aus der Anlage selbst und aus externer Aufbereitung von Altglas. Die höchsten Scherbeneinsatzquoten werden bei der Behälterglasherstellung erreicht. Eine Erhebung des europäischen Glasverbandes zum Jahr 2005 ergab bis zu 96 % Scherbenquote bei Grünglas (Ø 72 %), bis zu 81 % bei Braunglas (Ø 49 %) und bis zu 74 % bei Weißglas (Ø 33 %) (BREF GLS 2013, S. 101). Der Bundesverband Glas nennt für Behälterglas eine mittlere Scherbeneinsatzquote von 60 % basierend auf Daten aus dem Jahr 2015 (BV Glas 2019a). Bei Flachglas beziffert ein Betrieb der Recyclingbranche den Scherbeneinsatz auf 20 % und bei Wirtschaftsglas auf 40 %, wobei vorwiegend Scherben aus der eigenen Herstellung eingesetzt werden (ALBA 2017).

Weitere Einsatzstoffe der Glasherstellung sind Flussmittel/Stabilisatoren (ca. 13 % Soda, 10 % Kalkstein, geringe Anteile Dolomit, Feldspat, Pottasche) sowie Färbungs- bzw. Entfärbungsmittel (z. B. Eisenchromit, Eisenoxid u. v. a.) (BV Glas 2019b; BREF GLS 2013, S. 40f; VDI 2578 2017).

**Tabelle 158: Typische Rohstoffanteile bei der Behälter- und Flachglasherstellung**

| Nr. | Rohstoff | Anteil | Verwendungszweck |
|---|---|---|---|
| 1 | Quarzsand ($SiO_2$), | 3 - 70 %* | Glasbildner |
| 2 | Scherben (interne und extern aufbereitete) | 0 - 67 %* | Gemengeersatz |
| 3 | Soda ($Na_2CO_3$), | 13 % | Flussmittel/Stabilisator |
| 4 | Kalkstein ($CaCO_3$), | 10 % | Flussmittel/Stabilisator |
| 5 | Dolomit ($CaCO_3$ x $mgCO_3$), Feldspat, Pottasche ($K_2CO_3$) | < 3 % | Flussmittel/Stabilisator |
| 6 | Eisenchromit ($Fe_2O_3.Cr_2O_3$), Eisenoxid ($Fe_2O_3$), u. a. | < 4 % | Färbungs-, Entfärbungsmittel |

* Bei Behälterglas betrug der Scherbeneinsatz im Jahr 2015 im Mittel 60 % und bis zu 90 % bei Grünglas

Quelle: (BV Glas 2019a; BV Glas 2019b; BREF GLS 2013, S. 40f)

#### 2.22.1.4 Abfälle

Als Abfälle fallen vorwiegend Produktionsscherben an, die bei der Unterbrechung der Weiterverarbeitung nach der Schmelze entstehen. Sie werden in der gleichen Anlage wieder eingesetzt. Nur bei der Mineralfaserherstellung müssen die Prozessrückstände aus Qualitätsgründen entsorgt werden. (BREF GLS 2013, S. 314)

Filterstäube werden in Deutschland in der Regel wieder eingesetzt. Um damit keine Störstoffe einzutragen, wird bei der Auswahl der Sorbentien der Abgasreinigung darauf geachtet, nur solche Stoffe zuzugeben, die in der Schmelze einsetzbar sind. (BREF GLS 2013, S. 308; VDI 2578 2017)

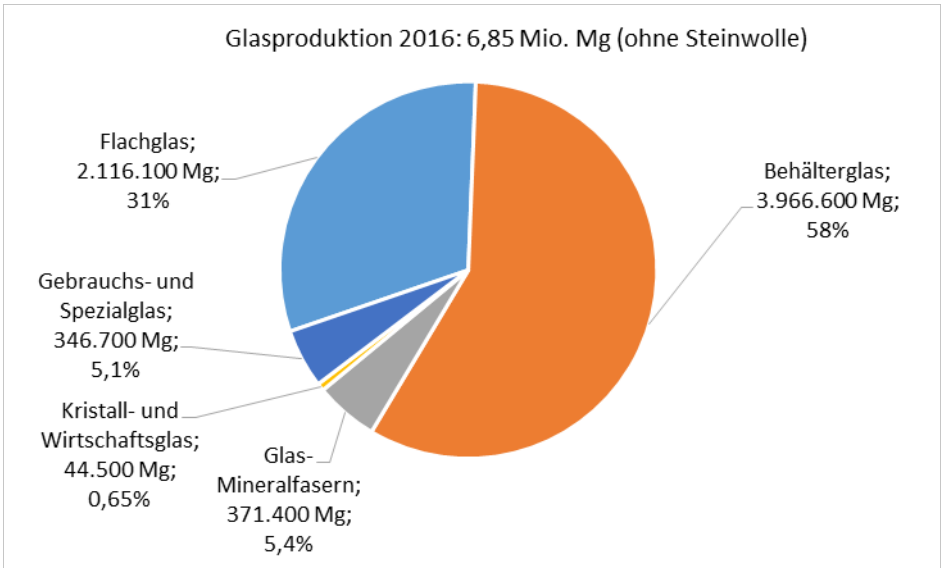
### 2.22.2 Anlagenbestand und Produktion

Im Jahr 2016 produzierten in Deutschland 410 Betriebe der Glasindustrie (BV Glas 2018), darunter 60 große Anlagen mit einer Kapazität ≥ 20 t/d, die unter die EU-Industrieemissionsrichtlinie fallen (Länder 2016).

Die Produktionsleistung im Jahr 2016 betrug 6,85 Mio. Mg Glas (ohne Steinwolle). (BV Glas 2018).

Die Produktion teilt sich auf in rund 60 % Behälter- und sonstiges Hohlglas, rund 30 % Flachglas, je 5 % Glas-Mineralfasern und Gebrauchs- oder Spezialglas sowie Wirtschaftsglas mit unter 0,1 % (Abbildung 65).

**Abbildung 65: Produktionsanteile und -mengen der Produktsegmente der Glasindustrie in 2016**




Quelle: (Ökopol 2019) auf Basis (BV Glas 2018)

### 2.22.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber kann in Glashütten über primäre Rohstoffe (v. a. Sand, Soda, Kalkstein) sekundäre Rohstoffe (Scherben), Färbemittel und über Brennstoffe (Erdgas) in den Prozess eingetragen werden.

#### 2.22.3.1 Primärrohstoffe

**Quarzsand (Glasbildner)**

Nach Analysen des Instituts für Glas- und Rohstofftechnologie (IGR) liegt der Quecksilbergehalt von Sand üblicherweise unter der Nachweisgrenze, die beim IGR i. d. R. 0,1 mg/kg beträgt[9] (IGR 2017).

Ein geringer Quecksilbergehalt zeigt sich auch bei niedrigeren Nachweisgrenzen: In der Regel werden in Sand Konzentrationen zwischen 0,02 bis 0,2 mg/kg gemessen. Die Konzentration in einzelnen Sedimenten kann jedoch deutlich höher liegen: Während für Elbesedimente eine Hintergrundkonzentration von ca. 0,2 mg/kg genannt wird, wurden im Mittellauf nach Einmündung der Mulde Konzentration von bis zu 50 mg/kg nachgewiesen. Die höchsten Gehalte werden in den Oberschichten sandiger Böden gefunden. Eine Erhöhung des Quecksilbergehaltes korreliert mit einem zunehmenden Kohlenstoff- und Schwefelgehalt des Bodens sowie mit abnehmender Korngröße (Potgeter 1998, S. 26).

Die Zementindustrie hat in Deutschland 74 Sandproben analysiert. Die Quecksilbergehalte lagen zwischen 0,003 - 0,340 mg/kg. 41 Messwerte lagen unter der Bestimmungsgrenze. Unter Berücksichtigung von 50 % des Messwertes für Ergebnisse, die unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, wurde der Mittelwert mit 0,034 mg/kg und der Median mit 0,006 mg/kg ausgewiesen (Harraß et al. 2018).

Eigene Analysen von vier Sandproben aus Hohlglashütten ergaben dreimal Quecksilberkonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze (< 0,006 mg/kg), einmal wurden 0,008 mg/kg festgestellt (siehe Tabelle 300 im Anhang). In welchem Maße stärker belastete Flusssedimente oder Sande aus Oberschichten zum Einsatz kommen, ist nicht bekannt. In der Glasindustrie wird der Sand vor dem Einsatz jedoch stets gewaschen. Dadurch ist davon auszugehen, dass organische Verunreinigungen, die mit Quecksilbergehalten einhergehen können, weitgehend entfernt sind. (IGR 2017) Daten zum Quecksilbergehalt der Schlämme und des Abwassers aus der Sandwäsche, das nach Dekantation in die öffentliche Kanalisation abgeleitet wird, liegen nicht vor.

Für die Berechnung des Quecksilbereintrags durch gewaschenen Sand in die Glasindustrie wird als Mittel A der Median der Zementindustrie-Proben 0,006 mg/kg angesetzt. Dieser entspricht der Bestimmungsgrenze der oben genannten Proben, die dreimal unter und einmal etwas über diesem Wert lagen. Als Mittel B wird mit 0,034 mg/kg der Mittelwert der Zementindustrie-Proben unter der Annahme gewählt, dass auch in der Glasindustrie Sandrohstoffe mit vergleichbaren Konzentrationen zum Einsatz kommen. Zur Prüfung, ob dies tatsächlich der Fall ist, besteht weiterer Untersuchungsbedarf.

**Weitere Rohstoffe (Soda, Kalkstein, Dolomit)**

Für die weiteren Glasrohstoffe wie Soda, Kalkstein, Dolomit, Feldspat, Pottasche und Färbemittel (Koks und Metallerze) liegen in der Literatur keine Analysewerte spezifisch aus der Glasindustrie vor. Es wurden mehrere eigene Proben von Kalkstein, Dolomit und Färbemitteln analysiert (s. Tabelle 300 im Anhang) und mit allgemeiner Literatur verglichen. Für weitere Rohstoffe liegen keine Daten vor.

Der Bundesverband der deutschen Kalkindustrie hat bei 15 Werken Kalkproben analysiert, deren Hg-Median bei 0,007 mg/kg lag, das arithmetische Mittel ergab 0,008 mg/kg (BV Kalk 2018). Für den in der Zementindustrie eingesetzten Kalkstein wurden etwas höhere Quecksilbergehalte ermittelt: der Median lag bei 0,010 mg/kg, das arithmetische Mittel bei

[9] Entsprechend gilt für Sand der niedrigste Vorsorgewert (0,1 mg Hg/kg) in der Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999).

0,017 mg/kg (Harraß et al. 2018). Zwei eigene Analysen von Kalk aus der Glasindustrie zeigten Quecksilbergehalte in ähnlicher Größenordnung von 0,012 mg/kg und 0,027 mg/kg. Daher wurden Median und Mittelwert aus der Zementindustrie auch für die Glasindustrie als Mittel A und Mittel B angenommen und für die Berechnung verwendet.

Für Dolomit lagen lediglich die zwei eigenen Analysenwerte aus der Glasindustrie vor, die unter der Bestimmungsgrenze 0,006 mg/kg lagen. Für die Berechnung wird die Bestimmungsgrenze angesetzt.

**Färbemittel (Koks, Metalle)**

Als Färbemittel kommen in der Glasindustrie Koks und diverse Metalle zum Einsatz. Zwei eigene Analysen von Koks wiesen einen Hg-Gehalt von < 0,006 und 0,016 mg/kg auf (vgl. Kap. 2.15.2, S. 217 zu Kokereien). Für Metallerze zeigten die neun eigenen Analysen von metallischen Färbemitteln aus der Glasindustrie teilweise überraschend hohe Quecksilbergehalte: FeCr-Oxide wiesen geringe Gehalte von < 0,006 - 0,015 mg/kg auf (3 Proben), Manganoxide und Eisensulfid hatten mittlere Hg-Gehalte von 0,525 - 0,584 mg/kg (3 Proben) und Selen sowie Zinkselenit sehr hohe Hg-Gehalte von 3,28 - 78,5 mg/kg (2 Proben) (siehe Tabelle 300 im Anhang). Zur Berechnung des Hg-Eintrags in die Glasindustrie (Tabelle 160) wird der Wert unter der Bestimmungsgrenze mit halber Bestimmungsgrenze einbezogen und aus den elf eigenen Färbemittelproben der Median als Mittel A und als Mittel B angesetzt (0,525 mg/kg); das arithmetische Mittel liegt aufgrund der zwei sehr hohen Werte mit 9,28 mg/kg etwa 20-fach höher als der Median.

#### 2.22.3.2 Sekundärrohstoffe

**Behälterglasscherben**

Die Industrieleitlinie zu „Qualitätsanforderungen an Glasscherben zum Einsatz in der Behälterglasindustrie“ nennt 200 mg/kg als Richtwert für die Summe der vier Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber und Chrom VI (BV Glas/BDE/bvse 2014). Je nach Kundenanforderung kann von dem Richtwert abgewichen werden.

Bei der Herstellung von Behälterglas muss beim Einsatz von Scherben sichergestellt sein, dass die Stoffbeschränkungen des § 5 des Verpackungsgesetzes im Produkt eingehalten werden: Es gilt ein Grenzwert von 100 mg/kg für die Summe der vier Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber und Chrom VI; in Summe sind maximal 250 mg/kg unter der Voraussetzung erlaubt, dass die vier Schwermetalle bei der Fertigung nicht als Rezepturbestandteil zugegeben werden und der Gehalt von mehr als 100 mg/kg auf den Einsatz der Sekundärrohstoffe zurückzuführen ist. (VerpackG 2017).

Zum Quecksilbergehalt in Scherben lagen bei den Behörden keine Messwerte vor, da die in der Verpackungsverordnung intern geforderten Analysen nur auf Anfrage erhoben werden (RP Behörde 2017). In eigenen Analysen von zwölf Behälterglasscherben konnte kein Quecksilber nachgewiesen werden; die Konzentrationen lagen unter der Bestimmungsgrenze (< 0,006 mg/kg, s. Tabelle 300 im Anhang). Für den Quecksilbereintrag wird daher die halbe Bestimmungsgrenze angesetzt (0,003 mg/kg).

Hinweise auf teilweise auch höhere Quecksilbergehalte in Altglas ergaben sich durch den Testeinsatz von Glasscherben in einem Betrieb der Ziegelindustrie, bei dem die Quecksilberkonzentration im Abgas gegenüber der Vergleichsmessung ohne Glasscherben um 3,5-fach erhöht war. (LRA Unterallgäu 2017) Möglicherweise kamen hier Spezialglasscherben (s. u.) zum Einsatz.

**Flachglasscherben**

Bei Flachglasscherben ist darauf zu achten, dass Polyurethanschaumdichtungen von Isolierglasscherben vollständig entfernt werden. Falls dies nicht der Fall ist, kann in Isolierglas, das vor April 2017 hergestellt wurde, quecksilberhaltige Dichtmasse enthalten sein. Die Verwendung von Phenylquecksilber-Katalysatoren in Dicht- und Klebstoffen war vor Verabschiedung der entsprechenden EU-Verordnung im Jahr 2012 üblich, auch wenn einzelne Hersteller bereits Ende der 1990er Jahre quecksilberfreie Produkte angeboten haben. (EU-V 848 2012; Karrer 2013)

Bei der Flachglasherstellung werden jedoch vorwiegend Produktionsscherben und bisher nur zu geringeren Prozentanteilen externe Scherben eingesetzt (BREF GLS 2013, S. 314), so dass dieser mögliche Eintrag aus Abfällen vermutlich vernachlässigbar ist. In einer eigenen Analyse von Flachglasschwerben aus Glashütten-externem Recycling konnte kein Quecksilber nachgewiesen werden; die Konzentrationen lagen unter der Bestimmungsgrenze (< 0,006 mg/kg, Tabelle 300 im Anhang). Für den Quecksilbereintrag wird daher die halbe Bestimmungsgrenze angesetzt (0,003 mg/kg).

**Spezialglasscherben**

Quecksilber wird bzw. wurde in Lampenglas, Bildschirmglas (früher verwendete Röhrenbildschirme) und anderen technischen Gläsern verwendet. Weitere Verwendungen von Glas in Kombination mit Quecksilber sind Thermometer und Messgeräte sowie Leuchtmittel (Kompaktleuchtstofflampen, Leuchtstoffröhren). Es kann deshalb theoretisch bei Fehlwürfen in Glassammelbehälter und Wertstoffcontainer von Recyclinghöfen zu Vermischungen mit quecksilberhaltigem Glasbruch kommen.

Von der Europäischen Union wird der Verkauf quecksilberhaltiger Leuchtmittel zunehmend stärker begrenzt oder verboten (z. B. sind Quecksilberdampflampen seit dem 1. Januar 2015 nicht mehr erlaubt). Dadurch ist absehbar, dass die Produktion von quecksilberhaltigen Leuchtstofflampen und entsprechend auch quecksilberhaltige Glasabfälle mittelfristig zurückgehen wird.

Produktabfälle mit quecksilberhaltigen Gläsern werden von wenigen Spezialfirmen in Deutschland aufbereitet (siehe Kapitel 2.37 zur Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle). Es fallen etwa 6.300 Mg/a an (Lightcycle 2020). Der Glasbruch wird gesäubert und zur Herstellung von Glasprodukten wieder eingesetzt. Gesetzliche Vorgaben zum Maximalgehalt von Quecksilber bestehen nur im Verpackungsbereich (Behälterglas). Ein Hersteller (Ledvance GmbH, ehem. OSRAM) setzte in der Glashütte in Augsburg bis zur Schließung des Werkes im Jahr 2018 quecksilberhaltigen Glasbruch ein (UBA 2017b). Es ist nicht bekannt, wo der dort eingesetzte Glasbruch anschließend Verwendung fand. Eine Einsatzmöglichkeit für gereinigten quecksilberhaltigen Glasbruch ist die Verwendung in der Mineralwolleindustrie, in der keine Begrenzung des Quecksilbergehaltes vorgegeben ist.

Drei eigene Analysen von Leuchtstofflampen-Altglas zeigten hohe Quecksilberkonzentrationen von 1,25 mg/kg, 1,54 mg/kg sowie 16,3 mg/kg (s. Tabelle 300 im Anhang). Damit liegen die Gehalte etwa 10- bis 100-fach höher als bei Kohle, so dass beim Einschmelzen mit hohen Emissionen zu rechnen ist. Für die Berechnung des Quecksilber-Eintrages in die Glasindustrie (Tabelle 160) wird als Mittel A der Median (1,54 mg/kg) und als Mittel B das arithmetische Mittel (6,36 mg/kg) angesetzt.

**Quecksilbereintrag über Rohstoffe und Färbemittel**

Der Eintrag von Quecksilber über Rohstoffe und Färbemittel wird in Tabelle 160 abgeschätzt.

Die Berechnung erfolgt für die übliche Glaszusammensetzung von Hohlglas und Flachglas, die etwa 90 % der Produktionsmenge ausmacht; besondere zusätzliche Rohstoffe anderer Glasprodukte, die in etwa 10 % der Produktionsmenge enthalten sind, bleiben aufgrund des geringen Anteils der zahlreichen einzelnen Rohstoffe bei der Abschätzung unberücksichtigt.

Auf Grundlage der Produktionsdaten des Jahres 2016 (6,85 Mio. Mg Glas) und der Angaben zu Produktarten sowie zum Scherbeneinsatz für Behälterglas (60 %) und Flachglas (20 %) ergibt sich in Tabelle 159 ein Scherbeneinsatz von 2,80 Mio. Mg. Dies entspricht 40,9 % der gesamten Glasrohstoffe in Höhe von 6,85 Mio. Mg. Die ersetzte Quarzsandmenge betrug im Jahr 2016 ca. 1,96 Mio. Mg.

**Tabelle 159: Über Scherben in die Glasherstellung eingetragene Menge Glasbildner (Sandersatz) auf Basis einer Produktionsmenge von 6,85 Mio. Mg Glas (2016)**

| Nr. | Produktart | Input Glasrohstoff [Mio. Mg/a] | Scherben-anteil [%] | Input Scherben [Mio. Mg/a] | Anteil Input Glasbildner [%] | Glasbildner in Scherben [Mio. Mg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Behälterglas | 3,97 | 60,0 | 2,38 | 70,0 | 1,67 |
| 2 | Flachglas | 2,12 | 20,0 | 0,42 | 70,0 | 0,29 |
| 3 | Weitere Glassorten | 0,76 | k. A. | k. A. | 70,0 | k. A. |
| **4** | **Summe** | **6,85** | | **2,80** | | **1,96** |

Quelle: Input Glasrohstoff = Produktionsmenge 2016 (BV Glas 2018), Scherbenanteile: Behälterglas (BV Glas 2019a), Flachglas (ALBA 2017)

In der Literatur und in eigenen Analysen angegebene Quecksilberkonzentrationen beziehen sich stets auf die Trockenmasse der analysierten Stoffe. Der Wasseranteil der Einsatzstoffe wird in der Berechnung des Quecksilbereintrages nicht mit berücksichtigt (null gleichgesetzt), da keine Daten zur Restfeuchte von Quarzsand und weiteren Rohstoffen beim Einsatz in der Glasherstellung vorliegen.

Die Glasproduktion benötigt ca. 70 % Glasbildneranteil in den Rohstoffen, der über Sand oder über den Glasbildneranteil in Scherben eingebracht werden kann. Somit wurden bei 6,85 Mio. Mg Produktion im Jahr 2016 ca. 4,80 Mio. Mg Glasbildner verwendet. Durch den Scherbeneinsatz wurden ca. 1,96 Mio. Mg Quarzsand ersetzt (siehe Tabelle 159); damit ergibt sich ein Quarzsandeinsatz von ca. 2,84 Mio. Mg (41,5 %) im Jahr 2016, der für die Berechnung des Quecksilbereintrags verwendet wird.

Es werden etwa 30 % Zusatzstoffe in der Glasproduktion verwendet, somit bei 6,85 Mio. Mg Produktion im Jahr 2016 ca. 2,06 Mio. Mg (2016). Beim Glasscherbeneinsatz von 2,80 Mio. Mg wird neben Glasbildnern auch ein entsprechender Anteil an primären Zusatzstoffen ersetzt, somit 0,84 Mio. Mg entsprechend 40,8 % aller Zusatzstoffe. Es verbleibt ein Anteil von rund 60 % primären Zusatzstoffen für die Berechnung des Quecksilbereintrags (Zeilen 4-7 in Tabelle 160).

Jährlich werden beim Leuchtstofflampenrecycling etwa 7410 Mg/a Altlampen eingesammelt, die zu 80 - 90 % aus Glas bestehen (Lightcycle 2020). Für die Berechnung des Quecksilbereintrages wird davon ausgegangen, dass etwa 6.300 Mg (85 %) als Spezialglasscherben in der Glasindustrie eingesetzt werden (z. B. in der Glas-Mineralwolleherstellung) (Zeile 3 in Tabelle 160).

Entsprechend der Annahmen wurden im Jahr 2016 zwischen 113 - 226 kg/a Quecksilber in die Glasindustrie eingetragen, davon stammen rund 40 - 150 kg aus Rohstoffen und rund 70 kg aus Färbemitteln (vgl. Tabelle 160). Die hohe Bandbreite bei den Rohstoffen resultiert vor allem durch die große Schwankungsbreite der Analysen des Quecksilbergehalts von Scherben aus dem Leuchtstofflampenrecycling aus.

**Tabelle 160: Quecksilbereintrag über Roh- und Zusatzstoffe in der Glasherstellung, bezogen auf Glasproduktion von 6,85 Mio. Mg im Jahr 2016**

| # | Einsatzstoff | Anteil an Gesamt | Input Glas-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 | Quarzsand, gewaschen ($SiO_2$) | 41,5 % | 2,84 | 0,006 | 0,034 | 17,0 | 96,6 |
| 2 | Scherben, allgemein | 40,9 % | 2,80 | 0,003 | 0,003 | 8,4 | 8,4 |
| 3 | Scherben, Hg-haltig | 0,09 % | 0,0063 | 1,54 | 6,36 | 9,70 | 40,0 |
| 4 | Soda ($Na_2CO_3$) | 7,8 % (60 % von ca. 13 %) | 0,53 | ? | ? | ? | ? |
| 5 | Kalkstein ($CaCO_3$) | 6,0 % (60 % von ca. 10 %) | 0,41 | 0,010 | 0,017 | 4,10 | 7,00 |
| 6 | Dolomit ($CaCO_3$ x $mgCO_3$), Feldspat, Pottasche ($K_2CO_3$) | 1,8 % (60 % v. max. 3 %) | 0,12 | 0,006 | 0,006 | 0,72 | 0,72 |
| 7 | Färbemittel Eisenchromit ($Fe_2O_3.Cr_2O_3$), Eisenoxid ($Fe_2O_3$), u. a. | ca. 2,0 % (60 % v. max. 4 %) | 0,14 | 0,525 | 0,525 | 73,5 | 73,5 |
| **8** | **Summe** | **100 %** | **6,85** | | | **113** | **226** |

Anmerkung: Durch Scherbeneinsatz werden Glasbildner (70 %) und Zusatzstoffe (30 %) anteilig substituiert. Angesetzt werden 60 % Scherbeneinsatz in Behälterglas (BV Glas 2019a) und 20 % in Flachglas (ALBA 2017).
Zeile 1, 4, 5 Anteile an Gesamt: basierend auf (BV Glas 2019a; BV Glas 2019b; BREF GLS 2017, S. 40).
Zeile 1 Hg Mittel A + B: Median und Mittelwert (Harraß et al. 2018) (vgl. eigene Analysen Tabelle 3.24 im Anhang)
Zeile 3 Input: 85 % Rückführung von Glasscherben aus Altlampen-Recycling 2016 (Lightcycle 2020)
Zeile 3 Hg-Mittel A + B: Median und Mittelwert aus eigenen Analysen (Tabelle 3.24 im Anhang)
Zeile 5 Hg Mittel A + B: Median und Mittelwert (Harraß et al. 2018) (vgl. eigene Analysen Tabelle 3.24 im Anhang sowie auch Analysewerte der Zementindustrie in Tabelle 281
Zeile 6 Hg Mittel A + B: Bestimmungsgrenze, da eigene Analysen unter Bestimmungsgrenze (Tabelle 3.24 im Anhang).
Zeile 7 Hg Mittel A + B: Median aus elf eigenen Analysen (Tabelle 3.24 im Anhang).
Zeile 8 Input Glasrohstoff: Produktionsmenge Glas in 2016 (BV Glas 2018).

### Quecksilbereintrag über Energieträger

Der Energieverbrauch zur Glasherstellung variiert erheblich. Er ist von der Bauart und Größe der Öfen, der Betriebsweise und der Glasart abhängig. Während der theoretische Energieverbrauch für die Schmelze von Hohl- und Flachglas bei 2,68 GJ/Mg liegt, werden in der Realität Verbräuche zwischen 3,3 GJ/Mg und 40 GJ/Mg berichtet. Die Mehrheit der Glasherstellung erfolgt jedoch in großen Öfen bei Energieverbräuchen unter 8 GJ/Mg. (BREF GLS 2013, S. 95) Im Behälterglasbereich liegt der Energieverbrauch je nach Wannentechnik

zwischen 3,5 und 5,0 GJ/Mg (60 % der Produktion), in der Flachglasherstellung bei etwa 6,0 GJ/Mg (30 % der Produktion) und bei sonstigen Gläsern zwischen 3,2 GJ/Mg und 12,0 GJ/Mg (10 % der Produktion) (VDI 2578 2017).

Vor diesem Hintergrund wird in Tabelle 161 die Größenordnung des Quecksilbereintrags bei Annahme von Erdgas als einzigem Brennstoff berechnet. Weitere Brennstoffe hatten im Jahr 2016 einen Anteil unter 1 % (Destatis 2017). Der Energieverbrauch der oben genannten Produktionsanteile ergibt eine Bandbreite zwischen 4,2 GJ/Mg und 6,0 GJ/Mg im Mittel 5,11 GJ/Mg. Daraus resultiert ein Erdgasverbrauch von 999 Mg/a. Für den Quecksilbergehalt im Erdgas wird auf Basis bisheriger Recherchen keine Bandbreite, sondern ein einziger Mittelwert (A = B) herangezogen.

Tabelle 161 zeigt, dass über Energieträger (Erdgas) etwa 1,00 kg/a Quecksilber in die Glasherstellung eingetragen wird.

**Tabelle 161: Quecksilbereintrag über Energieträger in Glashütten**

| Nr. | Stoff | Output Glas [Mio. Mg/a] | Erdgas pro Glas [GJ/Mg] | Heizwert Erdgas [MJ/kg] | Input Erdgas [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Erdgas | 6,84 | 5,11 | 35,0 | 999 | 0,001 | 0,001 | 1,00 | 1,00 |

Quelle: (BVEG 2017; Lubenau 2015)

### 2.22.4 Verhalten von Quecksilber in der Glasherstellung

Es ist zu erwarten, dass Quecksilbereinträge in der Glasherstellung bei Ofentemperaturen von rund 1.600 °C und Verweilzeiten von 24 Stunden (Hohlglas) bzw. bis zu 72 Stunden (Flachglas) vollständig als elementares Quecksilber in das Abgas getragen werden. Ein Verbleib im Produkt ist bei den vorherrschenden Bedingungen wenig wahrscheinlich; Schlacke fällt aufgrund der Zusammensetzung der Rohstoffe nicht an.

Die Chlorwasserstoffkonzentration im Rohgas liegt bei Glasöfen zwischen 20 und 100 mg/m³, die Fluorwasserstoffkonzentration liegt, je nach Reagenzien, zwischen < 5 und bis zu 400 mg/m³ (BREF GLS 2017, S. 81ff). Deshalb ist davon auszugehen, dass ein erheblicher Teil des Quecksilbers im Abgas zu $HgCl_2$ oxidiert. Oxidiertes Quecksilber lässt sich im Vergleich zu elementarem Quecksilber besser an Staub abscheiden. Da aber abgeschiedener Staub wieder in den Produktionsprozess zurückgeführt wird (siehe Kap. 2.22.5.1) wird über die Staubabscheidung keine Quecksilberausschleusung aus dem Prozess erreicht. Es entsteht somit ein prozessinterner Quecksilberkreislauf, in dem Quecksilber angereichert und bei Erreichen der Adsorptionskapazität im Filterstaub über den Luftpfad ausgetragen wird. Quecksilbersorption an unverbrannten organischen Partikeln ist aufgrund der Nutzung von Gas, sehr hohen Ofentemperaturen und langen Verweilzeiten nicht zu erwarten.

Mit dem Abwasser aus der Quenche, die vor den Gewebefiltern zur Abkühlung von Abgas aus Rekuperativ-Wannen und Oxyfuel-Wannen eingesetzt wird, kann vorrangig partikulär gebundenes und gelöstes Quecksilber ausgetragen werden. Partikuläres Quecksilber gelangt nach der Abtrennung in den Abwasserschlamm, gelöstes Quecksilber wird mit dem Abwasser ausgetragen.

### 2.22.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.22.5.1 Co-Benefit

In der Glasindustrie in Deutschland werden trockene Abgasreinigungsverfahren eingesetzt (Elektro- und Gewebefilter). Der abgeschiedene Staub wird in der gleichen Anlage wieder eingesetzt oder - bei Mineralfasern - in anderen Glasöfen wiederverwendet. Aufgrund der Rückführung von Filterstaub wird für Quecksilber, das am Staub haftet, keine Ausschleusung erreicht (somit kein Co-Benefit).

#### 2.22.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

In der Glasindustrie werden keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt.

### 2.22.6 Quecksilberaustrag

Bei der Glasherstellung können Quecksilberausträge über den Abgaspfad und das Produkt erfolgen. Abwasser und Schlamm aus der Abwasserbehandlung fallen bei Rekuperativ- und Oxyfuel-Wannen an, wenn das Kühlwasser der Quenche ausgetauscht wird (vgl. Tabelle 162).

**Tabelle 162: Quecksilberausträge der Glasherstellung**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Ofenabgas | Partikelgebundenes Quecksilber, falls vorhanden, wird mit Filterstaub weitgehend abgeschieden und in der Regel zu 100 % wieder im Prozess eingesetzt, so dass sich Quecksilber im Prozess anreichert und vorwiegend über die Abgase in die Luft ausgetragen wird. |
| Wasser | Gereinigtes Kühlwasser | Abwasser fällt bei Rekuperativ- und Oxyfuel-Wannen bei Erneuerung von Quenche-Kühlwasser an. Es wird vor der Ableitung gereinigt. |
| Abfall | Abwasser-schlamm | Bei Rekuperativ- und Oxyfuel-Wannen fällt Schlamm bei der Reinigung von Abwasser aus dem Kühlkreislauf (Quenche) an. |
| Produkt | Glas | Der Quecksilbergehalt im Produkt liegt unter der Nachweisgrenze. |

**Quecksilberaustrag über den Luftpfad**

Oxidiertes und partikelgebundenes Quecksilber kann mit Staub in der trockenen Abgasreinigung abgeschieden werden, gelangt jedoch über die Filterstaubrückführung zurück in den Prozess. In der Quenche zur Kühlung von Abgas nach Rekuperativ- und Oxyfuel-Wannen kann partikuläres und oxidiertes Quecksilber in das Waschwasser überführt werden und ins Abwasser gelangen. Elementar im Abgas vorliegendes Quecksilber wird in die Luft ausgetragen.

Aufgrund des oben beschriebenen Verhaltens von Quecksilber bei der Glasherstellung ist davon auszugehen, dass das in den Prozess eingetragene Quecksilber überwiegend als gasförmiges Quecksilber über den Luftpfad freigesetzt wird.

Quecksilberemissionen in die Luft wurden in den Emissionserklärungen für das Berichtjahr 2016 von drei Messstellen an Öfen zur Glasherstellung gemeldet (Tabelle 163 und Tabelle 164). Von einer Messstelle (zentrale Abgasreinigung von zwei Öfen) wurden zwei Werte berichtet (gleiche Quellenbezeichnung aber unterschiedliche Anlagennummer). Die insgesamt in Emissionserklärungen gemeldete Fracht betrug im Jahr 2016 rund 1,1 kg Quecksilber. 75 % der Fracht (0,84 kg) wurde als „Messung“ ausgewiesen, 25 % als „Schätzung“ (höchster Konzentrationswert in Tabelle 163).

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit.

**Tabelle 163: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von drei Öfen zur Glasherstellung angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,5 |
| Mittel | 5,6 |
| Max. | 17 |

Quelle: (Behördenabfrage 2018)

**Tabelle 164: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von vier Öfen zur Glasherstellung angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [kg/a] |
|---|---|
| Min. | 0,003 |
| Mittel | 0,28 |
| Max. | 0,81 |
| **Gesamtfracht** | **1,1** |

Quelle: (Behördenabfrage 2018)

Im Jahr 2018 wurden Quecksilber-Kurzzeitmessungen im Abgas von 14 Anlagen der Behälterglasindustrie durchgeführt. Der Median der Messungen lag bei 5,6 µg/Nm³; der arithmetische Mittelwert betrug 7,2 µg/Nm³. Unter Ansatz des Medians ergibt sich im Behälterglassektor ein Quecksilberaustrag in die Luft von 0,037 g/Mg, bei Ansatz des Mittelwertes emittieren 0,048 g/Mg. (BV Glas 2019c)

Für die Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass 100 % des Quecksilbereintrags über den Luftpfad ausgetragen wird. Auf Basis der Berechnungen über Roh-, Zusatz- und Brennstoffe ergibt sich ein Austrag von rund 100 - 230 kg/a. Durch die Messungen an 14 Behälterglasanlagen wird diese Größenordnung konsolidiert: Nur für die Behälterglasindustrie ergibt sich bei einem Produktionsvolumen von 3,97 Mg im Jahr 2016 ein Quecksilberaustrag über den Luftpfad zwischen 147 kg/a (über den Median) und 173 kg (über den Mittelwert der Messungen). Werden die spezifischen Abluftkonzentrationen der Behälterglasindustrie auf die gesamte Glasproduktion übertragen, ergibt sich für 6,85 Mio. Mg Produkt im Jahr 2016 ein Quecksilberaustrag über den Luftpfad zwischen 253 - 298 kg/a.

**Quecksilberaustrag über Abwasserschlamm**

Kühlwasser der Quenche von Rekuperativ- und Oxyfuel-Wannen kann partikuläres und oxidiertes Quecksilber enthalten. Partikuläre Anteile werden in den Schlamm überführt. Entsorgte Mengen und Quecksilberanalysen des Schlamms liegen nicht vor, werden aber als vernachlässigbar eingestuft.

Quecksilbermesswerte aus dem Abwasserschlamm der Sandwäsche, die der Glasproduktion vorgelagert ist, liegen nicht vor.

**Quecksilberaustrag über Abwasser**

Quecksilbermesswerte aus dem Abwasser der Sandwäsche, die der Glasproduktion vorgelagert ist, liegen nicht vor.

Oxidiertes Quecksilber kann mit dem Kühlwasser der Quenche von Rekuperativ- und Oxyfuel-Wannen ins Abwasser gelangen. In der Reinigungsstufe wird es nicht zurückgehalten und gelangt ins Gewässer.

Abwasseranalysen aus der Glasindustrie liegen nicht vor. Im Jahr 2016 gehörte die Glashütte Gerresheimer Essen, ein Hersteller von zum Teil eingefärbten Spezialgläsern für den Medizin- und Kosmetikbereich, mit 1,1 kg Quecksilberfreisetzung zu den zwei einzigen Industriebetrieben in Deutschland, die mehr als 1 kg Quecksilber in ein Gewässer einleiteten und deshalb im PRTR meldepflichtig waren. Die gleiche Fracht wurde auch in den Jahren 2008 bis 2012 sowie 2014 und 2015 gemeldet (PRTR 2020). Als Grund werden metallische Färbemittel vermutet. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf zu den Ursachen und zur Klärung, ob auch relevante luftseitige Quecksilberemissionen verursacht werden.

**Quecksilberaustrag über Produkte**

Im Produkt ist die Quecksilbermenge bei Verpackungsglas (Behälterglas) durch die Stoffbeschränkungen des § 5 des Verpackungsgesetzes auf 100 mg/kg gesetzlich beschränkt, wobei der Wert für die Summe aus Blei, Cadmium, Quecksilber und Chrom VI einzuhalten ist und der Gehalt bis zu 250 mg/kg betragen darf, wenn die Schwermetalle aus dem Einsatz von Sekundärmaterial stammen und nicht zugesetzt wurden (VerpackG 2017, S. 12). Die Begrenzung des Summenparameters gilt seit 30. Juni 2001[10] (VerpackV 1998).

Die Begrenzung der Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber und Chrom VI dient dazu, eine Vermischung von Behälteraltglas mit Wirtschaftsglas (Bildschirmglas etc.) und Haushaltsglas (v. a. Bleikristallglas) zu vermeiden. Nach Informationen des Umweltbundesamtes wurden in der Vergangenheit zahlreiche Analysen, insbesondere zum Bleigehalt, durchgeführt. Die Quecksilberkonzentrationen lagen in der Regel unter der Bestimmungsgrenze (i. d. R. 0,1 mg/kg). In den 2010er Jahren hat sich die Röntgenfluoreszenztechnik in der Sortiertechnik zur Erkennung von blei- und quecksilberhaltigen Scherben so weit verbreitet, dass frühere Befürchtungen bezüglich Blei- und Quecksilbereinträgen über den Eintrag von Wirtschaftsglas im Behälterglasrecycling nicht mehr bestehen. Da bei älteren Analysen die Quecksilbergehalte meist unter 0,1 mg/kg lagen, wird Quecksilber häufig nicht mehr mit analysiert, sofern überhaupt noch Analysen verlangt werden (Redwave 2017, UBA 2017a).

Für den Quecksilberaustrag über Glasprodukten wird angenommen, dass der Gehalt demjenigen entspricht, der für Hohl- und Flachglasscherben analysiert wurde (0,003 mg/kg). Damit beträgt der Quecksilberaustrag über das Produkt etwa 20 kg/a.

### 2.22.7 Gesamtbetrachtung

Abbildung 66 zeigt die Quecksilberbilanz der Glasherstellung als Ergebnis der Annahmen. Es zeigte sich, dass der Eintrag in der Glasindustrie stark von Quecksilbergehalten der metallischen Färbemittel sowie vom Einsatz von Hg-belastetem Leuchtstofflampenglas abhängig ist. Für den Eintrag über Färbemittel (ca. 70 kg) und Hg-belastete Scherben (10 - 40 kg) liegen nur wenige, nicht repräsentative Analysen vor, so dass der ermittelte Eintrag mit großen Unsicherheiten verbunden. Auch bei Analysen von gewaschenem Sand liegen sehr wenige, nicht repräsentative Messergebnisse vor, so dass für den oberen Wert der Bandbreite hilfsweise ein Mittelwert der Sandanalysen der Zementindustrie verwendet wurde. Spezielle Qualitätsanforderungen der

[10] Ab 30. Juni 1998 waren erstmalig max. 600 mg/kg, ab 30. Juni 1999 max. 250 mg/kg vorgeschrieben (VerpackV 1998).

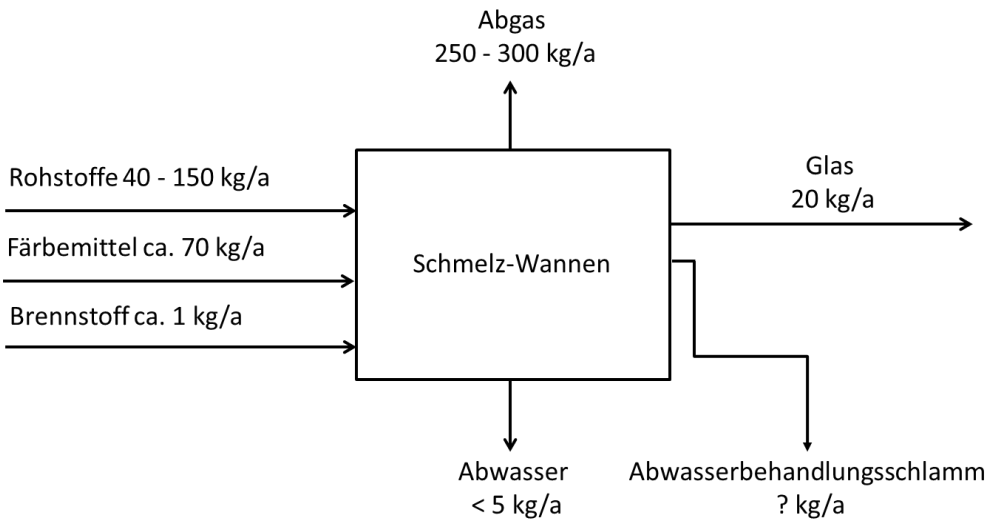
Glasindustrie könnten jedoch geringere Quecksilbergehalte bewirken. Der Eintrag über unbelastete Scherben und der Eintrag über Kalkstein und Dolomit konnte auf einer relativ guten Datenbasis ermittelt werden (rund 10 kg). Der abgeschätzte Eintrag von rund 20 - 100 kg weist eine relativ hohe Bandbreite auf. Er sollte durch weitere Untersuchungen konsolidiert werden.

Die Emissionen im Abgas ergeben sich aus der Hochrechnung über Messungen des Bundesverbandes Glas an 14 Behälterglasanlagen. Die Austräge sind mit 250 - 300 kg/a etwas höher als der abgeschätzte Eintrag. Niedrig geschätzte Austräge über das Produkt (< 1 kg/a) basieren auf Messungen von Behälterglas- und Flachglasscherben. Glas-Mineralwolle wurde nicht analysiert. Abfallschlämme und Abwassermengen sind grundsätzlich gering und werden in erster Näherung mit < 5 kg/a angenommen. In Einzelfällen kann die Abwasserableitung aus Glashütten hohe Quecksilberfrachten enthalten: Ein Betrieb, der Spezialgläser herstellt, meldete 2016 eine Hg-Einleitung von 1,1 kg/a in das Gewässer.

Zur Konsolidierung der Abschätzung des Eintrags über Rohstoffe sowie des Austrags über Abluft und Abwasser besteht weiterer Forschungsbedarf, insbesondere bei Anlagen, die Scherben aus dem Leuchtstofflampenrecycling verwerten, sowie zum Quecksilbergehalt metallischer Färbemittel.

Der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung lag auf der Behälter- und Flachglasproduktion, die 89 % der Produktionsmenge ausmacht. Weiterer Forschungsbedarf besteht bei der Glas-Mineralwolleherstellung und der Herstellung von Wirtschafts- und Spezialglas.

**Abbildung 66: Quecksilberbilanz der Glasherstellung im Jahr 2016 bezogen auf 6,85 Mio. Mg Glasproduktion**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Glasherstellung.

**Tabelle 165: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für die Herstellung von Glas**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Produkt Glas | 2 |
| Output Luftemissionen | 3 |
| Output Abwasser | 4 |
| Output Abwasserschlamm | 6 |

## 2.23 Keramikindustrie (IED 3.5)

### 2.23.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.23.1.1 Genehmigungsrahmen

Anlagen zur Keramikherstellung unterliegen ab einer Kapazität von mehr als 75 Tonnen pro Tag und/oder einer Ofenkapazität von über 4 $m^3$ und einer Besatzdichte von über 300 $kg/m^3$ pro Ofen der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definition in Nr. 3.5 des Anhang I (IED 2010). In Deutschland ist die Keramikherstellung der Nr. 2.10 der 4. BImSchV zugeordnet. Auch kleinere Anlagen sind in Deutschland ab den genannten Ofengrößen bzw. Besatzdichten genehmigungspflichtig:

- Nr. 2: Steine und Erden, Keramik, Keramik, Baustoffe
- Nr. 2.10: Anlagen zum Brennen keramischer Erzeugnisse (einschließlich Anlagen zum Blähen von Ton) mit einer Produktionskapazität von
- Nr. 2.10.1: 75 Tonnen oder mehr je Tag,
- Nr. 2.10.2: weniger als 75 Tonnen je Tag, soweit der Rauminhalt der Brennanlage 4 Kubikmeter oder mehr beträgt oder die Besatzdichte mehr als 100 Kilogramm je Kubikmeter Rauminhalt der Brennanlage beträgt, ausgenommen elektrisch beheizte Brennöfen, die diskontinuierlich und ohne Abluftführung betrieben werden. (4. BImSchV 2017b)

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken der Keramikherstellung sind im EU BVT-Merkblatt für die Keramikindustrie beschrieben, das die EU-Kommission im August 2007 verabschiedet hat (BREF CER 2007). BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) werden für die Keramikherstellung im Zeitraum 2020 - 2022 erarbeitet.

#### 2.23.1.2 Anlagentechnik

Zu unterscheiden ist die Produktion von Ziegelsteinen und Dachziegeln, feuerfesten Erzeugnissen, Sanitärkeramik, Haushaltskeramik, technische Keramik, Wand- und Bodenfliesen sowie Steinzeugrohre, Blähton und Schleifmittel. Anlagen zur Herstellung von Ziegelsteinen und Dachziegeln machen den überwiegenden Teil der größeren, unter die Industrieemissions-richtlinie fallenden Anlagen aus. (Länder 2016) Daher erfolgen die Berechnungen vorrangig für die Ziegel- und Dachziegelproduktion.

Zum Brennen werden in der Ziegelindustrie vorwiegend Tunnelöfen und Herdöfen verwendet. Die Ofentemperaturen liegen meist bei 900 - 1.300 °C. Die Verweilzeiten sind sehr stark von den Produkten abhängig und betragen in der Regel mehrere Stunden (BREF CER 2007, S. 42).

#### 2.23.1.3 Einsatzstoffe

Hauptrohstoffe sind Ton und Lehm, denen je nach Produktvariante weitere Stoffe zugemischt werden. Beispielsweise werden bei Mauerziegeln bis zu 15 % Sand und Ziegelbruch verwendet. Bei Mauerziegeln werden zur Erhöhung der Dämmeigenschaften auch ca. 12 Gew.-% Originalsubstanz Deinkingschlamm (bezogen auf das erzeugte Produkt) und zusätzlich Sägemehl und Styropor eingesetzt, bei Blähton kommen als Blähmittel Styropor, Ligninsulfonate und Feinstkoks zum Einsatz (Wagner et al. 1998, S. 24; Gottwald et al. 2017, S. 29, Ziegelverband 2019).

Potentiale für den Einsatz diverser Sekundärmaterialien werden in der Literatur genannt, wie Rotschlämme, Gießereisande, Hochofenschlacke. Auch der Einsatz von jährlich ca. 550 - 900 Mg Calciumsilikatabfall (aus den Fluorfiltern der Ziegelindustrie) wurde diskutiert. (Stanelle/Leydolph 2010) Die Genehmigungsbescheide von Anlagen zur Ziegelherstellung nennen neben dem Einsatz von Calciumsilikatabfall als weitere Sekundärmaterialien in je einer Anlage, z. B. Sulfitablauge (Papierindustrie), Glasschleifschlamm (Glasindustrie), Walzzunder (Stahlindustrie) und Gießereialtsand (Gießereien), Kesselsand (Kraftwerksasche) und Kiesabbrand (Schwefelsäureproduktion). In welchen Mengen die genehmigten Sekundärmaterialien zum Einsatz kommen, ist nicht bekannt.

#### 2.23.1.4 Energieträger

Als Energieträger wird in Deutschland zum Brennen von Ziegeln überwiegend Erdgas eingesetzt. Im Bezugsjahr 2016 setzten 103 Betriebe der Tonverarbeitung 17.462.321 GJ Gas ein, davon gehörten rund 100 Betriebe zur Ziegelindustrie (Ziegelverband 2018); 30 Betriebe meldeten die Nutzung von Heizöl EL (64.847 GJ), 4 Betriebe meldeten Dieseleinsatz (15.196 GJ) und 3 Betriebe die Nutzung von Kohlebrennstoffen (keine Mengenangabe). 5 Betriebe meldeten als Energieeinsatz 607.228 Mg Abfallstoffe aus Haus- und Siedlungsabfällen (deren Art konnte nicht ermittel werden). (Destatis 2017d)

#### 2.23.1.5 Abfälle

Als Abfall fällt in der Ziegelindustrie vorwiegend Ausschuss an. Die Rückführung des Ausschusses in den Produktionsprozess ist produkt- und qualitätsabhängig. In der Ziegelindustrie beispielsweise wird der anfallende Brennbruch (ca. 220.000 t jährlich) zu 31 % in den Produktionsprozess zurückgeführt, der Rest wird extern verwertet (z. B. im Füll- und Wegebau sowie als Ziegelsand auf Sportplätzen). (EU-Recycling 2017, S. 17)

Weiterhin fallen in den meisten Anlagen der Ziegelindustrie Abfälle bei der Regenerierung von Filtermaterial an. Bei etwa zwei Drittel der Anlagen sind zur Fluorabscheidung Schüttschichtkaskadenadsorbern installiert (vgl. Abbildung 68), die in regelmäßigen Abständen regeneriert („geschält“) werden, so dass beladenes Sorbens (Calciumcarbonat) als Abfall anfällt. Bei Anlagen zur Vor- und Nachbehandlung entstehen Filterstäube in Gewebefiltern, die in der Produktion eingesetzt werden.

In sehr geringem Maße fallen Abwasserschlämme aus der Reinigung von Waschwasser an, das zur Maschinenreinigung verwendet wird.

### 2.23.2 Anlagenbestand und Produktion

Im Jahr 2016 produzierten in Deutschland 155 Anlagen der Keramikindustrie, die unter die EU-Industrieemissionsrichtlinie fallen (Länder 2016). Bei diesen Anlagen handelt es sich teilweise um Werksstandorte mit mehreren Öfen. Der überwiegende Teil, rund 100 Anlagen mit 160 Öfen, stellt Ziegel her (Ziegelsteine und Dachziegel). Weitere Anlagen produzieren Rohre, Fein- und Sanitärkeramik, technische Keramik, Blähton und Feuerfestprodukte. Zusätzlich zu den 155 großen Anlagen produzieren in der Keramikindustrie etwa 230 kleinere Anlagen. (Ziegelverband 2019)

Beim Statistischen Bundesamt liegen die Daten zu Produktionsmengen nicht in einheitlichen Einheiten vor, sondern in Kubikmetern (Ziegelsteine), Stück (Dachziegel) und Tonnen (Rohre, Feuerfestmaterial, Keramik, Geschirr) (Destatis 2017a).

Da die Ziegelindustrie mit etwa 80 % der Produktionsmenge (UBA 2019) den weitaus größten Mengenanteil an den Produkten der Keramikindustrie aufweist, erfolgen die Berechnungen der Ein- und Austräge von Quecksilber im Folgenden für die Ziegelindustrie (Dach- und Mauerziegelherstellung).

Wenn in der Keramikindustrie metallische Färbemittel verwendet werden (z. B. bei Ziegeln und für Haushalts-/Sanitärkeramik), kann ein relevanter zusätzlicher Quecksilbereintrag über Färbemittel erfolgen, auch wenn sie nur zu wenigen Prozent eingesetzt werden. Dies haben Analysen von metallischen Färbemitteln der Glasindustrie gezeigt (vgl. Kap. A.9 im Anhang). Deshalb besteht weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich aller Keramikprozesse, die metallische Färbemittel verwenden.

Die Ziegelproduktion wurde aus Stückzahlmeldungen an das Statistischen Bundesamtes mit Dichtewerten und Stückgewichten in Masse umgerechnet (UBA 2019). Angesetzt wurden Angaben des Ziegelverbandes für Hintermauerziegel 0,754 mg/m$^3$, Vormauer-, Boden- und Straßenbelagziegel 2,0 mg/m$^3$, Pressdachziegel 4,0 kg/Stück, Biberschwänze 1,5 kg/Stück, andere Strangziegel und sonstige Dachziegel 4,0 kg/Stück (Ziegelverband 2019).

Daraus ergibt sich für das Jahr 2016 eine Produktionsmenge von 9,07 Mio. Mg Ziegeln, davon 51 % Hintermauerziegel (Destatis 2017a). In Hintermauerziegeln werden vor dem Brennen Porosierungsmittel (wenige Prozent) zugesetzt (vorwiegend Sägemehl, Styropor, Deinkingschlämme).

### 2.23.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in die Ziegelherstellung über primäre Rohstoffe (v. a. Ton) und Brennstoffe (v. a. Erdgas) in den Prozess eingetragen. Bei der Produktion von Hintermauerziegeln, die etwa die Hälfte der Ziegelproduktion ausmachen, erfolgt der Quecksilbereintrag auch über sekundäre Rohstoffe wie Porosierungsmittel (v. a. durch Deinkingschlamm, der beim Papierrecycling anfällt, siehe Kapitel 2.39.6).

#### 2.23.3.1 Rohstoffe und Zuschlagstoffe

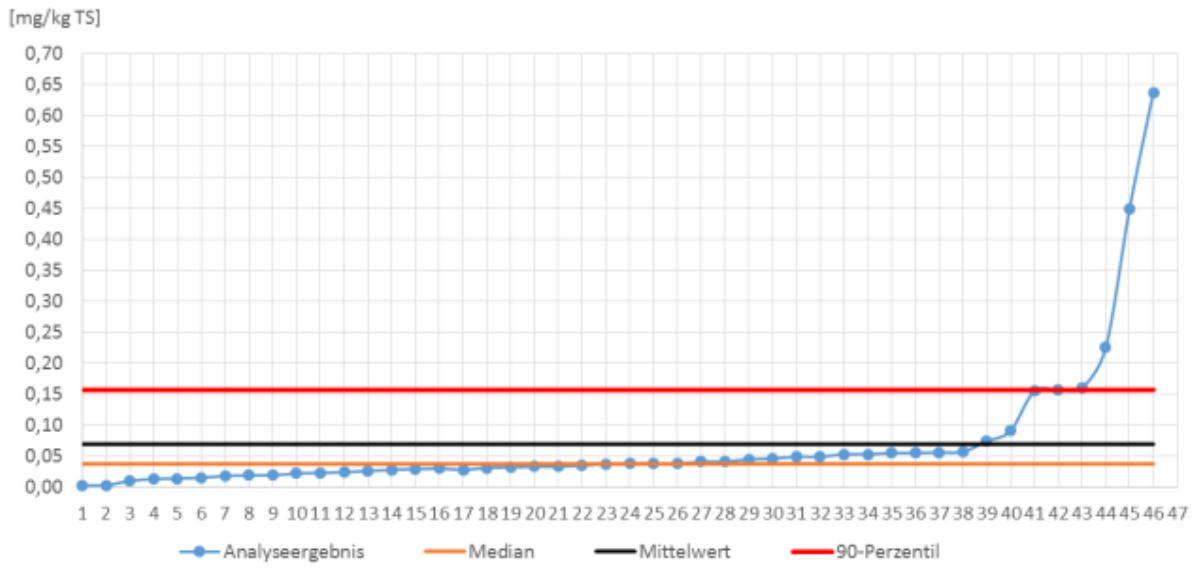
Untersuchungen tonhaltiger Böden zeigen, dass die höchsten Quecksilbergehalte in Oberschichten gefunden werden. Eine Erhöhung des Quecksilbergehaltes korreliert mit einem zunehmenden Kohlenstoff- und Schwefelgehalt sowie mit abnehmender Korngröße (Potgeter 1998, S. 26).

Für tonhaltige Böden in Bayern liegen von der bayrischen Landesanstalt für Umwelt Quecksilberanalysen vor, die Konzentrationen zwischen 0,04 mg/kg TS (nicht karbonathaltig) und 0,14 mg/kg TS (karbonathaltig) aufweisen (LfU 2011, S. 12/13), siehe Tabelle 302 im

Anhang. Andere Quellen nennen deutlich höhere mittlere Hg-Konzentrationen im Ton von 0,2 mg/kg TS (Achternbosch et al. 2003; UNEP 2017) bzw. eine Bandbreite von 0,002 - 0,45 mg/kg mit einem Mittelwert von 0,23 mg/kg (UNEP 2013b, S. 171, basierend auf Renzoni et al. 2010).

Die im Rahmen der Studie durchgeführten Quecksilberanalysen von 46 Tonproben aus Material, das in der Ziegel- und Keramikindustrie eingesetzt wird, ergaben einen Median von 0,038 mg/kg TS, einen Mittelwert von 0,069 mg/kg TS und einen 90-Perzentilwert von 0,157 mg/kg TS (siehe Abbildung 67, Daten aus Tabelle 303 im Anhang).

**Abbildung 67: Quecksilberanalyse von 46 Tonproben der Ziegel- und Keramikindustrie in Deutschland**




Quelle: Eigene Analyse von 46 Tonproben (24 Proben eigene Beschaffung, 22 Proben von Ziegelverband bereitgestellt)

**Tabelle 166: Statistische Auswertung der Analyse von 46 Tonsorten, die in der Ziegel- und Keramikindustrie in Deutschland eingesetzt werden**

| Statistische Größe | [mg/kg TS] |
|---|---|
| Min. | < 0,006 |
| 10 Perz. | 0,014 |
| Median | 0,038 |
| Mittel | 0,069 |
| 90 Perz. | 0,157 |
| Max. | 0,637 |

Quelle: Eigene Analyse von 46 Tonproben (24 Proben eigene Beschaffung, 22 Proben von Ziegelverband bereitgestellt)

Da im Folgenden nur die Quecksilbereinträge der Ziegelindustrie berechnet werden, nennt Tabelle 167 nur die Ergebnisse der Analyse von 37 Tonsorten, die in der Ziegelindustrie verwendet werden.

**Tabelle 167: Statistische Auswertung der Analyse von 37 Tonen der Ziegelindustrie in Deutschland**

| Statistische Größe | Proben A (n = 22) [mg/kg TS] | Proben B (n = 15) [mg/kg TS] |
|---|---|---|
| Min. | < 0,006 | 0,018 |
| 10 Perz. | 0,010 | 0,022 |
| **Median** | **0,030** | **0,049** |
| Mittel | 0,027 | 0,059 |
| 90 Perz. | 0,049 | 0,155 |
| Max. | 0,057 | 0,157 |

Anmerkung: Bei Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze: Mittelwertberechnung mit halber Bestimmungsgrenze
Quelle: Eigene Analyse. A: Bereitstellung durch Ziegelverband, B: Eigene Beschaffung

Der Eintrag von Quecksilber über Rohstoffe wird in Tabelle 168 für die Ziegelherstellung abgeschätzt. Auf Basis der in Tabelle 167 genannten Analysen wird für den unteren Wert A der Median 0,030 mg/kg TS aus dem Probenkollektiv A angesetzt und für den oberen Wert B der Median von 0,049 mg/kg TS aus dem Probenkollektiv B.

Die Quecksilberanalysen beziehen sich auf die Trockenmasse. Für die Trockenmasse der eingesetzten Rohstoffe wird angenommen, dass diese mit Ausnahme von 5,4 % Glühverlust (UBA 2019) der Masse der erzeugten Ziegel entspricht , d. h. im Jahr 2016 ca. 9,56 Mio. Mg Rohstoffeinsatz (vgl. Kap. 2.23.2).

Die Einsatzmenge des Porosierungsmittels Deinkingschlamm wird mit etwa 12 Gew.-% Originalsubstanz bezogen auf die erzeugte Produktmenge abgeschätzt (Ziegelverband 2019). Die Abfalldatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen weist bei 18 Proben einen mittleren Wassergehalt von 58 % aus, so dass sich bei 12 Gew.-% an der Originalsubstanz etwa 5 Gew.-% Trockensubstanz Deinkingschlammeinsatz bei der Hintermauerziegelproduktion ergeben. Da Hintermauerziegel einen Produktionsanteil von 51 % haben (vgl. Kap. 2.23.2), kommen 2,6 % Trockenmasse Deinkingschlamm bezogen auf die gesamte Ziegelproduktion zum Einsatz, dies entspricht einem Materialeinsatz von 0,23 Mio. Mg im Jahr 2016.

Die NRW-Abfalldatenbank weist bei 123 Proben von Deinkingschlämmen einen Quecksilbergehalt von 0,11 mg/kg TS im Median aus (ABANDA 2019). Der Quecksilbergehalt weiterer Porosierungsmittel (v. a. Sägespäne und Styropor) wird niedriger als bei Deinkingschlamm vermutet (vgl. Kapitel 89 zu Quecksilbereinträgen bei Biomasseverbrennung); die Einsatzmenge sonstiger Porosierungsmittel wird mit etwa der Hälfte der Deinkingschlämme abgeschätzt (1,4 %). Insgesamt wird der Quecksilbereintrag dieser weiteren Porosierungsmittel als vernachlässigbar gering eingeschätzt und mit null in die Bilanz eingerechnet (Tabelle 168).

In die Ziegelherstellung werden unter den getroffenen Annahmen somit 96 % Ton, 2,6 % Deinkingschlämme und 1,4 % sonstige Porosierungsmittel eingetragen. Daraus ergibt sich ein Quecksilbereintrag zwischen 305 - 485 kg/a. Davon stammen ca. 280 - 460 kg/a stammen aus dem eingesetzten Ton und ca. 25 kg/a (5 - 8 %) aus Deinkingschlämmen, die als Porosierungsmittel bei der Herstellung von Hintermauerziegeln zum Einsatz kommen (siehe Tabelle 168).

**Tabelle 168: Quecksilbereintrag über Rohstoffe und Zuschlagstoffe in der Ziegelherstellung auf Basis eines Materialeinsatzes von 9,56 Mio. Mg im Jahr 2016**

| # | Rohstoff | Anteil gesamt | Input trocken [Mio. Mg/a] | Hg Median A [mg/kg TS] | Hg Median B [mg/kg TS] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Ton | ca. 96 % | 9,33 | 0,032 | 0,049 | 280 | 460 |
| 2 | Deinkingschlämme (als Porosierungsmittel für Hintermauerziegel) | ca. 2,6 % | 0,23 | 0,11 | 0,11 | 25 | 25 |
| 4 | Sonstige Porosierungsmittel (für Hintermauerziegel) | ca. 1,4 % | k.A. | k.A. | k.A. | k.A. | k.A. |
| **5** | **Summe Materialeinsatz** | **100 %** | **9,56** | | | **305** | **485** |

Quellen: Input trocken: basierend auf Produktionsdaten (entsprechend Trockenmenge eingesetztem Ton unter Ansatz von 5,4 % Glühverlust) (Destatis 2017a) sowie Dichteannahmen für Ziegelsteine und für Dachziegel (UBA 2019);
Rohstoff Porosierungsmittel: ca. 12 Gew.-% Deinkingschlamm (feucht) bezogen auf das Produkt (Ziegelverband 2018) mit 80 % Anteil Ziegelproduktion (UBA 2019) und 51 % Anteil Hintermauerziegel an Ziegelproduktion (Destatis 2017a, UBA 2019); Wassergehalt Deinkingschlämme: 58 % auf Basis von 23 Analysen von Deinkingschlamm (ABANDA 2019). Anteil sonstiger Porosierungsmittel: auf ca. Hälfte geschätzt. 1A: Probenkollektiv des Ziegelverbandes (2019);
1B: eigenes Probenkollektiv (2019). 2A/2B: 123 Analysen von Deinkingschlamm (ABANDA 2019)

### 2.23.3.2 Energieträger

Der Energieverbrauch zur Ziegelherstellung variiert erheblich. Er ist von den Produkten, der Bauart und Größe der Öfen, der Betriebsweise und den Rohstoffen abhängig. Eine Studie aus dem Jahr 2001 zur Keramikindustrie in Deutschland nennt für die Herstellung von Mauerziegeln einen Erdgasverbrauch von 0,84 bis 1,05 MJ/kg. Eine europaweite Datensammlung nennt als spezifischen Energieverbrauch für die Herstellung von Mauer- und Dachziegeln eine Bandbreite von 0,840 - 2,93 MJ/kg. Für die Herstellung von Wand- und Bodenfliesen werden Werte zwischen 2,2 und 3,9 MJ/kg berichtet, sowie in speziellen Fällen bis zu 7,3 MJ/kg. (BREF CER 2007, S. 62) Tabelle 169 zeigt spezifische Energieverbrauchswerte der Ziegelherstellung.

**Tabelle 169: Spezifischer Energieverbrauch (ohne Strom) für die Ziegelherstellung**

| Nr. | Produkt | Energieverbrauch (ohne Strom) [MJ/kg] | Datenherkunft |
|---|---|---|---|
| 1 | Mauerziegel | 0,840 - 1,050 * | Deutschland |
| 2 | Hintermauerziegel | 1,02 - 1,87 | Europa |
| 3 | Vormauerziegel | 2,87 | Europa |
| 4 | Dachziegel | 1,97 - 2,93 | Europa |

1: (Rentz et. al. 2001, S. 170); 2-4: (BREF CER 2007, S. 104).
* Anmerkung: Im Bericht wird der Ofen als vergleichsweise besonders energieeffizient beschrieben.

In Tabelle 170 wird die Größenordnung des Quecksilbereintrags über Brennstoffe in die Ziegelindustrie berechnet. Dies erfolgt unter der Annahme von Erdgas als einzigem Brennstoff, da nur wenige der Anlagen andere Brennstoffe verwenden (Ziegelverband 2018). Es wird der Erdgasverbrauch angesetzt, den 106 Betriebe der Ziegelindustrie im Jahr 2014 berichtet haben

(Destatis 2015). Daten zum Erdgasverbrauch im Jahr 2016 liegen nicht vor; die Produktionsmengen der Jahre 2014 und 2016 weisen jedoch keine wesentlichen Unterschiede auf (Destatis 2017). Der angenommene Erdgasverbrauch ist plausibel, da er im Verhältnis zur angenommenen Produktionsmenge (11,1 Mio. Mg) einem spezifischen Energieverbrauch der Ziegelherstellung von 1,62 MJ/kg entspricht (vergleiche Tabelle 169).

Für Quecksilber im Erdgas wird der mittlere Quecksilbergehalt angesetzt, der bei den Recherchen zur Erdgasindustrie ermittelt wurde (siehe Kapitel 2.11).

**Tabelle 170: Quecksilbereintrag über Energieträger in die Ziegelherstellung**

| Nr. | Stoff | Input Erdgas [GJ/a] | Heizwert Erdgas [MJ/m³] | Input Erdgas [m³/a] | Hg Mittel A [mg/m³] | Hg Mittel B [mg/m³] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Erdgas | 18.034.561 | 35 | 515.273.200 | 0,001 | 0,001 | 0,515 | 0,515 |

1A/1B: (BVEG 2017; Lubenau 2015)

Über Energieträger (Erdgas) wird etwa 0,515 kg/a Quecksilber in die Ziegelherstellung eingetragen.

### 2.23.4 Verhalten von Quecksilber in der Ziegelherstellung

Es ist zu erwarten, dass Quecksilbereinträge in der Ziegelherstellung bei Ofentemperaturen von rund 1.200 - 1.300 °C und Verweilzeiten von mehreren Stunden (BREF CER 2007, S. 34ff) vollständig in das Abgas getragen werden.

Quecksilber kann im Ofenabgas an unverbrannten organischen Partikeln sorbieren. Da in der Ziegelindustrie zum größten Teil mit Erdgas gefeuert wird, ist im Abgas keine Restorganik zu erwarten, die aus den primären Brennstoffen stammt. Unverbrannte Organik ist vor allem dort zu erwarten, wo die verwendeten Tonsorten erhöhte Organikanteile aufweisen und wenn Porosierungsmittel eingesetzt werden. Der Anteil an partikulär adsorbiertem Quecksilber wird somit für vernachlässigbar gehalten. Diese Annahme bestätigen Analysen des partikelgebundenen Quecksilbers von drei Ziegelöfen: Die Quecksilbergehalte lagen bei Gas als Brennstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze und trugen bei Kohle als Brennstoff mit weniger als 0,01 µg/Nm³ zur Gesamtemission bei. (vgl. Abgaskonzentrationen bei verschiedenen Brennstoffen im Anhang Tabelle 305)

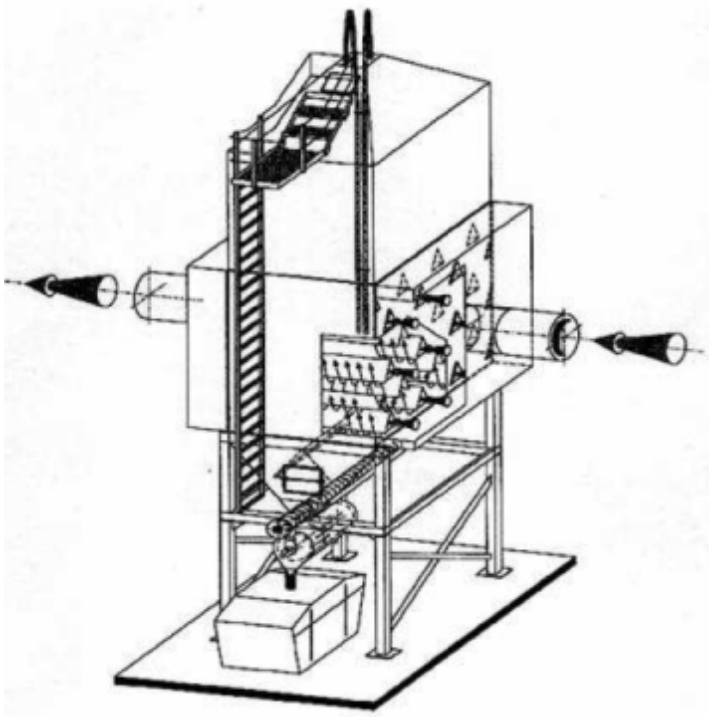
Mit dem Abwasser aus der Reinigung von Geräten (insgesamt geringe Mengen) kann partikulär gebundenes und gelöstes Quecksilber ausgetragen werden. Partikuläres Quecksilber gelangt nach der Abtrennung in den Abwasserschlamm, gelöstes Quecksilber wird mit dem Abwasser ausgetragen. Analysen von Abwasser oder Abwasserschlamm liegen nicht vor.

Viele Anlagen der Ziegelindustrie werden ohne Staubfilter betrieben, so dass kein Quecksilberaustrag über Staubabfälle stattfindet. Bei erhöhtem Fluorgehalt der Rohstoffe werden in den Anlagen der Ziegelindustrie Fluoradsorber eingesetzt. Im Adsorber durchströmen die Abgase eine Filterkammer und reagieren mit Calciumcarbonat oder einem Gemisch aus Calciumcarbonat und Calciumhydroxid.

Bei der üblichsten Bauart, den Schüttschicht-Kaskadenadsorbern (Abbildung 68), sammelt sich das verbrauchte Sorbens am Boden der Filterkammer. Die bei der Reaktion mit sauren Abgasen entstehende weiche äußere Schicht der Körner wird in einer Trommel „abgeschält“, so dass das Sorbens - bei Überschreitung einer Mindestgröße - erneut verwendet werden kann. Der feinkörnige Rest wird als Abfall entsorgt.

Alternativ werden Modulsysteme eingesetzt, die nach ihrer Sättigung ausgewechselt werden. (BREF CER 2007, S. 163ff; VDI 2585 2018)

**Abbildung 68: Schüttschichtkaskadenadsorber**



(BREF CER 2007, S. 164)

In Fluoradsorbern findet keine relevante Quecksilberminderung statt, da die Sorbentien Calciumcarbonat und Calciumhydroxid bei den verwendeten Filtertemperaturen (> 150 °C) und der geringen Oberfläche der groben Körner bzw. Module nur eine geringe Bindungswirkung aufweisen. Eine Quecksilberanalyse der Abfälle aus der Filtermaterialregenerierung („Schälen“) belegt die Vermutung (s. u.).

Elektro- und/oder Gewebefilter werden zur Staubreinigung lediglich in drei Anlagen der Keramikindustrie eingesetzt, die Blähton, technische Keramik sowie in einem Fall (aufgrund des Einsatzes von Kohle als Brennstoff) auch Ziegel herstellen. Der hier abgeschiedene Staub wird in der Regel in der gleichen Anlage wieder eingesetzt. Aufgrund der Rückführung von Filterstaub wird - wenn Quecksilber am Filterstaub haftet - keine Ausschleusung erreicht (somit kein Co-Benefit).

## 2.23.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

### 2.23.5.1 Co-Benefit

Eine Quecksilberausschleusung findet bei den eingesetzten Abgasreinigungstechniken nicht statt, da entweder überwiegend kein Staubfilter vorhanden ist und bei den wenigen Anlagen mit Elektro- und/oder Gewebefilter die Filterstäube in der Anlage wieder eingesetzt werden.

### 2.23.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

In der Ziegelindustrie werden keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt.

### 2.23.6 Quecksilberaustrag

Bei der Ziegelherstellung erfolgen die Quecksilberausträge über den Abgaspfad (vgl. Tabelle 171).

**Tabelle 171: Quecksilberausträge der Ziegelherstellung**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Ofenabgas | Quecksilber aus Rohstoffen und Brennstoffen (inkl. Porosierungsmittel) wird bei hohen Temperaturen im Ofen vollständig freigesetzt. |
| Wasser | Abwasser | Produktionsabwasser kann in geringen Mengen durch das Abspülen von Ton bei der Reinigung von Maschinen entstehen. Zum Teil wird das Waschwasser im Kreislauf geführt und verschmutztes Wasser nach einer Feststoffabtrennung abgeleitet. Es liegen keine Quecksilberanalysen vor. Es wird kein relevanter Quecksilberaustrag vermutet. |
| Abfall | Ausschuss | Der Quecksilbergehalt im Ausschuss entspricht dem Gehalt im Produkt. Der Ausschuss wird in der Ziegelindustrie zu etwa einem Drittel wieder eingesetzt und zu zwei Dritteln extern verwertet oder entsorgt. Aufgrund der hohen Temperaturen im Brennprozess liegt der Quecksilbergehalt im Ausschuss unter der Nachweisgrenze. |
| | Calcium-Filterabfall | Im Fluoradsorber fällt Abfall an, der aus Calciumcarbonat sowie Calciumhydroxid besteht, das mit Fluor und einer sehr geringen Menge Quecksilber beladen ist. |
| Produkt | Ziegel | Der Quecksilbergehalt im Produkt liegt aufgrund der hohen Temperaturen im Brennprozess unter der Nachweisgrenze. |

**Quecksilberaustrag über den Luftpfad**

Quecksilber wird in der Ziegelindustrie in keiner Anlage kontinuierlich gemessen. Wiederkehrende Einzelmessungen erfolgen nur in wenigen Anlagen. Tabelle 303 im Anhang zeigt 16 Mittelwerte aus jeweils drei Halbstundenmessungen in Anlagen der Keramikindustrie (vorwiegend: Ziegelindustrie).

Aus einer Erhebung im Auftrag des Europäischen Umweltbüros zu Emissionskonzentrationen der Keramikindustrie liegen Messwerte aus sieben Anlagen vor. Die Mittelwerte aus je drei Halbstundenmessungen lagen bei vier Anlagen der Ziegelindustrie im Bereich 4,7 bis 6,3 µg/Nm³, zwei Anlagen der Ziegelindustrie wurden mit 11 und 18,3 µg/Nm³ gemessen, jeweils bezogen auf 17 % $O_2$ (Behördenanfrage 2017). Eine Messung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt ergab bei einem Ziegelhersteller eine mittlere Emissionskonzentration von 11,0 µg/Nm³ (umgerechnet auf 17 % $O_2$) (LfU 2008, S. 28). Die Anlagen verwenden als Brennstoff i. d. R. Gas, in einem Fall auch Heizöl (EL und S) und Kohle. Die höchste Quecksilberkonzentration wurde beim versuchsweisen Einsatz von Glasscherben gemessen (LRA Mühldorf 2018). Bei einer älteren Messung in der Ziegelindustrie lag die Quecksilberkonzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/Nm³ (Rentz et al. 2001, S. 171).

In den Emissionserklärungen für das Berichtjahr 2016 meldeten 22 Keramikanlagen für 31 Quellen Quecksilberemissionen. Bei sieben Quellen sind die Meldungen als „Messung“ ausgewiesen; bei 24 Quellen wurden die Quecksilberemissionen als „Berechnung“ gekennzeichnet. 14 Quellbezeichnungen mit der Angabe „Berechnung“ und sieben Quellbezeichnungen mit der Angabe „Messung“ lassen auf Ofenemissionen schließen, zehn berechnete Quellen beziehen sich auf hier nicht relevante, geringe Quecksilberemissionen der Dampferzeuger oder Heizungen.

Die in Summe für das Jahr 2016 in Emissionserklärungen gemeldete Quecksilberfracht der 22 Keramikwerke beträgt 5,83 kg. 99 % der Fracht stammt aus den sieben gemessenen Ofenquellen, 1 % aus den 24 weiteren Quellen (0,08 kg). Die größte Einzelfracht stammt mit 2,42 kg aus einem Ziegelwerkofen; die zugehörige Abgaskonzentration beträgt 8,57 µg/Nm³. Der höchste Konzentrationswert beträgt 20 µg/m³; die Jahresfracht dieses Ofens belief sich auf 0,564 kg Quecksilber.

Tabelle 172 und Tabelle 173 zeigen die statistische Auswertung der gemeldeten Frachten und die aus Volumenstromangaben resultierenden Konzentrationswerte der Emissionserklärungen 2016 (ohne Werte von Dampferzeugern und Heizungen).

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit. Angaben zum Sauerstoffbezug der Werte liegen nicht vor; es wird davon ausgegangen, dass eine Umrechnung auf 17 % $O_2$ erfolgte.

**Tabelle 172: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 15 Öfen zur Keramikherstellung angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,00018 * |
| 10 Perz. | 0,00018 * |
| Median | 0,047 * |
| Mittel | 3,80 |
| 90 Perz. | 8,57 |
| Max. | 20 |

Quelle: (Länder 2018)

*Anmerkung: Die niedrigen Werte ergeben sich aus den Fracht- und Volumenstromangaben und basieren i. d. R. auf Berechnungen, nicht auf Messwerten (Werte unterhalb von 0,1 µg/Nm³ sind i. d. R. nicht zuverlässig messbar)

**Tabelle 173: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 21 Öfen zur Keramikherstellung angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [kg/a] |
|---|---|
| Min. | 0,000000157 * |
| 10 Perz. | 0,0001080 * |
| Median | 0,000581 * |
| Mittel | 0,281 |
| 90 Perz. | 1,04 |
| Max. | 2,42 |
| **Gesamtfracht** | **5,90** |

Quelle: (Länder 2018)

*Anmerkung: Die niedrigen Werte basieren i. d. R. auf Berechnungen, nicht auf Messwerten

Wenn nur die sieben gemessenen Quecksilberemissionen der Emissionserklärungen des Jahres 2016 berücksichtigt werden, ergibt sich ein Median von 0,558 kg/a und ein Mittelwert von 0,729 kg/a. Eine Hochrechnung auf 155 Anlagen der Keramikindustrie ist nicht sinnvoll, da die sieben Anlagen nicht ausreichend repräsentativ für das Mittel aller Öfen sind.

Aufgrund fehlender weiterer Austragspfade kann davon ausgegangen werden, dass der gesamte Quecksilbereintrag über den Luftpfad ausgetragen wird, es sei denn, es ist an der Anlage ein Schüttschichtfilter im Einsatz, der zu Austrägen über Schälkorn-Abfall führt. Mit dem unten für Schälkorn berechneten Austrag von etwa 10 - 15 kg/a ergibt sich ein Quecksilberaustrag über den Luftpfad von rund 350 bis 510 kg/a.

**Quecksilberaustrag über Abfall**

Bei der Ziegelherstellung entsteht Ausschuss („Scherben“), der qualitätsabhängig zum Teil in der Produktion wieder eingesetzt wird (Ziegelindustrie ca. 30 %). Der Ausschuss enthält die gleiche Quecksilberkonzentration wie die Produkte. Aufgrund der hohen Ofentemperaturen wird die Quecksilbermenge in entsorgtem oder extern verwertetem Ausschuss als vernachlässigbar gering angenommen. Diese Vermutung stützen zwei Quecksilberanalysen von Scherben, die unter der Nachweisgrenze von 0,006 mg/kg lagen (siehe Tabelle 303 im Anhang).

In der Abgasreinigung entsteht beim Vorhandensein von Schüttschichtkaskadenfiltern beladenes Calciumcarbonat bzw. Calciumhydroxid. Das Material weist eine geringe Oberfläche auf, so dass die Quecksilberadsorption relativ gering ist. Es liegt eine eigene Analyse von Schälkorn-Abfall vor, der bei der Regeneration von Schüttschichtfiltermaterial als Feinkorn anfällt; der Quecksilbergehalt beträgt 0,044 mg/kg TS. Nach Angaben eines Betreibers fielen bei 200.000 Mg Toneinsatz (trocken) etwa 100 Mg Schälkorn-Abfall an. Tabelle 174 berechnet aus diesen Angaben einen Quecksilberaustrag von 13,7 kg/a. Für die Bilanz werden rund 10 - 15 kg/a angenommen. Damit hat der Quecksilberaustrag über den Schälkornabfall (für 2/3 der Anlagen relevant) einen Anteil am Eintrag von 2,9 %.

**Tabelle 174: Quecksilberaustrag über Schälkorn-Abfall in der Ziegelherstellung auf Basis der Produktionsmenge von 9,56 Mio. Mg im Jahr 2016**

| # | Roh-stoff | Anteil gesamt | Input tr. [Mio. Mg/a] | Spezifisch. Schälkorn-abfall [%] | An-teil Filter | Hg Mittel A [mg/kg TS] | Hg Mittel B [mg/kg TS] | Hg Out-put A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Ton | ca. 96 % | 9,33 | 0,05 | 2/3 | 0,044 | 0,044 | 13,7 | 13,7 |

Input trocken: s. oben Tabelle 168. Spezifischer Schälkornanteil (Ziegelverband 2019). Hg Mittel: eigene Analyse.

Bei der Behandlung von Produktionswasser kann partikulär gebundenes Quecksilber im Schlamm der Abwasserbehandlung anfallen. Da der Schlamm in der Produktion eingesetzt wird, findet kein Quecksilberaustrag über den Abfallpfad statt.

**Quecksilberaustrag über Abwasser**

In der Regel entsteht Produktionsabwasser in vernachlässigbarer Menge durch das Waschen von Geräten. Vor der Ableitung werden Feststoffe abgetrennt, so dass nur gelöstes Quecksilber emittiert wird. Der Quecksilberaustrag ist aufgrund der fehlenden Erhitzung der Rohstoffe bei den Waschvorgängen vermutlich gering und wird mit < 1 kg/a abgeschätzt.

**Quecksilberaustrag über Produkte**

Der Austrag über die Ziegelprodukte ist aufgrund der hohen Brenntemperaturen und langen Verweilzeiten vernachlässigbar gering. Zwei im Projektkontext analysierte Ziegelproben zeigen Quecksilbergehalte unterhalb der Nachweisgrenze (< 0,006 mg/kg). Die zugehörigen Tonproben

des Ausgangsmaterials wiesen Quecksilbergehalte von 0,010 mg/kg TS und 0,049 mg/kg TS auf. (siehe Tabelle 303 im Anhang). Auch bei Analysen von – Ziegel-ähnlichem - Staub aus zwei Ziegelwerken (Tabelle 305 im Anhang) wurden Quecksilbergehalte unter der Nachweisgrenze ermittelt.

Der Gesamtaustrag von Quecksilber über Ziegelprodukte wird daher mit < 1 kg/a abgeschätzt.

### 2.23.7 Gesamtbetrachtung

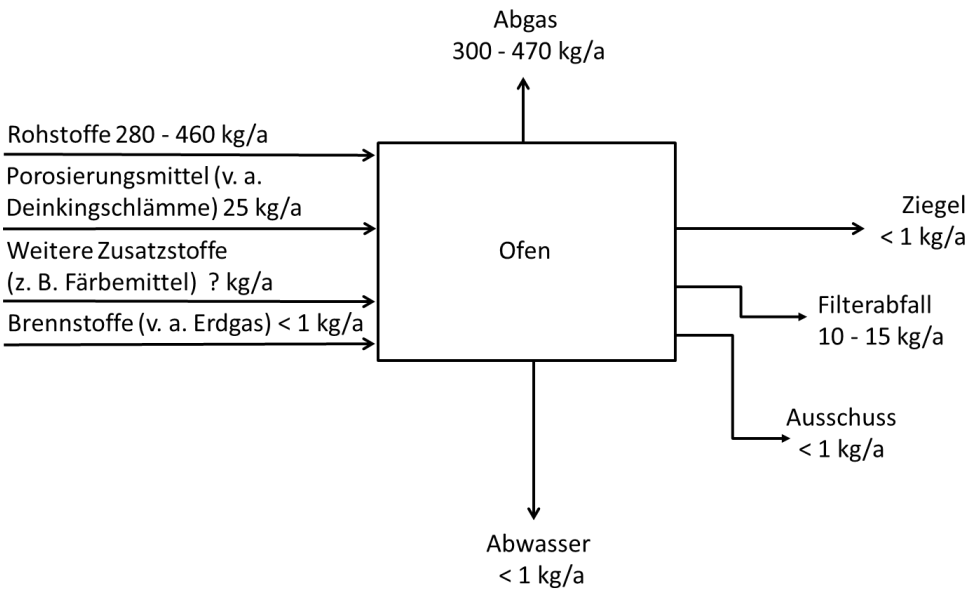
Abbildung 69 zeigt die Quecksilberbilanz der Ziegelherstellung als Ergebnis der getroffenen Annahmen. Die Ziegelproduktion umfasst etwa 80 % der Keramikproduktion. Feuerfest- und Feinkeramikprodukte (Haushaltskeramik) sowie technische Keramik, Rohre und Fliesen wurden aufgrund der geringeren Produktionsmenge nicht berücksichtigt. Wenn metallische Färbemittel verwendet werden, kann ein relevanter zusätzlicher Quecksilbereintrag erfolgen, wie die Analysen von Färbemitteln der Glasindustrie zeigen (vgl. Tabelle 300 im Anhang). Hinsichtlich dieser Einträge ist der Quecksilberinput mit Unsicherheiten behaftet.

Die Berechnung des Quecksilbereintrags der Ziegelindustrie basiert auf Messwerten von Ton und Deinkingschlamm. Dieser wird als Porosierungsmittel eingesetzt. Quecksilbereinträge über Brennstoffe finden nicht in nennenswertem Maße statt, da vorwiegend Erdgas eingesetzt wird. Über Rohstoffe wird etwa 280 - 490 kg/a Quecksilber eingetragen, über Porosierungsmittel etwa 25 kg/a (5 - 8 % der Gesamtmenge).

Es wird davon ausgegangen, dass das eingetragene Quecksilber weitgehend über den Luftpfad ausgetragen wird. Ausgenommen ist der Austrag bei Anlagen mit Schüttschichtfiltern, wo Quecksilber an kalkhaltigem Schälkorn adsorbiert und als Abfall ausgetragen wird. Basierend auf einer einzigen Analyse und einer spezifischen Verbrauchsangabe von Schälkorn wurde der Austrag über den Schüttschichtfilterabfall mit etwa 10 - 15 kg/a bestimmt (2,9 % des Eintrags). Somit verbleibt ein Austrag über den Luftpfad von rund 300 - 470 kg/a.

Der Austrag über Ziegelprodukte und über Ausschuss konnte anhand von Analysen mit jeweils unter 1 kg ermittelt werden. Für den Quecksilberaustrag über Abwasser der Gerätereinigung lagen keine Daten vor. Der Austrag wird aufgrund der kalten Prozesse gering vermutet und auf weniger als 1 kg/a geschätzt.

**Abbildung 69: Quecksilberbilanz für die Ziegelherstellung im Jahr 2016 bezogen auf eine Ziegelproduktion von 9,07 Mio. Mg**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Ziegelherstellung.

**Tabelle 175: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Ziegelherstellung**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Produkt Ziegel | 4 |
| Output Abfall Schüttschichtfilter | 4 |
| Output Abfall Ausschuss | 4 |
| Output Abwasser | 6 |

## 2.24 Chemische Industrie - Schwefelsäureherstellung (IED 4.2b)

### 2.24.1 Anlagenbeschreibung

Alle Anlagen zur Schwefelsäureherstellung sind, unabhängig von ihrer Produktionskapazität, gemäß 4. BImSchV Nr. 4.1.13 genehmigt:

- Anlagen zur Herstellung von Stoffen oder Stoffgruppen durch chemische, biochemische oder biologische Umwandlung in industriellem Umfang, ausgenommen Anlagen zur Erzeugung oder Spaltung von Kernbrennstoffen oder zur Aufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe, zur Herstellung von

- Säuren wie Chromsäure, Flusssäure, Phosphorsäure, Salpetersäure, Salzsäure, Schwefelsäure, Oleum, schwefelige Säuren.
  (4. BImSchV 2017)

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken der Schwefelsäureherstellung sind im EU BVT-Merkblatt für die Herstellung anorganischer Grundchemikalien: Ammoniak, Säuren und Düngemittel beschrieben, das die EU-Kommission im August 2007 verabschiedet hat (BREF LVIC-AAF 2007). Die EU-Kommission plant, BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) für die Herstellung anorganischer Grundchemikalien im Zeitraum 2021 - 2023 zu erarbeiten.

### 2.24.2 Anlagenbestand und Produktion

Schwefelsäure wurde 2007 an 16 Standorten produziert (BREF LVIC 2007, aktualisiert). Die Produktionskapazitäten zeigt Tabelle 180. Es wird deutlich, dass die Schwefelsäureanlage am Standort der Primärkupferhütte mit 31 % einen sehr hohen Anteil an der Gesamtkapazität hat und zusammen mit zwei großen Anlagen an Standorten der Chemieindustrie 59 % der Kapazität ausmacht.

Die hergestellte Schwefelsäuremenge wird in der Produktionsstatistik aufgrund unterschiedlicher Wassergehalte in $SO_2$ angegeben. Im Jahr 2016 meldeten 29 Anlagen eine $SO_2$-äquivalente Menge von 2.891.189 Mg, davon waren 1,77 Mio. Mg zum Absatz bestimmt (Destatis 2017). In einer (praktisch nicht herstellbaren) 100 %-igen Schwefelsäure sind 64 % $SO_2$ enthalten.

**Tabelle 176: Produktionskapazitäten von Schwefelsäure in Deutschland (2007)**

| Nr. | Produktionsstätten | Kapazität Schwefelsäure [Mg/a] | Schwefelquelle | Produkt | Anteil an Gesamt-kapazität |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Bleihütte Nordenham | 50.000 | Hüttenabgas | $H_2SO_4$ | 1,2 % |
| 1 | Bleihütte Stolberg | 100.000 | Hüttenabgas | $H_2SO_4$ | 2,4 % |
| 2 | Kupferhütte Hamburg | 1.300.000 | Hüttenabgas | $H_2SO_4$ | 31,6 % |
| 3 | Zinkhütte Nordenham | 210.000 | Hüttenabgas | $H_2SO_4$ | 5,1 % |
| 4 | Duisburg ($TiO_2$) | 500.000 | Schwefel, Pyrit, Filtersalz | $H_2SO_4$, oleum | 12,2 % |
| 5 | Frankfurt | 258.000 | Schwefel | $H_2SO_4$, oleum | 6,3 % |
| 6 | Kelheim (Viskose) | 120.000 | Schwefel | $H_2SO_4$, oleum | 2,9 % |
| 7 | Kokerei Bottrop | 15.000 | Schwefel | $H_2SO_4$, oleum | 0,4 % |
| 8 | Leuna | 260.000 | Schwefel | $H_2SO_4$, oleum | 6,3 % |
| 9 | Leverkusen | 160.000 | Schwefel | $H_2SO_4$ | 3,9 % |
| 10 | Leverkusen | 20.000 | $H_2SO_4$-Regenerat | $H_2SO_4$ | 0,5 % |
| 11 | Ludwigshafen | 610.000 | Schwefel | $H_2SO_4$, oleum | 14,8 % |
| 12 | Mannheim | 65.000 | k.A. | $H_2SO_4$ | 1,6 % |
| 13 | Marl | 50.000 | Schwefel | $H_2SO_4$ | 1,2 % |

| Nr. | Produktionsstätten | Kapazität Schwefelsäure [Mg/a] | Schwefelquelle | Produkt | Anteil an Gesamt-kapazität |
|---|---|---|---|---|---|
| 14 | Uerdingen | 65.000 | Pyrit | $H_2SO_4$, oleum | 1,6 % |
| 15 | Uerdingen | 65.000 | Schwefel | $H_2SO_4$, oleum | 0,6 % |
| 16 | Wesseling | 230.000 | $H_2SO_4$-Regenerat | $H_2SO_4$ | 5,6 % |
| 17 | Worms | 120.000 | Schwefel | $H_2SO_4$ | 2,9 % |
| **18** | **Summe** | **4.108.000** | | | **100 %** |
| | | | | | |

Quelle: (BREF LVIC 2007) ohne Datteln (geschlossen)

Einen Teil der tatsächlichen Produktionsmengen im Jahr 2016 schlüsselt Tabelle 177 auf. Die Schwefelsäureanlage am Standort der Primärkupferhütte in Hamburg hatte im Jahr 2016 einen Anteil von rund 20 % an der Gesamtproduktion.

**Tabelle 177: Schwefelsäureproduktion im Jahr 2016, Anteil aus Abgas der Nichteisenmetallindustrie**

| Nr. | Produktionsstätten | Output Schwefelsäure [Mg/a] | Angabe als | Umrech-nungs-faktor | Produktionsmenge Schwefelsäure als $SO_2$ [Mg/a] | Anteil an Gesamt-produktion |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Primärbleihütten (2) | ca. 200.000 | $H_2SO_4$ | 0,64 | 128.000 | 6,9 % |
| 2 | Primärkupferhütte (1) | 946.224 | $H_2SO_4$ | 0,64 | 605.583 | 20,9 % |
| 3 | Primärzinkhütte (1) | 169.652 | $SO_3$ | 0,8 | 135.721 | 4,7 % |
| 4 | Weitere Hersteller | | | | ca. 2.021.885 | ca. 70,0 % |
| **5** | **Summe** | | | | **2.891.189** | **100 %** |

(Destatis 2017)

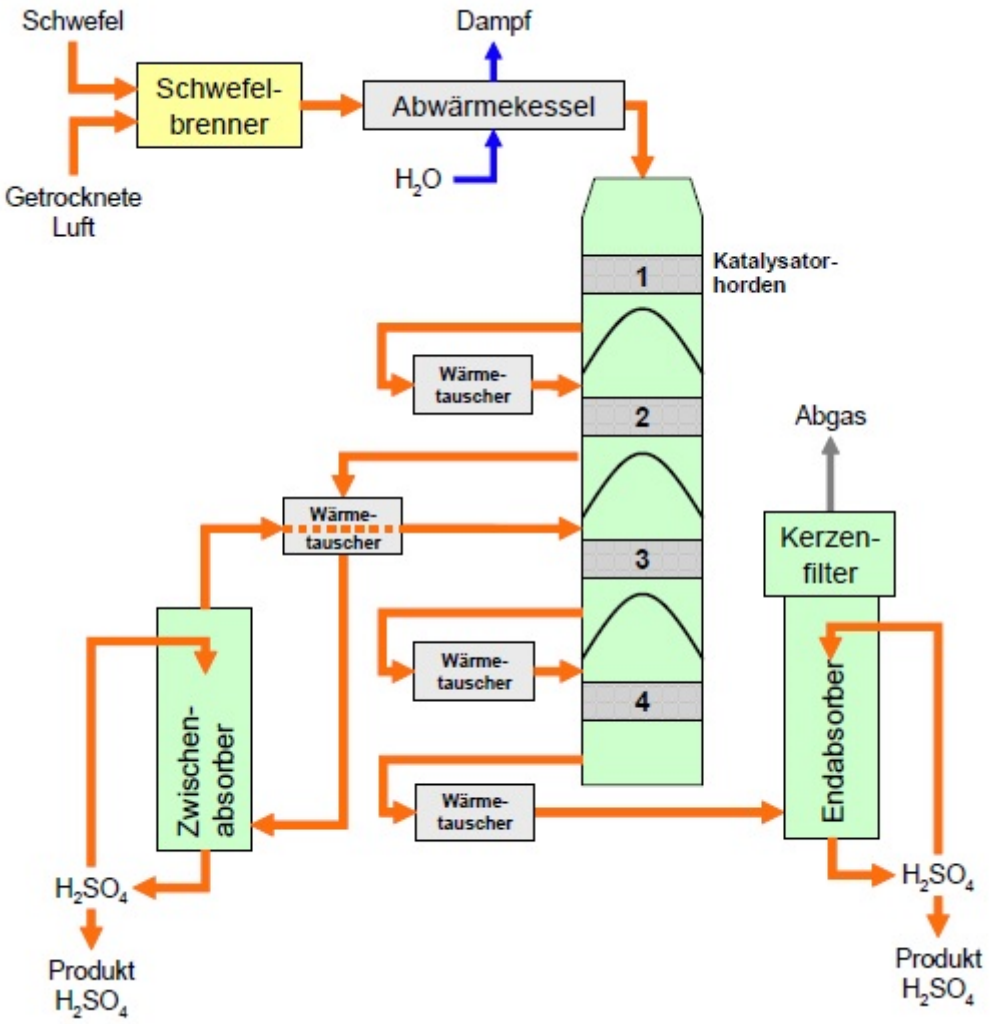
Schwefelsäure wird mit unterschiedlichen Verfahren hergestellt. Die wichtigsten Verfahren und ihre Anteile an der Gesamtproduktion sind:

- Herstellung durch Schwefelverbrennung (43,7 %),
- Herstellung aus schwefelhaltigem Abgas ($SO_2$/$SO_3$) der Nichteisenmetallindustrie (39 %),
- Herstellung durch Regeneration von $H_2SO_4$ (7,5 %),
- Herstellung durch Röstung von Pyrit ($FeS_2$), auch: „Schwefelkies“, „Eisenkies“ (4,2 %),
- Herstellung von Schwefelsäure aus anderen Ausgangsstoffen wie $H_2S$, $CS_2$, COS (5,6 %) (BREF LVIC 2007).

Die Schwefelverbrennung erfolgt bei 900 - 1500 °C, so dass im Schwefel enthaltenes Quecksilber freigesetzt werden kann. Da die Reaktion exotherm ist, wird kein Brennstoff benötigt.

Die Umsetzung des Abgases zu Schwefelsäure erfolgt katalytisch im sogenannten „Doppelkontaktverfahren“. Das Abgas wird meist durch Kerzenfilter gereinigt.

**Abbildung 70: Doppelkontaktverfahren zur Schwefelsäureherstellung**




Quelle: (BREF LVIC 2007)

### 2.24.3 Quecksilbereintrag

Der Quecksilbereintrag die Schwefelsäureherstellung, die Abgas von Primärhütten nutzt, wird in den entsprechenden Kapiteln zur Gewinnung von Blei (Kap. 2.12), Kupfer (Kap. 2.13) und Zink (Kap. 2.14) beschrieben.

Für die übrigen Verfahren wird überwiegend Schwefel eingesetzt, der aus verschiedenen Quellen stammen kann (z. B. Raffinerien, Kokereien, Viskoseherstellung). Desweiteren wird Schwefelsäure aus gebrauchter Schwefelsäure zurückgewonnen (z. B. in der Titandioxidproduktion).

Hinweise auf relativ hohe Quecksilberkonzentrationen in Schwefel und Pyrit geben Feststoffuntersuchungen, die im Rahmen dieses Projektes durchgeführt wurde: Zum einen wies die Analyse eines Ton-Pyrits aus der Ziegelindustrie einen Quecksilbergehalt von 0,637 mg/kg auf. Zum anderen war im Schwefel einer Kokerei-Clausanlage ein Quecksilbergehalt von 2,24 mg/kg. Der Quecksilbergehalt von Schwefel der Clausanlagen von Raffinerien dürfte jedoch aufgrund der geringeren Quecksilbergehalte im Rohöl deutlich geringer sein (vgl. Kap. 2.10). Aus der Reinigung von Erdgas findet sich in der Literatur die Angabe, dass der Quecksilbergehalt des

anfallenden Schwefels aufgrund der nachfolgenden Nutzung für die Schwefelsäureherstellung unter 1 mg/kg liegen sollte (Eichendorfer et al. 2005, S. 26).

### 2.24.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

Bei der Schwefelsäureherstellung, die an Standorten der Nichteisenmetallindustrie erfolgt, werden spezifische Quecksilberminderungstechniken eingesetzt; für die Beschreibung siehe Kapitel 2.12, 2.13 und 2.14.

#### 2.24.4.1 Co-Benefit

In Anlagen zur Schwefelsäureherstellung, die nicht an Standorten von Primärhütten produzieren, werden vorwiegend trockene Abgasreinigungstechniken (Kerzenfilter) verwendet, an denen partikelgebundenes Quecksilber abgeschieden werden kann.

#### 2.24.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Von Anlagen zur Schwefelsäureherstellung, die nicht an Standorten von Primärhütten produzieren, ist keine Anwendung von spezifischen Quecksilberminderungstechniken (luft-/abwasserseitig) bekannt.

### 2.24.5 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus der Schwefelsäureproduktion erfolgen insbesondere über die in Tabelle 181 angegeben Pfade.

**Tabelle 178: Quecksilberausträge bei der Schwefelsäureproduktion**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Abgasbehandlung | Quecksilberspezifische Abgasreinigungstechnik nur in der Nichteisenmetallindustrie. |
| Wasser | Abwasserbehandlung | Abwasser fällt bei Anlagen der Nichteisenmetallindustrie an. |
| Abfall | Schlamm der Abwasserbehandlung<br>Filterstaub der Filterkerzen | Abfall fällt bei Anlagen der Nichteisenmetallindustrie an; über Abfall der weiteren Anlagen liegen keine Informationen vor. |
| Produkt | Schwefelsäure | |

#### 2.24.5.1 Quecksilberaustrag über den Luftpfad

Angaben zu luftseitigen Quecksilberemissionen aus Anlagen zur Schwefelsäureherstellung liegen aus Anlagen vor, die Abgas von Primärerzhütten verwenden (s. Kap. 2.12, Kap. 2.13, 2.14). Teilweise bestehen bei diesen Anlagen Auflagen zur wiederkehrenden Quecksilbermessung, so dass in Emissionserklärungen Quecksilberemissionen gemeldet wurden; teilweise erfolgten Einzelmessungen im Rahmen des Projektes. Aufgrund der eingesetzten spezifischen Quecksilberminderungstechnik weisen die Anlagen im Vergleich zum Eintrag relativ geringe Austräge (in Summe < 50 kg) über den Luftpfad auf. Die Austräge wurden in den Kapiteln zur NE-Metallindustrie mit bilanziert.

Daten zu Austrägen aus Anlagen, die Schwefel oder Pyrit zur Schwefelsäureherstellung nutzen, liegen nicht vor. Es sind keine Quecksilbermessungen im Abgas bekannt. In den Emissionserklärungen des Jahres 2016 berichtet keine Anlage der 4. BImSchV-Nummer 4.1.13 Quecksilberemissionen, was darauf schließen lässt, dass Quecksilber nicht gemessen wird.

Die Abgasmengen der verschiedenen Schwefelsäureanlagen sind sehr unterschiedlich; sie werden mit 25.000 - 125.000 $Nm^3$ angegeben (BREF LVIC 2007).

#### 2.24.5.2 Quecksilberaustrag über Abwasser

Quecksilberausträge über Abwasser konnten für Anlagen der Nichteisenmetallindustrie, die Abgas aus Primärhütten vor der Nutzung reinigen, bilanziert werden (s. Kap. 2.12, Kap. 2.13, 2.14).

Für andere Anlagen zur Schwefelsäureherstellung liegen keine Informationen über Abwasserausträge vor. Austräge sind zu erwarten, wo Wäscherverfahren zur Abgasreinigung zum Einsatz kommen. In der Regel erfolgt die Abgasreinigung jedoch mit trockenen (Filterkerzen-) Systemen.

#### 2.24.5.3 Quecksilberaustrag über Abfälle

Quecksilberausträge über Abfälle wurden für Anlagen der Nichteisenmetallindustrie bilanziert, die Abgas aus Primärhütten vor der Nutzung reinigen (s. Kap. 2.12, Kap. 2.13, 2.14).

Für andere Anlagen liegen keine Informationen über mögliche Abfallausträge vor. Abfall fällt in den häufig genutzten Filterkerzen an. (BREF LVIC 2007)

#### 2.24.5.4 Quecksilberaustrag über Produkte

Die Nichteisenmetallindustrie gibt als typische Spezifikationen von Premium- und Standardqualität 0,05 mg/kg und 0,25 mg/kg an (Aurubis 2018).

Für 2016 wurde abgeschätzt, dass aus den beiden Primärbleihütten 10 - 55 kg, aus der Primärkupferhütte rund 45 - 240 kg und aus der Primärzinkhütte 10 - 55 kg Quecksilber mit dem Produkt Schwefelsäure ausgetragen wurden, in Summe rund 65 - 350 kg (vgl. Kap. 0, 2.13.6.4 und 2.14.6.4). Die Mengen sind in den Bilanzen der Nichteisenmetallindustrie bilanziert.

Zu den Quecksilbermengen, die aus anderen Schwefelsäure-Herstellungsverfahren ausgetragen werden, liegen keine Informationen vor.

Die Haupteinsatzbereiche von Schwefelsäure sind:

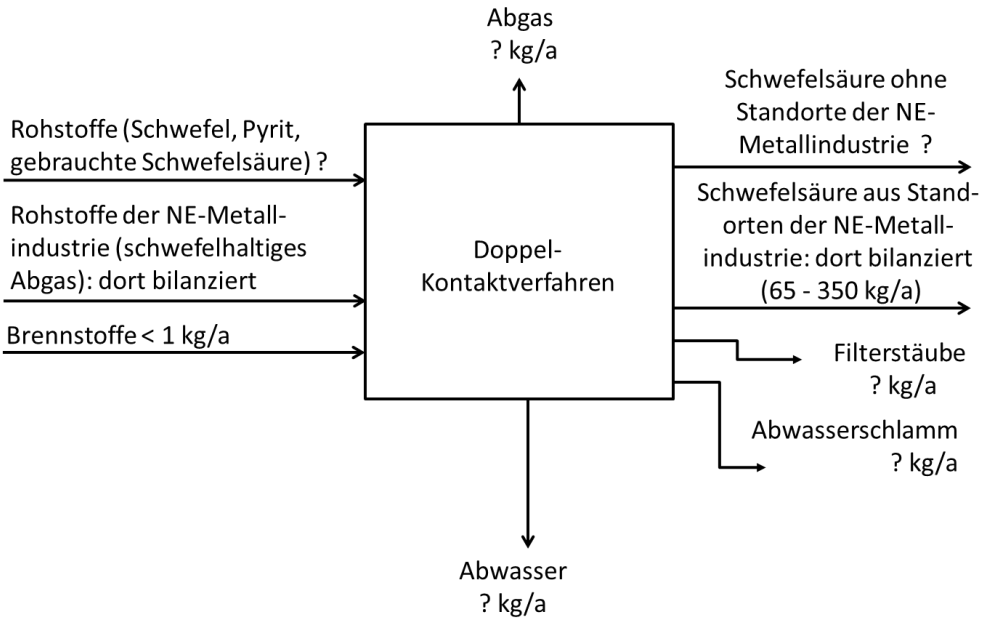
- Düngemittelproduktion (vgl. Kapitel 2.25),
- Produktion von Titandioxid (vgl. Kapitel 2.27),
- Einsatz in der Abwasserbehandlung zur Neutralisation,
- Einsatz in der Landwirtschaft zur Verhinderung von Ammoniakemissionen. (BREF LVIC 2007; BREF IRPP 2017).

Der Einsatz von Schwefelsäure in der Abwasserbehandlung stellt potenziell einen Freisetzungspfad dar, der in dieser Studie nicht betrachtet wurde. Schwefelsäuremenge, die in Deutschland in der Abwasserbehandlung eingesetzt wird, ist nicht bekannt. Es ist auch nicht bekannt, wie sich das mit der Schwefelsäure eingetragene Quecksilber in der Abwasserbehandlung verhält, d. h. in welchem Maße es an Schlämme gebunden wieder ausgetragen wird oder über den Abwasserpfad freigesetzt wird.

### 2.24.6 Gesamtbetrachtung

Eine Gesamtbetrachtung ist derzeit aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich. Ein- und Austräge in Anlagen an Standorten der Nichteisenmetallindustrie wurden dort mit ca. 65 - 350 kg bilanziert (siehe Kap. 2.12.6.4, 2.13.6.4 und 2.14.6.4). Bei Einträgen über Schwefel und Pyrit liegen einzelne Analysewerte von Schwefel aus der Clausanlage einer Kokerei und eines Ton-Pyrits vor, die einen Hinweis auf potentiell hohe Quecksilbereinträge geben. Für Schwefel aus Raffinerien wird ein geringer Quecksilbereintrag vermutet, da Rohöl meist relativ niedrige Quecksilbergehalte aufweist. Einträge über Brennstoffe werden gering vermutet, da Brennstoff nur bei der Aufbereitung von gebrauchter Schwefelsäure erforderlich ist. Bei den übrigen Verfahren kommen keine Brennstoffe zur Anwendung.

**Abbildung 71: Quecksilberbilanz der Schwefelsäureproduktion im Jahr 2016**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Tabelle 179 zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Schwefelsäureherstellung.

**Tabelle 179: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für die Schwefelsäureherstellung**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 6 |
| Output Luftemissionen | 6 |
| Output Abwasseremissionen | 6 |
| Output Abfall | 6 |
| Output Produkt Schwefelsäure | 6 |

## 2.25 Chemische Industrie - Düngemittelproduktion (IED 4.3)

Die Anzahl der Produktionsstandorte von Mineraldüngern ist in Deutschland in den vergangenen Jahren deutlich zurückgegangen. Im Jahr 2014 wurde noch von 7 Unternehmen an 8 Standorten produziert (Industrieverband Agrar e.V. 2014b).

Eine Abfrage bei den zuständigen Überwachungsbehörden für die 8 Werke, die in Deutschland Düngemittel produzieren, ergab, dass lediglich in zwei Werken Schwefelsäure nicht näher bezeichneter Herkunft eingesetzt wird (siehe Tabelle 180). Bei einer Anlage liegen die Hg-Inputfrachten zwischen 0,013 und 3,9 kg/a. Bei der anderen Anlage lässt sich der Input nicht quantifizieren. Die Düngemittelproduktionskapazität dieser Anlage war im Jahr 2014 mit ca. 0,03 Mio. Mg verglichen mit einer Gesamtproduktionskapazität in Deutschland von 4,4 Mio. Mg sehr gering (Industrieverband Agrar e.V. 2014a).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass der Quecksilberinput in die deutsche Düngemittelproduktion über die eingesetzte Schwefelsäure in unteren einstelligen Kilogrammbereich oder noch darunter liegt. Der Sektor wird daher nicht als relevant angesehen und somit nicht detaillierter betrachtet.

**Tabelle 180: Ergebnisse der Behördenabfragen zu Anlagen in der deutschen Düngemittelindustrie**

| | Firma | Standort | Ergebnis der Abfrage |
|---|---|---|---|
| 1 | BASF | Ludwigshafen | Firma setzt keine Schwefelsäure ein |
| 2 | COMPO GmbH | Krefeld | Einsatz von 13.000 Mg im Jahr 2017; die Hg-Konzentrationen lagen zwischen 0,001 und 0,3 mg/kg, damit ergibt sich ein Hg-Input zwischen 0,013 und 3,9 kg/a. |
| 3 | Azchem AG | Trostberg | Firma verwendet nur Salpetersäure |
| 4 | Domo Caproleuna; | Leuna | Firma setzt keine Schwefelsäure ein |
| 5 | SWK Stickstoffwerke | Wittenberg | Firma setzt keine Schwefelsäure ein |
| 6 | INEOS Köln GmbH | Köln | Ammoniumsulfat fällt bei der Acrylnitrilherstellung an und wird mit Schwefelsäure neutralisiert. Ob die Schwefelsäure aus der NE Metallindustrie kommt, ist nicht bekannt. |
| 7 | Yara | Brunsbüttel | Firma verwendet nur Salpetersäure |
| 8 | Yara GmbH | Rostock | Firma verwendet nur Salpetersäure |

Quellen: (Behördenabfrage 2018)

### Titandioxidproduktion

Die Prüfung ergab, dass insbesondere die Quecksilberemissionen über das Abwasser der Titandioxidproduktion relevant sind. Eine Bilanzierung dieser Emissionen findet sich in Kap. 2.27.

## 2.26 Chemische Industrie - Aluminiumoxidherstellung (IED 4.2e)

### 2.26.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.26.1.1 Genehmigungsrahmen

Anlagen zum Verarbeiten Herstellung von anorganischen Chemikalien wie Metalloxiden unterliegen der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definition in Anhang I Nr. 4.1 (IED 2010). In Deutschland sind Anlagen zur Aluminiumoxidherstellung der Nr. 4.1.16 der 4. BImSchV zugeordnet:

- Nr. 4: Chemische Erzeugnisse, Arzneimittel, Mineralölraffination und Weiterverarbeitung
- Nr. 4.1: Anlagen zur Herstellung von Stoffen oder Stoffgruppen durch chemische, biochemische oder biologische Umwandlung in industriellem Umfang, ausgenommen Anlagen zur Erzeugung oder Spaltung von Kernbrennstoffen oder zur Aufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe, zur Herstellung von
- Nr. 4.1.16: Nichtmetallen, Metalloxiden oder sonstigen anorganischen Verbindungen wie Kalziumkarbid, Silizium, Siliziumkarbid, anorganische Peroxide, Schwefel. (4. BImSchV 2017b)

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken der Aluminiumoxidherstellung sind im EU BVT-Merkblatt für die Nichteisen-Metallindustrie beschrieben, das die EU-Kommission im Juli 2017 verabschiedet hat (BREF NFM 2017).

BVT-Schlussfolgerungen gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) wurden für die Nichteisen-Metallindustrie erarbeitet und am 30. Juni 2016 veröffentlicht (BVTS NFM 2016).

#### 2.26.1.2 Anlagentechnik

**Bayer-Verfahren zur Aluminiumhydroxid-Herstellung aus Bauxit**

Das Bauxiterz wird im Hafen von Stade angeliefert, mit Kränen vom Schiff entladen und über Förderbänder in ein geschlossenes Lager sowie in (beregnete) offene Lager transportiert. Vor der Weiterverarbeitung wird das Bauxit in drei Mühlen gebrochen und gemahlen. Förderbänder, Brecher und Mühlen sind gekapselt. Staubemissionen werden durch Gewebefilter gemindert. (AOS 2017a)

Das Bauxiterz wird in Druckbehältern mit Natronlauge bei etwa 270 °C aufgeschlossen („Rohraufschlussanlagen“). Die Erhitzung erfolgt mit Erdgasbrennern (ca. 3,0 GJ/t Aluminiumoxid). (AOS 2017a)

Nach dem Aufschluss wird der eisenhaltige Schlamm (sogenannter „Rotschlamm“) durch Sedimentation und Filtration abgetrennt. Die enthaltene Lauge wird mit Kondensatwasser (aus nachfolgender Prozessstufe) in einer mehrstufigen Reinigungsanlage ausgewaschen und in den Prozess zurückgeführt. Anschließend wird der Schlamm in die nahegelegene Deponie gepumpt. In der Deponie trocknet der Schlamm durch Umgebungsluft. Überschüssiges Regenwasser, das auf die Deponie fällt, wird in einer Abwasserreinigungsanlage behandelt, bevor es in die Elbe abgeleitet wird. (AOS 2017a)

Im sogenannten Nassoxidationsverfahren werden durch Zugabe von reinem Sauerstoff die organischen Bestandteile des Aufschlusses zu $CO_2$ oxidiert (v. a. Natriumoxalat $Na_2C_2O_4$) (AOS 2017a).

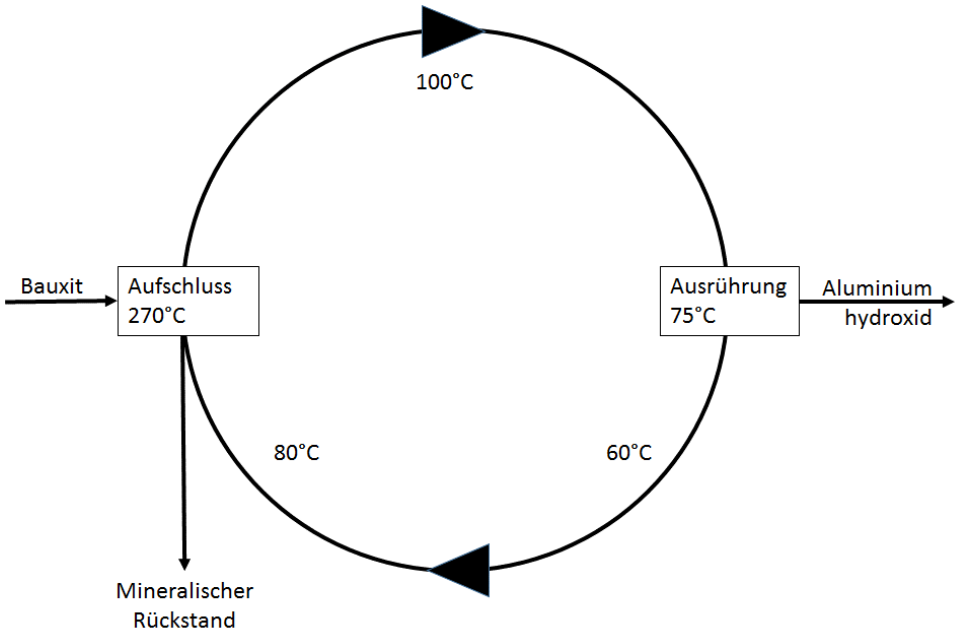
Die verbleibende Natriumaluminatlauge wird durch Absenkung des Drucks abgekühlt („Entspannungsverdampfen"). Die dabei freiwerdende Energie wird zum Vorheizen der Bauxit-Suspension genutzt. Das bei der Entspannung entstehende Kondensat (75 % der Gesamtkondensatmenge) wird zur Auswaschung des Rotschlamms (s. o.) und des Aluminiumhydroxids verwendet (AOS 2017a).

In Druckfiltrationsanlagen werden Verunreinigungen aus der Natriumaluminatlauge entfernt. Durch die Zugabe von Aluminiumhydroxid-Impfkristallen zur gereinigten Lauge fällt beim Ausrühren und weiteren Abkühlen Aluminiumhydroxid aus („Tonerdehydrat"). Das Aluminiumhydroxid wird mit Vakuumfiltern von der Reinlauge getrennt, die im Verfahren erneut eingesetzt werden kann. Das Aluminiumhydroxid wird abschließend mit Kondensatwasser (s. o.) gewaschen. (AOS 2017a)

Aluminiumhydroxid wird filterfeucht in einer Lagerhalle gelagert und verkauft oder vor dem Verkauf getrocknet. Das in Trocknungsanlagen verarbeitete Aluminiumhydroxid wird in Silos gelagert.

Abbildung 72 zeigt das Temperaturprofil im Bayer-Aufschlussverfahren.

**Abbildung 72: Temperaturprofil des Bayer-Verfahrens**




Quelle: Ökopol, basierend auf AOS (2017a)

**Wirbelschichtverfahren zur Aluminiumoxid-Herstellung aus Aluminiumhydroxid**

Das im Bayer-Verfahren gewonnene Aluminiumhydroxid wird mit Hilfe von Erdgasbrennern bei etwa 1.000 °C in drei Wirbelschichtanlagen kalziniert. Durch den Kristallwasserentzug entsteht Aluminiumoxid ($Al_2O_3$). Der Energieverbrauch beträgt etwa 3,0 GJ/t Aluminiumoxid. (AOS 2017a)

#### 2.26.1.3 Einsatzstoffe

Als Rohstoff kommt Bauxit zum Einsatz.

#### 2.26.1.4 Brennstoffe

Es liegen keine Informationen über die eingesetzten Brennstoffmengen vor.

#### 2.26.1.5 Abfälle

Als quecksilberhaltige Abfälle entstehen zum einen elementares Quecksilber und zum anderen quecksilberhaltiger Rotschlamm. Informationen über die Entsorgung von Schlämmen aus der Abwasserbehandlung liegen nicht vor.

### 2.26.2 Anlagenbestand und Produktion

In Deutschland ist eine Anlage mit Bayer-Verfahren und Wirbelschicht-Kalzinierung sowie angeschlossener Deponie in Betrieb. Die Anlage produziert jährlich etwa 1.050.000 Mg Aluminiumoxid. Der Gas-Energieverbrauch zur Herstellung einer Tonne Aluminiumoxid liegt bei etwa 7,0 GJ. (AOS 2017a)

Weitere Standorte zur Bauxitverarbeitung nach dem Bayer-Verfahren sind in Deutschland nicht mehr in Betrieb; die zugehörigen Rotschlammdeponien sind als mögliche Quecksilber-Altlasten verblieben. Standorte befinden sich z. B. in Schwandorf (Nabwerk, bis 1993, Kapazität $Al_2O_3$ in 1960er Jahren: 140.000 t/a, Volumen 3 Deponien: 3.640.000 $m^3$), Lünen (Lippewerk, $Al_2O_3$–Kapazität: 440.000 t/a), Bergheim (NRW) und Lauta (Lausitz, 12 Mio. Mg Rotschlamm) (Westfalenpost 2010).

### 2.26.3 Quecksilbereintrag

Der Quecksilbereintrag in der Aluminiumhydroxidherstellung nach dem Bayer-Verfahren hängt vom Quecksilbergehalt des Aluminiumerzes Bauxit ab. Weitere Einträge könnten durch die eingesetzte Natronlauge und das Erdgas zur Wärmeerzeugung erfolgen. Der Quecksilbereintrag in die nachfolgende Wirbelschicht-Kalzinierung ist vom Quecksilbergehalt im eingesetzten Aluminiumhydroxid abhängig.

Weitere relevante Quecksilbereinträge könnten durch die Erhitzung der Salzlauge und der Wirbelschichtöfen mit quecksilberhaltigen Brennstoffen, insbesondere Kohle erfolgen; dies ist in Deutschland jedoch nicht der Fall, da ausschließlich quecksilberarmes Erdgas eingesetzt wird. (AOS 2017a)

Tabelle 181 berechnet in Zeile 1 den Quecksilbereintrag für die recherchierte Bandbreite von Quecksilbergehalten in Bauxit und in Zeile 2 den Quecksilbereintrag anhand des vom Betreiber genannten Mittelwertes der Bauxitanalysen (70 ppb). Die mögliche Schwankungsbreite liegt zwischen 50 und 5.000 kg/a. Auf Basis betrieblicher Quecksilberanalysen (AOS 2017b) ergibt sich ein Quecksilbereintrag von etwa 170 - 180 kg/a.

**Tabelle 181: Quecksilbereintrag über Rohstoffe in die Aluminiumherstellung**

| Nr. | Input-Bezeichnung | Input [Mio. Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Bauxit | 2.500.000 | 0,02 | 2,00 | 50 | 5.000 |
| 2 | Bauxit | 2.500.000 | 0,07 | 0,07 | 175 | 175 |

Zeile 1 Hg Min A/Max B: (Mimna et al. 2011, S. 903)
Zeile 2 Hg Min A/B: (AOS 2017b)

### 2.26.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.26.4.1 Co-Benefit

Die wesentliche Abscheidung von Quecksilber bei der Aluminiumhydroxidherstellung mit dem Bayer-Verfahren erfolgt bei der Kondensation des Wasserdampfes, der bei der Laugenkühlung entsteht.

Der Abscheidegrad hängt von der Temperatur der Dampfkondensation ab.

Bei der Aluminiumoxidherstellung (Kalzinierung) im Wirbelschichtverfahren wird im Einsatzstoff enthaltenes Quecksilber durch die hohen Temperaturen vollständig ausgetrieben (kein Co-Benefit).

#### 2.26.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Es liegen keine Informationen über die Anwendung spezifischer Quecksilberminderungstechniken bei der Herstellung von Aluminiumhydroxid oder der Kalzinierung zu Aluminiumoxid vor.

### 2.26.5 Quecksilberaustrag

Bei der Aluminiumoxidherstellung können Quecksilberausträge über Abluft, Abwasser, Abfall und über das Produkt erfolgen (vgl. Tabelle 182).

**Tabelle 182: Quecksilberausträge der Aluminiumhydroxid-Herstellung**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Bayer-Verfahren | Abgas der Aluminiumhydroxidherstellung (Kondensat-Abgas). |
| | Kalzinierung | Im Aluminiumhydroxid verbliebenes Quecksilber wird aufgrund der hohen Temperaturen der Kalzinierung vollständig über die Abluft emittiert. |
| Wasser | Wäscherabwasser | Abwasser fällt bei nassen Abgasreinigungsverfahren an.<br>Es wird vor der Ableitung gereinigt. |
| | Überschuss-wasser | Deponieüberschusswasser (durch Regen eingetragen) wird behandelt und ins Gewässer abgeleitet. |
| Abfall | Quecksilber | Bei der Kondensation von Lauge im Bayer-Verfahren fällt elementares Quecksilber als Abfall an. |
| | Filterstaub | Zu klären, was mit Filterstaub der Kalzinierung erfolgt. |
| Produkt | Aluminium-hydroxid | Das Produkt kann Quecksilber enthalten. Es wird teilweise verkauft und teilweise in der Kalzinierung weiterverarbeitet. |
| | Aluminiumoxid | Nach der Kalzinierung enthält das Produkt aufgrund der hohen Temperaturen vermutlich nur noch geringe Mengen Quecksilber. |

#### 2.26.5.1 Quecksilberaustrag über den Luftpfad

Daten zu Austrägen über den Luftpfad liegen nicht vor.

#### 2.26.5.2 Quecksilberaustrag über Abfall

Tabelle 183 zeigt die im Zeitraum 2014 bis 2016 entsorgten Mengen Quecksilber-Abfall sowie den Mittelwert über diese Jahre. Der Wasser- oder Fremdstoffgehalt in der Abfallfraktion ist nicht bekannt.

Es wird von 100 % Quecksilbergehalt ausgegangen, zumal geringe Wasseranteile aufgrund der hohen Dichte von Quecksilber vernachlässigt werden können.

**Tabelle 183: Quecksilberaustrag über Abfall (Quecksilber)**

| Jahr | Output Hg-Abfall [Mg/a] | Hg-Gehalt [%] | Output Hg [Mg/a] |
|---|---|---|---|
| 2014 | 100 | 100 | 100 |
| 2015 | 140 | 100 | 140 |
| 2016 | 220 | 100 | 220 |
| **Summe** | **460** | **100** | **460** |
| **Mittelwert (2014-2016)** | **153** | **100** | **153** |

Quelle: (GAA-LG 2017a)

Tabelle 184 zeigt Quecksilberanalysen von Proben, die auf der Rotschlammdeponie (nicht im eingeleiteten Schlamm) genommen wurden.

**Tabelle 184: Quecksilberanalysen im Abfall (Rotschlamm)**

| Jahr | Hg-Gehalt im Feststoff [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] |
|---|---|---|---|
| 2010 | 0,033; 0,048; 0,055; 0,057; 0,053; 0,054; 0,05; 0,14; 0,074; 0,067; 0,064 | 0,0632 | 0,055 |
| 2013 | 0,39 | 0,39 | 0,39 |
| 2014 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| 2010-2014 | 0,033; 0,048; 0,055; 0,057; 0,053; 0,054; 0,05; 0,14; 0,074; 0,067; 0,064; 0,39; 0,07 | 0,0888 | 0,057 |

Feststoffanalysen nach DIN 16772, (GAA-LG 2017b)

Für die auf einer Deponie der Klasse 0 entsorgte Abfallmenge Rotschlamm liegt eine Bandbreite von 600.000 - 800.000 Mg/a aus drei Jahren vor. Im Rotschlamm lag der Wassergehalt zwischen 25 - 32 %. Für die Berechnung wird ein mittleres Abfallaufkommen (700.000 Mg/a) und ein mittlerer Wassergehalt (28 %) angenommen.

Tabelle 185 zeigt die Berechnung des Quecksilberaustrags über Rotschlammabfall. Basierend auf den Angaben und Annahmen werden jährlich zwischen 25 - 55 kg Quecksilber über den Rotschlamm ausgetragen, unter der Voraussetzung, dass der Rotschlamm auf der Deponie den gleichen Quecksilbergehalt aufweist wie die Einleitungen und keine Verdampfungen auf der Deponie erfolgt sind.

**Tabelle 185: Quecksilberaustrag über Abfall (Rotschlamm)**

| Bezeichnung | Output Abfall (feucht) [Mg/a] | $H_2O$-Gehalt [%] | Output Abfall (trocken) [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Rotschlamm | 700.000 | 28 | 504.000 | 0,057 | 0,0888 | 28,7 | 44,8 |
| Rotschlamm | 850.000 | 28 | 612.000 | 0,090 | 0,0900 | 55,1 | 55,1 |

Zeile 1 Output Abfall (feucht): Mittelwert aus Schwankung von 600.000 bis 800.000 Mg in drei Jahren (GAA-LG 2017a), $H_2O$-Gehalt: Mittelwert aus Angabe 25 - 32 % (GAA-LG 2017a); Mittel A: Medianwert/Mittel B: Mittelwert aus 13 Feststoff-analysen nach DIN 16772 (2010/2013/2014) (GAA-LG 2017b)
Zeile 2 Output Abfall und Hg Mittel (AOS 2017), $H_2O$-Gehalt: Mittelwert aus Angabe 25 - 32 % (GAA-LG 2017a);

#### 2.26.5.3 Quecksilberaustrag über Abwasser

Es liegen keine Abwasserdaten der Anlage vor.

Abwasseranalysen liegen von der Deponie für das Überschusswasser vor. Die jährlichen Proben aus fünf Jahren weisen im Deponieablauf jeweils Werte unter der Bestimmungsgrenze (0,005 µg/l) aus. (NLWKN 2017)

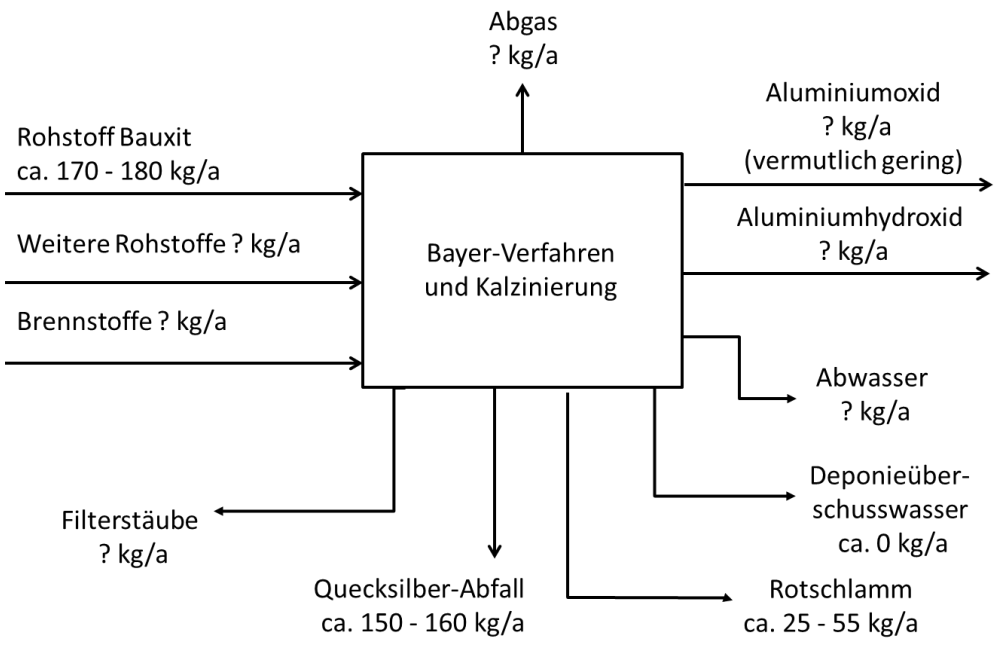
#### 2.26.5.4 Quecksilberaustrag über Produkte

Quecksilberanalysen von Aluminiumhydroxid und Aluminiumoxid liegen bisher nicht vor.

### 2.26.6 Gesamtbetrachtung

Abbildung 73 zeigt die Quecksilberbilanz der Aluminiumoxidherstellung als Ergebnis der getroffenen Annahmen. Für den Austrag über das Abwasser konnten aufgrund nicht bekannter Abwasservolumina zwar keine Hg-Massenströme ermittelt werden, die Messdaten zu den Abwasserkonzentrationen zeigten aber sehr geringe Werte, so dass die über die diesen Pfad freigesetzten Hg-Mengen als gering eingeschätzt werden.

**Abbildung 73: Quecksilberbilanz für die Aluminiumoxidherstellung im Jahr 2016 bezogen auf eine Produktion von 1,050 Mio. Mg Aluminiumoxid**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Aluminiumoxidherstellung.

**Tabelle 186: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Herstellung von Aluminiumoxid**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 1 |
| Output Luftemissionen | 6 |
| Output Hg-Abfall | 6 |
| Output Rotschlamm | 1 |
| Output Abwasser | 1 |
| Output Produkt | 6 |

## 2.27 Chemische Industrie Titandioxidproduktion (IED – Nr. 4.2e)

### 2.27.1 Anlagenbeschreibung

Die Anlagen sind gemäß 4. BImSchV Nr. 4.1.22 genehmigt:

> *„Anlagen zur Herstellung von Stoffen oder Stoffgruppen durch chemische, biochemische oder biologische Umwandlung in industriellem Umfang, ausgenommen Anlagen zur Erzeugung oder Spaltung von Kernbrennstoffen oder zur Aufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe, zur Herstellung von(…) anorganische Grundchemikalien (…) im Verbund, bei denen sich mehrere Einheiten nebeneinander befinden und in funktioneller Hinsicht miteinander verbunden sind (integrierte chemische Anlagen)“*

Titandioxid wird entweder mit dem Sulfatverfahren oder dem technisch anspruchsvolleren Chloridverfahren hergestellt. Beide Verfahren unterscheiden sich wesentlich und werden daher nachfolgende separat beschrieben (BREF LVIC 2007; Uni Bayreuth 2017).

#### 2.27.1.1 Chloridverfahren

Für das Chloridverfahren kann eine breite Bandbreite von titanhaltigen Erzen einschließlich Rutil ($FeTiO_2$), eingesetzt werden. Höhere Erzkonzentrationen werden bevorzugt, um Chlorverluste zu minimieren, die sich durch Verunreinigungen, wie z. B. Eisen ergeben. In den vergangenen Jahren wurden aus Kostengründen statt des Rutils bevorzugt Ausgangsmaterialien verwendet, deren $TiO_2$-Gehalt durch technische Prozesse erhöht wurde, z. B. Schlacke aus der Elektroreduktion des Ilmenits oder synthetisches Rutil, aus dem Metalle, insbesondere Eisen, mit gelöster Säure gelaugt wurden. Diese Prozesse erfolgen i. d. R. am Ort der Erzförderung außerhalb Deutschlands, genauso wie Trocknungsvorgänge bei relativ feuchtem Ausgangsmaterial.

Die Erze werden zusammen mit Koks und Chlorgas zu bei ca. 1.000 °C zu Titantetrachlorid umgesetzt (Chlorierung):

$$1\ TiO_2 + 3C + 4Cl_2 \rightarrow 2TiCl_4 + 2CO + CO_2$$

Verunreinigungen, wie z. B. Eisenoxid reagieren auf ähnliche Art und Weise:

$$FeO + Cl_2 + C \rightarrow FeCl_2 + CO$$

Dieser Umweg ist erforderlich, da im natürlich vorkommenden Rutil Eisenoxide und Chromoxide gelöst sind und diese die Farbe stark beeinflussen. Dieser Prozess ist somit eine Reinigung, um weißes $TiO_2$ zu erhalten.

Rückstände verbleiben im Reaktor und werden periodisch ausgeräumt.

Anschließend wird in einem zweiten Schritt das flüssige Titantetrachlorid bei 900 -2.000 °C mit Sauerstoff pyrolysiert:

$$TiCl_4 + O_2 \rightarrow TiO_2 + 2Cl_2$$

Dieser Schritt erfolgt entweder in einem Plasma-Lichtbogenofen oder in einem toluolbefeuerten Ofen mit Sauerstoffeinblasung.

Der Oxidationsprozess dient auch zur Steuerung der Kristallgröße, um das Produkt als Pigment nutzbar zu machen. Als Hilfsstoffe werden Aluminium und Alkali-Metalle eingesetzt. Das Chlor wird in den Prozess zurückgeführt.

Die CO-haltigen Abgase aus dem Chlorierungsprozess werden in einem zweistufigen Wäscher gereinigt. In der ersten neutralen Stufe wird HCl ausgewaschen, das beim Einsatz von demineralisiertem Wasser vermarktet werden kann, in einer zweiten alkalischen Stufe wird Restchlor aus dem Reaktionsprozess abgeschieden. Zur Oxidation von CO und COS (Carbonylsulfid) werden thermische Konverter eingesetzt.

#### 2.27.1.2 Sulfatverfahren

Für das Sulfatverfahren werden als Erze in der Regel das relativ niedrig konzentrierte Ilmenit ($FeTiO_3$) oder titanhaltige Schlacken aus der Elektroreduktion des Ilmenits eingesetzt.

In dem Prozess wird Schwefelsäure verwendet, um das vorbehandelte Titandioxid-Erz aufzuschließen. Der Vorgang kann sowohl kontinuierlich oder im Batch-Betrieb vorgenommen werden, wobei letzterer aufgrund der höheren Effizienz in europäischen Anlagen die Regel ist. Das Ilmenit oder die Schlacke bzw. eine Mischung aus beiden wird zunächst in

hochkonzentrierter Schwefelsäure aufgeschlossen. Dieser exotherme Vorgang findet bei ca. 180 °C bis 240 °C statt:

$FeTiO_3 + 2\ H_2SO_4 \rightarrow TiOSO_4 + 2\ H_2O + Fe\ SO_4$

Die aus dem Prozess abgesaugte Abluft enthält abhängig vom Ausgangsmaterial Staub, Schwefeldioxide, Schwefeltrioxid und Säuredämpfe. Die Abgasreinigung erfolgt mit Hilfe eines mehrstufigen Wäschersystems.

In einem weiteren Schritt werden gelöste Stoffe durch Fällung und Flockung abgetrennt, mit Kalk neutralisiert und als Reststoffe entsorgt. Weiterhin wird Eisensulfat als Nebenprodukt abgeschieden. Die verbleibende Lösung wird über Filter weiter gereinigt und durch Verdampfung aufkonzentriert.

In einem nächsten Schritt wird das Titansulfat mit Dampf hydrolysiert:

$TiOSO_4 + 2\ H_2O \rightarrow TiO(OH_2) + 2\ H_2SO_4$

Anschließend erfolgt eine Fällung des hydrierten $TiO_2$ durch Kochen und anschließender Abkühlung auf 60 °C, danach wird das $TiO_2$ abgefiltert.

Die gebrauchte Säurelösung (20 – 25 % $H_2SO_4$) mit gelösten Salzen wird entweder recycelt oder mit Kalk neutralisiert. Dabei entsteht Gips, der vermarktet oder wenn dies nicht möglich ist, deponiert wird.

Das $TiO_2$ wird einem weiteren Reinigungsprozess mit $H_2SO_4$ zugeführt, anschließend gewaschen und entwässert.

Daraufhin erfolgt die Kalzinierung in Drehrohröfen, in denen die Pulpe in Gegenstromrichtung zu den Verbrennungsgasen geführt wird. Wasser und Schwefeloxide werden dabei ausgetrieben. Letzte Prozessschritte sind Abkühlung, Mahlen, Waschen, Trocknen, Vermahlen und Abpacken.

$SO_3$ im Abgas des Kalzinierungsprozesses wird im Elektrofilter abgeschieden, $SO_2$ wird entweder mit Wäschern abgereinigt oder zu $SO_3$ oxidiert und absorbiert, um Schwefeldioxid zu erzeugen, das wieder im Prozess eingesetzt wird.

Wenn gebrauchte Schwefelsäure nicht im Prozess recycelt werden kann, wird sie wie oben schon ausgeführt, neutralisiert. Dabei fallen erhebliche Mengen an Abwasser an.

### 2.27.2 Anlagenbestand und Produktion

Titandioxid wird in Deutschland an vier Standorten produziert: in Leverkusen (Chlorid- und Sulfatprozess, Uerdingen (Sulfatprozess), in Duisburg-Homberg (Sulfatprozess) und in Nordenham (Sulfatprozess) (BREF LVIC 2007). Die Produktionskapazitäten lassen sich der Tabelle 187 entnehmen und liegen für den Sulfatprozess bei 445.00 Mg/a und für den Chloridprozess bei 100.00 Mg/a.

**Tabelle 187: Produktionskapazitäten der Anlagen zur Erzeugung von Titandioxid in Deutschland**

| Nr. | Firma | Standort | Produktions-kapazität TiO2 [Mg/a] | Quelle |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Kronos Titan | Leverkusen | 130.000 | (BREF LVIC 2007) |
| 2 | Kronos Titan | Nordenham Blexen | 75.000 | (Lohe 2017) |
| 3 | Venator ehem. Sachtleben | Krefeld Uerdingen | 240.000 | (Oelkrug 2012) |
| 4 | Venator ehem. Sachtleben | Duisburg | 100.000 | (RP Online 2015) |
| **5** | **Summe** | | **545.000** | |

* davon 30.000 Mg/a Sulfatprozess

Da die deutschen Produktionsanlagen in den vergangenen Jahren gut ausgelastet waren, wird, solange keine genaueren Produktionsdaten vorliegen, davon ausgegangen, dass die Produktion der Kapazität der Anlagen entspricht.

### 2.27.3 Quecksilbereintrag

Zum Quecksilbereintrag in die Titandioxidproduktion liegen keine quantitativen Daten von Betrieben vor. Konzentrationen zu den Hg-Gehalten in den verwendeten Ausgangsstoffen wurden bisher in der Literatur nicht gefunden.

Die Ausgangsmaterialien werden nicht in Deutschland vorbehandelt, sondern in den Ländern, in denen die Erze gewonnen werden. Dies erfolgt beim Chloridverfahren entweder in einem Hochofen, um das Eisenerz auszuschmelzen oder auf chemischem Weg über Dünnsäureextraktion. Beim Sulfatverfahren ist dies ähnlich: Ein hoher Anteil der Einsatzstoffe besteht aus titanhaltigen Schlacken aus der Elektroreduktion des Ilmenits, die nicht in Deutschland erfolgt (BREF LVIC 2007).

Somit werden in beiden Prozessen in erheblichen Mengen Ausgangsstoffe eingesetzt, die Prozesse durchlaufen haben, die aufgrund der dabei auftretenden hohen Temperaturen bereits zu einer Austreibung des Quecksilbers geführt haben dürften.

Es ist daher davon auszugehen, dass über die Erze keine wesentlichen Quecksilbermengen in den Titandioxidprozess eingetragen werden.

Ein wesentlicher Eintragspfad besteht insbesondere beim Sulfatverfahren über die eingesetzte Schwefelsäure. Wird Abfallsäure aus der Nichteisenmetallindustrie im Prozess verwendet, kann dies aufgrund der Konzentrationen an Hg von bis zu 0,5 mg/kg zu erheblichen Einträgen führen.

Der Anteil des Sulfatverfahrens an der Gesamtproduktion von $TiO_2$ in Deutschland beträgt ca. 76 % (BREF LVIC 2007). Damit ergibt sich bei einer angenommenen Gesamtproduktion von 430.000 Mg/a ein Anteil durch das Sulfatverfahren von ca. 330.000 Mg/a sowie etwa 100.000 Mg/a für das Chloridverfahren.

Das BVT-Merkblatt nennt als spezifischen Schwefelsäureverbrauch einen Mittelwert von 2.362 kg/Mg, bei einer Spannbreite von 956 bis 3.740 kg/Mg $TiO_2$.

Eine Behördenabfrage ergab die in der Tabelle 188 genannten Ergebnisse. Da entweder keine oder nur sehr ungenaue Angaben zu den Hg-Gehalten in der eingesetzten Schwefelsäure vorliegen, lässt sich der Hg-Eintrag über die Schwefelsäure nicht quantifizieren.

**Tabelle 188: Ergebnisse der Behördenabfragen zu Anlagen in der deutschen Titandioxidindustrie**

| | Firma | Standort | Ergebnis der Abfrage |
|---|---|---|---|
| 1 | Kronos Titan | Leverkusen | Angaben zu Hg-Gehalten in der Schwefelsäure liegen nicht vor. |
| 2 | Kronos Titan | Nordenham Blexen | Die Firma bezieht ihre Schwefelsäure aus der benachbarten Zinkhütte. Angaben zu Hg-Gehalten in der Schwefelsäure liegen nicht vor. |
| 3 | Venator ehem. Sachtleben | Krefeld Uerdingen | Im Jahr 2017 stammte eine Schwefelsäurecharge aus einem Betrieb der NE-Metallindustrie. Der Hg-Gehalt dieser Lieferung wurde mit < 1 mg/kg angegeben. Ob der Lieferant ausschließlich aus der NE-Metallindustrie seine Schwefelsäure bezieht, konnte nicht in Erfahrung gebracht werden. |
| 4 | Venator ehem. Sachtleben | Duisburg | Es werden nur Schwefelsäuren aus eigener Produktion eingesetzt; der Hg-Gehalt liegt bei bei < 1 mg/kg |

Quellen: (Behördenabfrage 2018)

## 2.27.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

### 2.27.4.1 Co-Benefit

In der Titandioxidproduktion werden bei beiden Produktionsverfahren zur Abgasbehandlung Wäscher eingesetzt, die Quecksilber mit abscheiden können.

### 2.27.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Spezifische Quecksilberminderungstechniken zur Abscheidung von luftseitig emittiertem Quecksilber kommen bei der Titandioxidproduktion nicht zum Einsatz. Auch im Bereich der Abwasserbehandlung werden keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken eingesetzt.

## 2.27.5 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus der Titandioxidproduktion erfolgen insbesondere über die in Tabelle 189 angegeben Pfade:

**Tabelle 189: Quecksilberausträge bei der Titandioxidproduktion**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Abgasbehandlung | |
| Wasser | Abwasserbehandlung | Insbesondere beim Sulfatverfahren aufgrund der hohen Abwassermengen |
| Abfall | Rückstände aus dem Erzaufschluss beim Sulfatverfahren<br>Reststoffe aus der Abwasserbehandlung insbesondere beim Sulfatverfahren<br>Beim Chloridverfahren feste Abfälle, z. B. Rückstände aus dem Reaktor bei der Chlorierung | Da bei Chloridverfahren keine Schwefelsäure eingesetzt wird, ist davon auszugehen, dass die Abfälle wenig Quecksilber enthalten. |
| Produkt | Titandioxid | |

Angaben zu Quecksilber in Stoffen, die aus dem Prozess ausgetragen werden, liegen nur für den Abwasserpfad vor. Das BVT-Merkblatt nennt für das Chloridverfahren Konzentrationen von 0,2 µg/l bzw. 8,56 mg/Mg $TiO_2$ und für das Sulfatverfahren 8,9 µg/l bzw. 310 mg/Mg $TiO_2$. Der Grund für die wesentlich höhere Konzentration im Abwasser des Sulfatverfahrens wird durch Einträge über Hg-haltige Schwefelsäure vermutet. (BREF LVIC 2007)

Eine Abfrage bei den für die vier deutschen Produktionsanlagen zuständigen Wasserbehörden ergab das in der Tabelle 190 dargestellte Ergebnis. Für die Quecksilberemissionen der drei Anlagen in Deutschland, für die Messwerte über der Bestimmungsgrenze vorlagen, ergibt sich eine Fracht für das Jahr 2016 von 3,2 kg. Bei der vierten Anlage lagen alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze. Dies lag allerdings mit 0,6 µg/l relativ hoch. Für die Bilanz wurden für diese Anlage keine Abwasseremissionen angesetzt.

Aus den über die Behördenabfrage übermittelten Daten lässt sich auch entnehmen, dass die jährliche Abwassermenge bei allen Anlagen relativ hoch ist. Sie liegt je nach Anlagengröße zwischen 10 und 40 Mio. $m^3$.

**Tabelle 190: Ergebnisse der Behördenabfragen zu Anlagen in der deutschen Titandioxidindustrie**

| | Firma | Standort | Ergebnis der Abfrage |
|---|---|---|---|
| 1 | Kronos Titan | Leverkusen | Von der Behörde wurden Hg-Konzentrationswerte im Abwasser für 10 Monate sowie Daten zu Abwasservolumina zur Verfügung gestellt. Daraus wurde für das Jahr 2016 eine Fracht von 1,24 kg berechnet |
| 2 | Kronos Titan | Nordenham Blexen | Im Jahr 2006 lagen alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l. |
| 3 | Venator ehem. Sachtleben | Krefeld Uerdingen | Die auf dem Abwasserpfad in 2016 freigesetzte Quecksilberfracht lag bei 0,26 kg/a. Die Konzentrationen lagen i. d. R. unter 0,5 µg/l. |
| 4 | Venator ehem. Sachtleben | Duisburg | Frachten über das Abwasser lassen sich schwer quantifizieren, da bis auf eine Ausnahme alle Messergebnisse der Eigenüberwachung im Jahr 2016 unter der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l lagen. Basierend auf dem Messwert von 0,5 µg/l ergab eine Berechnung, bei der alle anderen Monatswerte mit 0 µg/l angesetzt wurden, eine Fracht von 1,7 kg Hg/a. |

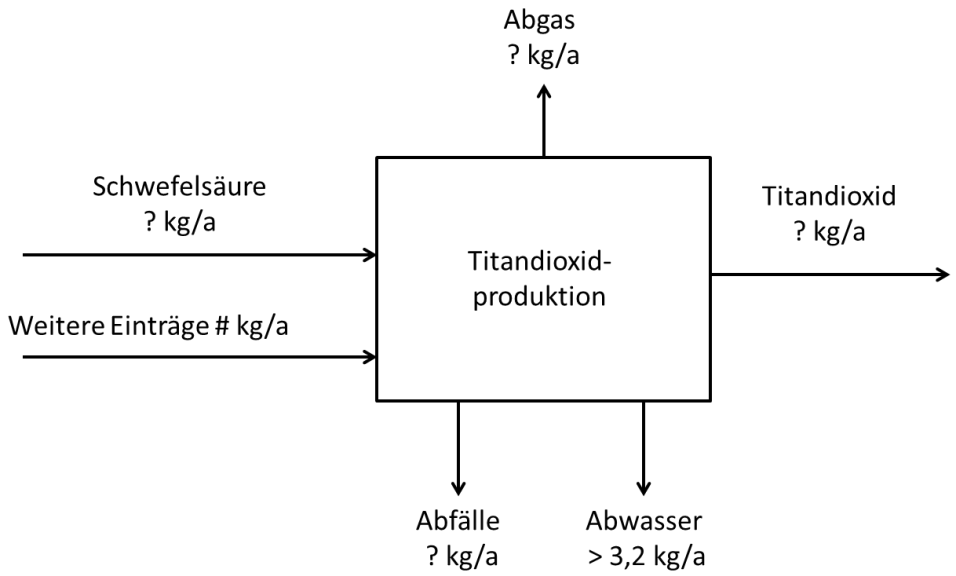
Quellen: (Behördenabfrage 2018)

Emissionsmessungen im Abgasstrom von Titandioxidproduktionsanlagen liegen nicht vor. Quecksilberemissionen könnten insbesondere beim Aufschluss der Titandioxiderze mit Schwefelsäue entstehen, da bei diesem Vorgang Temperaturen von 180 - 240 °C auftreten. Eine weitere Emissionsquelle kann der Kalzinierungsvorgang darstellen (siehe Kap. 2.27.1.2).

### 2.27.6 Gesamtbetrachtung

Eine Gesamtbetrachtung ist derzeit aufgrund der unzureichenden Datenlage nur sehr lückenhaft möglich. Es lässt sich lediglich ein Austrag über den Abwasserpfad von 3,2 kg für das Jahr 2016 bilanzieren (siehe hierzu Abbildung 74).

**Abbildung 74: Quecksilberbilanz Titandioxidproduktion im Jahr 2016**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Titandioxidproduktion.

**Tabelle 191: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Titandioxidproduktion**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 6 |
| Output Abwasseremissionen | 2 |
| Output Abfälle | 6 |
| Output Produkt Titandioxid | 6 |

## 2.28 Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen (IED 6.11)

### 2.28.1 Anlagenbeschreibung

Die meisten der großen Industriekläranlagen behandeln organisch belastete Abwasserströme mit klassischen Klärtechniken, wie sie prinzipiell auch in kommunalen Kläranlagen zu finden sind (Bez. Reg. Düsseldorf 2017c).

Diese Kläranlagen bestehen aus

- Ggf. Vorklärbecken mit Sedimentation,
- Belebungsbecken,
- Nachklärbecken,
- Schlammbehandlung im Faulturm.

Liegen anorganisch belastete Abwässer vor, werden diese in chemisch physikalischen Abwasserbehandlungsanlagen gereinigt, die mit den Stufen

- Neutralisation,
- Fällung, Flockung,
- Sedimentation,
- Nachklärung

ausgerüstet sind.

### 2.28.2 Anlagenbestand

Aussagen über den Anlagenbestand lassen sich nicht machen. Es existiert eine Vielzahl von Anlagen zur Abwasserbehandlung mit sehr unterschiedlichen Behandlungskapazitäten. Darunter sind Anlagen mit sehr großen Abwasservolumina. In Krefeld-Uerdingen wird beispielsweise von der Firma Currenta eine biologische Abwasserbehandlungsanlage betrieben, die einen Abwasservolumenstrom von ca. 160 Mio. $m^3$/a aufweist (Tebert et al. 2016a).

### 2.28.3 Quecksilbereintrag

Der Quecksilbereintrag erfolgt über die zu behandelnden Abwässer aus einer Vielzahl unterschiedlicher chemischer Prozesse (teilweise auch Abwässer aus der Rauchgaswäsche). Quecksilbermessungen erfolgen häufig nur am Auslauf der Kläranlage. Prinzipiell können die Konzentrationen sehr unterschiedlich ausfallen.

In einigen Fällen werden in solche Anlagen auch Abwässer eingeleitet, die zuvor einer spezifischen Behandlung unterzogen wurden. So werden beispielsweise die Abwässer aus der Rauchgasreinigung der Sonderabfallverbrennungsanlage der Currenta in Krefeld-Uerdingen mittels Schwermetallfällung vorbehandelt, bevor sie in die zentrale Betriebskläranlage der Firma eingeleitet werden (Tebert et al. 2016a).

### 2.28.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.28.4.1 Co-Benefit

Durch die Schlammfällung sowohl in biologischen als auch in chemisch-physikalischen Stufen wird partikelgebundenes Quecksilber mit abgeschieden.

#### 2.28.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Spezifische Quecksilberminderungstechniken werden in Industriekläranlagen i. d. R. nicht eingesetzt.

### 2.28.5 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus Industriekläranlagen erfolgen insbesondere über die in Tabelle 192 angegeben Pfade:

**Tabelle 192: Quecksilberaustrag aus Industriekläranlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | - | Kein Austrag |
| Wasser | Abwasser | i. d. R. als Direkteinleitung |
| Abfall | Schlämme | |
| Produkt | - | |

In einer zentralen Industriekläranlage findet eine Vermischung von mit Quecksilber weitgehend unbelasteten und stärker belasteten Abwässern statt. Die Quecksilberkonzentrationen am Ablauf von großen Industriekläranlagen liegen häufig unter der Nachweisgrenze. Die Nachweisgrenzen für Schwermetalle in der Abwasseranalytik für Kläranlagen konnten in den vergangenen Jahren erheblich gesenkt werden. So liegt beispielsweise die Bestimmungsgrenze für Quecksilber bei Messungen im Abwasser verschiedener Anlagen in NRW bei 2,5 ng/l (Behördenabfrage 2018).

Tabelle 193 nennt für das Jahr 2016 exemplarisch die Konzentrationen und Frachten von Anlagen in NRW, die direkt in einen Vorfluter einleiten. Es wurden nur solche Anlagen ausgewählt, deren Hg-Fracht bei 0,1 kg oder höher liegt. Nicht in der Tabelle enthalten sind Kohlekraftwerke. Diese werden im Kap. 2.6.6 berücksichtigt. Bei allen Anlagen in der Tabelle 193 handelt es sich um Anlagen der Chemischen Industrie. Werden die Einleitungen von Kohlekraftwerken nicht berücksichtigt, machen diese Anlagen 93 % der gesamten Hg-Fracht aus, die in NRW über Direkteinleiter in Vorfluter gemeldet wurde.

**Tabelle 193: Quecksilberausträge von Abwasserbehandlungsanlagen in NRW mit einer eingeleiteten Fracht größer 0,1 kg.**

| Firma | Standort | Konz Min [ng/l] | Konz Max [ng/l] | Konz Mittel [ng/l] | Fracht [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| Solvay, Rheinberg | Rheinberg | 12 | 50 | 31 | 0,16 |
| Solvay, Rheinberg | Rheinberg | 2,5 | 37 | 22 | 0,14 |
| Solvay, Rheinberg | Rheinberg | 43 | 500 | 263 | 9,15 |
| Solvay, Rheinberg* | Rheinberg | 12 | 50 | 31 | 0,16 |
| Evonik Degusa GmbH, Chemiepark Marl | Marl | 55 | 350 | 226 | 2,40 |
| Vft Rütgers Chemicals | Castrop-Rauxel | 130 | 5.300 | 1.156 | 0,68 |
| **Summe** | | | | | **13,1** |

Quelle: (Behördenabfrage 2018)

Die Schlämme aus der Abwasserbehandlung werden in der Regel einer Klärschlamm-verbrennungsanlage geführt. Größere Industriebetriebe weisen eigene Industrie-Klärschlammverbrennungsanlagen auf.

### 2.28.6 Gesamtbetrachtung

Eine Gesamtbetrachtung ist aufgrund noch nicht vorliegender Daten derzeit nicht möglich.

**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die industrielle Abwasserbehandlung.

**Tabelle 194: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Herstellung von Aluminiumoxid**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Abwasser | 4 |

## 2.29 Abfallverbrennungsanlagen (IED 5.2a) – Hausmüllverbrennungsanlagen

### 2.29.1 Anlagenbeschreibung

Hausmüllverbrennungsanlagen sind gemäß der 4. BImSchV Nr. 8.1.1.3 genehmigt:

> *„Anlagen zur Beseitigung oder Verwertung fester, flüssiger oder in Behältern gefasster gasförmiger Abfälle, Deponiegas oder anderer gasförmiger Stoffe mit brennbaren Bestandteilen durch thermische Verfahren, insbesondere Entgasung, Plasmaverfahren, Pyrolyse, Vergasung, Verbrennung oder eine Kombination dieser Verfahren mit einer Durchsatzkapazität von 3 Tonnen nicht gefährlichen Abfällen oder mehr je Stunde“*
> (4. BImSchV 2017a)

Hausmüllverbrennungsanlagen lassen sich wie folgt beschreiben (Bilitewski et al. 2009): In den Anlagen werden überwiegend Abfälle aus Haushalten einschließlich Sperrmüll sowie hausmüllähnliche Gewerbeabfälle verbrannt. Die Genehmigungsbescheide für Hausmüllverbrennungsanlagen erlauben darüber hinaus häufig auch die Verbrennung von bestimmten gefährlichen Abfällen.

Nach der Anlieferung wird der Abfall in den Bunker abgekippt. Sperrmüll wird ggf. in einem separaten Bereich vorzerkleinert. Im Bunker wird der Abfall zwischengelagert und es erfolgt eine Vermischung durch den Aufgabekran. Hierdurch soll ein möglichst gleichmäßiger Heizwert der Abfälle erreicht werden. Weiterhin dient der Abfallbunker als Puffer, da die Anlieferung diskontinuierlich, die Beschickung der Verbrennungsanlage jedoch kontinuierlich erfolgt.

Meist stehen mehrere Verbrennungslinien zur Verfügung. Mit einem Kran wird der Abfall in einen Einfülltrichter aufgegeben und gelangt anschließend auf den Verbrennungsrost. Dieser ist i. d. R. als Vorschub- oder Rückschub-Walzenrost ausgeführt. Um einen möglichst guten Ausbrand zu erreichen, ist ein hoher Sauerstoffüberschuss im Bereich von $\lambda$ = 1,4 bis 1,7 nötig. Die vorgewärmte Verbrennungsluft (Primärluft) wird von unten durch den Rost geführt.

Der Rost erfüllt bei der Verbrennung drei Funktionen. Zum einen wird der Abfall von der Aufgabeseite bis zum Schlackenabzug transportiert, zum anderen wird der Ausbrand des Abfalls durch Umwälzung erhöht. Ebenso wird die nötige Luftzufuhr für eine Verbrennung gewährleistet. Während des Transports über den Rost wird der Abfall getrocknet, entgast und verbrannt. Nach ca. einer Stunde ist der Abfall nahezu vollständig ausgebrannt. Die Asche wird abgezogen und i. d. R. mit Wasser im Nassentschlacker abgekühlt.

Um die entstehenden Gase vollständig zu verbrennen, ist eine Sekundärluftzuführung erforderlich. Die Verweilzeit in der Nachverbrennungszone beträgt mindestens 2 s bei Temperaturen größer 850 °C. Eine Reihe von Anlagen wird mit einer Ausnahmegenehmigung

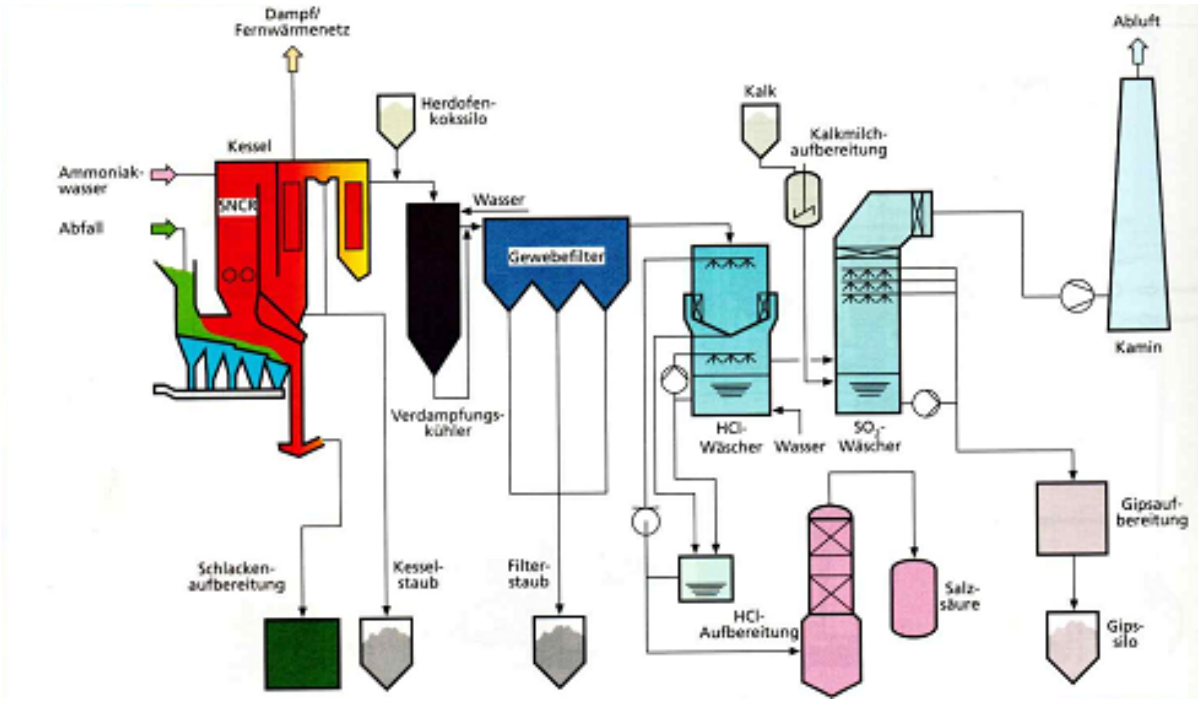
bei niedrigeren Temperaturen in der Nachbrennzone betrieben. Anschließend passieren die Abgase die Kesselzüge, in denen sie Ihre Wärme an die Kesselrohre abgeben. Dabei wird das Wasser in den Kesselrohren auf ca. 400 °C bei ca. 40 bar erhitzt. Der dabei erzeugte Dampf treibt i. d. R. eine Turbine mit Generator zur Stromerzeugung an. Alternativ oder zusätzlich werden Prozessdampf und Fernwärme erzeugt. Die meisten Abfallverbrennungsanlagen sind als KWK-Anlagen ausgelegt.

Die entstehenden Abgase werden anschließend einer Abgasreinigung unterzogen. In Deutschland betriebene Hausmüllverbrennungsanlagen weisen sehr unterschiedlichen Kombinationen von Reinigungstechniken auf. Anlagen älterer Bauart arbeiten häufig mit einer Kombination aus E-Filter, Wäscher sowie einem „Polizeifilter“ in Form eines Gewebefilters mit Aktivkohle oder Braunkohlenkoks-Eindüsung oder einem Fest- oder Wanderbettaktiv-kohlefilter. Beispielhaft ist ein Verfahrensfließbild der Abfallverbrennungsanlage Hamburg Borsigstrasse in Abbildung 75 dargestellt.

Anlagen jüngerer Bauart sind meist mit einer Kombination aus der Eindüsung von Sorbentien und einem Gewebefilter ausgerüstet. Als Sorbentien werden u. a. Kalkprodukte in trockener oder nasser Form bzw. Natriumhydrogencarbonat zur Entschwefelung und HCl-Abscheidung sowie Aktivkohle und Braunkohlenkoks zur Abscheidung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen eingesetzt.

Die Entstickung erfolgt entweder im SNCR-Verfahren oder katalytisch (SCR).

**Abbildung 75: Verfahrensfließbild der Abfallverbrennungsanlage Hamburg Borsigstrasse**




Quelle: (Thomè- Kozmiensky, Beckmann 2007)

## 2.29.2 Anlagenbestand und Verbrennungsmenge

Im Jahr 2016 waren 66 Hausmüllverbrennungsanlagen in Betrieb. Die Kapazität der deutschen Hausmüllverbrennungsanlagen ist nicht genau bezifferbar, da sie insbesondere vom Heizwert der verbrannten Abfälle sowie von der jeweiligen Vertragssituation abhängt. Im Jahr 2016 lag sie bei ca. 20 Mio. Mg. (Spohn 2015; ITAD 2017c, 2017b)

### 2.29.3 Quecksilbereintrag

Der Quecksilbereintrag in Hausmüllverbrennungsanlagen erfolgt insbesondere über die verbrannten Abfälle sowie in vernachlässigbaren Anteilen über konventionelle Zusatzbrennstoffe und Sorbentien.

Die zu Hausmüll, Sperrmüll und Gewebeabfall vorliegenden Konzentrationen an Quecksilber stammen in den allermeisten Fällen von Messungen, die deutlich älter als 10 Jahre sind (siehe Anhang). Zur Abschätzung der Gehalte in diesen Fraktionen wurden die jüngsten vorliegenden Mittelwerte für Restabfall (sowie auch für EBS) mit der ITAD diskutiert. Für den oberen Wert der Spannbreite wurde in Absprache mit der ITAD, basierend auf einem Wert von 0,8 mg/kg OS ein Wert von 1,2 mg/kg TS abgeschätzt[11]. Der Wert wurde aus einer Rückrechnung über die von der ITAD errechneten Outputmengen ermittelt.

**Tabelle 195: Quecksilbereintrag in Hausmüllverbrennungsanlagen**

| Nr. | Abfallstrom | Stoffmenge [Mg FS/a] | Wasser-gehalt | Hg Mittel A [mg/kg TS] | Hg Mittel B [mg/kg TS] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Abfälle ohne Klärschlamm | 19.700.000 | 34 % | 0,2 | 1,20 | 2.612 | 15.673 |
| 2 | Klärschlamm | 200.000 | 70 % | 0,75 | 1,0 | 45 | 59 |
| | **Gesamtsumme** | **19.900.000** | | | | 2.657 | 15.732 |

1 Stoffmenge: (ITAD 2017b); 2 Stoffmenge (ITAD 2017d); 1 Wassergehalt: (MUNLV NRW 2007); 2 Wassergehalt: (Wiechmann 2013); 1A: (LfU B 2003); 1B: (ITAD 2017d); 2A: (ABANDA); 2B: (DWA 2018)

Für Hausmüllverbrennungsanlagen ergibt sich ein Quecksilberinput von 2.540 bis 10.508 kg/a.

### 2.29.4 Verhalten von Quecksilber in Hausmüllverbrennungsanlagen

Beim Verbrennen des Abfalls verdampft das darin enthaltene Quecksilber im Feuerungsraum und in der Nachverbrennungszone nahezu vollständig zu einem metallisch vorliegenden Gas. Beim Abkühlen der Rauchgase im Temperaturbereich unter 530 °C wird das elementare Quecksilber oxidiert. Dabei wird überwiegend durch Reaktion mit dem im Rauchgas enthaltenen freien Chlor Quecksilberchlorid ($HgCl_2$) gebildet. Das Verhältnis zwischen elementarem Quecksilber und Quecksilberchlorid hängt dabei stark vom HCl-Angebot im Rauchgas ab, da die $Cl_2$-Bereitstellung über die Oxidation von HCl mit $O_2$ erfolgt (Chlor-Deacon-Reaktion). Bei Hausmüllverbrennungsanlagen mit einem hohen HCl-Gehalt im Rohgas liegt dabei das Quecksilber im Rauchgas nach dem Kessel überwiegend in ionischer Form vor. Untersuchungen an einer Hausmüllverbrennungsanlage ergaben einen Anteil von oxidiertem Quecksilber am Kesselende von ca. 75 % (Mineur 2016).

Das Verhalten von Quecksilber in der Abgasreinigung hängt stark von den eingesetzten Schadstoffminderungstechniken ab.

[11] Die Abschätzung der Spannbreite ist notwendig, da schon zu den konkreten Gewerbeabfällen, die verbrannt werden und deren Mengen keine verlässlichen Daten vorliegen. Die damit verbundenen Hg-Frachten können deshalb nur grob geschätzt oder anhand der Outputfrachten versuchsweise rückgerechnet werden.

### 2.29.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.29.5.1 Co-Benefit

In Abfallverbrennungsanlagen wird Quecksilber über folgende Abgasreinigungstechniken, die vorrangig zur Minderung von Staub, Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid betrieben werden, abgeschieden:

- Elektrofilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Gewebefilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Nasswäscher (Abscheidung von oxidiertem Quecksilber, insbesondere $HgCL_2$).

Die Abscheidegrade bei der Entstaubung hängen von der Abgastemperatur und der Wirksamkeit der Feuerung ab (Rest-Kohlenstoffgehalt im Filterstaub).

Bei der Abscheidung in Wäschern ist der Abscheidegrad abhängig vom Anteil an oxidiertem Quecksilber im Rauchgasstrom vor dem Wäscher (Tebert et al. 2016a; VDI 3927 Bl. 2 2015; BREF WI 2019).

Katalysatoren können dann zur Hg-Oxidation und damit indirekt zur Abscheidung beitragen, wenn sie vor einem Wäscher oder einer Reinigungsstufe mit Trockensorption, die z. B. als Polizeifilter eingesetzt wird, betrieben werden und zusätzlich zur NOx-Minderung freie Kapazitäten aufweisen.

#### 2.29.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Als spezifische Quecksilberminderungstechniken werden in Deutschland eingesetzt:

- Zugabe von Sorbentien, wie Aktivkohle oder Braunkohlenkoks vor einem trockenen Staubabscheider (Gewebefilter),
- Einsatz von Fest- oder Wanderbettfiltern mit Braunkohlenkoks oder Aktivkohle (VDI 3927 Bl. 2 2015),
- Zudosierung von Aktivkohle in den Wäscher (Bittig und Haep 2014),
- Zugabe von Organosulfiden in das Waschwasser (VDI 3927 Bl. 2 2015),
- Messung der Quecksilberkonzentrationen im Rohgas. Eindüsung schwefelsäuredotierter Aktivkohle bei Quecksilberspitzen (z. B. MVA Hamburg Borsigstrasse, MVA Magdeburg Rothensee) (Tebert et al. 2016a).

### 2.29.6 Quecksilberaustrag

Der Quecksilberaustrag aus Hausmüllverbrennungsanlagen erfolgt über die in Tabelle 196 genannten Pfade.

**Tabelle 196: Quecksilberausträge aus Hausabfallverbrennungsanlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornstein | |
| Wasser | Abwasser aus der Behandlung von Rauchgaswaschwasser. | Fällt nur bei zwei Anlagen in Deutschland an. Die übrigen arbeiten abwasserfrei. |
| Abfall | Rostasche | auf Deponien und in den Straßen- und Wegebau |
| | Kesselasche | |
| | Filterstäube | in den Bergversatz |
| | RGR-Produkte (Gips) | in Zementwerke, Gipsindustrie |
| | Reaktionssalze | in UTD |
| | Aktivkohle/Braunkohlenkoks | in UTD oder in Aufbereitungsanlagen |

### 2.29.6.1 Austräge über Reststoffe

Tabelle 197 zeigt die für die Bilanz angenommenen Konzentrationen in den Reststoffen von Hausmüllverbrennungsanlagen, sowie die daraus errechneten Hg-Outputströme. Die Spannbreiten für die Quecksilbergehalte der Reststoffe wurden von der ITAD zur Verfügung gestellt (Spohn 2017). Es handelt sich um eine Auswertung von Einzeldaten einiger Anlagen, so dass hierdurch nur eine grobe Abschätzung möglich ist. Eine Ausnahme bilden die Werte für die Rostaschen. Hier wurden Werte, die von der BIFA für16 Anlagen, die insgesamt 180 Messungen umfassen, zur Verfügung gestellt. Bei der Mittelwertbildung dieser Werte wurden nur solche Daten berücksichtigt, bei denen die Bestimmungsgrenze maximal 0,1 mg/kg betrug. Lagen die Werte unter der Bestimmungsgrenze, wurde die halbe Bestimmungsgrenze berücksichtigt. (BIFA 2020)

Die Abfalldatenbank ABANDA enthält ebenfalls Daten zu Schadstoffgehalten jedoch nicht differenziert nach der Art der Abfallverbrennung, d. h. in diesen Daten sind auch Aschen und Schlacken von Sonderabfall- und Klärschlammverbrennungsanlagen enthalten. Daher wurden für die Bilanzierung die Spannen der ITAD herangezogen. Insbesondere die Werte für den Abfallschlüssel 19 01 07* (feste Abfälle aus der Rauchgasreinigung) liegen bei ABANDA mit einem Median von 8,7 mg/kg TS deutlich unter den Werten der entsprechenden Abfälle, die von der ITAD genannt wurden (Filterstaub RGR/Salze). Die Ergebnisse der Recherchen zu Quecksilbergehalten in Reststoffen können dem Anhang entnommen werden.

Insgesamt ergibt sich über die Reststoffe ein Hg-Austrag von 15.162 kg/a. Der größte Anteil davon erfolgt über die Filterstäube und Salze aus der Rauchgasreinigung.

**Tabelle 197: Quecksilberausträge aus HMVA über Reststoffe für das Jahr 2016**

| Nr. | Reststoff | Stoffmenge [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | HMV-Rostasche | 4.398.240 | 0,1 | 0,1 | 440 | 440 |
| 2 | Kesselasche | 99.960 | 0,5 | 0,5 | 50 | 50 |
| 3 | Flugasche (nasse RGR)* | 149.940 | 2,0 | 2,0 | 300 | 300 |
| 4 | Flugasche (trockene RGR)* | 149.940 | 2,0 | 2,0 | 300 | 300 |

| Nr. | Reststoff | Stoffmenge [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 5 | Filterstaub RGR/Salze | 399.840 | 35,0 | 35,0 | 13.994 | 13.994 |
| 6 | Gips | 19.600 | 2,0 | 2,0 | 39 | 39 |
| 7 | Aktivkohle | 7.840 | 5,0 | 5,0 | 39 | 39 |
| **8** | **Summe** | 5.225.360 | | | **15.162** | **15.162** |

Stoffmengen und Gehalte 1 bis 7: (ITAD 2017d); Ausnahme: Hg-Gehalte 1 A/B: (BIFA 2020)

Die anfallende Schlacke wird unter anderem in technischen Bauwerken (Straßen- und Wegebau, Damm- und Wallbau) sowie im Deponiebau verwertet oder deponiert. Daten zu den Anteilen an Schlacke, die im technischen Wegebau eingesetzt werden, liegen aus dem Jahr 2017 vor (ITAD 2019). Demnach geht ein Anteil von 19,1 % der Schlacken in den technischen Wegebau außerhalb von Deponien. Bezogen auf den in der Tabelle genannten Austrag von 440 kg/a ergibt dies eine Menge von 107 kg/a an Quecksilber, die in technische Bauwerke außerhalb von Deponien gelangt. 361 kg/a gelangen auf Deponien (z. T. über Schlacken, die abgelagert werden, z. T. über Schlacken, die in technischen Deponiebauwerken eingesetzt werden). Der Rest teilt sich auf in abgeschiedene Eisen- und Nichteisenmetalle, Unverbranntes, Wasser und Verluste.

Sowohl die anfallenden Filterstäube und Filterschlämme bei der nassen RGR, als auch die anfallende Kesselasche und die festen Reaktionsprodukte der trockenen RGR werden Untertage deponiert (ITAD 2017a).

Bis auf zwei Anlagen arbeiten alle deutschen Hausmüllverbrennungsanlagen abwasserfrei. Der Abwasserpfad kann daher in der Bilanzierung vernachlässigt werden.

#### 2.29.6.2 Emissionen über den Luftpfad

Die Quecksilberemissionen über den Luftpfad wurden über die Emissionserklärungen für das Jahr 2016 ermittelt. Die Datenabfrage erfolgte über die jeweils zuständigen Länderbehörden. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Emissionserklärungen sind in Tabelle 204 und Tabelle 205 dargestellt. Die Tabellen enthalten jeweils statistische Größen, wie z. B. Mittelwert oder Median, der ermittelten 152 Datensätze, in denen bei Konzentrationen angegeben wurden bzw. 154 Datensätze bei den Frachten. In der letzten Zeile der Tabelle 205 ist die Gesamtjahresfracht aller Hausmüllverbrennungsanlagen in Deutschland angegeben. Diese betrug 154 kg, davon wurden 90 % als „gemessen“ ausgewiesen (147 Datensätze), 1 % als „berechnet“ (4 Datensätze) und 9 % als „geschätzt“ (3 Datensätze).

Der Mittelwert aller Konzentrationswerte, für die in der jeweiligen Emissionserklärung bei der Fracht „Messung“ angemerkt wurde, liegt mit ca. 1,7 µg/m³ deutlich über dem Mittelwert der Anlagen, für die „Kalkulation“ angegeben wurde (0,4 µg/m³) und im Bereich der Anlagen, deren Frachten abgeschätzt wurden (1,7 µg/m³). Ob es sich bei den Werten, für die „Messung“ angegeben wurde, um kontinuierliche oder diskontinuierliche Messungen handelte, lässt sich den Daten nicht entnehmen. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass etwa zwei Drittel der Hausmüllverbrennungsanlagen in Deutschland mit einer kontinuierlichen Quecksilbermessung ausgerüstet ist (siehe z. B. (Gebhardt 2015; Tebert 2015; Tebert et al. 2016a)).

Die Werte für die Hausmüllverbrennungsanlage, für die die höchsten Frachten angeben wurden, basieren auf einer Schätzung. Hintergrund könnten Ereignisse, die zu zeitweise erhöhten Quecksilberkonzentrationen im Reingas geführt haben, sein.

Bei der Recherche wurde festgestellt, dass von insgesamt 20 Hausmüllverbrennungslinien für die Auswertung im Rahmen des Vorhabens keine Daten aus Emissionserklärungen des Jahres 2016 vorliegen. Die im Jahr 2016 emittierte Fracht wurde abgeschätzt, indem der Medianwert für die Fracht aus Tabelle 199 mit der Anzahl der fehlenden Linien in den Emissionserklärungen multipliziert wurde. Zu der statistisch ermittelten Gesamtfracht sind somit nochmals ca. 10 kg/a zu addieren, so dass sich insgesamt eine Gesamtfracht von 164 kg/a ergibt.

**Tabelle 198: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 152 Hausmüllverbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,005 |
| 10 Perz. | 0,20 |
| Mittel | 1,7 |
| Median | 1,0 |
| 90 Perz. | 4,9 |
| Max. | 10 |

Quelle: Behördenabfrage

**Tabelle 199: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 154 Hausmüllverbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [kg/a] |
|---|---|
| Min. | 0,002 |
| 10 Perz. | 0,067 |
| Mittel | 1,00 |
| Median | 0,52 |
| 90 Perz. | 2,5 |
| Max. | 14 |
| **Gesamtfracht** | **154** |

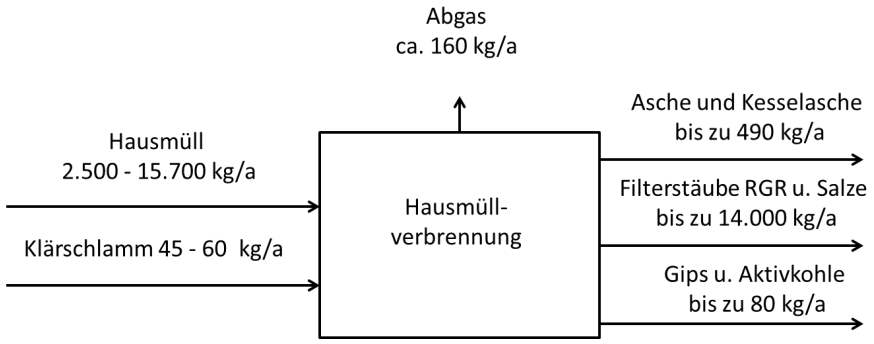
Quelle: Behördenabfrage

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit.

### 2.29.7 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über die in Hausmüllverbrennungsanlagen eingebrachten Siedlungsabfälle liegt zwischen 2.500 und 15.700 kg/a. Auf der Outputseite ergeben sich Quecksilberfrachten über das Abgas im Bereich 160 kg/a. Über Reststoffe ergibt sich eine Hg-Fracht von ca. 15.000 kg/a. Nur ein sehr kleiner Teil der Reststoffe wird in technischen Bauwerken außerhalb von Deponien genutzt. Die mit Abstand größte Hg-Menge, die über Reststoffe ausgetragen wird, wird über Rauchgasreinigungsrückstände dem Bergversatz zugeführt.

**Abbildung 76: Quecksilberbilanz für Hausmüllverbrennungsanlagen; Bilanzierung für das Jahr 2016 anhand von Messwerten bezogen auf 19,9 Mio. Mg Abfallverbrennung**




Die berechneten Inputfrachten weisen aufgrund der Unsicherheiten bei den Inputdaten sehr hohe Spannbreiten auf. Die Austräge über Abgas und Reststoffe liegen im oberen Bereich der ermittelten Inputspanne.

**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Hausmüllverbrennung.

**Tabelle 200: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Hausmüllverbrennung**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 2 |
| Output Abfälle | 2 |

## 2.30 Abfallverbrennung (IED 5.2a) - Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen

### 2.30.1 Anlagenbeschreibung

Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen (EBS-Anlagen) sind gemäß der 4. BImSchV Nr. 8.1.1 genehmigt:

> *„Anlagen zur Beseitigung oder Verwertung fester, flüssiger oder in Behältern gefasster gasförmiger Abfälle, Deponiegas oder anderer gasförmiger Stoffe mit brennbaren Bestandteilen durch thermische Verfahren, insbesondere Entgasung, Plasmaverfahren, Pyrolyse, Vergasung, Verbrennung oder eine Kombination dieser Verfahren“*
> (4. BImSchV 2017a)

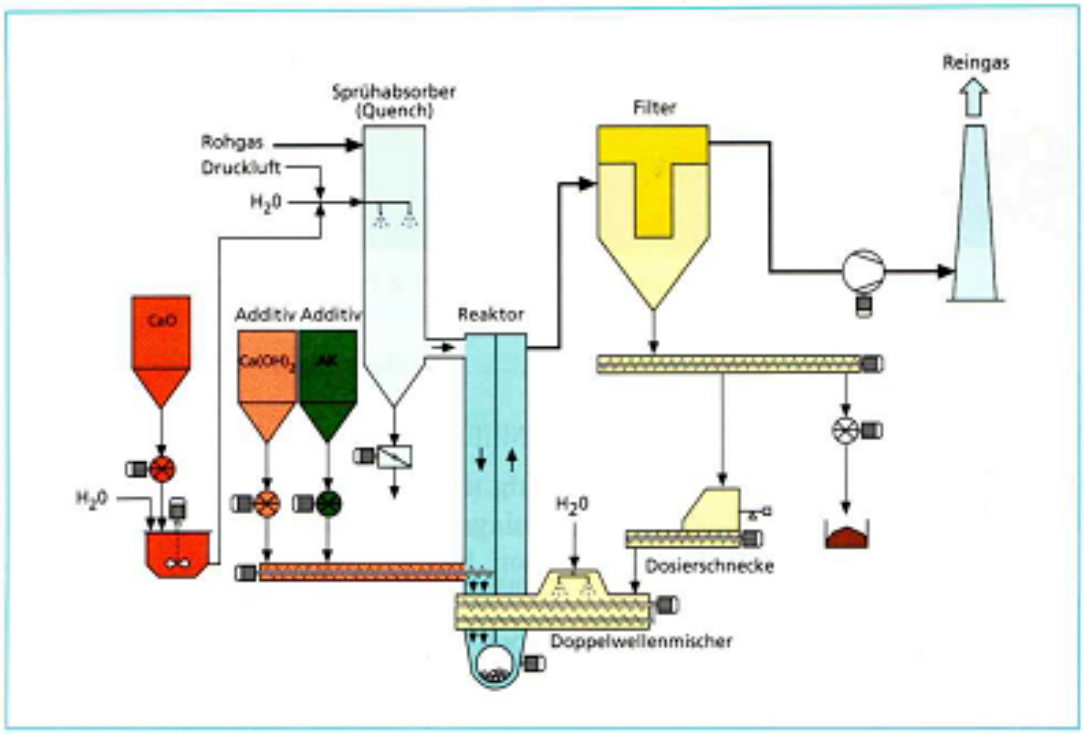
In EBS-Anlagen werden überwiegend aufbereitete Abfälle verbrannt. Die Ersatzbrennstoffe (EBS) sind i. d. R. fest, können aber auch flüssig oder pastös sein. Zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen werden nicht gefährliche Abfälle aus Haushalten, Gewerbe und Industrie eingesetzt. Die Verfahren zur Herstellung von EBS werden in Kap. 2.34 dargestellt.

EBS-Anlagen lassen sich wie folgt beschreiben: Nach der Anlieferung werden die EBS i. d. R. in einem Bunker zwischengelagert. Als Verbrennungssysteme werden sowohl die klassische Rostfeuerung als auch die Wirbelschichtfeuerungstechnik eingesetzt. Die Beschreibung der Rostfeuerung erfolgt in Kap.2.29.1. Wirbelschichtöfen weisen am Boden der Brennkammer Düsen auf, über die Verbrennungsluft (Primärluft) zugeführt wird. Dies führt zu einer Verwirbelung der eingetragenen Abfälle. Hierdurch werden große spezifische Oberflächen sowie ein guter Wärme- und Stoffaustausch ermöglicht. Dem Wirbelbett wird Sand zugeführt, der aus dem Abgas zurückgewonnen und wieder eingesetzt wird. Durch die gute Wärmeübertragung des Sandes wird der Abfall entzündet und anschließend bei Temperaturen zwischen 750 und 1.100 °C verbrannt. Durch Zufuhr von Sekundärluft wird in der Nachverbrennungszone ein nahezu vollständiger Ausbrand bei einer Mindestverweilzeit von 2 s bei 850 °C nach der letzten Verbrennungsluftzuführung erreicht.

Das Abgas passiert anschließend mehrere Kesselzüge, die der Dampferzeugung dienen.

Die Abgasreinigung ist prinzipiell aus denselben Komponenten aufgebaut, wie die von Hausmüllverbrennungsanlagen jüngerer Bauart, d. h. mit einer SNCR zur Entstickung und einer trockenen oder quasitrockenen Abgasreinigung, die aus der Eindüsung von Sorbentien, z. B. Kalkhydrat oder Kalkmilch oder Natriumhydrogencarbonat sowie Braunkohlenkoks oder Aktivkohle und einem nachgeschalteten Gewebefilter besteht. (Bilitewski et al. 2009; Förtsch und Meinholz 2015) Abbildung 77 zeigt beispielhaft das Verfahrensfließbild der Abgasreinigung der EBS-Anlage in Premnitz.

**Abbildung 77: Verfahrensfließbld der Abgasreinigung der EBS-Anlage in Premnitz**




Quelle: (Heinig 2007)

### 2.30.2 Anlagenbestand und Verbrennungsmenge

Im Jahr 2016 waren 35 EBS-Anlagen im Einsatz. In diesen wurden ca. 5,4 Mio. Mg EBS verbrannt. (Spohn 2015; ASA 2010; ITAD 2017b). Im Jahr 2016 waren die Anlagen nahezu zu 100 % ausgelastet, so dass von einer Verbrennungsmenge von 5,4 Mio. Mg ausgegangen wird. (ITAD 2017b).

### 2.30.3 Quecksilbereintrag

Der Quecksilbereintrag in EBS-Anlagen erfolgt insbesondere über die Ersatzbrennstoffe. Hilfsstoffe für die Rauchgasreinigung können vernachlässigt werden. Tabelle 201 zeigt die Quecksilbereinträge in EBS-Anlagen in Deutschland.

Für EBS liegt eine Reihe von Analysendaten vor (siehe Anhang). Die Literaturrecherche ergab für die angegebenen Mediane eine Spanne von 0,19 bis 1,02 mg/kg TS.

Der Wassergehalt von EBS, die in EBS-Anlagen verbrannt werden, ist deutlich höher als der von EBS, die in Kohlekraftwerken eingesetzt werden. Er wurde in Rücksprache mit der ITAD mit 20 % abgeschätzt. (Tebert et al. 2016a; ITAD 2017b) Gütegesicherte Sekundärbrennstoffe, wie sie insbesondere in Zementwerken und Braunkohlekohlekraftwerken eingesetzt werden, werden in EBS-Anlagen i.d.R. nicht verbrannt (Remondis 2020).

**Tabelle 201: Quecksilbereintrag in Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen**

| Nr. | EBS-Menge [Mg/a] | Wassergehalt [%] | Hg Median A [mg/kg TS] | Hg Median B [mg/kg TS] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 5.400.000 | 20 % | 0,19 | 0,84 | 821 | 3.629 |

EBS-Menge: 1: (ITAD 2017b); Wassergehalt: (Tebert et al. 2016a; ITAD 2017b); 1A: (MUNLV NRW 2007); 1B: (Thiel 2007)

Für EBS-Anlagen ergibt sich somit ein Quecksilberinput von ca. 821 bis 3.629 kg/a.

### 2.30.4 Verhalten von Quecksilber in EBS-Verbrennungsanlagen

Das Verhalten von Quecksilber in EBS Verbrennungsanlagen entspricht dem Verhalten in Hausmüllverbrennungsanlagen (siehe hierzu auch Kap. 2.29.4).

### 2.30.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.30.5.1 Co-Benefit

In EBS-Anlagen wird nahezu ausschließlich zur Rauchgasreinigung eine Kombination aus Sorbentieneindüsung und Gewebefilter eingesetzt. Es ergeben sich Co-Benefit-Effekte insbesondere über die Staubabscheidung im Gewebefilter.

#### 2.30.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Als spezifische Quecksilberminderungstechnik wird bei EBS-Anlagen insbesondere die Eindüsung von Braunkohlenkoks oder Aktivkohle angewendet. Häufig erfolgt die Eindüsung im Gemisch mit Kalkprodukten.

### 2.30.6 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus EBS-Anlagen erfolgen über die Luft sowie über Reststoffe, die bei der Verbrennung der EBS anfallen.

**Tabelle 202: Quecksilberausträge aus EBS-Anlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornstein | |
| Abfall | Asche<br>Kesselasche | auf Deponien und in den Straßen- und Wegebau |
| | Filterstaub RGR | in den Bergversatz |

#### 2.30.6.1 Austrag über Reststoffe

Tabelle 203 zeigt die Quecksilberkonzentrationen von Reststoffen aus Ersatzbrennstoffanlagen. Sie entsprechen nach den Angaben der ITAD denen von Hausmüllverbrennungsanlagen (vgl. Kapitel 2.29.6.1).

**Tabelle 203: Quecksilberausträge aus EBS-Anlagen über Reststoffe für das Jahr 2016**

| Nr. | Reststoff | Stoff-menge [Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | EBS-Asche | 1.211.760 | 0,1 | 0,1 | 121 | 121 |
| 2 | Kesselasche | 27.540 | 0,5 | 0,5 | 14 | 14 |
| 4 | Flugasche | 41.310 | 2,0 | 2,0 | 83 | 83 |
| 5 | Filterstaub RGR | 110.160 | 35,0 | 35,0 | 3.856 | 3.856 |
| 6 | Summe | **1.390.770** | | | **3.991** | **3.991** |

Stoffmengen und Gehalte 1 bis 5: (ITAD 2017d) Ausnahme: Hg-Gehalte 1 A/B: (BIFA 2020)

Für EBS-Anlagen ergibt sich ein Hg-Output über die Reststoffe von3.991 kg/a.

Die anfallende Schlacke wird unter anderem in technischen Bauwerken (Straßen- und Wegebau, Damm- und Wallbau) sowie im Deponiebau verwertet oder deponiert. Daten zu den Anteilen an Schlacke, die im technischen Wegebau eingesetzt werden, liegen aus dem Jahr 2017 vor (ITAD 2019). Demnach geht ein Anteil von 19,1 % der Schlacken in den technischen Wegebau außerhalb von Deponien. Bezogen auf den in der Tabelle genannten Austrag von 121 kg/a ergibt dies eine Menge von 23 kg/a an Quecksilber, die in technische Bauwerke außerhalb von Deponien gelangt. 78 kg/a gelangen auf Deponien (z. T. über Schlacken, die abgelagert werden, z. T. über Schlacken, die in technischen Deponiebauwerken eingesetzt werden). Der Rest teilt sich auf in abgeschiedene Eisen- und Nichteisenmetalle, Unverbranntes, Wasser und Verluste. Tatsächlich sind die Mengen, die über Schlacken aus EBS-Kraftwerken in technische Bauwerke gelangen, niedriger als die berechneten 23 kg, da Bettaschen aus den neun EBS-Anlagen, die mit Wirbelschichtfeuerung betrieben werden, nicht in technischen Bauwerken verwertet werden.

Die anfallenden Filterstäube und Kesselaschen aus der RGR werden Untertage deponiert. (ITAD 2017a)

#### 2.30.6.2 Emissionen über den Luftpfad

Die Quecksilberemissionen über den Luftpfad wurden über die Emissionserklärungen für das Jahr 2016 ermittelt. Die Datenabfrage erfolgte über die jeweils zuständigen Länderbehörden. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Emissionserklärungen sind in Tabelle 204 und Tabelle 205 dargestellt. Die Tabellen enthalten jeweils statistische Größen, wie z. B. Mittelwert oder Median, der ermittelten 36 Datensätze für die Konzentrationen angegeben wurden und 37 Datensätze bei Frachten. In der letzten Zeile der Tabelle 205 ist die Gesamtjahresfracht aller EBS-Verbrennungsanlagen in Deutschland angegeben. Diese betrug 49 kg, davon wurden 99,9 % als „gemessen“ ausgewiesen (35 Datensätze) und 0,1 % als „berechnet“ (1 Datensatz).

Der Mittelwert der Werte, für die „Messung“ angegeben wurde, liegt bei 1,9 µg/m³. Der Konzentrationswert, für die Anlage, für die eine Frachtermittlung durch Berechnung erfolgte, lag deutlich darunter bei 0,4 µg/m³. Ob es sich bei den Werten, für die „Messung“ angeben wurde, um kontinuierliche oder diskontinuierliche Messungen handelte, lässt sich den Daten nicht entnehmen. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass der größte Anteil der EBS-Anlagen in Deutschland mit einer kontinuierlichen Quecksilbermessung ausgerüstet ist (siehe z. B. Gebhardt 2015; Tebert 2015; Tebert et al. 2016a).

Bei der Recherche wurde festgestellt, dass von insgesamt 13 EBS-Verbrennungslinien für die Auswertung im Rahmen des Vorhabens keine Daten aus Emissionserklärungen vorliegen. Die im Jahr 2016 emittierte Fracht wurde abgeschätzt, indem der Medianwert für die Fracht aus Tabelle 205 mit der Anzahl der fehlenden Linien in den Emissionserklärungen multipliziert wurde. Zu der statistisch ermittelten Gesamtfracht sind somit nochmals ca. 7,3 kg/a zu addieren, so dass sich insgesamt eine Gesamtfracht von ca. 56 kg/a ergibt.

**Tabelle 204: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 36 EBS-Verbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,12 |
| 10 Perz. | 0,18 |
| Mittel | 1,9 |
| Median | 1,3 |
| 90 Perz. | 5,2 |
| Max. | 11 |

Quelle: Behördenabfrage

**Tabelle 205: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 37 EBS-Verbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [kg/a] |
|---|---|
| Min. | 0,04 |
| 10 Perz. | 0,06 |
| Mittel | 1,3 |
| Median | 0,56 |
| 90 Perz. | 3,1 |
| Max. | 6,4 |
| **Gesamtfracht** | **49** |

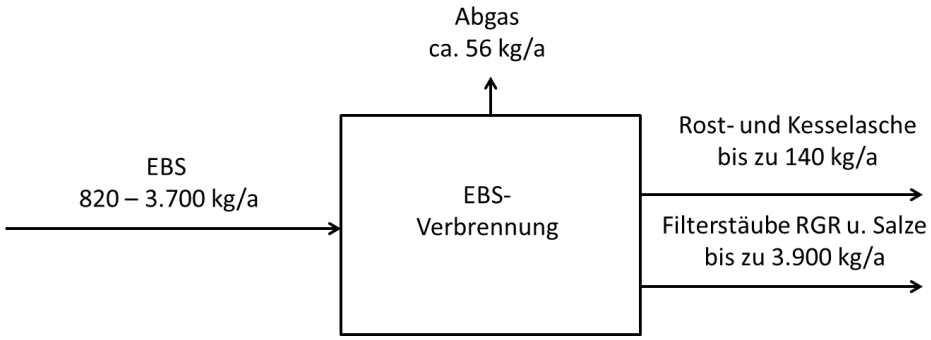
Quelle: Behördenabfrage

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit.

### 2.30.7 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über die aufbereiteten Siedlungsabfälle liegt zwischen 820 und 4.400 kg/a. Auf der Outputseite ergeben sich Quecksilberfrachten über das Abgas von ca. 56 kg/a und von ca. 4.000 kg über die Reststoffe. Nur ein sehr kleiner Teil der Reststoffe wird in technischen Bauwerken außerhalb von Deponien genutzt. Die mit Abstand größte Hg-Menge, die über Reststoffe ausgetragen wird, wird über Rauchgasreinigungsrückstände dem Bergversatz zugeführt.

**Abbildung 78: Quecksilberbilanz für Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen; Bilanzierung für das Jahr 2016 bezogen auf 5,4 Mio. Mg EBS-Verbrennung**




Damit liegen die Austräge im Bereich der oberen Werte der Einträge.

**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für EBS-Verbrennungsanlagen.

**Tabelle 206: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor EBS-Verbrennungsanlagen**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 2 |
| Output Abfälle | 2 |

## 2.31 Abfallverbrennung (IED 5.2a) - Klärschlammverbrennungsanlagen

### 2.31.1 Anlagenbeschreibung

Klärschlammverbrennungsanlagen sind gemäß der 4. BImSchV Nr. 8.1.1 genehmigt:

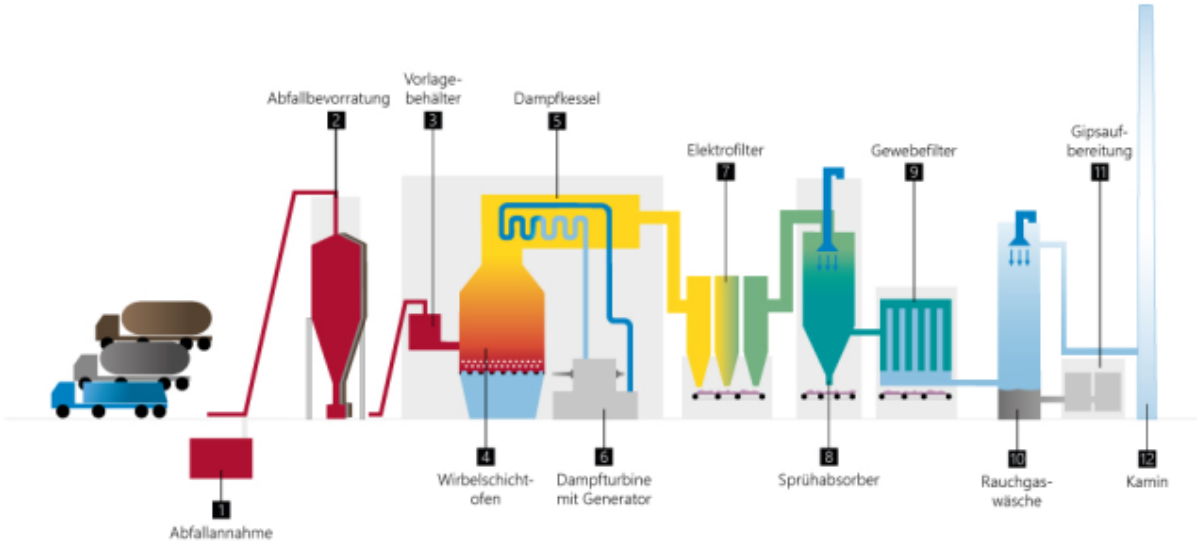
> *„Anlagen zur Beseitigung oder Verwertung fester, flüssiger oder in Behältern gefasster gasförmiger Abfälle, Deponiegas oder anderer gasförmiger Stoffe mit brennbaren Bestandteilen durch thermische Verfahren, insbesondere Entgasung, Plasmaverfahren, Pyrolyse, Vergasung, Verbrennung oder eine Kombination dieser Verfahren.“*
> (4. BImSchV 2017a)

Klärschlammverbrennungsanlagen lassen sich wie folgt beschreiben (Bilitewski und Härdtle 2013; Dräger und Vosteen 2004, 2004): In einigen Klärschlammverbrennungsanlagen werden die angelieferten Klärschlämme zur thermischen Verwertung vorgetrocknet. Andere Anlagen werden direkt mit thermisch getrockneten oder stichfesten Schlämmen beliefert. Nach der Anlieferung werden die Schlämme in einem Bunker oder Silos zwischengespeichert. Letzteres ist nur bei getrockneten Klärschlämmen möglich. Die Verbrennung erfolgt entweder in Wirbelschichtöfen, Etagenöfen oder Rostfeuerungsanlagen.

Etagenöfen eignen sich für Klärschlämme mit einem hohen Wasseranteil. Die Klärschlämme durchlaufen zuerst eine Trockenzone (meist die ersten fünf Etagen) mit Temperaturen unter 100 °C. Anschließend erfolgt die Verbrennung. (Bilitewski und Härdtle 2013)

Neuere Anlagen verfügen meist über eine Wirbelschichtfeuerung. Rost- und Wirbelschichtfeuerung wurden in den Kapiteln 2.29.1 und 2.30.1 beschrieben. Das entstehende Abgas aus der Verbrennung passiert anschließend mehrere Kesselzüge, die der Dampferzeugung dienen. Der Dampf treibt eine Turbine zur Stromerzeugung an. Die eingesetzten Abgasreinigungstechniken entsprechen denen von Hausmüllverbrennungsanlagen. Trockensorptionsanlagen werden ebenso betrieben wie Kombinationen von Staubabscheidung mit Gewebe- und/oder Elektrofiltern mit Nasswäschern. Abbildung 79 zeigt das Verfahrensfließbild der Klärschlammverbrennungsanlage Lünen mit Wirbelschichtofen und einer Kombination aus trockener und nasser Rauchgasreinigung.

**Abbildung 79: Verfahrensfließbild der Klärschlammverbrennungsanlage in Lünen**




Quelle: (INNOVATHERM)

### 2.31.2 Anlagenbestand

Im Jahr 2016 wurden in Deutschland 18 kommunale Mono-Klärschlammverbrennungsanlagen (32 Verbrennungseinheiten) und eine Klärschlammvergasungsanlage mit einer Gesamtkapazität von ca. 670.000 Mg Klärschlamm TS/a betrieben. In zwei Anlagen wurden auch industrielle Klärschlämme verbrannt. Hinzu kommen fünf betriebliche Kärschlammmonoverbrennungs-anlagen (7 Verbrennungseinheiten) mit einer Kapazität von 805.000 Mg/a. Der überwiegende Anteil der Anlagen nutzte eine Stationäre Wirbelschichtfeuerung. (UBA 2018, Heidecke 2018)

### 2.31.3 Quecksilbereintrag

Für Klärschlamm liegt eine Reihe von Analysendaten vor. Die Ergebnisse der Literaturrecherche zu Hg-Gehalten im Klärschlamm lassen sich dem Anhang entnehmen. Die Literaturrecherche ergab für die angegebenen Mittelwerte eine Spanne von 0,75 bis 1,8 mg/kg TS. Werden nur Quellen aus Deutschland herangezogen, so ergibt sich eine Spanne von 0,75 bis 0,986 mg/kg TS. Diese Spanne wurde den Berechnungen zu Grunde gelegt.

Tabelle 207 zeigt die in der Bilanz angenommene Spanne für Quecksilbergehalte im Klärschlamm, die im Jahr 2016 in Klärschlammverbrennungsanlagen verbrannten Klärschlammmengen und die sich daraus ergebenden Inputmengen an Quecksilber über den Klärschlamm. Im Jahr 2016 wurde eine Menge von 951.819 Mg TS kommunaler Klärschlämme der thermischen Entsorgung zugeführt (Heidecke 2018). Davon entfielen auf die Monoverbrennung 460.411 Mg. Weitere Hg-Eintragspfade, wie z. B. über eingesetzten Kalk in der Rauchgasreinigung, sind zu vernachlässigen.

Für Klärschlammverbrennungsanlagen, die kommunale Klärschlämme verbrennen, ergibt sich somit ein Quecksilberinput von 345 bis 454 kg/a.

Daten zu den im Jahr 2016 verbrannten Mengen an Klärschlämmen in industriellen Klärschlammverbrennungsanlagen liegen nicht vor. Die im Jahr 2012 in solchen Anlagen entsorgte KS-Menge lag bei 203.387 Mg TS (UBA 2018). Für industrielle Klärschlämme liegen keine Mittel- oder Medianwerte, sondern lediglich Daten von (Hein und Unterberger 2000) zu Min- und Maxwerten vor (siehe Tabelle 308 im Anhang). Sie liegen bei 4mg/kg TS bzw.

10 mg/kg TS. Da anzunehmen ist, dass die Bandbreite von Klärschlamm aus industriellen Quellen deutlich höher ist und auch Klärschlämme anfallen, die wesentlich geringere Hg-Werte aufweisen, als der in der genannten Quelle aufgeführte Minimalwert von 4 mg/kg TS, werden diese Daten nicht als geeignet für eine Bilanzierung des Hg-Inputs in industrielle Klärschlammverbrennungsanlagen angesehen.

**Tabelle 207: Quecksilbereintrag in Monoverbrennungsanlagen für kommunale Klärschlämme**

| | Stoffmenge [Mg TS/a] | Hg Median A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 460.411 | 0,75 | 0,99 | 345 | 454 |

Klärschlammmenge: 1: (Heidecke 2018), 1A: (ABANDA); 1B: (DWA 2018)

### 2.31.4 Verhalten von Quecksilber in Klärschlammverbrennungsanlagen

Das Verhalten von Quecksilber in Klärschlammverbrennungsanlagen entspricht weitgehend dem Verhalten in Hausmüllverbrennungsanlagen (siehe hierzu auch Kap. 2.29.4). Allerdings enthält Klärschlamm i. d. R. weit weniger Halogenanteile als Hausmüll, so dass am Kesselende der Anteil an oxidiertem Quecksilber im Vergleich zu Hausmüllverbrennungsanlagen deutlich geringer ist.

### 2.31.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.31.5.1 Co-Benefit

Die Co-Benefit-Techniken von Klärschlammverbrennungsanlagen entsprechen denen, die in Kapitel 2.29.5.1 für Hausmüllverbrennungsanlagen genannt werden.

#### 2.31.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Als spezifische Quecksilberminderungstechniken werden in Deutschland eingesetzt:

- Zugabe von Sorbentien, wie Aktivkohle oder Braunkohlenkoks vor einem trockenen Staubabscheider (Gewebefilter),
- Zugabe von Halogenen (insbes. Brom) in den Feuerungsraum, zur besseren Oxidation von Quecksilber im Rauchgasstrom (Vosteen und Ullrich 2003).

### 2.31.6 Quecksilberaustrag

Der Quecksilberaustrag aus Klärschlammverbrennungsanlagen erfolgt über die in Tabelle 208 genannten Pfade.

**Tabelle 208: Quecksilberausträge aus Klärschlammverbrennungsanlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornstein | |
| Wasser | Abwasser aus der Behandlung von Rauchgaswaschwasser. | |
| Abfall | Asche<br>Kesselstäube | In den Bergversatz, auf Deponien, in die Landwirtschaft und in Straßen- und |

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| | | Wegebau |
| | RGR-Produkte | In den Bergversatz |
| | Reaktionssalze | In den Bergversatz |
| | | In UTD |

#### 2.31.6.1 Austrag über Reststoffe

Aschen und Kesselstäube aus der Klärschlammverbrennung wurden im Jahr 2014 zu 29 % deponiert, zu 37 % im Bergversatz, zu 29 % im Deponie- Straßen- und Landschaftsbau sowie zu 5 % als Düngemittel verwertet (UBA 2018). Zu Quecksilbergehalten in Reststoffen aus der Klärschlammverbrennung liegen bislang lediglich Daten zu Klärschlammaschen vor. Zu den anfallenden Reststoffmengen aus Klärschlammverbrennungsanlagen nennt das Statistische Bundesamt eine Menge von 288.600 Mg (Destatis 2018). Eine Studie des Umweltbundesamtes nennt für das Jahr 2011 eine Menge an Verbrennungsaschen von ca. 300.00 (Wiechmann et al. 2012).

Die Aschen werden größtenteils als gefährliche Abfälle deponiert.

**Tabelle 209: Quecksilberaustrag von Klärschlammverbrennungsanlagen über Verbrennungsaschen**

| Nr. | Aschemenge [Mg/a] | Hg-Asche A [mg/kg] | Hg-Asche B [mg/kg] | Hg-Fracht A [kg/a] | Hg-Fracht A [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 288.600 | 1,63 | 2,15 | 471 | 620 |

Quellen: Aschemenge: (Destatis 2018); 1A: (Krüger und Adam 2014); 1B: (Vogel et al. 2016)

Für Klärschlammverbrennungsanlagen ergibt sich somit ein Quecksilberoutput über Verbrennungsaschen von 470 bis 620 Mg/a.

#### 2.31.6.2 Emissionen über den Luftpfad

Die Quecksilberemissionen über den Luftpfad wurden über die Emissionserklärungen für das Jahr 2016 ermittelt. Die Datenabfrage erfolgte über die jeweils zuständigen Länderbehörden. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Emissionserklärungen sind in Tabelle 210 und Tabelle 211 dargestellt. Die Tabellen enthalten jeweils statistische Größen, wie z. B. Mittelwert oder Median, der ermittelten 21 Datensätze. In der letzten Zeile der Tabelle 211 ist die Gesamtjahresfracht der Anlagen, für die Daten ausgewertet werden konnten, angegeben. Diese betrug 25 kg, davon wurden 95 % als „gemessen“ ausgewiesen (19 Datensätze) und 5 % als „berechnet“ (2 Datensätze).

Der Mittelwert der Konzentrationswerte, für die bei den Angaben zur Fracht „Messung“ angegeben wurde, liegt bei 6,1 µg/m³. Der Konzentrationswert, für die beiden Linien, für die eine Frachtenermittlung durch Berechnung erfolgte, lag mit 6,2 µg/m³ etwas darunter. Ob es sich bei den Werten, für die „Messung“ angeben wurde, um kontinuierliche oder diskontinuierliche Messungen handelte, lässt sich den Daten nicht entnehmen. Aus verschiedenen Untersuchungen ist bekannt, dass ca. 50 % der in Deutschland betriebenen Klärschlammverbrennungsanlagen mit einer kontinuierlichen Quecksilbermessung ausgerüstet sind (DWA 2018; Tebert et al. 2016a).

Bei der Recherche wurde festgestellt, dass von 8 Anlagen keine Emissionserklärungen vorlagen. Die Kapazität dieser Anlagen lässt sich auf Basis der Angaben von (Heidecke 2018) mit 22 % der

Gesamtkapazität für Monoverbrennungsalagen, die kommunale Klärschlämme verbrennen, berechnen. Die im Jahr 2016 emittierte Fracht von 32,1 kg wurde abgeschätzt, indem die in Tabelle 211 genannte Gesamtfracht von 25 kg/a entsprechend hochgerechnet wurde.

Für Klärschlammverbrennungsanlagen, die industrielle Klärschlämme verbrennen, liegen keine Emissionserklärungen vor. Die Emissionen dieser Anlagen konnten daher nicht abgeschätzt werden.

**Tabelle 210: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 21 Klärschlammverbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,10 |
| 10 Perz. | 0,43 |
| Mittel | 6,1 |
| Median | 4,5 |
| 90 Perz. | 17,0 |
| Max. | 20 |

Quelle: Behördenabfrage

**Tabelle 211: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 21 Klärschlammverbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [kg/a] |
|---|---|
| Min. | 0,003 |
| 10 Perz. | 0,029 |
| Mittel | 1,19 |
| Median | 0,56 |
| 90 Perz. | 2,5 |
| Max. | 9,8 |
| **Gesamtfracht** | **25** |

Quelle: Behördenabfrage

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit.

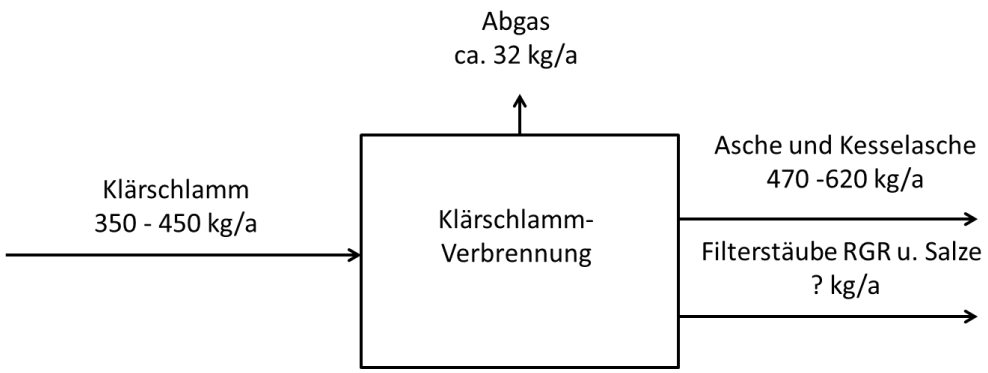
### 2.31.7 374

### 2.31.8 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput in kommunale Klärschlammverbrennungsanlagen lag im Jahr 2016 bei 350 bis 450 kg. Die Emissionen in die Luft im Jahr 2016 lagen bei ca. 32 kg. Der Austrag über

Verbrennungsaschen liegt bei 470 bis 620 kg/a. Der Austrag über die übrigen Reststoffe lässt sich aufgrund der schlechten Datenlage nicht quantifizieren. Für Klärschlammmonoverbrennungsanlagen, die industrielle Klärschlämme verbrennen, war aufgrund der schlechten Datenlage keine Bilanzierung der Quecksilberein- und -austräge möglich.

**Abbildung 80: Quecksilberbilanz für Klärschlammverbrennungsanlagen, die kommunale Klärschlämme verbrennen; Bilanzierung anhand von Messwerten**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für Klärschlammverbrennungsanlagen.

**Tabelle 212: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Klärschlammverbrennungsanlagen, die kommunalen Klärschlamm verbrennen**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 2 |
| Output Abfälle | 4 |

**Tabelle 213 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Klärschlammverbrennungsanlagen, die industrielle Klärschlämme verbrennen**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Abfälle | 4 |

## 2.32 Abfallverbrennungsanlagen (IED 5.2b) - Sonderabfall

### 2.32.1 Anlagenbeschreibung

Sonderabfallverbrennungsanlagen (SAV) sind gemäß der 4. BImSchV Nr. 8.1.1. genehmigt:

> *„Anlagen zur Beseitigung oder Verwertung fester, flüssiger oder in Behältern gefasster gasförmiger Abfälle, Deponiegas oder anderer gasförmiger Stoffe mit brennbaren Bestandteilen durch thermische Verfahren, insbesondere Entgasung, Plasmaverfahren,*

*Pyrolyse, Vergasung, Verbrennung oder eine Kombination dieser Verfahren mit einer Durchsatzkapazität von*

*Nr. 8.1.1.1: 10 Tonnen gefährlichen Abfällen oder mehr je Tag*

*Nr.8.1.1.2: weniger als 10 Tonnen gefährlichen Abfällen je Tag"*
(4. BImSchV 2017a)

Die im Rahmen dieser Studie betracheteten SAV sind nach Nr.8.1.1.1 genehmigt (vgl. dazu auch Tabelle 214).

In Deutschland nutzen die meisten Sonderabfallverbrennungsanlagen eine Kombination aus einem Drehrohr und einer Nachbrennkammer. Insbesondere die großen Anlagen sind nach diesem Prinzip aufgebaut. Daneben werden auch Etagen- und Wirbelschichtöfen eingesetzt oder eine einfache Brennkammer. Drehrohre haben sich aufgrund ihrer Eignung für die unterschiedlichsten Abfälle in Verbindung mit hohen Verweilzeiten durchgesetzt. (Bilitewski/Härdtle 2013)

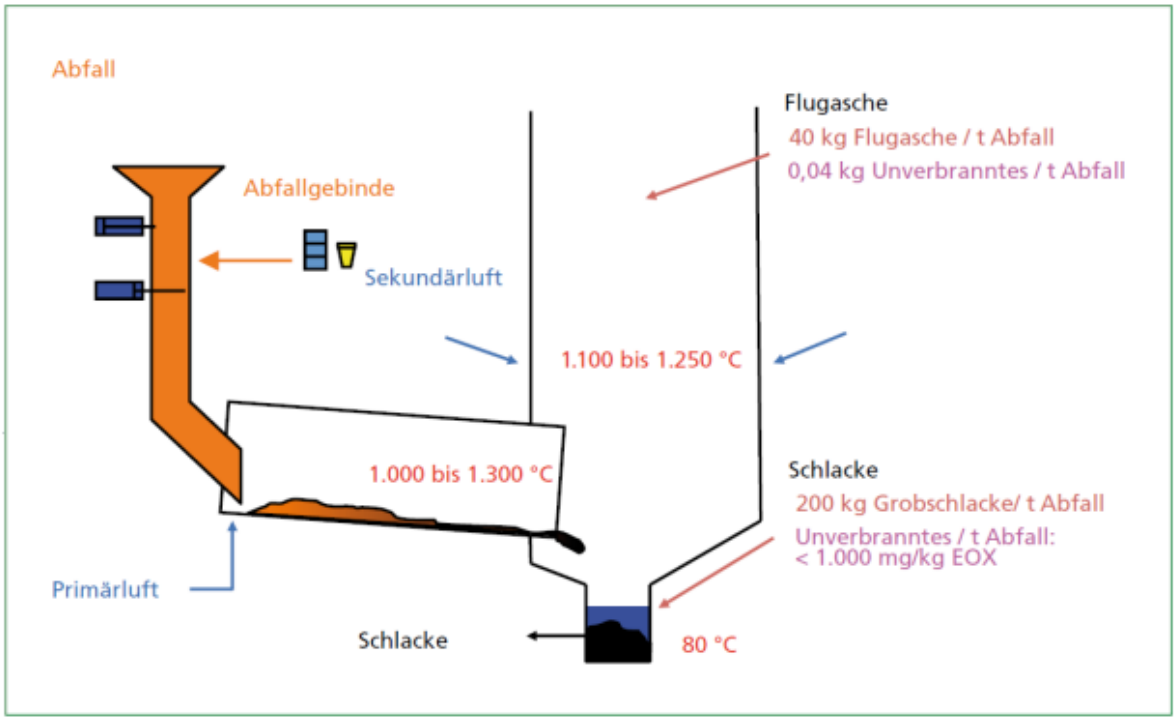
Das Drehrohr ist meist etwa 10 bis 15 m lang, weist einen Durchmesser von 2,5 bis 5 m auf (Neuss/Suchomel 2016) und ist in Längsrichtung 3 bis 5 % geneigt. Durch die Rotation von 0,1 bis 0,6 U/min werden die Abfälle gemischt und in Richtung des Auslaufs transportiert (Bilitewski/Härdtle 2013).

Die Aufgabe der festen, pastösen, flüssigen oder gasförmigen Abfälle erfolgt meist an der Stirnseite des Drehrohrs mit dort angebrachten Brennern, Lanzen und Schurren. Über Brenner und Lanzen werden insbesondere heizwertreiche Flüssigkeiten und Gase zur Stützfeuerung aufgegeben (Neuss/Suchomel 2016). Teilweise erfolgt die Stützfeuerung auch in der Nachbrennkammer. Die Verbrennung erfolgt im Drehrohr gestuft: Einer Trocknungszone folgt die Schmelz- und Verdampfungszone, der wiederum die Verbrennungszone und zum Schluss folgt die Ausbrenn- und Nachbrennzone (Bilitewski/Härdtle 2013). Anschließend wird die Schlacke ausgetragen und die Brenngase werden in der Nachbrennkammer ausgebrannt (vgl. Abbildung 81).

Aus Gründen des Arbeitsschutzes werden besonders gefährliche Sonderabfälle auch als Gebinde (meist Fässer) aufgegeben. Dabei ist von Bedeutung, dass insbesondere bei heizwertreichen Abfällen der Inhalt der Fässer begrenzt bleibt, um die Verbrennungsbedingungen im Drehrohr nicht zu stark zu beeinträchtigen. Der kurzfristig sehr hohe Sauerstoffbedarf bei der Zuführung von zu hohen Mengen an heizwertreichen Abfällen in den Gebinden führte früher häufig zu schlechten Ausbrandbedingungen verbunden mit Schadstoffspitzen. Durch die Begrenzung der Fassinhalte ist dieses Problem inzwischen weitgehend gelöst. Feste Abfälle können zudem mit oder ohne Vorbehandlung über einen Bunker aufgegeben werden (Dehoust et al. 2004).

Nach der Nachbrennkammer folgt meist ein Kessel zur Ausschleusung von Dampf, der entweder direkt in der Industrie als Prozessdampf eingesetzt, als Wärme abgegeben oder in einer Turbine zu Strom umgewandelt wird.

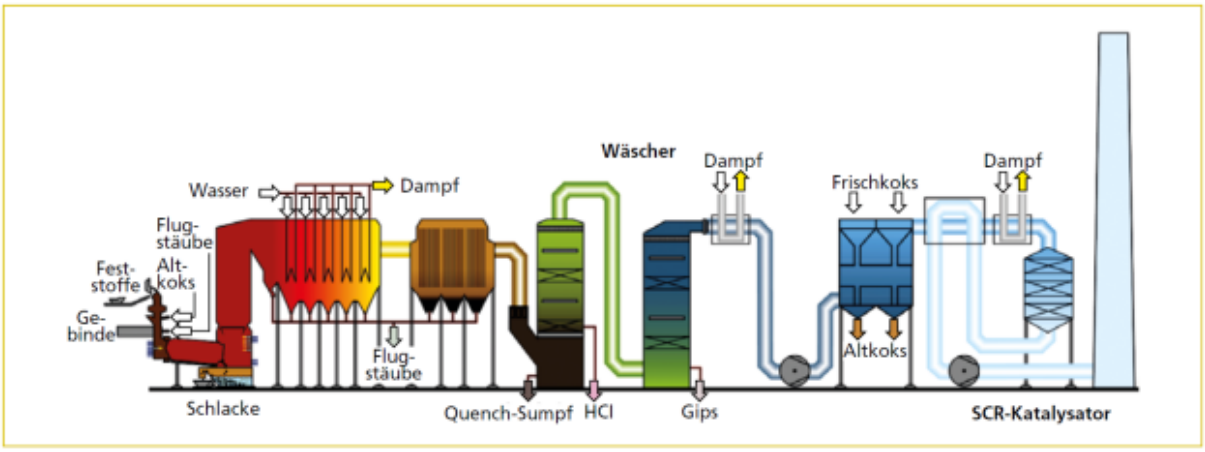
**Abbildung 81: Verbrennungsbedingungen im Drehrohr**




Quelle: Neuss/Suchomel 2016

Die entstehenden Abgase werden anschließend in sehr unterschiedlichen Kombinationen aus verschiedenen Reinigungstechniken gereinigt. Die eingesetzten Techniken entsprechen im Allgemeinen denen, die auch in Hausmüllverbrennungsanlagen eingesetzt werden. Häufig handelt es sich um Kombinationen aus E-Filter, einem oder mehreren Wäschern sowie einem Gewebefilter mit Aktivkohle oder Braunkohlenkoks-Eindüsung oder einem Fest- oder Wanderbettaktivkohlefilter. Die Entstickung wird zum Teil mit dem SNCR-Verfahren, teilweise mit SCR-Katalysatoren durchgeführt (vgl. hierzu auch Abbildung 82).

**Abbildung 82: Verfahrensschema der Sonderabfallverbrennungsanlage AVG Hamburg**




Quelle: Neuss/Suchomel 2017

### 2.32.2 Anlagenbestand und Verbrennungsmenge

Im Jahr 2014 waren 31 Sonderabfallverbrennungsanlagen in Betrieb, mit einer Anlagenkapazität von zusammen 1,52 Mio. Mg. Der Durchsatz lag 2014 insgesamt bei 1,30 Mio. Mg. Die Verteilung der Anlagengrößen zeigt Tabelle 214. 2015 wurden nach Statistischem Bundesamt 33 SAVs betrieben, mit einem Durchsatz von 1,28 Mio. Mg/a, davon 421.300 Mg Abfälle, die im eigenen Betrieb erzeugt wurden, 666.300 Mg Abfälle, die aus dem Inland und 188.400 Mg, die aus dem Ausland angeliefert wurden. (Destatis 2017c)

**Tabelle 214: Anzahl der SAVs in Deutschland im Jahr 2014 geclustert nach Durchsatzmengen**

| Anlage/ Spanne der Kapazität | Anzahl | Durchsatz Mg/a |
|---|---|---|
| unter 10.000 Mg/a | 9 | 15.000 |
| 10.000 bis 50.000 Mg/a | 12 | 327.000 |
| 50.000 bis 100.000 Mg/a | 5 | 315.000 |
| 100.000 Mg/a und mehr | 5 | 859.000 |
| Gesamt | 31 | 1.516.000 |

Quelle: (Destatis 2017c)

### 2.32.3 Quecksilbereintrag

Der Eintrag des Quecksilbers ist aufgrund der üblicherweise sehr großen Zahl unterschiedlichster Abfälle, die in einer Sonderabfallverbrennungsanlage verbrannt werden, nicht mit vertretbarem Aufwand zu erheben. Zudem ist die Situation von Anlage zu Anlage und im Zeitverlauf hohen Schwankungen unterworfen, so dass Daten aus Einzelerhebungen nicht auf die Gesamtsituation übertragbar sind.
Nach Angaben des BDSAV liegt der durchschnittliche Heizwert des Inputs in den großen öffentlich zugänglichen SAV etwa bei 10,0 bis 10,5 MJ/kg (BDSAV 2017). Deshalb wird bei der Sonderabfallverbrennung der Hauptfokus der Bilanz auf die Outputströme gelegt.

### 2.32.4 Verhalten von Quecksilber in Sonderabfallverbrennungsanlagen

Das Verhalten von Quecksilber in Sonderabfallverbrennungsanlagen entspricht grundsätzlich dem Verhalten in Hausmüllverbrennungsanlagen (siehe hierzu auch Kap. 2.29.4). Allerdings kann der Halogengehalt im Sonderabfall erheblichen Schwankungen unterliegen, so dass am Kesselende der Anteil an oxidiertem Quecksilber am Gesamtquecksilbergehalt erheblich schwanken kann.

### 2.32.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.32.5.1 Co-Benefit

In Sonderabfallverbrennungsanlagen wird Quecksilber über folgende Abgasreinigungstechniken, die vorrangig zur Minderung von Staub, Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid betrieben werden, abgeschieden:

- Elektrofilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Gewebefilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Nasswäscher (Abscheidung von oxidiertem Quecksilber, insbesondere $HgCL_2$).

Die Abscheidegrade bei der Entstaubung hängen v. a. von der Abgastemperatur und der Wirksamkeit der Feuerung ab (Rest-Kohlenstoffgehalt im Filterstaub).

Bei der Abscheidung in Wäschern ist der Abscheidegrad abhängig vom Anteil an oxidiertem Quecksilber im Rauchgasstrom vor dem Wäscher (Tebert et al. 2016a; VDI 3927 Bl. 2 2015; BREF WI 2019).

Katalysatoren können insbesondere dann zur Hg-Oxidation und damit indirekt zur Abscheidung beitragen, wenn sie vor einem Wäscher oder einer Reinigungsstufe mit Trockensorption betrieben werden und zusätzlich zur NOx-Minderung freie Kapazitäten aufweisen.

#### 2.32.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Als spezifische Quecksilberminderungstechniken werden in Deutschland eingesetzt (VDI 3927 Bl. 2 2015):

- Zugabe von Sorbentien, wie Aktivkohle oder Braunkohlenkoks, vor einem trockenen Staubabscheider (Gewebefilter),
- Bromidzugabe zur Überführung in oxidiertes Hg und damit besseren Abscheidung von Quecksilber im Wäscher (z. B. Currenta, Leverkusen)
- Einsatz von Fest- oder Wanderbettfilter mit Braunkohlenkoks oder Aktivkohle (Bittig et al. 2014; Tebert et al. 2016a),
- Zudosierung von Aktivkohle in den Wäscher (Bittig und Haep 2014),
- Zugabe von Organosulfiden in das Waschwasser (Bittig et al. 2014).
- Messung der Quecksilberkonzentrationen im Rohgas. Eindüsung schwefelsäuredotierter Aktivkohle bei Quecksilberspitzen (z. B. MVA Hamburg Borsigstrasse, MVA Magdeburg Rothensee).

### 2.32.6 Quecksilberaustrag

Der Quecksilberaustrag aus Sondermüllverbrennungsanlagen erfolgt über die in Tabelle 215 genannten Pfade.

**Tabelle 215: Quecksilberausträge aus Abfallverbrennungsanlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornstein | |
| Wasser | Abwasser | Das Abwasser aus der Behandlung von Rauchgaswaschwasser wird meist in der Anlage behandelt |
| Abfall | Schlacke/Asche | Im Gegensatz zur HMVA handelt es sich bei der SAV meist um eine Schlacke, seltener auch um ein Schlacken-Asche-Gemisch; wird in der Regel deponiert. |
| | Kesselstäube Filterstäube | Kessel- und Filterstäube werden gelegentlich zu Flugaschen zusammengefasst. Die Beseitigung erfolgt meist Untertage z. B. Gips, Beseitigung meist auf SAD |
| | RGR-Produkte | nur bei Anlagen mit Wäschern |
| | Reaktionssalze Salzsäure | Meist zur Weiterbehandlung in einer chemisch-physikalischen Behandlungsanlage(CPB) z. B. aus der CPB oder aus der Abwasseraufbereitung |
| | Filterkuchen | |

Anders als bei HMVA, weisen die SAV meist sehr unterschiedliche Abfallinputs auf. Deshalb unterscheidet sich die Verteilung der Abfälle je Anlage nicht nur aufgrund von unterschiedlichen Anlagentechniken, sondern auch aufgrund der sehr unterschiedlichen Abfälle, die verbrannt werden.

Tabelle 216 zeigt am Beispiel von zwei deutschen SAV die Verteilung der Outputströme in Bezug zur Menge der verbrannten Sonderabfälle (BDSAV 2017).

#### 2.32.6.1 Austrag über Reststoffe

Informationen zu Quecksilbergehalten in den Reststoffen liegen bisher nur für eine Anlage vor (siehe Tabelle 216). Die Tabelle enthält auch eine Berechnung der Hg Gehalte bezogen auf ein Mg Abfallinput. Der Hg-Gehalt in den Filterstäuben erscheint allerdings mit 0,49 mg/kg TS deutlich zu gering. Der Hg-Gehalt in der Schlacke wurde für die Anlage mit 1,2 mg/kg TS angeben. Zu erwarten gewesen wäre, dass in den Filterstäuben deutlich höhere Hg-Gehalte zu finden sind, als in den Schlacken. Zum Vergleich: Der Hg-Gehalt in Filterstäuben von Hausmüllverbrennungsanlagen liegt mit 35 mg/kg TS um den Faktor 100 höher als der Wert von 0,49 mg/kg TS. Der Hg-Gehalt in Aschen von HMVA liegt bei 0,1 mg/kg TS (siehe Kap. 2.29.6.1). Da SAV i.d.R. bei höheren Temperaturen verbrennen als HMVA, ist zu erwarten, dass die Hg-Gehalte in den Schlacken von SAV geringer sind, als die Hg-Gehalte in HMVA. Die in der Tabelle genannte Hg-Konzentration in der Schlacke wird daher nicht für die Bilanzierung herangezogen. SAV erzeugen i.d.R. keinen Gips. Auch Salzsäuer wird nur in wenigen Anlagen erzeugt und dann in der eigenen Abwasserreinigung oder in der werkseigenen Produktion eingesetzt. Die Daten zu Gips und Salzsäure werden daher nicht als repräsentatv erachtet.

**Tabelle 216: Outputmengen aus 2 SAV und spezifische Quecksilberausträge einer der beiden Anlagen für das Jahr 2016**

| Nr. | Reststoff | Anlage A [kg/Mg Abfallinput] | Anlage B [kg/Mg Abfallinput] | Hg Mittel Anlage B [mg/kg] | Proben-anzahl | Hg Output Anlage B [mg/Mg Abfallinput] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Schlacke | 158,4 | 305,1 | 1,18 | 45 | 360 |
| 2 | Metallschrott | 15,4 | | | | |
| 3 | Kesselasche | 4,5 | | | | |
| 4 | Flugasche/ Filterstaub | 36,2 | 91,9 | 0,49 | 76 | 45 |
| 5 | Gips | | 11,4 | 17,10 | 33 | 195 |
| 6 | Salzsäure | | 9,9 | 6,0 - 12.,0* | | 59,4 - 119* |
| | **Summe feste Abfälle** | **214,5** | **418,0** | | | **659,4 - 718,8** |
| | Abwasser | 212,7 | | | | |
| | | $m^3$/Mg Abfallinput | $m^3$/Mg Abfallinput | µg/$m^3$ | | g/Mg Abfallinput |
| | Abgas | 4.882 | 5.889 | 0,6** | | 0,0035** |
| | Gesamtsumme | | | | | |

Alle Angaben BDSAV 2017, Hg-Gehalte: Mittelwerte aus Messungen die in den Jahren von 1998 bis 2017

* berechnet aus der Angabe in µg/l bei einer Dichte von 1,19 g/$cm^3$ für 37-eine prozentige Lösung

** validierter Wert bzw. Fracht berechnet aus dem validierten Wert (normierte Werte können entsprechend höher liegen und sind angefragt)

**Tabelle 217: Emissionen über den Luftpfad**

Die Quecksilberemissionen über den Luftpfad wurden über die Emissionserklärungen für das Jahr 2016 ermittelt. Die Datenabfrage erfolgte über die jeweils zuständigen Länderbehörden. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Emissionserklärungen sind in Tabelle 218 und Tabelle 219 dargestellt. Die Tabellen enthalten jeweils statistische Größen, wie z. B. Mittelwert oder Median, der ermittelten 47 Datensätze. In der letzten Zeile der Tabelle 219 ist die Gesamtjahresfracht der Sonderabfallverbrennungsanlagen in Deutschland angegeben. Diese betrug 25,9 kg, davon wurden 95,5 % als „gemessen“ (43 Datensätze) und 4,5 % als „berechnet“ (4 Datensätze) ausgewiesen.

Der Mittelwert der Konzentrationswerte, für die bei den Angaben zur Fracht „Messung“ angegeben wurde, liegt bei 2,2 µg/$m^3$. Der Konzentrationswert für die vier Linien, für die eine Frachtenermittlung durch Berechnung erfolgte, lag mit 1,0 µg/$m^3$ deutlich darunter. Ob es sich bei den Werten, für die „Messung“ angegeben wurde, um kontinuierliche oder diskontinuierliche Messungen handelte, lässt sich den Daten nicht entnehmen. Aus einer Untersuchung für NRW ist bekannt, dass ca. 60 % der untersuchten Anlagen in NRW mit einer kontinuierlichen Quecksilbermessung ausgerüstet sind Gebhardt 2015; Tebert 2015; Tebert et al. 2016a).

Bei der Recherche wurde festgestellt, dass von insgesamt 7 Sonderabfallverbrennungsanlagen für die Auswertung im Rahmen des Vorhabens keine Daten aus Emissionserklärungen vorliegen. Die im Jahr 2016 emittierte Fracht wurde abgeschätzt, indem der Medianwert für die Fracht aus Tabelle 219 mit der Anzahl der fehlenden Linien in den Emissionserklärungen multipliziert wurde. Zu der statistisch ermittelten Gesamtfracht sind somit nochmals ca. 2,2 kg/a zu addieren, so dass sich insgesamt eine Gesamtfracht von ca. 28 kg/a ergibt.

**Tabelle 218: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 47 Sonderabfallverbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,07 |
| 10 Perz. | 0,34 |
| Mittel | 3,04 |
| Median | 1,40 |
| 90 Perz. | 7,08 |
| Max. | 26,7 |

Quelle: Behördenabfrage

**Tabelle 219: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 47 Sonderabfallverbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [g/a] |
|---|---|
| Min. | 0,006 |
| 10 Perz. | 2,40 |
| Mittel | 552 |
| Median | 314 |
| 90 Perz. | 1.13 |
| Max. | 2.71 |
| **Gesamtfracht** | **25.93** |

Quelle: Behördenabfrage

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit, soweit korrekt angegeben, um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit.

#### 2.32.6.2 Austrag über das Abwasser

Die Emissionsdaten von Abwasser aus Sonderabfallverbrennungsanlagen werden nicht zentral erfasst. Eine Ausnahme stellt das Land Nordrhein-Westfalen dar. Für das Jahr 2012 sind die in der nachfolgenden Tabelle enthaltenen Konzentrationen und Frachten dokumentiert (Tebert et al. 2016a). In den beiden Betriebskläranlagen der Infracor wird auch Abwasser anderer Herkunft mit behandelt, so dass sich aus den Daten hierzu keine Schlussfolgerungen hinsichtlich der Quecksilberminderung des Abwassers der Rauchgaswäsche der Kohlekraftwerke ziehen lassen.

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

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

Insgesamt betrachtet, lassen die Daten keine belastbaren Rückschlüsse auf die Hg-Frachten, die im Jahr 2016 von Sonderabfallverbrennungsanlagen aus NRW in Oberflächengewässer eingeleitet werden, zu.

**Tabelle 220: Quecksilberkonzentrationen und –frachten von industriellen Abwasserbehandlungsanlagen in NRW im Jahr 2012**

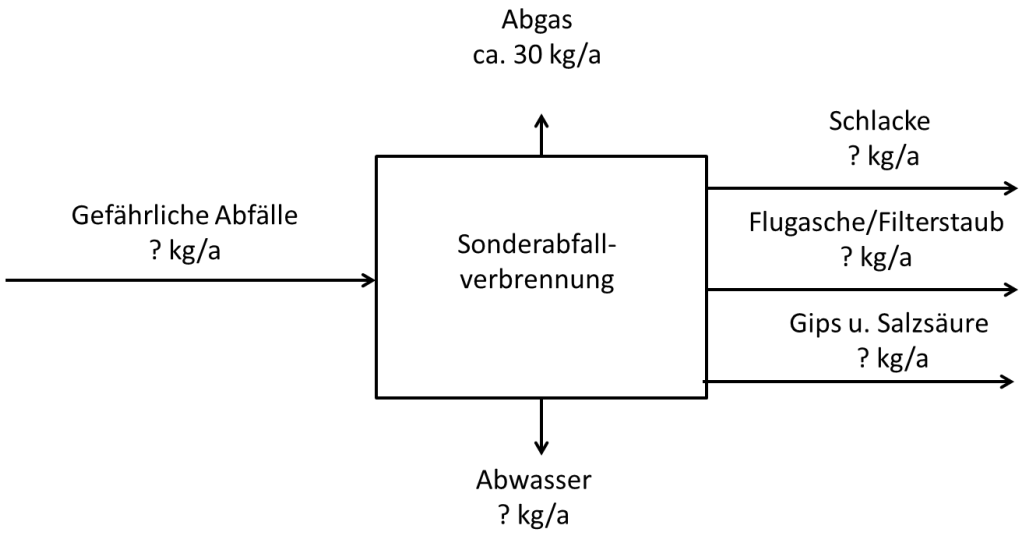
| Anlage | Konzentation [µg/l] | Fracht [g/a] | Art der Einleitung |
|---|---|---|---|
| Infracor Marl KA West | 0,057* | 223* | Direkteinleiter |
| Infracor Marl KA Ost | 0,28* | 2.896* | Direkteinleiter |
| Currenta Krefeld-Uerdingen | 620 | 62 | Direkteinleiter |
| Currenta, Dormagen | 1,32** | 481,8* | Indirekteinleiter |
| Currenta, Leverkusen | 18,61** | 3.690* | Indirekteinleiter |
| Wupperverband, Wuppertal | 15,3 | | Indirekteinleiter |
| RWE Innogy GmbH, Bergkamen | 0,1 | | Indirekteinleiter |
| Gesamtfracht | | 7.353 | |

* In der Betriebskläranlage der Infracor wird auch Abwasser anderer Herkunftsbereiche behandelt. Deshalb ergeben sich hier aufgrund der hohen Abwassermengen trotz geringem Konzentrationswert sehr hohe Frachten.
** Die Daten stammen aus der Eigenüberwachung im Jahr 2012 im Ablauf der Kläranlage der Rauchgaswäsche
Quelle: (Tebert et al. 2016a)

### 2.32.7 Gesamtbetrachtung

Daten zum Input liegen nicht vor. Zu Reststoffen und Abwasser liegen ebenfals keine belastbaren Daten vor. Die Gesamtemissionen in die Luft wurden aus den von den Ländern zur Verfügung gestellten Auswertungen der Emissionserklärungen berechnet.

**Abbildung 83: Quecksilberbilanz für Sonderabfallverbrennung für das Jahr 2016 bezogen auf 1,3 Mio. Mg Sonderabfallverbrennung**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für Sonderabfallverbrennungsanlagen.

**Tabelle 221 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Sonderabfallverbrennungsanlagen**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 2 |
| Output Abwasseremissionen | 4 |
| Output Abfälle | 6 |

## 2.33 Abfallverbrennung (IED 5.2a oder b) - Altholzverbrennungsanlagen, die nach 17. BImSchV genehmigt wurden

### 2.33.1 Altholz

Aufgrund der unterschiedlichen Herkunft kann Altholz in unterschiedlichem Maß mit Fremdstoffen belastet sein. Aus diesem Grund wird das Holz über die Altholzverordnung in vier Altholzkategorien aufgeteilt:

- Kategorie A I: naturbelassenes oder lediglich mechanisch bearbeitetes Altholz, das bei seiner Verwendung nicht mehr als unerheblich mit holzfremden Stoffen verunreinigt wurde,
- Kategorie A II: verleimtes, gestrichenes, beschichtetes, lackiertes oder anderweitig behandeltes Altholz ohne halogenorganische Verbindungen in der Beschichtung und ohne Holzschutzmittel,

- Kategorie A III: Altholz mit halogenorganischen Verbindungen in der Beschichtung ohne Holzschutzmittel,
- Kategorie A IV: mit Holzschutzmitteln behandeltes Altholz wie Bahnschwellen, Leitungsmasten, Hopfenstangen, Rebpfähle sowie sonstiges Altholz, das aufgrund seiner Schadstoffbelastung nicht den anderen Altholzkategorien A I, A II oder A III zugeordnet werden kann, ausgenommen PCB-Altholz[12].

In der energetischen Nutzung ist Altholz vor allem durch die Verbrennung in Biomasseheizwerken oder Biomassekraftwerken relevant. A III- und A IV-Holzverbrennungen erfordern umfangreiche Abgasreinigungstechnologien, die über die 17. BImSchV geregelt werden und die eine wirtschaftliche Verbrennung aufgrund des hohen technischen Aufwandes erst ab 10 MW Feuerungswärmeleistung ermöglichen. Solche Anlagen sind gemäß der 4. BImSchV Nr. 8.1.1.1, Nr. 8.1.1.2 und Nr. 8.1.1.3 genehmigt:

> *„Anlagen zur Beseitigung oder Verwertung fester, flüssiger oder in Behältern gefasster gasförmiger Abfälle, Deponiegas oder anderer gasförmiger Stoffe mit brennbaren Bestandteilen durch thermische Verfahren, insbesondere Entgasung, Plasmaverfahren, Pyrolyse, Vergasung, Verbrennung oder eine Kombination dieser Verfahren mit einer Durchsatzkapazität von*
> *- 10 Tonnen gefährlichen Abfällen oder mehr je Tag*
> *- weniger als 10 Tonnen gefährlichen Abfälle je Tag*
> *- 3 Tonnen nicht gefährlichen Abfällen oder mehr je Stunde.“*

In diesem Kapitel werden nur Anlagen zur thermischen Verwertung von Altholz betrachtet, die der 17. BImSchV unterliegen. Alle weiteren Anlagen, in denen u. a. Althölzer, insbesondere der Klassen A I und A II verbrannt werden, werden im Kapitel „Kleinere und mittlere Biomassefeuerungsanlagen“ abgearbeitet.

### 2.33.2 Anlagenbeschreibung

Der Brennstoff wird über eine Wurfbeschickung in den Feuerraum der Kesselanlage eingebracht und in der Schwebe bzw. auf dem Wanderrost verbrannt. Der erzeugte Heißdampf wird zu einer Dampfturbine mit geregelter Dampfentnahme geleitet, wo elektrische Energie und/oder Prozess- und Fernwärme erzeugt werden.

Altholzverbrennungsanlagen werden entweder als reine Kraftwerke zur Stromerzeugung (BMKW), als Heizkraftwerke (BMHKW; KWK-Anlagen zur Erzeugung von Strom und Wärme bzw. Dampf) oder als Heizwerke (BMHW) zur Erzeugung von Dampf oder Wärme betrieben.

Der überwiegende Anteil der Altholzverbrennungsanlagen, die Hölzer der Klassen A II bis A IV verbrennen, arbeitet nach dem Rostfeuerungsverfahren. Ein Teil ist auch mit einer Wirbelschichtfeuerung ausgerüstet. Bei Rostkesseln wird der Brennstoff auf einem in der Regel mechanisch angetriebenen Rost über verschiedenen Zonen getrocknet und verbrannt.

Bei Wirbelschichtfeuerungsanlagen wird der Brennstoff direkt in den Feuerraum gegeben. Die leichteren Bestandteile verbrennen im Flug, die schwereren fallen nach unten in ein Fluidisierungsmedium, meistens Sand. Dieser dient dazu, die Verbrennung zu homogenisieren und den Brennstoff in Schwebe zu halten. (Gammel Engineering 2017) In anderen Anlagen mit Wirbelschichtfeuerung wird die Biomasse über Aufgabeschnecken in den unteren Teil der

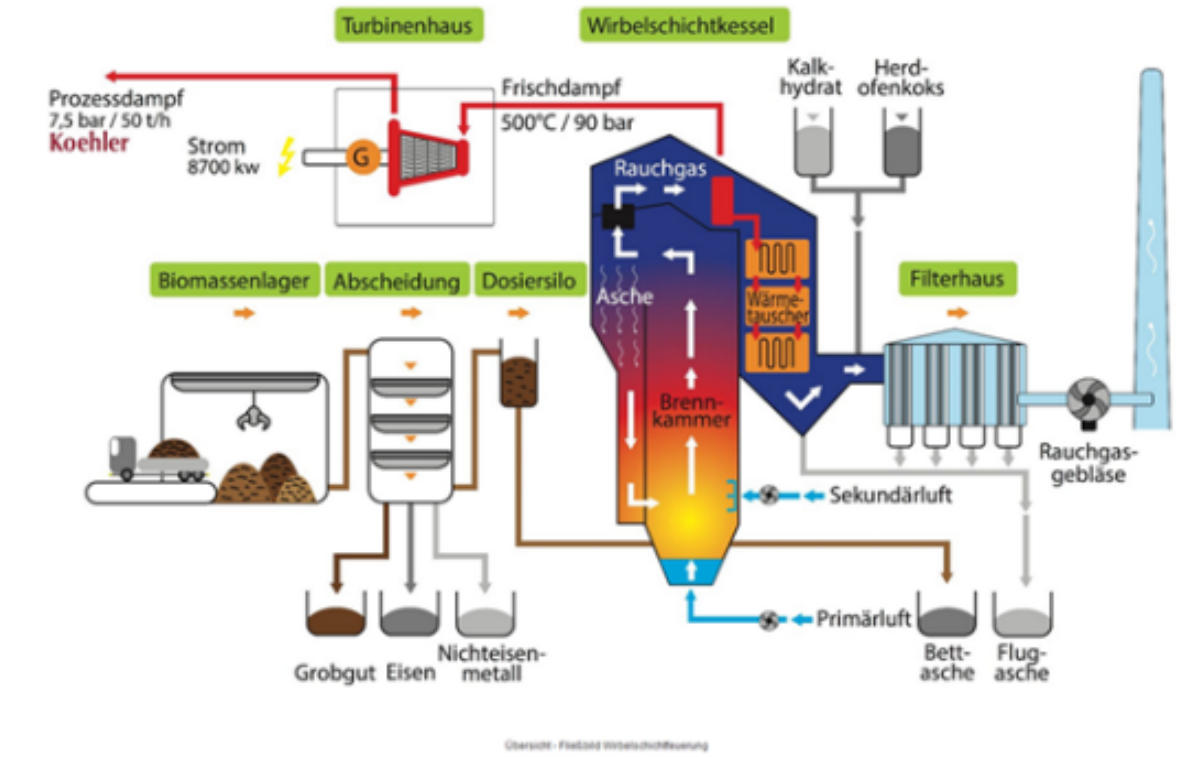
[12] Altholz, das polychlorierte Biphenyle im Sinne der PCB/PCT-Abfallverordnung enthält und nach deren Vorschriften zu entsorgen ist. Dabei handelt es sich insbesondere um Dämm- und Schallschutzplatten, die mit Mitteln behandelt wurden, die polychlorierte Biphenyle enthalten.

Brennkammer geführt (Heizkraftwerk Kehl GmbH 2003). Über den Boden des Kessels wird Luft eingedüst, um das Brennstoff-Sand-Gemisch zu verwirbeln. Die heißen Rauchgase werden bei beiden Verfahren durch Kesselzüge geleitet, die bei größeren Anlagen wassergekühlte Membranwände aufweisen. Zur Reduzierung der thermischen und chemischen Belastung der Wände im Bereich der Flammenbildung und starker Strahlungsbelastung sind die Wände mit einer feuerfesten Ausmauerung ausgekleidet. In den nachgeschalteten Rauchgaszügen sind Rohrschlangen installiert, die als Verdampferfläche, Überhitzer- und Economiserflächen fungieren. Der überhitzte Dampf wird meist einer Turbine zur Stromerzeugung zugeführt und anschließend i. d. R. zusätzlich als Fernwärme bzw. Nahwärme genutzt. Gegebenenfalls sind die letzten Economiserflächen noch zur direkten Wärmeauskopplung vorgesehen (Gammel Engineering 2017; Heizkraftwerk Kehl GmbH 2003). Eine Reihe von Anlagen erzeugt überwiegend Prozessdampf für die Industrie. Abbildung 84 zeigt das Verfahrensfließbild einer Altholzverbrennungsanlage für Hölzer der Klassen A I bis AIV, die nach dem Prinzip der zirkulierenden Wirbelschicht arbeitet.

Die Rauchgasreinigung besteht i. d. R. aus einem Gewebefilter. Vor dem Gewebefilter werden Sorbentien eingedüst, um saure Schadstoffe zu eliminieren sowie Schwermetalle und organische Schadstoffe zu adsorbieren. Als Additive werden Kalkhydrat und Aktivkohle bzw. Herdofenkoks eingesetzt. Es kommen auch fertige Mischungen zur Anwendung. Häufig wird dem Gewebefilter auch ein Zyklon zur Vorentstaubung vorgeschaltet (Stöcklein, Gass & Suritsch, 2016). In Abbildung 84 ist das Verfahrensschema einer Altholzverbrennungsanlage mit zirkulierender Wirbelschicht dargestellt.

Zur Stickoxidminderung wird hauptsächlich das SNCR-Verfahren eingesetzt.

**Abbildung 84 Altholzverbrennungsanlage für A1-A4 mit zirkulierender Wirbelschicht**




Quelle: (Koehler Energy Group, 2017)

### 2.33.3 Anlagenbestand

Für das Jahr 2016 liegen keine Informationen zum Bestand an Anlagen vor, die nach der 17. BImSchV genehmigt wurden. Für das Jahr 2018 werden 49 Anlagen genannt, die Althölzer der Kategorien A III und AIV verbrennen. (Vogler 2020) Da gemäß den vorliegenden Emissionserklärungen Altholzverbrennungsanlagen i.d.R. aus einer Linie bestehen, wird angenommen, dass der Bestand ebenfalls 49 Verbrennungslinien betrug.

Auch für die in 2016 in Anlagen nach 17. BImSchV verbrannten Altholzmengen liegen nur sehr ungenaue Angaben vor. Im Jahr 2018 wurden in solchen Alagn 5,2 Mio Mg Althölzer verbrannt.

Bei einem angenommenen Wassergehalt von 20 % ergibt sich eine Einsatzmenge von 4,16 Mio. Mg (trocken) für Altholzverbrennungsanlagen, die der 17. BImSchV unterliegen.

### 2.33.4 Quecksilbereintrag

In Abhängigkeit von der Altholzkategorie und der Beschichtung/Behandlung können sehr unterschiedliche Gehalte in Althölzern auftreten. Sie reichen von Gehalten im Bereich von naturbelassenem Holz (0,02 – 0,05 mg/kg TS) (siehe Kap. Biomassefeuerungsanlagen) bis zu Werten von 0,7 mg/kg TS (Mohn und Hofer 2000). Speziell mit Quecksilber behandelte Hölzer, z. B. Althölzer, die mit $HgCl_2$ behandelt wurden (kyanisierte Althölzer) können insbesondere in den äußeren (Farb-)Schichten auch noch wesentlich höhere Werte aufweisen (Köser und Zeng 2014). Quecksilberhaltige Holzschutzmittel sind inzwischen verboten, finden sich jedoch vereinzelt in Altholz wieder. (Gras 2002) gibt an, dass sich in Gebrauchsholzmischungen mittlere Belastungen in einer relativ engen Wertespanne um 0,1 mg/kg TS finden. Die zusammengetragenen Literaturwerte (siehe Anhang) bestätigen dies. Im Rahmen der Bilanzierung wird mit der im Anhang ausgewiesenen Spannbreite von 0,04 bis 0,34 mg/kg TS gerechnet. Der Wert von 0,04 mg/kg TS repräsentiert Anlagen, die Althölzer mit überwiegend geringen Belastungen verbrennen, der Wert von 0,34 mg/kg TS Anlagen, die zu hohen Anteilen Hölzer der Klassen A II bis A IV einsetzen.

**Tabelle 222: Quecksilbereinträge in Altholzverbrennungsanlagen über die eingesetzte Menge Altholz auf Basis von Hg-Konzentrationen**

| Nr. | Altholz in Altholzverbrennungsanlage [Mio. Mg/a] | Hg-Gehalt A [mg/kg TS] | Hg-Gehalt B [mg/kg TS] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 4,16 | 0,04 | 0,16 | 166 | 6664 |

1 A: LfU Bayern; 1B:(LUA NRW 1997)

Für Altholzverbrennungsanlagen, die der 17. BImSchV unterliegen, ergibt sich somit ein Quecksilberinput von ca. 170 bis 670 kg/a.

### 2.33.5 Verhalten von Quecksilber bei der Altholzverbrennung

Bei der Verbrennung von Holz wird Quecksilber aufgrund der hohen Temperaturen im Brennraum nahzu vollständig in den gasförmigen Zustand übergehen. Je nach Halogengehalt des verbrannten Altholzes kann der der Anteil an oxidiertem Quecksilber im unbehandelten Abgas nach dem Kessel unterschiedlich hoch sein. Das oxidierte Quecksilber kann zumindest teilweise an in den Abgasen enthaltenen Stäuben adsorbiert werden. Je nachdem, wie hoch der Anteil an Kohlenstoff in den Abgasen ist, wird auch elementares Quecksilber an den Ruß gebunden. Der größte Teil des im Abgasstrom enthaltenen Quecksilbers wird über die in den Rauchgasstrom eingedüste Aktivkohle bzw. den Herdofenkoks gebunden und am Gewebefilter abgeschieden.

Elementares Quecksilber dominiert bei den emittierten Quecksilberspezies, da es schlechter über Aktivkohle abgeschieden werden kann als oxidiertes Quecksilber.

### 2.33.6 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.33.6.1 Co-Benefit

In Altholzverbrennungsanlagen wird zur Rauchgasreinigung nahezu ausschließlich eine Kombination aus Sorbentieneindüsung (z. B. Aktivkohle) vor trockener Staubabscheidung (Gewebefilter) eingesetzt. Es ergeben sich Co-Benefit-Effekte in der Staubabscheidung über an Stäube gebundenes Quecksilber.

#### 2.33.6.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Als spezifische Quecksilberminderungstechnik ist insbesondere die Eindüsung von Aktivkohle, Herdofenkoks oder anderer Sorbentien, die Quecksilber adsorbieren und deren Abscheidung über Gewebefilter zu nennen.

### 2.33.7 Quecksilberaustrag

**Tabelle 223: Quecksilberaustrag aus Altholzverbrennungsanlage**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Schornsteine | |
| Wasser | | Altholzverbrennungsanlage arbeiten abwasserfrei |
| Abfall | Kesselaschen<br>Filterstäube | Verbringung in den Bergversatz |
| Produkt | | Produkte entstehen bei der Altholzverbrennungsanlage nicht. |

#### 2.33.7.1 Austrag über Reststoffe

Zu den Mengen an Input und Output liegen Daten aus den Antragsunterlagen für eine Altholzverbrennungsanlage, die nach der 17. BImSchV genehmigt wurde, vor (Heizkraftwerk Kehl GmbH 2003). Die Anlage weist keinen Zyklon als Vorentstaubungseinheit auf. Die Massenbilanz ist in der nachfolgenden Tabelle dargestellt. Weitere Daten liegen nicht, so dass hilfsweise die Daten aus den oben zitierten Antragsunterlagen herangezogen werden.

**Tabelle 224: Massenbilanz des Heizkraftwerkes Kehl**

| Stoffstrom | Menge pro Jahr [Mg] | Anteil am Input |
|---|---|---|
| Biomasseinput | 132.000 | |
| Bettasche | 2.355 | 1,8 % |
| Flugasche und Reaktionsprodukte | 2.660 | 2,0 % |

Quelle: (Heizkraftwerk Kehl GmbH 2003)

Die Hg-Konzentrationen der Reststoffe wurden einer Veröffentlichung aus der Schweiz entnommen (Mohn und Hofer 2000). Da aus deutschen Quellen keine Daten zur Verfügung stehen, wurde diese Quelle hilfsweise herangezogen. Für Bettaschen liegen nur Messwerte unter

der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/kg TS vor. Für Hg-Mittel A wurde ¼ der Bestimmungsgrenze für Hg Mittel B ¾ der Bestimmungsgrenze angesetzt. Die Ergebnisse der Bilanzierung können Tabelle 225 entnommen werden.

**Tabelle 225: Quecksilberoutput über Aschemengen und gemessene Hg-Gehalte**

| No. | Reststoff | Stoffstrom [Mg FS/a] | Anteil am Input | Hg Mittel A [mg/kg TS] | Hg Mittel [mg/kg TS] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Input | 4.160.000 | | | | | 4.160.000 |
| 1 | Bettasche | 74.218 | 1,8% | 0,025 | 0,075 | 1,9 | 5,6 |
| 3 | Flugasche | 83.830 | 2,0% | 1,4 | 15,0 | 117,4 | 1.257 |

Stoffströme: berechnet nach Tabelle 224; 1A/B, 2A/B: (Mohn und Hofer 2000)

#### 2.33.7.2 Emissionen über den Luftpfad

Die Quecksilberemissionen über den Luftpfad wurden aus Auswertungen der Emissionserklärungen für das Jahr 2016 ermittelt. Die Datenabfrage erfolgte über die jeweils zuständigen Länderbehörden. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Emissionserklärungen sind in Tabelle 226 und Tabelle 227 dargestellt. Die Tabellen enthalten jeweils statistische Größen, wie z. B. Mittelwert oder Median, der ermittelten 35 Datensätze. In der letzten Zeile der Tabelle 227 ist die Gesamtjahresfracht der ausgewerteten 35 Altholzverbrennungslinien nach 17. BImSchV in Deutschland angegeben. Diese betrug 22,6 kg, davon wurden 98,2 % als „gemessen“ (31 Datensätze) und 1,8 % als „berechnet“ (4 Datensätze) ausgewiesen.

Bei der Recherche wurde festgestellt, dass von insgesamt 49 Altholzverbrennungslinien für 14 Linien für die Auswertung im Rahmen des Vorhabens keine Daten aus Emissionserklärungen vorliegen. Die im Jahr 2016 über diese Linien emittierte Fracht wurde abgeschätzt, indem der Medianwert für die Fracht aus Tabelle 227 mit der Anzahl der fehlenden Linien in den Emissionserklärungen multipliziert wurde. Zu der statistisch ermittelten Gesamtfracht von ca. 22,6 kg/a sind somit ca. 5,5 kg/a zu addieren, so dass sich insgesamt eine Gesamtfracht von ca. 28 kg/a ergibt.

Der Mittelwert der Konzentrationswerte, für die bei den Angaben zur Fracht „Messung“ angegeben wurde, liegt bei 1,4 µg/m³. Der Konzentrationswert für die vier Linien, für die eine Frachtenermittlung durch Berechnung erfolgte, war mit 0,7 µg/m³ um die Hälfte geringer. Ob es sich bei den Werten, für die „Messung“ angeben wurde, um kontinuierliche oder diskontinuierliche Messungen handelte, lässt sich den Daten nicht entnehmen. Aus einer Untersuchung für NRW ist bekannt, dass alle der untersuchten Anlagen in NRW mit einer kontinuierlichen Quecksilbermessung ausgerüstet sind Gebhardt 2015, Tebert 2015, Tebert et al. 2016a).

**Tabelle 226: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 35 Altholzverbrennungslinien angegebenen Hg-Konzentrationen im Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Konzentration im Jahresmittel [µg/m³] |
|---|---|
| Min. | 0,01 |
| 10 Perz. | 0,15 |
| Mittel | 1,4 |
| Median | 1,1 |
| 90 Perz. | 2,8 |
| Max. | 9,1 |

Quelle: Behördenabfrage

**Tabelle 227: Statistische Auswertung der in Emissionserklärungen von 35 Altholzverbrennungslinien angegebenen Hg-Frachten über das Abgas (Berichtsjahr 2016)**

| Statistische Größe | Jährliche Fracht [g/a] |
|---|---|
| Min. | 3,7 |
| 10 Perz. | 35,1 |
| Mittel | 646 |
| Median | 396 |
| 90 Perz. | 1.646 |
| Max. | 2.600 |
| **Gesamtfracht** | **22.619** |

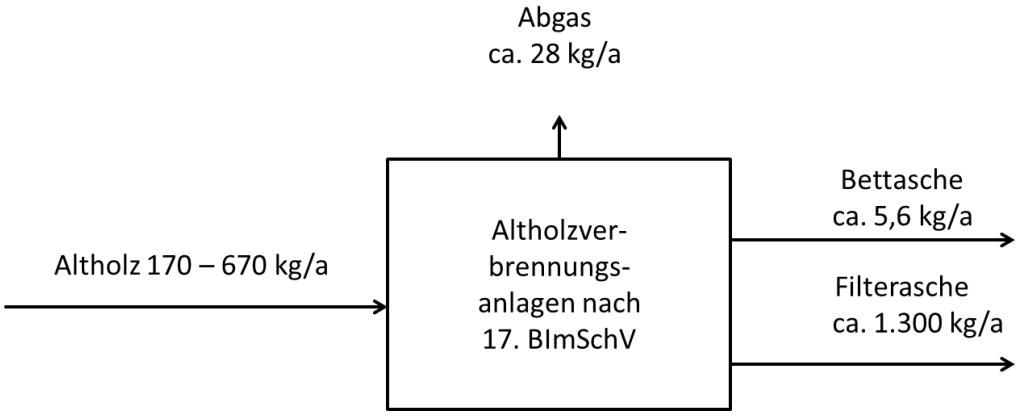
Quelle: Behördenabfrage

Im Rahmen von Emissionserklärungen sind normierte Emissionsdaten anzugeben. Es handelt sich somit, soweit korrekt angegeben, um Daten ohne Abzug oder Addition der Messunsicherheit.

### 2.33.8 Gesamtbetrachtung

Über die Verbrennung von Biomasse in Altholzverbrennungsanlagen, die der 17. BImSchV unterliegen, ergeben sich die in Abbildung 85 dargestellten Input- und Outputströme für Quecksilber.

**Abbildung 85: Quecksilberbilanz Altholzverbrennungsanlagen**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für Altholzverbrennungsanlagen, die der 17. BImSchV unterliegen.

**Tabelle 228 Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Altholzverbrennungsanlagen, die der 17. BImSchV unterliegen**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 2 |
| Output Abfälle | 4 |

## 2.34 Abfallbehandlung (IED 5.3 a) i) und iii); Nr. 5.3b) i) und ii) - Mechanisch-(biologischen) Behandlungsanlagen

### 2.34.1 Anlagenbeschreibung

Die Anlagen sind gemäß 4. BImSchV Nr. 8.4 und 8.6. genehmigt:

- 8.4: Anlagen, in denen Stoffe aus Haushaltungen anfallenden oder aus hausmüllähnlichen Abfällen durch Sortieren für den Wirtschaftskreislauf zurück- gewonnen werden
- 8.6: Anlagen zur biologischen Behandlung, soweit nicht durch Nummer 8.5 oder 8.7 erfasst. (4. BImSchV 2017b)

Das Hauptziel von mechanisch-(biologischen) Anlagen (M(B)A) ist die stoffspezifische Behandlung von Siedlungsabfällen mit dem Ziel der Gewinnung von stofflich und energetisch nutzbaren Fraktionen. Bei einigen Anlagentypen erfolgt vor einer Deponierung eine Vorbehandlung von Abfallfraktionen, die nicht in den Kreislauf zurückgeführt werden können (Ketelsen 2016). Je nach Zielsetzung der Behandlung wird unterschieden zwischen

- reiner mechanischer Aufbereitung (MA-Anlagen),
- Anlagen zur mechanischen Behandlung und physikalischer Trocknung (MPS-Anlagen),
- Anlagen zur mechanischen Behandlung und biologischen Trocknung (MBS-Anlagen),

- Anlagen zur mechanischen Behandlung und aeroben biologischen Behandlung (MBA-Anlagen aerob),
- Anlagen zur mechanischen Behandlung und biologischen anaeroben Behandlung (MBA-Anlagen anaerob).

Alle Anlagentypen beinhalten eine mechanische Abtrennung von Wertstoffen, insbesondere Eisenmetallen. Primäre Aufgabe der rein mechanischen Anlagen und der Anlagen mit Trocknung ist die Erzeugung eines Ersatzbrennstoffes, der insbesondere in EBS-Anlagen, Zementwerken oder Anlagen zur Erzeugung elektrischer Energie eingesetzt wird.

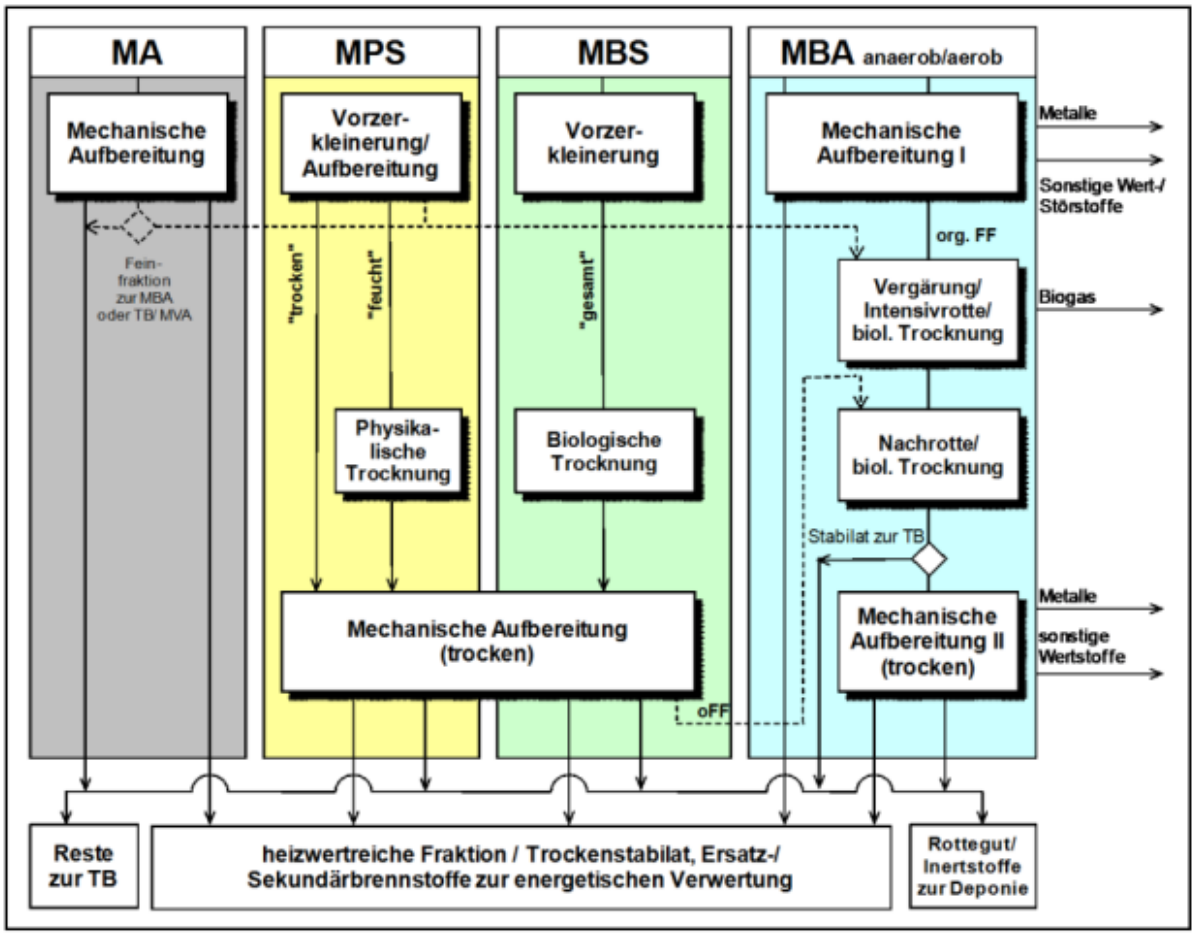
Bei MBA-Anlagen wird einerseits Ersatzbrennstoff (EBS) erzeugt, andererseits wird insbesondere die Feinfraktion einer biologischen Behandlung unter aeroben oder anaeroben Bedingungen unterzogen mit folgenden Zielen (Neubauer 2006; Uhlenbrock 2011):

- kontrollierte Vorwegnahme der biologischen Abbauprozesse, die ansonsten in der Deponie über lange Zeiträume und unkontrolliert ablaufen,
- Verringerung des Abfallvolumens und damit eine Verlängerung der Deponielaufzeiten,
- Verringerung der Gasbildung,
- Reduzierung der Gefahr von Deponiebränden sowie eine Reduzierung von Sickerwasserneubildung und -belastung.

Die Abluft der mechanischen Aufbereitungsprozesse sowie die Abluft der Rotteprozesse, sofern sie in Hallen oder geschlossenen Systemen stattfinden, werden einer Behandlung unterzogen. Bei MBA kommen Gewebefilter zur Staubabscheidung sowie die Regenerative Thermische Oxidation (RTO) zur Geruchsminderung und zur Minderung organischer Stoffe zum Einsatz. (Neubauer 2006) RTO sind im Gegensatz zu anderen Ländern in Deutschland aufgrund der Anforderungen der 30. BImSchV für stärker belastete Abgasströme alternativlos (Balhar et al. 2017). Biofilter und Wäscher werden in Deutschland ergänzend für die Behandlung schwach belasteter Abgase eingesetzt.

Bei MA wird, je nachdem, wie stark die Abluft mit Gerüchen und organischen Stoffen beladen ist, häufig nur eine Entstaubung durchgeführt. Die Anforderungen der 30. BImSchV gelten hier nicht, da keine biologischen Prozesse zur Abfallbehandlung eingesetzt werden.

**Abbildung 86: Vereinfachte Darstellung der Anlagenkonzepte mit mechanischen und biologischen Verfahren**




Quelle: (Ketelsen 2016)

### 2.34.2 Anlagenbestand und Durchsatz

Detaillierte Daten zum Anlagenbestand liegen für das Jahr 2013 vor (Ketelsen 2016). Demnach wurden ca. 6,3 Mio. Mg Abfälle in MBA-, MBS-, MPS- und MA-Anlagen behandelt, davon ca. 4 Mio. Mg in 41 MBA-, MBS- und MPS-Anlagen. Die restlichen ca. 2 Mio. Mg gingen in reine MA-Anlagen. Das Statistische Bundesamt nennt für 2015 eine Anzahl von 55 Anlagen. Es listet aber lediglich MBA-, MBS- und MPS-Anlagen (Statistisches Bundesamt 2017).

Aus der nachfolgenden Tabelle ergeben sich Anzahl und Durchsatz der einzelnen Anlagentypen (Ketelsen 2016).

**Tabelle 229: Anzahl, Kapazität und Durchsatz in MBA-, MBS-, MPS- und MA-Anlagen für das Jahr 2013**

| | Einheit | MBA mit Rotte | MBA mit Vergärung | MBS | MPS | MA | Gesamt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Anzahl | | 15 | 12 | 11 | 3 | >30 | > 71 |
| Kapazität | [Mio. Mg/a] | 1,7 | 1,3 | 1,7 | 0,5 | > 3,0 | > 8,2 |
| Durchsatz | [Mio. Mg/a] | 1,3 | 1,1 | 1,3 | 0,4 | > 2,2 | > 6,4 |

Quelle: (Ketelsen 2016)

### 2.34.3 Quecksilbereintrag

#### 2.34.3.1 Hg-Konzentrationen in Eingangsstoffen

Der in M(B)A behandelte Abfall besteht zum größten Teil aus Hausmüll (ca. 72 %). Sperrmüll, Gewerbeabfälle und Sortierreste tragen mit insgesamt ca. 19 % ebenfalls in erheblichen Mengen zum Input bei. (Ketelsen 2016) Es ist davon auszugehen, dass sich die Hg-Gehalte der Siedlungsabfälle, die in M(B)A behandelt werden, nicht wesentlich von den Siedlungsabfällen unterscheiden, die in Hausmüllverbrennungsanlagen behandelt werden. Es wird daher auf Tabelle 195 in Kapitel 2.29.3 verwiesen und von einem Hg-Gehalt im Input von 0,19 bis 0,80 mg/kg TS ausgegangen. Bei einer behandelten Abfallmenge von ca. 6,4 Mio. Mg ergibt sich ein Quecksilberinput in MBA von 920 bis 3.800 kg/a.

**Tabelle 230: Quecksilbereintrag über Siedlungsanfälle in MBA**

| Nr. | Menge Input [Mio. Mg/a] | Wassergehalt | Hg Mittel A [mg/kg TS] | Hg Mittel B [mg/kg TS] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 6,4 | 33,7 % | 0,19 | 0,80 | 806 | 3.395 |

Input: siehe Tabelle 229; 1A; 1B (LfU B 2003); 1B: (Spohn 2017); Wassergehalt: (MUNLV NRW 2005)

### 2.34.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.34.4.1 Co-Benefit

In Deutschland verfügen MBA i. d. R über eine Kombination von saurem Wäscher und RTO, teilweise auch einen Biofilter zur parallelen Behandlung schwach belasteter Abluft. Durch den Einsatz von Wäschern kann auch Quecksilber aus der Abluft abgeschieden werden.

Gewebefilter werden nur vereinzelt in MBA zur Behandlung von stark staubenden Abfällen vor dem Wäscher und der RTO eingesetzt.

MA-Anlagen sind i. d. R. mit Gewebefiltern ausgerüstet. Angaben zum Abscheidegrad für Quecksilber liegen nicht vor. Da die Abluft keine Rußbestandteile, die zu einer zusätzlichen Filterwirkung führen, enthält und somit nur partikelgebundenes Quecksilber abgeschieden wird, dürften die Abscheideleistungen für Quecksilber relativ niedrig sein.

#### 2.34.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Spezifische Quecksilberminderungstechniken werden bei MBA nicht eingesetzt.

### 2.34.5 Quecksilberaustrag

Quecksilber wird aus M(B)A über die in Tabelle 231 genannten Pfade ausgetragen.

**Tabelle 231: Quecksilberausträge aus mechanisch-biologischen Anlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Abluftkamin | |
| Abwasser | | Nur bei einigen Anlagen, z. B. Kondensat Trockenstabilisierung, Entwässerung bei einigen anaerob arbeitenden Anlagen |
| Abfall | EBS<br>Metalle<br>Sonstige Wertstoffe<br>Störstoffe<br>Rückstände zur Deponie | Zur thermischen Verwertung<br>Zur stofflichen Verwertung<br><br><br>Nur bei Anlagen mit biologischer Prozessstufe |
| Produkt | | Es werden keine Produkte erzeugt |

Nach (Ketelsen 2016) ergibt sich für die Gesamtheit der M(B)A-Anlagen in Deutschland die in Tabelle 232 enthaltene Verteilung der Outputströme. Demnach werden von M(B)A-Anlagen ca. 3,8 Mio. Mg EBS erzeugt.

**Tabelle 232: Anteil der Outputmassenströme aus M(B)A bezogen auf einen Input von 6,4 Mio. Mg Abfall**

| Stoffstrom | Anteil | Menge [Mg] |
|---|---|---|
| EBS | 59,0 % | 3.776.000 |
| Biogas | 1,0 % | 64.000 |
| Stoffliche Verwertung | 4,7 % | 300.800 |
| Aufbereitung | 6,8 % | 435.200 |
| Deponie | 12,9 % | 825.600 |
| Rotte-/Massenverlust | 15,6 % | 998.400 |
| Summe | 100,0 % | 6.400.000 |

Anteile am Gesamtmassenstrom für das Jahr 2013: (Ketelsen 2016)

Zu den Outputstoffen von MBA-Anlagen liegen bislang nur für EBS und für Gärrückstände aus der anearoben Behandlung von Siedlungsabfällen Messergebnisse zu Quecksilber vor. Die Datenlage für EBS ist im Vergleich zu Hausmüll relativ gut. Zu Gärrückständen sind bislang nur 2 Analysen aus der Abfalldatenbank ABANDA (Abfallschlüsselnummer 19 06 04; Gärrückstand/-schlamm aus der anaeroben Behandlung von Siedlungsabfällen) bekannt (ABANDA). Ob es sich dabei tatsächlich um die Deponiefraktion handelt, ist unklar. Anfragen bei verschiedenen Länderbehörden erbrachten lediglich für eine MBA in Niedersachsen Messwerte für Quecksilber im Deponiegut. Der Mittelwert der 3 Messwerte lag bei 0,28 mg/kg TS (GAA Hannover 2017b). Die dünne Datenlage dürfte dem Umstand geschuldet sein, dass für die Ablagerung auf Deponien Eluatkriterien aber keine Feststoffwerte festgelegt wurden. Entsprechend sind auch keine Messungen im Feststoff vorgeschrieben. Im Rahmen einer Abschätzung wird mit einer Spanne aus dem ABANDA-Wert und dem o. g. Mittelwert aus einer MBA gerechnet.

Der Tabelle 233 können die Quecksilberausträge über EBS und Rotteprodukte entnommen werden.

**Tabelle 233: Quecksilberausträge aus M(B)A über EBS und andere Reststoffe**

| Nr. | Reststoff | Menge [Mg/a] | Wasser-gehalt | Hg-Median A [mg/kg TS] | Hg-Median B [mg/kg TS] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | EBS | 3.776.000 | 20 % | 0,19 | 0,80 | 574,0 | 2.417,0 |
| 2 | Deponiefraktion | 825.600 | 65 % | 0,20 | 0,28 | 107,3 | 150,3 |

Reststoffmengen: 1;2: berechnet nach (Ketelsen 2016); 1A: (MUNLV NRW 2007); 1B (Thiel 2007); 2A: (ABANDA); 2B: (GAA Hannover 2017b); Wassergehalt 1; 2: (ABANDA)

Zu Quecksilberkonzentrationen in der Abluft von M(B)A-Anlagen liegen nur sehr wenige Messwerte vor. Relativ aktuelle Messwerte stammen von einer deutschen Anlage. Aus den Unterlagen zum Entwurf des BVT-Merkblatts zur Abfallbehandlung lässt sich ein spezifischer Abluftvolumenstrom von 4.190 $Nm^3$/Mg Abfallinput für eine M(B)A mit Standort Deutschland berechnen (BREF WT 2018). Gemäß dem Entwurf des BVT-Merkblatts beträgt die Quecksilberkonzentration in der Abluft dieser M(B)A 4,07 µg/$m^3$. Es handelt sich um eine MPS-Anlage, die mit einer Trockentrommel arbeitet, in die Heißluft mit Temperaturen von 200-300 °C eingebracht wird. Aufgrund der verhältnismäßig hohen Quecksilberkonzentrationen in der Abluft wurde die Anlage mittlerweile mit einem Aktivkohlefilter nachgerüstet, so dass die Quecksilberemissionen deutlich gesenkt werden konnten. Insgesamt sind in Deutschland nur 3 Anlagen von diesem Typ in Betrieb, die insgesamt ca. 450.000 Mg Abfälle verarbeiten. Zwei Anlagen wurden mittlerweile mit einer Aktivkohleabscheidung in der Abgasreinigung ausgerüstet (Ketelsen 2017a).

Bei der Bilanzierung wurden die Emissionsdaten der MPS-Anlage für die Behandlung von 450.000 Mg Abfälle und die Emissionsdaten der polnischen Anlage für die Behandlung der restlichen in deutschen M(B)A behandelten Abfallmenge von 5.950.000 Mg/a herangezogen. Das Ergebnis zeigt Tabelle 234.

Quecksilberausträge über die Verbrennung von Biogas aus MBA werden in Kapitel 2.36.5 bilanziert. Mit Frachten im Bereich von 20 g/a sind sie im Vergleich zu den Emissionen über die Abluft der mechanischen Behandlungsstufe vernachlässigbar.

**Tabelle 234: Quecksilberausträge aus M(B)A über die Abluft**

| Nr. | Menge Input [Mg] | Spez. Quecksilberfracht [mg/Mg] | Hg-Output Abluft [kg/a] |
|---|---|---|---|
| 1 | 450.000 | 21,5 | 9,7 |
| 2 | 5.950.000 | 0,9 | 5,3 |
| | Summe | | 15 |

1: spez. Quecksilberfracht, Hg-Konzentration: (Ketelsen 2017); 2:spez. Abluftvolumenstrom / Hg-Konz. Abluft: (BREF WT 2018

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden Messungen im gereinigten Abgas der Rotte von zwei MBA in Deutschland mit klassischer mechanischer Stufe und biologischer Behandlung der Feinfraktion in einer Rotte durchgeführt. Es wurde das Sorbent Trap-Verfahren angewendet. Die Messdauer betrug pro Anlage ca. 2 Wochen. Die Ergebnisse lassen sich der Tabelle 235 entnehmen. Bei einer mittleren spezifischen Hg-Fracht von 0,9 mg Hg/Mg Abfall und einer Abfallmenge von 5,95 Mio. Mg/a (siehe Tabelle 234) ergibt sich eine jährliche Hg-Fracht für

Deutschland von 5,8 kg/a. Dieser Wert deckt sich weitgehend mit dem Wert, der anhand der Messergebnisse der polnischen Anlage ermittelt wurde.

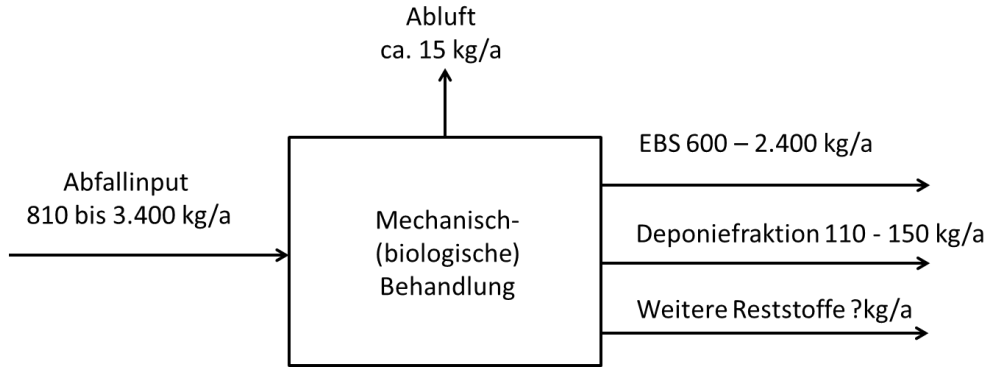
**Tabelle 235: Ergebnisse von Messungen an zwei mechanisch biologischen Anlagen in Deutschland**

| | Gemessen Hg-Konz. in der Abluft [µg/Nm³] | Spez. Abluftvolumenstrom [m³/Mg Input] | Spez. Hg-Emission [mg Hg/Mg Abfall] |
|---|---|---|---|
| Anlage 1 | 0,32 | 1.992 | 0,64 |
| Anlage 2 | 0,47 | 2.471 | 1,16 |
| Mittelwert | 0,40 | 2.232 | 0,90 |

### 2.34.6 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über die aufbereiteten Siedlungsabfälle liegt zwischen 920 und 3.800 kg/a. Über die Abluft werden ca. 10 kg/a und über das erzeugte EBS und die Deponiefraktion 710 bis 2.550 kg/a ausgetragen. Abbildung 87 zeigt die Quecksilberbilanz für M(B)A-Anlagen.

**Abbildung 87: Quecksilberbilanz für M(B)A-Anlagen im Jahr 2013 bezogen auf 6,3 Mio. Mg Abfalldurchsatz**




.

**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für Mechanisch Biologische Behandlungsanlagen

**Tabelle 236: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Mechanisch Biologische Behandlungsanlagen**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output EBS | 3 |
| Output Rotte- bzw. Gärrückstände | 4 |

## 2.35 Abfallbehandlung (IED 5.3) – Schredderanlagen für Eisenmetallschrott (IED – Nr. 5.3 a v und Nr. 5.3 b iv)

### 2.35.1 Anlagenbeschreibung

In Deutschland werden Eisenmetalle insbesondere in Großschredderanlagen behandelt.

Die Anlagen sind gemäß 4. BImSchV Nr. 8.9.1 genehmigt:

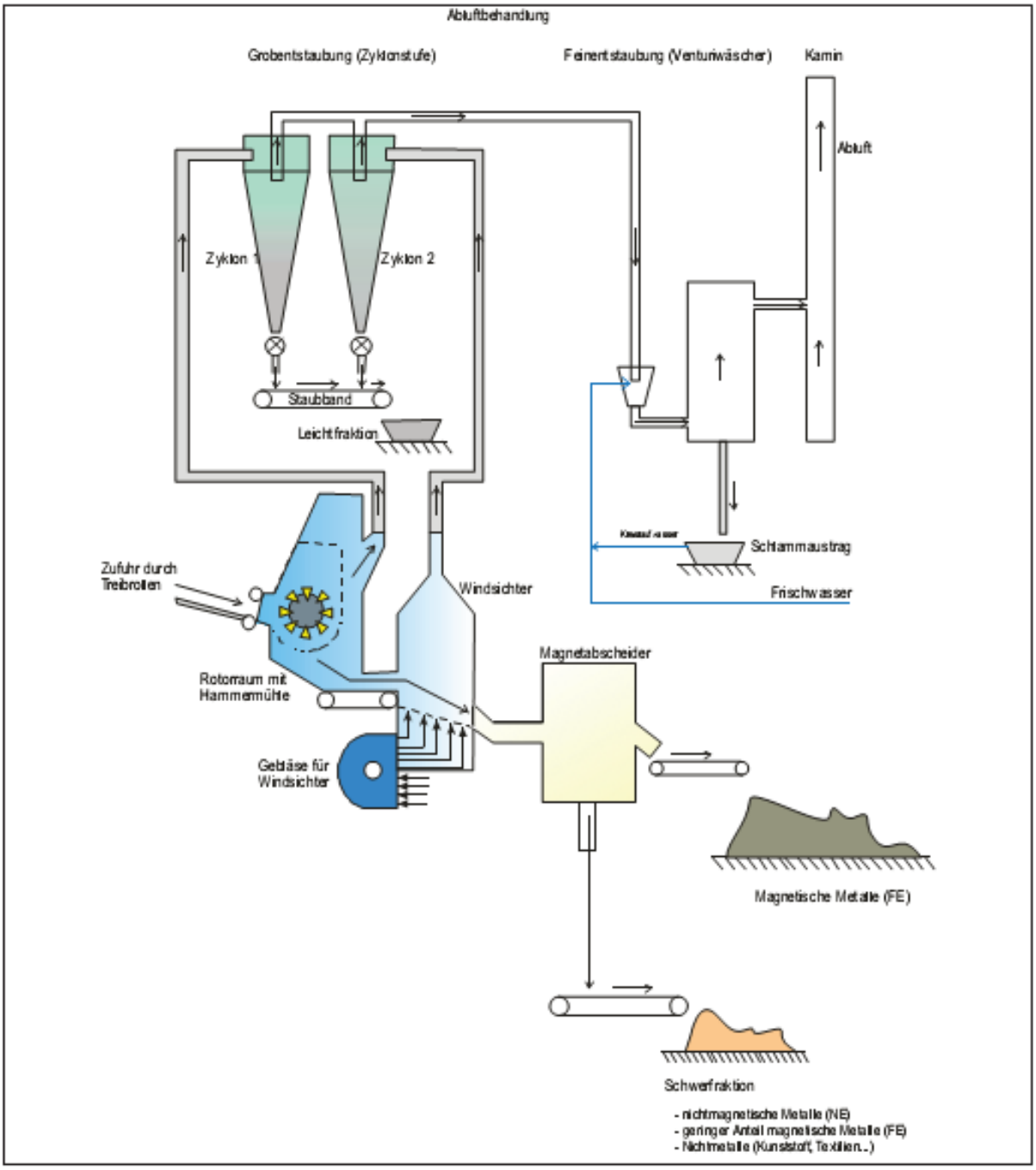
Anlagen zur Behandlung von nicht gefährlichen metallischen Abfällen in Schredderanlagen (…) [4. BImSchV 2017]

Der Schredderprozess teilt sich typischerweise in folgende Arbeitsschritte auf: (BDSV 2012)

- Anlieferung und Annahme,
- Ggf. Vorbehandlung (z. B. Vorzerreißer),
- Zerkleinern des Schrotts mit dem Schredder,
- Nachbehandlungsverfahren (Sortierung der geschredderten Fraktionen),
- Einrichtungen zur Emissionsminderung.

Abbildung 88 zeigt das Stoffflussschema einer Schredderanlage ab der Aufgabe auf das Zuführband des Schredders.

**Abbildung 88: Stoffflussschema einer Schredderanlage**




Quelle: (BDSV 2012)

Bei Schredderanlagen erfolgt i. d. R. eine Staubabscheidung mit Hilfe von Zyklonen und anschließenden Venturiwäschern. Bei einigen Anlagen werden auch Gewebefilter, die beispielsweise nach dem Windsichter angeordnet sind, eingesetzt (BDSV 2012).

In Europa existieren vereinzelt Anlagen, die mit Aktivkohlefilter arbeiten (BREF WT 2018). Diese sind in erster Linie zur Abscheidung der Emissionen von Kohlenwasserstoffen ausgelegt.

Feste Rückstände bei Schredderanlagen fallen insbesondere als Schredderleicht- und Schredderschwerfraktion an. Beide Fraktionen werden i. d. R. einer weiteren Aufbereitung zugeführt, bei der z. B. NE-Metalle zurückgewonnen werden. Die Aufbereitungsrückstände werden einer thermischen Verwertung unterzogen (BDSV 2012).

Aufgrund des hohen Anteils an organischen Substanzen werden die Filterstäube sowie die Schlämme aus der Abwasserreinigung thermisch behandelt (RP Gießen 2017).

### 2.35.2 Anlagenbestand

Insgesamt sind in Deutschland 44 Anlagen im Einsatz, mit einer Gesamtleistungskapazität von ca. 60.000 kW und einer durchschnittlichen Kapazität von 1.500 kW (Stand 2015) (BDSV 2017a). Die Anlagen teilen sich auf in 20 konventionelle Schredderanlagen, 19 Zerdiratoren[13] und 5 Kondiratoren[14]. Im Jahr 2009 wurden ca. 3,4 Mio. Mg Schreddervormaterial verarbeitet. Der Schrottoutput betrug ca. 2,2 Mio. Mg. Darüber hinaus fielen ca. 0,5 Mio. Mg Schredderleichtfraktion und 0,7 Mio. Mg weitere Reststoffe (z. B. Schredderschwerfraktion) und Wertstoffe (Nichteisenmetalle) an (BDSV 2012).

### 2.35.3 Quecksilbereintrag

Der Quecksilbereintrag erfolgt in erster Linie über den Metallschrott. Untersuchungen an Quecksilbergehalten in den Schrotten liegen nicht vor. Es wird davon ausgegangen, dass die Quecksilberbelastung ähnlich wie beim Input in Elektrostahlwerke sehr inhomogen ist.

Zur Berechnung des Hg-Eintrags in Schredderanlagen liegen keine Daten aus der Schredderwirtschaft vor.

### 2.35.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.35.4.1 Co-Benefit

In Schreddern wird Quecksilber über folgende Abgasreinigungstechniken, die zur vorrangig zur Minderung von Staub betrieben werden, abgeschieden (BDSV 2012; BREF WT 2018):

- Wäscher, i. d. R. Venturiwäscher (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber),
- Gewebefilter (Abscheidung staubgebundenes Quecksilber).

#### 2.35.4.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Bei Schredderanlagen werden nur an wenigen Anlagen spezifische Quecksilberminderungstechniken eingesetzt, die vorrangig für die Minderung von Kohlenwasserstoffen ausgelegt sind (BDSV 2012; BREF WT 2018):

Einsatz von Aktivkohle vor Gewebefilter (einzelne Anlagen in Europa, z. B. Italien, Belgien).

### 2.35.5 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus Schredderanlagen erfolgen insbesondere über die in Tabelle 237 angegeben Pfade:

[13] Kondirator: Schredder mit links liegenden Rost

[14] Zerdirator: Schredder mit oben und unten liegenden Rost

**Tabelle 237: Quecksilberaustrag aus Schredderanlagen**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Hauptkamin<br>Ggf. separate Abluft Sortierung | |
| Abwasser | | Das Wäscherwasser wird im Kreislauf geführt |
| Abfall | Filterstäube<br>Aktivkohle<br>Schlamm aus Wäschersumpf<br>Schredderleichtfraktion (SLF)<br>Schredderschwerfraktion (SSF) | Aus Gewebefiltern<br>Aus Aktivkohlefiltern<br><br>SLF und SSF werden bei einigen Anlagen auch gemeinsam aufgearbeitet |
| Produkt | Schrott | |

Die Schredderleichtfraktion wird entweder direkt deponiert oder einer thermischen Verwertung zugeführt. Teilweise werden vor der Deponierung bzw. der thermischen Verwertung Metalle abgetrennt. Die Schredderschwerfraktion wird –teilweise ebenfalls nach einer weiteren Aufbereitung – an Metallhütten verkauft. Hg-Konzentrationen in Schredderleichtfraktion und anderen Fraktionen aus dem Schreddern von metallhaltigen Abfällen (ASS Nr. 19 10 05*; ASS Nr. 19 10 06) liegen aus der Abfalldatenbank ABANDA vor. Offen ist noch, ob unter die Abfallschlüsselnummer 19 10 05* die Schredderschwerfraktion fällt. Ggf. können auch Schlämme und Filterstäube aus der Abgasbehandlung darunter fallen.

Tabelle 238 zeigt die Ergebnisse der Bilanzierung des Outputs über die Reststoffe. Für den Fall, dass es sich bei „Andere Fraktionen“ um die Abfallschlüsselnummer 19 10 05* handelt, ergeben sich über diese Fraktion relativ hohe Frachten von ca. 6.600 kg/a. Die in der Schredderleichtfraktion enthaltene Quecksilberfracht liegt bei ca. 1.000 kg/a.

**Tabelle 238: Quecksilberausträge aus Schredderanlagen über Reststoffe**

| Nr. | Reststoff | Reststoffmenge [Mg/a] | Wassergehalt | Hg-Median [mg/kg TS] | Hg-Output [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Schredderleichtfraktion | 500.000 | 16,0 % | 2,37 | 995 |
| 2 | Andere Fraktionen | 700.000 | 16,0 % | 11,2 | 6.586 |

Reststoffmengen: 1;2: (BDSV 2012); 1;2: Hg-Mediane: (ABANDA); Wassergehalt: 1;2: (Reinhardt und Richters 2004)

Zu Hg-Gehalten in der Abluft stehen einige wenige Angaben aus Einzelmessungen in europäischen Anlagen zur Verfügung (siehe Anhang).

Bei einer aus den Unterlagen zum BVT-Merkblatt für Abfallbehandlungsanlagen (BREF WT 2018) abgeleiteten spezifischen Abluftmenge von 4.190 $m^3$/Mg Schrott und einer angenommenen Hg-Emissionskonzentration von 2,15 µg/$m^3$ (Mittelwert aus allen vorliegenden Messwerten; insgesamt 19 Einzelmesswerte von 6 Anlagen ) ergibt sich über den Abluftpfad eine Quecksilberfracht von ca. 30,6 kg Hg/a (siehe Tabelle 239).

**Tabelle 239: Quecksilberausträge aus Schredderanlagen in die Abluft**

| Nr. | Abfallinput [Mg] | spez. Abluftmenge [m³/Mg Schrott] | Hg-Mittel [µg/Nm³] | Hg-Output [kg/a] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 3.400.000 | 4.190 | 2,15 | 30,6 |

Abfallinput: (BDSV 2012); spez. Abluftmenge: ermittelt über (BREF WT 2018); Hg Mittel: (BREF WT 2018)

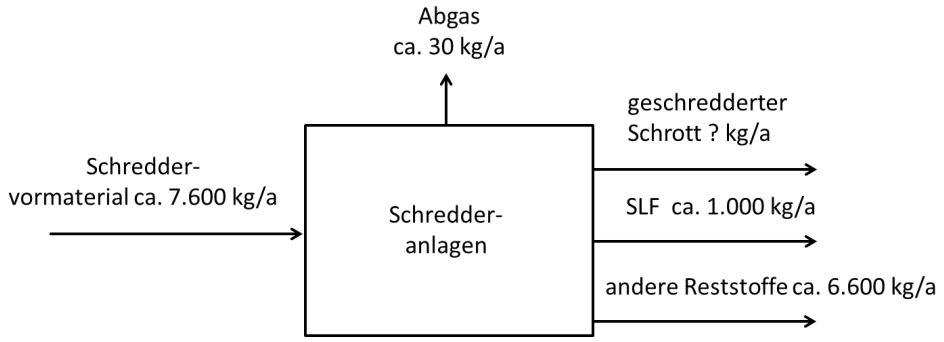
### 2.35.6 Gesamtbetrachtung

Der Quecksilberinput über den Stahlschrott ist mangels Messdaten des Inputs nicht direkt berechenbar. Anhand der Austräge ergibt sich ein Input von ca. 7.600 kg/a.

Der vorläufig berechnete Output über Reststoffe, Schredderleichtfraktion (SLF) und andere Fraktionen, liegt bei ca. 7.600 kg/a. Über die Abluft werden ca. 31 kg/a ausgetragen.

Abbildung 89 zeigt die Quecksilberbilanz basierend auf den Daten von 2012.

**Abbildung 89: Quecksilberbilanz Schredderanlagen für das Jahr 2012 bezogen auf einen Schrott-Output von 2,2 Mio. Mg**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für Schredderanlagen.

**Tabelle 240: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor Schredderanlagen**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 5 |
| Output geschredderter Schrott | 6 |
| Output Schredderleichtfraktion | 3 |
| Output Schredderschwerfraktion | 4 |

## 2.36 Abfallbehandlung (IED 5.3 Abfallbehandlung und Non-IED: Abfallbehandlung sowie Rohstoffe, pflanzlichen und tierischen Ursprungs) – Biogasanlagen

### 2.36.1 Anlagenbeschreibung

Biogas wird in Deutschland in verschiedenen Bereichen erzeugt:

- Vergärungsanlagen für Rohstoffe pflanzlichen und tierischen Ursprungs (NAWARO),
- Vergärungsanlagen für getrennt gesammelte Bioabfälle,
- Vergärungsanlagen in mechanisch-biologischen Anlagen,
- Deponien,
- Kläranlagen.

Die Anlagen sind gemäß 4. BImSchV Nr. 1.15 und 8.6. genehmigt:

- Nr. 1.15: Anlagen zur Erzeugung von Biogas, soweit nicht von Nummer 8.6 erfasst, (…)
- Nr. 8.6: Anlagen zur biologischen Behandlung, soweit nicht durch Nummer 8.5 oder 8.7 erfasst, von nicht gefährlichen Abfällen (…) Gülle, soweit die Behandlung ausschließlich zur Verwertung durch anaerobe Vergärung (Biogaserzeugung) erfolgt, (…)

Die Verbrennung von Biogas erfolgt überwiegend mit Hilfe von Biogasmotoren.

Die Anlagen sind gemäß 4. BImSchV Nr. 1.4 genehmigt:

- Nr. 1.4.1: Verbrennungsmotorenanlagen oder Gasturbinenanlagen zum Antrieb von Arbeitsmaschinen für den Einsatz von Heizöl

Vergärungsanlagen in mechanisch-biologischen Anlagen werden in Kapitel 2.34 kurz beschrieben. Auf Deponien fällt Biogas durch den biologischen Abbau an und wird in Gassammeleinrichtung gefasst, in Kläranlagen wird Biogas durch die Vergärung von Klärschlamm in Faultürmen gewonnen.

Die nachfolgende ausführlichere Anlagenbeschreibung bezieht sich auf die Erzeugung von Biogas in Vergärungsanlagen für Rohstoffe pflanzlichen und tierischen Ursprungs.

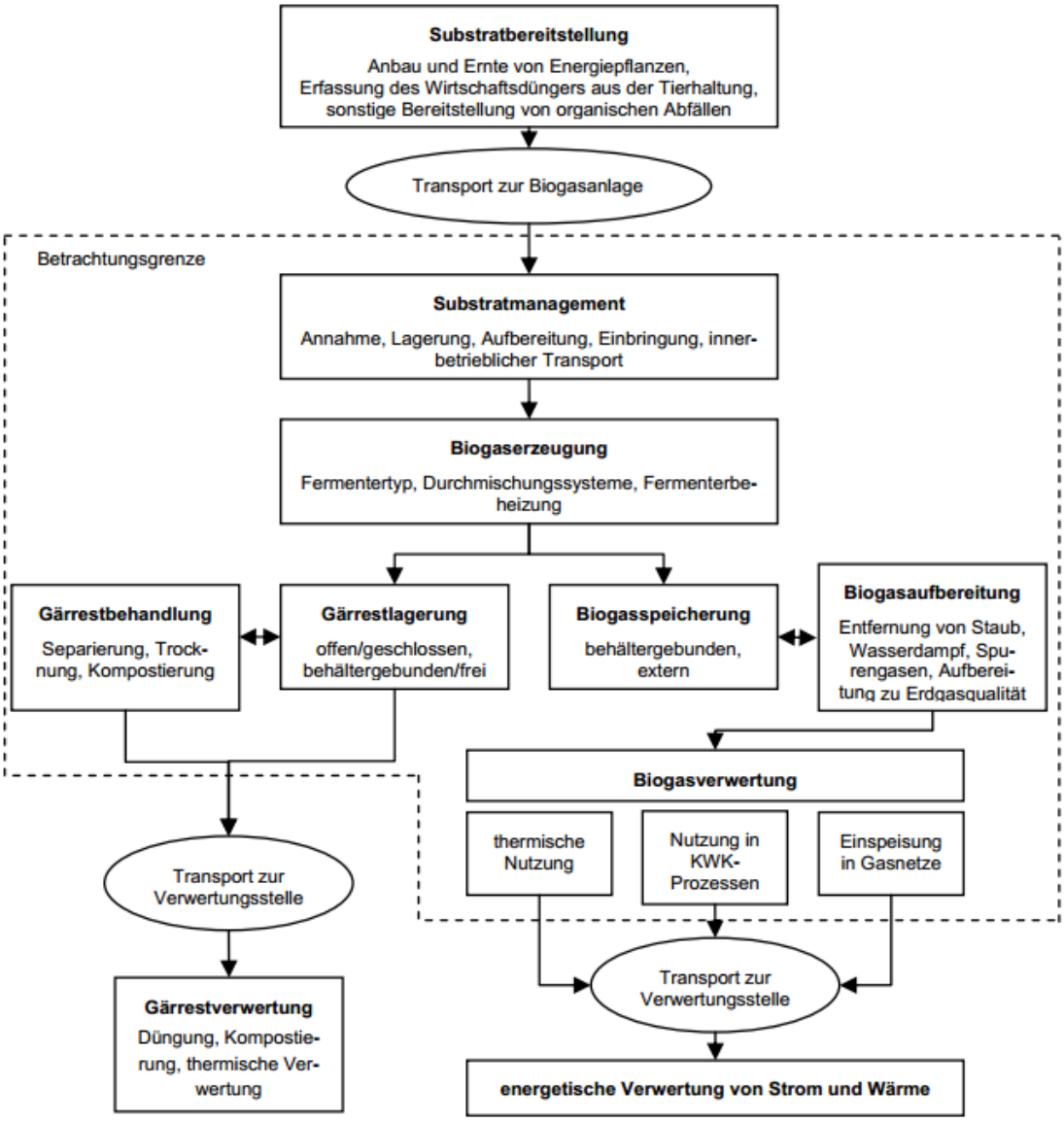
In diesen Anlagen werden insbesondere organische Roh- und Reststoffe, z. B. Bioabfälle aus der kommunalen Abfallwirtschaft, Lebensmittel aus dem Handel, dem verarbeitendem Gewerbe und der Industrie, Exkremente aus der Tierhaltung und nachwachsende Rohstoffen (Mais, Gras, Getreide, Zuckerrüben) vergoren (Fachverband Biogas 2016; Postel et al. 2009; LfU Bayern o. J.).

Die Erzeugung von Biogas erfolgt i. d. R. in den folgenden Verfahrensschritten: (Postel et al. 2009; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. 2017; Fachverband Biogas 2016; LfU Bayern o. J.)

- Anlieferung und Lagerung, z. B. in Silos, Güllegruben, Bunkern, Festmistlagern,
- Substrataufbereitung, z. B. mechanisch durch Zerkleinerung, Pulper/Stofflöser, Silierung,
- Vergärung im Fermenter bei Temperaturen von ca. 40 °C,
- Zwischenspeicherung des erzeugten Biogases,
- Gasreinigung zur Entschwefelung, z. B. Luftoxidation, Entwässerung, z. B. durch Kühlung, Entstaubung, z. B. durch Gasfilter,

- energetische Nutzung des Biogases (überwiegend durch Kraft-Wärme-Kopplung in Gasmotoren); weitere: thermische Nutzung, Einspeisung in das Gasnetz nach Aufbereitung zu Biomethan),
- Aufbereitung der ausgefaulten Gärprodukte, z. B. Fest-/Flüssigtrennung, Trocknung, Pelletierung, Nachkompostierung,
- Verwertung der Gärreste (Düngung, Kompostierung, energetische Verwertung).

**Abbildung 90: Verfahrensfließbild der Biogaserzeugung und -verwertung**




Quelle: (Postel et al. 2009)

I. d. R. werden sowohl flüssige als auch feste Gärreste in der Landwirtschaft als Dünger eingesetzt, sofern diese die Anforderungen der Düngemittelverordnung erfüllen. Dies erfolgt meist ohne eine spezielle Aufbereitung des Gärrestes. Nur ein kleiner Anteil der festen Gärreste wird getrocknet und einer Verbrennung zugeführt. Angaben über deren Anteil liegen nicht vor. Flüssige Gärreste werden, z. B. um die Nährstoffgehalte zu erhöhen, bei einigen Anlagen

entwässert und ggf. weiteren Aufbereitungsschritten – z. B. einer Ultrafiltration – unterzogen, um die Anforderungen zur Ableitung in einen Vorfluter zu erfüllen. (Fachverband Biogas 2016)

Ausgefaulter Klärschlamm aus Kläranlagen wird entweder in der Landwirtschaft ausgebracht, thermisch in Mono- und Hausmüllverbrennungsanlagen entsorgt oder in der Industrie mitverbrannt.

### 2.36.2 Anlagenbestand und Produktionsmenge

Der Anlagenbestand von Anlagen zur Biogasgewinnung für Rohstoffe pflanzlichen und tierischen Ursprungs in Deutschland betrug im Jahr 2015 ca. 9.000 Anlagen mit einer installierten elektrischen Leistung von ca. 4.000 MW (Fachverband Biogas 2016). Die Fachagentur nachwachsende Rohstoffe nennt eine Anzahl von 8.075 Anlagen für das Jahr 2016 und für 2015 eine Anzahl von 8.005 (FNR 2015).

Weiterhin waren 311 Anlagen zur Vergärung von getrennt gesammelten Bioabfällen in Betrieb (Destatis 2018).

Zur Vergärung von Siedlungsabfällen in mechanisch-biologischen Anlagen wurden im Jahr 2013 insgesamt 11 Anlagen mit einem Gesamtabfalldurchsatz von 1,1 Mio. Mg betrieben (Ketelsen 2016).

Das Statistische Bundesamt weist für das Jahr 2014 bundesweit 299 Deponien mit Anlagen zur Gewinnung von Deponiegas aus (Destatis 2018).

Wie viele der deutschen Kläranlagen Klärgas gewinnen bzw. daraus Strom erzeugen, lässt sich aus den Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes nicht unmittelbar ableiten. Dies ist nur für einzelne Bundesländer auf Basis der Angaben der Statistischen Landesämter möglich. Beispielsweise gab es in Baden-Württemberg im Jahr 2010 gemäß amtlicher Statistik 1.023 öffentliche Kläranlagen, wovon insgesamt 272 eine Klärgasgewinnung, darunter 171 mit Stromerzeugung betrieben (Durth 2015).

Angaben zu den erzeugten Biogasmengen aus Mechanisch-Biologischen Anlagen, Deponien sowie für Vergärungsanlagen für getrennt gesammelten Bioabfall liegen über Destatis vor (Destatis 2018). Die erzeugten Biogasmengen aus NAWARO wurden über die erzeugte Strommenge (30.110 GWh), den durchschnittlichen elektrischen Wirkungsgrad von BHKW von 38 % und eine durchschnittliche Biogasausbeute von 6,6 kWh/m³ ermittelt. Zusätzlich zu der verstromten Menge wurde pauschal anhand der Angaben vom Fachverband nachwachsende Rohstoffe ein Zuschlag von 10 % für Biogas, das als Kraftstoff, auf dem Wärmemarkt oder in sonstigen Anwendungen verwertet wird, berechnet (FNR 2015).

### 2.36.3 Quecksilbereintrag

Der Quecksilbereintrag bei der Biogasproduktion bestimmt sich über die Gärsubstrate. Bei Deponien ist eine Berechnung nicht möglich, da die Menge an „Gärsubstrat“ nicht bekannt ist. Für die übrigen Sektoren lassen sich zumindest überschlägig die Mengen an Gärsubstrat berechnen.

Dies erfolgt anhand der Hg-Konzentrationen im Substrat, den erzeugten Biogasmengen und der spezifischen Biogasausbeute aus dem Substrat. Daten für die spezifische Biogasausbeute bezogen auf die Menge an organischer Trockensubstanz liegen nur für Anlagen zur Biogasgewinnung aus nachwachsenden Rohstoffen vor. Im Rahmen einer überschlägigen Betrachtung wird dieser Wert auch für Substrate bei der Vergärung von Bioabfällen, der Faulung von Klärschlamm und der Vergärung in MBA hilfsweise angesetzt.

Anhand einer mittleren Biogasausbeute von 516 m³/Mg oTS (Reinhold 2005) ergeben sich die in der Tabelle 241 genannten Mengen an Gärsubstraten. Konzentrationen an Quecksilber im Substrat von Anlagen zur Biogasgewinnung und Klärschlamm liegen aus der Literatur vor. Damit lassen sich die in Tabelle 241 enthaltenen Inputströme berechnen.

Insgesamt ergibt sich ein Quecksilberinput von 2.489 (Substrate A) bis 4.839 kg/a (Substrate B).

**Tabelle 241: Quecksilbereintrag in Anlagen zur Biogasgewinnung über das Gärsubstrat A**

| Nr. | Substrat | Biogasausbeute [m³/Mg oTS] | Biogasmenge [Mio. m³/a] | o. Trockensubstanz [Mg/a] | Hg-Konz Substrat [mg/kg TS] | Hg-Input [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | NAWARO Substrat A | 516 | 13.382 | 25.921.980 | 0,04 | 1.037 |
| 2 | Bio Abfall-Substrat A | 516 | 803 | 1.555.835 | 0,04 | 62 |
| 3 | Klärschlamm A | 516 | 867 | 1.680.365 | 0,75 | 1.260 |
| 4 | Gärsubstrat MBA | 516 | 48 | 92.591 | 1,40 | 130 |
| **5** | **Summe** | | **15.100** | | | **2.489** |

Biogasausbeute: (Reinhold 2005); Biogasmenge: 1: berechnet nach (FNR 2015); 3, 4: (Destatis 2018); o., Trockensubstanz: berechnet; Hg-Konz. 1: (Bundesgütegemeinschaft Kompost 2017); 2: (Bundesgütegemeinschaft Kompost 2017) 3: (ABANDA); 4: (Skutan und Brunner 2005)

**Tabelle 242: Quecksilbereintrag in Anlagen zur Biogasgewinnung über das Gärsubstrat B**

| Nr. | Substrat | Biogasausbeute [m³/Mg oTS] | Biogasmenge [Mio. m³/a] | o. Trockensubstanz [Mg/a] | Hg-Konz Substrat [mg/kg TS] | Hg-Input [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | NAWARO Substrat B | 516 | 13.382 | 25.921.980 | 0,07 | 1.815 |
| 2 | Bioabfall-Substrat B | 516 | 803 | 1.555.835 | 0,24 | 373 |
| 3 | Klärschlamm B | 516* | 867 | 1.680.365 | 1,5 | 2.521 |
| 4 | Gärsubstrat MBA | 516 | 48 | 92.591 | 1,4 | 130 |
| **5** | **Summe** | | **15.100** | | | **4.839** |

Biogasausbeute: (Reinhold 2005); Biogasmenge: 1: berechnet nach (FNR 2015); 2; 3; 4; (Destatis 2018); o, Trockensubstanz: berechnet; 1: (Hippler 2013); 2: (Hippler 2013); 3: (Flamme 2002); 4: (Skutan und Brunner 2005)
*Ausbeute an Klärgas

### 2.36.4 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

In Anlagen zur Biogasgewinnung und bei der Verbrennung von Biogas werden keine Emissionsminderungstechniken eingesetzt. Es erfolgt somit auch keine Quecksilberabscheidung.

### 2.36.5 Quecksilberaustrag

Quecksilberausträge aus Anlagen zur Biogasgewinnung erfolgen insbesondere über die in Tabelle 243 angegeben Pfade.

**Tabelle 243: Quecksilberaustrag aus Anlagen zur Biogasgewinnung**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Verbrennung über das Produkt Biogas<br>Freisetzungen während der Rotte oder bei der Nutzung der Gärreste | |
| Wasser | Kondensat Gastrocknung /Aufbereitung flüssige Gärreststoffe | Nur bei einigen Biogasanlagen |
| Abfall | Klärschlamm<br>Vergärungsreststoffe MBA | |
| Produkt | Biogas<br>Gärreststoffe | Nebenprodukt |

Zu Hg-Gehalten in Biogas aus Anlagen zur Biogasgewinnung liegt eine Veröffentlichung vor, die Messwerte von vier Anlagen nennt (Hippler 2013)(Einzelmesswerte siehe Anhang). Diese Daten wurden für die Bilanzierung der Erzeugung von Biogas aus NAWARO und getrennt gesammelten Bioabfällen herangezogen. Zu Hg-Gehalten in Deponiegas ist ein Mittelwert aus einer mexikanischen Deponie bekannt. Daten zu Hg-Gehalten in Biogas aus MBA und in Klärgas liegen nicht vor. Da beide Gase bei der Behandlung von Abfällen anfallen, wurde hilfsweise davon ausgegangen, dass die Konzentrationen denen von Deponiegas entsprechen. Ausgehend von den Biogasmengen in Tabelle 241 lassen sich die in Tabelle 244 genannten Quecksilberfrachten im Biogas berechnen. Da im Bereich der Biogasverbrennung keine Abgasreinigungstechniken eingesetzt werden, ist davon auszugehen, dass das im Biogas enthaltene Quecksilber bei der energetischen Nutzung vollständig in die Atmosphäre freigesetzt wird. Insgesamt liegen die freigesetzten Quecksilberfrachten in die Luft auf einem relativ niedrigen Niveau im Bereich von 3,4 kg/a.

Zum Austrag von Quecksilber in die Luft während der Rotte von Gärresten oder bei deren Ausbringung in der Landwirtschaft liegen keine Daten vor.

Zu Quecksilbergehalten in Gärprodukten insbesondere aus Bioabfällen liegen umfangreiche Daten der Bundesgütegemeinschaft Kompost vor (siehe Anhang, Kap. A.17). Die Gehalte beziehen sich auf das Produkt nach Fermenteraustrag. Die Quecksilbergehalte in den Ausgangssubstraten und den Gärprodukten liegen in derselben Größenordnung. Ergebnisse von einzelnen Messungen wurden auch von der bayrischen LfU veröffentlicht (LfU Bayern o. J.) (siehe Tabelle 315 im Anhang). Eine Berechnung der Austragsmengen über die Gärreststoffe ist prinzipiell anhand der Reststoffmenge möglich. Daten zu Reststoffmengen liegen nur von der Bundesgütegemeinschaft Kompost vor. Die Hauptaustragsmengen an Gärreststoffen sind aufgrund der verhältnismäßig großen Mengen an Biogas in diesem Sektor über die Vergärung von NAWARO zu erwarten. Da der Austrag über das Biogas sehr gering ist, wird vorläufig davon ausgegangen, dass der Austrag über Gärreste weitgehend dem Eintrag über das Substrat entspricht.

Angaben über die Mengen an Abwasser aus Anlagen zur Biogasgewinnung, die Kläranlagen oder Vorflutern zugeführt werden, sowie über Quecksilbergehalte des Abwassers liegen nicht vor.

**Tabelle 244: Quecksilberaustrag über erzeugtes Biogas**

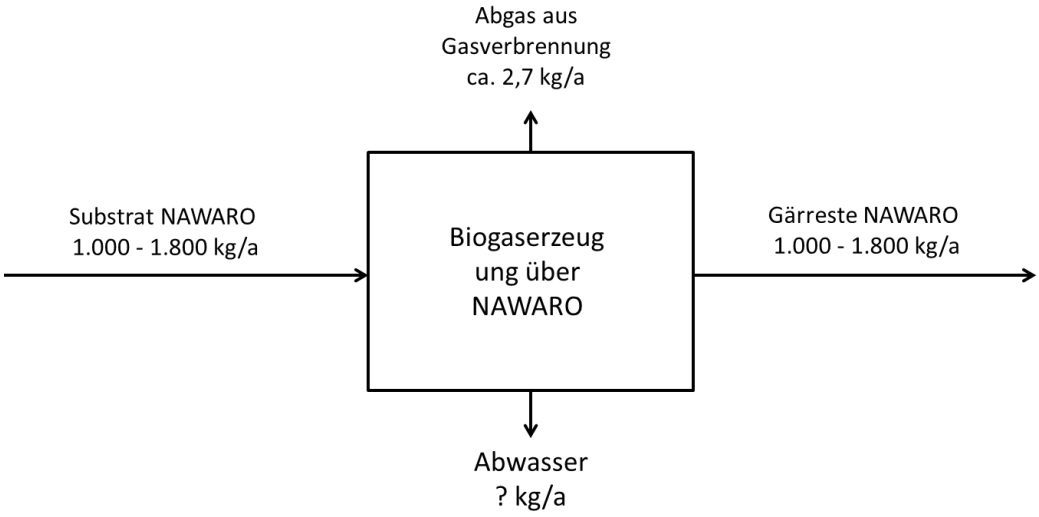
| | Anlagentyp [m³] | Biogasmenge [m³] | Hg Mittel A [µg/m³] | Hg-Mittel B [µg/m³] | Hg-Output A [kg/a] | Hg-Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Vergärungsanlagen für NAWARO | 13.382.222.222 | 0,20 | 0,20 | 2,65 | 2,65 |
| 2 | Vergärungsanlagen für getrennt gesammelte Bioabfälle | 803.200.000 | 0,20 | 0,20 | 0,16 | 0,16 |
| 3 | Vergärung in MBA | 47.800.000 | 0,40 | 0,40 | 0,02 | 0,02 |
| 4 | Deponien | 544.000.000 | 0,40 | 0,40 | 0,22 | 0,22 |
| 5 | Kläranlagen | 867.488.636 | 0,40 | 0,40 | 0,35 | 0,35 |
| 6 | **Summe** | **15.644.712.222** | | | 3,4**0** | 3,4**0** |

Biogasmenge außer MBA: siehe Tabelle 241; Biogasmenge MBA: (Destatis 2018) ; Hg mittel: 1/2: (Hippler 2013); 3/4/5/6:

### 2.36.6 Gesamtbetrachtung

Abbildung 91 zeigt eine Gesamtbilanz für Quecksilber im Bereich der Biogaserzeugung. Es wird differenziert zwischen der Erzeugung von Biogas aus NAWARO und der Erzeugung von Biogas einschließlich Deponie- und Klärgas aus Abfällen. Der Austrag erfolgt weitgehend über die Gärreststoffe bzw. den Klärschlamm. Der Austrag über die Luft ist relativ gering.

**Abbildung 91: Gesamtbilanz für Quecksilber im Bereich der Biogaserzeugung durch NAWARO, bezogen auf eine Biogas-Output von 15.100 Mio. m3**




**Datenqualität und -repräsentativität**

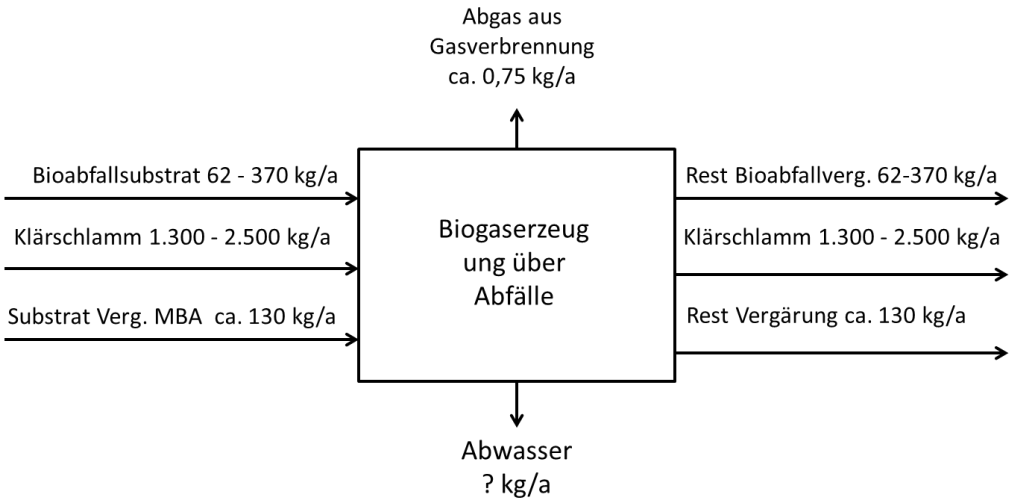
Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Biogaserzeugung über NAWARO

**Tabelle 245: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die Biogaserzeugung über NAWARO**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 2 |
| Output Luftemissionen | 5 |
| Output Gärreste | 2 |

Der Austrag über die Reste aus der Vergärung in MBA (Deponiefraktion) deckt sich in der Größenordnung mit dem Austrag, der für die Deponiefraktion aus MBA einschließlich Rotterückständen in Kap. 2.34.5 berechnet wurde (110 – 150 kg/a). Um eine Doppelzählung zu vermeiden, wurde er in der zusammenfassenden Tabelle (siehe Kap. 2.42) nicht berücksichtigt.

**Abbildung 92: Gesamtbilanz für Quecksilber im Bereich der Biogaserzeugung aus Abfällen**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Biogaserzeugung über Bioabfälle.

**Tabelle 246: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die Biogaserzeugung über Bioabfälle**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 2 |
| Output Luftemissionen | 6 |
| Output Gärsubstrate | 2 |

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Biogaserzeugung über Klärschlamm.

**Tabelle 247: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die Biogaserzeugung über Klärschlamm**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 3 |
| Output Luftemissionen | 6 |
| Output Klärschlamm | 2 |

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Biogaserzeugung über MBA.

**Tabelle 248: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die Biogaserzeugung über MBA**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 6 |
| Output Rotte- und Gärreste | 4 |

## 2.37 Abfallbehandlung (IED 5.3) - quecksilberhaltige Abfälle

Anlagen zur Behandlung von quecksilberhaltigen Abfällen werden in Teil 2, Kap. 2 beschrieben, der Techniken untersucht, um Quecksilber der Biosphäre zu entziehen und in langzeitsichere Senken zu bringen.

## 2.38 Krematorien (Non-IED)

### 2.38.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.38.1.1 Genehmigungsrahmen

Krematorien unterliegen den Anforderungen der 27. BImSchV (27. BImSchV 2013). Anforderungen an die Minderung von Quecksilber sind in der Verordnung nicht enthalten.

#### 2.38.1.2 Anlagentechnik

Der Stand der Technik für die Errichtung und den Betrieb von Krematorien in Deutschland ist in einer VDI-Richtlinie dokumentiert (VDI 3891 2015). Es kommen Mehrkammerofensysteme zum Einsatz, die als Etagen-, Kompakt- oder Flachbettofen konstruiert sind. Sie umfassen eine Hauptbrennkammer und eine Nachbrennkammer, in der eine Mindesttemperatur von 850 °C eingestellt wird. Etagenöfen und einzelne Flachbettöfen verfügen über beheizte Aschenausbrennkammern, in denen die Asche mit einem weiteren Brenner thermisch nachbehandelt wird. Die Öfen werden überwiegend mit Öl oder Gas gefeuert. In Baden-Württemberg und Bayern gibt es einzelne Elektroofensysteme, die mit einer Ausnahmegenehmigung betrieben werden, da sie die Mindesttemperatur von 850 °C nicht erreichen. (Schetter 2012, Schetter und Bittig 2020)

Im Anschluss an die Nachbrennkammer werden die Abgase zur Verhinderung der Bildung von Dioxinen und Furanen möglichst schnell abgekühlt. Dies erfolgt bei ca. 90 % der Anlagen mittels

eines kompakt gebauten Wärmetauschers, bei den übrigen durch eine Quenche. Anschließend folgt die Abgasreinigung. (Schetter 2012, Schetter und Bittig 2020)

#### 2.38.1.3 Abfälle

Als Abfälle fallen Filterstäube und beladene Sorbentien an. Filterstäube und beladene feinkörnige Sorbentien werden in Deutschland Untertage deponiert. Grobstückige Sorbentien können nach Abtrennung von Quecksilber reaktiviert und wiederverwendet werden.

### 2.38.2 Anlagenbestand und Anzahl der Kremationen

In einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes wurden für das Jahr 2015 in Deutschland 154 Krematorien mit etwa 300 Verfahrenslinien ermittelt. Da einzelne Betreiber nicht an der Datenerhebung teilnahmen, ist die Gesamtzahl etwas höher (Schetter/Bittig 2020).

### 2.38.3 Quecksilbereintrag

Der Eintrag von Quecksilber in Krematorien erfolgt überwiegend durch Dentalamalgam sowie durch Einlagerungen im Körper. Jede Zahnfüllung enthält etwa 0,1 - 0,2 g Quecksilber (VDI 3891 2015). Im Jahr 2005 wurde in der Deutschen Mundgesundheitsstudie bei Seniorinnen und Senioren ein mittlerer Anteil von 2,7 Amalgamfüllungen pro Person festgestellt (IDZ 2006). Dies ergibt einen mittleren Quecksilbereintrag von 0,27 - 0,54 g pro Kremation. Daraus folgt bei 536.309 Kremationen pro Jahr (Schetter/Bittig 2020, Stand 2014) ein Quecksilbereintrag zwischen 145 - 290 kg/a (Tabelle 250).

**Tabelle 249: Quecksilbereintrag auf Basis von Amalgamfüllungen pro Person und im Jahr 2005 und 536.309 Kremationen im Jahr 2014**

| Kremationen [1/a] | Anzahl Füllungen je Kremation | Hg Mittel A in Füllungen [g/1] | Hg Mittel B in Füllungen [g/1] | Hg Output A [kg/a] | Hg Output B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| 536.309 | 2,7 | 0,1 | 0,2 | 145 | 290 |

Kremationen 2014: OSPAR-Meldung Deutschlands für 2014 nach (Schetter/Bittig 2020)
Anzahl Füllungen je Kremation: Mittlerer Anteil im Jahr 2005 (IDZ 2006); Hg Mittel A/B (VDI 3891 2015)

Alternativ zur Berechnung über Amalgamfüllungen und Kremationen kann der Quecksilbereintrag durch Rückrechnung über den Austrag erfolgen. Die Berechnung des Austrags erfolgt weiter unten in Kapitel 2.38.6 auf Basis von Emissionsmessungen und 536.309 Kremationen (Stand 2014). Daraus ergeben sich Quecksilberausträge von 10,9 kg/a aus Anlagen mit Hg-wirksamer Filtertechnik sowie 12,5 kg/a aus Anlagen ohne Hg-wirksame Filtertechnik (Schetter/Bittig 2020). Während bei Anlagen mit Hg-wirksamer Abgasreinigung von einer mittleren Hg-Minderung von 90 % ausgegangen werden kann, ist die Hg-Minderung in Anlagen ohne Festbettfilter oder Flugstromsorption deutlich geringer und wird mit 35 - 60 % abgeschätzt (s. Kapitel 2.38.5). Tabelle 250 zeigt, dass sich unter diesen Annahmen ein Eintrag von etwa 134 kg/a ergibt. Der geringe Eintrag im Vergleich mit dem oben abgeschätzten Eintrag von 145 - 290 kg auf Basis von 2,7 Amalgamfüllungen bei Seniorinnen und Senioren (Stand 2005) ist plausibel, wenn vorausgesetzt wird, dass der Anteil der Amalgamfüllungen seit 2005 zurückgeht. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass die Anzahl der Kremationen seit 2014 zugenommen hat.

**Tabelle 250: Quecksilbereintrag auf Basis des Hg-Output und einer mittleren Hg-Minderung bezogen auf 536.309 Kremationen im Jahr 2014**

| Anlage | Hg-spezifische Abgasreinigung | Kremationen [1/a] | Hg Output [kg/a] | Hg-Minderung A | Hg-Minderung B | Hg-Input A [kg/a] | Hg-Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A - D | Ja | 485.714 | 10,9 | 90 % | 90 % | 109 | 109 |
| E - F | Nein | 50.595 | 12,5 | 35 % | 60 % | 19 | 31 |
| **Summe** | | **536.309** | **23,4** | | | **128** | **140** |

Hg Output und Hg-Minderung A/B: Auf Basis der Kremationen in 2014 und 54 Messungen an 6 Anlagen in 2017/2018 (Schetter/Bittig 2020). Kremationen 2014: OSPAR-Meldung Deutschlands für 2014 nach (Schetter/Bittig 2020)

Für das Jahr 2016 wird auf Grundlage der beiden Berechnungen von einem Quecksilbereintrag in Krematorien von 140 - 150 kg/a ausgegangen.

### 2.38.4 Verhalten von Quecksilber in Krematorien

Aufgrund der Mindesttemperatur von 850 °C, die in der Nachbrennkammer einzuhalten ist (27. BImSchV), wird Quecksilber weitgehend in das Abgas freigesetzt. Die Anteile an elementarem und oxidiertem Quecksilber variieren im Roh- und Reingas sehr stark. (Schetter/Bittig 2020)

### 2.38.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

Zur Abgasreinigung werden in Krematorien in Deutschland vorwiegend drei Techniken eingesetzt:

- Aktivkohle-/Aktivkoks-Eindüsung im Flugstromverfahren in Verbindung mit einem Gewebefilter (mit und ohne Rezirkulation des Sorbens)
- Gewebefilter und Aktivkohle-/Aktivkoks-Festbettadsorber
- Gewebefilter mit eingewobenen Katalysatoren zur PCDD/F-Zerstörung (Schetter/Bittig 2020)

#### 2.38.5.1 Co-Benefit

Da kein Grenzwert für Quecksilber einzuhalten ist, sind die drei eingesetzten Abgasreinigungstechniken in Krematorien vorrangig auf die Minderung von Staub und Adsorption bzw. Zerstörung von Dioxinen und Furanen ausgelegt.

Zwei der drei eingesetzten Techniken, Sorbentieneindüsung im Flugstromverfahren vor einem Gewebefilter und Gewebefilter mit nachfolgendem Festbettadsorber sind grundsätzlich gut dazu geeignet, Quecksilber zu mindern. Allerdings kann bei Aktivkohle oder Aktivkoks sowohl durch Rückführung des eingesetzten Sorbens im weit verbreiteten Kugelrotor-Umlaufverfahren (Luehr 2015) als auch durch ein gealtertes Festbett die Beladungskapazität für Quecksilber ausgeschöpft sein, so dass dann kein Co-Benefit zur Quecksilberminderung mehr stattfindet. Bei Messungen wurde ein Quecksilberdurchbruch nur bei Festbettfiltern festgestellt; bei Kugelrotor-Umlaufverfahren wurde die Kapazität nicht ausgeschöpft (Schetter/Bittig 2020).

#### 2.38.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Da kein Quecksilbergrenzwert einzuhalten ist, werden Abgasreinigungstechniken in Krematorien nicht spezifisch für die Minderung von Quecksilber ausgelegt. Sie entsprechen jedoch bei der Flugstromadsorption und bei der Festbettadsorption den spezifischen Quecksilberminderungstechniken, wenn die Beladungskapazität von Aktivkohle/Aktivkoks nicht überschritten wird.

Bei Messungen im Jahr 2015 an zwei Krematorien, deren Abgasreinigung eine Flugstromadsorption mit Sorbens-Rezirkulation (Kugelrotor-Umlaufverfahren) und Gewebefilter aufwies, wurden Abscheideraten von 85 - 95 % ermittelt (Schetter/Bittig 2020). Bei weiteren Messungen im Jahr 2017/2018 wurden diese Minderungsraten bestätigt, wobei eine Rate von 95 % bei Quecksilber-Rohgaskonzentrationen über 20 µg/Nm³ gemessen wurde. Bei niedrigeren Rohgaswerten sank die Minderungsrate auf 77 - 85 %. Ohne Rezirkulation lag der mittlere Abscheidegrad der Flugstromsorption bei 85 % für Rohgaskonzentrationen über 20 µg/Nm³, bei niedrigeren Rohgaswerten wurde 56 - 81 % Minderung erreicht. (Schetter/Bittig 2020)

In Krematorien mit Festbettfiltern wurde der höchste Abscheidegrad für den höchsten Stundenmittelwert von 893 µg/Nm³ mit 98,6 % gemessen. Der mittlere Abscheidegrad lag bei Rohgaskonzentrationen unter 20 µg/Nm³ bei 95 % (Anlage mit Katalysator). (Schetter/Bittig 2020)

Bei Anlagen, die nicht mit einer spezifischen Quecksilberminderungstechnik ausgestattet waren (Anlagen mit Gewebefilter mit eingewobenen Katalysatoren zur PCDD/F-Zerstörung), wurden in einer Anlage im Mittel 61,7 % Quecksilber abgeschieden. In der zweiten Anlage schwankten die berechneten Abscheidegrade zwischen einem negativen Wert (aufgrund von Desorption) und einer Minderung von maximal 35 %. (Schetter/Bittig 2020)

Im Mittel wird bei Anlagen mit Hg-wirksamer Abgasreinigung von 90 % Abscheideleistung und bei Anlagen ohne Hg-wirksame Abgasreinigung von 35 - 60 % Abscheideleistung ausgegangen.

### 2.38.6 Quecksilberaustrag

Bei Krematorien können Quecksilberausträge über den Abgaspfad, Abfälle (Filterstaub/Sorbentien) und die Asche erfolgen (vgl. Tabelle 246).

**Tabelle 251: Quecksilberausträge von Krematorien**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Ofenabgas | Austrag ist wesentlich von der Abgasreinigungstechnik abhängig.<br>Etwa 10 % der Anlagen weist keine spezifische Hg-Minderungstechnik auf. |
| Abfall | Filterstaub, Sorbentien | Filterstaub und beladene Flugstrom-Sorbentien werden Untertage deponiert.<br>Grobstückige Aktivkohle aus Festbettfiltern kann reaktiviert werden. |
| Asche | Urnen | Urnen werden aus vielfältigen Materialien hergestellt, z. B. Naturstein, Metalle (Eisen, Bronze, Zink, Kupfer) sowie Keramik, Glas, Kunststein (Kunststoff). Die Beisetzung erfolgt oberirdisch in Urnenhallen oder unterirdisch auf Friedhöfen.<br>In Bestattungswäldern werden auch biologisch abbaubare Urnen verwendet. |

**Quecksilberaustrag über den Luftpfad**

Zur Abschätzung der Quecksilbergehalte im Rohgas von Krematorien liegen Messwerte vor, die entsprechend der unterschiedlichen Anzahl der Amalgam-Zahnfüllungen stark schwankende Konzentrationen aufweisen. Bei Rohgasmessungen im Jahr 2015 an drei Krematorien lagen die

Stundenmittelwerte meist unter 100 µg/Nm³. Vier der vierzig Messwerte erreichten Werte zwischen 200 – 400 µg/Nm³, zwei Werte lagen im Bereich von 1.600 - 1.700 µg/Nm³ (Schetter 2016). Bei weiteren Messungen im Jahr 2017/2018 wurden ebenfalls Rohgasspitzen über 1.000 µg/Nm³ festgestellt (Schetter/Bittig 2020).

Allerdings ist zu beachten, dass hohe Emissionswerte mit erhöhter Unsicherheit bei der Messtechnik einhergehen und stets Normierungen auf 11 % Sauerstoffgehalt erfolgten. Da jedoch zwischen den Kremationen ein hoher Lufteintrag erfolgt, liegt in dieser Zeit der Sauerstoffgehalt bei 21 % und es erfolgt kein Quecksilbereintrag. Umrechnungen auf 11 % Sauerstoffgehalt können zur Ausweisung von deutlich überhöhten Konzentrationsangaben führen. (Schetter/Bittig 2020)

Der Austrag von Quecksilber aus Krematorien über den Luftpfad wurde in der Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes für Deutschland mit 23,4 kg/a ermittelt. Die Abschätzung erfolgte zur Überprüfung der Emissionsfaktoren im Rahmen der OSPAR-Berichterstattung (Schetter/Bittig 2020). Auch wenn die Daten auf der Anzahl der Kremationen des Jahres 2014 beruhen, sehen die Autoren sie auch für nachfolgende Jahre als belastbar an, weil eine mögliche Steigerung der Kremationen durch zusätzliche Anlagen mit Hg-wirksamer Minderungstechnik kompensiert werden konnte.

Den Berechnungen lagen 54 einstündige Quecksilbermessungen an sechs Kremationslinien zugrunde. Die Messungen erfolgten an vier Anlagen mit Flugstrom- oder Festbettsorption sowie an zwei Anlagen, in denen keine zur Quecksilberminderung geeignete Technik installiert war. Von den Messungen lagen 26 Werte (48 %) unter 20 µg/Nm³, 15 Werte (28 %) zwischen 20 – 100 µg/Nm³ und 13 Werte (24 %) zum Teil deutlich über 100 µg/Nm³. (Schetter/Bittig 2020)

Da eine Kremation bei den Messungen durchschnittlich eine Stunde dauerte, entspricht die Hg-Fracht je Stunde einer Kremation. Mangels aktuellerer Zahlen zu Kremationen basiert die vorgenommene Berechnung des Quecksilberaustrages in der Studie auf den Kremationen des Jahres 2014 sowie dem Mittel der Messwerte von Anlagen mit bzw. ohne für die Quecksilber-minderung wirksame Abgasreinigungstechnik (Tabelle 252). Die Bandbreite der Messergebnisse basiert jeweils auf Mittelwerten der etwa neun Messungen pro Anlage. (Schetter/Bittig 2020)

**Tabelle 252: Quecksilberaustrag über den Luftpfad bezogen auf 536.309 Kremationen im Jahr 2014**

| Anlage | Wirksame Hg-Abgas-reinigung | Bandbreite Hg-Fracht der Anlagen [g/h] | Mittlere Hg-Fracht [g/h] | Anzahl Kremationen | Hg-Output [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|
| A - D | Ja | 0,0071 - 0,0607 | 0,0225 | 485.714 | 10,9 |
| E - F | Nein | 0,1155 - 0,3781 | 0,2468 | 50.595 | 12,5 |
| **Summe** | | | | **536.309** | **23,4** |

Quelle: (Schetter/Bittig 2020)

**Quecksilberaustrag über Filterstaub und Sorbentien**

Der Austrag von Quecksilber aus Krematorien über Filterstaubabfall wurde vom Umweltbundesamt mit etwa 300 Mg/a angegeben (Wiechmann/Gleis 2012). Es wird davon ausgegangen, dass diese Menge auch verbrauchte Sorbentien umfasst.

Tabelle 253 zeigt Messwerte des Quecksilbergehaltes im Filterstaub. Diese basieren auf Proben, die 2015 in drei Krematorien gezogen wurden (Schetter 2016). Daraus errechnet sich ein Hg-Austrag von 128 kg/a im Jahr 2012.

**Tabelle 253: Quecksilberaustrag über Filterstaub und Sorbentien bezogen auf 300 Mg im Jahr 2012**

| Anlage | Hg-Gehalt im Filterstaub [mg/kg TS] | Output Filterstaub [Mg/a] | Hg-Output [kg/a] |
|---|---|---|---|
| 1 | 385 | | |
| 2 | 440 | | |
| 3 | 450 | | |
| **Mittel** | **425** | **300** | **128** |

Hg-Gehalt im Filterstaub: (Schetter 2016); Output Filterstaub: (Wiechmann/Gleis 2012)

**Quecksilberaustrag über Asche**

Der Austrag von Quecksilber aus Krematorien über die Asche wurde 2015 durch die Beprobung von Kaminkehrerstaub in drei Krematorien analysiert, der mit Urnenasche gleichgesetzt wurde (Schetter 2016). Bei einer Kremation entsteht zwischen 2,5 - 4,5 kg Asche (Verden 2020).

Daraus ergibt sich mit der Anzahl der Kremationen im Jahr 2014 ein Quecksilberaustrag von weniger als 0,2 kg/a über die Asche (Tabelle 254).

**Tabelle 254: Quecksilberaustrag über Asche**

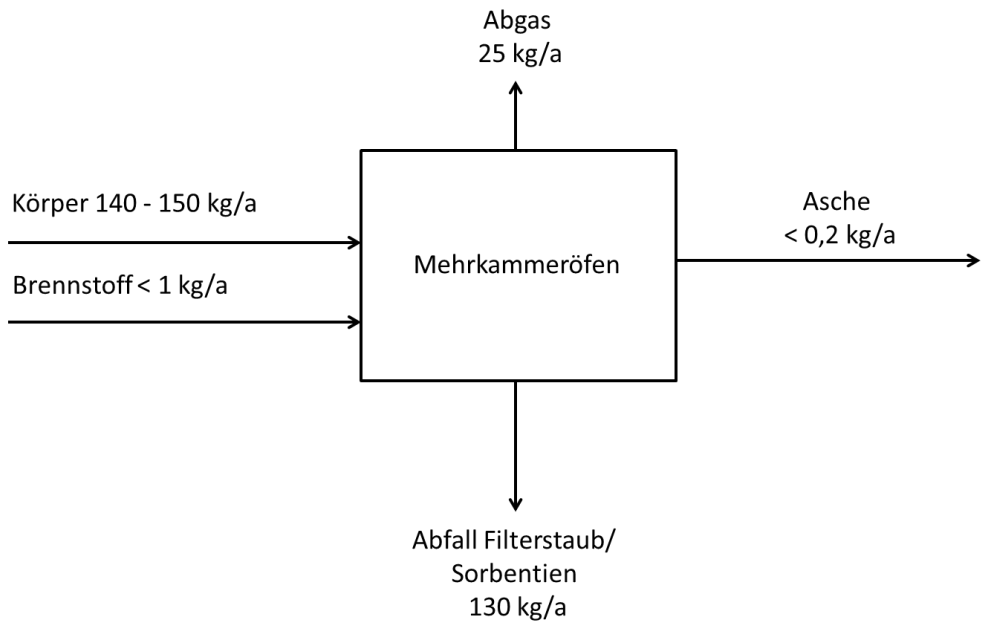
| Anlage | Hg-Gehalt [mg/kg TS] | Output Asche [kg/Kremation] | Kremationen (2014) | Hg-Output [kg/a] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 0,04 | | | |
| 2 | 0,05 | | | |
| 3 | 0,12 | | | |
| **Mittel** | **0,07** | **2,5 - 4,5** | **536.309** | **0,094 - 0,169** |

Hg-Gehalt: Analysen von Kaminkehrerstaub (Schetter 2016); Output Asche: (Verden 2020)

### 2.38.7 Gesamtbetrachtung

Abbildung 93 zeigt die Quecksilberbilanz von Krematorien. Der Eintrag wurde anhand der Anzahl der Kremationen in Deutschand im Jahr 2014 und einem mittleren Anteil von 2,7 Amalgamfüllungen pro Person abgeschätzt und über Rückrechnungen der ermittelten Luftausträge konsolidiert. Die Austräge basieren auf Daten einer separaten Umweltbundesamt-Studie, die Emissionen über den Luftpfad auf Basis der Anzahl der Kremationen des Jahres 2014 abgeschätzt hat (23,4 kg), hier aufgerundet auf 25 kg, und auf Daten der Studie zu Quecksilber in Filterstaub und Kaminkehrerstaub (der in der Studie mit Urnenasche gleichgesetzt wurde).

**Abbildung 93: Quecksilberbilanz für Krematorien bezogen auf 536.309 Kremationen im Jahr 2014**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für Krematorien.

**Tabelle 255: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für Krematorien**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input | 4 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Filterstaub/Sorbentien | 4 |
| Output Asche | 4 |

## 2.39 Zellstoff- und Papierproduktion (IED 6.1)

### 2.39.1 Anlagenbeschreibung

#### 2.39.1.1 Genehmigungsrahmen

Jede Anlage der Zellstoffproduktion sowie die Papier- und Pappeindustrie ab einer Kapazität von mehr als 20 Tonnen pro Tag unterliegen der EU-Industrieemissionsrichtlinie entsprechend der Definition in Nr. 6 des Anhang I (IED 2010). In Deutschland sind die Zellstoffindustrie der Nr. 6.1 und die Papierindustrie der Nr. 6.2 der 4. BImSchV zugeordnet. Auch Anlagen zur Papierherstellung mit einer Kapazität von weniger als 20 Tonnen pro Tag und einer Bahnlänge über 75 Metern sind genehmigungspflichtig:

- Nr. 6: Holz, Zellstoff
- Nr. 6.1: Anlagen zur Gewinnung von Zellstoff aus Holz, Stroh oder ähnlichen Faserstoffen
- Nr. 6.2: Anlagen zur Herstellung von Papier, Karton oder Pappe mit einer Produktionskapazität von:
- Nr. 6.2.1: 20 Tonnen oder mehr je Tag,
- Nr. 6.2.2: weniger als 20 Tonnen je Tag, ausgenommen Anlagen, die aus einer oder mehreren Maschinen zur Herstellung von Papier, Karton oder Pappe bestehen, soweit die Bahnlänge des Papiers, des Kartons oder der Pappe bei allen Maschinen weniger als 75 Meter beträgt.

Prozesse, Stoffe und beste verfügbare Techniken sind im EU BVT-Merkblatt für die Zellstoff- und Papierindustrie beschrieben, das im April 2015 veröffentlicht wurde (BREF PP 2015).

Am 30. September 2014 hat die EU-Kommission BVT-Schlussfolgerungen für die Zellstoff- und Papierindustrie gemäß der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED 2010) veröffentlicht, die in bestehenden Anlagen spätestens im Oktober 2018 umzusetzen sind. (BVTS PP 2014)

#### 2.39.1.2 Anlagentechnik

In der Zellstoff- und Papierindustrie werden einzeln stehende Anlagen und integrierte Anlagen (Zellstoff- und Papierherstellung an einem Standort) unterschieden.

Die Verfahren der Zellstoff- und Papierindustrie umfassen:

- Sulfatzellstoffherstellung
- Sulfitzellstoffherstellung
- Holzstoffherstellung
- Recyclingfaserherstellung (Altpapieraufbereitung)
- Papierherstellung aus Frischfasern und/oder Recyclingfasern (BREF PP 2015, S. 19)

Neben der eigentlichen Zellstoff- und Papierherstellung gehören Energieerzeugungsanlagen mit zur Papierindustrie, die zum Teil von eigenständigen Firmen betrieben werden. Darunter fallen Ablaugekessel, Biomassekraftwerke und Ersatzbrennstoff-Kraftwerke. (VPD 2017, S. 70) Teilweise werden in Zellstoffwerken eigene Kalköfen betrieben (Zellstoff Stendal 2017).

**Sulfatverfahren**

Holz wird in diskontinuierlich betriebenen Kochern nacheinander unter Druck und Temperaturen in alkalischer Lösung (Natronlauge mit Natriumsulfid) etwa 4 Stunden lang gekocht, um Lignin herauszulösen. Die Lösung durchläuft zur Reinigung von groben Bestandteilen Sortierer, anschließend wird die Lauge in Waschpressen vom Zellstoff getrennt. Diese sogenannte „Schwarzlauge“ wird auf ca. 75 % Trockengehalt eingedampft und im Ablaugekessel energetisch genutzt. Mit Hilfe von Sauerstoff wird Lignin aus dem Zellstoff getrennt und der Zellstoff anschließend mit Chlordioxid gebleicht. Der Faserbrei wird gewaschen und auf Sieben aufgegeben, die durch Entwässerung die Papier-Endlosbahn erzeugen. Die Papierbahn

wird gepresst und mit Heißluft auf einen Trockengehalt von 90 % getrocknet. (Zellstoff Stendal 2017)

Im Ablaugekessel wird die verbleibende Schmelze abgezogen, die aus Natriumcarbonat und Natriumsulfid besteht. Die Schmelze wird mit Kalklauge versetzt („Grünlauge"). Durch Zugabe von Branntkalk im „Kaustizierbehälter" entsteht aus der Grünlauge wieder Natronlauge, die nach einer Filterung zusammen mit dem enthaltenen Natriumsulfid als „Weißlauge" in die Kochung zurückgeführt wird. Der am Boden des Kaustizierbehälters abgesetzte Kalkschlamm wird gewaschen, im Kalkofen zu Branntkalk gebrannt, der für die Kaustizierung wieder verwendet wird. (Zellstoff Stendal 2017)

**Sulfitverfahren**

Das Sulfitverfahren hat dem Sulfatverfahren vergleichbare Prozessschritte, nutzt jedoch andere Chemikalien. Üblich ist in Deutschland der Einsatz von Magnesiumsulfit, das ebenfalls aus den Rückständen der Ablaugeverbrennung zurückgewonnen werden kann. Beim Sulfitverfahren erfolgt die Bleiche nicht mit Chlordioxid sondern grundsätzlich mit dem vollständig chlorfreien Verfahren (TCF), das Sauerstoff und Wasserstoffperoxid nutzt. (BREF PP 2015, S. 381ff)

**Mechanische Verfahren**

Bei den mechanischen Verfahren wird Holz zerfasert. Beim Holzschliff werden Rundhölzer zusammen mit Wasser auf rotierende Schleifsteine gepresst und dadurch zerfasert („Weißschliff"). Vor allem bei harzigen Holzsorgen werden die Rundhölzer vor dem Schliff gedämpft („Braunschliff"), um eine höhere Festigkeit zu erreichen. Beim TMP- (thermisch-mechanisch) und beim CTMP-Verfahren (chemisch-mechanisch) wird das Holz zunächst in Hackschnitzel zerkleinert und anschließend im „Refiner" bei Druck und Temperaturen um 140 °C zerfasert; bei der CTMP-Variante erfolgt zusätzlich eine chemische Vorbehandlung zur Sulfonierung der Fasern. Dazu wird Natriumsulfit eingesetzt. (BREF PP 2015, S. 507ff)

**Recyclingfasergewinnung**

Zur Gewinnung von Recyclingfasern wird Altpapier in Wasser aufgelöst („Pulpe") und von Fremdstoffen gereinigt.

Beim Auflösen von Druckerzeugnissen werden Wasserstoffperoxid, Natronlauge und Natriumsilikate ($Na_2SiO_3$) mit jeweils etwa 1 % zugegeben; bei der Auflösung von Pappe werden nur Biozide eingesetzt, für die Auflösung von Produktionsresten und zugekaufter Recyclingware lediglich Wasserstoffperoxid. (BREF PP 2015, S. 556)

Je nach Altpapierqualität erfolgt anschließend ein Deinking der Pulpe (Abtrennen von Druckfarbe, Lack und anderen Fremdstoffen durch Chemikalienzugabe und Flotation), bei dem für weißere Faserqualitäten mehrere Deinkingschritte hintereinandergeschaltet sind.

Anschließend werden die Fasern gebleicht. Dazu werden etwa 1 - 2,5 % Wasserstoffperoxid, 1 - 2 % Natriumsilikat ($Na_2SiO_3$) und 0,4 - 1 % Natriumdithionit ($NaS_2O_4$) sowie bis zu 0,2 % Natronlauge zugegeben. (BREF PP 2015, S. 556)

**Papierherstellung**

Bei der Papierherstellung werden die Fasern zusammen mit Zuschlagstoffen in die Papiermaschine gegeben. Die Zuschlagstoffe unterscheiden sich deutlich, je nachdem ob Pappe und Karton, „Naturpapier" (ohne Auftrag von Füllstoffen) oder gestrichene Papiere hergestellt werden.

#### 2.39.1.3 Einsatzstoffe

Der Rohstoffeinsatz der Zellstoffindustrie umfasste im Jahr 2016 Faserholz (9,715 Mio. Festmeter ohne Rinde) und Altpapier (16,898 Mio. Mg) sowie Holzstoff (1,045 Mio. Mg), Sulfatzellstoff (3,879 Mio. Mg) und Sulfitzellstoff (0,692 Mio. Mg). Die Altpapiereinsatzquote (Altpapierverbrauch zu Papier-/Pappeproduktion) lag in Deutschland im Jahr 2016 bei 75 %. (VPD 2017, S. 75)

Das Faserholz stammte aus Wäldern (59 %) und aus Abfällen der Sägeindustrie (41 %). Der Sulfatzellstoff wurde überwiegend importiert (2,3 Mio. Mg Kurzfaserzellstoff, davon 42 % aus Brasilien, 30 % aus Schweden und Finnland sowie 1,1 Mio. Mg Langfaserzellstoff, davon 48 % aus Schweden, 24 % aus Finnland). (VPD 2017, S. 29) Vom eingesetzten Altpapier wurden 4,364 Mio. Mg importiert (28 % des Verbrauchs), davon 27 % aus den Niederlanden, 16 % aus Frankreich, 12 % aus China. (VPD 2017, S. 75)

In der Papierindustrie wurden im Jahr 2016 neben den Faserstoffen 1,10 Mio. Mg Füllstoffe verbraucht, 1,78 Mio. Mg Streichpigmente, 0,50 Mio. Mg Stärke und 0,40 Mio. Mg weitere Mineralien und Additive. (VPD 2017, S. 61)

#### 2.39.1.4 Brennstoffe

Als Energieträger nutzte die Papierindustrie im Jahr 2016 neben Strom aus eigener und fremder Erzeugung vor allem Erdgas (26,4 Mio. kWh/2,99 Mio. $m^3$) und „alternative Brennstoffe“ (15,5 Mio. kWh) sowie Steinkohle (2,95 Mio. kWh/395.602 Mg), Braunkohle (2,07 Mio. KWh/365.789 Mg und Heizöl (0,182 Mio. kWh/16.940 Mg) (VPD 2017, S. 70).

Als „alternative“ (d. h. vorwiegend regenerative) Brennstoffe wurden vor allem Ablauge (9,8 Mio. kWh/4,51 Mio. Mg) und Rinde verbrannt (1,14 Mio. kWh/0,506 Mio. Mg), außerdem Faser-/Deinkingrückstände (1,02 Mio. kWh/0,803 Mio. Mg), zugekaufte Ersatzbrennstoffe (1,61 Mio. kWh/0,488 Mio. Mg), zugekaufte Biomasse (1,21 Mio. kWh/334.039 Mg), Biogas (0,437 Mio. kWh/63.231 $m^3$) und übrige Rückstände wie nicht verwertbares Altpapier, Schleifstaub, Sägewerksabfälle und Produktionsreste (0,285 Mio. kWh/110.930 Mg) (VPD 2017, S. 70).

### 2.39.2 Anlagenbestand und Produktion

Nach Angaben des Verbandes der Deutschen Papierindustrie existieren in Deutschland 99 Betriebe der Zellstoff- und Papierindustrie (VPD 2017, S. 41). Im Jahr 2016 produzierte die Zellstoffindustrie 1,612 Mio. Mg Zellstoff (davon 0,649 Mio. Mg Sulfatzellstoff, 0,963 Mio. Mg Sulfitzellstoff) und 0,873 Mio. Mg Holzstoff. Die Papierindustrie erzeugte im gleichen Jahr 22,63 Mio. Mg Papier, Karton und Pappe. (VPD 2017, S. 41; Zellstoff Stendal 2017)

### 2.39.3 Quecksilbereintrag

Quecksilber wird in Zellstofffabriken über die Faserstoffe in die Zellstoffproduktion eingetragen (über Rundhölzer, Sägewerksreste, Schleifstaub, in geringem Maße über Altpapier) und in die Verbrennungsanlagen, d. h. in Biomassekraftwerke und Ablaugekessel. In Biomassekesseln kommen Rinde, zugekaufte Biomasse und Faser-/Deinking-Rückstände zum Einsatz (siehe Kapitel 2.9 zu Biomassefeuerungen). Teilweise werden in Zellstoff- und Papierfabriken Ersatzbrennstoff-Feuerungsanlagen eingesetzt (siehe Kapitel 2.30 zu Ersatzbrennstoff-Verbrennungsanlagen). Zur Vermeidung von Doppelungen wird hier nur der Quecksilbereintrag abgeschätzt, der in Zellstoffproduktion einschließlich Ablaugekessel eingetragen wird.

Im Folgenden erfolgt eine Abschätzung des Quecksilbereintrags in Zellstoff- und Papieranlagen (ohne Quecksilbereinträge in Biomasse- und Ersatzbrennstoff-Verbrennungsanlagen, die in den spezifischen Kapiteln behandelt werden).

In Tabelle 256 werden die Einträge von Holz in Sulfat- und Sulfitzellstoffanlagen, bezogen auf eine Produktion von 1,61 Mio. Mg lufttrockenen Zellstoff im Jahr 2016 mit dem Mittelwert der spezifischen Einsatzmengen des BVT-Merkblatts („3-6 $m^3$/Mg“) angesetzt. Zur Umrechnung von Rundholzvolumen in Rundholzgewicht wird ein Umrechnungsfaktor von 2,25 mg/$m^3$ angesetzt (vgl. Kap. 2.9 zur Biomasseverbrennung), so dass sich ein mittlerer spezifischer Holzeinsatz von 10,1 mg/Mg bezogen auf die Sulfat- und Sulfitzellstoffproduktion ergibt.

Der Quecksilbergehalt in Laub- und Nadelbäumen beträgt etwa 0,02 mg/kg (DIN EN ISO 17225-1 2014). In Verbindung mit dem berechneten Holzeinsatz werden in die Zellstoffindustrie etwa 234 kg Quecksilber über den Rohstoff eingetragen (s. Tabelle 256).

**Tabelle 256: Berechnung des Rohstoffeinsatzes Holz und des Quecksilbereintrags im Jahr 2016 bezogen auf eine Sulfat- und Sulfit-Zellstoffproduktion von 1,612 Mio. Mg**

| | Output Sulfat-Sulfitzellstoff [Mio. Mg/a] | Spezifischer Holz-Input [Mg/Mg] | Input Holz [Mio. Mg/a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 1,612 | 10,1 | 11,71 | 0,02 | 0,02 | 234 | 234 |

Output: (VPD 2017); spez. Holzeinsatz: (BREF PP 2015); Hg-Mittel A/B: (DIN EN ISO 17225-1 2014).

In Tabelle 257 werden die Einträge in Sulfatzellstoffanlagen, bezogen auf 0,649 Mio. Mg lufttrockenen Sulfatzellstoff im Jahr 2016 berechnet. Als Einsatzmengen werden mittlere Werte der spezifischen Einsatzmengen aus dem BVT-Merkblatt angesetzt. (BREF PP 2015, S. 549ff) Quecksilbergehalte liegen nur von Branntkalk vor. Für die weiteren Inhaltsstoffe besteht Forschungsbedarf.

Für den Quecksilbergehalt von Branntkalk wird die in Kapitel 2.20 ermittelte Spannbreite angesetzt. Die Berechnung der Quecksilberein- und -austräge der Kalzinierung (Branntkalkherstellung) in der Zellstoff- und Papierindustrie konnte aufgrund fehlender Produktionsmengen nicht erfolgen.

**Tabelle 257: Quecksilbereintrag über Zuschlagstoffe in Sulfatzellstoffanlagen im Jahr 2016**

| Nr. | Einsatz-stoff | Output Sulfatzellstoff [Mio. Mg/a] | Spezifischer Stoffeinsatz [kg/Mg] | Input [Mio. Mg /a] | Hg Mittel A [mg/kg] | Hg Mittel B [mg/kg] | Hg Input A [kg/a] | Hg Input B [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | NaOH | 0,649 | 38 | 24,7 | ? | ? | ? | ? |
| 2 | $NaClO_3$ | 0,649 | 32 | 20,8 | ? | ? | ? | ? |
| 3 | EDTA | 0,649 | 2,0 | 1,30 | ? | ? | ? | ? |
| 4 | $SO_2$ | 0,649 | 6,0 | 3,89 | ? | ? | ? | ? |
| 5 | $MgSO_4$ | 0,649 | 1,5 | 0,97 | ? | ? | ? | ? |
| 6 | CaO | 0,649 | 7,7 | 5,00 | 1,61 | 3,17 | 8,1 | 41 |
| **7** | **Summe** | | | **56,7** | | | **8,1** | **41** |

Output: (Zellstoff Stendal 2017); Zeile 1-5 Hg-Mittel A/B: keine Werte vorhanden, Zeile 6 Hg-Mittel A/B: s. Kap. 2.20.6

### 2.39.4 Verhalten von Quecksilber in Zellstoff- und Papierfabriken

Es liegen keine Quecksilberbilanzen von Zellstoff- und Papierfabriken vor.

Das in Einsatzstoffen enthaltene Quecksilber geht aufgrund der geringen Temperaturen in Lösung und verbleibt in der wässrigen Phase. In der Abwasserreinigung kann partikulär gebundenes Quecksilber abgetrennt werden.

Bei der Ablaugeverbrennung gelangt Quecksilber in die Abluft; ebenso gelangt Quecksilber, das in der Verbrennungsschmelze enthalten ist, in den Rückgewinnungsöfen und damit in die Abluft (Kalk- und Magnesiumöfen).

### 2.39.5 Eingesetzte Quecksilberminderungstechniken

#### 2.39.5.1 Co-Benefit

In der Zellstoff- und Papierindustrie in Deutschland werden trockene Abgasreinigungsverfahren zur Staubabscheidung aus der Abluft der Ablaugekessel und Kalk-/Magnesiumöfen eingesetzt. Der abgeschiedene Staub wird wiederverwendet, so dass bei Sorption von Quecksilber am Staub keine Quecksilberausschleusung erfolgt (kein Co-Benefit).

#### 2.39.5.2 Spezifische Quecksilberminderungstechniken

Es sind keine spezifischen Quecksilberminderungstechniken für die Behandlung der Abluft oder die Abwasserreinigung in Zellstoff- und Papierfabriken bekannt.

### 2.39.6 Quecksilberaustrag

Quecksilber gelangt über die Schwarzlauge in den Ablaugekessel. Es wird dort mit der Abluft des Kessels ausgetragen und in die Schmelze überführt. Das Quecksilber der Schmelze kann bei deren Nutzung in den Kalk- bzw. Magnesiumöfen der Zellstoff- und Papierindustrie in die Luft freigesetzt werden und im Kalkstein bzw. Magnesium verbleiben.

Andere Quecksilberausträge der Zellstoff- und Papierherstellung erfolgen über Abfälle. Neben Sortierresten der Altpapieraufbereitung sowie Verbrennungsrückständen bestehen die Abfälle vor allem aus Schlämmen. Ein weiterer Quecksilberaustrag erfolgt über abgeleitetes Abwasser.

Quecksilber, das in Schlämmen verbleibt, kann bei deren Verwertung in die Luft freigesetzt werden und in den festen Rückständen verbleiben (vgl. entsprechende Branchenkapitel).

**Tabelle 258: Quecksilberausträge aus Zellstoff- und Papierfabriken**

| Pfad | Detail | Bemerkung |
|---|---|---|
| Luft | Abgas des Ablaugekessels und der Kalk-/ Magnesiumöfen | Quecksilber wird in die Luft emittiert |
| Wasser | Abwasser der Abwasserbehandlung | Mit dem Abwasser der Zellstoff- und Papierindustrie wird Quecksilber in Gewässer ausgetragen. |
| Abfall | Schlamm der Altpapieraufbereitung, Schlamm der Abwasserbehandlung, Sortierreste, Filterstaub der Verbrennungen | Sortierreste und Schlämme werden energetisch verwertet (Biomassekraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Abfall mitverbrennende Kohlekraftwerke, Zementindustrie). Deinkingschlämme werden energetisch verwertet und in der Ziegelindustrie als Porosierungsmittel eingesetzt. |
| Produkt | Papier | In Papier können geringe Mengen Quecksilber verbleiben. |

**Quecksilberaustrag über den Luftpfad**

Im Abgas vorliegendes Quecksilber wird in die Luft ausgetragen. Quecksilber, das im Laugenkessel an $Na_2CO_3$-Partikeln im Abgas sorbiert, wird durch den Wiedereinsatz der Filterstäube über den Ascheauflösetank in den Prozess zurückgeführt (BREF PP 2015, S. 454).

Quecksilbermesswerte liegen nur von einem Ablaugekessel vor. Sie zeigen für jeden der neun Halbstundenmittelwerte, die an drei Tagen gemessen wurden, Quecksilberkonzentrationen etwas unter 1 µg/Nm³ (6 % Bezugs-$O_2$. Der gemessene $O_2$-Gehalt lag etwa bei 1 %) (ST LAU 2017).[15] Der Austrag, der sich aus dem gemessenen Massenstrom von 0,363 g/h mit 8760 Jahresstunden Betriebszeit errechnet, beläuft sich für die Anlage auf 3,2 kg Quecksilber pro Jahr.

Es liegen keine Kenntnisse über weitere Quecksilbermessungen in der Abluft von Ablaugekesseln vor, ebenso wenig über Messungen an Kalk- oder Magnesiumöfen. Deshalb ist keine Abschätzung der luftseitigen Emissionen möglich.

Zu Quecksilberausträgen aus Anlagen, in denen eine Verwertung der Abfallschlämme der Zellstoff- und Papierindustrie erfolgt (Biomasseverbrennungsanlagen, Abfallverbrennungsanlagen, Abfall mitverbrennende Kohlekraftwerke, Zementindustrie, Ziegelindustrie) siehe die Informationen in den entsprechenden Branchenkapiteln.

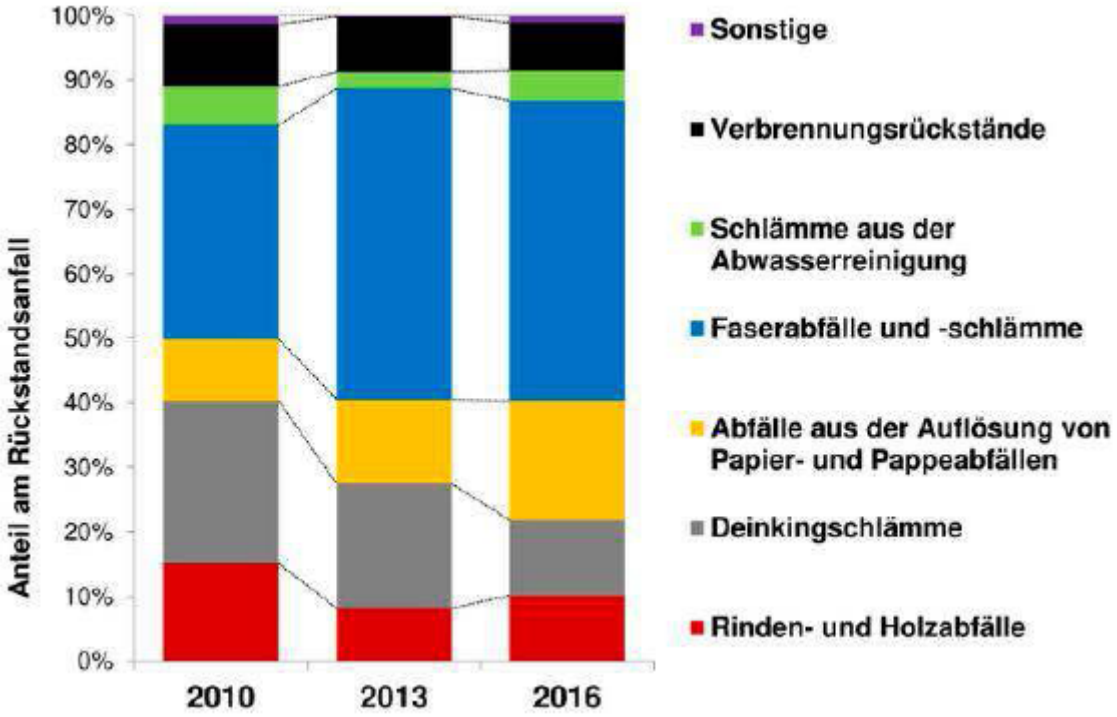
**Quecksilberaustrag über Abfälle**

Abbildung 94 zeigt relevante Abfallgruppen auf Basis von (jeweils nicht vollständigen) Erhebungen des Verbandes Deutscher Papierfabriken in den Jahren 2010, 2013 und 2016. Faserabfälle und Faserschlämme (hellblau) machen den größten Anteil aus, die zweitgrößte Fraktion sind Deinkingschlämme (grau). Eine große Fraktion resultiert aus der Auflösung von Papier- und Pappeabfällen (gelb). Weitere Fraktionen sind Schlämme aus der Abwasserreinigung (grün), Verbrennungsrückstände (schwarz) sowie Rinden- und Holzabfälle (rot). Ein Teil der Rinden- und Holzabfälle konnte in 2013 und 2016 als Nebenprodukt deklariert werden, so dass der Anteil gesunken ist. (Papierfabrikation 2018).

Abbildung 95 veranschaulicht die wesentlichen Verwertungswege dieser Abfallfraktionen. Der Anteil der energetischen Verwertung ist leicht gestiegen, wobei der Anteil der außerbetrieblichen energetischen Verwertung gegenüber der innerbetrieblichen kontinuierlich gestiegen ist (dunkelrot). Insgesamt führt die Branche etwa 50 % der anfallenden Abfallmenge einer energetischen Verwertung zu (Papierfabrikation 2018). Ein Großteil der nicht intern wieder eingesetzten Produktionsabfälle wird einer Verwertung zugeführt (vgl. Steinbeis 2020).

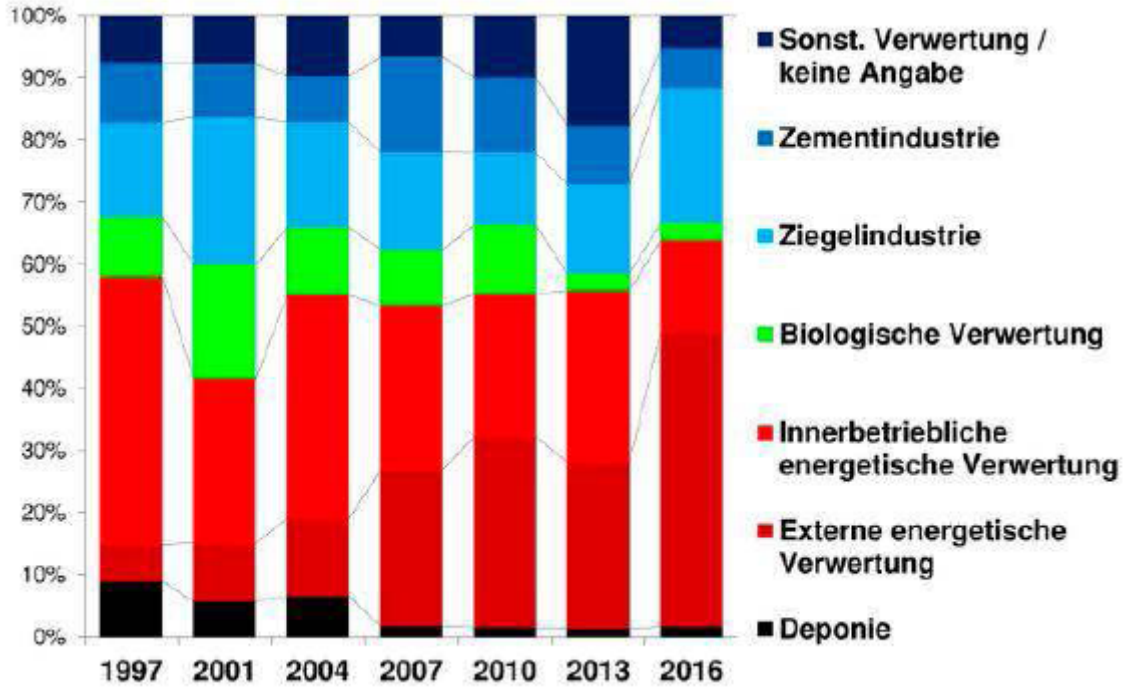
[15] Die erweiterte Messunsicherheit für die Messung wurde mit 1,6 µg/Nm³ errechnet.

**Abbildung 94: Abfallgruppen der Rückstände der Zellstoff- und Papierindustrie auf Basis der 2010, 2013 und 2016 vom Verband Deutscher Papierfabriken (VDP) erfassten Mengen**




Quelle: (Papierfabrikation 2018)

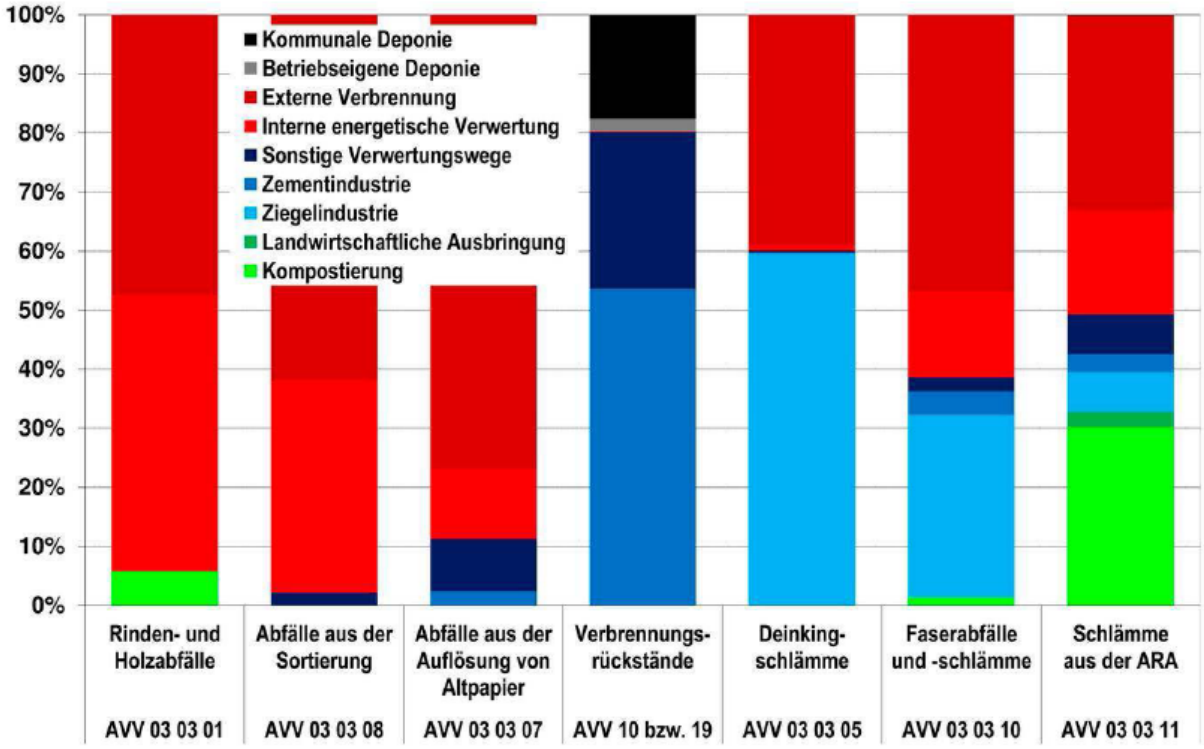
**Abbildung 95: Entwicklung der Entsorgungs- und Verwertungswege von Rückständen aus der Zellstoff- und Papierindustrie in Deutschland von 1997 bis 2016**




Quelle: (Papierfabrikation 2018)

Abbildung 96 zeigt neben den Verwertungswegen auch die Entsorgungswege und ihre Anteile an den jeweiligen Abfallschlüsselnummern.

**Abbildung 96: Entsorgung- und Verwertungswege von Rückständen aus der Zellstoff- und Papierindustrie im Jahr 2016 nach Abfallschlüsselnummern**




AVV-Schlüsselnummer 030301 Rinden- und Holzabfälle, 030308 Abfälle aus dem Sortieren von Papier und Pappe für das Recycling, 030307 Mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappeabfällen, 10 bzw. 19 Verbrennungsrückstände, 030305 Deinkingschlämme aus dem Papierrecycling, 030310 Faserabfälle, Faser-, Füller- und Überzugsschlämme aus der mechanischen Abtrennung, 030311 Schlämme aus der betriebseigenen Abwasserreinigungsanlage. Quelle: (Papierfabrikation 2018)

Daten zum Quecksilbergehalt der Abfälle der Zellstoff- und Papierindustrie gibt es in der Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen für Deinkingschlämme (AVV 030305, 1 Analyse), für mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappeabfällen („Spuckstoffe“) (AVV 030307, 8 Analysen), Sortierreste (AVV 030308, 9 Analysen), Faserabfälle, Faser, Füller- und Überzugsschlämmen aus der mechanischen Abtrennung (AVV 030310, 123 Analysen) sowie Schlämme aus der Abwasserbehandlung (AVV 030311), siehe Anlage A.18 (ABANDA 2017). Für Spuckstoffe (AVV 030307) zeigen auch die Untersuchungen von Flamme (2002) Quecksilbergehalte unter der in der Untersuchung gewählten Bestimmungsgrenze von 0,2 mg/kg. Quecksilber-Median und Mittelwert dieser Fraktion entsprechen sich bei den ABANDA-Daten mit 0,15 mg/kg. Der Quecksilbergehalt von Deinkingschlämmen (AVV 030305) liegt mit fast gleichem Median und Mittelwert in ähnlicher Größenordnung wie die Spuckstoffe (0,11 bzw. 0,1 mg/kg). Bei Faserabfällen (AVV 030310) unterscheiden sich Median und Mittelwert mit einem Faktor 2,5 am deutlichsten.

Tabelle 260 nennt die im Jahr 2016 energetisch verwerteten Schlammmengen (Destatis 2016) sowie für die ermittelten Hg-Gehalte die Quecksilberausträge über Schlamm-Abfälle.

Deinkingschlämme, die nach der Berechnung Tabelle 260 ca. 67 kg/a Quecksilber enthalten, werden fast vollständig extern verwertet. Die externe Verwertung erfolgt zu etwa 40 % in der Zementindustrie (ca. 26 kg Hg), zu 60 % (ca. 40 kg/a) wird der Deinkingschlamm in der Ziegelindustrie als Porosierungsmittel eingesetzt (s. Abbildung 96). Dies entspricht in etwa der Quecksilbermenge von 25 kg, die mit Branchendaten als Quecksilbereintrag über Deinkingschlämme in die Ziegelindustrie abgeschätzt wurde (vgl. Kapitel 2.23.3).

Die andere Hälfte der extern entsorgten Deinkingschlämme und mit ihnen etwa je 11 kg/a Quecksilber gelangen gemäß Abbildung 96 in der Zementindustrie (Kapitel 2.19) und in Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen (Kapitel 2.30).

**Tabelle 259: Quecksilberaustrag der Zellstoff- und Papierproduktion über energetisch verwertete Schlamm-Abfälle im Jahr 2016**

| Abfallart | Anzahl Proben | Hg-Median [mg/kg TS] | Energetisch verwertet [Mg/a] | Hg-Austrag [kg/a] | Hg Intern [%] | Hg Intern [kg/a] | Hg Extern [%] | Hg Extern [kg/a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 030305 De-inking-Schlämme aus dem Papierrecycling | 9 | 0,1 | 669.400 | 66,9 | 1 % | 0,7 | 99 % | 66,2 |
| 030307 Mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappabfällen („Spuckstoffe“) | 8 | 0,155 | 387.500 | 60,1 | 11 % | 6,6 | 89 % | 53,5 |
| 030310 Faserabfälle, Faser-, Füller- und Überzugsschlämme aus der mechanischen Abtrennung | 123 | 0,11 | 1.012.400 | 111 | 15 % | 16,7 | 85 % | 94,7 |
| 030311 Schlämme aus der betriebseigenen Abwasserbehandlung ohne 030310 | 2 | 0,05 | 67.200 | 3,36 | 17 % | 0,57 | 83 % | 2,79 |
| **Summe** | | | **2.136.500** | **242** | | **25** | | **217** |

Quellen: Hg Median: (ABANDA 2017); energetisch verwertete Abfallmengen: (destatis 2017); Verwertungsweg-Anteile: (Papierfabrikation 2018)

Unter Verwendung des Medians ergibt sich für das Jahr 2016 ein Quecksilberaustrag aus der Zellstoff- und Papierindustrie über Schlamm-Abfälle in Höhe von 242 kg. Davon werden 25 kg/a intern als Abfallbrennstoff eingesetzt, 217 kg/a werden in andere Industriezweige ausgetragen.

#### Quecksilberaustrag über Abwasser

Messwerte zu Quecksilber im Abwasser von Zellstoff- und Papierfabriken sind nicht bekannt; im PRTR (2020) erfolgte keine Quecksilbermeldung. Daher ist keine Frachtabschätzung möglich.

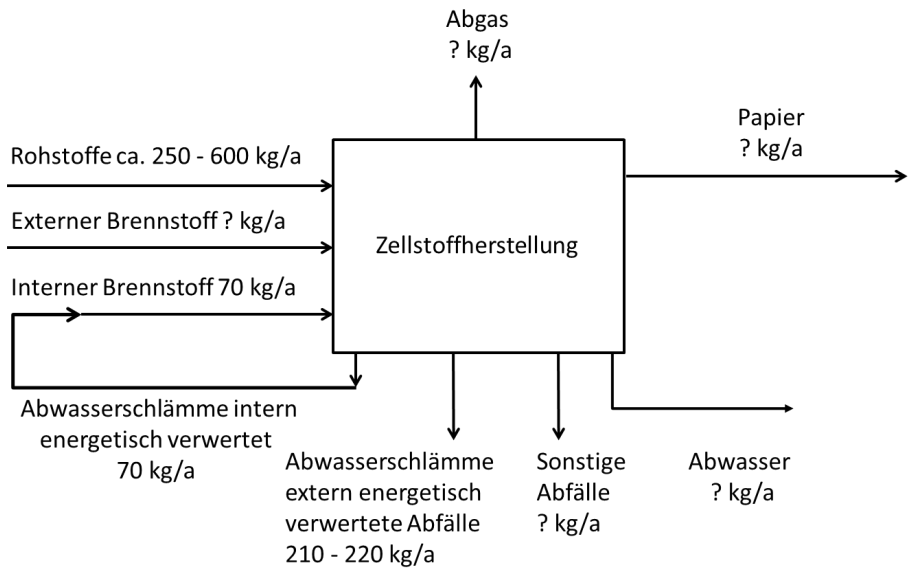
#### Quecksilberaustrag über Produkte

Quecksilberanalysen aus Papierprodukten sind nicht bekannt.

### 2.39.7 Gesamtbetrachtung

Abbildung 97 zeigt die Quecksilberbilanz der Zellstoff- und Papierindustrie. Der Eintrag von Quecksilber über Holz wird mit 250 - 600 kg/a abgeschätzt. Der Quecksilberaustrag über die größte Abfallfraktion der Abwasserschlämme, die in anderen Industriezweigen verwertet wird (v. a. in der Ziegel- und Zementindustrie) wird mit 210 - 220 kg/a abgeschätzt. Für die übrigen Einträge (aus Brennstoffen, Altpapier, Zusatzstoffen) und für weitere Austräge (Luft, Produkte, Abwasser und sonstige Abfälle) liegen keine Daten vor.

**Abbildung 97: Quecksilberbilanz für Zellstofffabriken bezogen auf eine Produktion von 1,612 Mio. Mg Sulfat- und Sulfitzellstoff im Jahr 2016**




**Datenqualität und -repräsentativität**

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Datenqualität von Input und Output für die Papier- und Zellstoffproduktion

**Tabelle 260: Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität für den Sektor die die Papier- und Zellstoffproduktion**

| | Bewertung |
|---|---|
| Input Holz | 2 |
| Weitere Inputstoffe | 5 |
| Output Luftemissionen | 4 |
| Output Abwasser | 6 |
| Output Abfall | 3 |
| Produkt Papier | 6 |

## 2.40 Weitere Industriequellen

Die Industrieanlagen in Deutschland sind in der 4. BImSchV aufgelistet. Die wesentlichen Quellen für Quecksilberemissionen in die Luft und in das Wasser wurden in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben. Weitere Quellgruppen, die wir aufgrund ihrer geringen

Anlagenzahl und/oder der gering geschätzten Quecksilbereinträge bzw. Unkenntnis erhöhter Quecksilbereinträge als weniger relevant eingeschätzt haben, sind in den folgenden Kapiteln benannt. Die Überschriften entsprechen jeweils den Anlagenkategorien der 4. BImSchV (4. BImSchV 2017).

### 2.40.1 Wärmeerzeugung, Bergbau und Energie

In dieser Kategorie der 4. BImSchV gibt es neben den vorstehend beschriebenen Kokereien und Anlagen der Strom- und Wärmeerzeugung mittels Verbrennung von Steinkohle, Braunkohle, Braunkohlestaub, Raffineriegas, Kokereigas, Hochofengas, Oxygenstahlgas, Biomasse und Biogas weitere Kraftwerke, die Erdgas, Flüssiggas, Diesel bzw. Heizöl (leicht und schwer) sowie Gase der chemischen Industrie (Methanol, Ethanol, Synthesegas, Wasserstoff etc.) oder Grubengas verbrennen. Unter der gleichen Überschrift in der 4. BImSchV werden auch Anlagen zum Mahlen und Trocknen von Kohle gelistet, Anlagen zum Brikettieren von Braun- und Steinkohle sowie Anlagen zur Teerdestillation und Vergasung oder Verflüssigung von Kohle und Schiefer. Hier besteht besonders bei Anlagen zur Teerdestillation Forschungsbedarf, da für Kokereien ein hoher Quecksilberaustrag über Teerprodukte festgestellt wurde. Auch Anlagen mit mittleren Prozesstemperaturen wie zum Mahlen, Trocknen und Brikettieren von Kohle sollten näher untersucht werden, da ein Quecksilber-Emissionspotenzial besteht.

Weitere Anlagen unter diesem Titel fallen unter das Bergrecht, von denen vorstehend die Erdgasgewinnung untersucht wurde. Weitere Anlagen sind Kohleminen, Erzminen, Mineralstoffminen); bei diesen Anlagen treten auch nach Stilllegung weitere Emissionen auf, insbesondere durch Abwasser-Abflüsse aus Minenschächten oder durch das Heben von Grubenwasser zum Grundwassermanagement ehemaliger Minen. Hier besteht Forschungsbedarf, da je nach Gesteinsart relevante Quecksilbereinträge in Gewässer möglich sind.

### 2.40.2 Steine und Erden, Glas, Keramik, Baustoffe

In der Kategorie der 4. BImSchV gibt es neben den vorstehend beschriebenen Anlagen zur Herstellung von Zement, Gips, Kalk und Dolomit, Bauxit, Glas und Keramik weitere Anlagen zur Herstellung von Magnesit, Kieselgur, Quarzit und Schamotte, weiterhin Steinbrüche, Anlagen zum Brechen, Trocknen, Mahlen oder Klassieren von natürlichem oder künstlichem Gestein. Emissionen von Asphaltmischanlagen wurden als Braunkohlestaubverbrennungen mit betrachtet.

Ein- und Austräge von Quecksilber dieser Branchen wurden aufgrund der vermuteten geringen Relevanz (wenige Anlagen und/oder niedrige Prozesstemperaturen) nicht untersucht.

### 2.40.3 Stahl, Eisen und sonstige Metalle einschließlich Verarbeitung

In der Kategorie der 4. BImSchV gibt es neben den vorstehend beschriebenen Sinteranlagen, Roheisen-Schmelzen (Hochöfen), Oxygenstahlwerken, Elektrostahlwerken, primären und sekundären Anlagen zur Blei-/Kupfer-/Zinkherstellung sowie Gießereien weitere Anlagen wie zum Schmelzen weiterer Metalle (Aluminium, Cadmium, Kobalt, Nickel etc.), zum Stranggießen von Eisen, Oberflächenabziehen und Umformen (z. B. Kalt-/Warmwalzen), Anlagen zum Aufbringen von metallischen Schutzschichten (z. B. Verzinkungsanlagen), Anlagen zur Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen.

Während bei Anlagen zur Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen (Galvanik) geringe Prozesstemperaturen zum Einsatz kommen und daher keine Quecksilberausträge erwartet werden, ist die Weiterverarbeitung von Eisen- und Nichteisen-Metallen zum Teil mit

erhöhten Prozesstemperaturen verbunden. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf, ob die (relativ geringen) Quecksilbereinträge der Rohstoffe (Eisen, Stahl, Aluminium, Blei, Kupfer, Zink u. a.) in relevantem Maße freigesetzt werden.

### 2.40.4 Chemische Erzeugnisse, Arzneimittel, Mineralölraffination und Weiterverarbeitung

In der Kategorie der 4. BImSchV gibt es neben den vorstehend beschriebenen Raffinerien und Anlagen zur Herstellung von Titandioxid und Düngemitteln eine Vielzahl weiterer Anlagen der chemischen und petrochemischen Industrie sowie Anlagen zur Herstellung von Ruß, Hartbranntkohle und Graphit, Destillationsanlagen sowie Anlagen zum Schmelzen von Harzen.

Relevante Ein- und Austräge von Quecksilber erfolgen vor allem in der Chlor-Alkali-Industrie durch den Einsatz von Quecksilberkathoden. Der Einsatz dieser Technik ist seit Ende 2017 nur noch zur Alkoholat- und Dithionitherstellung erlaubt. Die Alkoholatherstellung ist nach der EU Quecksilberverordnung, Artikel 7 Abs. 1 ab dem 1.1.2028 in der EU verboten ist (EU 2017/852). Die EU-Quecksilberverordnung erwähnt die Herstellung von Dithionid nicht explizit. Nach (Hegemann et al. 2018) bezieht sich das Verbot der Nutzung von Queckilber aber auch auf den Herstellungsprozess von Dithionid. Die Alkoholat- und Dithionitherstellung wurde daher in dieser Studie nicht näher untersucht.

Über relevante Ein- und Austräge von Quecksilber bei den übrigen Branchen liegen keine Informationen vor. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf, da es sich teilweise um Anlagen handelt, in denen mit erhöhten Prozesstemperaturen gearbeitet wird (Ruß-/Hartbranntkohle-/Graphit-Herstellung).

### 2.40.5 Oberflächenbehandlung mit organischen Stoffen, Herstellung von bahnenförmigen Materialien aus Kunststoffen, sonstige Verarbeitung von Harzen und Kunststoffen

In diese Kategorie der 4. BImSchV fallen Anlagen zum Drucken, Lackieren, Klebebeschichten, Imprägnieren und Tränken. Aufgrund der geringen Prozesstemperaturen verbleibt Quecksilber, das über Roh- und Zuschlagstoffe eingetragen wird (z. B. Papier, Eisenguss, Stahl, Aluminium, Kunststoffe, Farben und Lacke), in den Produkten.

### 2.40.6 Holz, Zellstoff

In dieser Kategorie der 4. BImSchV gibt es neben den vorstehend beschriebenen Anlagen zur Herstellung von Zellstoff, Papier, Karton und Pappe weitere Anlagen zur Herstellung von Holzwerkstoffen (Spanplatten und Faserplatten) sowie Holzpresslingen (Pellet-Brennstoffe). Aufgrund der relativ niedrigen Prozesstemperaturen wird davon ausgegangen, dass der Quecksilbereintrag über Holzrohstoffe in den Produkten verbleibt und keine relevanten Austräge stattfinden.

### 2.40.7 Nahrungs-, Genuss- und Futtermittel, landwirtschaftliche Erzeugnisse

In dieser Kategorie der 4. BImSchV werden keine relevanten Ein- und Austräge von Quecksilber vermutet, da quecksilberarme Rohstoffe zum Einsatz kommen, die Prozesstemperaturen relativ gering sind und als Brennstoff überwiegend Gas eingesetzt wird.

### 2.40.8 Verwertung und Beseitigung von Abfällen und sonstigen Stoffen

In dieser Kategorie der 4. BImSchV gibt es neben den vorstehend beschriebenen Verbrennungsanlagen für Haushalts- und Gewerbeabfälle, EBS, Sonderabfälle, Klärschlämme und Altholz sowie MBA-Anlagen (einschließlich Anlagen zur Behandlung quecksilberhaltiger Abfälle), Gäranlagen, Wälzöfen der Sekundärzinkindustrie (zur Behandlung von

Stahlwerkstäuben) und Schredderanlagen weitere Anlagen wie zur Verbrennung von Deponiegasen und Altöl, Kompostanlagen, Güllebehandlungsanlagen und Anlagen zur chemisch-physikalischen und biologischen Behandlung.

Für Anlagen, in denen Gase und Altöle verbrannt werden, besteht weiterer Untersuchungsbedarf. In den übrigen Anlagen wird aufgrund der niedrigen Prozesstemperaturen kein Austrag von Quecksilber vermutet.

### 2.40.9 Lagerung, Be- und Entladen von Stoffen und Gemischen

Die Anlagen dieser Kategorie der 4. BImSchV wurden nicht untersucht, da die Lagerung sowie das Be- und Entladen mit geringen Prozesstemperaturen verbunden ist. Hier besteht für Anlagen, in denen flüssiges und dampfförmiges Quecksilber gelagert oder umgeschlagen wird, Untersuchungsbedarf. Unterschiede beim Quecksilbergehalt wurden auch bei der Beprobung von Stahlwerksstäuben im Sommer und im Winter festgestellt; die Verdunstungsmengen werden jedoch gering angenommen.

### 2.40.10 Sonstige Anlagen

Anlagen dieser Kategorie der 4. BImSchV wurden wegen vermuteter geringer Relevanz nicht untersucht. Zu den Anlagen gehören unter anderem eigenständig betriebene Anlagen zur Behandlung von Abgas (zentrale Abgasreinigungsanlagen, die in der Regel in der Chemischen Industrie installiert sind), Kautschukanlagen, Anlagen der Textilindustrie (Herstellung und Veredlung), Schießstände sowie Anlagen zur Innenreinigung von Eisenbahnkesselwagen, Straßentankfahrzeugen, Tankschiffen oder Tankcontainern und zur Reinigung von Fässern.

## 2.41 Weitere, nicht-industrielle Quecksilberquellen

Die vermutlich größten anthropogen verursachten Quecksilbermengen in Deutschland befinden sich in Böden, Flüssen und auf Altlasten (Böden, Gebäude). Sie stammen aus historischen Emissionen, z. B. aus der Erdgasförderung, aus Chemieanlagen (Chlor-Alkali-Elektrolyse u. a.), Bauxitverarbeitung (Rotschlammdeponien), der Quecksilberfreisetzung an die Luft aus der Nichteisenmetallindustrie und der Kohleverbrennung sowie aus der inzwischen verbotenen Quecksilberbeize von Saatgut (Pflanzenschutz) und Bahnschwellen.

Amalgam ist als weitere relevante Quecksilberquelle zu nennen. Amalgam fällt in Zahnarztpraxen bei der Entfernung von Füllungen an und wird in Abscheidern gesammelt, wenn die (vorgeschriebenen) Einrichtungen ordnungsgemäß funktionieren. Rohrleitungen in einer Vielzahl von Zahnarztpraxen weisen Quecksilberablagerungen aus der Amalgamentfernung vor der Errichtung von Abscheideanlagen auf, wie Berichte vom Gebäudeabriss von Zahnarztpraxen zeigen (Schneider 2004).

Unter den nicht-industriellen Quellen sind quecksilberhaltige Produkte zu nennen, insbesondere Batterien, Leuchtmittel (Quecksilberdampflampen, Leuchtstoffröhren, Kompaktleuchtstofflampen), Messgeräte (Thermometer) und Schalter (z. B. an Kühltruhen, Alarmanlagen an Motorrädern, Fensterscheiben, etc.). Quecksilber aus diesen Produkten gelangt bei Beschädigungen in die Umwelt sowie bei der Abfallentsorgung. Die Entsorgung sollte über spezifische Sammlungen erfolgen (GRS 2020, Lightcycle 2020). Vielfach gelangen die quecksilberhaltigen Produkte jedoch auch in die Hausmüll-/Gewerbeabfall- oder Sonderabfallentsorgung, gemischt mit anderen Abfällen.

Eine weitere nicht-industrielle Quecksilberquelle stellen die Kleinfeuerungsanlagen von Haushalten und Gewerbe dar. In der jüngsten Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes zu Emissionen aus diesen Anlagen wurden 376 bis 392 Kilogramm Quecksilberemissionen über die

Luft im Jahr 2015 berechnet. Dabei wurden Emissionsfaktoren von 0,56 g/TJ für Holzbrennstoffe angesetzt, 2,3 g/TJ für Braunkohle, 3,6 g/TJ für Steinkohle sowie 0,06 g/TJ für Heizöl. (Tebert et al. 2016b, S. 156)

Zusätzlich gelangt Quecksilber bei der Lagerung und durch Verteilung und Verbrennung von Kraftstoffen in die Umwelt. Die Europäische Umweltagentur nennt als Quecksilberemissionsfaktoren der Verbrennung im Quellbereich 1.A.3.b (Road Transport) 0,0087 mg/kg für Benzin und 0,0053 mg/kg für Diesel (EEA 2016, S. 93). Laut Mineralölwirtschaftsverband lag der Benzinabsatz im Jahr 2016 bei 18,2 Mio. Mg und der Dieselabsatz bei 36,8 Mio. Mg (MWV 2017b), so dass sich Quecksilberemissionen von 159 kg bzw. 201 kg ergeben, in Summe im Jahr 2016 aus der Verbrennung von Kraftstoffen 360 kg.

## 2.42 Zusammenfassende Darstellung der Ein- und Austräge von Quecksilber

Die Tabellen in den folgenden Kapiteln zeigen sektorspezifisch die ermittelten Ein- und Austräge von Quecksilber. Sie ergeben sich auf Basis der mittleren Quecksilbergehalte von Rohstoffen, Zusatzstoffen und Brennstoffen sowie allen Austragspfaden, für die anhand der recherchierten Daten eine typische Bandbreite zur Frachtberechnung verwendet wurde. Daraus resultiert die Bandbreite des abgeschätzten Quecksilbereintrags zwischen Input A und Input B bzw. des Austrages zwischen Output A und Output B.

Sektoren, bei denen die Quecksilberfracht nicht quantifizierbar war, sind in den Tabellen mit einem Fragezeichen versehen. Die Fragezeichen werden in den Tabellenanmerkungen erläutert. Die letzte Spalte der Tabellen enthält jeweils Nummern zur Bewertung der Datenqualität und Datenrepräsentativität. Die Nummern sind unter den Tabellen kurz erläutert. Eine ausführliche Beschreibung der Bewertungskriterien findet sich in Kapitel 2.2.

### 2.42.1 Quecksilbereinträge

Tabelle 261 zeigt sektorspezifisch die ermittelten Quecksilbereinträge auf Basis von „Mittel A“ und „Mittel B“ sowie eine Bewertung der Qualität und Repräsentativität der Ausgangsdaten.

**Tabelle 261: Quecksilbereintrag in die untersuchten Sektoren im Jahr 2016 auf Basis von „Mittel A“ und „Mittel B“ sowie Bewertung der Datenqualität und -repräsentativität***

| Sektor | Input A [kg/a] | Input B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität* |
|---|---|---|---|
| Hausmüllverbrennung | 2.700 | 15.700 | 3 |
| Großfeuerungsanlagen Braunkohle | 8.100 | 15.000 | 2 |
| Zinkproduktion | 2.700 | 12.200 | 4 |
| Erdgasförderung und -verteilung | 1.600 | 7.900 | 3 |
| Bleiproduktion | 7.000 | 7.800 | 4 |
| Großschredderanlagen | 7.600 | 7.600 | 4 |
| Großfeuerungsanlagen Steinkohle | 4.400 | 7.300 | 3 |
| Kupferproduktion | 2.600 | 4.600 | 4 |
| EBS-Anlagen | 820 | 4.400 | 3 |
| Sinteranlagen | 800 | 3.800 | 3 |

| Sektor | Input A [kg/a] | Input B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität* |
|---|---|---|---|
| Mechanisch (biologische) Abfallbehandlung | 810 | 3.400 | 3 |
| Raffinerien | 530 | 3.400 | 3 |
| Hochöfen | 1.300 | 2.600 | 3 |
| Biogas (aus Klärschlamm) | 1.300 | 2.500 | 3 |
| Kokereien | 1.400 | 2.400 | 3 |
| Zementproduktion | 1.700 | 1.800 | 1 |
| Biogas (NAWARO) | 1.000 | 1.800 | 2 |
| Elektrostahlwerke | 620 | 1.600 | 4 |
| Erzeugung von Gipsprodukten | 780 | 1.200 | 3 |
| Altholzverbrennungsanlagen | 110 | 900 | 3 |
| Biomassefeuerunganlagen | 240 | 600 | 3 |
| Papier- und Zellstoffproduktion | 250 | 600 | 2 |
| Ziegelproduktion | 310 | 490 | 3 |
| Klärschlammverbrennung | 350 | 450 | 3 |
| Mittelgroße Feuerungsanlagen Braunkohlestaub < 50 MW | 320 | 420 | 3 |
| Biogas (aus Bioabfällen) | 60 | 370 | 2 |
| Mittelgroße Feuerungsanlagen Steinkohle | 140 | 240 | 3 |
| Glasproduktion | 110 | 220 | 3 |
| Kalk- und Dolomitproduktion | 130 | 190 | 2 |
| Produktion von Aluminium aus Bauxit | 170 | 180 | 1 |
| Gießereien | 100 | 150 | 3 |
| Krematorien | 140 | 150 | 4 |
| Biogas (aus der Vergärung in MBA) | 130 | 130 | 4 |
| Oxygenstahlwerke | 100 | 100 | 4 |
| Industrielle Abwasserbehandlung (1) | ? | ? | 4 |
| Produktion von Titandioxid (2) | ? | ? | 4 |
| Sonderabfallverbrennungsanlagen (3) | ? | ? | 6 |
| Industrielle Klärschlammverbrennungsanlagen | ? | ? | 6 |
| **Gesamtsumme** | **50.420** | **111.490** | |

* 1: Qualität sehr gut, Repräsentativität sehr hoch; 2: Qualität gut, Repräsentativität hoch; 3: Qualität mittel, Repräsentativität gering; 4: Qualität schlecht, keine Repräsentativität; für ausführliche Bewertungskriterien siehe Kap. 2.2.

Anmerkungen zu den Fragezeichen:

1) Industrielle Abwasserbehandlung: Nicht quantifizierbar, da weder Messwerte zu Hg-Konzentrationen vorliegen, noch die

Anzahl und Inputvolumina bekannt sind.
2) Produktion von Titandioxid: Nicht quantifizierbar, da keine Literaturdaten zu Konzentrationen der Hg-Gehalte in den verwendeten Ausgangsstoffen vorliegen.
3) Sonderabfallverbrennungsanlagen: Nicht quantifizierbar, da weder Messwerte zu Hg-Konzentrationen vorliegen, noch die Anzahl und Inputvolumina bekannt sind.

### 2.42.2 Quecksilberausträge

Tabelle 262 bis Tabelle 266 zeigen - ebenfalls sektorspezifisch - die abgeschätzten Quecksilberausträge über den Abwasser- und Luftpfad, über Produkte und Nebenprodukte, über Abfälle, die nicht der Biosphäre entzogen werden, und Abfälle, die unter Tage entsorgt werden.

Insbesondere zu Hg-Freisetzungen über den Wasserpfad liegen relativ wenig Messwerte vor, die zentral abrufbar sind. Auch auf Länderebene ist die zentrale Erfassung von Abwasserdaten eher die Ausnahme. Eine Quantifizierung der über diesen Pfad freigesetzten Hg-Frachten war daher nur für wenige Sektoren möglich.

Deutlich besser stellt sich die Situation beim Luftpfad dar, wobei es auch hier erhebliche Unterschiede zur Datenqualität gibt. Lediglich in einem Sektor wird an allen Anlagen Quecksilber kontinuierlich gemessen, in anderen Sektoren erfolgen bislang keine oder nur sehr wenig Einzelmessungen.

**Tabelle 262: Quecksilberaustrag über den Abwasserpfad**

| Sektor | Hg Output Wasser A [kg/a] | Hg Output Wasser B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität* |
|---|---|---|---|
| Kokereien | 20 | 30 | 4 |
| Industrielle Abwasserbehandlungsanlagen | > 13 | > 13 | 4 |
| Großfeuerung Steinkohle(1) | 6,9 | 6,9 | 4 |
| Titandioxidproduktion | > 3,2 | > 3,2 | 2 |
| Bleiproduktion (2) | > 1 | > 1 | 4 |
| Glasproduktion | > 1,1 | > 1,1 | 4 |
| Kupferproduktion) | < 1 | < 1 | 3 |
| Zinkproduktion | < 1 | < 1 | 3 |
| Ziegelproduktion | < 1 | < 1 | 6 |
| Sonderabfallverbrennungsanlagen (3) | ? | ? | 4 |
| Papier-/ Zellstoffproduktion (4) | ? | ? | 6 |
| Produktion von Aluminium aus Bauxit (5) | ? | ? | 1 |
| Oxygenstahlwerke (6) | ? | ? | 6 |
| Fe-/ Nicht-Fe-Gießereien(7) | ? | ? | 6 |
| Erdgasförderung (8) | ? | ? | 6 |
| Raffinerien (9) | ? | ? | 5 |
| Biogaserzeugung (10) | ? | ? | 6 |
| Schwefelsäureproduktion (11) | ? | ? | 6 |
| **Summe (12)** | **48,2** | **58,2** | |

* 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. Für ausführliche Bewertungskriterien siehe Kap. 2.2.

Anmerkungen:

1) Hochrechnung auf Basis der Daten aus NRW
2) Bleiproduktion: Quecksilberfracht im Abwasser wird in der Abwasserreinigungsanlage der Primärzinkhütte behandelt.
3) Sonderabfallverbrennungsanlagen: Es liegen nur Daten aus NRW vor. Teilweise handelt es sich aber um Abwasser, das bereits mit anderem Abwasser vermischt wurde.
4) Papier- und Zellstoffproduktion: Es liegen keine Messungergebnisse vor.
5) Aluminium aus Bauxit: Es liegen sehr geringe Abwasserkonzentrationen vor. Eine Berechnung der Hg-Frachten ist aber aufgrund fehlnde Daten zu den Abwassermengen nicht möglich.
6) Oxygenstahlwerke: Abwasser fällt bei einigen Anlagen durch Abgaswäscher an; Ergebn. von Messungen liegen nicht vor.
7) Fe-/ Nicht-Fe-Gießereien: Quecksilberaustrag mit dem Abwasser von Wäschern wird gering eingeschätzt, da trockene Abgasreinigungstechniken weiter verbreitet sind als Nassentstaubungen.
8) Erdgasförderung: Es ist unklar, wieviel Abwasser neben den Abfallschlämmen anfällt und wie viel davon wieder in die Bohrlöcher verpresst wird. Ergebnisse von Messungen liegen nicht vor.
9) Raffinerien: Es liegen nur Quecksilbergehalte aus dem Abwasser einer Raffinerie vor.
10) Biogaserzeugung: Es liegen weder Daten zu Abwassermengen noch zu Hg-Konzentrationen in Abwässern vor.

11) Schwefelsäureproduktion: Über die NE-Metallprodukte hinaus liegen keine Daten zu Quecksilbergehalten im Abwasser vor (für Austräge aus der NE-Metallindustrie siehe Einträge in der Tabelle zu den jeweiligen Sektoren).
12) Werte, die mit einem „>“ oder einem „<“-Zeichen versehen sind, werden in der Summation berücksichtigt.

**Tabelle 263: Quecksilberaustrag über den Luftpfad**

| Sektor | Hg Output Luft A [kg/a] | Hg Output Luft B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität* |
|---|---|---|---|
| Sinteranlagen | > 240 | 4.000 | 3 |
| Großfeuerung Braunkohle | 3.700 | 3.700 | 3 |
| Hochofen (v. a. Hochofengasverbrennung) | 1.100 | 2.400 | 5 |
| Großfeuerung Steinkohle | 1.200 | 1.200 | 2 |
| Elektrostahlwerke | 820 | 880 | 3 |
| Zementproduktion | 620 | 620 | 1 |
| Ziegelindustrie | 300 | 470 | 4 |
| Gipsproduktion | 150 | 370 | 4 |
| Glasproduktion | 250 | 300 | 4 |
| Biomassefeuerung (1) | 110 | 280 | 4 |
| Braunkohlestaubfeuerung | 120 | 220 | 4 |
| Hausmüllverbrennungsanlagen | 160 | 160 | 2 |
| Mittelgroße Feuerungsanlagen Steinkohle | 75 | 130 | 6 |
| Kupferproduktion | 100 | 100 | 4 |
| Oxygenstahlwerke | 75 | 75 | 4 |
| Kalk- und Dolomitproduktion | 70 | 70 | 3 |
| Kokereien | 10 | 60 | 5 |
| EBS-Anlagen | 56 | 56 | 2 |
| Gießereien | 50 | 50 | 6 |
| Klärschlammverbrennungsanlagen | 32 | 32 | 2 |
| Großschredderanlagen | 30 | 30 | 5 |
| Sonderabfallverbrennungsanlagen | 30 | 30 | 2 |
| Altholzverbrennung in Anlagen nach 17. BImSchV | 28 | 28 | 2 |
| Krematorien | 25 | 25 | 4 |
| Mechanisch (biologische) Abfallbehandlung | 15 | 15 | 4 |
| Bleiproduktion | < 20 | < 20 | 4 |
| Öl-Raffinerien | > 9 | > 9 | 4 |

| Sektor | Hg Output Luft A [kg/a] | Hg Output Luft B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität* |
|---|---|---|---|
| Erdgasförderung/-verteilung | 2 | 9 | 4 |
| Zinkproduktion | < 5 | < 5 | 4 |
| Biogasanlagen (Nawaro) | 3 | 3 | 5 |
| Biogasanlagen (Abfall) | 1 | 1 | 6 |
| Papier-/ Zellstoffproduktion (2) | ? | ? | 4 |
| Titandioxidproduktion (3) | ? | ? | 6 |
| Produktion von Aluminium aus Bauxit (4) | ? | ? | 6 |
| Düngemittelproduktion (5) | ? | ? | 6 |
| Schwefelsäureproduktion ohne NE-Metallindustrie (6) | ? | ? | 6 |
| Industrielle Klärschlammverbrennungsanlagen | ? | ? | 6 |
| **Summe (7)** | **9.406** | **15.348** | |

„?“: Emissionsdaten liegen für den Sektor nicht vor

„*“ 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. Für ausführliche Bewertungskriterien siehe Kap. 2.2.

Anmerkungen:

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

2) Papier- und Zellstoffproduktion: Es liegen lediglich Messwerte für eine Anlage vor. Eine Hochrechnung auf den deutschen Anlagenbestand ist nicht möglich.

3) Titandioxidproduktion: Abwasser fällt insbesondere beim Sulfatverfahren an; Messergebnisse liegen nicht vor.

4) Aluminium aus Bauxit: Es liegen keine Daten zu Hg-Konzentrationen in der Abluft vor.

5) Düngemittelproduktion: Es liegen keine Daten zu Hg-Konzentrationen in der Abluft vor.

6) Schwefelsäureproduktion: Ein- und Austräge der Schwefelsäureanlagen wurden von Standorten bilanziert, die Abgas aus Primärhütten der Blei-, Kupfer- und Zinkindustrie als Rohstoff nutzen (siehe entsprechende Daten). Für Schwefelsäureanlagen, die Schwefel, Pyrit oder gebrauchte Schwefelsäure als Rohstoff nutzen, liegen keine Daten vor.

7) Werte, die mit einem „>“ oder einem „<“-Zeichen versehen sind, werden in der Summation berücksichtigt.

**Tabelle 264: Quecksilberaustrag über Produkte und Nebenprodukte**

| Sektor | Bezeichnung | Verbleib | Hg Austrag A [kg/a] | Hg Austrag B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität* |
|---|---|---|---|---|---|
| Kokereien | Teerprodukte | Bauwerke | 1.100 | 1.700 | 4 |
| Zementproduktion | Zement | Bauwerke | 1.100 | 1.100 | 1 |
| Erzeugung von Gipsprodukten | Gipsprodukte | Bauwerke | 570 | 980 | 4 |
| Kokereien | Steinkohlenkoks | Eisenherstellung | 100 | 550 | 4 |
| Sinteranlagen | Sinter | Eisenherstellung | 500 | 500 | 4 |
| Kalkproduktion | Branntkalk, Dolomit | Bauwerke | 110 | 280 | 3 |
| Kupferprimär-produktion | Schwefelsäure | Chemische Industrie, Landwirtschaft | 45 | 240 | 4 |
| Raffinerien | Erdölprodukte | Industrie, Gewerbe, Haushalte, Kommunen | 130 | 200 | 5 |
| Erdgasförderung und -verteilung | Erdgas | Industrie, Gewerbe, Haushalte, Kommunen | 90 | 90 | 4 |
| Hochöfen | Eisen | Stahlherstellung | 40 | 80 | 5 |
| Bleiprimär-produktion | Schwefelsäure | Chemische Industrie, Landwirtschaft | 10 | 55 | 4 |
| Zinkprimärproduk-tion | Schwefelsäure | Chemische Industrie, Landwirtschaft | 10 | 55 | 5 |
| Kokereien | Schwefel-produkte | Chemische Industrie, Landwirtschaft | 40 | 50 | 4 |
| Gießereien | Guss | Maschinenbau | 25 | 50 | 5 |
| Glasproduktion | Glas | Bauwerke | 20 | 20 | |
| Kokereien | Braunkohlen-koks | Abfallverbrennungs-anlagen, Kraftwerke | < 10 | < 10 | 6 |
| Ziegelproduktion | Ziegel | Bauwerke | < 1 | < 1 | 4 |
| Elektrostahlwerke | Stahl | Bauwerke | 0 | 0 | 6 |
| Oxygenstahlwerke | Stahl | Bauwerke | 0 | 0 | 6 |
| Produktion von Aluminium aus Bauxit (1) | Aluminium | Bauwerke | ? | ? | 6 |
| Zinksekundär-produktion (2) | Wälzoxid | Primärzinkhütten | ? | ? | 6 |

| Sektor | Bezeichnung | Verbleib | Hg Austrag A [kg/a] | Hg Austrag B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität* |
|---|---|---|---|---|---|
| Großschredder-anlagen (3) | zerkleinerter Schrott aus Großschredder-anlagen | Stahlindustrie | ? | ? | 6 |
| Papier- und Zellstoffindustrie (4) | Papier | Industrie, Gewerbe, Haushalte, Kommunen | ? | ? | 6 |
| Schwefelsäurepro-duktion ohne NE-Metallindustrie (5) | Schwefelsäure | Industrie | ? | ? | 6 |
| Titandioxid-produktion (6) | Titandioxid | Industrie, Gewerbe, Haushalte | ? | ? | 6 |
| **Summe(7)** | | | **3.901** | **5.961** | |

„*“ 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. Für ausführliche Bewertungskriterien siehe Kap. 2.2.

Anmerkungen:

1) Produktion von Aluminium aus Bauxit: Es liegt keine Daten zu Hg-Gehalten im erzeugten Aluminium vor.
2) NE-Metallindustrie - Zink sekundär: Es liegen keine Analysen von Wälzoxid vor.
3) Großschredderanlagen: Es liegt keine Analysen des Stahlschrottes vor.
4) Papier- und Zellstoffproduktion: Es liegt keine Daten zu Hg-Gehalten in den erzeugten Papieren vor.
5) Schwefelsäureproduktion: Ein- und Austräge der Schwefelsäureanlagen wurden von Standorten bilanziert, die Abgas aus Primärhütten der Blei-, Kupfer- und Zinkindustrie als Rohstoff nutzen (siehe entsprechende Daten). Für Schwefelsäureanlagen, die Schwefel, Pyrit oder gebrauchte Schwefelsäure als Rohstoff nutzen, liegen keine Daten vor.
6) Titandioxidproduktion: Es liegen keine Daten zum Produkt Titandioxid vor.
7) Werte, die mit einem „>“ oder einem „<“-Zeichen versehen sind, werden in der Summation berücksichtigt.

**Tabelle 265: Quecksilberaustrag über Abfälle, die nicht der Biosphäre entzogen werden**

| Sektor | Bezeichnung | Verbleib | Hg Austrag A [kg/a] | Hg Austrag B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität |
|---|---|---|---|---|---|
| Großschredderanlagen | Schredder-schwer-fraktion | Metallhütten | 6.600 | 6.600 | 4 |
| Großfeuerungsanlagen Steinkohle | Filter- und Verbrennungs asche | Zement- und Betonproduktion | 170 | 5.000 | 4 |
| Biogasanlagen Klärschlamm | Klärschlamm | Landwirtschaft, Verbrennung | 1.200 | 2.500 | 2 |
| Mechanisch (biologische) Anlagen | EBS | thermische Verwertung | 600 | 2.400 | 3 |
| Großfeuerungsanlagen Braunkohle | Stabilisat | Deponie Klasse I | 330 | 1.900 | 4 |
| Großfeuerungsanlagen Braunkohle | REA-Gips | Gips- und Zementproduktion | 1.200 | 1.800 | 3 |
| Biogasanlagen NaWaRo | Gärsubstrate | Landwirtschaft | 1.000 | 1.800 | 2 |
| Großschredderanlagen | Schredder-leichtfraktion | Deponien Klasse II, thermische Verwertung | 1.000 | 1.000 | 3 |
| Elektrostahlwerke | Schlacken/ Filterstäube | Wegebau, Sekundärzinkproduktion | 760 | 760 | 4 |
| Kupferprimärproduktion | Flugstäube | Zinkindustrie | 600 | 600 | 4 |
| Großfeuerungsanlagen Steinkohle | REA-Gips | Gips- und Zementproduktion | 360 | 590 | 3 |
| Klärschlammverbrennungs anlagen | Aschen | Deponierung, Deponie- Straßen- und Wegebau, Landwirtschaft | 300 | 390 | 4 |
| Biogasanlagen (Bioabfallvergärung) | Komposte | Landwirtschaft | 60 | 370 | 2 |
| MVA und EBS-Verbrennungsanlagen | Aschen | auf Deponien (Einlagerung und Wegebau) | 360 | 360 | 3 |
| Biomassefeuerung | Aschen | Deponie Klasse I, ggf. Bergversatz | 120 | 330 | 4 |

| Sektor | Bezeichnung | Verbleib | Hg Austrag A [kg/a] | Hg Austrag B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität |
|---|---|---|---|---|---|
| Zellstoff- und Papierindustrie | Abwasser-Schlämme | Abfallverbrennungsanlagen, EBS-Kraftwerke, Kohlekraftwerke, Zementindustrie, Ziegelindustrie | 210 | 220 | 3 |
| Braunkohlestaubfeuerung | Aschen | Deponie Klasse I | 160 | 200 | 6 |
| Biogasanlagen (Vergärungsanlage MBA) | Gärsubstrate, Rotteprodukte | Deponien Klasse II | 110 | 150 | 4 |
| Mechanisch (biologische) Anlagen | Rotte- bzw. Gärrückstände | Deponie Klasse II | 110 | 150 | 4 |
| Biogasanlagen (Bioabfall) | Gärsubstrate | Landwirtschaft | 130 | 130 | 2 |
| Steinkohlefeuerung < 50 MW | Aschen | Zement- und Betonproduktion | 65 | 110 | 4 |
| MVA und EBS-Verbrennungsanlagen | Aschen | Wegebau außerhalb von Deponien | 110 | 110 | 3 |
| Hochöfen | Schlacken | Wegebau, Zementwerke | 80 | 80 | 4 |
| Produktion von Aluminium aus Bauxit | Rotschlamm | Deponie Klasse 0 | 25 | 55 | 1 |
| Gießereien | Altsande | Zementindustrie | 25 | 50 | 3 |
| Ziegelindustrie | Schüttschicht-filter-Abfall | Deponien ? | 15 | 25 | 4 |
| Gießereien | Altsande | Verwertung im Deponie- und Tagebau | 10 | 20 | 3 |
| Gießereien | Gießformen | Deponien Klasse I; Wiederverwertung | 10 | 10 | 3 |
| Gießereien | Altsande | Verwertung im Bergversatz | 2 | 10 | 3 |
| Gießereien | Altsande | Aufbereitung und sonstige Verwertung (z. B. Zement-industrie 5,8 kg) | 5 | 10 | 3 |
| Kupferproduktion | Schlacke | Deponie Klasse I | < 30 | < 30 | 4 |
| Kokereien | Abwasser-schlamm | Eisen- und Stahlherstellung | < 10 | < 10 | 6 |
| Kokereien | Filterstäube | Eisen- und Stahlherstellung | < 10 | < 10 | 6 |

| Sektor | Bezeichnung | Verbleib | Hg Austrag A [kg/a] | Hg Austrag B [kg/a] | Datenqualität und -repräsentativität |
|---|---|---|---|---|---|
| Gießereien | Altsande | Verwertung im Straßenbau | 1 | 4 | 3 |
| Ziegelproduktion | Ziegelbrand-Ausschuss | Wegebau und Deponien | < 1 | < 1 | 4 |
| Bleiproduktion | Schlacken | Wegebau | < 1 | < 1 | 4 |
| Ziegelproduktion | Ziegelausschuss | Wegebau | < 1 | < 1 | 4 |
| Oxygenstahlwerke (1) | Schlämme/ Schlacken | ? | ? | ? | 6 |
| Raffinerien (2) | Ölhalige Abfälle, Tankreinigungsrückstände, Schlämme aus der Abwasserreinigung | ? | ? | ? | 6 |
| Schwefelsäureproduktion (3) | Abfälle | ? | ? | ? | 6 |
| Sonderabfallverbrennungsanlagen | Schlacke/ Asche | Deponie Klasse 1 | | | 6 |
| Titandioxidproduktion (4) | Abfälle | ? | ? | ? | 6 |
| **Summe (5)** | | | **15.811** | **27.787** | |

„*“ 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. Für ausführliche Bewertungskriterien siehe Kap. 2.2.

Anmerkungen:

1) Oxygenstahlwerke: Es liegt keine Analysen von Schlämmen und Schlacken vor.

2) Raffinerien: Es liegt keine Analysen von Abfällen vor.

3) Schwefelsäureproduktion: Ein- und Austräge der Schwefelsäureanlagen wurden von Standorten bilanziert, die Abgas aus Primärhütten der Blei-, Kupfer- und Zinkindustrie als Rohstoff nutzen (siehe entsprechende Daten). Für Schwefelsäureanlagen, die Schwefel, Pyrit oder gebrauchte Schwefelsäure als Rohstoff nutzen, liegen keine Daten vor.

4) Titandioxidproduktion: Es liegen keine Daten zu Abfällen vor.

5) Werte, die mit einem „>“ oder einem „<“-Zeichen versehen sind, werden in der Summation berücksichtigt.

**Tabelle 266: Quecksilberaustrag über Abfälle, die unter Tage verbracht werden**

| Sektor | Bezeichnung | Verbleib | Hg Austrag A [kg/a] | Hg Austrag B [kg/a] | Daten-qualität und -repräsen-tativität |
|---|---|---|---|---|---|
| Zinkproduktion | Schlämme aus der Behandlung von Rauchgaswaschwasser | Behandlung und Aufkonzentration; abgetrenntes Hg als HgS in UTD | 47.700 | 47.700 | 4 |
| MVA und EBS-Verbrennungsanlagen | Filterstäube RGR und Salze | Versatzbergwerke | 18.900 | 18.900 | 3 |
| Bleiproduktion | Schlämme aus der Behandlung von Rauchgaswaschwasser | Behandlung und Aufkonzentration; abgetrenntes Hg als HgS in UTD | 7.000 | 18.000 | 4 |
| Förderung und Verteilung von Erdgas | Schlämme aus der Gasreinigung | Behandlung und Aufkonzentration; abgetrenntes Hg als HgS in UTD | 200 | 16.000 | 4 |
| Kupferproduktion | Schlämme aus der Behandlung von Rauchgaswaschwasser | Behandlung und Aufkonzentration; abgetrenntes Hg als HgS in UTD | 7.200 | 7.200 | 4 |
| Steinkohlefeuerungs-anlagen | Quecksilberhaltige Schlämme aus der Abwasserreinigung | UTD | 670 | 2.200 | 4 |
| Altholzverbrennung in Anlagen nach 17. BImSchV | Filterstäube RGR und Salze | Versatzbergwerke | 800 | 800 | 4 |
| Klärschlammverbren-nungsanlagen (1) | Filterstäube RGR und Salze | Versatzbergwerke | 170 | 230 | 6 |
| Produktion von Aluminium aus Bauxit | Quecksilberabfall | UTD | 150 | 160 | 6 |
| Krematorien | Rückstände RGR | Versatzbergwerke | 130 | 130 | 4 |
| Sonderabfallverbren-nungsanlagen (2) | Filterstäube | UTD | ? | ? | 6 |
| Raffinerien (3) | Katalysatoren | Behandlung und Aufkonzentration; abgetrenntes Hg als HgS in UTD | ? | ? | 6 |
| Sinteranlagen (4) | Filterstäube RGR Gewebefilter | Versatzbergwerke | ? | ? | 6 |
| **Summe** | | | **82.920** | **110.820** | |

„*“ 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. Für ausführliche Bewertungskriterien siehe Kap. 2.2.

Anmerkungen:

1) Klärschlammverbrennungsanlagen: Es liegen keine Analysen von Rückständen aus der Rauchgasreinigung vor.

2) Sonderabfallverbrennungsanlagen: Es liegen keine plausiblen Daten vor.

3) Raffinerien: Es liegen keine Analysen von gebrauchten Katalysatoren vor.

4) Sinteranlagen: Es liegen keine Analysen von Filterstaub aus der letzten Abgasreinigungsstufe (Gewebefilter) vor.

# A Anhang

## A.1 Anlage zu Kapitel 2.6 - Großfeuerungsanlagen (IED 1.1) Steinkohle

**Tabelle 267: Quecksilberkonzentrationen in Steinkohle**

| Kohle | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Steinkohle | | | 0,2 | | (Scheffknecht et al. 2012) |
| Steinkohle | | 1,2 | 0,2 | | (MUNLV NRW 2005) |
| Steinkohle | | | 0,16 | | (Lederer et al. 2015) |
| Steinkohle | | | 0,12 | | (EON 2009) |
| Steinkohle | | | 0,12 | | (UNEP 2017) |

**Tabelle 268: Quecksilberkonzentrationen in Steinkohlekesselasche**

| Verbrennungsasche | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Steinkohlekesselasche | 0,01 | 1,2 | 0 | 0,1 | (Dehoust et al. 2008) |
| Steinkohlekesselasche | 0,01 | 10,8 | 1,4 | 0,2 | (Dehoust et al. 2008) |
| Steinkohlekesselasche | 0,04 | 0,4 | 0,1 | 0,05 | (Dehoust et al. 2008) |

**Tabelle 269: Quecksilberkonzentrationen in Steinkohleflugasche**

| Flugasche | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Steinkohleflugasche | 0 | 10,7 | 0 | 0,6 | (Dehoust et al. 2008) |
| Steinkohleflugasche | 0,1 | 2433 | 241,1 | 1,57 | (Dehoust et al. 2008) |
| Steinkohleflugasche | 0,03 | 683 | 10,8 | 0,5 | (Dehoust et al. 2008) |
| Steinkohleflugasche | 0,02 | 1,7 | 0,8 | 0,7 | (Dehoust et al. 2008) |
| Steinkohleflugasche | 0,01 | 1,7 | | 0,6 | (Dehoust et al. 2008) |
| Steinkohleflugasche | 0,03 | 60 | 1,8 | 0,4 | (Dehoust et al. 2008) |
| Flugasche | | | 0,205 | 0,136 | (Paone 2008) |

**Tabelle 270: Quecksilberkonzentrationen in REA-Gips**

| REA-Gips | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| REA-Gips | | | 0,25 | | (Lederer et al. 2015) |
| REA-Gips | 0,657 | 2,475 | 1,302 | | (Liu et al. 2013) |
| REA-Gips | 0,038 | 3,404 | | | (Liu et al. 2013) |
| REA-Gips | 0,66 | 0,9 | 0,28 | | (MUNLV NRW 2005) |
| REA-Gips | 0,03 | 1,3 | | | (Renzoni et al. 2010) |
| REA-Gips | 0,26 | 0,53 | | | (UNEP 2005) |
| REA-Gips | 0,03 | 1,32 | | | (Beckert et al. 1988) |
| REA-Gips | 0,03 | 1,3 | | | (Hoenig 2013) |
| REA-Gips | | | 0,674 | | (U.S. EPA, Office of Research and Development, NRMRL, Air Pollution Prevention and Control Division 2009) |
| REA-Gips | | | 0,468 | | (U.S. EPA, Office of Research and Development, NRMRL, Air Pollution Prevention and Control Division 2009) |

**Tabelle 271: Quecksilberkonzentrationen in Kalkstein**

| Kalkstein | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Kalkstein | | | 0,03 | | (Blume 1992) |
| Kalkstein | | | 0,03 | | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,03 | | (Merian 1984) |
| Kalkstein | | | 0,03 | | (MUNLV NRW 2005) |
| Kalkstein | | | 0,03 | | (Reiter und Stroh 1995) |

**Tabelle 272: Quecksilberkonzentrationen in Klärschlamm**

| Klärschlamm | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Klärschlamm | | | 0,24 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,23 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,23 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,20 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,18 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,19 | | (Schmidt 2015) |

| Klärschlamm | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Klärschlamm | | | 0,20 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,18 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,86 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,78 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,75 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,72 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,76 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,82 | | (Schmidt 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,77 | | (Lederer et al. 2015) |
| Klärschlamm | | | 0,36 | | (Morf und Brunner 2005) |
| Klärschlamm | | | 0,20 | | (Lazar et al. 2008) |

**Tabelle 273: Quecksilberkonzentrationen in Ersatzbrennstoffen**

| Abfallart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Ersatzbrennstoffe | 0,07 | 2 | | | (Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV) 2005) |
| Ersatzbrennstoffe | 0,28 | 3,39 | | | (Baier und Horix 2014) |
| Ersatzbrennstoffe | | | 0,7 | 0,4 | (Flamme 2002) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,19 | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,24 | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,3 | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,3 | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | 0,2 | 0,4 | | | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,31 | (Thiel 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,25 | (Thiel 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | 0,4 | | (Michalski 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | 0,1 | 1,2 | | | (Löschau 2007) |

## A.2 Anlage zu Kapitel 2.10 – Öl-Raffinerien (IED 1.2)

### Abbildung 98: Vereinfachtes Verfahrensschema für eine FCC-Anlage

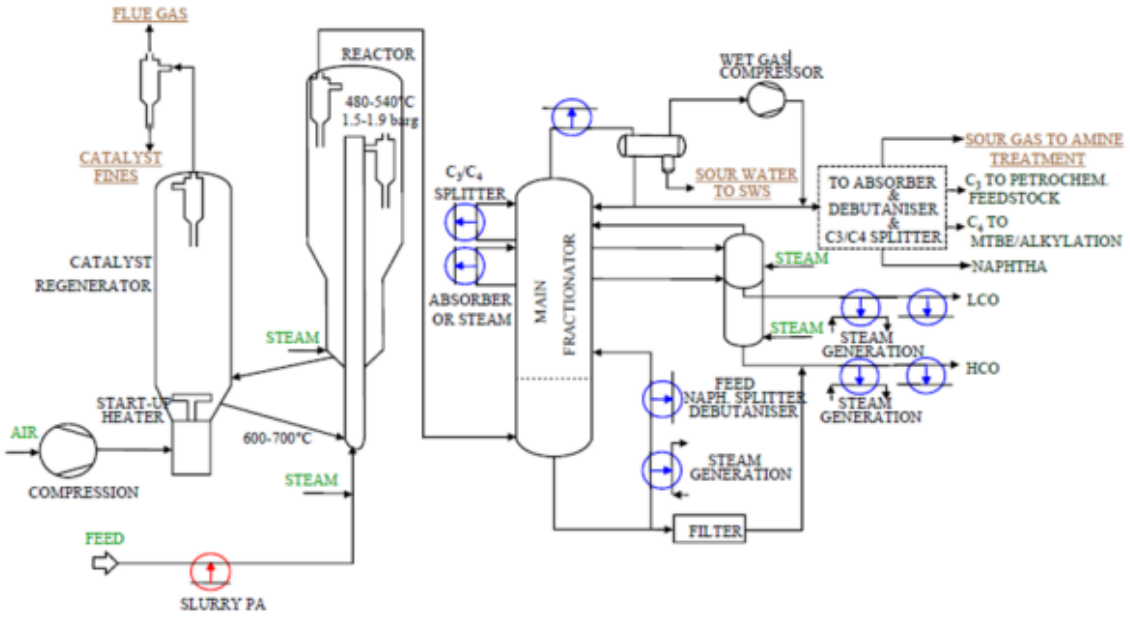
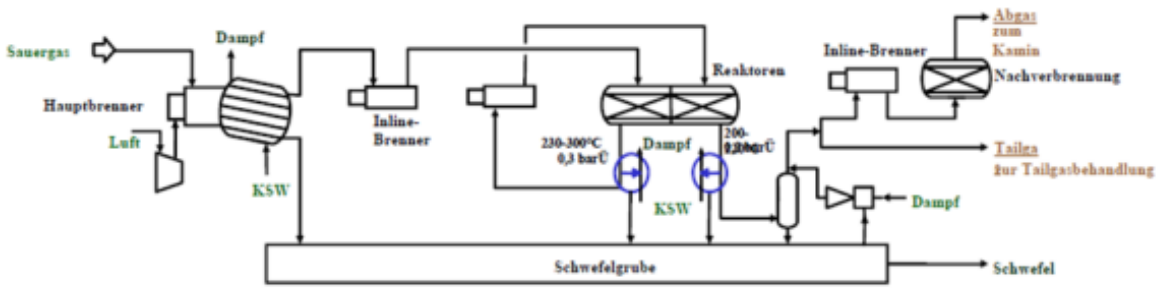



**Figure 2.5: Simplified process flow scheme for fluid catalytic cracker**

Quelle: (UBA 2003)

### Abbildung 99: Vereinfachtes Verfahrensschema einer CLAUS-Anlage




Quelle: (UBA 2003)

### Tabelle 274: Raffinerien in Deutschland

| | Raffinerie | Ort | Bundesland | Zuständige Behörde |
|---|---|---|---|---|
| 1 | PCK Raffinerie GmbH Schwedt | Schwedt/Oder | Brandenburg | Landesamt für Umwelt |
| 2 | MIRO-Mineralölraffinerie | Karlsruhe | Ba-Wü | LUBW |
| 3 | Bayernoil Raffinerie-gesellschaft mbH | Neustadt/Donau | Bayern | Regierungsbezirk Niederbayern |
| 4 | OMV Deutschland GmbH | Burghausen | Bayern | Regierungsbezirk Oberbayern |
| 5 | Gunvor Raffinerie Ingolstadt GmbH | Kösching | Bayern | Regierungsbezirk Oberbayern |

| | Raffinerie | Ort | Bundesland | Zuständige Behörde |
|---|---|---|---|---|
| 6 | Bayernoil Raffineriegesellschaft mbH | Vohburg | Bayern | Regierungsbezirk Oberbayern |
| 7 | Holborn Europa Raffinerie GmbH | k.A. | Hamburg | Senatsamt für Immissionsschutz |
| 8 | Fa. Nynas GmbH & Co. kg | k.A. | Hamburg | Senatsamt für Immissionsschutz |
| 9 | Shell Deutschland Oil GmbH | Köln | NRW | Bezirksregierung Köln |
| 10 | Ruhr Oel GmbH | Gelsenkirchen | NRW | Bezirksregierung Münster |
| 11 | Raffinerie Heide GmbH | Hemmingstedt | Schleswig-Holstein | Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume |
| 12 | TOTAL Bitumen Deutschland GmbH | Brunsbüttel | Schleswig-Holstein | Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume |
| 13 | BP Deutschland | 49808 Lingen | Niedersachsen | Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Osnabrück |

## A.3 Anlage zu Kapitel 2.9 - Biomassefeuerungsanlagen

**Tabelle 275: Quecksilberkonzentrationen in naturbelassener Biomasse**

| Spezifikation | Typischer Wert [mg/kg TS] | Typischer Wertebereich [mg/kg TS] |
|---|---|---|
| Nadelbaumholz | 0,02 | < 0,02 bis 0,05 |
| Laubbaumholz | 0,02 | < 0,02 bis 0,05 |
| Rinde Nadelbaumholz | 0.05 | 0,01 bis 0,1 |
| Rinde Laubbaumholz | < 0,05 | nicht spezifiziert |
| Waldrestholz / holzartiges Material Nadelbaum | 0,03 | nicht spezifiziert |
| Waldrestholz / holzartiges Material Laubbaum | 0,02 | 0 bis 2 |
| Weide | < 0,03 | < 0,03 |
| Pappel | < 0,03 | < 0,03 |
| Weizen-, Roggen-, Gerstenstroh | 0,02 | < 0,02 bis 0,05 |
| Ölsaatenstroh von Raps | 0,02 | < 0,02 bis 0,05 |
| Weizen-, Roggen-, Gerstenkorn | < 0,02 | < 0,02 |
| Rohrglanzgras | 0.04 | < 0,02 bis 0,05 |
| Gras | 0,02 | < 0,02 bis 0,03 |
| Chinaschilf | 0,03 | < 0,02 bis 0,1 |

(DIN EN ISO 17225-1 2014)

## A.4 Anlage zu Kap. 2.15 Koks- und Eisenerzeugung (IED 1.3, 2.1, 2.2) - Kokereien, Sinteranlagen und Hochöfen

**Tabelle 276: Quecksilberkonzentrationen in Kokerei-Produkten**

| Einsatzstoff | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Herkunft (Probenzahl) | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Koks | | 0,001 | 0,011 | | Japan (5) | (Fukuda et al. 2011) |
| Koks | | | 0,033 | | Brasilien | (Lau et al. 2016) |
| Koks | 0,014 | 0,097 | 0,059 | 0,062 | Deutschland (3) | (Földi et al. 2014, Földi 2016) |
| Koks | 0,007 | 0,021 | 0,014 | 0,014 | Polen (4) | (Konieczynski 2011) |
| Koks | < 0,006 | 0,016 | 0,011 | 0,011 | Deutschland (2) | eigene Messungen |
| Koks | 0,0041 | 0,0105 | | | Polen (5) | (Burmistrz 2018) |
| Benzol* | | | 0,016 | | Deutschland (1) | eigene Messungen |
| BTX | | | 0,0189 | | Polen 5) | (Burmistrz 2018) |
| Teer | 1,036 | 1,807 | 1,42 | 1,42 | Deutschland (2) | eigene Messungen |
| Teer | | | 2,008 | | Polen (5) | (Burmistrz 2018) |
| Claus-Schwefel | | | 2,243 | | Deutschland (1) | eigene Messungen |
| Claus-Schwefel | 2,140 | 4,380 | 2,998 | | Polen (5) | (Burmistrz 2018) |

* Flüchtiges Quecksilber vermutlich nicht vollständig erfasst; ggf. ist die Hälfte der Nachweisgrenze angesetzt worden.

**Tabelle 277: Quecksilberkonzentrationen in Hochofen-Einsatzstoffen**

| Einsatzstoff | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Herkunft (Probenzahl) | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Eisenerz | 0,017 | 0,053 | | | Japan (3) | (Fukuda et al. 2011) |
| Eisenerz | 0,0006 | 0,387 | | 0,020 | China | (Wu et al. 2017, S. 10425) |
| Eisenerz | 0,019 | 0,048 | 0,035 | | Deutschland (2) | (Földi et al. 2014; Földi 2016) |
| Eisenerz | | | 0,037 | | Deutschland | (Hoenig 2017) |
| Eisenerz | 0,001 | 0,68 | | | Deutschland | (Hoenig 2013, S. 7) |
| Eisenerz | 0,001 | 0,8 | | | k. A. | (Renzori et al. 2010) |

| Einsatzstoff | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Herkunft (Probenzahl) | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Eisenerz | | | 0,077 | | Brasilien (6) | (Lau et al. 2016) |
| Eisenerz | | | 0,078 | 0,017 | k. A. | (Paone 2008) |
| Eisenerz | | | 0,078 | | USA | (US PCA 2006) |
| Eisenerz | 0,02 | 0,28 | 0,09 | | Australien (6) | (Airey 1982) |
| Eisenerz | | | 0,17 | | Deutschland | (Oerter 2007) |
| Eisenerz | | 1 | 0,5 | | k. A. | (Achternbosch et al. 2003) |

**Tabelle 278: Quecksilberkonzentrationen aus Stoffen aus der Steinkohlenverkokung mit statistischer Auswertung (eigene Analysen) (Anteil von flüchtigem Hg wahrscheinlich nicht vollständig erfasst)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg OS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes54 | Claus Schwefel | Schwefel | 2,243 |
| 2 | Koes55 | Rohteer | Kokereiteer | 1,807* |
| 3 | Koes56 | Steinkohlenteer | Kokereiteer | 1,036* |
| 4 | Koes72 | Rohbenzol | Benzol | 0,016** |
| 5 | Koes120 | Koksgries, Färbemittel | Koks | <0,006 |
| 6 | Koes131 | Koksstaub, Färbemittel | Koks | 0,016 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,526 |
| | | | Mittelwert | 0,854 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 2,243 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS)berücksichtigt.

**Tabelle 279: Quecksilberkonzentrationen aus Hüttensanden und –schlacken mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | koes47 | Hüttensandmehl | Hüttensand | <0,006 |
| 2 | koes48 | Hüttensand | Hüttensand | <0,006 |
| 3 | Koes124 | Hochof. Schlacke+0/45mm | HO Schlacke | 0,024 |
| 4 | Koes125 | Hüttensand | HO Hüttens | <0,006 |

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,003 |
| | | | Mittelwert | 0,008 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 0,024 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS)berücksichtigt.

## A.5 Anlage zu Kap. 2.18 Eisen- und Nichteisen-Gießereien (IED 2.4)

**Tabelle 280: Quecksilberkonzentrationen in Gießereistoffen mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes40 | Sillitin | Diatomenerde | 0,034 |
| 2 | Koes41 | Sillikolloid | Diatomenerde | 0,083 |
| 3 | Koes42 | Gießerei Quarzsand | Quarzsand | <0,006 |
| 4 | koes43 | Quarzsand, Gießerei | Quarzsand | <0,006 |
| 5 | Koes44 | Kieselgur luftgetrockn | Kieselgur | 0,007 |
| 6 | Koes45 | Kieselgur getr+gemahl | Kieselgur | 0,007 |
| 7 | Koes46 | Kieselgur grubenf | Kieselgur | 0,010 |
| 8 | K1 | B02, Gießerei | Bentonit | 0,025 |
| 9 | K2 | B06, Gießerei | Bentonit | 0,230 |
| 10 | K3 | B15, Gießerei | Bentonit | 0,022 |
| 11 | K4 | B16, Gießerei | Bentonit | 0,050 |
| 12 | K5 | B21, Gießerei | Bentonit | 0,008 |
| 13 | K7 | B33, Gießerei | Bentonit | 0,024 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,022 |
| | | | Mittelwert | 0,039 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 0,230 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS) berücksichtigt.

## A.6 Anlage zu Kapitel 2.19 Zementproduktion (IED 3.1 a: Drehrohre)

### Kalkstein, Mergel, Kreide

Die Spannbreite der in der Literatur genannten Quecksilbergehalte in Kalkstein reicht von 0,005 bis 1,7 mg/kg. Die Mittelwerte liegen zwischen 0,008 und 0,46 mg/kg. Aus Deutschland werden Mittelwerte im Bereich von 0,03 mg/kg genannt. Für die Bilanz wird daher dieser Wert herangezogen.

**Tabelle 281: Quecksilberkonzentrationen im Kalkstein**

| Gesteinsart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|
| Kalkstein | | | 0,04 | (Airey 1982) |
| Kalkstein | | | 0,46 | (Airey 1982) |
| Kalkstein | | | 0,03 | (Blume 1992) |
| Kalkstein | 0,001 | 0,4 | 0,03 | (Kline 2013) |
| Kalkstein | 0,02 | 0,1 | | (BREF CLM 2013) |
| Kalkstein | 0,01 | 0,13 | | (BREF CLM 2013) |
| Kalkstein | | | 25 | (Förstner 2012) |
| Kalkstein | | | 0,12 | (Fukuzaki et al. 1986) |
| Kalkstein | 0,005 | 0,4 | | (Hoenig 2013) |
| Kalkstein | 0,04 | 0,22 | | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | 0,005 | 0,13 | | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | 0,1 | 0,03 | | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,03 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,02 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | 0,005 | 0,05 | | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,12 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,03 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,04 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,46 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,16 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | 0,01 | 0,22 | | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,07 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,04 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,033 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Kalkstein | | | 0,048 | (Johansen und Hawkins 2003) |

| Gesteinsart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|
| Kalkstein | | | 0,03 | (Merian 1984) |
| Kalkstein | 0,01 | 0,13 | | (MUNLV NRW 2005) |
| Kalkstein | | | 0,03 | (MUNLV NRW 2005) |
| Kalkstein | | | 0,0079 | (Mlakar et al. 2010) |
| Kalkstein | | | 0,03 | (Renzoni et al. 2010) |
| Kalkstein | 0,005 | 0,4 | | (Renzoni et al. 2010) |
| Kalkstein | | | 0,02 | (Renzoni et al. 2010) |
| Kalkstein | 0,005 | 0,1 | 0,04 | (UNEP 2017) |
| Kalkstein | 0,005 | 0,4 | | (UNEP 2017) |
| Kalkstein | 0,01 | 0,13 | | (UNEP 2017) |
| Kalkstein | | | 0,017 | (UNEP 2017) |
| Kalkstein | | | 0,016 | (Wang et al. 2014) |
| Kalkstein | | | 0,018 | (Wang et al. 2014) |
| Kalkstein | | | 0,042 | (Wang et al. 2014) |
| Kalkstein | | | 0,016 | (Wang et al. 2016) |
| Kalkstein | | | 0,018 | (Wang et al. 2016) |
| Kalkstein | 0,017 | 1,753 | | (SCB GmbH) |
| Kalkstein | | | 0,03 | (VDZ 2017) |
| Kalkstein | | 0,017 | 0,006 | (Paone 2008) |
| Kalkstein | 0,005 | 0,1 | | (WBCSD 2005) |
| Kalksteinmergel | | | 0,025 | (VDZ GmbH 2015) |
| Kalksteinmergel | 0,009 | 0,13 | | (WBCSD 2005) |
| Mergel | 0,005 | 0,1 | 0,04 | (UNEP 2017) |
| Mergel | | | 0,052 | (UNEP 2017) |

**Tabelle 282: Quecksilberkonzentrationen in Fluff**

| Brenn-stoff | Anlage Nr. | Minimum [mg/kg TS] | Maximum [mg/kg TS] | Mittelwert [mg/kg TS] | Median [mg/kg TS] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Fluff | 1 | | | 0,10 | | (Bez.Reg Münster 2017b) |
| Fluff | 2 | | | 0,20 | | (Bez.Reg Münster 2017b) |
| Fluff | 3 | 0,07 | 0,34 | 0,11 | 0,07 | (Bez.Reg Münster 2017b) |
| Fluff | 4 | 0,10 | 0,33 | | | (Bez.Reg Arnsberg 2017b) |
| Fluff | 5 | | | | 0,10 | (Bez.Reg Arnsberg 2017b) |

**Tabelle 283: Quecksilberkonzentrationen in Klinker**

| Produkt | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Klinker | | | 0,0052 | | (Mlakar et al. 2010) |
| Klinker | | | 0,01 | | (Reiter und Stroh 1995) |
| Klinker | | | 0,005 | | (Renzoni et al. 2010) |
| Klinker | 0,0167 | 0,0324 | | | (Szednyj und Schindler 2004) |
| Klinker | 0,001 | 0,003 | 0,0023 | 0,003 | (Wang et al. 2014) |
| Klinker | 0,001 | 0,003 | 0,002 | | (Wang et al. 2016) |
| Klinker | 0,04 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | (Flamme 2002) |
| Klinker | 0 | 1,2 | 0,1 | | (Achternbosch et al. 2003) |

**Tabelle 284: Quecksilberkonzentrationen in Zement**

| Produkt | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|
| Zement | | | 0,05 | (Airey 1982) |
| Zement | | | 0,0028 | (Fukuzaki et al. 1986) |
| Zement | 0,001 | 0,039 | 0,014 | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Zement | 0,028 | 1,2 | | (Johansen und Hawkins 2003) |
| Zement | | 0,039 | 0,014 | (Kleppinger 1993) |
| Zement | | 0,039 | 0,014 | (Renzoni et al. 2010) |
| Zement | 0,028 | 1,2 | | (Renzoni et al. 2010) |
| Zement | 0,02 | 0,3 | 0,07 | (UNEP 2005; VDZ 2000) |
| Zement | | | 0,07 | (VDZ 2000) |
| Zement | 0,02 | 0,35 | | (VDZ 2002) |
| Zement | | 0,08 | 0,06 | (VDZ 2006) |

| Produkt | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|
| Zement | | | <0,05 | (VDZ GmbH 2015) |
| Zement | 0,35 | 2 | | (VDZ GmbH 2015) |
| Zement | < 0,02 | 0,35 | | (Wang et al. 2014) |
| Zement | | 0,061 | | (Wang et al. 2014) |
| Zement | 0,001 | 0,040 | 0,014 | (Zeschmar-Lahl 2003) |
| Zement | | | 0,07 | (Flamme 2002) |
| Zement | | | 0,05 | (Flamme 2002) |
| Portlandzement | 0,02 | 0,5 | 0,3 | (Achternbosch et al. 2003) |
| Hochofenzement | | | 0,1 | (Achternbosch et al. 2003) |

**Tabelle 285: Quecksilberkonzentrationen in Zementstoffen Kategorie CEM I mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Proben-kürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes4 | Portlandzement CEM I | Zement | 0,023 |
| 2 | Koes7 | Zement, CEM I | Zement | <0,006 |
| 3 | Koes8 | Portland, CEM I | Zement | 0,026 |
| 4 | Koes16 | Zement, CEM I | Zement | 0,025 |
| 5 | Koes18 | Zement, CEM I | Zement | 0,009 |
| 6 | Koes100 | Portlandzement, CEM I | Zement | <0,006 |
| 7 | Koes101 | Portlandzement, CEM I | Zement | <0,006 |
| 8 | Koes102 | Portlandzement, CEM I | Zement | <0,006 |
| 9 | Koes103 | Zement Weiß, CEM I | Zement | <0,006 |
| 10 | Koes119 | Portlandzement CEMI | Zement | <0,006 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,003 |
| | | | Mittelwert | 0,010 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 0,026 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS) berücksichtigt.

**Tabelle 286: Quecksilberkonzentrationen in Zementstoffen Kategorie CEM II mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes10 | Portlandkalkstein, CEM II | Zement | 0,013 |
| 2 | Koes11 | Portlandhüttenzem CEM II/B | Zement | <0,006 |
| 3 | Koes12 | Zement, CEM II | Zement | <0,007 |
| 4 | Koes13 | Kalksteinzement, CEM II | Zement | 0,054 |
| 5 | Koes14 | Zement, CEM II | Zement | 0,014 |
| 6 | Koes15 | Zement, CEM II | Zement | 0,015 |
| 7 | Koes17 | Zement, CEM II | Zement | 0,014 |
| 8 | Koes24 | Portlandzement, CEM II | Zement | 0,112 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,014 |
| | | | Mittelwert | 0,029 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 0,112 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS)berücksichtigt.

## A.7 Anlage zu Kapitel 2.20 Herstellung von Kalk (IED 3.1 b)

Die folgenden Messergebnisse stammen aus einem Messprogramm des Bundesverband Kalk e.V., das zur Unterstützung des Umweltbundesamtprojektes im Jahr 2018 durchgeführt wurde (BV Kalk 2018).

An dem Programm nahmen 11 Unternehmen teil. Die Untersuchung wurde an 15 Werksstandorten an 17 unterschiedlichen Öfen durchgeführt. Unter den Öfen befanden sich 13 Gleichstrom-Gegenstrom-Regenerativ (GGR)-Öfen, 3 „Hochleistungs-Einschacht“ (RCE)-Öfen und 1 Normalschachtofen (NSO).

Die beprobten Kalk- und Dolomitsteine stellen nach Einschätzung des BV Kalk einen repräsentativen Querschnitt der in Deutschland eingesetzten Rohstoffe dar. Als Brennstoffe kamen Anthrazit, Koks, Gas und Braunkohlestaub zum Einsatz. An 13 Öfen wurde Braunkohlestaub verwendet, der aus der Lausitz oder dem Rheinland stammt, an 2 Öfen Koks und an 1 Ofen Anthrazit.

Die Laboranalysen wurden am Institut für Kalk und Mörtelforschung e.V. in Köln durchgeführt. Die Proben wurden, falls nötig, gemahlen bzw. gemörsert und mit dem Direktanalyseverfahren „mercurio SGL“ der Firma MLS bestimmt. Dabei wird die Probe bei 1.000 °C thermisch zersetzt und durchläuft dann eine katalytische Nachverbrennung zur Entfernung von Störprodukten. Anschließend reichert sich Quecksilber auf einem Amalgamträger an. Beim nachfolgenden Erhitzen des Amalgamträgers wird Quecksilber wieder freigesetzt und mittels eines eingebauten

Atomabsorptionsspektrometers (AAS) analysiert. Die Nachweisgrenze des Verfahrens wurde mit 0,0001 mg/kg angegeben.

**Tabelle 287: Quecksilberkonzentrationen im Kalkstein**

| # | Probe | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Median [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | 10 Per-zentil | 90 Per-zentil |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Kalkstein | 0,0003 | 0,0180 | 0,0070 | 0,0081 | 0,0016 | 0,0154 |

Quelle: (BV Kalk 2018)

**Tabelle 288: Quecksilberkonzentrationen in Kalksteinstoffen, die als Rohstoffe in der Kalkindustrie eingesetzt werden mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes19 | Düngekalk, Kalk 80 | Kalkstein | <0,006 |
| 2 | Koes28 | Turon | Kalkstein | <0,006 |
| 3 | Koes30 | Tithonium | Kalkstein | <0,006 |
| 4 | Koes20 | Düngekalk, Kalk 80 | Kalkstein | 0,007 |
| 5 | Koes34 | Rüdersdorf | Kalkstein | 0,007 |
| 6 | Koes39 | Maastricht | Kalkstein | 0,008 |
| 7 | Koes137 | Kalk, bunt, Glas | CaCO3 | 0,012 |
| 8 | Koes37 | Unter-Campan | Kalkstein | 0,014 |
| 9 | Koes31 | Campan | Kalkstein | 0,015 |
| 10 | Koes33 | Rüdersdorf | Kalkstein | 0,017 |
| 11 | Koes136 | Kalk, grün, Glas | CaCO3 | 0,027 |
| 12 | Koes38 | Bernburg | Kalkstein | 0,046 |
| 13 | Koes27 | Cenomam | Kalkstein | 0,048 |
| 14 | Koes35 | Campan | Kalkstein | 0,071 |
| 15 | Koes32 | Toarcium | Kalkstein | 0,110 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,014 |
| | | | Mittelwert | 0,026 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 0,110 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS) berücksichtigt.

**Tabelle 289: Quecksilberkonzentrationen im Braunkohlestaub (BKS)/Braunkohle, Antrazit und Koks**

| # | Probe | Anzahl | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Median [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Braunkohlestaub, Braunkohle | 13 | 0,0450 | 0,0820 | 0,0690 | 0,0683 |
| 2 | Antrazit | 1 | 0,3500 | 0,3500 | 0,3500 | 0,3500 |
| 3 | Koks | 2 | 0,0002 | 0,003 | | |

Quelle: (BV Kalk 2018)

**Tabelle 290: Quecksilberkonzentrationen in Filterstaub, offenfallendem Kalk (Branntkalk nach Ofen)**

| # | Probe | Anzahl | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Median [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | 10 Per-zentil | 90 Per-zentil |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Branntkalk | 17 | < 0,0001 | 0,1210 | 0,0018 | 0,0117 | < 0,0001 | 0,0231 |
| 2 | Filterstaub | 17 | 0,189 | 25,1000 | 1,610 | 3,170 | 0,498 | 3,624 |

Anmerkung: Filterstaub wird dem Produkt Branntkalk zugemischt (nach Auskunft mehrerer Werke: 1 % Zumischung).
Quelle: (BV Kalk 2018)

## A.8 Anlage zu Kapitel 2.21 - Herstellung von Gips (IED – Nr. 3.1 a)

**Tabelle 291: Angaben zu Hg-Gehalten in REA-Gipsen aus verschiedenen Quellen**

| | Mittel mg/kg] | Median [mg/kg] | Min [mg/kg] | Min [mg/kg] | Min [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 0,359 | 0,240 | <0,005 | 1,390 | 71 | (Harraß 2018) |
| 2 | 0,520 | - | 0,230 | 0,980 | 10 | Div. Literatur, Gipse Europa |
| 3 | 0,300 | - | 0,030 | 1,320 | - | Kersten, 2018 |
| 4 | 0,154 | 0,118 | 0,011 | 0,391 | 32 | DE Gebrauchsgipse mit Naturgipszusatz, nach Kalzinierung, siehe 0 |

**Tabelle 292: Hg-Gehalte der in der Zementindustrie 2016/2017 verarbeiteten Gipse**

| | Mittel gwe. mg/kg] | Mittel arith [mg/kg] | Median [mg/kg] | Bereich [mg/kg] | Anzahl Proben |
|---|---|---|---|---|---|
| Gips, natur | 0,025 | 0,031 | 0,055 | 0,003-0,215 | 18 |
| Anhydrit, natur | 0,010 | 0,011 | 0,005 | 0,002-0,151 | 54 |
| REA-Gips | 0,420 | 0,359 | 0,240 | <0,005-1,390 | 71 |

Quelle: Harraß et al. 2018

**Tabelle 293: Angaben zu Hg-Konzentrationen (TS) von REA-Gipsen in Europa aus der Literatur**

| Min. [mg/kg] | Max. [mg/kg] | Max. [mg/kg] | Max. [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| 0,03 | 1,32 | | | D | Fischer et al. 1988 u. Beckert et. al. 1991 |
| 0,03 | 1,3 | | | D | Hoenig 2013 |
| 0,03 | 1,32 | | | D | MUNLVNRW 2005 |
| | | 0,71 | | D | Nach BvG 2017c |
| | | 0,25 | | D | Lederer et al. 2015 |
| 0,25 | 0,86 | 0,50 | | D | Kunth et al. 2013 |
| 0,058 | 0,92 | 0,49 | | Nl | Meij et al. 2002 |
| | | | 0,006 | Nl | Rallo et al. 2010 |
| | | | 0,32 | Sl | Merva et. al. 1995 |
| 0,150 | 0,950 | 0,55 | | Sl | Stergarsek et al. 2008 |
| 0,200 | 0,600 | 0,55 | | Pl | Burmistrz et al. 2016 |
| | | | 0,27 | Pl | Kobylecki et al. 2016 |
| | | | 0,11 | Pl | Wichlinski et al. 2017 |
| | | | 2,41 | Pl | Konieczynski et al. 2012 |
| 0,30 | 0,30 | 0,30 | | Sp | Cordoba et al. 2012 |
| 0,15 | 0,31 | 0,23 | | Sp | Rallo et al. 2010 |
| 0,23 | 1,72 | 0,98 | | Sp | Rumayor et al. 2015 |
| | Mittel | 0,51 | | | |
| | Max | 0,98 | | | |
| | Min | 0,23 | | | |

**Tabelle 294: Quecksilberkonzentrationen in Natur-Gips**

| Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|
| < 0,004 | 0,026 | 0,013 | Sanderson et al. 2008 |
| 0,006 | 0,050 | | Beckert et. al 1991 |
| 0,019 | 0,030 | 0,026 | Kunth et al. 2009 |

**Tabelle 295: Quecksilberkonzentrationen in Gipsstoffen, die aus Naturgips hergestellt wurden mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | koes49 | M A | Naturanhydrit | <0,006 |
| 2 | koes50 | M B | Naturanhydrit | <0,006 |
| 3 | koes51 | C A5 | Naturanhydrit | <0,006 |
| 4 | koes52 | C QS | Naturgips | <0,006 |
| 5 | Koes82 | Gipskarton GKB | Gips | <0,005 |
| 6 | Koes83 | Gipskarton GKBI | Gips | <0,005 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,0034 |
| | | | Mittelwert | 0,003 |
| | | | Minimum | 0,0025 |
| | | | Maximum | 0,003 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS) berücksichtigt.

**Tabelle 296: Quecksilberkonzentrationen in Gipsprodukten (Gipspulver und Gipskartonprodukte), die sowohl aus Natur- als auch aus REA-Gipsen hergestellt wurden, mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes5 | Brand, Sack | Gips | 0,139 |
| 2 | Koes6 | Brand, Sack | Gips | 0,058 |
| 3 | Koes84 | Band, Sack | Gips | 0,101 |
| 4 | Koes85 | Tüte, Heimw 1 | Gips | 0,068 |
| 5 | Koes86 | Tüte, Heimw 2 | Gips | 0,099 |
| 6 | Koes87 | Tüte, Heim 3 | Gips | 0,062 |
| 7 | Koes88 | Band, Sack | Gips | 0,116 |
| 8 | Koes89 | Bau/El-Gips | Gips | 0,091 |
| 9 | Koes90 | Band, Sack | Gips | 0,039 |
| 10 | Koes91 | R-Baugips | Gips | 0,011 |
| 11 | Koes92 | R 100 | Gips | 0,377 |
| 12 | Koes93 | Fundamo | Gips | 0,070 |
| 13 | Koes94 | R G 120 | Gips | 0,391 |

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 14 | Koes95 | R R 100 | Gips | 0,312 |
| 15 | Koes96 | Baugips | Gips | 0,013 |
| 16 | Koes97 | Elektrogips | Gips | 0,012 |
| | | | | |
| 17 | Koes62 | Gipskarton RFI | Gips | 0,299 |
| 18 | Koes63 | Gipskarton RF | Gips | 0,141 |
| 19 | Koes64 | Gipskarton LaGyp | Gips | 0,364 |
| 20 | Koes65 | Gipskarton GKBI 12.5 | Gips | 0,105 |
| 21 | Koes66 | Gipskarton GKB 12.5 | Gips | 0,127 |
| 22 | Koes67 | Gipskarton kgB 12.5 | Gips | 0,135 |
| 23 | Koes68 | Gipskarton kgBI 12.5 | Gips | 0,109 |
| 24 | Koes69 | Gipsfaserplatte 10 | Gips | 0,172 |
| 25 | Koes70 | Gipskarton GKB 12.5 | Gips | 0,098 |
| 26 | Koes71 | Gipskarton GKBI 12.5 | Gips | 0,109 |
| 27 | Koes76 | Gipskarton GKB | Gips | 0,237 |
| 28 | Koes77 | Gipskarton GKBI | Gips | 0,241 |
| 29 | Koes78 | Gipskarton GKB | Gips | 0,132 |
| 30 | Koes79 | Gipskarton GKBI | Gips | 0,120 |
| 31 | Koes80 | Gipskarton GKB | Gips | 0,293 |
| 32 | Koes81 | Gipskarton GKBI | Gips | 0,286 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,118 |
| | | | Mittelwert | 0,154 |
| | | | Minimum | 0,011 |
| | | | Maximum | 0,391 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS) berücksichtigt.

**Tabelle 297: Transferfaktoren Gips-Abgas beim Kalzinieren in der REA-Gips verarbeitenden Industrie in den USA und DE**

| | | Rohgips Hg [mg/kg] | Hg-Freisetzung Abgasmessungen [%] | Hg Freisetzungen Feststoffmessungen [%] | Anmerkung |
|---|---|---|---|---|---|
| | **USA** | | | | |

| | | Rohgips Hg [mg/kg] | Hg-Freisetzung Abgasmessungen [%] | Hg Freisetzungen Feststoffmessungen [%] | Anmerkung |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Gipswerk 1 | 0,96 | 5 | 2 | Trockner +Kocher +Karton |
| | | 1,10 | 8 | 16 | |
| | | 0,99 | | 59 | |
| | Gipswerk 2 | 0,21 | 46 | 66 | Trockner +Kocher +Karton |
| | Gipswerk 3 | 0,53 | 2 | 8,7 | Trockner +Kocher +Karton |
| | | | | 26 | |
| | Gipswerk 4 | 0,20 | 51 | 40 | Trockner +Kocher +Karton |
| | | 0,13 | 55 | 32 | Trockner +Kocher +Karton |
| | | 0,1 | | 32 | |
| | Gipswerk 5 | 1,06 | 18 | 32 | Trockner +Kocher +Karton |
| | | 0,23 | | 13 | |
| | **DE** | | | | |
| | Gipswerk 6 | 0,28 | | 38 | Gipskocher |
| | | | (3) | | Plattentrockner |
| | Gipswerk 7 | 0,36 | | 32 | Trockner +Mahlbrennanlage +Karton |
| | **Auswertung** | | | | |
| | | Anzahl | 7 | 13 | |
| | | **Mittel** | **26** | **31** | |

Quelle: USA (Sanderson et al. 2008), DE (Kunth et al. 2009)

**Tabelle 298: Transferfaktoren Gips-Abgas in der Naturgips verarbeitenden Industrie in DE**

| | Rohgips Hg [mg/kg] | Hg-Freisetzung [%] | Hg-Emission [g/Mg Gips tr.] | Anmerkung |
|---|---|---|---|---|
| **DE** | | | | |
| Gipswerk I | 0,029 | 55 | 0,016* | Gipskocher |
| | 0,030 | 63 | 0,019* | Drehrohr |
| | 0,022 | 82 | 0,018* | Rostband |
| Mittel | | 67 | 0,017 | |

Quelle: Kunth et al. 2009

**Tabelle 299: Gemessene Emissionskonzentrationen aus Öfen der deutschen Gipsindustrie gemäß Emissionserklärungen**

| Anlage | Berichtsjahr | Hg-Konzentration [µg/Nm³] | Hg-Fracht [kg/a] | Anmerkung |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2016 | 40 | 3,76 | Drehrohrofen |
| 2 | 2016 | 2,4 | 0,781 | Ofen nicht näher bezeichnet |
| 2 | 2012 | 50 | 18,8 | Ofen nicht näher bezeichnet |
| 3 | 2016 | 1,7 | 0,141 | Drehrohrofen |

Quelle: (Behördeninabfrage 2018)

## A.9 Anlage zu Kapitel 2.22 - Herstellung von Glas (IED – Nr. 3.3)

**Tabelle 300: Quecksilberkonzentrationen in Glasstoffen mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes73 | Behälterglas weiß | Altglas | <0,005 |
| 2 | Koes74 | Behälterglas braun | Altglas | <0,005 |
| 3 | Koes75 | Behälterglas grün | Altglas | <0,005 |
| 4 | Koes99 | Flachglas weiß | Altglas | <0,006 |
| 5 | Koes104 | Hohlglas, weiß. | Altglas | <0,006 |
| 6 | Koes105 | Hohlglas, weiß | Altglas | <0,006 |
| 7 | Koes106 | Hohlglas, weiß, | Altglas | <0,006 |
| 8 | Koes110 | Hohlglas, weiß, MI 13.03. | Altglas | <0,006 |
| 9 | Koes111 | Hohlglas, weiß | Altglas | <0,006 |
| 10 | Koes112 | Hohlglas, weiß | Altglas | <0,006 |
| 11 | Koes116 | Hohlglas, weiß, MI 18.03. | Altglas | <0,006 |
| 12 | Koes117 | Hohlglas, weiß, MII 18.03. | Altglas | <0,006 |
| 13 | Koes118 | Hohlglas, weiß, MIII 18.03. | Altglas | <0,006 |
| 14 | Koes121 | Leuchtst. Altglas Anb 1 | Altglas | 1,254 |
| 15 | Koes122 | Leuchtst. Altglas Anb. 2, Q1 | Altglas | 16,270 |
| 16 | Koes123 | Leuchtst. Altglas Anb. 2, Q2 | Altglas | 1,541 |
| 17 | Koes107 | Quarzsand, grün, Glass | Quarz,Sand | 0,008 |
| 18 | Koes109 | Quarzsand, weiß, Glas | Quarz, Sand | <0,006 |
| 19 | Koes132 | Sand Ste, Glas | Sand, Quarz | <0,006 |

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 20 | Koes133 | Sand Sta, Glas | Sand, Quarz | <0,006 |
| 21 | Koes134 | Dolomit, Glas | CaMg(CO3)2 | <0,006 |
| 22 | Koes135 | Dolomit, eisenhaltig, Glas | CaMg(CO3)2 | <0,006 |
| 23 | Koes136 | Kalk, grün, Glas | CaCO3 | 0,027 |
| 24 | Koes137 | Kalk, bunt, Glas | CaCO3 | 0,012 |
| 25 | Koes108 | Mangagran, Färbemittel | Manganoxid | 0,584 |
| 26 | Koes127 | Manganoxid, Färbemittel | MnxOY | 0,525 |
| 27 | Koes 113 | Chromerz, Färbemittel | Fe-Cr-oxid | 0,007 |
| 28 | Koes130 | Chromerz, Färbemittel | FeCrO | <0,006 |
| 29 | Koes 114 | Pyrit, Färbemittel | Eisensulfid | 0,539 |
| 30 | Koes128 | Eisenoxid, Färbemittel | FexOy | 0,015 |
| 31 | Koes126 | Kupferoxid, Färbemittel | CuO | 0,015 |
| 32 | Koes115 | Zinkselenit, Färbemittel | Zn-Selenit | 78,520 |
| 33 | Koes129 | Selen, Färbemittel | Se | 3,281 |
| 34 | Koes120 | Koksgries, Färbemittel | Koks | <0,006 |
| 35 | Koes131 | Koksstaub, Färbemittel | Koks | 0,016 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,003 |
| | | | Mittelwert | 2,934 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 78,520 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS) berücksichtigt.

**Tabelle 301: Quecksilberkonzentrationen in Leuchtstofflampen-Altglas (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Kategorie | Herkunft | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|
| 1 | Leuchtstofflampen-Altglas | Quecksilberabfall-Aufbereiter | 1.254 |
| 2 | Leuchtstofflampen-Altglas | Quecksilberabfall-Aufbereiter | 1.541 |
| 3 | Leuchtstofflampen-Altglas | Quecksilberabfall-Aufbereiter | 16.270 |

## A.10 Anlage zu Kapitel 2.23 - Ziegelindustrie (IED 3.5)

**Tabelle 302: Quecksilberkonzentrationen tonhaltiger Böden in Bayern, die für die Ziegelindustrie geeignet sind**

| # | Bezeichnung | Hg-Gehalt [mg/kg TS] | Anzahl Proben |
|---|---|---|---|
| 1 | Kalk- und Dolomitgestein, Kalksteinmergel, Mergel und Tonstein: Mergel aus Unterem Keuper und Muschelkalk (ausschließlich), karbonathaltig (Untergrund) | 0,08 | 10-19 |
| 2 | Kalk- und Dolomitgestein, Kalksteinmergel, Mergel und Tonstein: Verwitterungslehm und Schluffe und Lehme aus Unterem Keuper und Muschelkalk (ausschließlich) (Untergrund) | 0,08 | 10-19 |
| 3 | Ton-, Schluff-, Mergel-, Sand- und Dolomitgestein, Kalkstein: Mergel (ausschließlich), karbonathaltig (Untergrund) | 0,05 | > 20 |
| 4 | Ton-, Schluff-, Mergel-, Sand- und Dolomitgestein, Kalkstein: Schluffe und Lehme sowie Verwitterungslehme, nicht karbonathaltig (Untergrund) | k. A. | - |
| 5 | Ton-, Schluff-, Mergel-, Sand- und Dolomitgestein, Kalkstein: Ton, karbonathaltig (Untergrund) | 0,14 | 10-19 |
| 6 | Ton-, Schluff-, Mergel-, Sand- und Dolomitgestein, Kalkstein: Ton, nicht karbonathaltig (Untergrund) | 0,06 | > 20 |
| 7 | Sandstein, untergeordnet: Sandstein-Tonstein-Wechselfolgen: Schluffe und Lehme, nicht karbonathaltig (Untergrund) | 0,04 | > 20 |
| 8 | Sandstein, untergeordnet: Sandstein-Tonstein-Wechselfolgen: Tone (Untergrund) | 0,04 | 10-19 |
| 9 | Sand, z. T. Kies, z. T. kiesig, untergeordnet mit Mergel- und Tonlagen; im Gebiet der Iller-Lech-Platte Deckenschotter: Tertiäre Schluffe, Lehme und Tone, karbonathaltig (Untergrund) | k. A. | - |
| 10 | Sand, z. T. Kies, z. T. kiesig, untergeordnet mit Mergel- und Tonlagen; im Gebiet der Iller-Lech-Platte Deckenschotter: Tertiäre Schluffe, Lehme und Tone, nicht karbonathaltig (Untergrund) | 0,08 | > 20 |
| 11 | Löß und Lößlehm über mesozoischen Sedimentgesteinen; im Rieskrater über tertiären Seesedimenten: Löß und Lößlehm (ausschließlich), nicht karbonathaltig (Untergrund) | 0,05 | 10-19 |
| 12 | Löß und Lößlehm über mesozoischen Sedimentgesteinen; im Rieskrater über tertiären Seesedimenten: Löß und Lößlehm (ausschließlich), nicht karbonathaltig (Untergrund) | 0,04 | 10-19 |

Quelle: LfU 2011

Anmerkung: Nur Bodenarten angegeben, die als Rohstoffe der Ziegelindustrie in Frage kommen (Ziegelverband 2018)

**Tabelle 303: Quecksilberkonzentrationen in Einsatzstoffen in die Keramikindustrie (Tone, Bentonite), Ziegeln (Scherben aus Ton, Proben 51 und 52) sowie Filterkalk Schälkorn (Probe 53) mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes1 | Ton fett, Keramik | Ton | 0,225 |
| 2 | Koes2 | Ton mager, Keramik | Ton | 0,160 |
| 3 | Koes3 | Ton Pyrit, Keramik | Ton | 0,637 |
| 4 | Koes29 | Berias | Schieferton | 0,100 |
| 5 | Koes36 | Friedland | Ton | 0,157 |
| 6 | K6 | B30, Ziegel | Ton | 0,049 |
| 7 | K8 | B60, Keramik | Bentonit | 0,009 |
| 8 | K9 | H1, Keramik | Keramikton | 0,015 |
| 9 | K10 | DSK50, Keramik | Keramikton | 0,023 |
| 10 | K11 | S044, Keramik | Quarz | 0,010 |
| 11 | K16 | Marschenklei, Ziegel | Ton | 0,056 |
| 12 | K19 | NIT 1, Ziegel | Ziegeleiton | 0,074 |
| 13 | K20 | NIT 2, Ziegel | Ziegeleiton | 0,053 |
| 14 | K21 | NIT 3, Ziegel | Ziegeleiton | 0,055 |
| 15 | K22 | NIT 4, Ziegel | Ziegeleiton | 0,053 |
| 16 | K23 | NIT 5, Ziegel | Ziegeleiton | 0,155 |
| 17 | K24 | NIT 6, , Ziegel | Ziegeleiton | 0,041 |
| 18 | K25 | NIT 7, Ziegel | Ziegeleiton | 0,033 |
| 19 | K26 | NIT 8, Ziegel | Ziegeleiton | 0,056 |
| 20 | K27 | NIT 9, Ziegel | Ziegeleiton | 0,045 |
| 21 | K28 | NIT 10, Ziegel | Ziegeleiton | 0,028 |
| 22 | K29 | NIT 11, Ziegel | Ziegeleiton | 0,022 |
| 23 | K30 | NIT 12, Ziegel | Ziegeleiton | 0,018 |
| 24 | K31 | KT, Ziegel | Ziegeleiton | 0,046 |
| 25 | K32 | WW-1, Keramik | Keramikton | 0,019 |
| 26 | K33 | WW-3, Keramik | Keramikton | 0,091 |
| 27 | K34 | WW-A, Keramik | Keramikton | 0,030 |
| 28 | K35 | WWX, Keramik | Keramikton | 0,449 |
| | | | | |
| 29 | Ton1 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,014 |

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 30 | Ton2 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,038 |
| 31 | Ton3 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,013 |
| 32 | Ton4 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,026 |
| 33 | Ton5 | Mauerziegel Prod. | Ton | <0,006 |
| 34 | Ton6 | Mauerziegel Prod. | Ton | <0,006 |
| 35 | Ton7 | Dachziegel Prod. | Ton | 0,033 |
| 36 | Ton8 | Dachziegel Prod. | Ton | 0,028 |
| 37 | Ton9 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,038 |
| 38 | Ton10 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,057 |
| 39 | Ton11 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,035 |
| 40 | Ton12 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,019 |
| 41 | Ton13 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,031 |
| 42 | Ton14 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,024 |
| 43 | Ton15 | Dachziegel Prod. | Ton | 0,049 |
| 44 | Ton16 | Dachziegel Prod. | Ton | 0,037 |
| 45 | Ton17 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,041 |
| 46 | Ton18 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,029 |
| 47 | Ton19 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,038 |
| 48 | Ton20 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,055 |
| 49 | Ton21 | Mauerziegel Prod. | Ton | 0,032 |
| 50 | Ton22 | Dachziegel Prod. | Ton | 0,010 |
| | | | | |
| 51 | Ton23 | Scherben aus Ton 15 | TonScherbe | <0,006 |
| 52 | Ton24 | Scherben aus Ton 22 | TonScherbe | <0,006 |
| | | | | |
| 53 | Koes98 | Filterkalk Schälkorn | $CaCO_3$ | 0,044 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,037 |
| | | | Mittelwert | 0,064 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 0,637 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS) berücksichtigt.

**Tabelle 304: Quecksilberkonzentrationen im Abgas der Ziegelindustrie**

| # | Anlage (Produkt, Brennstoffe) | Hg-Konz. Mittelwert [mg/Nm³] | Hg-Konz. 1. Messg [µg/Nm³] | Hg-Konz. 2. Messg [µg/Nm³] | Hg-Konz. 3. Messg [µg/Nm³] | Anmerkung (ohne O2-Bezug: k.A.) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Tunnnelofen (Ziegel, Gas) | < 0,001 | - | - | - | Forschungsbericht 2001 (14,2 % O2-Bezug) |
| 2 | k. A. | 0,00001 | - | - | - | Emissionserklärung 2016 |
| 3 | Rollenofen | 0,002 | - | - | - | Emissionserklärung 2016 |
| 4 | Tunnelofen | 0,006 | - | - | - | Emissionserklärung 2016 |
| 5 | Tunnelofen | 0,006 | - | - | - | Emissionserklärung 2016 |
| 6 | Tunnelofen | 0,00857 | - | - | - | Emissionserklärung 2016 |
| 7 | Tunnelofen | 0,013 | - | - | - | Emissionserklärung 2016 |
| 8 | Tunnelofen | 0,02 | - | - | - | Emissionserklärung 2016 |
| 9 | Drehrohr (Blähton, Kohle, Öl-S) | 0,0018 | 0,0018 | 0,0017 | 0,0017 | Messbericht 2015 (14 % O2-Bezug) |
| 10 | Tunnelofen (Ziegel, Gas) | 0,0047 | 0,00316 | 0,00528 | 0,00569 | Messbericht 2016 (17 % O2-Bezug) |
| 11a | Tunnelofen (Ziegel, Gas) | 0,0049 | 0,0015 | 0,0069 | 0,0064 | Messbericht 2016 (17 % O2-Bezug) |
| 12 | Tunnelofen (Ziegel, Öl-S) | 0,0052 | 0,0047 | 0,0041 | 0,0069 | Messbericht 2016 (17 % O2-Bezug) * |
| 13 | Tunnelofen (Ziegel, Gas) | 0,0063 | 0,0049 | 0,0096 | 0,0043 | Messbericht 2015 (17 % O2-Bezug) |
| 14 | Tunnelofen (Ziegel, Gas) | 0,0110 | - | - | - | Forschungsbericht 2008 (17 % O2-Bezug) * |
| 15 | Tunnelofen (Ziegel, Kohle) | 0,011 | 0,010 | 0,011 | 0,012 | Messbericht 2016 (17 % O2-Bezug) |
| 11 b | Tunnelofen ** (Ziegel, Gas) | 0,0183 | 0,019 | 0,0165 | 0,0195 | Messbericht 2015 (17 % O2-Bezug) |

Quelle: 1 (Rentz 2001); 2-8 (Länder 2018); 9: Messbericht 0303301DR08, 10: Messbericht 0809602TO02, 11a/b: Messberichte 0304702TO02, 12: Messbericht 0213001TO01, 13: Messbericht 1012101TO02, 15: Messbericht 0607201TO02 zur Studie (Tebert et al. 2017); 14 (LfU 2008)

* Anmerkung zu Messwerten #12 und #15: Umrechnung auf 17 % Bezugssauerstoff durch Ökopol

** Anmerkung zu Messwerten #11b: Die Hg-Konzentration wird durch versuchsweisen Glasscherbeneinsatz begründet (Ziegelverband 2018); bei Messung ohne Glasscherben (#11a) liegt die Quecksilberkonzentration um 2/3 geringer.

**Tabelle 305: Quecksilberkonzentrationen in Staub der Ziegelindustrie**

| # | Anlage (Produkt, Brennstoffe) | Hg-Konz. Mittelwert [mg/Nm³] | Hg-Konz. 1. Messg [mg/Nm³] | Hg-Konz. 2. Messg [mg/Nm³] | Hg-Konz. 3. Messg [mg/Nm³] | Anmerkung |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Tunnelofen (Ziegel, Gas) | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 | Messbericht 2015 (17 % O2-Bezug) |
| 2 | Rollenofen (Ziegel, Gas) | < 0,002 | < 0,0018 | < 0,0018 | < 0,0017 | Messbericht 2015 (17 % O2-Bezug) |
| 3 | Tunnelofen (Ziegel, Kohle) | 0,0058 | 0,0058 | 0,0039 | 0,0039 | Messbericht 2016 (17 % O2-Bezug) * |

Quelle: 1: Messbericht 0302001TO09, 2: Messbericht 0809601RO02, 3: Messbericht 0607201TO02 zur Studie (Tebert et al. 2017)

* Anmerkung zu #3: Nachweisgrenze: „0,01 µg/Probe"; Umrechnung auf 17 % Bezugssauerstoff durch Ökopol

## A.11 Anlage zu Kapitel 2.30 - Abfallverbrennungsanlagen (IED 5.2a) – Hausmüllverbrennungsanlagen

**Tabelle 306: Quecksilberkonzentrationen in Haus-/Restabfall**

| Abfallart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Restabfall | | | 0,19 | | (LfU B 2003) |
| Restabfall | | | 0,4 | | (Brunner et al. 2015a) |
| Restabfall | | | 1,9 | | (Morf und Brunner 2005) |
| Restabfall | | | 1 | | (Morf und Brunner 2005) |

## A.12 Anlage zu Kapitel 2.31 - Abfallverbrennung (IED 5.2a) - Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen

**Tabelle 307: Quecksilberkonzentrationen in Ersatzbrennstoffen**

| Abfallart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| EBS | 0,07 | 2 | | | (Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV) 2005) |
| EBS | 0,2 | 0,4 | | | (MUNLV NRW 2007) |
| EBS | 0,28 | 3,39 | | | (Baier und Horix 2014) |
| EBS | | | 0,7 | 0,4 | (Flamme 2002) |
| EBS | | | | 0,19 | (MUNLV NRW 2007) |
| EBS | | | | 0,24 | (MUNLV NRW 2007) |

| Abfallart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| EBS | | | | 0,3 | (MUNLV NRW 2007) |
| EBS | | | | 0,3 | (MUNLV NRW 2007) |
| EBS | | | | 0,31 | (Thiel 2007) |
| EBS | | | 0,81 | 0,84 | (Thiel 2007) |
| EBS | | | | 0,25 | (Thiel 2007) |
| EBS | 0,3 | 0,49 | 0,28 | 0,35 | (GAA Hannover 2017a) |
| EBS | < 0,03 | 0,11 | 0,057 | 0,03 | (GAA Hannover 2017a) |
| EBS | | | 0,4 | | (Michalski et al. 2007) |

## A.13 Anlage zu Kapitel 2.32 - Abfallverbrennung (IED 5.2a) - Klärschlammverbrennungsanlagen

**Tabelle 308: Quecksilberkonzentrationen in Klärschlämmen**

| Abfallart | Mini-mum [mg/kg] | Maxi-mum [mg/kg] | Mittel-wert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Kommunaler Klärschlamm | 0,2 | 2 | | | (Dyckerhoff AG 2013) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,3 | 2,5 | | | (Dyckerhoff AG 2013) |
| Kommunaler Klärschlamm | | | 1,8 | | (Grech et al. 2001) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,2 | 2 | | | (Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV) 2005) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,31 | 1,45 | | | (Hoenig 2013) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,31 | 1,45 | | | (Renzoni et al. 2010) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,6 | 2 | | | (Scheffknecht et al. 2012) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,3 | 2,5 | | | (UNEP 2017) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,31 | 1,45 | | | (UNEP 2017) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,8 | 1,2 | | | (Verein deutscher Zementwerke e. V. VDZ 2006) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,33 | 2,57 | 1,09 | | (Walter und Tesar 2009) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,18 | 0,24 | | | (Schmidt 2015) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,72 | 0,87 | | | (Schmidt 2015) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,6 | 2 | | | (Hein und Unterberger 2000) |
| Kommunaler Klärschlamm | | | 1 | | (Dehne et al. 2015) |

| Abfallart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Kommunaler Klärschlamm | | | 1,5 | | (Flamme 2002) |
| Kommunaler Klärschlamm | 0,001 | 136,0 | 0,9201 | 0,75 | (ABANDA) |
| Industrieller Klärschlamm | 4 | 10 | | | (Hein und Unterberger 2000) |

## A.14 Anlage zu Kapitel 2.34 - Abfallverbrennung (IED 5.2a oder b) - Altholzverbrennungsanlagen, die nach 17. BImSchV genehmigt wurden

**Tabelle 309: Quecksilbereinträge in Altholzverbrennungsanlage über die eingesetzte Menge Altholz auf Basis von Hg-Konzentrationen**

| Art des Altholzes | mg/kg TS | Quelle |
|---|---|---|
| behandeltes Altholz | 0,11 | Gras 2002 |
| gemischtes Altholz | 0,04 | LfU Bayern 1998 |
| behandeltes Altholz | 0,11 | LfU Bayern 1998 |
| behandeltes Altholz | 0,07-0,16 | LUA NRW 1997 |
| behandeltes Altholz | 0,026-1 (MW 0,27) | Umweltinstitut Voralberg |
| Versch. Altholz* | < 0,3 | Mohn 2000 |
| Sortiertes Altholz | 0,34 | Mohn 2000 |
| unbehandeltes Altholz | 0,05 | Gras 2002 |
| unbehandeltes Altholz | < 0,04 | LfU Bayern 1998 |
| unbehandeltes Altholz | < 0,2 | Böckelmann 1996 |
| Nadelhölzer | 0,05 | StMLU Bayern 2001 |

* verschiedene Anlagen mit unterschiedlichem Input: Baurestholz, Verpackungen, Schreinerei-Restholz (viel und wenig Spanplatte), sortierte Einwegpaletten, Balke ohne sichtbare Behandlung

In den USA wurden bis zu ihrem Verbot 1993 organische Hg-Verbindungen (Phenylquecksilber-acetat PMA) als Fungizid zur Konservierung von Latex Anstrichfarben eingesetzt. Die Hg-Gehalte dieser Anstriche liegen zwischen 7 mg/kg für Innen- und 27 mg/kg für Außenfarbschichten. Somit kann Altholz aus dieser Zeit erhöhte Hg-Gehalte aufweisen (Köser 2013).

## A.15 Anlage zu Kapitel 2.35 - Abfallbehandlung (IED 5.3 a) i) und iii); Nr. 5.3b) i) und ii) - Mechanisch-(biologischen) Behandlungsanlagen

**Tabelle 310: Quecksilberkonzentrationen in Siedlungsabfall**

| Abfallart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Siedlungsabfall | | | 0,19 | | (LfU B 2003) |

| Abfallart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Siedlungsabfall | | | 0,4 | | (Brunner et al. 2015b) |
| Siedlungsabfall | | | 0,8 | | (Spohn 2017) |

**Tabelle 311: Quecksilberkonzentrationen in Ersatzbrennstoffen**

| Abfallart | Minimum [mg/kg] | Maximum [mg/kg] | Mittelwert [mg/kg] | Median [mg/kg] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,19 | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,24 | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,3 | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,3 | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | 0,2 | 0,4 | | | (MUNLV NRW 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | 0,28 | 3,39 | | | (Baier und Horix 2014) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,31 | (Thiel 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | 0,81 | 0,84 | (Thiel 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,25 | (Thiel 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | 0,4 | | (Michalski 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | 0,1 | 1,2 | | | (Löschau 2007) |
| Ersatzbrennstoffe | | | | 0,4 | (Flamme 2002) |

## A.16 Anlage zu Kapitel 2.36 - Abfallbehandlung (IED 5.3) – Schredderanlagen für Eisenmetallschrott (IED – Nr. 5.3 a v und Nr. 5.3 b iv)

**Tabelle 312: Quecksilber-Emissionen im Abgas von Schredderanlagen in Europa**

| Anlage Nr. | Art der Abgasreinigung | Land | Mittelwert [µg/Nm³] | Minimum [µg/Nm³] | Maximum [µg/Nm³] | Anzahl der Messungen |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Zyklon | IT | 0,9 | 0,4 | 1,4 | 3 |
| 2 | Venturiwäscher | DK | 11,2 | 4,9 | 6,3 | 2 |
| 3 | Venturiwäscher | PT | 20,0 | 20,0 | 20,0 | 1 |
| 4 | Zyklon, Nasswäscher | AT | 2,7 | 0,4 | 8,0 | 9 |
| 5 | Zyklon, Gewebefilter | AT | 6,0 | 6 | 6,0 | 1 |
| 6 | Zyklon, Venturiwäscher | DE | 0,06 | 0,05 | 0,07 | 3 |

Quelle: (BREF WT 2018)

## A.17 Anlage zu Kapitel 2.37 - Anlagen zur Biogasgewinnung (IED 5.3 Abfallbehandlung und Non-IED: Abfallbehandlung sowie Rohstoffe, pflanzlichen und tierischen Ursprungs)

**Tabelle 313: Quecksilberkonzentrationen in Gärsubstraten**

| Stoff | Mittelwert [mg/kg TS] | Minimum [mg/kg TS] | Maximum [mg/kg TS] | Quelle |
|---|---|---|---|---|
| Rindergülle | 0,05 | | | (Hippler 2013) |
| Schweinegülle | 0,04 | | | (Hippler 2013) |
| Geflügelmist | 0,05 | | | (Hippler 2013) |
| Festmist | 0,1 | | | (Braun et al. 1996) |
| Bioabfallkompost | 0,24 | | | (Hippler 2013) |
| Ernterückstände | 0,07 | | | (Hippler 2013) |
| Gülle | | 0,02 | 0,05 | (Braun et al. 1996) |
| Gärsubstrat | | 0,026 | 0,084 | (Hippler 2013) |

**Tabelle 314: Quecksilberkonzentrationen in Gärprodukten**

| | Gärprodukt flüssig [mg/kg] | Gärprodukt fest [mg/kg] |
|---|---|---|
| Mittelwert | 0,078 | 0,05 |
| Median | 0,05 | 0,04 |
| 10 % Perz. | 0,02 | 0,01 |
| 90 % Perz. | 0,16 | 0,11 |
| Min. | 0,01 | 0,01 |
| Max. | 0,49 | 0,17 |
| Anzahl Proben | 1.025 | 101 |

Quelle: (Zimmermann 2017)

**Tabelle 315: Quecksilberkonzentrationen in Gärrückständen**

| | Anzahl Proben | Hg_Gehalt [mg/kg] |
|---|---|---|
| Gärrückstand getrennt erfasster Bioabfall | 4 | 0,17 |
| Gärrückstand Bio- und Gewerbeabfall | 1 | 0,17 |
| Gärrückstand | 5 | 0,12 – 0,31 |
| Kompostierter Gärrückstand aus Bioabfällen und Grüngut | 22 | 0,09 – 0,3 |
| Gärrückstände Rinderbereich | 47 | < 0,18 |
| Gärrückstände Schweinebereich | 16 | < 0,18 |

| | **Anzahl Proben** | **Hg_Gehalt [mg/kg]** |
|---|---|---|
| Gärrückstände Rinder- und Schweinebereich | 11 | < 0,18 |

Quelle: (LfU Bayern o. J.)

**Tabelle 316: Quecksilberkonzentrationen in Biogas**

| Anlage | A [ng/m³] | B [ng/m³] | C [ng/m³] | D [ng/m³] |
|---|---|---|---|---|
| Probe 1 | 393 | 519 | 28 | 124 |
| Probe 2 | 398 | 89 | | 35 |
| **Mittelwert** | **395,5** | **304** | **14** | **79,5** |

Quelle: (Hippler 2013)

## A.18 Anlage zu Kapitel 2.39 - Zellstoff- und Papierproduktion (IED 6.1)

**Tabelle 317: Quecksilberkonzentrationen in Abfällen der Zellstoff- und Papierproduktion**

| Abfallart | Anzahl Proben | Minimum [mg/kg TS] | Median [mg/kg TS] | Mittelwert [mg/kg TS] | Maximum [mg/kg TS] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 030305 De-inking-Schlämme aus dem Papierrecycling | 9 | 0,02 | 0,1 | 0,11 | 0,2 | (ABANDA 2017) |
| 030305 De-inking-Schlämme aus dem Papierrecycling | 21 (1) | 0,01 | 0,06 | 0,12 | 1,24 | (MUNLV NRW 2015) |
| 030305 De-inking-Schlämme aus dem Papierrecycling | k. A. | k. A. | k. A. | < 0,1 | k. A. | (PP BREF 2015) |
| 030305 De-inking-Schlämme aus dem Papierrecycling | k. A. | k. A. | k. A. | 0,08 | k. A. | (PP BREF 2015) |
| 030305 De-inking-Schlämme aus dem Papierrecycling | k. A. | 0,1 | k. A. | k. A. | 0,89 | (PP BREF 2015) |
| 030307 Mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappabfällen („Spuckstoffe“) | 8 | 0,06 | 0,155 | 0,15 | 0,24 | (ABANDA 2017) |
| 030307 Mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappabfällen („Spuckstoffe“) | 98 (2) | 0,001 | 0,11 | 0,12 | 0,85 | (MUNLV NRW 2015) |
| 030307 Mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappabfällen („Spuckstoffe“) | 47 | < 0,2 | < 0,2 | < 0,2 | < 0,2 | (Flamme 2000) |
| 030308 Abfälle aus dem Sortieren von Papier und Pappe für das Recycling | 1 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | (ABANDA 2017) |
| 030308 Abfälle aus dem Sortieren von Papier und Pappe für das Recycling | 5 (3) | 0,01 | 0,02 | 0,04 | 0,10 | (ABANDA 2017) |
| 030310 Faserabfälle, Faser-, Füller- und Überzugs-schlämme aus der mechanischen Abtrennung | 123 | 0,01 | 0,11 | 0,28 | 4,0 | (ABANDA 2017) |
| 030310 Faserabfälle, Faser-, Füller- und Überzugs-schlämme aus der mechanischen Abtrennung | 81 (4) | 0,005 | 0,05 | 0,21 | 4,42 | (MUNLV NRW 2015) |
| 030310 Faserabfälle, Faser-, Füller- und Überzugs-schlämme aus der mechanischen Abtrennung | k. A. | k. A. | k. A. | 0,30 | k. A. | (Lederer et al. 2015) |

| Abfallart | Anzahl Proben | Minimum [mg/kg TS] | Median [mg/kg TS] | Mittelwert [mg/kg TS] | Maximum [mg/kg TS] | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 030311 Schlämme aus der betriebseigenen Abwasser-behandlung ohne 030310 | 2 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | (ABANDA 2017) |

(1) 14 von 21 < NWG; (2) 66 von 98 < NWG; (3) 4 von 5 < NWG; (4) 42 von 81 < NWG;

## A.19 Ergebnisse weiterer eigener Feststoffmessungen

**Tabelle 318: Quecksilberkonzentrationen aus mineralischen Düngestoffen mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes19 | Düngekalk, Kalk 80 | Kalkstein | <0,006 |
| 2 | Koes20 | Düngekalk, Kalk 80 | Kalkstein | 0,007 |
| 3 | Koes23 | PK Dünger, PK20+30 | PK20+30 | 0,012 |
| 4 | Koes22 | Triplesuperphosphat, TSP45 | Phosphat | 0,026 |
| 5 | Koes21 | Teilaufg Rohphospat, P40 | Rohphosphat | 0,039 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,012 |
| | | | Mittelwert | 0,017 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 0,039 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS) berücksichtigt.

**Tabelle 319: Quecksilberkonzentrationen in weiteren Stoffen mit statistischer Auswertung (eigene Analysen)**

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Koes25 | Danamol | Diatomenerde | 0,036 |
| 2 | Koes26 | Diatobon | Diatomenerde | 0,007 |
| 3 | Koes53 | Erdgas Schwefel | Schwefel | <0,006 |
| | | | | |
| 5 | koes58 | CH1177, feucht | BaSO4 | 0,048 |
| 6 | Koes61 | Barytkonzentrat | BaSO4 | 0,470 |
| 7 | Koes59 | L25, Endprodukt | CaF2 | 0,021 |
| 8 | Koes60 | Fluoritkonzentrat | CaF2 | 0,012 |

| Probe Nr. | Probenkürzel | Bezeichnung | Stoff | Messwert [mg/kg TS] |
|---|---|---|---|---|
| 9 | K14 | Perlit grob, Baustoff | Perlit | <0,006 |
| 10 | K15 | Vermikulit, Baustoff | Vermikulit | 0,013 |
| 11 | K13 | Perlit hell, Baustoff | Perlit | <0,006 |
| 12 | K12 | Microlit, Adsorber | Zeolith | <0,006 |
| 13 | K17 | Chabasit, Adsorber | Zeolith | <0,006 |
| 14 | K18 | Clinoptilolit, Adsorber | Zeolith | 0,015 |
| | | | **Stat. Auswertung*** | |
| | | | Median | 0,013 |
| | | | Mittelwert | 0,051 |
| | | | Minimum | 0,003 |
| | | | Maximum | 0,470 |

* Lag der Messwert unter der Bestimmungsgrenze von 0,006 mg/kg TS, wurde als Messwert die halbe Bestimmungsgrenze (0,003 mg/kg TS) berücksichtigt.

# 3 Literaturverzeichnis

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, zuletzte 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 (2018) (Hg.): 190805 (6075) Schlämme aus der Behandlung von kommunalem Abwasser

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.

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. Forschungszentraum 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-Ver_ffentlichung_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 Fred 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. Northest 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. Northest 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. Northest 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. SafeGuardTM 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 ob 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 Companry, 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 Companry, 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 technlogy at Wietersdorf plant. Ecra European Cement Reseach 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 Berichtentwurf, 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 Kehrichtverbrennungsanlagen - 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 - Grundschema. 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 - Satus Quo und Entwicklungstendenzen der Mechanisch-Biologischen-(Rest)-Abfallbehandlung (MBA). Hg. v. DWA Deutsche vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfäll e.V. Hennef.

Bansal, Neetu; Vaughan, James; Boullemant, 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 201cc

BDSV (2012): BVT Merkblatt BREF für Großschredderanlagen - Standpunkt der deutschen Schredderwirtschaft. Bundesverband Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V. (BDSV), 6.12.2012; 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 Associ-ations 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.

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, E-mail 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 Industrieklläranlagen. Pers. Mitteilungen an P. Gebhard (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 Geowissenschaftn 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-Fernwärmeversorgungsgenossenschaft 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. Tagungbeitrag. 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-klaerschlamm/393-eaa13 .

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.

BMWI (2019): Kommission "Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung". Abschussbericht. 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.

BMWI (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): Zementmerkblatt. Zemente und ihre Herstellung. Informationszentrum Beton GmbH. Erkrath. Online verfügbar unter https://www.beton.org/fileadmin/beton-org/media/Dokumente/PDF/Service/Zementmerkbl%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 PP (2015): JRC Science and Policy Reports: Merkblatt über die Besten Verfügbaren Techniken (BVT) für die Herstellung von Zellstoff, Papier und Karton (teilweise ins Deutsche übersetzte Fassung). Richtlinie über Industrieemissionen 2010/75/EU (integrierte Vermeidung und Verminderung von Umweltverschmutzung), Joint Research Centre (JRC), Europäische Kommission, Sevilla. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/367/dokumente/papier_ue_s.pdf, zuletzt geprüft am 20.10.2020

BREF REF (2015): JRC Science and Policy Reports: Merkblatt über die Besten Verfügbaren Techniken (BVT) für das Raffinerieren von Mineralöl und Gas. Richtlinie über Industrieemissionen 2010/75/EU (integrierte Vermeidung und Verminderung von Umweltverschmutzung), Joint Research Centre (JRC), Europäische Kommission, Sevilla. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/beste-verfuegbare-techniken/sevilla-prozess/bvt-merkblaetter-durchfuehrungsbeschluesse, zuletzt geprüft am 20.10.2020

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. e-mail 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, 3. April 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 et al. (2009): 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 Glas (2020): Prozessschema, Email an Ökopol, Bundesverband Glasindustrie, Düsseldorf, 11.11.2020.

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), 21.05.2015.

Cabot Corporation (2019): Information zu Aktivkohlen, Pers. Mitteilung an C. Tebert (Ökopol), Cabot Corporation, Schaffhausen (Schweiz), 20.02.2019.

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 30.04.2020.

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 (Ökopol), 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 18.03.2016.

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, 25.08.2008. Online verfügbar unter http://www.proceedings.com/05874.html, zuletzt geprüft am 18.03.2016.

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 http://www.aecomprocesstechnologies.com/wp-content/uploads/2012/12/Near-and-Long-Term-Options-for-Controlling-Mercury.pdf, zuletzt geprüft am 18.03.2016.

Chaucherie, J.; Vosteen, B.; Berg, P. (2014): Mercury emissions control in two hazardous waste incineration plants with dry and semi-dry gas cleaning. Vortrag, VDI Wissensforum. Düsseldorf, 15.04.2014.

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 Téchnico 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): e-mail 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 - Fach-serie 4 Reihe 3.1 - 2016. Hg. v. Statistisches Bundesamt. Online verfügbar unter https://www.Destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/IndustrieVerarbeitendesGewerbe/Konjunkturdaten/ProduktionJ2040310127004.html, zuletzt geprüft am 30.05.2017.

Destatis (2017a): Brennstoffeinsatz für Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung nach Energieträgern. Statistisches Bundesamt; per e-mail zur Verfügung gestellt am 12.7.2917.

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/klaerschlamm-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/, 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 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.

DIN EN ISO 17852 (2008): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Quecksilber. Verfahren mit-tels Atomabsorptionsspektometrie (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 Atomabsorptionsspektometrie (AAS) mit und one Anreicherung (ISO 12846: 2012); Deutsche Fassung EN ISO 12846: 2012. Berlin.

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 Drehhof 8, Zementwerk Lengerich. Münster.

Dyckerhoff GmbH (2017): Zukunftstinvestitionen 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 un-ter 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 Immissionsschutztage. 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_ab_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 NOx 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 Parlamants und des Rates vom 22. Oktober 2008 über das Verbot der Ausfuhr von metallischem Quecksilber und bestimmtenQuecksilberverbindungen 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.

Enzyclopedia 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=000000000001010349, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

Esser-Schmittmann, W. (2012): Quecksilberabscheidung aus Feuerungsprozessen mittels Chemisorption an Aktivkohle und anderen Sorbentien. Berliner Planungs- und Imissionsschutzkonferenz, 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, p.84), geändert durch Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates.
In: ABl. (L226), S. 1, 24.8.2013. Online verfügbar unter http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A32013L0039, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

EU 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

European Commission (Hg.) (2010): Reference Document on Best Available Techniques in the cement, lime and magnesium oxide manufacturing industries.

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.

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

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

Evonik (2013): Environmentally Friendly Separation of Heavy Metals from Wastewater, TMT15. Internetpubikation. 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, 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. 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): Umwelterklaerung 2013. ESF Elbe Stahlwerke Feralpi GmbH; EDF Elbe Dahtwerke Feralpi GmbH. Riesa.

Feralpi Stahl (2016): Umwelterklaerung 2016. ESF Elbe Stahlwerke Feralpi GmbH; EDF Elbe Dahtwerke Feralpi GmbH; Feralpi Drahthandel GmbH; Feralpi Logistk 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-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 30.04.2020.

Flamme, S. (2002): Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen - Ableitung von Maßnahmen zur umweltverträglichen Verwertung. vom Fachbereich Bauingeniuerwesen 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 envi-ronment. 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. e-mail an Peter Gebhardt.

GAA Hannover (2017b): Übermittlung von Daten zu Hg im Feststoff der Deponiefraktion einer MBA, 06.10.2017. e-mail.

GAA-CUX (2017): Quecksilber-Abfallmenge (2014 - 2016) und Entsorgungsweg. Email an C. Tebert (Ökopol), Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Cuxhaven, 19. Juni 2017

GAA-LG (2017a): AOS-Deponieschlamm-Menge und Wassergehalt (2014 - 2016). Email an C. Tebert (Ökopol), 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 (Ökopol), 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.mcilvainecompany.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 kohlebefeuerten Kraftwerken. Merkblatt zur Schadenverhütung. Hg. v. Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV). Online verfügbar unter http://www.vds-industrial.de/fileadmin/vds_publikationen/vds_3446_web.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020.

Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV) (Hg.) (2005): Einsatz von Ersatzbrennstoffen in kohlebefeuerten Kraftwerken. Merkblatt zur Schadenverhütung. Online verfügbar unter http://www.vds-industrial.de/fileadmin/vds_publikationen/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 Sulfitoxidation in Rauchgasentschweflungsanlagen. VGB Kraftwerkstechnik 8/2000, S. 75-80.

Gyptech: Angaben zur Kapazität von Gipsproduktionsanlagen. Gyptech GmbH. Online verfügbar unter https://gyptech.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

Harraß, R.; Schäfer, S.; Hoenig, V. (2018): Mercury in the German cement industry - a balance. Cement International 6/2018, S. 51-61

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.

Hegemann, S., Küppers, A., Zotz, F., Potrykus, A. (2018): Fachliche Beratung im Vorfeld des Inkrafttretens der Minamata-Konvention über Quecksilber sowie bei deren anschließender Umsetzung in EU- und nationales Recht. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Forschungskennzahl 3716 62 421 0, August 2018. Online verfügbar unter: https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pools/Forschungsdatenbank/fkz_3716_62_421_minamata_konvention_bf.pdf, zuletzt geprüft am 12.11.2020

Heidecke, P., Six, J., Lehrmann, F. (2018): Stand der Klärschlammtrocknung und Klärschlammverbrennung in Deutschland. Korrespondenz Abwasser, Abfall, 2018 (65) Nr. 7. Online verfügbar unter: https://www.klaerschlamm-mv.de/wp-content/uploads/2018/10/KA-08-2018-Kl%C3%A4rschlammtrocknung.pdf, zuletzte geprüft am 28.10.2020

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 Adsorbenzien zur Emissionsminderung von Quecksilber im Drehofenabgas, 26.5.2014.

Hein, K. R. G.; Unterberger, S. (2000): Quecksilber und seine Verbindungen bei der Abfallverbrennung. Institut für Dampfkesselwesen (IfK), Universität Stuttgart. Hg. v. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

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.

Heinig, H (2007): Sicherung der Energieversorgung für den Industriestandort Premnitz durch die energetische Verwertungsanlage für Ersatzbrennstoffe (EVE). Erschienen in: Thomé-Kozmiensky / Beckmann, Energie aus Abfall, Band 3, Neuruppin, 2007

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. Veröffentlichungsnr: 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.

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. Frank-furt/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. InformationsZentraum Beton GmbH. Erkrath. Online verfügbar unter https://www.beton.org/fileadmin/beton-org/media/Dokumente/PDF/Service/Zementmerkbl%c3 %a4tter/B1.pdf, zuletzt geprüft am 12.10.2017.

INNOVATHERM: Stromerzeugung aus Klärschlamm. Lünen. Online verfügbar unter http://innovatherm.eu/stromerzeugung-aus-klaerschlamm/, 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.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.

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.

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.: 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, Randolf (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 - Herausforderun-gen, 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.; Nasseri, S.; Ganjali, M. R.; et al (2018): Selective removal of mercury(II) from water using a 2,2-dithiodisalicylic acid-functionalized graphene oxide nanocomposite: Kinetic, thermodynamic, and reusability studies. In: Journal of Molecular Liquids, 2018 (265), S. 189–198.

Kikkawa, H. (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 (Schritenreihe 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 Téchnico 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, 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.

Koehler Energy Group (o.J.): B E B - Bio Energie Baden GmbH - Schema: Block I: Übersicht - Fließbild Wirbelschichtfeuerung. Online verfügbar unter http://www.koehlerenergy.com/kre/b-e-b/, zuletzt geprüft am 18.3.2020

Köhler; D; Layer, G.; Schwaiger, K. (1996): Ganzheitliche energetische Bilanzierung der Energiebereitstellung (GaBiE). Teil IV Energetische Untersuchung eines Braunkohlekraftwerkes. Hg. v. Bayrische Forschugsstiftung PreussenElektra. Forschungsstelle für Energiewirtschaft. München.

Köser, H. (2017a). Otto-von-Guericke Universität Magdeburg, Abschätzung

Köser, H. (2017b). Otto-von-Guericke Universität Magdeburg, persönliche Mitteilung

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 ver-gleichende 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. (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. (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.; 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.; Gruber-Waltl (2016): Einflussmöglichkeiten auf die Quecksilberabscheidung in Stein- und Braunkohlekraftwerken. VDI-Fachkonferenz. VDI. Düsseldorf, 14.04.2016.

Krebs, T. (2007): Aktivkohlen - Sorten und Anwendungen. Thomas Krebs Umwelttechnische Anlagen, Stadtallendorf, 2007. Online verfügbar unter https://shop.tk-u.de/media/files_public/hxjfkkoo/AK_Info.pdf, zuletzt geprüft am 30.4.2020.

Krüger, O.; Adam, C. (2014): Monitoring von Klärschlammmonoverbrennungsaschen hin-sichtlich 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 Her-stellung von Stuckgips und Gipsbauplatten – Labor- und Betriebsuntersu-chungen. 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. Nvember 2003

Länder (2016): Zusammenstellung der IED-Überwachungspläne von 16 Bundesländern, Ökopol, 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.; Fellner, J. (2015): MVA-Flugaschenrecycling in der Zementindustrie und deren Auswirkung auf Metallgehalte 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'), 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 Queck-silberworkshop 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. Marine Chemist Association; Online verfügbar unter https://www.marinechemist.org/mercury.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2020

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, Z.; Li, C.; Sriram, V.; Lee, J.-Y.; Brewe, D. (2016): XANES Study of elemental mercury oxida-tion 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.

Liu, Y.; Wang, Q.; Zhang, J. (2017): Simultaneous removal of Hg0 and SO2 from flue gas using vacuum ultravilet radiation combining with absorption of urea solution. In: International Journal of Coal Geology 170, 2017, S. 41–47.

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 Aufgabeort 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 (Probebetrieb 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/m$^3$ 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, 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.; Higgens, 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.; 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.afssociety.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 FUR 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 Rostfeurung 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 – Schadstoffsenke 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.

Nowak (2020): Mitteilungen von Frau Nowak, Umweltbundesamt in Dessau an Peter Gebhardt vom 20.10.2020

Novinda (2013): Novinda Amended Silicates AS-HgX Determined to be Non-Explosive in Certified Labo-ratory Test, Novinda, 11/2013. Online verfügbar unter http://www.novinda.com/news/category/whitepapers/, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

Novinda (2014): Novinda Receives R&D 100 Award for Mercury Emission Control Product. Novinda, Denver, 17.2.2014. Online verfügbar unter http://www.businesswire.com/news/home/20140711005511/en/Novinda-Receives-100-Award-Mercury-Emission-Control#.VWsM_Eazq6M, zuletzt geprüft am 18.3.2016.

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. Germnay. 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.; Zunzer, 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.

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.

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. pers. Mitteilung an G. Dehoust, Dorsten, 18.06.2019.

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, August 2007. Online verfügbar unter: http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/groups/allPersonsActive/public/Projektberichte/NetLZD-Baustoffe_S04_v03_2007.pdf, zuletzt geprüft am 7.10.2020

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.

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 30.10.207.

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 (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

PRTR (2020): Daten aus dem Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister. Umweltbundesamt (Hg.), Dessau-Roßlau, 2020. Online verfügbar unter https://www.thru.de/thrude/, zuletzt geprüft am 30.10.2020.

PWT (2015): Firma PWT Wasser- und Abwassertechnik GmbH. Pers. Mitteilungen an P. Gebhardt, Öko-Institut, 16.6.2015.

Rallo, M., Lopez-Anton, M. A., Perry, R., Maroto-Valer, M. M. (2010). Mercu-ry 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.recylex.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 Helmholz-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, Natur-schutz 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.

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 (2020): Information zu gütegesicherten Ersatzbrennstoffen.Email an P. Gebhardt, Remondis, Köln, 08.10.2020.

Remondis QR (2020a): Prozessbeschreibung der Drehrohrdestillation am Remondis QR Standort in Dorsten. Remondis QR. Online verfügbar unter https://www.remondis-qr.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-qr.de/fileadmin/user_upload/nqr/downloads/Anlagenbeschreibung_deu_HgS_RE%20QR_160406.pdf, zuletzt geprüft am 07.05.2020

Rentz, 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, Otto; Hähre, Stephan; Schultmann, Frank (1999a): Report on Best Available Techniques (BAT) in German Zinc and Lead Production, Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DFIU), 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; 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, Otto; Krippner, Martin; Hähre, Stephan; Schultmann, Frank (1999c): Report on Best Available Techniques (BAT) in Copper Production, Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DFIU), Universität Karlsruhe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 109 05 006, Karlsruhe, March 1999. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/report-on-best-available-techniques-bat-in-copper, zuletzt geprüft am 26.10.2020.

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-Merkblättern. 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.wbcsdcement.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.; Pohořelýa, 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. Uniterra. Berlin. Online verfügbar unter http://www.uniterra.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 Baunkohlestaub (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, Illionois, 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 Cincinati. Cincinati. 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 Quecksiber-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 Instititute. 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 Ökopol. 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 %B6 (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 %B6 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): Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd zum Einsatz von Schwefelsäure bei der BASF, e-mail an Peter Gebhardt, 06.11.2017.

Shock, S. S., Noggle, J. J., Bloom, N., Yost, L. J. (2009). Evaluation of po-tential for mercury volatilization from natural and FGD gypsum products us-ing 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 Annahmebedingungen, 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 29.10.2020.

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. Würz-burg, 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 24 (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 Fertigteiltechnik 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/rohoelimport-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 Klärschlamms 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.

Statitisches Bundesamt (12.12.2016): 64 % des Klärschlamms 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 Ökopol, 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 desulfuri-zation (FGD) gypsum. Fuel, 125, 66-72.

Sun, M., Cheng, G., Lu, R., Tang, T., Baig, S. A., Xu, X. (2014b). Characteri-zation of Hg 0 re-emission and Hg 2+ leaching potential from flue gas desul-furization (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, Ökopol. VDI-Fachkonferenz "Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen". VDI-Wissensforum. Düsseldorf, 15.4.2015.

Tebert, C. (2015b): Quecksilber-Emissionen aus Kohlekraftwerken. Auswertung der EU-Schadstoffregistermeldungen nach einer Idee der BZL GmbH. Ökopol, Hamburg.

Tebert, Christian; Volz, Susanne; Gebhardt, Peter; Dehoust, Günter; Kremer, Peter (2016a): Gutachten im Rahmen der Entwicklung einer medienübergreifenden Quecksilberminderungsstrategie für Nordrhein-Westfalen. Ökopol/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.

Tebert, C., Volz, S., Töfge, K. (2016b): Ermittlung und Aktualisierung von Emissionsfaktoren für das nationale Emissionsinventar bezüglich kleiner und mittlerer Feuerungsanlagen der Haushalte und Kleinverbraucher, Endbericht. FKZ 3712 42 313-2, Umweltbundesamt (Hg.), Dessau-Roßlau, Mai 2016. Online verfügbar unter https://oekopol.de/src/files/2016_UBA_OeKOPOL_Emissionen-Kleinfeuerungsanlagen.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 Ersatzbrennstofen 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.

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 (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. 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 30.10.2020.

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. Projektauftakttreffen, 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_klaerschlamm_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 (2020): Altfahrzeuge. Internetinformation. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/produktverantwortung-in-der-abfallwirtschaft/altfahrzeuge#altfahrzeuge-in-deutschland zuletzt geprüft am 30.4.2020.

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_AnnexIII_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://clu-in.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_interractif.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 Protec-tion 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 26.10.2020.

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.

VDP (2017): Leistungsbericht Papier 2017 - Die Papierindustrie in Zahlen - National und international. Verband deutscher Papierfabriken e. V., Bonn.

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, 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 Sekundrärbrennstoffen 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.

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

Voestalpine (2000): LD-Verfahren. Kompendium zum interaktiven Programm „Abenteuer Stahl“. Voestalpine, Linz. Online verfügbar unter http://www.oocities.org/tego3/Stahlerzeugung.pdf, zuletzt geprüft am 26.10.2020.

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

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.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-appicatons 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 Ökopol, 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.

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. Online verfügbar unter https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.04.029, zuletzt geprüft am 26.10.2020.

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. Online verfügbar unter https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.09.042, zuletzt geprüft am 26.10.2020.

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: Envirionm. 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 Developement. Conches-Geneva. Online verfügbar unter http://www.coprocem.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 (Ökopol). 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): Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Dessau-Roßlau, 01.01.2012.

Wiechmann, B.; Dienemann, C.; Kabbe, C.; Vogel, I.; Roskosch, A. (2013): Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Wiegelmann: Gipsfiebel (o.D.). Eigenschaften von Gips. Wiegelmann Dental. Online verfügbar unter http://www.wiegelmann.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 Pro-cessed 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 nachhaltien 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 irion and steel produktion 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.

Zellstoff Stendal (2017): Moderne Zellstoffproduktion - Einvirtueller Rundgang durch unseren Produktionsprozess. Zellstoff Stendal GmbH, Stendal, 2017. Online verfügbar unter https://www.zellstoff-stendal.de/produkte-ressourcen/produktionsprozess.html, zuletzt geprüft am 28.10.2020.

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. Tech-nische 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 Euipement Used for Natural Gas Production. Amounts, Specification, and Penetration Depth. Hg. v. 8th International Symposium on Oilfield Chemicals. RWE DEA Aktiengesellschaft für Mineraloel 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. Postdoc-toral Research Report. Beijing, China, 2015.

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.; Zahng, 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; 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, 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 Resi-dental 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, Ökopol, 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.