
Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

Ständiger Ausschuss

„Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

LAWA-AO



Handlungsempfehlung zur Ableitung der bis 2027 erreichbaren Quecksilberwerte in Fischen

LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung
Produktdatenblatt AO 17

Stand 24.05.2017

Die LAWA hat auf ihrer 154. Sitzung am 14./15.09.2017 das vorliegende Arbeitspapier zur Kenntnis genommen und den Ländern zur Anwendung empfohlen.

Bearbeitet im Auftrag des LAWA-AO durch eine Kleingruppe

Monika Schmidt,
Thüringer Ministerium für Umwelt, Energie und Naturschutz (Federführung)

Susan Zimmermann,
Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Energie des Landes Sachsen-Anhalt

Beate Zedler,
Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz

Dr. Ulrike Düwel,
Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen

Ilka Carls,
Behörde für Umwelt und Energie Hamburg

Dr. Peter Lepom,
Umweltbundesamt

Iris Krippenstapel
Flussgebietsgemeinschaft Weser

Matthias Wolf,
Flussgebietsgemeinschaft Elbe

Dr. Clemens Engelke,
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern

INHALTSVERZEICHNIS

1	Veranlassung	7
2	Aktuelle Quecksilberbelastung von Fischen aus deutschen Fließgewässern und Seen sowie zeitliche Trends der Belastung	9
2.1	Datengrundlage	9
2.2	Generelle Aussagen zur Einordnung von Befunden	11
2.2.1	Datenkollektiv	11
2.2.2	Einflussgrößen	12
2.2.3	Umrechnungsfaktoren	14
2.2.4	Messstellen unterhalb der Quecksilbernorm	16
2.3	Aktuelle Trends der Quecksilberbelastung von Fischen aus deutschen Fließgewässern (Filetwerte)	16
2.4	Quecksilberbelastung in Fisch in anderen EU Mitgliedsstaaten	21
3	Aktuelle Quecksilberbelastung von Schwebstoffen aus deutschen Fließgewässern sowie zeitliche Trends der Belastung	22
4	Ursachen für die Verfehlung der Umweltqualitätsnorm für Quecksilber	27
4.1	Aktuelle Eintragspfade in die Gewässer	27
4.1.1	Eintragsregime Luft – Wasser; Eintragspfade „urbane Gebiete“ und „atmosphärische Deposition“	31
4.1.2	Eintragsregime Luft – Boden - Wasser; Eintragspfade „Erosion“, „Grundwasser“, „Oberflächenabfluss“, „Dränagen“	41
4.1.3	Eintragsregime Direkteinleitungen – Eintragspfade „Industrie direkt“, „Kommunale Kläranlagen“, „Historischer Bergbau“	42
4.2	Belastungen aus Sedimenten	44
4.2.1	Hot-Spots quecksilberbelasteter Sedimente	44
4.2.2	Einfluss der Sedimentverhältnisse auf die Hg-Anreicherung in Biota	44
4.3	Zusammenfassung Belastungsursachen	45
5	Trend-Prognosen als Grundlage zur Ableitung eines Bewirtschaftungszieles	46
5.1	Entwicklung der Quecksilberfrachten über die verschiedenen in MoRE dargestellten Eintragspfade	46
5.1.1	Eintragsregime Luft – Wasser; Eintragspfade „urbane Gebiete“ und „atmosphärische Deposition“	46
5.1.2	Eintragsregime Luft – Boden – Wasser; Eintragspfade „Erosion“, „Grundwasser“, „Oberflächenabfluss“, „Dränagen“	47
5.1.3	Eintragsregime Direkteinleitungen – Eintragspfade „Industrie-gewerblich“, „Kommunal“, „historischer Bergbau“	47
5.1.4	Vorbelastung durch den Oberlieger	48
5.2	Entwicklung der Sedimentbelastung aufgrund eines gezielten	

Sedimentmanagements	48
5.3 Wirkung der Änderungen der Gewässer- und Sedimentbelastung auf Fische	50
6 Handlungsansätze zur Minderung der Quecksilberbelastung	51
6.1 Handlungsansätze zur Minderung der natürlichen, historischen und globalen luftbürtigen Quecksilberbelastungen	51
6.2 Handlungsansätze zur Minderung der aktuellen anthropogenen luftseitigen Quecksilberemissionen aus Anlagen im Flusseinzugsgebiet	51
6.3 Handlungsansätze zur Minderung der boden- und grundwasserbürtigen Quecksilbereinträge in die Gewässer des Flusseinzugsgebietes	53
6.4 Handlungsansätze zur Minderung der Einträge aus „urbanen Flächen“	53
6.5 Handlungsansätze zur Minderung der Direkteinträge in die Gewässer	54
6.6 Handlungsansätze in Bezug auf Sedimente	54
6.7 Zusammenfassung der Handlungsansätze	55
7 Methode zur Ableitung erreichbarer Quecksilberwerte in Fischen bis 2027	56
7.1 Generelle Vorbemerkungen	56
7.2 Schema zur Prognose erreichbarer Hg-Werte in Fischen	57
7.3 Fallbeispiel Elbe – Anwendung des Fließschemas Fallbeispiel Elbe	58
7.4 Weitere Handlungsschritte	60
7.4.1 Forschungsbedarf	60
7.4.2 Ermittlung der Effekte der globalen Quecksilberreduktion	60
7.4.3 Nutzung des Maßnahmentools von MoRE	60
7.5 Fazit	61
Anhang 1: Quecksilber in Fisch 2013-2015	66
Anhang 2	68
Anhang 2.1. Globale, natürliche und historische bedingte Quecksilberbelastungen der Luft	68
Anhang 2.2. Aktuelle anthropogene luftseitige Quecksilberemissionen aus Anlagen im Flusseinzugsgebiet	70
Anhang 2.3. Bodenbürtige Eintragspfade und Grundwasser	76
Anhang 2.4. Sedimentmanagement	80
Anhang 2.5. Eintragspfad urbane Flächen	85
Anhang 2.6. Direkteinleitungen und Oberlieger	86
Anhang 3: Relevante luftseitige Quecksilberemittenten gemäss PRTR für 2014	95
Anhang 4: Fallbeispiel Elbe	97

1 VERANLASSUNG

Für den guten chemischen Zustand ist für Quecksilber eine Umweltqualitätsnorm (UQN) von 20 µg/kg in Fisch einzuhalten. Diese UQN hat das Ziel fischfressende Spitzenprädatoren (z.B. Fischotter, Fischadler) zu schützen. Die Norm geht auf die Änderung der Richtlinie über Umweltqualitätsnormen (RL 2008/105/EG) aus dem Jahr 2013 zurück (RL 2013/39/EU), die mit der Oberflächengewässerverordnung vom 20.06.2016 in deutsches Recht umgesetzt wurde. Die deutschen Oberflächenwasserkörper überschreiten die UQN für Quecksilber flächendeckend. Selbst in von Menschen relativ unbeeinflussten Gebieten liegt die Quecksilberkonzentration zum Teil oberhalb der UQN.

Die Vollversammlung (VV) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Wasser (LAWA) hat sich daher für einen bundeseinheitlich abgestimmten Umgang mit dem ubiquitären Stoff Quecksilber ausgesprochen. Bereits für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne hat die LAWA hierzu einheitliche Texte für die Begründungen von Fristverlängerungen entwickelt. Diese sind mit dem Produktdatenblatt „PDB WRRL – 2.1.5“ des LAWA- Ausschusses Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA AO) veröffentlicht. Eine Schlussfolgerung des Produktdatenblattes ist, dass Quecksilberquellen, -verbleib, -transporte und -trends noch nicht umfassend geklärt sind. Daher wird eine Überwachung der Quecksilberbelastung in besonders exponierten Gebieten angeregt. Zudem wird vorgeschlagen, auf Grundlage dieser Ergebnisse einheitliche Vorgaben für die Inanspruchnahmen von Ausnahmen gemäß §29 (3) (Fristverlängerung) oder §30 (weniger strenge Umweltziele) Wasserhaushaltsgesetz (WHG) für den dritten Bewirtschaftungszeitraum zu erarbeiten.

Die 148. LAWA VV hat daher den LAWA AO beauftragt, mit der Abstimmung zur Ableitung abweichender Bewirtschaftungsziele zu beginnen, der 152. LAWA VV einen Vorschlag und der 154. LAWA VV den Endbericht vorzulegen.

Auf seiner 45. Sitzung hat der LAWA AO beschlossen, eine Kleingruppe zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele einzurichten und ein Produktdatenblatt zu erarbeiten.

Als wesentliche fachliche Grundlage für die Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Gewässer liegt ein Bericht über den *„Kenntnis- und Diskussionsstand betreffend Quecksilberbelastungen in Gewässern und diesbezüglicher Relevanz luftbürtiger Quellen“* der Ad-hoc-Arbeitsgruppe aus Vertretern der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) und der LAWA vor. Die Ergebnisse dieses Berichts sind – in aktualisierter Form – maßgeblich in die Bearbeitung des Produktdatenblattes eingegangen. Die LAWA-VV hat den Bericht auf ihrer 152. Sitzung in Berlin verabschiedet und auf ihrer Website (www.lawa.de) veröffentlicht.

Eine weitere wichtige Grundlage für ein harmonisiertes Vorgehen liefert das LAWA-Produktdatenblatt 2.4.4 „Handlungsempfehlungen für die Ableitung und Begründung weniger strenger Bewirtschaftungsziele“, das die für die Begründung von weniger

strengen Bewirtschaftungszielen notwendigen Arbeitsschritte ausweist. Das Produktdatenblatt PDB 2.7.11 der LAWA für die Festlegung weniger strenger Bewirtschaftungsziele, die den Zustand der Wasserkörper betreffen, enthält zudem entsprechende Textbausteine.

2 AKTUELLE QUECKSILBERBELASTUNG VON FISCHEN AUS DEUTSCHEN FLIESSGEWÄSSERN UND SEEN SOWIE ZEITLICHE TRENDS DER BELASTUNG

2.1 Datengrundlage

Die Untersuchungen der Quecksilberbelastung von Fischen erfolgte anhand der Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2008/105/EG, geändert durch 2013/39/EU“ vom 27.10.2016 (RaKon IV.3, LAWA 2017). Um einen Überblick über die aktuelle Belastungssituation von Fischen mit Quecksilber (Hg) in Deutschland zu erhalten, wurden alle verfügbaren Daten der Bundesländer und des Bundes, die in den Jahren 2008 bis 2015 erhoben wurden, einer statistischen Auswertung unterzogen. Es handelte sich dabei um Ergebnisse von Messungen, die im Rahmen der Gewässer- und Lebensmittelüberwachung sowie der jährlichen Probenahmen der Umweltprobenbank des Bundes durchgeführt wurden. Darüber hinaus wurden Ergebnisse von drei Sondermessprogrammen (Untersuchung von Schadstoffen in sächsischen Trinkwassertalsperren 2013, Untersuchung von Schadstoffen in sächsischen Fließgewässern 2014, Pilotstudie des Bundes am Stechlinsee 2014) in die Auswertung einbezogen. Lediglich für die Bundesländer Bremen, Brandenburg, Saarland und Rheinland-Pfalz lagen keine eigenen Ergebnisse von Hg-Messungen in Fisch vor. Neben der Hg-Konzentration wurden auch Informationen zu Gewässer, Probenahmestelle, Jahr der Probenahme, Fischart, Alter, untersuchtes Gewebe sowie biometrische Daten (Länge, Gewicht) erhoben.

Insgesamt standen 3060 Datensätze für die Auswertung zur Verfügung. Da sich fast alle Konzentrationsangaben auf Muskulatur (Filet) bezogen, beschränkte sich die Datenanalyse darauf. Für 123 Proben lag keine Information zum untersuchten Gewebe vor. Es wurde davon ausgegangen, dass es sich um Filet-Proben handelt.

Für 70 bzw. 9 Proben lagen auch Hg-Werte für Ganzfisch bzw. Leber vor. Diese Ergebnisse wurden nicht ausgewertet.

Weiterhin wurden 15 Datensätze von Flussbarschproben aus dem Roddersee in NRW aufgrund extrem hohen Hg-Konzentrationen (1.000 bis 2.800 µg/kg Frischgewicht (FG)) von der Auswertung ausgeschlossen.

Von den verbleibenden 2966 Ergebnissen basierten 2588 auf Einzelfischuntersuchungen und 398 auf Mischproben. Bei der Datenanalyse wurde nicht zwischen Einzel- und Mischproben unterschieden.

Bei Proben mit Ergebnissen kleiner als Bestimmungsgrenze (n=5) wurde das Ergebnis durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt.

Es wurden insgesamt 29 Fischarten beprobt und in fünf Fällen wurden mehrere Fischarten zu einer Mischprobe verarbeitet (Tabelle 1).

Die Datenanalyse beschränkte sich auf die im RAKON-Arbeitspapier IV.3 (LAWA 2017) für die Überwachung in Fließgewässern empfohlenen Fischarten Döbel, Rotaugen, Brassen, Bachforelle, Flussbarsch und Hecht. Dadurch reduzierte sich die Anzahl der in die Auswertung einbezogenen Datensätze auf 2123 (72%).

Die Daten wurden nach folgenden Gesichtspunkten analysiert:

- Wurden die Fische entsprechend der Empfehlungen des RAKON-Arbeitspapiers IV.3 beprobt?
- Gibt es eine Abhängigkeit der Hg-Konzentrationen von der Länge (bzw. dem Alter) der Fische?
- Gibt es eine Abhängigkeit der Hg-Konzentrationen von der Fischart bzw. der Trophiestufe der untersuchten Fische?
- Gibt es signifikante Unterschiede in der Belastung der Fische in einzelnen Flussgebieten?

Tabelle 1: Beprobte Fischarten (n=2966) 2008-2015.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Anzahl
Abramis brama	Brassen	562
Anguilla anguilla	Aal	354
Barbus barbus	Barbe	122
Blicca Bjorkna	Güster	4
Carassius carassius	Karausche	5
Carassius gibelio	Giebel	9
Chondrostoma nasus	Nase	40
Clupea harengus	Hering	1
Cyprinus carpio	Karpfen	12
Esox lucius	Hecht	205
Gobio gobio	Gründling	1
Hypophthalmichthys molitrix	Silberkarpfen	1
Hypophthalmichthys nobilis	Marmorkarpfen	3
Leuciscus aspius	Rapfen	92
Leuciscus idus	Aland	63
Leuciscus leuciscus	Hasel	23
Lota lota	Rutte	11
Oncorhynchus mykiss	Regenbogenforelle	7
Perca fluviatilis	Flussbarsch	227
Rutilus rutilus	Rotaugen	259
Salmo trutta	Bachforelle	153
Salvelinus alpinus	Seesaibling	2
Sander lucioperca	Zander	33
Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	8
Silurus glanis	Wels	10
Squalius cephalus	Döbel	717
Thymallus thymallus	Äsche	5
Tinca tinca	Schlei	11
Zoarces viviparus	Aalmutter	21
Mehrere Arten (Mischprobe)		5

Grau hinterlegt = nach RAKON-Arbeitspapier IV.3 empfohlene Arten für Fließgewässer

Prädatoren verzehren in der Regel eher kleinere Fische. Im vorliegenden Datensatz wurden aber überwiegend größere Fische untersucht. Daher wurden die Fische der Größenklassen, für die im RAKON-Arbeitspapier IV.3 ein Alter von 3-4 Jahren (3-5 Jahre bei Rotaugen) angegebenen ist, separat ausgewertet. Das entsprach ca. 20 % der 2123 Fischproben.

2.2 Generelle Aussagen zur Einordnung von Befunden

2.2.1 Datenkollektiv

Alle betrachteten Fischarten mit Ausnahme der Bachforelle zeigen eine Zunahme der Hg-Konzentration mit der Länge bzw. bei Mischproben mit der mittleren Länge der Fische. Dies ist in Abbildung 1 am Beispiel des Döbels dargestellt.

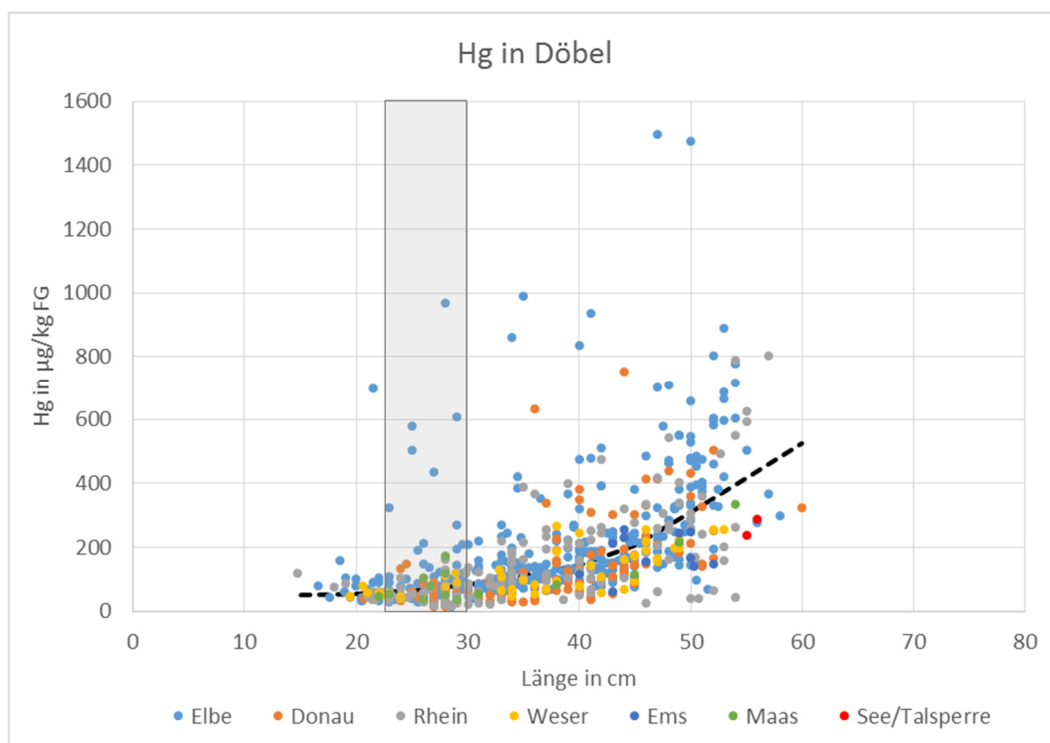


Abbildung 1: Abhängigkeit der Hg-Konzentration in Filet von Döbeln von der Länge; Grauer Kasten: Längenbereich der 3 - 4 Jährigen Fische nach RAKON-Arbeitspapier IV.3; Gestrichelte Linie: LOESS-Glättungsfunktion

Abbildung 2 zeigt, dass für alle Fischarten mit Ausnahme der Bachforelle die Hg-Konzentrationen der Fische, die nach den im RAKON-Arbeitspapier IV.3 für 3 - 4-jährige Fische genannten Längenvorgaben genommen wurden (R), signifikant niedriger waren (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,0001$) als bei Fischen, deren Länge außerhalb des RAKON-Größenbereiches lag (NR). Nur beim Brassen ist das Signifikanzniveau etwas niedriger ($p < 0,024$), was sich mit der geringen Anzahl von Fischen ($n=7$), die im RAKON-Längenbereich für 3 - 4(5)-jährige Fische lagen, erklärt. Darüber hinaus ist zu erkennen, dass die Hg-Konzentrationen in Raubfischen (Hecht, Flussbarsch) signifikant höher sind (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,0001$) als in Beutefischen (Döbel, Rotaugen, Brassen). Dieses Ergebnis spiegelt die

unterschiedlichen Trophiestufen der betrachteten Fischarten wider. Brassern, Rotaugen und Döbel haben ein trophisches Niveau von ca. 3 (2,7-3,1), während das trophische Niveau von Hecht und Flussbarsch im Bereich von 4 (4,4 bzw. 4,1) liegt.

In Tabelle 2 sind die statistischen Kenngrößen für die sechs Fischarten zusammengefasst. Daraus geht hervor, dass die 75. Perzentile der Hg-Konzentration für Fische des RAKON-Längensbereichs für 3 - 4(5) -jährige Fische der Trophiestufen 3 und 4 jeweils ähnlich sind und zwischen 79 und 107 µg/kg FG bzw. bei 182 und 207 µg/kg liegen. Die Bachforelle nimmt aufgrund ihrer Habitatansprüche und Ernährungsweise eine Sonderstellung ein. Die gemessenen Hg-Konzentrationen liegen in der gleichen Größenordnung wie bei Beutefischen, obwohl ihre Trophiestufe mit 3,4 zwischen der von Raub- und Beutefischen liegt.

Die Auswertung der Daten nach Flusseinzugsgebieten ist aufgrund der geringen Anzahl von Messwerten schwierig. Für das Einzugsgebiet der Elbe mit den meisten Daten zeigt sich das gleiche Bild wie bei der Auswertung über alle Flusseinzugsgebiete, d.h. signifikant niedrigere Hg-Konzentrationen bei allen Fischarten außer Bachforelle für Fische, die im RAKON-Längensbereich für 3 - 4(5) -jährige Fische liegen. Die Unterschiede zwischen Hecht/Flussbarsch (Trophiestufe 4) und Döbel/Rotaugen/Brassern (Trophiestufe 3) sind im Einzugsgebiet der Elbe ebenfalls hoch signifikant ($p < 0,0001$).

Bei der Gesamtbewertung der Ergebnisse muss beachtet werden, dass die Datenbasis relativ klein ist und Daten aus Sondermessprogrammen, die nicht spezifisch der Überwachung nach RL 2013/39/EU dienen, enthält.

2.2.2 Einflussgrößen

Die Aufnahme und Bioakkumulation von Hg in der Nahrungskette setzt die Bildung von Methylquecksilber (MeHg) durch Methylierung von Hg(II) voraus (Marvin-Disquale et al. 2009). Die Methylierung von Hg(II) in Süßwasser-Ökosystemen findet meist unter anaeroben Bedingungen, wie sie in Sedimenten und anoxischen hypolimnischen Wasserschichten in Seen vorkommen, durch Mikroorganismen, vor allem Sulfat-reduzierende Bakterien, statt. In gemäßigten Breiten sind Feuchtgebiete eine wichtige Quelle von MeHg für flussabwärts liegende Ökosysteme. Neben dem Hg(II)-Reservoir im Gewässer beeinflussen pH-Wert, Temperatur, Redox-Verhältnisse, DOC-, Sulfat- und Eisengehalt die Bildung von MeHg in Oberflächengewässern und damit indirekt die Bioakkumulation in Fischen. Darüber hinaus kann MeHg mikrobiell, photolytisch bzw. oxidativ demethyliert werden. Die Komplexität der Transformationsprozesse der verschiedenen Hg-Spezies sowie die Vielzahl der Faktoren, die die Bildung von MeHg im Gewässer beeinflussen, bringen es mit sich, dass die Entwicklung des Hg-Gehalts in Fischen nur extrem schwer zu prognostizieren ist (siehe auch Kapitel 7).

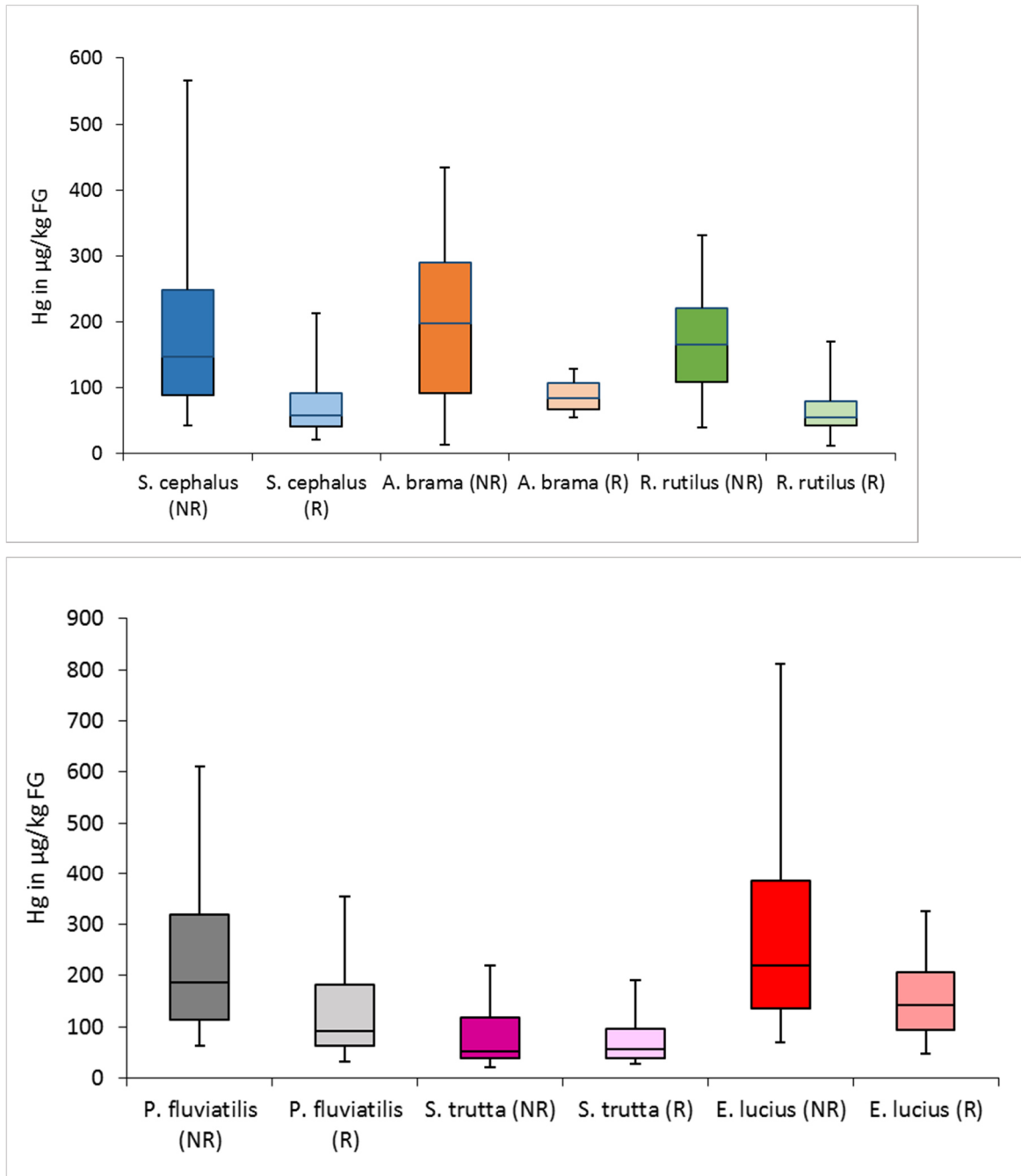


Abbildung 2: Box-Whisker-Plot (Box: Median, 1. und 3. Quartil, Whisker: 5. und 95. Perzentil) Hg in den im RAKON-Arbeitspapier empfohlenen Fischarten. R = RAKON-Längenbereich, NR = Außerhalb des RAKON-Längenbereichs für 3 - 4(5) -jährige Fische. Oben: Döbel, Brassen, Rotaugen. Unten: Flussbarsch, Bachforelle, Hecht.

Tabelle 2: Hg-Konzentrationen in µg/kg FG. Zusammenfassung der statistischen Kenngrößen. Min = Minimum, P5 = 5. Perzentil, P25 = 25. Perzentil, P75 = 75. Perzentil, P95 = 95. Perzentil, Max = Maximum. (R) = Längenbereich der 3 - 4 jährigen Fische nach RAKON-, (NR) außerhalb des Längenbereichs der 3 - 4(5) - jährigen Fische nach RAKON

Art	Anzahl	Min	P5	P25	Median	P75	P95	Max
Döbel (NR)	571	24	42	88	147	247	566	1495
Döbel (R)	146	15	20	41	58	91	213	966
Brassen (NR)	555	1	14	91	197	290	435	1185
Brassen (R)	7	55	55	68	83	107	128	130
Rotauge (NR)	184	5	39	108	165	219	332	517
Rotauge (R)	75	6	12	42	55	79	169	230
Flussbarsch (NR)	169	6	63	114	187	320	612	1187
Flussbarsch (R)	58	5	32	64	92	182	354	631
Hecht (NR)	147	30	70	135	219	384	811	2660
Hecht (R)	58	30	46	95	142	207	325	564
Bachforelle (NR)	73	4	21	39	52	118	219	341
Bachforelle (R)	80	13	27	38	56	96	190	280

2.2.3 Umrechnungsfaktoren

Die UQN für Hg in Fisch von 20 µg/kg FG hat das Ziel, fischfressende Prädatoren wie z.B. Fischadler oder Fischotter vor Sekundärvergiftungen zu schützen. Da Beutegreifer in der Regel den gesamten Fisch verzehren, sollte die Hg-UQN auf den Ganzfisch und nicht auf das Filet angewendet werden. In Deutschland wird Hg gemäß der Empfehlungen des RAKON-Arbeitspapiers IV.3 (LAWA 2017) meist im Filet untersucht.

Methyl-Quecksilber (MeHg) ist gut fettlöslich und damit zellmembrangängig und reichert sich aufgrund seiner hohen Affinität zu Thiol-Gruppen an. Dieses führt dazu, dass es in proteinreichem Filet sehr stark angereichert wird. Filet enthält in der Regel mehr Hg als andere Gewebearten. Wird Hg im Filet bestimmt, führt dies zu einer Überschätzung des Risikos für Prädatoren.

In der wissenschaftlichen Literatur wurden Regressionsmodelle beschrieben, die es erlauben, im Filet gemessene Hg-Konzentrationen auf Ganzfischkonzentrationen umzurechnen (Bevelheimer et al. 1997, Peterson et al. 2005, 2007). Das Umweltamt der USA (US EPA 1999) benutzte in ihrer nationalen Überwachung der Hg-Konzentrationen in Fisch einen empirischen Faktor von 0,7 und verwies auf Bevelheimer et al. (1997). Der gleiche Umrechnungsfaktor wurde auch für die Modellierung der nicht durch Menschen beeinflussten Hg-Konzentration in nordamerikanischen Süßwasserfischen (Hope und Louch 2014) benutzt. Im Anhang 6 des EU-Leitfadens Nr. 32 (EU 2014), der Empfehlungen zur Überwachung von Biota-UQN gibt, wird die

von Bevelheimer et al. (1997) vorgeschlagene Methode zur Umrechnung von Ganzfisch- auf Filetkonzentrationen ausführlich beschrieben. Peterson et al. (2005) haben für die USA ein Regressionsmodell auf der Basis von insgesamt 210 Wertepaaren von 13 Fischarten abgeleitet. Der sich daraus ergebende Umrechnungsfaktor von Filet auf Ganzfisch beträgt 0,62.

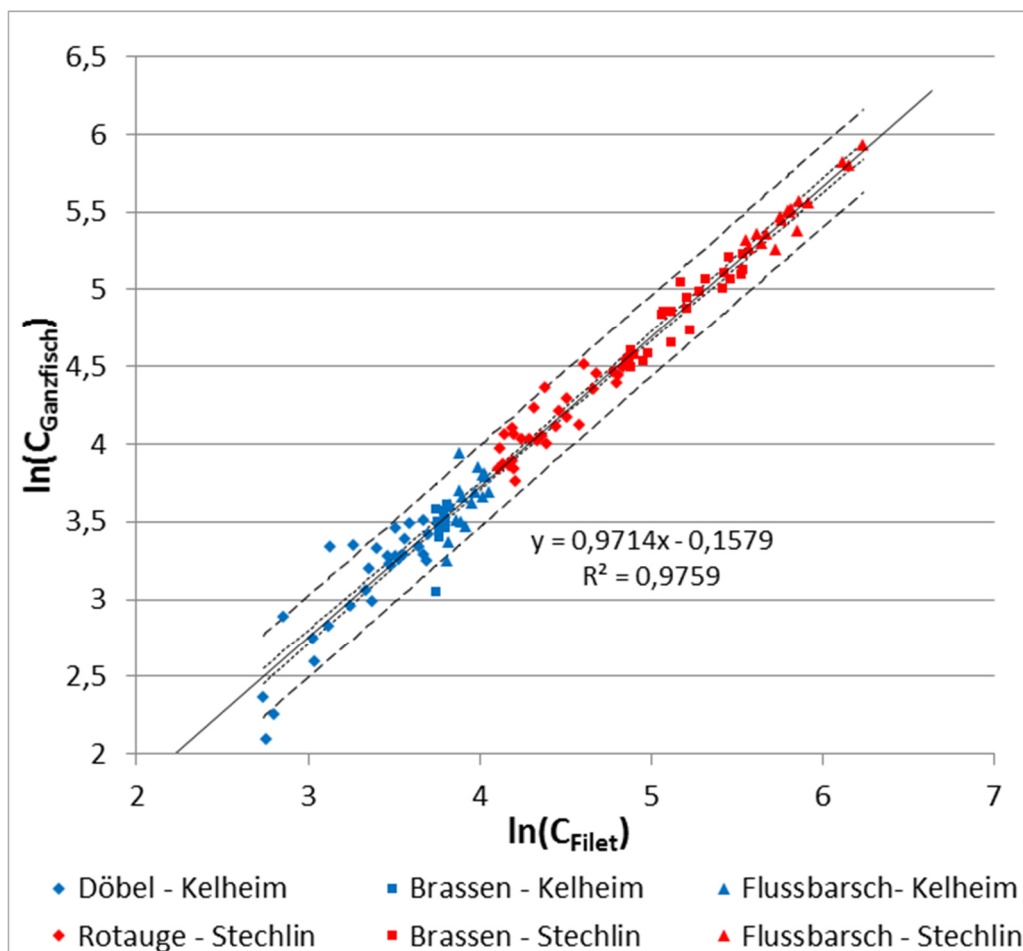


Abbildung 3: Lineare Regression $\ln(C_{\text{Hg, Ganzfisch}})$ vs. $\ln(C_{\text{Hg, Filet}})$, $n=128$, Döbel, Flussbarsch, Rotaugel, Brasse. Gepunktete Linien: 95%-Vertrauensintervall der Regression. Gestrichelte Linien: 95%-Vorhersageintervall für einen Datenpunkt. Ermittelter Umrechnungsfaktor 0.75.

Es wurde deshalb versucht, anhand der wenigen aus Deutschland vorliegenden Daten einen Faktor zur Umrechnung von Hg-Konzentrationen in Filet auf Konzentrationen in Ganzfisch abzuleiten.

Dem Umweltbundesamt lagen 128 Wertepaare für Hg in Filet und Ganzfisch der vier im RAKON-Arbeitspapier IV.3 für Fließgewässer empfohlenen Fischarten Döbel, Brassen, Rotaugel und Flussbarsch aus zwei Gebieten (Stechlinsee und Donau bei Kelheim) vor.

Die Ableitung nach Anhang 6 des Leitfadens Nr. 32 ergab einen mittleren Umrechnungsfaktor von 0,75 (Abbildung 3).

Weitere ca. 200–300 Wertepaare, die für die Ableitung eines Umrechnungsfaktors herangezogen werden könnten, werden 2016/17 im Rahmen des vom

Umweltbundesamt geförderten Forschungsprojekts „Strategie zur Implementierung der neuen Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe in Fischen (Richtlinie 2013/39/EU)“ in fünf Flussgebieten/Seen erhoben. Der vorläufige Faktor sollte mit diesen Daten verifiziert werden.

2.2.4 Messstellen unterhalb der Quecksilbernorm

Aktuelle Ergebnisse aus den Jahren 2013–2015 zeigen nach Umrechnung der Hg-Konzentrationen von Filet auf Ganzfisch an acht Stationen das Einhalten der UQN von 20 µg/kg FG (Tabelle 3). An weiteren ca. 30 Stationen wurde die UQN um weniger als das Zweifache überschritten, darunter auch an einigen größeren Flüssen wie Donau, Neckar, Ems und Lippe (Anhang 1).

Tabelle 3: Messstellen an denen in den Jahren 2013–2015 die UQN für Quecksilber in Fisch von 20 µg/kg Frischgewicht mindestens einmal eingehalten wurde. Konzentrationen in µg/kg FG; Längen in cm; Alter in Jahren; n = Anzahl der Fische; UPB = Umweltprobenbank

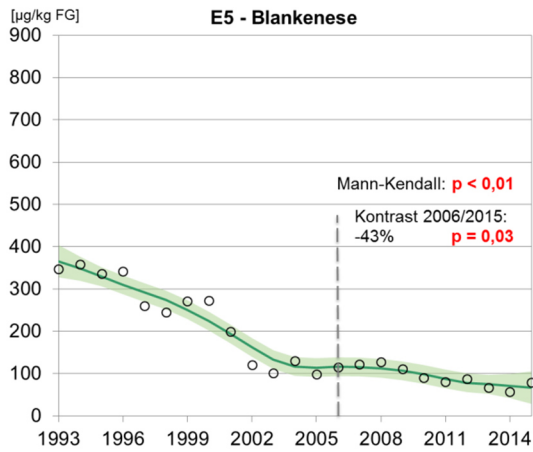
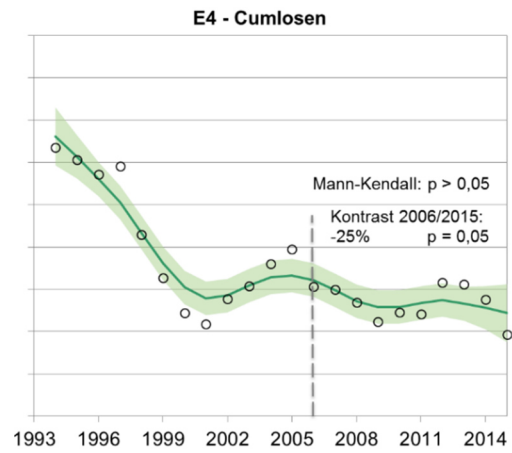
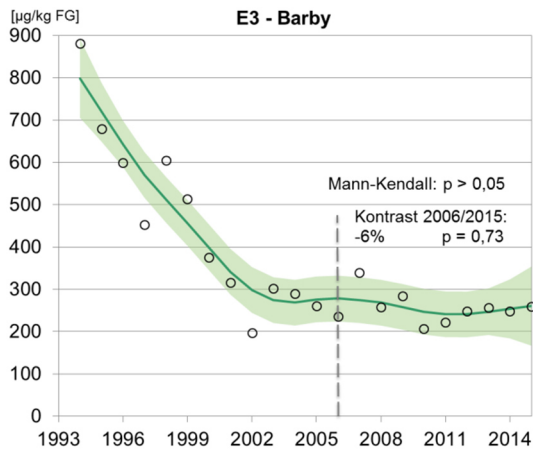
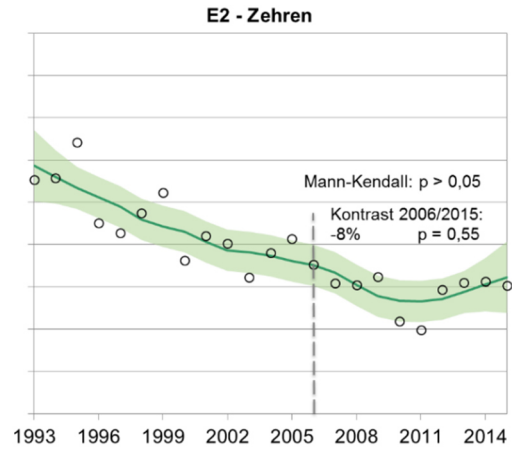
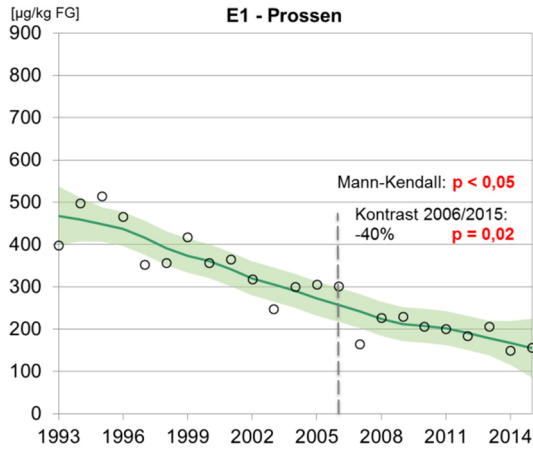
Gewässer	Messstelle	Fischart	Jahr	n	Länge/Alter	Hg _{Filet}	Hg _{Ganzfisch}
Saaler Bodden	Arenshoop	Brassen	2015	14	29,9 / 4,4	6	5
Erft	Eppinghoven	Rotauge	2013	9	15	11	8
Ems	Herbrum	Rotauge	2015	10	20	22	17
Belauer See (UPB)		Brassen	2015	20	52,8 / 11,4	20	15
Wutach	WK 20-05	Bachforelle	2014	10	29,9	21	16
Vils	Pegel Dietldorf	Döbel	2014	10	21,8 / 4,9	26	20
Darßer Ort (UPB)		Aalmutter	2015	47	23,9 / 2,1	27	20

2.3 Aktuelle Trends der Quecksilberbelastung von Fischen aus deutschen Fließgewässern (Filetwerte)

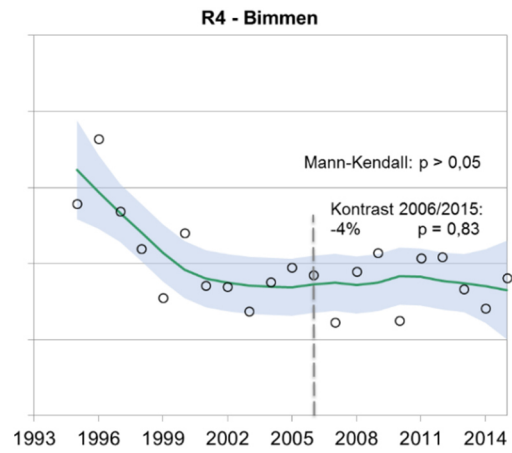
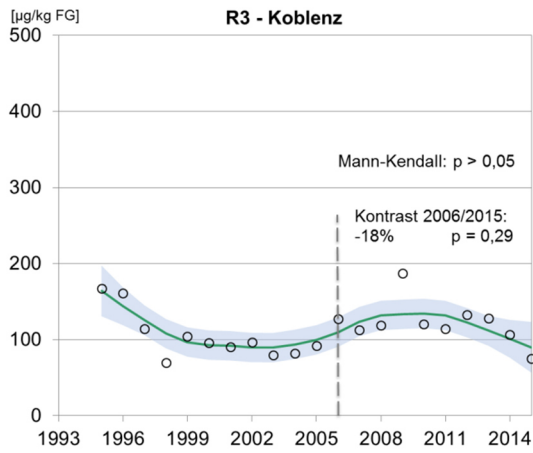
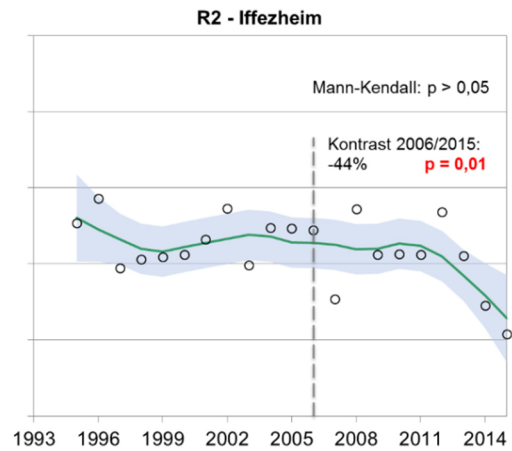
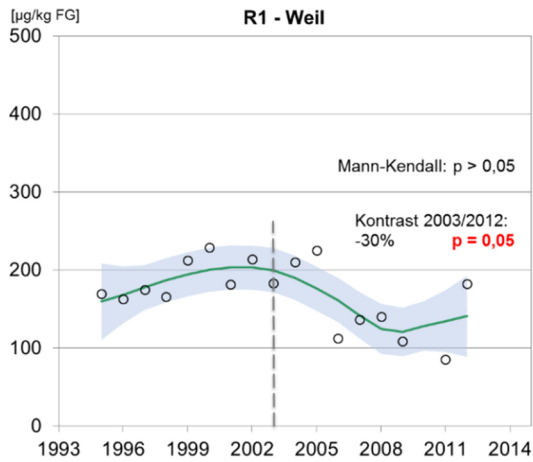
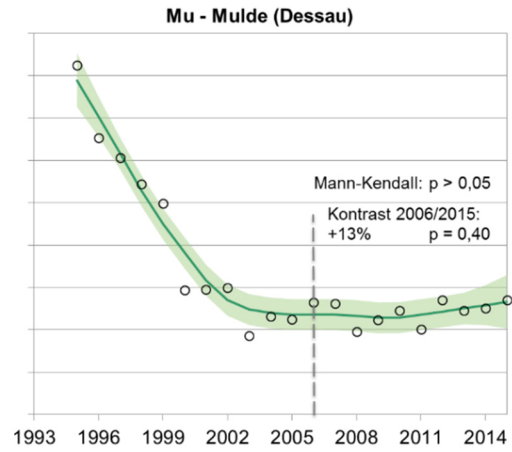
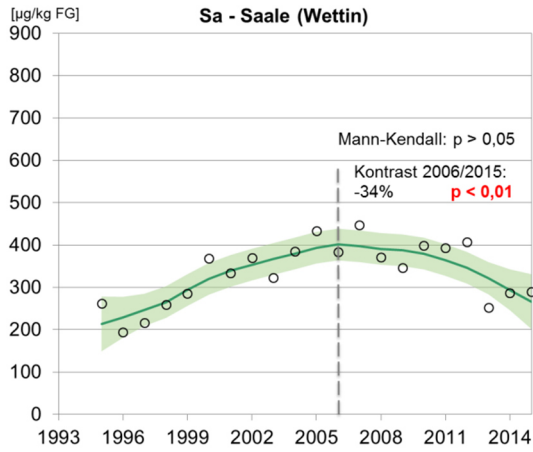
Für Trendbetrachtungen werden langjährig erhobene und miteinander vergleichbare Datensätze benötigt. Solche Datensätze zum Hg-Gehalt in Fischen liegen aktuell bei den Bundesländern nicht vor. Es wurde deshalb für Trendbetrachtungen auf Daten der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) zurückgegriffen, die seit mehr als 20 Jahren Hg-Messungen in Brassen durchführt. Da es an dieser Stelle nicht um die absolute Höhe der Belastungen, sondern um die Darstellung des langjährigen Trends geht, wurde auf eine Umrechnung vom Filet auf den Ganzfischwert verzichtet.

In den großen deutschen Strömen Elbe, Rhein, Donau und einigen Nebenflüssen sowie dem Belauer See (Referenzgewässer) werden an 17 Standorten einmal im Jahr Brassen im Alter von 8 bis 12 Jahren beprobt, Filetmischproben hergestellt und auf Hg analysiert (Abbildung 4).

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber



Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber



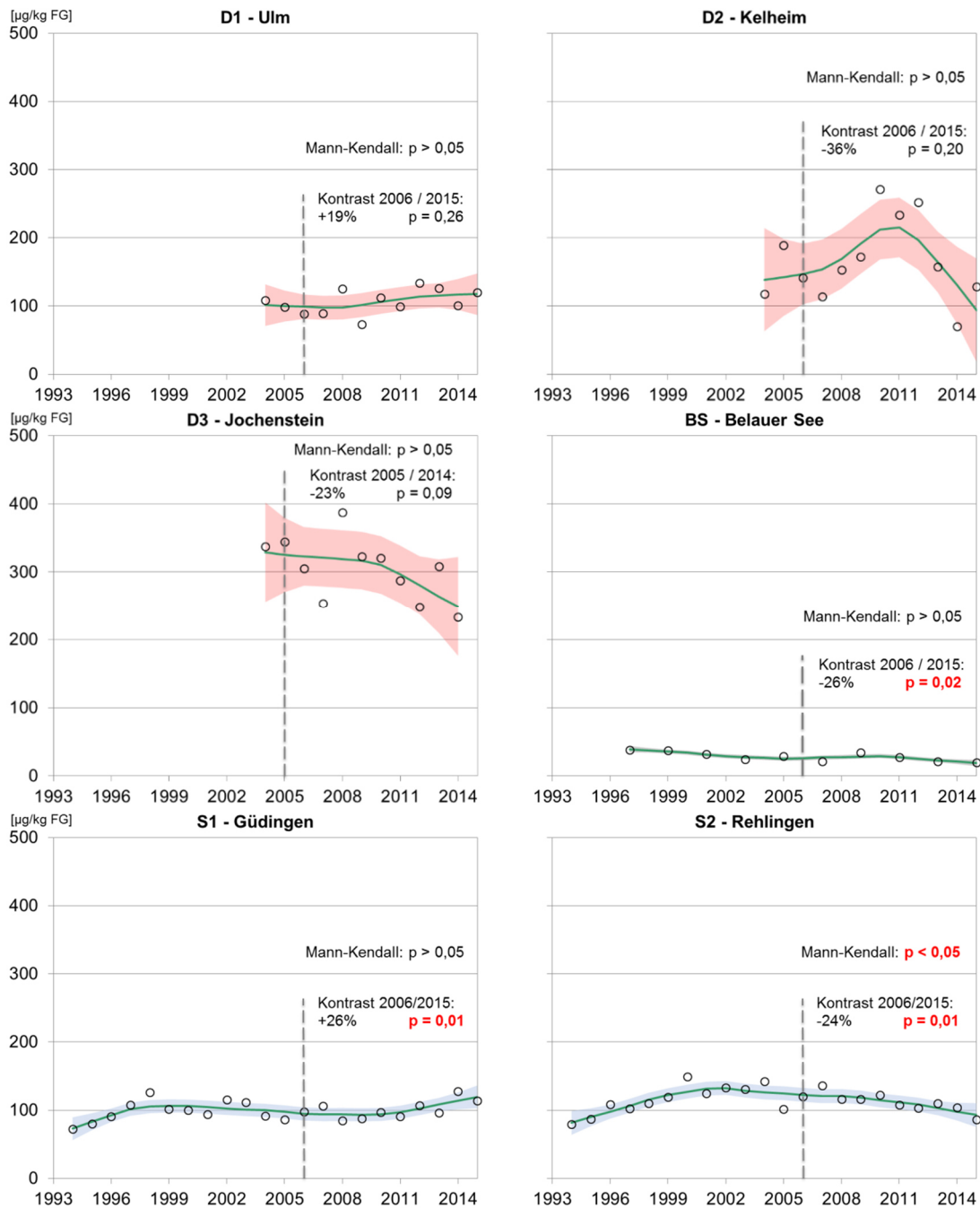


Abbildung 4: Hg-Gehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Brassen (Filet) aus Elbe, Saale, Mulde, Rhein, Saar, Donau und Belauer See für den Zeitraum 1993—2015. grün = Elbe und Nebenflüsse, blau = Rhein und Saar, hellrot = Donau, grau = Belauer See
Grüne Linie = LOESS-Funktion (festes Zeitfenster: sieben Jahre)
farbig unterlegte Fläche = 95%-Konfidenzintervall der LOESS-Funktion. Gestrichelte Linie: Beginn des 10-Jahreszeitraums für den Kontrasttest

Ferner wurde ein Kontrasttest basierend auf den Werten der Glättungsfunktionen für die letzten 10 Jahre (in der Regel 2006 und 2015) durchgeführt und die prozentuale Veränderung der Hg-Konzentration in diesem Zeitraum berechnet (Tabelle 4).

Tabelle 4: Vergleich der Hg Konzentrationen in Brassens (Filet) aus den Jahren 2006 und 2015 (basierend auf der LOESS-Funktion, fett = signifikanter Kontrast). Die rechte Spalte gibt an, ob es im Zeitraum 2006–2015 einen signifikanten Trend gibt (Mann-Kendall-Trendtest, zweiseitig; p-Wert <0,05 = signifikant)

Standort	Vergleich der Hg-Gehalte	Signifikanter Trend
	2006 und 2015	2006 bis 2015
Elbe (E1) – Prossen (E1)	-40%	ja
Elbe (E2) – Zehren (E2)	-8%	-
Elbe (E3) – Barby (E3)	-6%	-
Elbe (E4) – Cumlosen (E4)	-25%	-
Elbe (E5) – Blankenese (E5)	-43%	ja
Saale (Sa) – Wettin	-34%	-
Mulde (Mu) – Dessau	+13%	-
Rhein (R1) – Weil (R1)	-30%*	-
Rhein (R2) – Iffezheim (R2)	-44%	-
Rhein (R3) – Koblenz (R3)	-18%	-
Rhein (R5) – Bimmen (R4)	-4%	-
Saar (S1) – Gündingen (S1)	+26%	-
Saar (S2) – Rehlingen (S2)	-24%	ja
Donau (D1) – Ulm (D1)	+19%	-
Donau (D2) – Kelheim (D2)	-26%	-
Donau (D3) – Jochenstein (D3)	-23%**	-
Belauer See	-26%	-

*2003-2012, **2005-2014

Es wurden lediglich an drei der 17 Stationen signifikant abnehmende Trends der Hg-Konzentration in Brassens im Zeitraum 2006-2015 nachgewiesen. Die mittels Kontrasttest berechneten Unterschiede zwischen den Hg-Konzentrationen in den letzten 10 Jahren waren an etwa der Hälfte der Stationen signifikant und lagen zwischen +26 % (S1) und -44% (R2) (Tabelle 4). Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass zukünftig eher mit geringen Abnahmen der Hg-Belastung in Fischen zu rechnen ist. Der starke Rückgang der Hg-Belastung in den Brassens in der Elbe vollzog sich im Wesentlichen in den 90er Jahren.

2.4 Quecksilberbelastung in Fisch in anderen EU Mitgliedsstaaten

Im Rahmen einer Fragebogenaktion im Januar 2017, beteiligten sich 13 EU-Mitgliedsstaaten (Bulgarien, Belgien, Deutschland, Frankreich, Kroatien, Luxemburg, Niederlande, Ungarn, Österreich, Polen, Rumänien, Slowakei und Tschechische Republik), die mit Deutschland Flusseinzugsgebiete teilen. Es wurde ermittelt, wie sich die Belastung mit Quecksilber in Fisch in diesen Staaten darstellt. Das Ergebnis der Umfrage zeigte, dass es sich bei der Überschreitung der UQN für Quecksilber um ein europaweites Problem handelt, welches sich nicht auf bestimmte Flusseinzugsgebiete oder Regionen beschränkt. Sechs Mitgliedsstaaten (MS) berichteten Überschreitungen in allen Wasserkörpern und fünf MS teilten mit, dass die UQN überwiegend überschritten wurde, d.h. in einigen Fällen wurde die UQN bereits eingehalten.

Die meisten MS informierten, dass sie nicht über genügend Messdaten verfügen, um Trendaussagen treffen zu können.

Die im RAKON Arbeitspapier IV.3 (LAWA 2017) für die Überwachung empfohlenen Fischarten Döbel (*Squalius cephalus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Brassen (*Abrama brama*), Bachforelle (*Salmo trutta*) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) wurden in dieser Reihenfolge auch in den anderen MS am häufigsten für die Überwachung genutzt. In den meisten Fällen wurden 2-5 Jahre alte Fische beprobt und als Auswahlkriterium im Feld die Länge verwendet.

Sieben MS analysierten Quecksilber in Filet und sechs in Ganzfisch. Die gemessenen Konzentrationen wurden in der Regel ohne weitere Umrechnung für den Vergleich mit der UQN benutzt. In Frankreich und Deutschland wird über eine Umrechnung von Filet auf Ganzfisch anhand wissenschaftlicher Grundlagen beraten (siehe hierzu Kapitel 2.2.3).

Nahezu alle MS gehen davon aus, dass die Reduktion der atmosphärischen Deposition und der direkten Einträge in die Gewässer die geeignetsten Maßnahmen darstellen, um die Quecksilberbelastung in Oberflächengewässern zu reduzieren. Vier Staaten gaben zusätzlich an, dass Sediment-Managementmaßnahmen wesentlich zur Verringerung der Quecksilberbelastung beitragen können. Es bestehen erhebliche Unsicherheiten in der Vorhersage des Erfolgs dieser Maßnahmen, und es wird angenommen, dass längere Zeiträume, über 2027 hinaus, notwendig sind, um das von der WRRL gesetzte Umweltziel für Quecksilber zu erreichen.

Die MS ziehen verschiedene Optionen in Erwägung, wie mit einer möglichen Verfehlung des Umweltziels in 2027 für Quecksilber umgegangen werden könnte. Die meisten MS haben aber dazu noch keine Entscheidung getroffen.

3 AKTUELLE QUECKSILBERBELASTUNG VON SCHWEBSTOFFEN AUS DEUTSCHEN FLIESSGEWÄSSERN SOWIE ZEITLICHE TRENDS DER BELASTUNG

Für eine Plausibilisierung der Trendanalysen in Fisch wurde auch eine Trendanalyse in Schwebstoffen durchgeführt. Hierzu wurden Daten aus dem Schwebstoff-Untersuchungsprogramm der LAWA (Jahresmittelwerte) von 11 Stationen verwendet. Die Probenahmeorte sind zum Teil mit denen der Umweltprobenbank für die Fischprobenahme identisch bzw. befinden sich nur wenige Kilometer davon entfernt (Ausnahme Saale: Probenahme an der Mündung in die Elbe statt 70 km vor der Mündung).

Für die einzelnen Datenreihen (1990-2014) wurden wie für die Fische jeweils eine Glättungsfunktion (LOESS-Smoother) und das zugehörige Konfidenzintervall berechnet, welche die Konzentrationsverläufe veranschaulicht (Abbildung 5). Die Periode 2005-2014 wurde getrennt auf zeitliche Trends (Mann-Kendall-Trendtest) untersucht. Ferner wurde ein Kontrast-Test basierend auf den Werten der Glättungsfunktionen für 2005 und 2014 (Saale: 2003 und 2012) durchgeführt und die prozentuale Veränderung der Hg-Konzentration im betrachteten 10-Jahres-Zeitraum berechnet (Abbildung 5).

Es wurden an drei der 11 Stationen signifikant abnehmende Trends der Hg-Konzentration in Schwebstoff im Zeitraum 2005-2014 nachgewiesen. Die mittels Kontrast-Test berechneten Konzentrationsunterschiede zwischen den Proben von 2005 und 2014 sind an sechs der 11 Stationen signifikant und liegen zwischen -37 % (Mulde) und -60% (Saale) (

Tabelle 5). Diese Ergebnisse zeigen, dass in Schwebstoff eine stärker abnehmende Tendenz als in Brassen zu beobachten ist. Offensichtlich spiegeln Schwebstoffe eher den aktuellen Eintrag von Hg ins Gewässer wider als Fische.

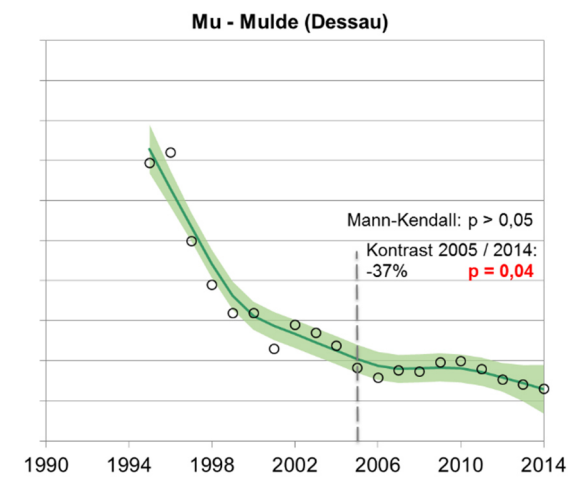
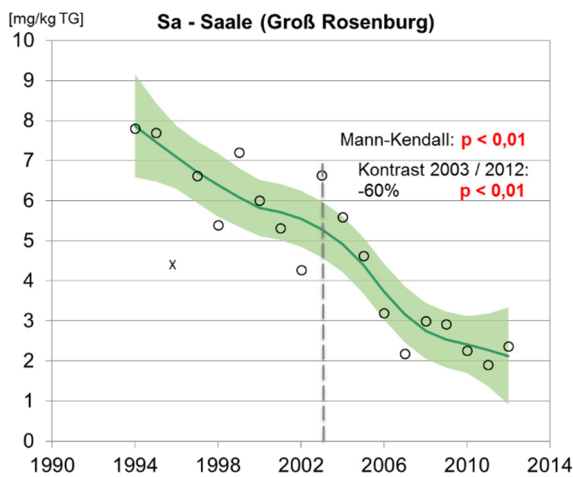
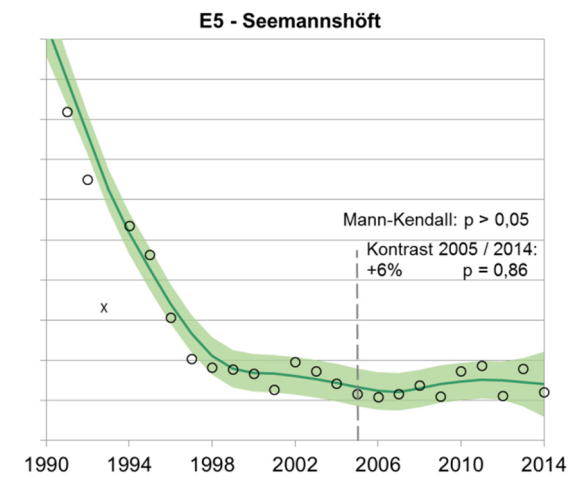
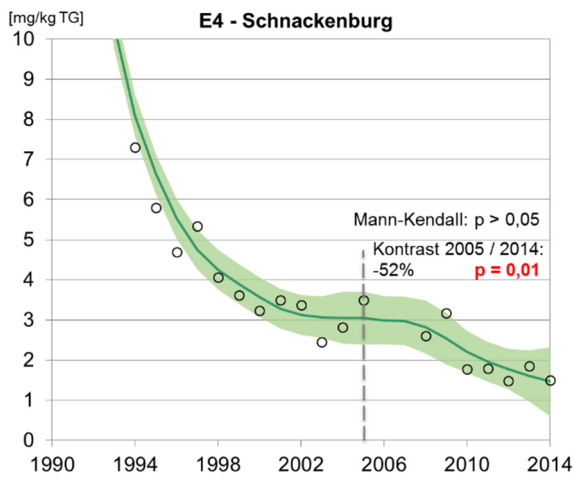
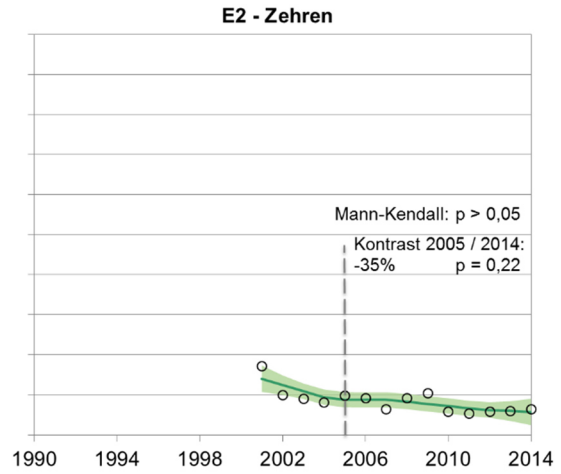
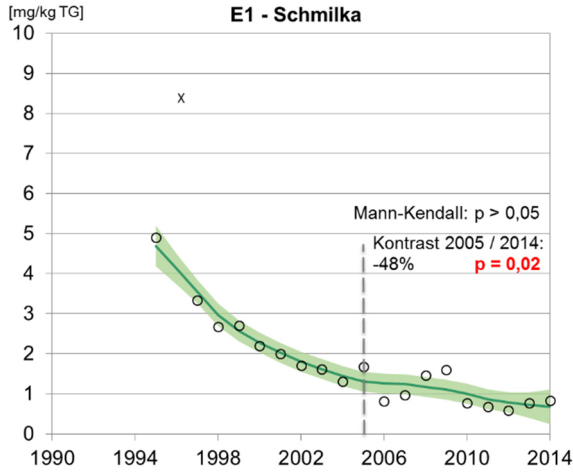
Tabelle 5: Vergleich der Hg Konzentrationen in Schwebstoff von 2005 und 2014 (basierend auf der LOESS-Funktion, fett = signifikanter Kontrast). Die rechte Spalte gibt an, ob es im Zeitraum 2005 -2014 einen signifikanten Trend gibt (Mann-Kendall-Trendtest, zweiseitig; p-Wert <0,05 = signifikant)

Standort	Vergleich der Hg-Gehalte	Signifikanter Trend
	2006 und 2015	2005 bis 2014
Elbe (E1) – Schmilka	-48%	-
Elbe (E2) – Zehren	-35%	-
Elbe (E4) – Schnackenburg	-52%	-
Elbe (E5) – Seemannshöft	+6%	-
Saale (Sa) – Groß Rosenberg	-60%*	ja
Mulde (Mu) – Dessau	-37%	-
Rhein (R3) – Koblenz	-31%	-
Rhein (R4) – Kleve/Bimmen	-45%	ja
Saar (S1) – Gündingen	-16%	-
Donau (D2) – Bad Abbach	-56%	-
Donau (D3) – Jochenstein	-38%	ja

Es besteht nicht immer ein klarer Zusammenhang zwischen der Hg-Konzentration in Fischen und Schwebstoffen. An einigen Stationen verlaufen diese parallel, an anderen nicht. Dies steht im Einklang mit der Tatsache, dass die Aufnahme und Bioakkumulation von Hg in der Nahrungskette die Bildung von MeHg durch Methylierung von Hg(II) voraussetzt (Marvin-Dipasquale et al. 2009). Eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst die Methylierung, von denen das verfügbare Hg-Reservoir nur einer ist. Hinzu kommt, dass Fische Hg das ganze Leben lang akkumulieren, während Schwebstoff eher die aktuelle Belastung anzeigt.

Die Hg-Konzentrationen in Schwebstoffen (2005-2014, Abbildung 5) lagen in Rhein, Saar und Donau auf niedrigem Niveau unterhalb von 0,5 mg/kg Trockengewicht (TG). In der Elbe und ihren Nebenflüssen war die Hg-Konzentration deutlich höher. Die höchsten Hg-Konzentrationen in Schwebstoff wurden in der Saale mit aktuell 2-2,5 mg/kg TG gefunden, allerdings mit fallender Tendenz. An den beiden am Oberlauf des Flusses gelegenen Stationen E1 und E2 liegen die Hg-Konzentrationen im Schwebstoff bereits unter 1 mg/kg TG.

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber



Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

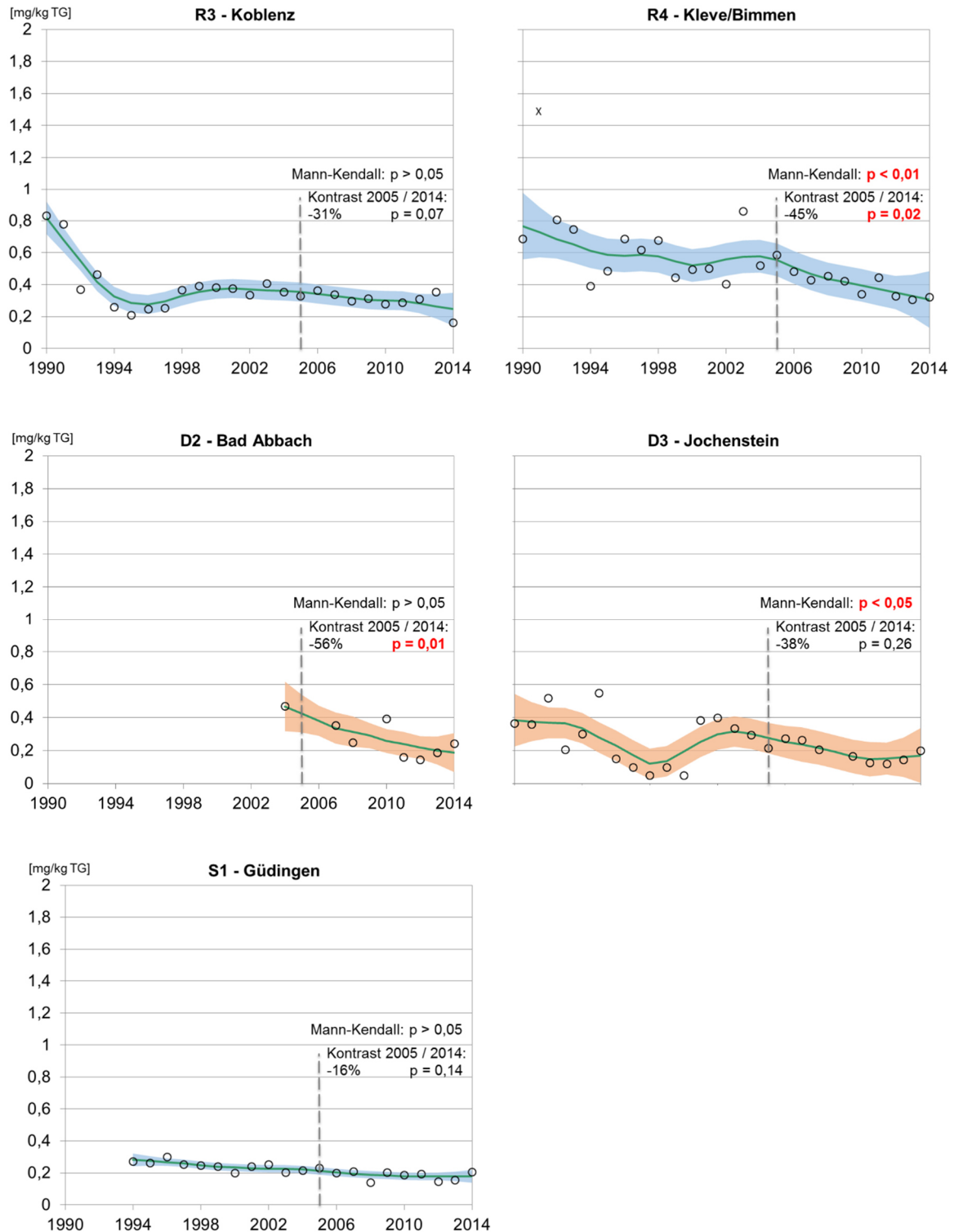


Abbildung 5: Quecksilber-Konzentrationen (mg/kg TG) in Schwebstoffen (Jahresmittelwerte) aus Elbe, Saale, Mulde, Rhein, Saar, Donau für den Zeitraum 1990-2014.

grün = Elbe und Nebenflüsse, blau = Rhein und Saar, hellrot = Donau;
 Grüne Linie = LOESS-Funktion (festes Zeitfenster: sieben Jahre) farbige unterlegte Fläche = 95%-Konfidenzintervall der LOESS-Funktion;
 gestrichelte Linie: Beginn des 10-Jahres-Zeitraums für den Kontrasttest;
 x = Ausreißer.

4 URSACHEN FÜR DIE VERFEHLUNG DER UMWELTQUALITÄTS-NORM FÜR QUECKSILBER

Die Quecksilber-Belastung in Fisch ist auf vorhandene Belastungen und auf aktuelle Eintragspfade zurückzuführen.

Die Belastung der Sedimente geht besonders auf historische Einträge aus industriellen Abwassereinleitungen zurück. Hinzukommen in geringem Maße neue Belastungen aus den aktuellen Einträgen.

Zur Korrelation zwischen der Sedimentbelastung und der Belastung in Fisch gibt es noch Forschungsbedarf. Nach aktuellem Kenntnisstand ist die Hg-Belastung in Fisch abhängig von

- dem Vorkommen und der Remobilisierbarkeit von Gewässersedimenten,
- der Quecksilberkonzentration in den Sedimenten und deren Verfrachtung und
- vom Vorkommen bestimmter Bakterien und den Sauerstoffverhältnissen in den Sedimenten.

Die aktuellen Einträge in die Gewässer erfolgen auf verschiedenen Pfaden. Dabei sind hinsichtlich der eigentlichen Belastungsursachen folgende Eintragsregime zu unterscheiden:

- Eintragspfade Luft-Boden-Wasser; auch Landnutzung-Boden-Wasser und Luft-Wasser.
- Unmittelbarer Eintrag auf dem Wasserpfad. An dieser Stelle sind quecksilberhaltige Abwassereinleitungen aus verschiedenen industriellen Einleitungen, u.a. von Kraftwerken, zu berücksichtigen.

4.1 Aktuelle Eintragspfade in die Gewässer

Mit dem wasserwirtschaftlichen Modell MoRE wurden die Eintragspfade des Quecksilbers in die Gewässer bilanziert (Abbildung 6). Die Frachtbilanzen aus MoRE sowie die methodischen Grundlagen der Modellierung sind in Tabelle 6 für die betreffenden Eintragspfade zusammengestellt. Als Reihenfolge wurde die relative Bedeutung des jeweiligen Eintragspfades für die aktuelle Gewässerbelastung gewählt.

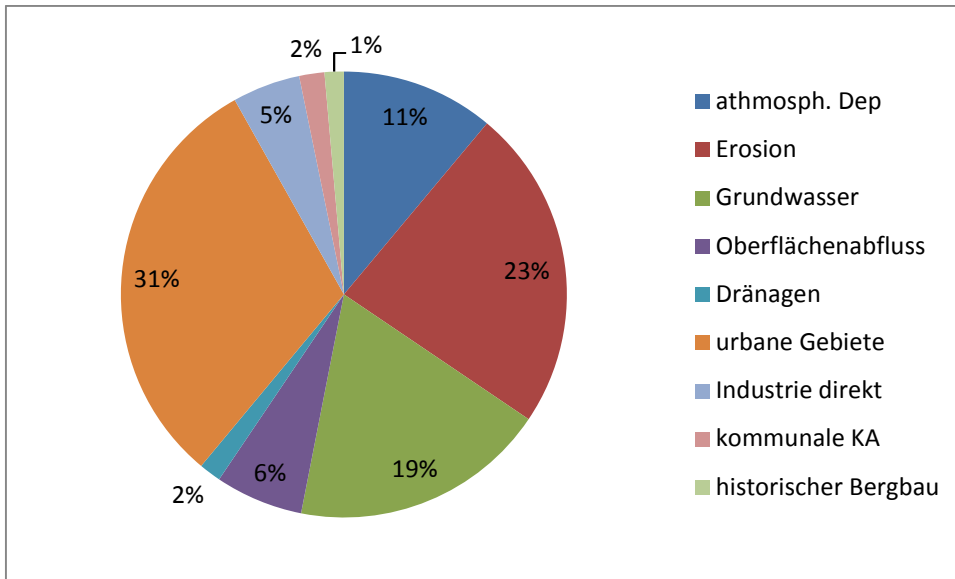


Abbildung 6: Gesamt-Quecksilbereinträge in die Gewässer Deutschlands im Zeitraum 2012-2014; MoRE (2016)

Tabelle 6: Ergebnisse MoRE (2016)

Quelle	Eintragspfad	Anteil am aktuellen (2014) Eintrag in die Gewässer gemäß MORE 2016	Eingangsgrößen MoRE	In MoRE berücksichtigte Ursachen
Diffus	Urbane Gebiete	31 % / ca. 280 kg/a	Versiegelte Flächen (insbesondere Trennkanalisation): Ausgehend von Depositionswert (s.o.) wurde Oberflächenpotenzial für versiegelte Flächen von im Mittel 0,197 bzw. 0,2 g/ha/a abgeleitet; im Abfluss von Gewerbegebieten wird die Konzentration von 1,5 µg/l verwendet (Fuchs et al., 2002); für die Hg-Abgabe der Einwohner wird der Wert 28,9 mg/E/a verwendet (Fuchs et al., 2010)	Aktuelle Deposition, mit starker Minderungsvermutung auf Weg ins Wasser
	Erosion	23 % / ca. 200 kg/a	Hg-Gehalt im Oberboden landwirtschaftlicher Nutzflächen liegt regionalisiert basierend auf LABO (2003) vor. Der Wertebereich liegt zwischen 0,02 - 0,24 mg/kg. Der geogene Gehalt im Oberboden natürlicher Flächen liegt zwischen 0,01 – 0,06 mg/kg (Fuchs et al., 2012).	Historische Belastung der Böden >>> Aktuelle Deposition aus der Luft
Diffuse Quellen	Grundwasser	19 % / ca. 170 kg	Hg-Konzentrationen im Grundwasser (Daten der Länder aus GW-Datenbank des UBA), 0,0025 µg/l	Grundwasserkonzentrationen
	Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberflächen	11 % / ca. 100 kg/a	Deposition 0,17 g/ha/a (EMEP Daten 2012 und 2013)	Aktuelle Deposition aus der Luft

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Quelle	Eintragspfad	Anteil am aktuellen (2014) Eintrag in die Gewässer gemäß MORE 2016	Eingangsgrößen MoRE	In MoRE berücksichtigte Ursachen
	Oberflächenabfluss (von unversiegelten Flächen)	6 % / ca. 60 kg, davon 7 kg aus Abschwemmung von Düngern	Konzentration im Niederschlagswasser: 0,0035 µg/l Eintrag aus Düngemitteln im Mittel 7 kg/a (Angaben zu Hg-Gehalt in Düngemitteln aus 2007, Aufwandmenge Dünger auf Landesebene nach Statistischem Bundesamt (StaBu) / Hg-Gehalte in lw. verwendetem Klärschlamm (nach Länderabfrage 2016), Aufwandmenge in LW verwendeter Klärschlamm nach StaBu 2016 Anteil abgeschwemmten Düngers und Klärschlamm 0,3 % (referenziert durch IKSR 1999)	Niederschlagswasser Aktueller Klärschlamm und Wirtschafts- und Mineraldünger-Auftrag
Punktquellen	Industrie direkt	5 % / ca. 45 kg	PRTR-Betriebe (berichtete Frachten)	Industrielle Direkteinleiter
	Kommunale KA	2 % / ca. 17 kg	Mittlere Ablaufkonzentration im Kläranlagenablauf: 0,001-0,005 µg/L	Kommunale Kläranlagen: ab 2000 Einwohnerwerten (EW) standortscharf; ab 50 EW bis 1999 EW auf Gemeindeebene
	Dränagen	1,5 % / ca. 15 kg/a	Ergebnis einer Literaturstudie, Ableitung mittlerer Konzentrationen im Dränagewasser; 0,003 µg/l	Konzentrationen im Dränabfluss
	Historischer Bergbau	1 % / ca. 13 kg	Überwachungsdaten der Länder, Stand 2008	Altbergbaustandorte, Ablauf in die Oberflächengewässer

4.1.1 Eintragsregime Luft – Wasser; Eintragspfade „urbane Gebiete“ und „atmosphärische Deposition“

Die Eintragspfade „urbane Gebiete“ und „atmosphärische Deposition“ tragen mit 42 % zur aktuellen Belastung der Gewässer bei. Ursächlicher Faktor für die Belastung über diese Eintragspfade ist die „Deposition“, d.h. der Quecksilbergehalt der luftgetragenen Partikel, die

- auf versiegelte (urbane) Flächen auftreten und von dort über den Abfluss von Niederschlagswasser in die Gewässer gelangen, wobei durch Anhaftungen eine deutliche Frachtminderung eintritt und
- die unmittelbar auf die Wasseroberflächen auftreten.

Die Quecksilberbelastung der „Deposition“ wiederum geht zum einen auf das in der Atmosphäre bestehende Quecksilberdepot (Kapitel 4.1.1.1) und zum anderen auf aktuelle Hg-Emissionen in die Luft (Kapitel 4.1.1.2) zurück. Diese beiden Primärquellen der Quecksilberbelastung werden nachfolgend zum besseren Verständnis und zur Ableitung und Einschätzung von Handlungsansätzen näher erläutert.

4.1.1.1 Quecksilberdepot in der Luft

Der Quecksilberkreislauf ist hoch-komplex. Die Abbildung 7, die im Rahmen des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (United Nations Environment Programme, UNEP) erstellt und veröffentlicht wurde, veranschaulicht den Quecksilberkreislauf. In dem Bericht (UNEP 2013) wird darauf hingewiesen, dass weltweit noch Wissensdefizite bestehen und sich in den letzten Jahren aufgrund neuer Erkenntnisse auch andere Einschätzungen ergeben haben.

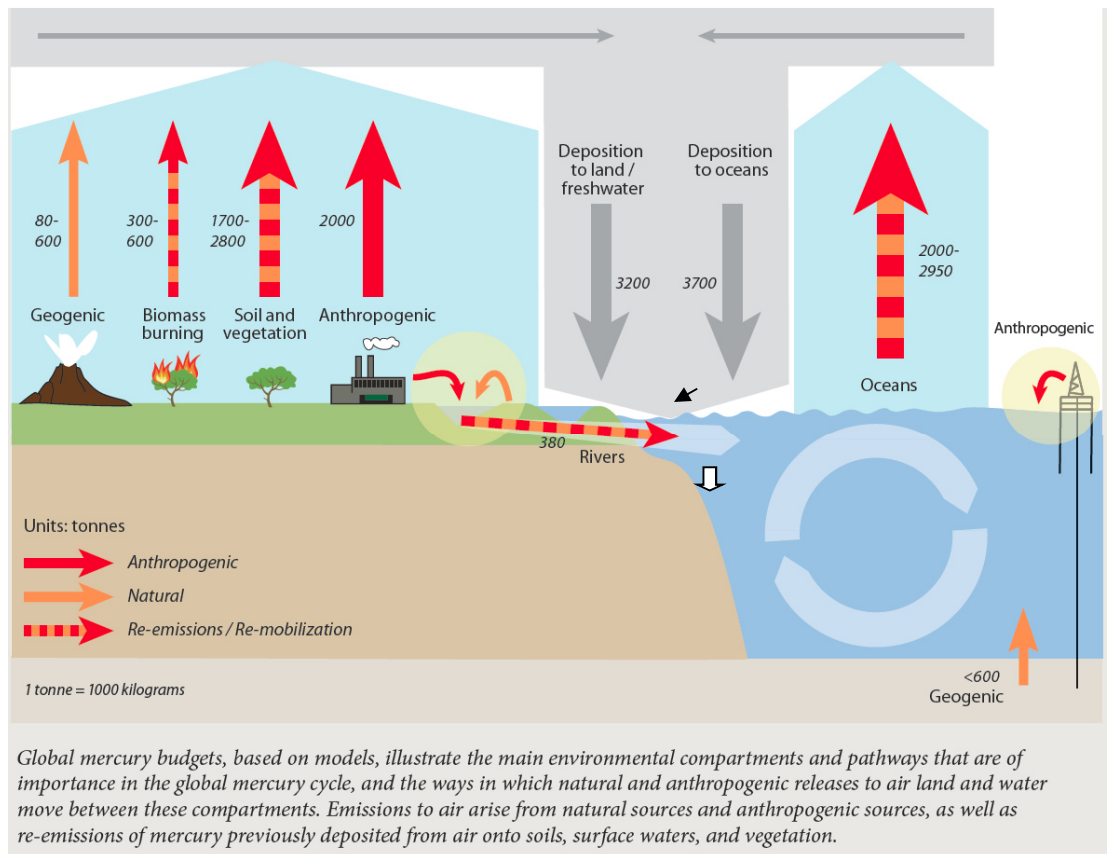


Abbildung 7: Globaler Quecksilberkreislauf

Bildquelle: United Nations Environment Programme, UNEP, 2013. Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland;

Ausgehend vom Kenntnisstand, der UNEP (2013) zugrunde lag, ergibt sich in Verbindung mit den Trendbeobachtungen des UBA und bezogen auf die hier zu behandelnde Fragestellung der Bewirtschaftungsziele für Fische in deutschen Binnengewässern Folgendes:

- Jährlich werden weltweit zwischen 4.000 und 7.000 Tonnen Quecksilber aus natürlichen Quellen bzw. durch Re-Emissionen und 2.000 Tonnen aus aktiven anthropogenen Quellen in das „Luftdepot“ eingespeist. Deutschland trug im Jahr 2015 laut UBA 9,09 Tonnen zu den anthropogenen Emissionen bei (Kapitel 4.1.1.2)
- Von diesen emittierten 6.000 - 9.000 Tonnen werden wiederum ca. 3.700 Tonnen in das „Ozeandepot“ und ca. 3.200 Tonnen in das „Boden/Süßwasserdepot“ eingespeist. In Deutschland fielen von diesen 3.200 Tonnen Quecksilber 5,7 Tonnen in 2014 nieder (UBA 2017a).
- Zirka 380 Tonnen Quecksilber werden jährlich unmittelbar aus regionalen Quellen in die Binnengewässer und schließlich in die Ozeane eingetragen. Gemäß MoRE (2016) wurden in Deutschland 0,9 Tonnen in die Gewässer eingetragen (Tabelle 6).

Die Unsicherheiten der Daten und Modelle lassen keine präzisere Auskunft darüber zu, wie viel Quecksilber zu einem bestimmten Zeitpunkt in der Atmosphäre, d. h. im

„Luftdepot“ ist.

„Nach derzeitigem Wissensstand verbleibt das über Deposition oder die Binnengewässer in die Ozeane eingetragene Quecksilber bis zu 30 Jahre in einer Tiefe von weniger als 200 Metern; und später über Jahrhunderte in tieferen Schichten. Das bedeutet, dass die Minderung der Quecksilberbelastung der Ozeane, die durch Re-Emission eine Bedeutung auch für die aktuellen Depositionen im Binnenland hat, sehr lange dauert. Es kann sein, dass die Belastung der Meeresfische in den nächsten Jahren ansteigt als Folge der historischen Emissionen in Europa und Nordamerika und nicht als unmittelbare Folge der aktuellen Emissionen in Asien“¹.

„Auch für die Binnengewässer werden zeitliche Verzögerungen zwischen der atmosphärischen Belastung und der Belastung der Biota erwartet. Der UNEP-Bericht beschreibt sowohl die Möglichkeit der schnellen Reaktion, weist aber darauf hin, dass eine vollständige Rückführung der Quecksilberbelastung mehrere Jahrzehnte andauern kann. Insbesondere gelte dies für hochbelastete Einzugsgebiete und Sedimente“².

Laut UNEP belaufen sich die weltweiten anthropogenen Emissionen auf jährlich ca. 2.000 Tonnen. Zur Minderung dieser Quecksilberbelastung sind aktive Maßnahmen erforderlich. Zur Abschätzung der Wirksamkeit solcher Maßnahmen zur Minimierung der Hg-Belastung in Fischen sind die neueren EMEP-Modellrechnungen (EMEP 2016a, 2016b) zu beachten.

Hieraus ergab sich für Deutschland für das Jahr 2014 eine Deposition von insgesamt 5,7 Tonnen Hg aus der Atmosphäre.

Von diesen 5,7 Tonnen entfallen:

- 1,9 t Hg direkte anthropogene Emissionen aus Deutschland,
- 0,7 t Hg direkte anthropogene Emissionen aus der übrigen EMEP-Region,
- 3,1 t Hg aus natürlichen, globalen und historischen Emissionsquellen, dies entspricht 54 % der Gesamtdeposition.

Die Deposition mit 5,7 Tonnen in Deutschland war deutlich niedriger als die anthropogene Emission aus Deutschland in die Luft (9,09 Tonnen). Die anthropogenen luftseitigen Emissionen in Deutschland werden also nur zum Teil in Deutschland deponiert. Zum überwiegenden Teil unterliegen sie dem atmosphärischen Ferntransport und werden über die Grenzen hinweg getragen bzw. im „Luftdepot“ oder in dem Ozeandepot zwischengespeichert. Wegen der Überlagerung durch Re-Emissionseffekte und globale Trends gibt es keine 1:1-Korrelation zwischen der Reduzierung der aktuellen Emissionen und der Deposition. Gleichwohl kann auch in Deutschland eine messbare Wirksamkeit solcher Reduzierungsmaßnahmen angenommen werden.

Folgende Ergebnisse aus dem EMEP-Modell geben einen Hinweis hierauf:

- Der Rückgang der mittleren Quecksilber-Gesamtdeposition in Deutschland um

¹ Zitat aus UNEP (2013), Seite 29

² Zitat aus UNEP (2013), Seite 29 letzter Absatz

ca. 55 % (von 36 g Hg/km² im Jahr 1990 auf 14 g Hg/km² im Jahr 2016)
(Abbildung 8).

- Die Quecksilber-Deposition, die auf Deutsche Emissionen zurück zu führen ist, ging um ca. 70 % zurück (von 20 g Hg/km² auf 5,5 g Hg/km²) (UBA 2017a).
- Im gleichen Zeitraum gingen die luftseitigen Quecksilber-Emissionen ebenfalls um über 70 % zurück (Abbildung 9).

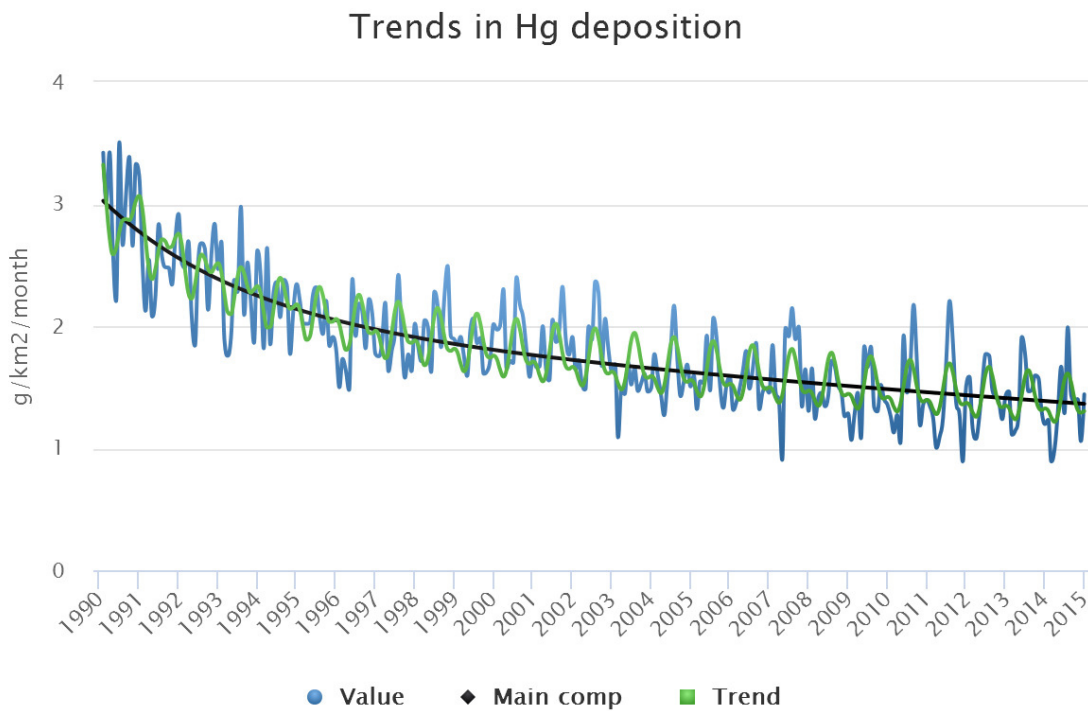


Abbildung 8: Trend der Quecksilber-Deposition in Deutschland gemäß EMEP-Modellrechnung

Die Entwicklung der Quecksilberemission in Deutschland im gleichen Zeitraum ist in der Abbildung 9 dargestellt. Die Emission hat sich um mehr als 70 % reduziert, die Deposition um ca. 55 %.

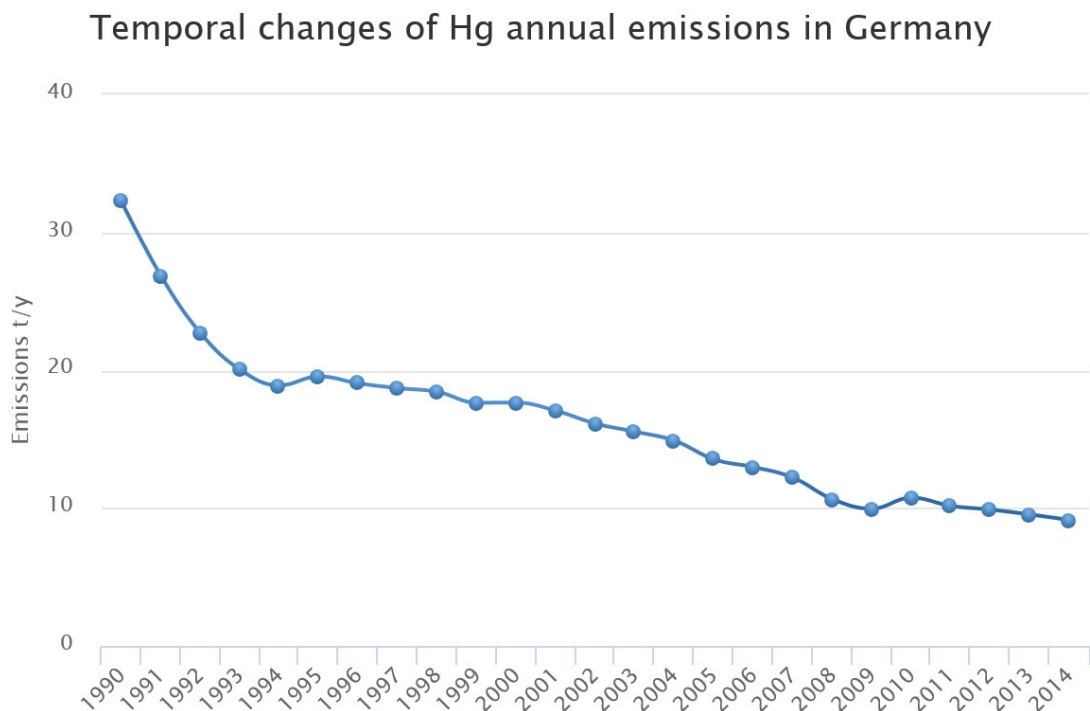


Abbildung 9: Trend der Quecksilber-Emission in Deutschland gemäß EMEP-Modellrechnung

4.1.1.2 Anthropogene Einträge in die Luft

Globale anthropogene Emissionen

Die langjährige Entwicklung der globalen Emissionen seit 1860 ist in einer Publikation von Streets et al. (2011) dargestellt (Abbildung 10).

Danach kommt Asien seit den 1970er Jahren eine steigende Bedeutung bei den globalen Quecksilberemissionen zu.

In Afrika, den Ländern der früheren UdSSR, Europa sowie Süd- und Nordamerika war seit dem Jahr 2000 kein signifikanter Trend mehr zu erkennen.

In der Summe lagen die Quecksilberemissionen dieser Länder seit 2000 in etwa auf dem Niveau zwischen 1920 und 1945. Die aktuelleren Daten in UNEP 2013 bestätigen dies (Abbildung 11).

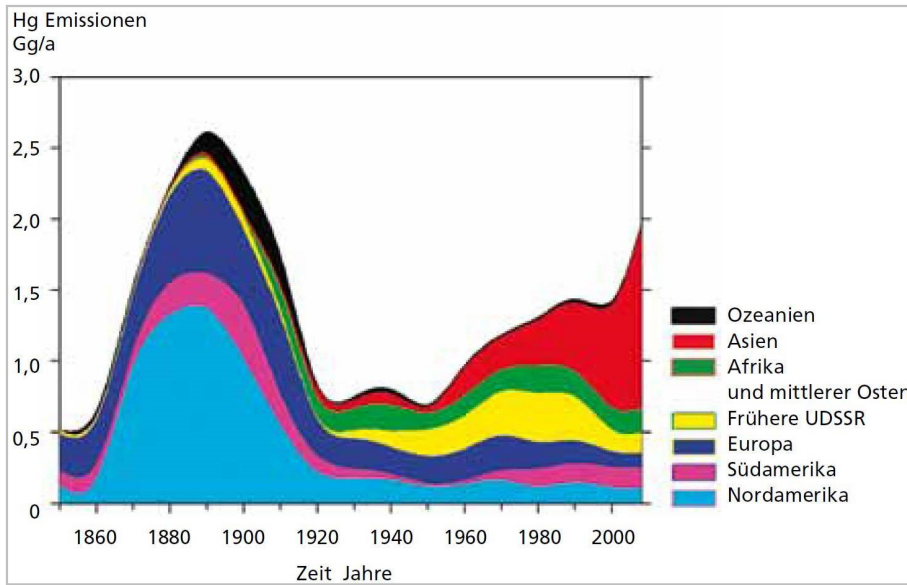
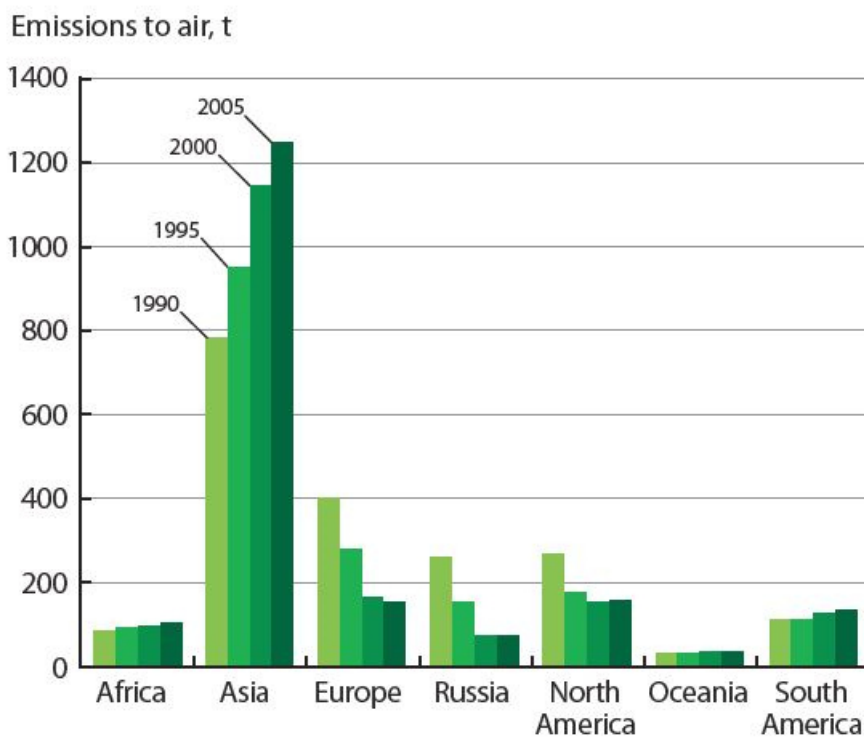


Abbildung 10: Globale anthropogene Quecksilberemissionen bis 2010 (Streets et al. 2011).



Estimates of annual anthropogenic mercury emissions from different continents/regions, 1990-2005.

Abbildung 11: Globale anthropogene Quecksilberemissionen 1990-2005 (UNEP 2013)

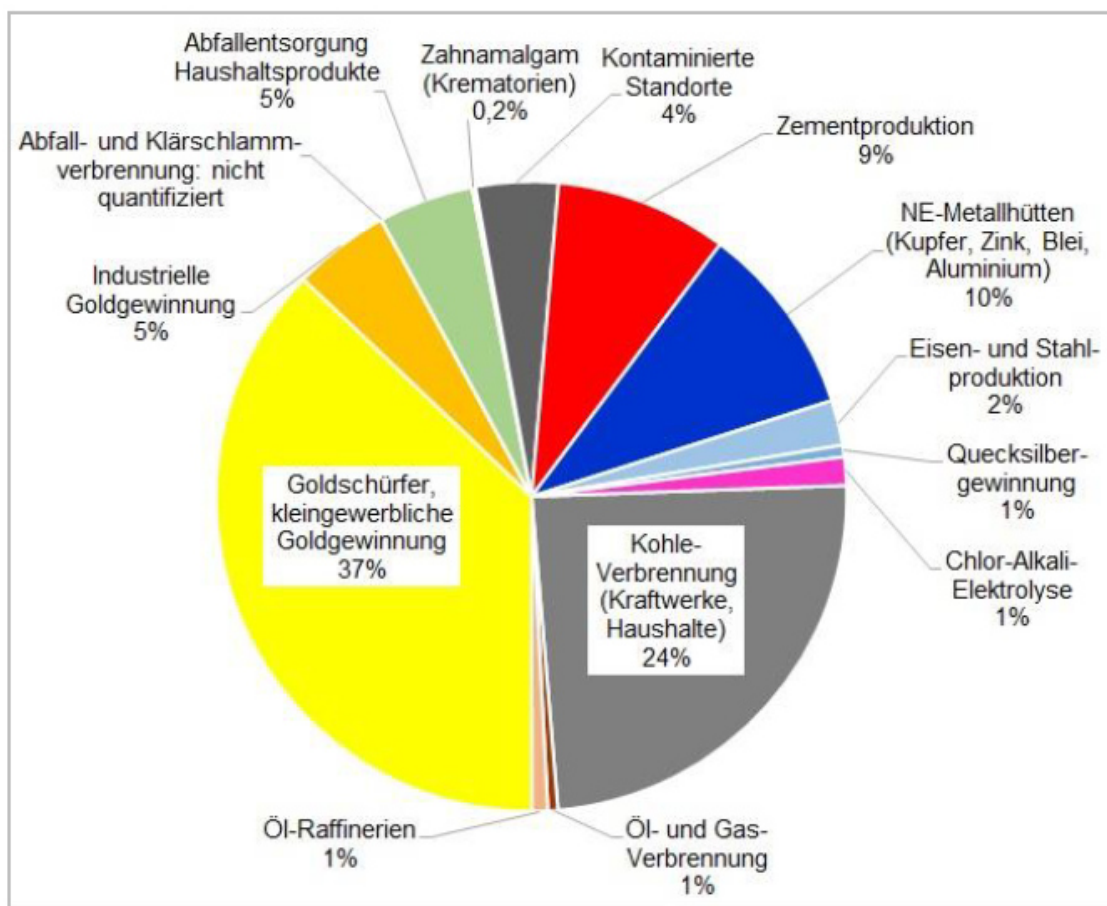


Abbildung 12: Hauptemittenten von Quecksilber (global, Tebert et al. 2016 basierend auf UNEP 2013)

Im Referenzjahr 2010 lag die Summe der anthropogenen luftseitigen Emissionen bei 1.960 Tonnen. Größte Quellen waren die kleingewerbliche sowie industrielle Goldgewinnung (42 %), die Verbrennung von Kohle (24 %), die NE-Metall-Verhüttung (10 %) sowie die Zementproduktion (9 %).

Aus globaler Sicht kommt der Minimierung der Quecksilberemissionen in Asien sowie der Minimierung der Quecksilberemission im Kontext zur Goldgewinnung eine sehr hohe Bedeutung zu. Die Maßnahmen werden (mittel- bis sehr langfristig) aufgrund des Quecksilberkreislaufes auch Auswirkungen auf die atmosphärische Deposition in Deutschland und im Weiteren auch auf die Belastung der Fische haben.

Bezüglich der Belastungen aufgrund der industriellen Entwicklung in Asien und dem dortigen Energiesektor zeichnet sich, bezogen auf die Quecksilberemissionen, eine positive Entwicklung ab. Greenpeace Ostasien sieht in 2014 den Kohleboom in Asien als gebrochen an (Greenpeace 2014). Auch der Rat für nachhaltige Entwicklung sieht Anhaltspunkte dafür, dass der Kohleverbrauch in China seinen Höhepunkt bald überschreitet, und verweist auf einen zunehmenden Umstieg auf erneuerbare Energien (Nachhaltigkeitsrat 2015).

Bezüglich der Belastungen durch die Goldgewinnung bleibt der Erfolg der Minamata-Konvention abzuwarten.

Nationale anthropogene Emissionen

Das Umweltbundesamt berichtet jährlich auf Grundlage nationaler, europäischer und internationaler Konventionen und Vereinbarungen die anteiligen Emissionsmengen für verschiedene Luftschadstoffe, u. a. Quecksilber. Die Emissionen werden in einheitlichen Strukturen, zu festgelegten Terminen und einhergehend mit umfassenden Regelungen zur Dokumentation und Qualitätssicherung und -kontrolle bilanziert. Die Daten werden in den sogenannten nationalen Trendtabellen (Zusammenstellungen der Emissionsentwicklung ausgewählter Luftschadstoffe/Schadstoffgruppen seit 1990) dargestellt und vom Umweltbundesamt veröffentlicht.

Die Daten für das Jahr 2015 sind in Tabelle 7 enthalten. Die UBA-Daten weisen für 2015 Luftemissionen in Höhe von 9,09 Tonnen, davon 7,09 Tonnen aus dem Bereich Energie, 1,96 Tonnen aus dem Bereich Industrie und 0,05 Tonnen aus dem Bereich Abfall aus. Die Entwicklung der Emissionen über die Jahre 1990-2014 ist in Abbildung 13 dargestellt.

Tabelle 7: Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (Schwermetalle) ; Auszug für Quecksilber und für das Jahr 2015 (Angabe in Tonnen) (UBA 2017b)

Emission source categories	2015
Total Emissions	9,09
1. Energy	7,09
A. Fuel Combustion	7,09
1. Energy Industries	5,94
2. Manufacturing Industries and Construction	0,34
3. Transport	0,44
4. Other Sectors	0,36
B. Fugitive Emissions from Fuels	
1. Solid Fuels	
2. Oil and Natural Gas	
2. Industry	1,96
A. Mineral Industry	0,58
B. Chemical Industry	0,35
C. Metal Industry	1,02
D. Non-Energy Products from Fuels	
G. Other Product Manufacture and Use	0,00
H. Other (Pulp & Paper, Food)	
I. Wood Processing	
K. Consumption of POPs and Heavy Metals	
3. Agriculture	
B. Manure Management	
D. Agricultural Soils	
5. Waste	0,05
C. Waste Incineration	0,05
Memo Items	0,05
International Bunkers	0,05
Aviation	
Marine	0,05
Forest Fires	

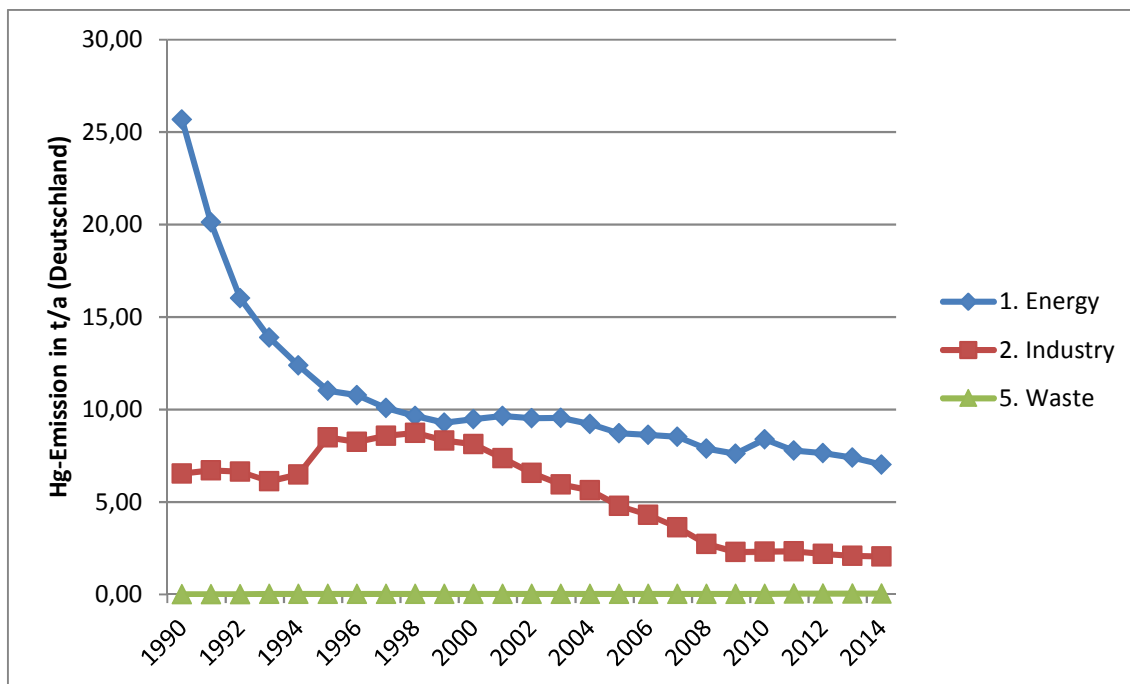


Abbildung 13: Überblick über die aktuellen aktiven luftseitigen Quellen in Deutschland
Quelle: UBA (2017b)

4.1.2 Eintragsregime Luft – Boden - Wasser; Eintragspfade „Erosion“, „Grundwasser“, „Oberflächenabfluss“, „Dränagen“

Die Eintragspfade „Erosion“, „Grundwasser“, „Oberflächenwasserabfluss“ und „Dränagen“ tragen mit 49,5 % zur aktuellen Belastung der Gewässer bei. Ursächlicher Faktor für die Belastung über diese Eintragspfade ist die Quecksilberbelastung des Bodens, die sich zum Teil über die genannten Eintragspfade in die Gewässer verlagern kann.

Der Boden ist Quelle und Senke für Quecksilber.

Quelle: Das im Boden enthaltene Quecksilber wird auf dem Wasserpfad aus dem Boden ausgetragen. Nach UNEP spielt auch die Re-Emission von Quecksilber in die Luft eine Rolle, Kapitel 4.1.1.1.

Senke: Quecksilber hat sich aufgrund historischer Depositionen luftbürtigen Quecksilbers, aber auch aufgrund historischer Landwirtschaftsmethoden angereichert. Die Deposition sowie die Aufbringung bestimmter Mineraldünger und Wirtschaftsdünger, insbesondere auch die Aufbringung von Klärschlamm, können heute noch zur Bodenbelastung mit Quecksilber beitragen.

Zur Höhe des Quecksilberdepots im Boden können nur Annahmen getroffen werden.

Bei der Modellierung der Eintragspfade mittels MoRE wird darauf hingewiesen, dass insbesondere für die mit dem Boden in Zusammenhang stehenden Pfade 'Grundwasser und Dränagen' die Datenlage defizitär ist; außerdem konnten die mittlerweile aktualisierten Oberbodengehalte nach LABO für die letzte Aktualisierung aufgrund zeitlicher Überschneidungen noch nicht verwendet werden (UBA 2016a).

Auf die Berücksichtigung einer Akkumulationsrate für die Bodengehalte, ausgehend

von den Hintergrundwerten der LABO (2003), wurde in der aktuellen Modellierung verzichtet. Die auf das Referenzjahr 1995 bezogenen Hintergrundwerte sind von der LABO differenziert nach Bodenart und Nutzung angegeben worden. Sie lagen zum Beispiel für als Acker genutzten Löss-Oberboden bei 0,19 mg/kg.

4.1.3 Eintragsregime Direkteinleitungen – Eintragspfade „Industrie direkt“, „Kommunale Kläranlagen“, „Historischer Bergbau“

Die direkten Einträge in die Gewässer tragen gemäß MoRE mit 8 % zur aktuellen Belastung der Gewässer bei.

Im Rahmen der EU- Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister (PRTR) Berichterstattung sind die Betreiber von bestimmten berichtspflichtigen Anlagen mit punktuellen Emissionen in Luft, Wasser oder Boden alle 3 Jahre dazu verpflichtet, ihre Emissionen bestimmter Schadstoffe (insgesamt 91) zu melden. Die PRTR-Meldungen umfassen die emittierenden Anlagen als Indirekt- und Direkteinleiter, bei denen mehr als 1 kg/a Quecksilber auf dem Wasserpfad emittiert werden. Die Emissionen aus Anlagen mit geringerer Hg-Emission werden nicht erfasst.

Tabelle 8 enthält die Daten der PRTR-Meldungen für Deutschland der Jahre 2010, 2012, 2014 und 2015. Die betrachteten Betriebe haben für 2015 eine Freisetzung von 681 kg/a in das Abwasser als indirekter Einleiter (Abwasser wird noch in einer kommunale Abwasserbehandlungsanlagen behandelt) und 293 kg/a in die Gewässer als Direkteinleiter, wobei 281 kg/a über kommunale Abwasserbehandlungsanlagen in die Gewässer gelangen, angegeben. Gemäß PRTR-Berichterstattung lagen die Emissionen in den Gewässern 2015 höher als 2012. Die Datenreihen zeigen aber deutliche Schwankungen, deren Ursachen nicht ausschließlich in geänderten Emissionsbedingungen liegen müssen, sondern auch durch geändertes Meldeverhalten bzw. geänderte Datengrundlagen verursacht sein können. Im Einzelnen müssen die Daten im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung in den Flussgebieten verifiziert werden, soweit diese relevant sind.

Tabelle 8: Branchenspezifische Jahresfrachten der PRTR-Betriebe für Freisetzung von Quecksilber in die Medien Wasser und Abwasser (Auswertung des UBA, Datenbasis 2010 und 2012 und 2014, UBA 2016b).

Jahresfracht kg/a gesamt	Freisetzer in das Wasser (Direkteinleiter)				Verbringung in das Abwasser (Indirekteinleiter)			
	2010	2012	2014	2015	2010	2012	2014	2015
Branche								
Energie	8,72	4,68	k.A.	1,47	201	101	17,54	9,93
Chemie	13,73	20,1	67,77	10,67	13,46	9,8	74,07	115
Mineral. Ind.	0	–	0	-	1,1	1,1	1,1	1,1
Metall	1,2	3,5	0	0	428	287	395	550
Abwasser und Abfall	210	139	136	281	0	2,03	0	4,3
Papier und Holz	0	k. A.	k. A.		0	k. A.	k. A.	k.A.
Total	234	165	204	293	643	401	492	681

Die Meldungen im PRTR liegen deutlich höher als die in Tabelle 6 zusammengefassten Ergebnisse aus MoRE (ca. 17 kg aus kommunalen Kläranlagen und ca. 45 kg aus industriellen Einleitungen). Eine mögliche Ursache ist, dass seitens der PRTR-Betriebe die Frachteinträge weiterhin überschätzt werden, bedingt durch messtechnische Faktoren oder die Verwendung veralteter Emissionsfaktoren.

In der Abwasserverordnung werden für die Einleitung von Abwässern bestimmter Herkunftsbereiche bzw. für solche Abwässer vor deren Vermischung mit anderen Abwässern Grenzwerte für Quecksilber geregelt (Anhänge 22, 23, 27, 33, 39, 40, 42, 47, 48, 50, 51, 53 und 55 AbwV).

Für die Relevanzabschätzung bezüglich der Quecksilberemissionen aus den Anhängen 22, 23, 27, 33, 42, 47, 48 und 51 wurden die zur Verfügung stehenden Emissionsdaten für die Anlagenarten den Gesamteinträgen von Quecksilber gegenübergestellt und dann geprüft, inwieweit Vermeidungs- und Minderungstechniken einen Beitrag zur Senkung der Quecksilberemissionen leisten können. Für die Relevanzabschätzung wurden Daten der PRTR-Meldungen sowie dem UBA vorliegende Einleitwerte verwendet. Die Ergebnisse stellen sich wie folgt dar:

Es gab keine PRTR-Meldungen für die Anhänge 39, 40, 50, 53 und 55, da deren Emissionsdaten nicht berichtspflichtig waren, d. h. die Emissionen lagen entweder unterhalb der in der PRTR-Verordnung vorgegebenen Schwellenwerte (Kapazitäts- bzw. Schadstoffschwellenwerte) oder gehörten zu keiner PRTR-Tätigkeit nach Anhang 1 der PRTR-Verordnung.

4.2 Belastungen aus Sedimenten

Quecksilber ist in den Gewässersedimenten, welche das Langzeitgedächtnis der Gewässer darstellen, ubiquitär angereichert. Neben den aktuellen Einträgen in die Gewässer (Kapitel 4.1) gibt es aus früheren, vorwiegend industriellen Quecksilbereinleitungen in die Gewässer umfangreiche Depots in den Gewässersedimenten und Auenböden. Diese können durch Hochwasserereignisse remobilisiert und unter bestimmten Bedingungen in Methylquecksilber umgewandelt werden. Das Methylquecksilber hat ein besonders hohes Potenzial zur Anreicherung in Fischen.

4.2.1 Hot-Spots quecksilberbelasteter Sedimente

Vereinzelt durchgeführte Untersuchungen an Hot-Spot-Sedimentationsbereichen zeigen teilweise sehr hohe Belastungen an. Diese sind jedoch ungleichmäßig auf die einzelnen Flussgebiete verteilt.

Elbe: Die Bühnenfelder der Elbe, die Elbe-Seitenstrukturen und Staustufen in den relevanten Nebenflüssen wie der Saale sind als bedeutender Zwischenspeicher sowie sekundäre Quelle zu nennen, deren bei Niedrig- und Mittelwassersituationen vorherrschende Senkenfunktion sich im Hochwasserfall zu einer Quellenfunktion wandelt (FGG Elbe 2013).

Rhein: Im Rahmen des internationalen Sedimentmanagementplans Rhein (IKSR 2009) werden 18 Hot-Spot-Sedimentationsbereiche derzeit saniert, auf Sanierungsmöglichkeiten geprüft bzw. die Entwicklung weiter beobachtet. Gemessen an den dortigen Bewertungskriterien sind im deutschen Rheineinzugsgebiet mehrere, aber durchaus nicht alle untersuchten Sedimentations-Hot-Spots in maßnahmenrelevantem Ausmaß mit Quecksilber belastet eingestuft worden (Eddersheim/Main; Hitdorf).

Die Belastung des Sediments in der Unter- und Außen-**Ems** ist regelmäßig sehr gering. Es wird vermutet, dass dort eine Quecksilberbelastung von Biota über diesen Pfad nachrangig bis nicht gegeben ist. Aus dem Flussgebiet der **Oder** sind aktuell keine konkreten Belastungsschwerpunkte bekannt, es gibt jedoch Hinweise auf historische Belastungen, die aus der industriellen Produktion (Chlorerzeugung im Amalgamverfahren) auf dem Staatsgebiet der Republik Polen resultieren. Die **Donau** gilt als mäßig mit Quecksilber belastet, lediglich unterhalb von Kelheim befindet sich ein Hotspot. Zur Schwermetallbelastung der **Weser** trägt vor allem die Aller (Einfluss des Harzes) bei. Dies betrifft jedoch nicht die Quecksilberbelastung, so dass für die Weser keine Hot-Spots bekannt sind.

4.2.2 Einfluss der Sedimentverhältnisse auf die Hg-Anreicherung in Biota

Die Beiträge der Sedimentbelastung zur aktuellen Immissionssituation im Gewässer und insbesondere die Bioverfügbarkeit dieser Sedimentbelastungen sind bisher nicht näher quantifiziert worden. Hier besteht Untersuchungsbedarf.

Ein besonderes Augenmerk ist auf den Prozess der Methylierung von Quecksilber zu legen. Es ist erkennbar, dass nicht nur die Höhe der Quecksilber-Konzentration im Sediment entscheidend dafür ist, ob das Quecksilber in das für Biota besonders gefährliche Methylquecksilber umgewandelt wird. Neben der Quecksilberkonzentration sind auch das Vorkommen bestimmter Bakterien und Sauerstoffmangel „kritische

Parameter“.

4.3 Zusammenfassung Belastungsursachen

Aufgrund der über lange Zeiträume in die Gewässer eingetragenen Frachten, die in den Sedimenten angereichert wurden, befinden sich dort historisch bedingte Belastungen. Neben der ubiquitären „Grundlast“ können unterhalb von früheren Einleitungen auch besonders belastete Bereiche (Hot-Spot-Bereiche) vorhanden sein. Die Interaktionen zwischen Gewässersediment und Biota sind noch weitgehend ungeklärt. Entsprechend ist noch nicht klar, welchen Beitrag die Belastungen der Sedimente zur aktuell messbaren Belastung von Biota leisten. Hier gibt es noch Untersuchungsbedarf. Ohne dem vorgreifen zu wollen, wird aber vermutet, dass die Sedimentbelastungen die Hauptursache der Biota-Belastungen sind.

Aufgrund von Belastungen, die durch aktuelle oder frühere luftbürtige Deposition und aufgrund der früheren und ggf. auch der aktuellen landwirtschaftlichen Nutzung (zum Beispiel durch Düngung mit Klärschlamm) in den Böden vorliegen, kommt es weiterhin zu Einträgen in die Gewässer. Dominierende Eintragspfade sind der Abfluss von versiegelten – über Deposition belasteten - Flächen (urbane Gebiete), die Bodenerosion, der Eintrag über das Grundwasser und die unmittelbare atmosphärische Deposition auf die Gewässer. Bezüglich der Relevanz des Eintragspfads „Urbane Gebiete“ kann nur auf die Ergebnisse von Modellrechnungen verwiesen werden, belastbare, bundesweit übertragbare Messergebnisse zu Niederschlagswassereinleitungen liegen nicht vor.

Bezogen auf die aktuelle luftbürtige Deposition sind neben der atmosphärischen Belastung, die in der europäischen Berichterstattung (EMEP) als globale, natürliche und historische Belastung beschrieben wird, auch aktuelle “anthropogene“ Emissionsquellen in Deutschland bzw. den Nachbarstaaten ursächlich, insbesondere Emissionen aus Kohlekraftwerken.

Einträge in die Gewässer aus kommunalen oder industriellen Kläranlagen, die den Anhängen 22, 23, 27, 33, 39, 40, 42, 47, 48, 51, 53 und 55 unterliegen, spielen im Vergleich dazu eine untergeordnete, aber mit 8 % des aktuellen Eintrags keine zu vernachlässigende Rolle. Hierbei werden kommunale Kläranlagen und Abwasseranlagen mit den Anhängen 22, 23, 27, 33, 39, 40, 42, 48, 51, 53 und 55 nicht als relevante Eintragsquellen angesehen.

Für unmittelbare Eintragsquellen wird ein zielführendes Minderungspotenzial lediglich für Anlagen des Anhangs 47 der AbwV (REA-Abwasser) in geringem Ausmaß angenommen.

Insgesamt lässt die Datenlage eine Einschätzung der Belastungsquellen und -pfade zu, jedoch bestehen auch noch in einigen Bereichen durchaus große Unsicherheiten. Insbesondere ist unklar, welchen Beitrag die aktuellen Gewässerbelastungen auf der einen Seite und die im Sediment gebundenen Belastungen auf der anderen Seite zur Hg Belastung in Fischen leisten.

5 TREND-PROGNOSEN ALS GRUNDLAGE ZUR ABLEITUNG EINES BEWIRTSCHAFTUNGSZIELES

In Kapitel 2 ist beschrieben, dass es keine 1:1 Korrelation zwischen der Belastung der Gewässer mit Quecksilber und der Belastung der in den Gewässern lebenden Fische gibt. In Kapitel 4 wird beschrieben, dass neben anthropogenen Ursachen, natürliche und globale Ursachen einen relevanten Beitrag zur heutigen Hg-Belastung der Gewässer leisten. Es wird außerdem beschrieben, dass die heutigen anthropogen bedingten Einträge in die Gewässer nur zu einem kleinen Teil auf direkte Einleitungen zurückgehen, sondern im Wesentlichen auf Emissionen, die erst indirekt in die Gewässer und dann in die Fische gelangen.

Die Prognose möglicher Entwicklungen der Quecksilberbelastung ist damit hochkomplex und wird, selbst bei größter Sorgfalt und Einschaltung hochqualifizierter Expertise, mit großen Unsicherheiten behaftet sein. Dies sollte von vorneherein im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung kommuniziert werden, auch in Richtung der EU-Kommission.

- Im Idealfall kann bei Einschaltung entsprechender Expertise grob abgeschätzt werden, wie sich die Einträge in die Gewässer über die in Kapitel 4 beschriebenen Eintragspfade entwickeln könnten.
- Es kann ggf. auch eingeschätzt werden, wie sich die Sediment-Fracht im Gewässer durch Sediment-Management verändert.
- Ob eine Prognose zur Entwicklung der Hg-Konzentrationen in Fischen, ausgehend von den veränderten Daten zum Gewässereintrag und zur Sedimentfracht möglich ist, kann derzeit nicht abschließend beurteilt werden. Hierzu ist weitere Forschung oder zumindest eine umfangreiche Literaturrecherche notwendig.

In den Kapiteln 5.1 bis 5.3 wird die Methodik für die Durchführung der Prognosen stichpunktartig beschrieben. Inhaltliche Aussagen zu möglichen Szenarien werden in Kapitel 6 getroffen.

5.1 Entwicklung der Quecksilberfrachten über die verschiedenen in MoRE dargestellten Eintragspfade

5.1.1 Eintragsregime Luft – Wasser; Eintragspfade „urbane Gebiete“ und „atmosphärische Deposition“

- Festlegung von Szenarien zur möglichen luftseitigen Emissions-Änderung aufgrund von Veränderungen des historisch bedingten Quecksilberdepots und globaler Entwicklungen
- Prognose der luftseitigen Emissions-Änderung (nationaler Beitrag) aufgrund nationaler bzw. europarechtlicher Vorgaben
- Abfrage der Emissions-Änderung aufgrund wirtschaftlicher Entwicklungen und gezielter weitergehender anlagenbezogener Maßnahmen (Flussgebiete)
- Modellrechnung: Entwicklung der Depositionswerte aufgrund der Emissions-

Änderungen (Zeitschiene)

- Modellrechnung: Entwicklung der über die Eintragspfade „urbane Flächen“ und „atmosphärische Deposition“ in die Gewässer ausgetragenen Frachten (Zeitschiene)
- Übernahme der geänderten Depositions-Werte in MoRE.

Alternativ:

Sofern es nicht möglich ist, eine seriöse Einschätzung zur Entwicklung der Luft-Emissionen und des Quecksilber-Depots in der Umwelt und weiter zur Abschätzung der davon beeinflussten Depositionswerte herzuleiten, kann ggf. auch mit folgenden pragmatisch hergeleiteten Szenarien gearbeitet werden. Für diesen Fall sollten aber gleichwohl die in Kapitel 6 und Anhang 2 aufgeführten Handlungsansätze im Flussgebiet geprüft und die dort zutreffenden Maßnahmen im Bewirtschaftungsplan dargestellt werden.

Thesen (siehe Fließschema Kapitel 7.2):

- Baseline-Szenario: Trotz ambitionierter Maßnahmen zur Minderung der anthropogenen Quecksilber-Emissionen in die Luft und trotz positiver Entwicklungen bezüglich der Minderung des global, historisch und natürlich bedingten Quecksilber-Depots setzt sich lediglich der seit 2000 erkennbare Trend fort. Der Trend der Deposition (Abbildung 8) wird bis zum Jahr 2021 und dann weiter bis zum Jahr 2027 fortgeschrieben. Die entsprechenden Daten werden als Eingangsdaten in MoRE bei den entsprechend relevanten Eintragspfaden (urbane Flächen, atmosphärische Deposition) verwendet.
- Best-case-Szenario: Es wird angenommen, dass die atmosphärische Deposition von 14 g/km²/a in 2016 (Abbildung 8) bis 2027 nochmals halbiert wird. Von 1990 bis 2015 war eine Halbierung, jetzt wäre es aufgrund der globalen Umwälzungen und der [starken] Anstrengungen im Luftbereich in Deutschland eine weitere Halbierung in 10 Jahren ehrgeizig und Best-case-Szenario. Die entsprechenden Daten werden als Eingangsdaten in MoRE bei den entsprechend relevanten Eintragspfaden (urbane Flächen, atmosphärische Deposition) verwendet.

5.1.2 Eintragsregime Luft – Boden – Wasser; Eintragspfade „Erosion“, „Grundwasser“, „Oberflächenabfluss“, „Dränagen“

- Ermittlung der Wirkung von Maßnahmen zur Minderung des Quecksilber-Austrags über die Eintragspfade Erosion, Grundwasser, Oberflächenwasserabfluss und Dränage (Flussgebiete)
- Übernahme der geänderten Eintrags-Daten bzw. der geplanten Maßnahmen in MoRE, flussgebietsspezifische Berechnung

5.1.3 Eintragsregime Direkteinleitungen – Eintragspfade „Industriegewerblich“, „Kommunal“, „historischer Bergbau“

- Festlegung von Minderungsmaßnahmen bei Direkteinleitungen (Flussgebiete)
- Übernahme der geänderten Eintrags-Daten bzw. der geplanten Maßnahmen in MoRE, flussgebietsspezifische Berechnung

5.1.4 Vorbelastung durch den Oberlieger

- Abfrage der zu erwartenden Belastungen durch den Oberlieger (bei entsprechenden internationalen Flussgebieten)
- Übernahme dieser Werte in MoRE, flussgebietspezifische Berechnung

5.2 Entwicklung der Sedimentbelastung aufgrund eines gezielten Sedimentmanagements

Partikelgebundene Schadstoffe stellen ein potenzielles Umweltrisiko dar. Das tatsächliche Ausmaß des Risikos wird durch die Höhe der Belastung (Schadstoffkonzentrationen), die Verfügbarkeit und Persistenz der Schadstoffe sowie durch die Sensitivität aller maßgeblichen Schutzgüter bestimmt (FGG Elbe 2013). Aus zahlreichen Untersuchungen an der Elbe (Hillebrand et al. 2014, Heininger et al. 2003, Heise et al. 2005, Heise 2013) und regelmäßig stattfindendem Monitoring (BfG) geht hervor, dass Bühnenfelder und Seitenstrukturen für den Feinsediment- und damit auch Schadstofftransport als Zwischenspeicher/Schadstoffreservoir bzw. Senke eine zentrale Rolle spielen. Feinsedimente mit teils hoher Schadstoffbelastung lagern sich in den strömungsberuhigten Bereichen ab und können unter bestimmten hydrologischen Bedingungen remobilisiert werden. Die Quell- bzw. Senkenfunktion der Bühnenfelder und Seitenstrukturen und deren Beeinflussung durch hydrologische Randbedingungen werden bei Schwartz & Kozerski (2004) ausführlich beschrieben.

Unter Seitenstrukturen werden in den Untersuchungen von Heise (2013) Stillgewässer verstanden, die in der Talaue der Elbe liegen und entweder keine oder nur eine eingeschränkte Verbindung zur Elbe haben, jedoch bei bestimmten Abfluss- bzw. Hochwassersituationen überflutet werden können (Häfen, Altarme und Buchten, Altwässer).

Bühnenfelder stellen periodisch überstaute bzw. trockengefallene Zonen zwischen zwei Bühnen dar. Sie bilden die Grenze zwischen Fluss und Aue. Der mit Bühnen ausgebauter Abschnitt der deutschen Binnenelbe reicht von km 121 bis km 585,5 kurz vor dem Wehr in Geesthacht. Die deutsche Binnenelbe weist ca. 6.900 Bühnenfelder auf (WSD Ost 2006). Dies bedeutet, dass rund 92 % der Uferbereiche in dem genannten Flussabschnitt mit diesen Bauwerken versehen sind und somit zumindest bei niedrigen Durchflusssituationen der Elbe die wesentlichen Stillwasserbereiche darstellen (Schwartz & Kozerski 2004). Im Gegensatz zum guten Kenntnisstand über die größtenteils punktförmigen Schadstoffeinleitungen stellen, insbesondere im Hochwasserfall, die Bühnenfelder und Seitenstrukturen für die Elbe und ihre Auen eine potenzielle, diffuse Stoffquelle dar. Ihre Wirkung auf die Gewässerqualität und die aquatische Lebensgemeinschaft wurde allerdings bisher in der Bewirtschaftungsplanung der Flussgebiete vernachlässigt.

Die Erkenntnisse über absolute Mengen an Quecksilber in belasteten Feinsedimenten der Bühnenfelder und Seitenstrukturen der deutschen Binnenelbe sollen hier überschlagsmäßig dargestellt werden.

Bühnenfelder der Elbe:

Aus einer repräsentativen Bestandsaufnahme (2010, 2011), durchgeführt durch die BfG, ließ sich eine Klassifikation der Bühnenfelder hinsichtlich ihrer

Feinsedimentmengen herleiten. Untersuchungen zur Mobilisierbarkeit und Schadstoffbelastung wurden exemplarisch in sechs Buhnenfeldern vorgenommen (Hillebrand et al. 2014). Die Zusammenhänge der ermittelten Feinsedimentmengen und charakteristischen Eigenschaften der Buhnenfelder wurden analysiert und sind im Buhnenfeldkataster³ der BfG erfasst. Zielsetzung der Untersuchungen war eine fundierte Abschätzung über die absoluten Mengen potenziell remobilisierbarer, schadstoffbelasteter Feinsedimente in den Buhnenfeldern der Binnenelbe.

In der deutschen Binnenelbe existieren ca. 6.900 Buhnenfelder, circa 6.300 davon konnten in den BfG-Untersuchungen klassifiziert werden. Von den 6.300 klassifizierbaren Buhnenfeldern wurden 626 Buhnenfelder hinsichtlich des Sedimentinventars in die Kategorie „viel Schlamm“ und 246 Buhnenfelder in die Kategorie „wenig Schlamm“ eingeordnet. Alle übrigen Buhnenfelder wurden als frei von Schlammablagerungen definiert. Als sinnvolle Angabe über die Mächtigkeit der Feinsedimentablagerungen wird eine mittlere Mächtigkeit von 50 cm angenommen. Bezüglich der Buhnenfeldfläche werden in dieser Berechnung zwei Drittel der Niedrigwasserfläche von im Mittel ca. 3.400 m² als Maß angegeben. Mit diesen Annahmen sowohl für die als „viel Schlamm“ wie auch die als „wenig Schlamm“ klassifizierten Buhnenfelder (die Kategorien werden in der Mengenbetrachtung als gleichrangig betrachtet) ergibt sich ein Gesamtvolumen der Feinsedimentablagerungen in den Buhnenfeldern der deutschen Binnenelbe von ca. 1,0 Mio. m³ bzw. 1,15 - 1,3 Mio. t (Sedimentdichte 1,15 - 1,3 t/m³). 87 % der schlammhaltigen Buhnenfelder liegen unterhalb von Elbe-km 350. Deshalb wurden im Bereich der unteren Mittelelbe sechs Buhnenfelder exemplarisch ausgewählt, für die sowohl die Schadstoffbelastung als auch die Mobilisierbarkeit der Feinsedimentablagerung untersucht wurden. Aus diesen sechs betrachteten Buhnenfeldern ergibt sich ein mittlerer Quecksilbergehalt von 8,43 mg/kg. Somit berechnet sich über alle belegten, klassifizierbaren Buhnenfelder ein Hg-(Zwischen)-Depot von ca. 10 -11 t.

Elbe-Seitenstrukturen:

Die von Heise (2013) durchgeführte Studie ermöglicht eine Einschätzung, ob und in welchem Maße Seitenstrukturen der Elbe als temporäres Schadstoffdepot und mögliche sekundäre Schadstoffquelle für die stoffliche Qualität der Elbe von Bedeutung sind.

Nach Heise (2013) befinden sich mehr als 1.000 Seitenstrukturen in der Talau der Elbe. Im Bereich der deutschen Binnenelbe nehmen diese Seitenstrukturen insgesamt eine Fläche von ca. 50 km² ein, auf der schadstoffbelastete Schwebstoffe nach einem Hochwasser sedimentieren bzw. während einer Überflutung resuspendiert und verlagert werden können. 61 % dieser Fläche (31 km²) entfallen auf Seitenstrukturen einer beträchtlichen Länge von mehr als 500 Metern, die im Falle einer erhöhten Abflusssituation mit hoher Geschwindigkeit durchströmt werden können. Bei Annahme einer resuspendierbaren Sedimentschicht von 30 cm Tiefe ergäbe dies im Falle eines Hochwassers einen potenziellen Eintrag aus den Seitenstrukturen von rund 15 Mio. m³ (bzw. 17,25 - 19,5 Mio. t bei einer Sedimentdichte von 1,15 - 1,3 t/m³) möglicherweise

³ Das Buhnenfeldkataster der BfG umfasst regionale, geometrische, morphologische, hydrologisch-hydraulische und wasserbauliche Kriterien von insgesamt 6.450 Buhnenfeldern (Claus et al. 2014).

schadstoffbelasteten Materials in die Elbe.

Heise (2013) betrachtet 15 ausgewählte Seitenstrukturen, die sich in unterschiedlichen Flussabschnitten befinden (zwischen Fluss-km 340 und 569) und sich sowohl in ihrer Lage und Entfernung zum Fluss als auch in ihrer Anschlusssituation unterscheiden. Die chemische Analyse der Sedimentkerne ergab über alle beobachteten Flächen und Tiefen einen mittleren Hg-Gehalt von 9,18 mg/kg. Unter Berücksichtigung dieser Annahmen ergibt sich ein Hg-(Zwischen)-Depot von ca. 160 -180 t.

Unsicherheiten

Aussagen, die aus einzelnen Stichproben abgeleitet sind, unterliegen entsprechend großen Unsicherheiten. Dennoch stellt diese Auswertung den aktuellen Stand der Datenlage dar.

Für eine genauere Bilanzierung ist es zukünftig erforderlich, die transportierte Schadstofffracht detaillierter zu erheben sowie die temporäre Senkenfunktion und den dauerhaften Schadstoffrückhalt in den Auen zu untersuchen.

5.3 Wirkung der Änderungen der Gewässer- und Sedimentbelastung auf Fische

Das Methylquecksilber ist die gängigste Form von organischem, bioverfügbarem Quecksilber in der Umwelt. Es entsteht durch die Methylierung von anorganischem Quecksilber vor allem durch Mikroorganismen im Boden, in Sedimenten und im Wasser. Die Rate und Reaktionsgeschwindigkeit der Methylierung bzw. Demethylierung sind von den Umweltbedingungen abhängig und liegen in einem relativ weiten Bereich. UV-Strahlung, mikrobielle Umgebung und Redoxzustände spielen dabei eine Rolle. Insgesamt besteht aber bzgl. der Wirkmechanismen der Bioverfügbarkeit des Quecksilbers noch erheblicher Forschungsbedarf, damit letztendlich Aussagen darüber getroffen werden können, wie sich die Maßnahmen zur Reduzierung der Quecksilbereinträge auf die in der Matrix „Fische“ gemessenen Konzentrationen auswirken.

6 HANDLUNGSANSÄTZE ZUR MINDERUNG DER QUECKSILBERBELASTUNG

Ein wesentlicher Beitrag zur Quecksilberbelastung der Fische geht auf natürliche, globale und historische luftseitige Ursachen zurück. Handlungsansätze, die an diesen Ursachen ansetzen, sind nicht Gegenstand der nationalen oder flussgebietsweiten Bewirtschaftungsplanung. Die Entwicklungen des natürlichen Quecksilberkreislaufs, der globalen Quecksilberemissionen und des historisch aufgefüllten Quecksilberdepots haben aber Einfluss auf die Höhe der Quecksilberbelastung der Fische und müssen deshalb bei der Festlegung eines Bewirtschaftungsziels für Quecksilber im Sinne eines Baseline-Szenarios berücksichtigt werden.

Einen weiteren Beitrag zur Quecksilberbelastung der Fische leisten aktuelle, nationale oder flussgebietsweite anthropogene Tätigkeiten, von denen luftseitige Quecksilber-Emissionen ausgehen. Diese sind in den Bewirtschaftungsplänen zu betrachten.

Außerdem tragen die im Boden und in den Sedimenten gebundenen Quecksilber-Frachten zur Belastung der Fische bei. Handlungsansätze an der Quelle, wie sie primär von der Wasserrahmenrichtlinie vorgesehen sind, sind hier nicht möglich. Gleichwohl können Maßnahmen des Bodenschutzes sowie des Grundwasser- und Dränagemanagements den aktuellen Gewässereintrag mindern. Maßnahmen des Sedimentmanagements können den von den Sedimenten ausgehenden Beitrag zur Hg-Belastung in Fischen reduzieren. Entsprechende Maßnahmen sollten deshalb im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung geprüft werden.

Nicht zuletzt sind Minderungsmaßnahmen zu betrachten, die an den Eintragspfaden „urbane Flächen“ und bei den Direkteinleitungen greifen. Dies gilt auch dann, wenn die Belastung des Eintragspfades „urbane Flächen“ ursächlich auf luftseitige Einträge zurückgeht.

Nachfolgend und im Anhang 2 werden die verschiedenen Handlungsansätze spezifiziert.

6.1 Handlungsansätze zur Minderung der natürlichen, historischen und globalen luftbürtigen Quecksilberbelastungen

Die luftseitigen Emittenten gemäß PRTR für 2014 sind in Anhang 3: Relevante luftseitige Quecksilberemittenten gemäss PRTR für 2014 dargestellt.

6.2 Handlungsansätze zur Minderung der aktuellen anthropogenen luftseitigen Quecksilberemissionen aus Anlagen im Flusseinzugsgebiet

Aus der PRTR-Berichterstattung ergibt sich für Deutschland für die Jahre 2010/2012/2014 (UBA 2016c) folgendes Bild der Quecksilberemissionen in die Luft (**Fehler! Ungültiger Eigenverweis auf Textmarke.**):

Tabelle 9: PRTR – Luft (UBA 2016c)

Branche	Jahresfracht kg/a der PRTR-Betriebe (Luft)		
	2010	2012	2014
Energie	5.279	5.190	5.140
Chemie	578	441	368
Mineral. Industrie	668	779	687
Metall	711	877	574
Abwasser- und Abfall	237	34,6	48,6
Papier und Holz	67	k.A.	k.A.
Summe	7.540	7.330	6.820

Damit sind umweltpolitisch begründete luftseitige Emissionsminderungsmaßnahmen bei den Industriezweigen Energiegewinnung, Metallgewinnung und -verarbeitung, Mineralverarbeitende Industrie (Zementherstellung), Chemie sowie die Abfallbehandlung und -lagerung zu betrachten.

Minderungsmaßnahmen sind zunächst aus dem Bundesimmissionsschutzrecht begründet, das wiederum europarechtliche Vorgaben umsetzt, insbesondere das Luftqualitätsrecht der EU und die EG-Richtlinie 2010/75/EG über Industrieemissionen, kurz IE-Richtlinie. Mit diesen Rechtsvorschriften wird die Etablierung der besten verfügbaren Technik (BVT-Merkblätter bzw. BREF-documents) gestärkt.

Im Bewirtschaftungsplan sollte dargestellt werden, welche aus dem EU-Recht bzw. dem BImSchG begründeten Minderungsmaßnahmen bezogen auf die Hg-Emission seit Inkrafttreten der WRRL umgesetzt wurden.

Bezogen auf die mögliche Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber ist von Bedeutung, dass in Deutschland die europarechtlichen Anforderungen umgesetzt sind; zum Teil aber weitergehende Minderungen der Quecksilberemission erreicht bzw. erreichbar sind. Das von NRW in Auftrag gegebene Gutachten (Teibert et al. 2016) enthält für die verschiedenen Hg-emittierenden Branchen Hinweise zu technischen Möglichkeiten und zur rechtlichen Begründung.

Soweit technische Minderungsmöglichkeiten bestehen, ist ggf. eine rechtliche Durchsetzung im Einzelfall zu prüfen. Hinweise dazu enthält Teibert et al. (2016). Das Gutachten kommt im Rahmen einer ausführlichen rechtlichen Prüfung zu dem Schluss, dass aufgrund der WRRL-Vorgaben (Phasing-Out und Hg-UQN in Fisch) Minderungsanforderungen an Quellen der Luftemission mindestens bis zum fortgeschrittenen Stand der Technik zulässig sind. Laut Gutachter müssten für nachträgliche Anordnungen weder im Wasserrecht noch im Immissionsschutzrecht eine akute und unmittelbare Gefahr vorliegen. Es reiche aus, wenn eine Beeinträchtigung der materiell-rechtlichen Vorgaben aus dem Immissionsschutzrecht oder dem Wasserrecht zu befürchten sei. Es bedürfe auch keines unmittelbaren Kausalitätsnachweises und keiner ausschließlichen Zuordnung zu einem einzigen Emittenten.

Dies habe zuletzt der EuGH in der Entscheidung zur Weservertiefung festgestellt. Der EuGH sieht es als ausreichend für einen Widerspruch gegen die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie an, wenn die darin enthaltene Zielerreichung nur gefährdet wird. Die Gefährdung der Zielerreichung durch die von den Kraftwerken ausgehenden luft- und wasserseitigen Quecksilbereinträge lasse sich zweifelsfrei darstellen.

Neben den umweltpolitischen Minderungsmaßnahmen können sich durch veränderte Marktanforderungen o. ä. Veränderungen mit positiver und ggf. auch negativer Auswirkung auf die Quecksilber-Emission ergeben. Anzusprechen ist insbesondere die Energiewende mit dem Umstieg auf erneuerbare Energieträger. Insgesamt sollten im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung solche wirtschaftlichen Veränderungen abgefragt und hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Quecksilber-Emissionen (zunächst der luftseitigen Emissionen) auch dargestellt werden.

6.3 Handlungsansätze zur Minderung der boden- und grundwasserbürtigen Quecksilbereinträge in die Gewässer des Flusseinzugsgebietes

Der Boden ist Quelle und Senke der Quecksilberbelastung.

Senke: Die Belastung des Bodens mit Quecksilber geht, wie die Quecksilber-Fracht im Luft-Depot, im Wesentlichen auf natürliche, historische und globale Ursachen zurück. Nennenswerte Veränderungen in diesem Bereich werden erst sehr langfristig erwartet. Soweit der Boden durch aktuelle anthropogene Tätigkeiten mit Quecksilber belastet wird, wird dies im Anhang 2 beschrieben.

Quelle: Handlungsansätze, die den Quecksilberaustrag aus dem Boden in die Gewässer verringern können sind in Anhang 2.3. Bodenbürtige Eintragspfade und Grundwasser beschrieben. Hierbei sind sowohl Handlungsansätze zu berücksichtigen, die sich aus rechtlichen Mindestanforderungen ergeben, als auch weitergehende Handlungsansätze und Minderungspotenziale, die sich aus Marktveränderungen ergeben könnten. Außerdem sollten Änderungen zum Beispiel der Bodenbewirtschaftungsformen oder Maßnahmen, die der Ertüchtigung von Drägen dienen, beschrieben werden

6.4 Handlungsansätze zur Minderung der Einträge aus „urbanen Flächen“

Die urbanen (versiegelten) Flächen werden über die Deposition mit Quecksilber belastet. Mit dem Niederschlagswasser gelangt somit Quecksilber über den Eintragspfad „urbane Flächen“ in die Gewässer.

Maßnahmen zur Minderung der Quecksilberbelastung der Deposition sind in Kapitel 6.1 und 6.2 beschrieben. An dieser Stelle geht es um Handlungsansätze und Rahmenbedingungen, die auf dem Eintragspfad von der urbanen Fläche zum Gewässer greifen. Das sind neben Maßnahmen der Niederschlagswasserbehandlung auch Faktoren wie die Veränderung der versiegelten Flächen und die Veränderungen des Niederschlagsregimes.

6.5 Handlungsansätze zur Minderung der Direkteinträge in die Gewässer

Gemäß MoRE lagen die Einträge über die Pfade „industrielle Direkteinleitungen“ und „kommunale Kläranlagen“ bei 5 bzw. 2 % der Gesamteinträge in die Gewässer in Deutschland. Die entsprechenden Einleiter melden, soweit sie meldepflichtig sind, ihre Emissionen in PRTR. Aktuelle Werte sind in Tabelle 8 aufgeführt. Weitere Direkteinleitungen gemäß AbwV (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) sind zu prüfen. Ebenfalls zu betrachten sind Einträge aus dem „historischen Bergbau“, soweit diese in Flussgebieten relevant sind.

Wie bei den aktuellen anthropogenen luftseitigen Quecksilberemissionen gilt auch für die aktuellen anthropogenen wasserseitigen Quecksilberemissionen das sich Handlungsansätze aus rechtlichen Regelungen, weitergehenden Anforderungen und ggf. Marktänderungen ergeben.

In Anhang 2 sind entsprechende Handlungsansätze spezifiziert.

6.6 Handlungsansätze in Bezug auf Sedimente

Da die Biomethylierung von Quecksilber maßgeblich in den Gewässersedimenten und in Schwebstoffen stattfindet (Potgeter 1998) und infolge dessen eine anschließende Bioakkumulation in der Nahrungskette begünstigt wird, können Maßnahmen belastetes Sediment betreffend indirekt einen wesentlichen Beitrag zur Reduzierung der Quecksilberbelastung in Fischen leisten. Grundsätzlich sollte eine Remobilisierung und Verfrachtung belasteter Altsedimente beispielsweise bei höheren Durchflüssen, extremen Hochwasserereignissen oder unbewussten Eingriffen möglichst vermieden werden. Dies kann über ein konsequentes Sedimentmanagement und damit verbunden eine möglichst quellnahe Sanierung der Schadstoffeinträge verursachenden Altlasten am und im Gewässer erfolgen. Folgende Maßnahmenoptionen mit unmittelbarer Wirkung auf die Sedimentqualität und damit auch auf eine Verringerung des Potenzials der Biomethylierung und -akkumulation des Quecksilbers können genannt werden:

- Beseitigung schadstoffbelasteter Altsedimentdepots (Buhnenfelder, Seitenstrukturen, Vorhäfen von Staustufen, strömungsberuhigte Bereiche) durch Entnahme oder gezieltes Baggergutmanagement
- Beeinflussung der Sedimenttransportvorgänge durch Verstärkung oder Verminderung der Schwebstoffsedimentation (z.B. Sedimentfänge, Nutzung von Stoffsenken)
- Festlegung (z.B. Capping) zur Minimierung des Remobilisierungsrisiko im Gewässer oder in Gewässernähe

Weitere Maßnahmenoptionen mit mittelbarer Wirkung können sein:

- Reduzierung/Sanierung von Altlasten (ehemalige Großstandorte des Bergbaus oder der chemischen Industrie),
- Reduzierung/Sanierung von Punktquellen (industrielle Abwassereinleitungen, Altbergbau), vgl. Kapitel 4.1,
- Reduzierung des schadstoffbelasteten Feinsedimenteintrages aus weiteren

Quellen (urbaner Raum, Bodenerosion, Grundwasser, Drainagen, Bootsverkehr (z.B. Sunk/Schwall)), vgl. Kapitel 4.2.

Weitere Handlungsansätze am Beispiel der FGG Elbe sind in Anhang 2.4 Sedimentmanagement zusammengefasst.

6.7 Zusammenfassung der Handlungsansätze

Die aufgeführten Maßnahmen werden voraussichtlich keinen maßgeblichen Einfluss auf die bereits vorwiegend in Gewässeraltsedimenten vorhandene Quecksilberbelastung haben können. Globale Minderungsmaßnahmen können einem weiteren, zusätzlichen Anstieg der Quecksilberbelastung der Gewässer zwar perspektivisch entgegenwirken, es scheint jedoch insbesondere an Standorten mit entsprechenden Sedimentationsräumen und Sedimentbelastungen erforderlich, den Fokus auf weitere Maßnahmen im Sedimentbereich zu legen.

Auch der Bericht über den „Kenntnis- und Diskussionsstand betreffend Quecksilberbelastungen in Gewässern und diesbezüglicher Relevanz luftbürtiger Quellen“ der Ad-hoc-Arbeitsgruppe aus LAWA, LABO und LAI gelangt, „ohne dem dort festgestellten weiteren Untersuchungsbedarf vorgreifen zu wollen, zu der Annahme, [...] dass die Sedimentbelastungen eine Hauptursache der Biota-Belastungen sind“ (LAWA, LAI, LABO 2016).

Ist die Sedimentbelastung überwiegend verantwortlich für die Überschreitung der UQN sind bei der Festlegung der Bewirtschaftungsziele für Quecksilber die Maßnahmen zum Eintragspfad Luft zwar in Hinblick auf eine Befristung und Überprüfung der Zielsetzung zu beachten, für die Ableitung konkreter Ziele sind aber die Möglichkeiten der Senkung von im Gewässer bereits vorhandenen Belastungen maßgeblich.

Aus der Bewertung der Maßnahmen zur Senkung der Emissionen über den Eintragspfad Luft ergibt sich insofern zunächst ein Befristungsgrund für abweichende Bewirtschaftungsziele. Ziel der Befristung ist eine Überprüfung der Randbedingungen nach jedem Bewirtschaftungszeitraum, um ggf. andere, weitreichendere Ziele festzulegen, wenn dies aufgrund der weltweit gesunkenen Emissionen möglich erscheint.

Für die Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele werden die Möglichkeiten der Minderung der Belastung im Gewässer, der Senkung der Einträge in die Gewässer aber auch die geogene Hintergrundbelastung entscheidende Bedeutung haben. Neben der Wirkung von Maßnahmen des Sedimentmanagements werden auch passiv wirkende Maßnahmen aus den internationalen Vereinbarungen, wie zum Beispiel aus dem Verbot oder der Begrenzung des Quecksilbereinsatzes in Produkten, zu bilanzieren sein.

7 METHODE ZUR ABLEITUNG ERREICHBARER QUECKSILBERWERTE IN FISCHEN BIS 2027

7.1 Generelle Vorbemerkungen

- Die LAWA hat sich frühzeitig mit dem Thema „Quecksilber“ befasst. In Deutschland besteht eine vergleichsweise gute Daten- und Wissenslage, die sich sukzessive bis 2027 weiter verbessern wird. Mit dem zunehmenden Erkenntnisgewinn werden die Unsicherheiten, die heute schon bezüglich der Einschätzung des Status Quo bestehen, reduziert. Damit einhergehen kann eine geänderte Einschätzung des Status Quo und zwar in beide Richtungen. Es kann durchaus sein, dass in einigen Gewässern die Umweltqualitätsziele für Quecksilber erreicht werden, auch wenn dies im Bewirtschaftungsplan 2015 nicht ausgewiesen war. Der umgekehrte Fall kann ebenfalls gegeben sein.
- Eine Prognose, wie sich die Konzentration von Quecksilber in Fischen bis zum Jahr 2027 entwickeln wird, kann nicht belastbar durchgeführt werden. Deshalb werden verschiedene Szenarien betrachtet und es wird mit Annahmen gearbeitet.
- Die Prozesse der Hg-Methylierung und Remobilisierung im Gewässersediment sind noch nicht hinreichend wissenschaftlich erforscht worden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass durch gewünschte Renaturierungs-Maßnahmen der Transfer von Quecksilber aus dem Sediment in Fische durchaus erhöht werden kann.
- Quecksilber ist als ubiquitärer Stoff eingestuft, was bedeutet, dass neben nationalen Maßnahmen auch internationale Maßnahmen notwendig sind, um die Quecksilberbelastung nennenswert zu senken. Die veranlassten Maßnahmen zum Klimaschutz (Energiewende) sowie die Umsetzung der internationalen Konventionen (insbesondere Minamata) werden eine nennenswerte Wirkung auf den ubiquitären Anteil der Quecksilber-Belastung entfalten. Annahmen hierzu sollten bundesweit oder flussgebietsweit getroffen werden und in die Prognose der spezifischen Belastungssituation der Fische im Flussgebiet eingehen.

7.2 Schema zur Prognose erreichbarer Hg-Werte in Fischen

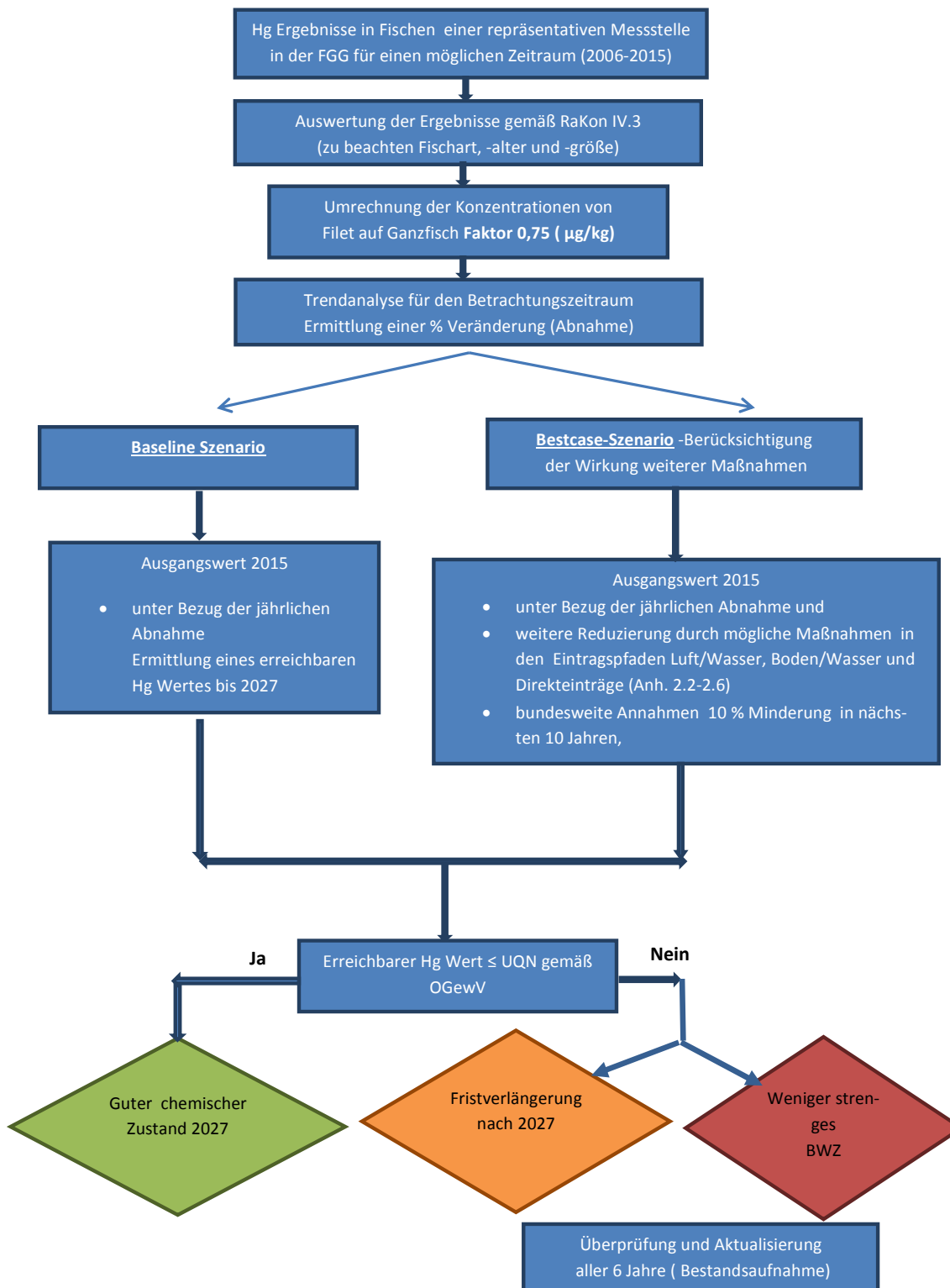


Abbildung 14: Ableitungsschema erreichbarer Quecksilberwerte in Fischen bis 2027

Die Grundlagen des Baseline- und des Best-case-Szenarios sind in Kapitel 5.1.1 beschrieben. Das Baseline-Szenario geht davon aus, dass sich der Trend der vergangenen Jahre fortsetzt. Hinweise zum Trendverlauf ergeben sich aus Abbildung 4

und Abbildung 5.

Eine Trendbetrachtung von Schwebstoffdaten sollte ergänzend zur Plausibilisierung durchgeführt werden.

7.3 Fallbeispiel Elbe – Anwendung des Fließschemas Fallbeispiel Elbe

Im Einzugsgebiet der Elbe sind für den Betrachtungszeitraum (2006-2015) die meisten Fischdaten verfügbar. Die Belastung ist dort historisch bedingt flächendeckend am höchsten und wurde mit Hilfe der vorliegenden Daten und dem oben beschriebenen Ableitungsschema bearbeitet. Aus praktischen Gründen wurde als Bezugsort die Messstellenkombination Cumlosen / Schnackenburg gewählt. In einem Baseline-Szenario wurde für diese Messstellenkombination ein Zielwert ohne die Berücksichtigung von Sanierungsmaßnahmen und deren Wirksamkeit nach einem rein statistischen Ansatz ermittelt. Darüber hinaus wurde in einem Best-case-Szenario ein Zielwert unter der Annahme ermittelt, dass bestimmte Maßnahmen Wirkung zeigen. (Ausführliche Darstellung siehe Anhang 4: Fallbeispiel Elbe).

Wie schon die Ausführungen in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt haben, sind die Zusammenhänge im Quecksilberkreislauf äußerst komplex und die Datengrundlagen insgesamt mit großen Unsicherheiten behaftet. Für eine rechnerische Herleitung mussten daher diverse Annahmen und Prognosen getroffen werden, die in der Summe, insbesondere im Best-case-Szenario, einen eher fiktiven als einen wissenschaftlich belastbaren Wert ergeben.

Im Baseline-Szenario ergab sich auf Basis der vorhandenen Datenreihen - Ausgangswert 2006 in Cumlosen etwa 300 µg/kg und Messwert 2015 etwa 195 µg/kg bei einer jährlichen Abnahmerate von 2,5% - ein Prognosewert von etwa 145 µg/kg Frischgewicht in der Bezugsmatrix Fischfilet (Muskulatur) für das Jahr 2027.

Für das Best-case-Szenario wurden zusätzlich die Zeitreihen der Schwebstoffuntersuchungen in Schnackenburg (2005 bis 2014) als bekannte Größe berücksichtigt. Als weitere bekannte Eingangsgrößen wurden die Messdaten zu Hg in der Wasserphase (2006 bis 2015) sowie die nach MoRE modellierten Einträge (2014) angesehen. Allenfalls grob geschätzt werden konnte eine zukünftige Reduzierung von Hg-Einträgen über die luftbürtigen Eintragspfade und von Hg-Gehalten im schwebstoffbürtigen Sediment infolge von Maßnahmen im Rahmen des Sedimentmanagements. Nicht quantifizierbar waren hingegen die jeweiligen Bioakkumulationsfaktoren für Hg aus der Wasserphase, dem Sediment und der Nahrung sowie die Bioverfügbarkeit infolge einer standortspezifischen Biomethylierung. Aus der Korrelation der Abnahmeraten der Hg-Belastung in Fischen- und Schwebstoffen im betrachteten Bezugszeitraum und unter Berücksichtigung aller Unsicherheiten wurde in diesem Szenario schließlich näherungsweise ein Prognosewert von 135 bis 140 µg/kg FG (Fischfilet) für die Bezugsmessstelle Cumlosen / Schnackenburg abgeleitet.

Bei ausreichender Datenlage scheint die statistische Ableitung eines Prognosewertes für eine Messstelle bzw. die Übertragung auf einen Wasserkörper oder ein Teileinzugsgebiet vertretbar und praktikabel. Dieser sollte jedoch im Rahmen der Erstellung der Bewirtschaftungspläne durch ein Monitoring begleitet und zumindest alle

sechs Jahre einer erneuten Prüfung unterzogen werden. Die Ableitung eines Prognosewertes unter Berücksichtigung von Maßnahmen und deren Wirksamkeit über einen längeren Zeitraum stellt jedoch eine Herausforderung dar, die ohne eine breitere Datenbasis und weitere wissenschaftliche Vorarbeiten eingeschränkt unter Annahmen belastbar ist.

Tabelle 10: Fallbeispiel Elbe – Rechenergebnisse auf Basis der Grundannahmen in Anhang 5

Untersuchungsmatrix	Biota (Fisch) Filet (µg/kg FS)	Biota (Fisch) Ganzfisch (µg/kg FS) (Umrechnungsfaktor 0,75)	Schwebstoffe (µg/kg TM)
Messwert 2006 (Cumlosen)	300	(225)	3000*
Ausgangssituation 2015	ca. 195	146	1500**
Jährliche Abnahmerate (%)	2,5	2,5	5,2
Baseline-Szenario bis 2027	145	108	750
(Best-case-Szenario bis 2027)	(135 bis 140)	(101 bis 105)	(675)
Erreichbarer Wert bis 2050*** (Baseline-Szenario)	80	60	220
Erreichbarer Wert bis 2075*** (Baseline-Szenario)	43	32	58
Erreichbarer Wert bis 2093*** (Baseline-Szenario)	27	20	22
Erreichbarer Wert bis 2105*** (Baseline-Szenario)	20	15	12

* abweichend an der Messstelle Schnackenburg für das Jahr 2005

** abweichend an der Messstelle Schnackenburg für das Jahr 2014

*** prognostische Berechnungen unter der Annahme einer konstanten jährlichen Abnahmerate und ohne Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration (!)

blau markiert: Prognosewert erreicht die Hg UQN in Fisch bzw. unterschreitet den oberen Schwellenwert für Hg gemäß Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe (FGG Elbe 2013)

Nach den vorliegenden Ergebnissen der prognostischen Abschätzung am Beispiel der FGG Elbe für die Bezugsmessstelle Cumlosen/Schnackenburg ist zu erkennen, dass die Hg UQN bis **2027 nicht zu erreichen ist**. Eine vermutliche Zielerreichung wäre unter den derzeitigen Annahmen voraussichtlich erst in 70 bis 80 Jahren ggf. möglich.

7.4 Weitere Handlungsschritte

7.4.1 Forschungsbedarf

Bzgl. der Wirkmechanismen der Bioverfügbarkeit des Quecksilbers bestehen erhebliche Wissenslücken. Zu ermitteln ist, wie sich die Maßnahmen zur Reduzierung der Quecksilbereinträge auf die Konzentrationen in Fischen auswirken.

7.4.2 Ermittlung der Effekte der globalen Quecksilberreduktion

Es ist vorhergesagt, dass die globalen Hg-Emissionen sinken werden. Die Auswirkungen der verringerten Depositionen auf die Bodenbelastung, auf die Minderung der Gewässereinträge, auf das Sediment und somit auch auf die Fischbelastungen sind wissenschaftlich für belastbare Prognosen abzuleiten.

7.4.3 Nutzung des Maßnahmentools von MoRE

Das Modellwerkzeug MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) wurde im Auftrag des UBA zu einem strategischen Planungsinstrument weiterentwickelt, mit dem der Ist-Zustand der Einträge in Gewässer beschrieben sowie strategische Maßnahmen bewertet werden können. Zusätzlich wurde eine ökonomische Bewertungskomponente in MoRE implementiert, die eine Priorisierung verschiedener Einzelmaßnahmen oder Maßnahmenkombinationen erlaubt. Zudem wurde MoRE von technischer Seite erweitert, sodass nun die Modellierung mit Varianten von Eingangsdaten und Maßnahmen sowie mit einzelnen Punktquellen möglich ist. Die erzeugten Ergebnisse können auf Ebene von Planungseinheiten aggregiert werden. Zur Validierung der Stoffeinträge können in MoRE zudem beobachtete Gewässerfrachten ermittelt und diese den modellierten gegenübergestellt werden (UBA 2017c). Die Anwendung in einem Pilot-Flussgebiet sollte unter der Berücksichtigung flussgebietsspezifischer Daten und Berechnungen getestet werden (LAWA Förderprogramm/UBA).

Im **Bewirtschaftungsplan** sollte dargestellt werden, welche **Minderungsmaßnahmen** aufgrund geänderter rechtlicher Anforderungen bzw. aufgrund weitergehender Anforderungen bezogen auf die Hg-Emission seit Inkrafttreten der WRRL umgesetzt wurden. Ggf. sollte zum einen zur Unterstützung der Trend-Einschätzung und zum anderen zur Darstellung der Ambition auch auf Maßnahmen und Veränderungen seit Inkrafttreten der WRRL eingegangen werden. Dabei ist auch zu beachten, dass Markt- und Produktionsentwicklungen wesentliche Veränderungen der luftseitigen Quecksilberemissionen ergeben können. Diese Änderungen sollten ebenfalls im Bewirtschaftungsplan dargestellt werden, da sie einen relevanten Einfluss auf die Entwicklung der Hg-Konzentrationen in Fischen haben können. Veränderungen, die nicht zur Hg-Reduktion durchgeführt werden, aber eine solche Wirkung entfalten (z.B. Energiewende), sollten mit berücksichtigt werden.

7.5 Fazit

Die vorliegende Handlungsempfehlung beschreibt eine Methodik mit der eine Ableitung von absehbaren Hg-Werten in Flussgebieten bzw. in Teileinzugsgebieten bis 2027 prognostiziert werden kann.

Die Methodik zur Ableitung bis 2027 erreichbaren Hg-Werte in Fischen berücksichtigt folgende Punkte:

- Im Hinblick auf den Top-Prädatorenschutz wird der aktuelle Hg-Wert in Fisch (ermittelt nach Rakon IV.3 (LAWA 2017)), anhand des für Deutschland ermittelten Faktors von 0,75 von Filet auf Ganzfisch umgerechnet.
- Zur Ermittlung der Hg-Belastung in einem Bestcase-Szenario bis 2027 wird, bei ausreichender Datengrundlage (siehe Beispiel „Fallbeispiel Elbe“) eine Trendbetrachtung zur Entwicklung der Hg-Belastung in Fischen durchgeführt. Dabei wird die bundesweite Annahme zur 10 % Minderung der Nassdeposition in den nächsten 10 Jahren in Verbindung mit möglichen Maßnahmen, herangezogen. (Kapitel 7.2, Abbildung 14). Sollte hingegen keine ausreichende Datengrundlage (mindestens fünf Jahre) für eine Trendbetrachtung vorliegen, ist vom aktuellen Belastungszustand auszugehen. Mit der Verbesserung der Datengrundlage in den nächsten Jahren ist eine Überprüfung und Aktualisierung dieser Prognose erforderlich. Anhand der dargestellten Entwicklung der Quecksilberfrachten über die verschiedenen Eintragspfade (vgl. Kapitel 5) und der aufgezeigten Handlungsansätze (vgl. Kapitel 6) ist in den jeweiligen Flussgebieten zu prüfen, welche Maßnahmen für die Zielerreichung notwendig und umsetzbar sind.
- In die im vorliegenden Bericht betrachteten Handlungsansätze wurden alle möglichen Maßnahmen, die positive Wirkungen entfalten können und zur Minderung des globalen Quecksilberdepots in Luft, Boden und Wasser beitragen, aufgenommen und zwar unbenommen dessen, dass die Wirkung dieser Maßnahmen nur qualitativ und (derzeit) keinesfalls quantitativ eingeschätzt werden kann. Das Vorgehen entspricht hilfsweise dem pragmatischen Ansatz („Prager Ansatz“) zur damaligen Zielerreichung des guten ökologischen Potenzials.

Exemplarisch wurde die Methodik zur Prognose erreichbarer Hg-Werte für das Flussgebiet Elbe angewendet (vgl. Kapitel 7.3 sowie Anhang 4: Fallbeispiel Elbe). Das Fallbeispiel Elbe (Cumlosen) zeigt, dass anhand der aktuellen Ergebnisse in 2015 (195 µg/kg Filet – nach Umrechnung in Ganzfisch 146 µg/kg) eine 7-fache Überschreitung der Hg-UQN vorliegt. Unter Einbeziehung ausgewählter (jedoch nicht aller denkbaren) Maßnahmen wird ein erreichbarer Hg-Wert von 101-105 µg/kg für 2027 prognostiziert. Im Ergebnis wird deutlich, dass auch nach diesem Ansatz weiterhin eine Überschreitung der UQN vorliegt, jedoch auf eine 5-fache Überschreitung gemindert.

In Flussgebieten mit nur einer geringen UQN Überschreitung (z. B. 1,5 -2 fachen Überschreitung) könnte ggf. bis 2027 oder kurz danach die Hg Werte der UQN erreichbar sein.

Maßnahmen die scheinbar unzureichende Reduktionsergebnisse erbringen, sind dennoch als zielhinführend anzuerkennen. Bei der gegebenen Dynamik ist auch die

Zeit ein entscheidender Faktor. Insgesamt ist bei Sanierungsmaßnahmen durch zu erwartende Synergien im Hinblick auf das gesamte Schadstoffspektrum langfristig von positiven Effekten auf die Umwelt auszugehen. Außerdem ist die Verringerung des Risikopotentials (Reduzierung des Hg-Inventar in der Umwelt) als weitere Zielgröße in die Abwägung einzubeziehen.

In jedem Fall sind weitere Handlungsschritte in Bezug auf die Forschung (Wirkmechanismus der Bioverfügbarkeit des Quecksilbers), die Ermittlung der Auswirkungen der verringerten Deposition auf die Belastung in Boden, Wasser, Sediment und Fisch zwingend erforderlich. Darüber hinaus sollte das Modellwerkzeug MoRE als strategisches Planungsinstrument in Bezug auf geeignete Quecksilberminderungsmaßnahmen in Teileinzugsgebieten weiterentwickelt werden.

Eine Ableitung eines bundeseinheitlich erreichbaren Hg-Umweltzieles ist aufgrund unterschiedlicher regionaler Belastungsschwerpunkte sowie geogenen Hintergrundwerten in den Flussgebieten nicht sinnhaft umsetzbar. Außerdem widerspricht dies den rechtlichen Anforderungen nach Artikel 4 Abs. 4 und Abs. 5 gemäß Wasserrahmenrichtlinie.

Literaturverzeichnis

- Bevelheimer, M.S., Beauchamp, J.J., Sample, B.E. and Southworth, G.R. (1997). Estimation of Whole-Fish Contamination Concentrations from Fish Fillet Data. Prepared by the Risk Assessment Program, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee 37831. Prepared for the U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management.
- Chapman, A. S., Foster, I.D.L., Lees, R. and Hodgkinson, R.A. (2005). Sediment delivery from Agriculture land to rivers via subsurface drainage, *Hydrol. Processes*, 19, 2875–2897.
- Claus, E., Hillebrand, G., Schwandt, D., Becker, B., Möhlenkamp, C. und Heininger, P. (2014). Buhnenfeldkataster der BfG.
- EMEP (2016a). [EMEP MSC-E, Internetauftritt, Stand 18.10.2016, http://www.msceast.org/index.php/pollution-assessment/emep-domain-menu/data-hm-pop-menu](http://www.msceast.org/index.php/pollution-assessment/emep-domain-menu/data-hm-pop-menu)
- EMEP (2016b). [EMEP/MS-C-E Data Note 5/2016](#))
- EU (2014). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 32 on Biota Monitoring (the Implementation of EQS_{biota}) under the Water Framework Directive. Technical Report - 083, ISBN 978-92-79-44634-4, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- EURITS (2002). Lit.q.41 BVT Merkblatt Abfallverbrennung.
- FGG Elbe (2013). Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele, 383 Seiten. Magdeburg.
- Greenpeace (2014). The End of Chinas coal boom. <http://www.greenpeace.org/international/Global/international/briefings/climate/2014/The-End-of-Chinas-Coal-Boom.pdf>. Zuletzt zugegriffen 1.3.2017.
- Heininger, P., Pelzer, J., Claus, E., Pfitzner, S. (2003). Results of long-term sediment quality studies on the river Elbe. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 31, 356-367.
- Heise, S., Claus, E., Heininger, P., Krämer, T., Krüger, F., Schwartz, R., Förstner, U. (2005). Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet. Im Auftrag der Hamburg Port Authority.
- Heise, S. (2013). Durchführung einer Sondierungsuntersuchung zum Risiko durch eine Schadstoffremobilisierung aus Seitenstrukturen der Elbe. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg. <http://elsa-elbe.de/massnahmen/fachstudien-neu.html>. Zuletzt zugegriffen 1.3.2017.
- Hillebrand, G., Claus, E., Schwandt, D., Becker, B., Möhlenkamp, C., Heininger, P. (2014). Die Buhnenfelder der Elbe. In: Mitteilung Nr. 30 Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept Elbe. Koblenz.
- Hope, B. K. und Louch, J. (2014). Pre-Anthropocene Mercury Residues in North American Freshwater Fish. *Integ. Environ. Assess. Manag.*, 10, 299-308.
- HPA (2014). Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen, Teilbericht: Umlagerung von Baggergut nach Neßsand, Bericht über den Zeitraum 1.1. bis 31.12.2013. Hamburg Port Authority.
- IKSR (1999): Rhein, Bestandsaufnahme der Einträge prioritärer Stoffe 1996. Koblenz.
- IKSR (2009). Sedimentmanagementplan Rhein – Zusammenfassung. Bericht Nr. 175.

Koblenz.

Junge, F. W. (2013). Abschlussbericht zum Projekt "Schadstoffsенke Muldestausee – Aktuelles Potenzial und jüngste Entwicklung seit 2002". Büro Erdwissen. Taucha. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg.

<http://elsa-elbe.de/massnahmen/fachstudien-neu.html>. Zuletzt zugegriffen 1.3.2017.

Junge, F. W. (2014). Zusatzteil Abschlussbericht zum Projekt "Schadstoffsенke Muldestausee – Aktuelles Potenzial und jüngste Entwicklung seit 2002". Büro Erdwissen. Taucha. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg.

<http://elsa-elbe.de/massnahmen/fachstudien-neu.html>. Zuletzt zugegriffen 1.3.2017.

Kronvang, B., Laubel A., Grant. R (1997). Suspended sediment and particulate phosphorus transport and delivery pathways in an arable catchment. Gelbaek stream, Denmark - National Environmental Research Institute Denmark. Water, Air and Soil Pollution 99: 465-476.

LABO (2003). Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage. 57 Seiten.

LAWA, LAI, LABO (2016). Bericht zum Kenntnis- und Diskussionsstand betreffend Quecksilberbelastungen in Gewässern und diesbezüglicher Relevanz luftbürtiger Quellen, August 2016.

LAWA (2017) LAWA-AO, Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier IV.3, Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2013/39/EU, geändert durch 2013/39/EU“, Stand: 27.10.2016

LHW (2014). Seitenstruktur Saale - Vorplanung zur Sicherung / Minderung / Beseitigung Altsedimentdepot Mühlgraben Halle – Abschlussdokumentation. Halle (Saale).

Marvin-Dipasquale, M., Lutz, M. A., Brigham, M. E., Krabbenhoft, D. P., Aiken, G. R., Orem, W. H. and Hall, B. D. (2009). Mercury Cycling in Stream Ecosystems. 2. Benthic Methylmercury Production and Bed Sediment – Pore Water Partitioning. Environ. Sci. Technol., 43, 2726-2732.

MoRE (2016). Fuchs, St., Toshovski, S., Wander, R., Kittlaus, St., Reid, L. (in Veröffentlichung). Aktualisierung der Stoffeintragsmodellierung (Regionalisierte Pfadanalyse) für die Jahre 2012-2014.

Nachhaltigkeitsrat (2015). Chinas Kohleverbrauch sinkt überraschend.

<http://www.nachhaltigkeitsrat.de/aktuelles/aktuelle-meldungen/detailansicht/artikel/gut-fuers-klima-chinas-kohleverbrauch-sinkt-ueberraschend-1/>

Peterson, S. A., Van Sickle, J., Hughes, R. M., Schacher, J. A., Echols, S. F. (2005). A Biopsy Procedure for Determining Filet and Predicting Whole-Fish Mercury Concentration. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 48: 99-107.

Peterson, S. A., Van Sickle, J., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., (2007). Mercury Concentration in Fish from Streams and Rivers Throughout the Western United States. Environ. Sci. Technol., 41: 58-65.

Potgeter (1998): Entwicklung und Anwendung eines neuartigen Analysenverfahrens zur Bestimmung quecksilberorganischer Verbindungen in Sedimenten mit Hilfe eines gekoppelten SFC-AFS-Systems. Dissertation, Hamburg.

Schwandt, D. und Hübner, G. (2014). FGG Elbe/BfG - Das Messprogramm Extremereignisse beim Junihochwasser der Elbe 2013 - Schadstoffkonzentrationen

und -frachten. Koblenz / Magdeburg

Schwartz, R. und Kozerski, H.-P. (2004). Bestimmung des Gefahrenpotentials feinkörniger Buhnenfeldsedimente für die Wasser- und Schwebstoffqualität der Elbe sowie den Stoffeintrag in die Auen. In: Geller, W., Ockenfeld, K., Böhme, M., Knöchel, A. (Hrsg.) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002 Endbericht.

Smedema, L.K., Vlotman, W.F., Rycroft, D.W. (2004). Modern land drainage: planning, design and management of agricultural drainage systems. 446 Seiten.

Streets, D. G., Devane, M. K., Lu, Z., Bond, T. C., Sunderland, E. M., Jacob, D. J. (2011). All-Time Releases of Mercury to the Atmosphere from Human Activities. Environmental Science & Technology 45: 10485-10491.

Tebert, C., Volz, S., Gebhardt, P., Kremer, P. (2016). Gutachten im Rahmen der Entwicklung einer medienübergreifenden Quecksilber-Minderungsstrategie für Nordrhein-Westfalen.

https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/umwelt/quecksilbergutachten_endbericht_oekopol.pdf. Zusetzt zugegriffen 1.3.2017.

UBA (2016a). Methodenpapier Regionalisierte Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE zur „Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGeV in Deutschland“.

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/bestandsaufnahme-der-emissionen-einleitungen>

UBA (2016b). Branchenspezifische Jahresfrachten der PRTR-Betriebe für Freisetzung von Quecksilber in die Medien Wasser und Abwasser (Auswertung des UBA, Datenbasis 2010 und 2012 und 2014).

<http://www.thru.de/search/?c=search&a=grid&L=0>. Zuletzt zugegriffen 1.3.2017.

UBA (2016c). PRTR-Luft. <http://www.thru.de/>. Zuletzt zugegriffen 1.3.2017

UBA (2016d). Erosion. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/bodenbelastungen/erosion#textpart-9>. Zuletzt zugegriffen 26.5.2017

UBA (2017a).

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/schwermetalldepositionen#textpart-4>, zuletzt geprüft 21.4.2017

UBA (2017b). UBA NaSE: Nationale Trendtabelle für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (Schwermetalle), 1990-2015, Umweltbundesamt Dessau, <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>. Zuletzt zugegriffen 1.3.2017. Grafik aus online verfügbarer Excel-Tabelle erstellt

UBA (2017c). Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Texte 05/2017. 385 Seiten.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/2017-01-17_texte_05-2017_masnahme_neffizienz-stoffeintrage_komp.pdf

UNEP (2013). Global Mercury Assessment- Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport, Division of Technology, Industry and Economics (DTIE), Chemicals Branch, United Nations Environment Program (UNEP). Genf. <http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>

US EPA (1999). The National Survey of Mercury Concentrations in Fish, Data Base Summary 1990-1995. EPA-823-R-99-014.

Wilken, R.-D., Hintelmann, H. und Ebinghaus, R. (1990). Biologische Quecksilberumsetzung in der Elbe. In: Vom Wasser 74: 383-392

WSD Ost (2006). Die Elbe – Kulturstrom und Verkehrsweg. Magdeburg.

ANHANG 1: QUECKSILBER IN FISCH 2013-2015

Messwerte Hg-Gehalte in Ganzfisch $\leq 40 \mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht,
 grün hinterlegt sind Messwerte für Hg (Ganzfisch) $\leq 20\mu\text{g}/\text{kg}$ (Umweltqualitätsnorm)

Fluss	Messstelle	Art	Jahr	n	Länge	Hg (Filet)	Hg (Ganzfisch) ⁴
Saaler Bodden	Arenshoop/Neuendorf	Brassen	2015	14	29,9	6	5
Erft	Eppinghoven	Rotauge	2013	9	15	11	8
Wutach	WK 20-05	Bachforelle	2014	10	29,9	21	16
Ems	Herbrum	Rotauge	2014	10	20	22	17
Vils	Pegel Dietldorf	Döbel	2014	10	21,8	26	20
Stör	Stör bei Heiligenstedten	Brassen	2013	11	15-41	29	22
Elstermühlgraben	Elstertrebnitz	Döbel	2014	9	21-29	32	24
Maurine	Malzow	Flussbarsch	2014	5	15	33	25
Pegnitz	Strbr. Roethenbach-Rueckersdorf	Hasel	2014	9	23,9	34	26
Ruhr	Mülheim-Kahlenberg	Flussbarsch	2013	11	17,6	35	26
Neckar	WK 4-03	Döbel	2014	10	21,4	36	27
Neckar	WK 4-05	Döbel	2014	10	21,7	36	27
Kleines Haff	Ueckermünde	Flussbarsch	2014	15	21,5	38	29
Körsch	WK 42-01	Döbel	2014	5	38,6	38	29
Trieb	unterhalb TS Pöhl	Bachforelle	2014	10	25,2	38	29
Lippe	(L 14) in Lippborg	Flussbarsch	2013	13	15,6	38	29
Jöhstädter Wasser	Mündung	Bachforelle	2014	12	24,3	39	29
Donau	WK 6-05	Döbel	2014	10	20,7	41	31
Dill	oberhalb Asslar	Bachforelle	2014	10	14-23	42	32

⁴ Berechnet aus den gemessenen Filetkonzentrationen unter Verwendung eines Umrechnungsfaktor von 0,75 (siehe Kapitel 2.2.3)

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Fluss	Messstelle	Art	Jahr	n	Länge	Hg (Filet)	Hg (Ganzfisch) ⁴
Berkel (Rhein)	BS26, VOR LANDESGRENZE	Döbel	2013	7	24,6	43	32
Gimmlitz	Lichtenberg	Bachforelle	2014	10	27,7	43	32
Alte Luppe	Mündung	Döbel	2014	21	17,6	45	34
Eula	Kesselshain	Döbel	2014	10	27,9	45	34
Löbauer Wasser	uh. KA Löbau	Bachforelle	2014	11	25,2	45	34
Tide-Elbe	Elbe bei Brunsbüttel	Hering	2013	21	20-25	45	34
Gesprenz	Gersprenz Babenhausen-Ost	Döbel	2013	10	18-21	45	34
Wondreb	Schloppach Bruecke	Döbel	2014	10	20	46	35
Neckar	WK 4-02	Flußbarsch	2014	10	20,2	46	35
Schwalm	Höhe Uttershausen	Döbel	2014	10	15-24	46	35
Nidder	Nidder, bei Niederdorfelden, oberhalb KA Niederdorfelden	Döbel	2014	10	20-22	46	35
Agger	in Troisdorf; Str-Br	Döbel	2013	6	21,7	47	35
Insensee Güstrow	oberer Insensee	Plötze	2015	15	17,3	48	36
Donau	WK 6-03	Döbel	2014	10	23,1	48	36
Spree	Sophienwerder	Brassen	2013	4	37,5	50	37
Weißer Elster	Adlermühle	Bachforelle	2014	10	29,2	50	38
Bongsieler Kanal (Eider)	Bongsieler, Soholmer, Lecker Au	Flussbarsch	2013	10	28	50	38
Umweltprobenbank							
Stechlinsee	UPB	Brassen	2013	23	29-50	41	31
Belauer See	UPB	Brassen	2015	20	52,8	20	15
Belauer See	UPB	Brassen	2013	20	55	21	16
Belauer See	UPB	Brassen	2011	20	53,8	28	21
Darßer Ort (Fischland)	UPB	Aalmutter	2015	47	23,9	27	20
Darßer Ort (Fischland)	UPB	Aalmutter	2014	53	24,3	33	25
Darßer Ort (Fischland)	UPB	Aalmutter	2013	73	25,8	36	27

ANHANG 2

Anhang 2.1. Globale, natürliche und historische bedingte Quecksilberbelastungen der Luft

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
<p>Natürlich bedingter Anteil am Quecksilberdepot in der Luft, den Ozeanen und den Böden</p>	<p>keiner</p>		<p><u>Szenario (als Eingangsparameter in Prognose-Modelle):</u></p>
<p>Historisch verursachter Anteil am Quecksilberdepot in der Luft, den Ozeanen und den Böden</p>	<p>keiner</p>	<p>Für die Festlegung der Umweltziele für Quecksilber in Biota und insbesondere für die Frage des möglichen Zeitpunkts einer Zielerreichung sind folgende Aussagen des UNEP-Berichtes (2013) herauszuheben: <i>Nach derzeitigem Wissensstand verbleibt das über Deposition oder die Binnengewässer in die Ozeane eingetragene Quecksilber bis zu 30 Jahre in einer Tiefe von weniger als 200 Metern; und später über Jahrhunderte in tieferen Schichten. Das bedeutet, dass die Minderung der Quecksilber-Belastung der Ozeane, die durch Re-Emission eine Bedeutung auch für die aktuellen Depositionen im Binnenland hat, sehr lange dauert. Es kann sein, dass die Belastung der Meeresfische in den nächsten Jahren ansteigt als Folge der historischen Emissionen in Europa und Nordamerika und nicht als unmittelbare Folge der aktuellen Emissionen in Asien. Auch für die Binnengewässer werden zeitliche Verzögerungen zwischen der atmosphärischen Belastung und der Belastung der Biota erwartet. Der UNEP-Bericht beschreibt sowohl die Möglichkeit der schnellen Reaktion, weist aber darauf hin, dass eine vollständige Rückführung der Quecksilberbelastung mehrere Jahrzehnte andauern kann. Insbesondere gelte dies für hochbelastete Einzugsgebiete und Sedimente.</i></p>	<p>Es wird davon ausgegangen, dass es keine Veränderung des natürlichen und historisch bedingten Quecksilber-Depots in der Luft gibt, die eine nennenswerte Auswirkung auf die Belastung der Biota bis zum Jahr 2027 hätte.</p>

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
<p>Global verursachter Anteil am Quecksilberdepot in der Luft, den Ozeanen und den Böden</p>	<p>Minamata-Konvention</p>	<p>Aus globaler Sicht sind insbesondere die Industriezweige Goldgewinnung, Kohleverstromung, NE-Metallverarbeitung, Zementherstellung, Natronlaugeherstellung sowie die Abfallbehandlung und -lagerung zu betrachten. Die international verhandelten Handlungsansätze, die perspektivisch weltweit erhebliche Wirkung auch bezogen auf die Minderung der Biota-Belastung in deutschen Gewässern entfalten können, sind im Bericht über den „Kenntnis- und Diskussionsstand betreffend Quecksilberbelastungen in Gewässern und diesbezüglicher Relevanz luftbürtiger Quellen“ der Ad-hoc-Arbeitsgruppe aus LAWA, LABO und LAI (2016) umfassend dargestellt. Als wichtigste Vereinbarungen wird dort auf die Ratifizierung der Minamata-Konvention der Vereinten Nationen, des Århus-Protokolls der Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen (UNECE) und die Umsetzung der Quecksilberstrategie der Europäischen Kommission verwiesen.</p>	<p>Szenario:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Halbierung der Kohleverbrennung weltweit in 20 Jahren, Reduzierung der Hg-Emission aus Kohleverstromung (474 Tonnen * 50 % = 237 Tonnen) • Halbierung der Hg-Emission aus der Gold-Produktion und dem Gold-Bergbau weltweit (97,3+727 Tonnen * 50 % = 412 Tonnen) • Übrige dominante Quellen: Minderung um 20 % durch entsprechende Maßnahmen weltweit (1077 Tonnen * 20 % = 214 Tonnen) <p>Summe: (lineare) Minderung der globalen anthropogenen Emission in 20 Jahren um 50 %, d.h. auf 1000 Tonnen.</p>
	<p>Marktänderung: globaler Umstieg von der Energiegewinnung aus Kohle auf andere Energiequellen</p>	<p>Trendwende 2014 durch Abnahme der Kohleverstromung in Asien; zu beachten.</p>	

Anhang 2.2. Aktuelle anthropogene luftseitige Quecksilberemissionen aus Anlagen im Flusseinzugsgebiet

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
Energiegewinnung	Verschärfung der 13. BImSchV seit 2013.	10 µg/m ³ im Jahresmittel für Neuanlagen, ab 2019 auch für Bestandsanlagen; aktuell 30 µg/m ³ im Tagesmittel und 50 µg/m ³ im Halbstundenmittel; gemäß BVT (LCP-BREF-Entwurf mit Stand Juni 2015), noch zu verabschieden) erreichbar bei Neuanlagen <1 – 4 µg/m ³ bei Braunkohle (≥ 300 MW _{th}) und <1-2 µg/m ³ bei Steinkohle (≥ 300MW _{th}); bei bestehenden Anlagen ≥ 300 MW _{th} <1 – 7 (f. Braunkohle) bzw. <1-4 µg/m ³ (f. Steinkohle).	Flussgebietspezifische Darstellung: <ul style="list-style-type: none"> • Minderungspotenzial bei Bestandsanlagen durch Umsetzung der 13. BImSchV, weitergehende Anforderungen, Stilllegungen, veränderte Produktionsweisen und -mengen (Kohleausstieg), • Steigerungspotenzial durch Neuanlagen und geänderte Produktionsweisen und -mengen, die der 13. BImSchV entsprechen und ggf. weitergehende Anforderungen erfüllen.
	Weitergehende Anforderungen	Der mit dem NRW-Quecksilbergutachten festgestellte neue und fortgeschrittene Stand der Technik ermöglicht in Steinkohlekraftwerken die Unterschreitung eines Jahresmittelwertes von 1 µg/m ³ ; bei diesem Grenzwert lägen künftige tatsächliche Jahresmittelwerte bei zirka 0,8 µg/m ³ . Dadurch ließen sich im Vergleich mit 2012 rund 80 % der Quecksilberemissionen aus Steinkohlekraftwerken vermeiden (527 kg/a; dies entspricht einer Minderung der gesamten Quecksilberemissionen in NRW um 18 %) und rund 82 % der Quecksilberemissionen aus Braunkohlekraftwerken vermeiden (1,2 t/a; dies entspricht einer Minderung der gesamten Quecksilberemissionen in NRW um 41 %).	Berücksichtigung der sich so flussgebietsweit ergebenden Veränderung der Quecksilber-Emission in die Luft bei den anschließenden Modellrechnungen. Hinweis: Die aktuell luftseitig emittierten Frachten sind im PRTR (www.thru.de) abrufbar; eine Auflistung der relevanten Betrieb gemäß PRTR (Stand 2016) ist in Anhang 2 enthalten.
	Marktänderungen	Neben diesen umweltpolitischen Minderungsansätzen ergeben sich außerdem aufgrund sich ändernder Marktbedingungen möglicherweise Emissions-minderungen, insbesondere bei der Kohleverstromung. Bereits jetzt wird ein Rückgang der Kohleförderung beschrieben.	Hinweis: Das Gutachten von Tebert et al. (2016) enthält auch Hinweise zur rechtlichen Durchsetzbarkeit, zur Machbarkeit und zu den Kosten für solche weitergehende Maßnahmen.
Metall	Aus dem Durchführungsbeschluss (EU)	Die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft 2002) schrieb einen Quecksilbergrenzwert von 0,25 g/h oder 50	Flussgebietspezifische Darstellung:

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
	<p>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 (AktENZEICHEN C(2016) 3563) ergeben sich gegenüber den bisherigen rechtlichen Anforderungen der TA Luft (2002) Verschärfungen.</p>	<p>µg/m³ im Tagesmittel vor. Gemäß Durchführungsbeschluss zu den BVT-Schlussfolgerungen ist ab 2021 ein Wertebereich von 10 bis 50 µg/m³ einzuhalten, wobei der untere Wertebereich lt. BVT-Entwurf durch den Zusatz von Sorbentien in Kombination mit Staubfiltern erreichbar sei. Variationen ergeben sich bei der Sekundärrohstoff-Gewinnung durch den Hg-Gehalt des Ausgangsmaterials.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Minderungspotenzial bei Bestandsanlagen durch Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen, weitergehende Anforderungen, Stilllegungen bzw. Produktionsänderungen, • Steigerungspotenzial durch Neuanlagen bzw. geänderte Produktionsprozesse oder -mengen. <p>Berücksichtigung der sich so flussgebietsweit ergebenden Veränderung der Quecksilber-Emission in die Luft bei den anschließenden Modellrechnungen.</p> <p>Hinweis: Die aktuell luftseitig emittierten Frachten sind im PRTR (www.thru.de) abrufbar; eine Auflistung der relevanten Betrieb gemäß PRTR (Stand 2016) ist in Anhang 2 enthalten.</p>
	<p>Für die Eisen- und Stahlindustrie wurden 2012 BVT-Schlussfolgerungen veröffentlicht, die ab 2016 umzusetzen sind und eine Verschärfung bedeuten.</p>	<p>Wesentlicher Ansatz zur Minderung der Hg-Emissionen ist das Materialmanagement (Hg-arme „Rohstoffe“). Als assoziierte Emissionswerte wird ein Bereich von 30 bis 50 µg/m³ angegeben.</p>	
	<p>Weitergehende Anforderungen</p>	<p>Hinweis: Das Gutachten von Tebert et al. (2016) enthält auch Hinweise zur rechtlichen Durchsetzbarkeit, zur Machbarkeit und zu den Kosten für solche weitergehende Maßnahmen.</p>	
	<p>Marktänderungen</p>	<p>Die Metallindustrie, insbesondere die Eisen- und Stahlindustrie ist stark von der Entwicklung der globalen Märkte abhängig,</p>	

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
Chemie	Die Chlor-Alkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren muss aufgrund von verbindlichen BVT-Schlussfolgerungen der EU spätestens Ende 2017 beendet werden.	<p>weshalb sich bereits hieraus nennenswerte Veränderungen der Quecksilber-Emissionen ergeben können, die auch im Bewirtschaftungsplan dargestellt werden sollten.</p> <p>Neben der Chlor-Alkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren wird auch aus anderen chemischen Prozessen Quecksilber emittiert. Aktuell sind für diese Anlagen keine rechtlichen Verschärfungen vorgesehen.</p>	<p>Flussgebietspezifische Darstellung:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Minderungspotenzial durch Wegfall der Chloralkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren • Minderungspotenzial bei sonstigen Bestandsanlagen der Chemiebranche durch weitergehende Anforderungen, Stilllegungen bzw. Produktionsänderungen, • Steigerungspotenzial durch Neuanlagen bzw. geänderte Produktionsprozesse oder –mengen. <p>Berücksichtigung der sich so flussgebietsweit ergebenden Veränderung der Quecksilber-Emission in die Luft bei den anschließenden Modellrechnungen.</p> <p>Hinweis: Die aktuell luftseitig emittierten Frachten sind im PRTR (www.thru.de) abrufbar; eine Auflistung der relevanten Betrieb gemäß PRTR (Stand 2016) ist in Anhang 2 enthalten.</p>
	Weitergehende Anforderungen	Das Gutachten von Tebert et al. (2016) enthält auch Hinweise zur rechtlichen Durchsetzbarkeit, zur Machbarkeit und zu den Kosten für solche weitergehende Maßnahmen.	
	Marktänderungen	Insbesondere die Rohstoff-Industrie ist stark von globalen Märkten abhängig, weshalb sich dadurch nennenswerte Veränderungen der Quecksilber-Emissionen ergeben können.	

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		die auch im Bewirtschaftungsplan dargestellt werden sollten.	
Min. Industrie	Rechtliche Anforderung nach 17.BImSchV für Zement- und Kalkwerke, die Abfälle mit verbrennen; Verschärfung 2013	10 µg/m ³ im Jahresmittel für Neuanlagen, ab 2019 auch für Bestandsanlagen; aktuell 30 µg/m ³ im Tagesmittel. ; gemäß BVT erreichbar 1 – 10 µg/m ³ ; nicht alle Zement- und Kalkwerke sind nach der 17. BImSchV zu genehmigen.	<p>Flussgebietspezifische Darstellung:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Minderungspotenzial bei Bestandsanlagen durch Umsetzung der 17. BImSchV, Stilllegungen, weitergehende Anforderungen • Steigerungspotenzial durch Neuanlagen, die der 17. BImSchV entsprechen und ggf. weitergehende Anforderungen erfüllen. • Steigerungspotenzial durch Neuanlagen bzw. geänderte Produktionsprozesse oder –mengen. • Veränderungen der Hg-Emissionen bei Anlagen, die nicht der 17. BImSchV unterliegen. <p>Berücksichtigung der sich so flussgebietsweit ergebenden Veränderung der Quecksilber-Emission in die Luft bei den anschließenden Modellrechnungen.</p> <p>Hinweis: Die aktuell luftseitig emittierten Frachten sind im PRTR (www.thru.de) abrufbar; eine Auflistung der relevanten Betriebe gemäß PRTR (Stand 2016) ist in Anhang 2 enthalten.</p>
	Weitergehende Anforderungen	Technische Möglichkeiten zur Minderung der Quecksilber-Emissionen sind im Gutachten von Tebert et al. (2016) beschrieben und hinsichtlich Machbarkeit und Kosten bewertet	
	Marktänderungen	Individuell abzufragen.	
Abfall und Abwasser	Rechtliche Anforderung nach 17.BImSchV für die Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen; Verschärfung 2013	10 µg/m ³ im Jahresmittel für Neuanlagen, ab 2019 auch für Bestandsanlagen; aktuell 30 µg/m ³ im Tagesmittel. ; gemäß BVT erreichbar 1 – 10 µg/m ³ .	<p>Flussgebietspezifische Darstellung:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Minderungspotenzial bei Bestandsanlagen durch Umsetzung der 17. BImSchV, weitergehende Anforderungen, Stilllegungen,

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
	Technische Möglichkeiten zur Minderung der Quecksilber-Emissionen sind im Gutachten von Tebert et al. (2016) beschrieben und hinsichtlich Machbarkeit und Kosten bewertet.		<p>geänderte Abfall-Zusammensetzung</p> <ul style="list-style-type: none"> • Steigerungspotenzial durch Neuanlagen, die der 17. BImSchV entsprechen und ggf. weitergehende Anforderungen erfüllen. • Steigerungspotenzial durch geänderte Verbrennungsprozesse oder -mengen. • Veränderungen der Hg-Emissionen bei Anlagen, die nicht der 17. BImSchV unterliegen.
	Weitergehende Anforderungen	Hinweis: Der im NRW-Quecksilbergutachten (Tebert et al. 2016)) festgestellte neue fortgeschrittene Stand der Technik ermöglicht in Abfallverbrennungs- und -mitverbrennungsanlagen die Unterschreitung eines Jahresmittelwertes von 1 µg/m ³ ; bei diesem Grenzwert lägen künftige tatsächliche Jahresmittelwerte bei zirka 0,8 µg/m ³ . Dadurch ließen sich im Vergleich mit 2012 rund 50 % der Quecksilberemissionen aus Abfallverbrennungsanlagen vermeiden (zirka 50 kg/a); dies entspricht einer Minderung der gesamten Quecksilberemissionen in NRW um 1-2 %.	<p>Berücksichtigung der sich so flussgebietsweit ergebenden Veränderung der Quecksilber-Emission in die Luft bei den anschließenden Modellrechnungen.</p> <p>Hinweis: Die aktuell luftseitig emittierten Frachten sind im PRTR (www.thru.de) abrufbar; eine Auflistung der relevanten Betriebe gemäß PRTR (Stand 2016) ist in Anhang 2 enthalten.</p>
	Marktänderungen	Der Hg-Anteil im Hausmüll wird sich vermutlich bei Wirksamkeit der verschiedenen Hg-Reduzierungsstrategien (z.B. Lampen etc.) minimieren.	
Haushalte	Soweit die EMEP-Einschätzungen unverändert bleiben: Kein relevanter Handlungsansatz	SUMME alle 2013 (EMEP 2016a) 31 kg	
Verkehr	Soweit die EMEP-	SUMME alle 2013 (EMEP 2016a) 43 kg	

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
	Einschätzungen unverändert bleiben: Kein relevanter Handlungsansatz		

Anhang 2.3. Bodenbürtige Eintragspfade und Grundwasser

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
Hintergrundbelastung des Bodens einschließlich historisch bedingter Belastungen	keine	Der Boden enthält geogen bedingt und aufgrund historischer Bewirtschaftungsformen regional unterschiedlich hohe Quecksilberkonzentrationen.	Szenario: Eine Änderung der Hintergrundbelastung kann nicht erwartet werden. Die regionalspezifische Hintergrundbelastung ist – soweit entsprechende Datengrundlagen vorhanden ist – entsprechend bei der Modellierung der bodenbürtigen Eintragspfade in MoRE (oder anderen Modellen) für das Base-Line-Szenario zu berücksichtigen
Globale Ursachen der Bodenbelastung	Minamata-Konvention	Durch die Deposition von quecksilberbelasteten Luftpartikeln ist über die Jahrzehnte auch der regional anstehende Boden belastet worden. Aus der Umsetzung der Minamata-Konvention kann sich langfristig hier eine Veränderung ergeben.	Bezogen auf die Entwicklung der Biota-Belastung bis zum Jahr 2027 werden keine nennenswerten Veränderungen erwartet.
Aktuelle anthropogene Belastungen des Bodens	Rechtliche Anforderungen	Durch den von der Bundesregierung geplanten Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm nach einem Übergangszeitraum von 10 Jahren ergibt sich ebenfalls ein Minderungspotenzial, das sich am ehestens auf die Eintragspfade Erosion und Dränagen auswirken wird.	Berücksichtigung der geänderten Eingangsparameter bei der Modellierung der bodenbürtigen Eintragspfade
Erosion		In Deutschland gehen jährlich geschätzte 8 – 10 Tonnen Oberbodenmaterial pro Hektar durch Erosion verloren. Auf ackerbaulich intensiv genutzten Flächen können bis zu 20 t/ha-a abgetragen werden ⁵ . Dies führt gemäß MoRE dazu, dass ca. 23 % aller Quecksilbereinträge in die Gewässer Deutschlands auf die Erosion zurückzuführen sind; flussgebietsspezifisch können sich höhere oder niedrigere Werte ergeben.	

⁵ Pressemitteilung BGR, 05.06.2014

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		Der potenzielle Nähr- und Schadstoffeintrag in benachbarte Ökosysteme aufgrund von Bodenerosion durch Wasser hängt von vielen Parametern ab, in erster Linie von der Vegetation, dem Relief, den Bodeneigenschaften, der Witterung und Bewirtschaftung. Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) hat zur potenziellen Erosionsgefährdung von Ackerböden durch Wasser in Deutschland eine neue Karte (1:1,000,000) auf ihrer Homepage publiziert ⁶ .	
	Rechtliche Anforderungen	Bodenschutzrechtlich enthält die BBodSchV zur Erosionsminderung in § 8 und Anhang IV spezielle Regelungen zur Gefahrenabwehr von schädlichen Bodenveränderungen aufgrund von Bodenerosion durch Wasser. Dazu hat der Bundesverband Boden (2004) ⁷ eine ergänzende Handlungsempfehlung veröffentlicht.	Gegenüber der Ist-Situation, die in MoRE abgebildet ist, wird hieraus keine Änderung erwartet.
	Weitergehende Anforderungen	Erosionsmindernde Maßnahmen werden vor allem von der Landwirtschaftsverwaltung im Zusammenhang mit der vorsorgeorientierten Beratung zur guten fachlichen Praxis gem. § 17 BBodSchG empfohlen, es ergeben sich ggf. Synergien.	In den Flussgebieten sollte im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung geprüft werden, ob sich hieraus relevante Änderungen bezogen auf den Eintragspfad „Erosion“ ergeben. Dies wäre dann in der flussgebietsspezifischen Prognose zu den Eintragspfaden darzustellen. Die entsprechenden Maßnahmen sollten dargestellt werden.
	Landesspezifische Anforderungen	Durch die verpflichtende, fördertechnisch begleitete oder freiwillige Anlage von Uferrandstreifen kann eine Minderung des Bodenabtrags ggf. erreicht werden.	Hinweis: Die wirksamste Maßnahme zum Schutz vor Bodenerosion ist die dauerhaft pfluglose Bodenbearbeitung und Mulchsaat. In Deutschland liegen 20

⁶ http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung-management/Bodenerosion/Wasser/Karte_Erosionsgefahr_node.html

⁷ BVB: Bundesverband Boden e. V. – Handlungsempfehlungen zur Gefahrenabwehr bei Bodenerosion, 2004

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
			<p>Jahre Erfahrung mit dieser Art der Bodenbearbeitung vor. Bundesweite Bilanzierungen belegen, dass der Bodenverlust um bis zu 50 % gegenüber der konventionellen Bearbeitung reduziert werden kann (UBA, 2016d). Eine weitergehende Wirkungsabschätzung ist jedoch nicht möglich.</p>
Dränage		<p>Gemäß MoRE sind ca. 1,5 % aller Quecksilbereinträge in die Gewässer Deutschlands auf den Abfluss dieser zur Entwässerung von landwirtschaftlichen Flächen eingesetzten Drainagen zurückzuführen; flussgebietspezifisch können sich höhere oder niedrigere Werte ergeben.</p> <p>Erhebungen Ende der 1990er Jahre gehen davon aus, dass zirka 11 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland mit Drainagesystemen ausgestattet sind (Smedema et al. 2004). Unterschiede bei den Auswirkungen der Drainagen hängen von den Unterbodeneigenschaften sowie der Funktionstüchtigkeit des Drainagesystems ab. Die angelegten landwirtschaftlichen Drainagesysteme führen oft direkt in die Oberflächengewässer, mit ihnen werden Sedimente und Schadstoffe eingetragen. Durch alte, nicht sachgerecht eingebaute oder beschädigte Drainagen können Schadstoffe und Feinsedimente sogar direkt durch Erosion in die Fließgewässer gelangen. Es gibt bisher jedoch nur wenige Arbeiten (Chapman et al., 2005; Kronvang et al., 1997) die sich detaillierter mit dem Sedimenteintrag durch Drainagen in Fließgewässer beschäftigen. Grundsätzlich ist festzustellen, dass landwirtschaftliches Wassermanagement wie z. B. die Regulierung des Durchflusses und Kappung der Abflussspitzen, technische Maßnahmen am Drainagesystem wie z. B. die Anlage von Drainteichen, die als Stoffsenken wirken, spezielle Rohmaterialien, technische Filteranlagen, aber auch die Änderung der Bewirtschaftung drainierter Flächen, das Austragspotenzial von Sedimenten und Schadstoffen durch</p>	<p>In den Flussgebieten sollte im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung geprüft werden, ob sich hieraus relevante Änderungen bezogen auf den Eintragspfad „Dränage“ ergeben. Dies wäre dann in der flussgebietspezifischen Prognose zu den Eintragspfaden darzustellen. Die entsprechenden Maßnahmen sollten dargestellt werden.</p> <p><u>Hinweis:</u> Kontrollierte Drainung ist eine sinnvolle Ergänzung zu den landwirtschaftlichen Maßnahmen, um den Sediment- und Schadstoffeintrag in die Gewässer zu reduzieren. Durch reduzierten Drainwasseranfall ergeben sich reduzierte Schadstofffrachten, Drainteiche wirken als Schadstoffsenken. Allerdings sind Daten und Fakten zum Austrag durch Drainagen bisher sehr lückenhaft, daher sind genauere Angaben zur Wirkungsabschätzung auch hier nicht möglich.</p> <p>Ebenfalls sind nähere Angaben zur Wirkung von Forschungsprojekten nicht</p>

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		Drainagen reduzieren können.	möglich.
	Weitergehende Anforderungen, Innovationen	Ertüchtigung der vorhandenen Drainagesysteme, Anlage von Dranteichen	
	Marktänderungen, geänderte wasserwirtschaftliche Randbedingungen	Verringerung der drainierten Flächen	
Oberflächenwasserabfluss (von unversiegelten Flächen)		Gemäß MoRE trägt der Oberflächenwasserabfluss von unversiegelten Flächen mit 6 % zur Quecksilberbelastung in Gewässern Deutschlands bei. Flussgebietsspezifisch können sich höhere oder niedrigere Werte ergeben.	
Grundwasser		Gemäß MoRE trägt das Grundwasser 19 % zur Quecksilberbelastung in Gewässern Deutschlands bei. Flussgebietsspezifisch können sich höhere oder niedrigere Werte ergeben.	

Anhang 2.4. Sedimentmanagement

Die Flussgebietsgemeinschaft Elbe hat in ihrem Sedimentmanagementkonzept neben einer umfassenden Erfassung und Bewertung der Schadstoffbelastung des Elbeeinzugsgebiets auch konkrete Maßnahmenoptionen abgeleitet (FGG Elbe 2013). In der Anlage A5 des Konzeptes wird in der "Bestandsaufnahme der verfügbaren Managementoptionen für Sedimente," ein Überblick über Managementoptionen unter besonderer Berücksichtigung des Umgangs mit schadstoffbelasteten, kohäsiven Sedimenten gegeben. Abbildung 15 beschreibt allgemeine Umgangsmöglichkeiten für Sedimente in Form einer schematisch dargestellten Verfahrenskette. So kann belastetes Sediment, für das weder ein Verbleib im Gewässer noch eine kontrollierte Ablagerung unter Wasser in Frage kommt, eine Vorbehandlung jedoch nicht erforderlich ist, z. B. für Hafenbeckenverfüllungen genutzt werden. Nach einer Trennung / Entwässerung, Verfestigung oder thermischen Behandlung ist ggf. eine Nutzung als Baustoff möglich, darüber hinaus bleibt die Beseitigung bzw. fachgerechte Entsorgung.

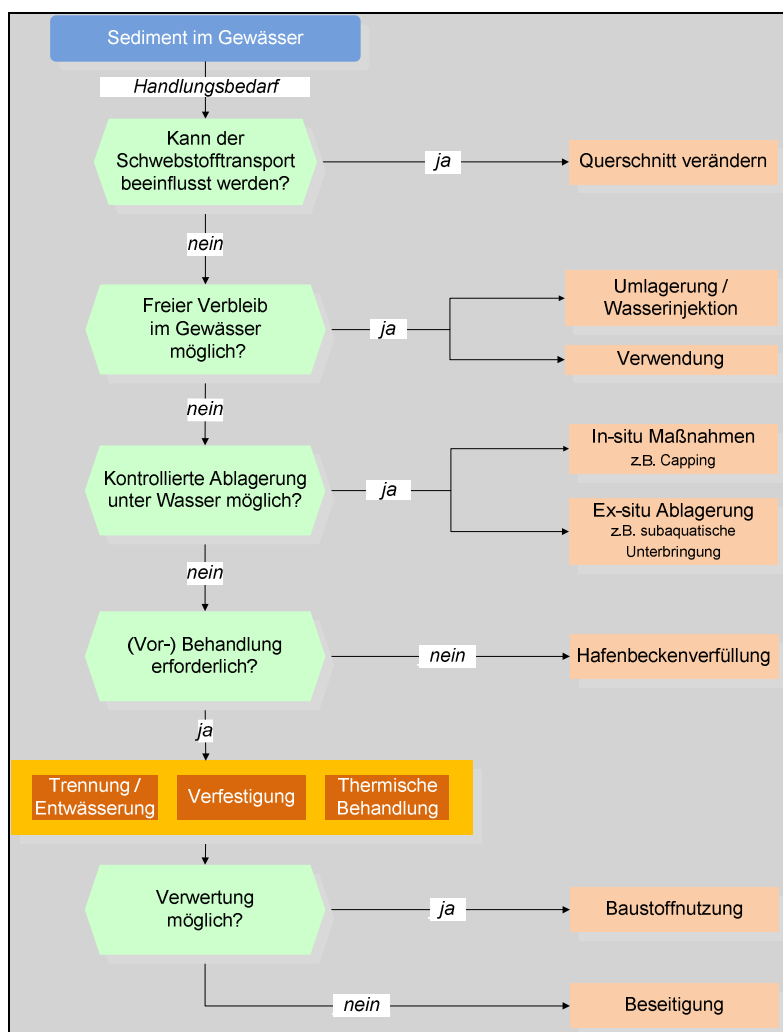


Abbildung 15: Umgangsmöglichkeiten für Sedimente - Verfahrenskette (FGG Elbe 2013)

Maßnahmen zur gezielten Entfernung von Quecksilber aus Sedimentdepots sind bislang aus keiner Flussgebietseinheit in Deutschland bekannt. Es gibt jedoch einige Beispiele für Maßnahmen, bei denen belastete Sedimente als Gesamtmatrix so behandelt werden, dass die enthaltenen Schadstoffe mit dem Sediment entfernt oder zumindest eine Minderung des Risikos der Remobilisierung von Schadstoffen aus den belasteten Sedimenten erreicht werden kann. Da Quecksilber nicht als Einzelstoff, sondern assoziiert mit weiteren anorganischen und organischen Schadstoffen vorkommt, beziehen sich diese Maßnahmen auf ein regionaltypisches Stoffspektrum. Am Rhein wurde bereits im Jahr 2009 ein Sedimentmanagementplan für den Umgang mit kontaminierten Sedimentationsbereichen und entsprechenden Maßnahmenvorschlägen erarbeitet (IKSR 2009). Dort werden Risikogebiete ausgewiesen, wenn eine erhebliche stoffliche Belastung ($> 4x$ IKSR-Zielvorgabe), eine Menge von mehr als 1000 m^3 und ein natürliches oder anthropogen bedingtes Remobilisierungsrisiko vorliegen. Das Fehlen eines solchen Risikos kann auch dazu führen, dass das Durchführen von weiteren Maßnahmen nicht sinnvoll ist. In Anlage 2.4 werden einige ausgewählte Beispiele für bereits durchgeführte oder geplante Maßnahmen mit Sedimentbezug aufgeführt und erläutert.

Tabelle 11: Beispiele für Maßnahmen und Optionen des Sedimentmanagements

Standort (EZG)	Aktivitäten	Zeitschiene / Minderung
Muldestausee Bitterfeld (Elbe)	Sedimentfalle / Schadstoffsенke (Sekundäreffekt)	seit 1975; bezogen auf Hg etwa 86% Reduzierung der Zulauffracht
ÖGP SAXONIA Freiburger Hütten (Mulde / Elbe)	Sanierung ehemaliger Erzhütten und Bergbauschächte	Maßnahme 1993-2013; signifikante Reduzierung Schwermetallfrachten
ÖGP Bitterfeld (Mulde / Elbe)	Altlastensanierung Chemiestandort	Maßnahme 2. BWZ 2015-2021; Sanierung insbesondere HCH; Frachtreduzierung
ÖGP Buna (Saale / Elbe)	Altlastensanierung Chemiestandort und Deponie	Maßnahme 2. BWZ 2015-2021; Sanierung (Schwermetalle / Hg); Umverlegung Laucha
Mühlgraben Halle (Saale / Elbe)	Umgang mit Altsedimentdepots	Vorplanungen zur Beseitigung, u.a. auch Hg
Fahlberg List, Magdeburg (Elbe)	Altlastensanierung ehemaliger Chemiestandort	Maßnahmenplanung / Sanierungsuntersuchung (Schwermetalle/HCH)
Hafen Hamburg (Elbe)	Entnahme und Behandlung schadstoffbelasteter Sedimente	laufend seit 1993; in 2013 Entlastung um ca. $0,9 \text{ t Hg}$
Seitenstrukturen und Bühnenfelder der mittleren Elbe	Untersuchung von Sedimentablagerungen und Remobilisierungspotenzial	Prüfung Maßnahmenoptionen; hohes Reduzierungspotenzial für Schadstoffe, vgl. Kap. 5.3
Stauhaltungen Oberrhein (Rhein)	Reduzierung der Sedimentbelastung	Voruntersuchungen zur Reduzierung insbes. von HCB; Potenzial $> 100 \text{ kg}$
Stauhaltung Eddersheim (Main / Rhein)	Untersuchung von Sedimentablagerungen und Remobilisierungspotenzial	langfristige Vermeidung von Erosion und Remobilisierung, u.a. sehr hohe Hg-Konzentrationen
Ruhrwehr Duisburg (Ruhr)	Untersuchung von Sedimentablagerungen und Remobilisierungspotenzial	Überprüfung des Remobilisierungsrisikos, langfristige Vermeidung von Remobilisierung, insbesondere PCB, Zn, Cd, Cu und untergeordnet Hg
Hafen Hitdorf (Rhein)	Untersuchung der Sedimentablagerungen	Ermittlung der Belastung, insbesondere Hg und PCB

Weitere Erläuterungen zu einigen Beispielen:

– *Schadstoffsenke Muldestausee*

Der bereits im Jahr 1975 angelegte und von der vereinigten Mulde durchströmte Bitterfelder Muldestausee gilt als eine bedeutende langjährige Sedimentfalle für das untere Elbesystem bezüglich schwermetallbelasteter Schwebstoffe, darunter auch Quecksilber. Insbesondere bei extremen Durchflüssen wie bei den Hochwässern 2002 und 2013 ist eine Wirksamkeit für den Sediment- und Schadstoffrückhalt sehr gut belegt. Bezogen auf Quecksilber wird davon ausgegangen, dass etwa 86 % der Zulauffracht zurückgehalten (entspricht einer Frachtreduzierung um etwa 1,4 t an der Messstelle Schnackenburg) und dauerhaft im Sediment festgelegt werden (Junge 2013, 2014).

– *Ökologisches Großprojekt SAXONIA*

Die wesentlichen Sanierungsziele im Einzugsgebiet ehemaliger Erzhütten und Bergbauschächte im Gebiet der Freiburger Mulde waren insbesondere eine Reduzierung des Schadstoffaustrages über Sicker-, Grund- und Oberflächenwasser, die Beräumung von Kanälen sowie ein Abtrag von Boden bzw. -ablagerungen. An mehreren Standorten konnte eine signifikante Reduzierung von Schwermetallfrachten und -konzentrationen dokumentiert werden (FGG Elbe 2013, Anlage 4-3)

– *Altsedimentdepot Mühlgraben Halle/Saale*

Im Sedimentmanagementkonzept von Sachsen-Anhalt sind konkrete Handlungsempfehlungen zum Schwerpunkt Altsedimentdepots in Bezug auf die Klärung von Erfolgsaussichten und Lösungsmöglichkeiten für die Seitenstrukturen der Saale enthalten. Ein Belastungsschwerpunkt wurde im Gewässer Mühlgraben im Stadtgebiet von Halle (Saale) identifiziert, in dem u. a. historische Ablagerungen infolge des Quecksilberausstoßes aus den BUNA-Werken zu finden sind. Nach Analyse des Ist-Zustands wurden in einer Vorplanung mögliche Lösungsansätze und Vorzugsvarianten zur Sicherung, Minderung bzw. Beseitigung des Sedimentdepots abgeleitet (LHW 2014).

– *Hamburger Hafen*

Zu einer dauerhaften Entlastung führt die Entnahme von belasteten Sedimenten aus der Elbe bei Hamburg sowie den Hafenbecken und anschließende Behandlung und Entsorgung an Land (Verwertung und Deponierung). Hierfür hält Hamburg Kapazitäten für die Behandlung und Entsorgung von ca. 1 Mio. m³ pro Jahr bereit. Durch die Landbehandlung schadstoffbelasteter Sedimente entnimmt Hamburg einen Teil der jährlichen Schadstofffracht (Ø-Hg-Fracht an der Bilanzmessstelle Schnackenburg: ca. 1 t/a im Zeitraum: 2003 – 2011) und trägt damit auch zu einer Entlastung von Elbe und Nordsee bei. Unter der Berücksichtigung der methodischen Unsicherheiten bei den Fracht- und Massenberechnungen wurde für das Jahr 2013 durch die Landverbringung in

Hamburg eine Quecksilberentnahme von ca. 0,9 t (bezogen auf 344.200 t TS) ermittelt (HPA 2014). Zum Vergleich: Die von der FGG Elbe an der Messstation Schnackenburg abgeleitete Schadstofffracht betrug im Jahr 2013 etwa 0,7 t Quecksilber (bezogen auf die Messung in Gesamtwasserproben).

– *Stauhaltung Eddersheim/Main*

In der Stauhaltung Eddersheim als zweitletzte Stauhaltung vor der Mündung in den Rhein liegen im linken und rechten Uferbereich vor den Wehren zum Teil hoch belastete, aber auch teilweise stark konsolidierte Sedimente, die auch Quecksilber in hohen Konzentrationen enthalten (> 40 mg/kg). Extreme Abflüsse könnten in Zukunft zur Erosion und zu Remobilisierungsprozessen führen (IKSR 2009).

– *Hafen Hitdorf/Rhein*

Der Hafen Hitdorf ist u. a. aufgrund der Quecksilberbelastung über den IKSR-Zielvorgaben als Area of Concern ausgewiesen. Aufgrund der Lage des Hafenbeckens kann eine Remobilisierung eines Teils der Sedimente durch Hochwasser nicht ausgeschlossen werden (IKSR 2009).

Aufgrund der hohen Dynamik im Bereich des Sedimenttransportes ist eine Quantifizierung des Reduzierungspotenzials nur schwer möglich und mit relativ großen Unsicherheiten verbunden. Ein erhebliches Potenzial für den Bereich der mittleren Elbe wird in den Sedimenten der Seitenstrukturen vermutet. Entsprechende Untersuchungen haben gezeigt, dass diese zu einem erheblichen Anteil mit verschiedenen Schadstoffen belastet sind. Insbesondere bei der Beprobung von Bühnfeldern wiesen 75 bis 100 % der Proben Überschreitungen des oberen Schwellenwertes für Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber nach dem Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe auf. In Kombination mit der Sedimentmächtigkeit und Erodierbarkeit besteht in vielen Fällen ein erhöhtes Risiko der Remobilisierung insbesondere bei Hochwasserereignissen (Heise 2013). Eine näherungsweise Quantifizierung zu diesem Beispiel findet sich in Kapitel 5.3.

In den Maßnahmenprogrammen zu den Bewirtschaftungsplänen der Flussgebietsgemeinschaften sind alle geplanten Maßnahmen für den zweiten Bewirtschaftungszyklus nach WRRL zusammengefasst. Aus dem LAWA-BLANO Maßnahmenkatalog (Stand September 2015), der als Grundlage für die Maßnahmenableitung für die Maßnahmenprogramme sowie die Datenübermittlung nach WISE an die EU dient, ergibt sich aus dem Eintrag mit der Nummer 101 ein direkter Sedimentbezug. Unter diesen Maßnahmentyp fallen "Maßnahmen zur Reduzierung stofflicher Belastungen aus Sedimenten," bzw. "Maßnahmen zur Verringerung ungesteuerter diffuser stofflicher Belastungen, z. B. durch Entnahme von Sedimenten, mit ggf. anschließender Behandlung, Verwertung und Entsorgung. Zum Zeitpunkt des WISE-Reportings (Stand Ende April 2016) wurden deutschlandweit lediglich vier Wasserkörper mit diesem Maßnahmentyp belegt (drei Wasserkörper für den Bewirtschaftungszeitraum 2015 bis 2021 und ein Wasserkörper für den Zeitraum 2021 bis 2027). Da dieser Maßnahmentyp jedoch zeitverzögert in den

Maßnahmenkatalog aufgenommen wurde, ist zu vermuten, dass weitere Maßnahmen in indirektem Zusammenhang mit schadstoffbedingten Sedimentbelastungen beispielsweise bei den Maßnahmentypen mit den Nummern 25 (Maßnahmen zur Reduzierung diffuser Stoffeinträge aus Altlasten und Altstandorten) oder 36 (Maßnahmen zur Reduzierung der Belastungen aus anderen diffusen Quellen) oder auch Maßnahmentyp 501 (Konzepte, Studien, Gutachten), Maßnahmentyp 502 (Forschung und Entwicklung) und Maßnahmentyp 508 (vertiefende Untersuchungen und Kontrollen) zugeordnet wurden. Eine eindeutigere Zuordnung wird für den dritten Bewirtschaftungszyklus erwartet.

Anhang 2.5. Eintragspfad urbane Flächen

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
Deposition	Handlungsansätze zu Minderungen der luftbürtigen Deposition	s. dort	
Niederschlagswasser einleitung	Rechtliche Anforderungen		
	Weitergehende Anforderungen		
	„Marktänderungen“	Zunahme der versiegelten Flächen	
	„Marktänderungen“	Klimawandel mit Zunahme der Starkregenereignisse und damit der Stoßbelastungen	

Anhang 2.6. Direkteinleitungen und Oberlieger

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
Oberlauf	Bewirtschaftungsplanung in internationalen Flussgebieten	In internationalen Flussgebieten sollte im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung geprüft werden, ob seitens der Oberlieger die UQN für Quecksilber sicher eingehalten werden kann bzw. es sollten Vereinbarungen darüber getroffen werden, welches abweichende Bewirtschaftungsziel eingehalten werden sollte.	Das ggf. abweichende Bewirtschaftungsziel der Oberlieger sollte bei der Modellierung mit MoRE berücksichtigt werden.
Kommunale Direkteinleiter	Rechtliche Anforderungen		
	Weitergehende Anforderungen und Anforderungen an die Indirekteinleiter	In der Abwasserverordnung werden für die Indirekteinleitung von Abwässern bestimmter Herkunftsbereiche Anforderungen für Quecksilber vorgegeben (s. Anhänge 22, 23, 27, 33, 39, 40, 42, 47, 48, 50, 51, 53, 55).	
	Marktänderungen bzw. Änderungen des Verbraucherverhaltens		
Industrielle Direkteinleiter	Rechtliche Anforderungen	<p>In der Abwasserverordnung werden für die Einleitung von Abwässern bestimmter Herkunftsbereiche Grenzwerte für Quecksilber vorgegeben (s. Anhänge 22, 23, 27, 33, , 39,40, 42, 47, 48, 50, 51, 53, 55).</p> <p>Für die Relevanzabschätzung bezüglich der Quecksilberemissionen aus den Anhängen 22, 23, 27, 33, 42, 47, 48 und 51 wurden die zur Verfügung stehenden Emissionsdaten für die Anlagenarten den Gesamteinträgen von Quecksilber gegenübergestellt und dann geprüft, inwieweit Vermeidungs- und Minderungstechniken einen Beitrag zur Senkung der Quecksilberemissionen leisten können. Für die Relevanzabschätzung wurden Daten der PRTR-Meldungen sowie dem UBA vorliegende Einleitwerte verwendet. Die Ergebnisse stellen sich wie folgt dar:</p> <p>Es gab keine PRTR-Meldungen für die Anhänge 39, 40, 50, 53</p>	

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		<p>und 55, da deren Emissionsdaten nicht berichtspflichtig waren, d. h. die Emissionen lagen entweder unterhalb der in der PRTR-Verordnung vorgegebenen Schwellenwerte (Kapazitäts- bzw. Schadstoffschwellenwerte) oder gehörten zu keiner PRTR-Tätigkeit nach Anhang 1 der PRTR-Verordnung.</p>	
<p>Anhänge 22, 42 und 48: Chemische Industrie</p>	<p>Rechtliche Vorgaben</p>	<p>Vorgaben zur deutlichen Quecksilberminderung existieren für die Chlor-Alkali-Produktionsverfahren durch das Verbot des Amalgamverfahrens und Umstellung auf alternative Produktionsverfahren aufgrund der verbindlichen BVT-Schlussfolgerungen der EU (BATC CAK 2013) bis spätestens Dezember 2017).</p> <p>Die aktuell verabschiedete BVT -Schlussfolgerung Abwasser-/ Abgasbehandlung und Abwasser-/ Abgasmanagementsysteme in der chemischen Industrie vom 30.05.2016 (BATC CWW) enthält keine Regelung zu Quecksilber. Wie sich der derzeitige Grenzwert des Anhangs 22 der AbwV für Quecksilber als qualifizierte Stichprobe von 0,05 und 0,001 mg/l bei der Umsetzung in den Anhang 22 ändern wird, bleibt abzuwarten.</p>	<p>Flussgebietspezifische Darstellung:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Minderungspotenzial bei Bestandsanlagen durch Umsetzung der rechtlichen und weitergehenden Anforderungen, Stilllegungen, veränderte Produktionsweisen und -mengen, • Steigerungspotenzial durch Neuanlagen und geänderte Produktionsweisen und -mengen <p>Berücksichtigung der sich so flussgebietsweit ergebenden Veränderung der Quecksilber-Emission über das Abwasser bei den anschließenden Modellrechnungen.</p> <p>Hinweis: Die aktuell abwasserseitig emittierten Frachten sind im PRTR (www.thru.de) abrufbar.</p>
	<p>Weitergehende Anforderungen</p>	<p>Soweit technisch möglich und rechtlich durchsetzbar oder freiwillige Maßnahme</p>	
	<p>Marktänderungen</p>	<p>Für die gesamte chemische Industrie (Anhang 22), einschließlich der Herstellung von Chlor (Anhang 42) und der Herstellung von Titandioxid (Anhang 48) werden im E-PRTR Quecksilber-Emissionen über das Abwasser ausgewiesen, wobei von 2012 zu 2014 aufgrund von Betriebsstörungen eine deutliche Steigerung festgestellt wurde. Für das Jahr 2015 wurde wieder ein geringerer Wert ausgewiesen. Dennoch sollte im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung entsprechende Markt- bzw. Produktionsänderungen erfasst und hinsichtlich ihrer Wirkung auf den Quecksilber-Eintrag in das Flussgebiet beurteilt werden.</p>	
<p>Anhang 23: Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen</p>		<p>Daten zu den abwasserseitigen Hg-Emissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) lagen dem UBA nicht vor. Es ist anzunehmen, dass Abwasser der MBA ähnlich</p>	

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		<p>gering belastet ist wie Deponiesickerwasser. Die Mehrzahl der MBA wird abwasserlos betrieben, abwasserrelevant sind ausschließlich MBA-Konzepte mit Nass- oder Perkolatvergärung. Solche Verfahrensstufen kommen in Deutschland allerdings nur in 4 der 46 MBA zum Einsatz. Die Abwassermengen dieser Anlagen sind gering, da Prozesswasser weitgehend im Kreislauf gefahren wird und eine Mehrfachnutzung erfolgt.</p> <p>Um den biologischen Prozess durch Aufsatzung nicht zu beeinträchtigen, müssen bei der Nassvergärung geringe Wassermengen ausgeschleust und als Abwasser entsorgt werden. Bei der Rötte-MBA und MBA mit Trockenvergärung/Nachrotte übertreffen die Wasserverluste über den Abgaspfad die anfallenden Prozesswassermengen bei Weitem, so dass kein Abwasser anfällt.</p>	
<p>Anhang 27: Anlagen zur Behandlung von Abfällen durch chemisch-physikalische Verfahren (CP-Anlagen)</p>	<p>Rechtliche Anforderungen</p>	<p>Dem UBA lagen keine Daten zur Hg-Belastung des unbehandelten Abwassers aus Anlagen des Anhangs 27 vor. Durch eine Abfrage von CP-Anlagen-Betreibern konnten Hg-Konzentrationswerte von Abwässern, die vor der Einleitung in Gewässer analysiert wurden, ermittelt werden:</p> <p>Im Messzeitraum 2012 wurden an Anlagen mit einer durchschnittlichen Kapazität von ~250.000 m³/Jahr mehr als 1.300 Proben untersucht. Im Mittel wurden Hg-Konzentrationen von ≤ 0,02 mg/l gefunden. Der Maximalwert lag bei ~ 0,05 mg/l. Bei Anwendung der "4-aus-5-Regel" der Abwasserverordnung kann ein Grenzwert von 0,03 mg Hg/l sicher eingehalten werden.</p>	
	<p>Weitergehende Anforderungen</p>	<p>Laut "NRW-Quecksilbergutachten" lag, auf Datengrundlage amtl. Überwachung aus 2012, die Hg-Konzentrationen bei der Hälfte der Anlagen (insg. 33 Indirekt) unter 0,05 µg/l. Laut Aussage des Gutachters können Werte von 0,1 µg/l im Abwasser gemessen nach der 4-aus-5-Regel als qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe erreicht werden. Im Jahresmittel ist ein</p>	

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		Wert von 0,06 µg/l erreichbar.	
	Marktänderungen		
Anhang 33: Abgaswäscher aus der Mono-Abfallverbrennung		<p>Der Anwendungsbereich umfasst sowohl die Verbrennung von Siedlungsabfällen (Hausmüll), besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (gefährliche Abfälle), Klärschlamm und kontaminierten Hölzern als auch die Mitverbrennung von Abfällen in Kraftwerken und in thermischen Produktionsprozessen (z. B. Zement- und Kalkanlagen), sofern Abwasser aus der Abgasreinigung anfällt. Er schließt auch die Verbrennung durch Oxidation von Abfällen und andere thermische Behandlungsverfahren wie Pyrolyse, Vergasung und Plasmaverfahren ein, soweit die bei der Behandlung entstehenden Stoffe am gleichen Standort verbrannt werden. Dabei darf Abwasser aus der Abgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen nicht in ein Gewässer eingeleitet werden, soweit die Abgasreinigung nach dem 01.08.2002 in Betrieb genommen wurde.</p> <p>Die Mitverbrennung von Abfällen in Kohlekraftwerken hat nur einen unwesentlichen Einfluss auf die Zusammensetzung des Abgases und somit auf die Zusammensetzung des Abwassers aus der Abgasreinigung eines Kohlekraftwerkes. Bei der Verbrennung von Hausmüll fallen bei nasser Abgasreinigung Abwassermengen von etwa 0,15 m³/t Abfall an, bei der Verbrennung von Sonderabfall je nach Reinigungsverfahren etwa 0,15 bis 0,20 m³/t Abfall. Durch die Wahl des trockenen oder quasi-trockenen Verfahrens zur Abgasreinigung oder durch Eindampfung des anfallenden Prozesswassers kann der Anfall von Abwasser vermieden werden. Der Grenzwert für die Einleitung des Abwassers beträgt in der 24-Stunden Mischprobe 0,03 mg/l. Dieser Wert gilt auch für die in der Praxis vorherrschende Vermischung mit anderem Abwasser (vor der Vermischung).</p> <p>Für vor dem 01.08.2002 vorhandene Einleitungen von Abwasser aus der Abgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen gilt zusätzlich ein Grenzwert für die Quecksilber-Fracht von 9 mg/t</p>	

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		<p>Abfall. Die typische Quecksilber-Belastung des Rohabwassers aus Abgasreinigungsanlagen für Hausmüllverbrennungsanlagen liegt bei 6,2 mg/l bei einer Spanne von 1,0 bis 19,0 mg/l.</p> <p>Jahresmittelwerte für Abwasserableitungen von Quecksilber aus Sonderabfallverbrennungsanlagen in Abhängigkeit von spezifischen Abwasserreinigungsmaßnahmen sind in Abbildung 16 dargestellt.</p>	

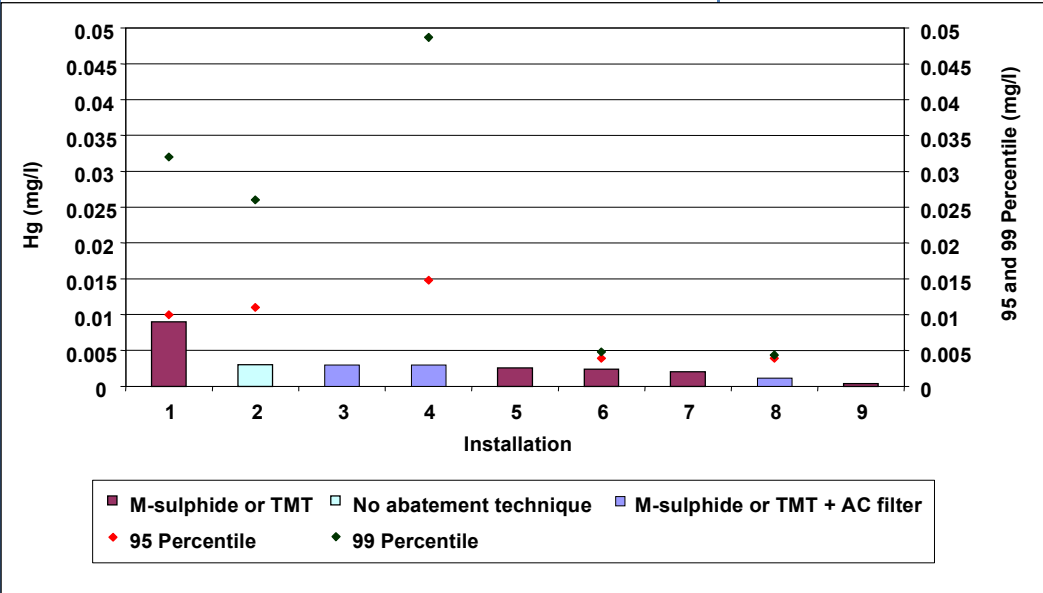


Abbildung 16: Darstellung der Jahresmittelwerte von Quecksilber in der Ableitung ins Wasser unter Berücksichtigung unterschiedlicher Abscheidetechniken in europäischen Sonderabfallverbrennungsanlagen (EURITS 2002)

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		Abweichend von der Abbildung 16 liegen die Werte deutscher Sonderabfallverbrennungsanlagen nach Abwasserreinigung zwischen 0,0006 und 0,010 mg/l.	
	Weitergehende Anforderungen	Laut „NRW-Quecksilbergutachten“ hat das Abwasser eine ähnliche Zusammensetzung wie bei Kraftwerken, deshalb könnten Werte von 0,1 µg/l (0,0001 mg/l) im Abwasser gemessen nach der 4-aus-5-Regel erreicht werden. Im Jahresmittel wäre ein Wert von 0,06 µg/l erreichbar.	
	Marktänderungen		
Anhang 47: Rauchgaswäscher von Großfeuerungsanlagen (Rauchgasentschwefelungsanlagen REA) –	Ist-Situation und rechtliche Anforderungen	<p>Der Einsatz von nassen Wäschern zur Minderung von Schwefeloxidemissionen aus Feuerungsanlagen in die Luft führt dazu, dass ein nennenswerter Teil der mit der Kohle eingebrachten Quecksilberfracht über die REA-Wäsche aus dem Abgasstrom entfernt wird (Co-Benefit-Effekt). Dieses Quecksilber findet sich größtenteils in den in der REA-Abwasserreinigung anfallenden Schlämmen und zum Teil (bei nicht optimierter Anlagentechnik) im REA-Gips wieder; nur ein sehr kleiner Teil der Fracht ist im gereinigten REA-Abwasser nachweisbar.</p> <p><u>Steinkohlekraftwerke</u></p> <p>Die Auswertung bis 2012 erhobener Anlagendaten von sechs Steinkohlekraftwerks-Blöcken zeigte, dass die Hg-Konzentrationen im gereinigten REA-Abwasser im Bereich der Bestimmungsgrenze von 0,001 mg/l bis maximal 0,0045 mg/l und damit deutlich unterhalb des Grenzwertes des Anhangs 47 der AbwV von 0,03 mg/l liegen. Die Höchst-Frachten dieser sechs Kraftwerksblöcke lagen im Bereich zwischen 0,3 und 0,9 kg Hg/a für jeden dieser sechs Blöcke. Dieses Ergebnis deckt sich weitgehend mit den Erkenntnissen einer entsprechenden Erhebung für die Jahre 2000 bis 2002. Die Angaben von vier Blöcken mit konventioneller Kalksteinwäsche (Nass-REA) schwankten zwischen der Bestimmungsgrenze von 0,001 mg/l und einem Wert von 0,007 mg/l. Für einen weiteren Block, welcher sein Abgas nach dem (damals und heute wenig üblichen) DeSONOx-Verfahren reinigt (Produkt: Schwefelsäure), lag</p>	

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		<p>der Berichtswert mit 0,01 mg/l geringfügig höher.</p> <p><i>Praxisbeispiel:</i></p> <p>Beispielhaft seien hier Informationen und Erfahrungen im Bundesland Hessen beim Betrieb eines Kohlekraftwerkes genannt:</p> <p style="padding-left: 40px;">zulässige Abwassermenge: 82500 m³</p> <p style="padding-left: 40px;">nach Anhang 47 AbwV zulässige Hg-Fracht 2.470 g/a</p> <p style="padding-left: 40px;">nach Erlaubnisbescheid zulässige Hg-Fracht 248 g/a</p> <p>Messergebnisse aus der Eigenüberwachung des Jahres 2013 zeigen, dass die im Erlaubnisbescheid festgelegte Jahresfracht deutlich unterschritten werden kann. Die bisher nach Anhang 47 zulässige Menge eines konkreten Hg-Eintrages in den Vorfluter von 2,5 kg/a ist im Gegensatz zur Hg-Emission des Kraftwerkes in die Luft zwar gering, kann jedoch noch um fast 90 % verringert werden.</p> <p>Laut „NRW-Quecksilbergutachten“ lagen die Hg-Konzentrationen der Reinigungsanlagen von Rauchgasen aus Steinkohlekraftwerken (15 Direkt) zwischen 0,05 µg/l und 11,45 µg/l (Daten amtl. Überwachung 2012). Zwei Drittel dieser Steinkohlekraftwerke hatten eine Hg- Ablauf- Konzentrationen unter 1 µg/l (0,001 mg/l) im Abwasser.</p> <p>Das Gutachten schlägt für die betrachteten Anlagen vor, dass mit quecksilberspezifischen Minderungstechniken zur Abwasserbehandlung Quecksilberkonzentrationen weit unter den derzeitigen Grenzwerten der AbwV unter Berücksichtigung der 4-aus-5-Regel von 0,1 µg/l eingehalten werden können.</p> <p>Die Fortentwicklung des Standes der Technik bei der REA-Wäsche an Steinkohlekraftwerken lässt gemäß NRW-Quecksilbergutachten eine Absenkung des Überwachungswertes auf 0,1 µg/l zu.</p>	

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
		<p>Die nationale Expertengruppe für das BVT Merkblatt Großfeuerungsanlagen hat im Juli 2014 einen Vorschlag für das aktuell in Überarbeitung befindliche BVT-Merkblatt (LCP BREF) für die Reinigung des Abwassers aus Nasswäschern von Braun- und Steinkohlekraftwerken erarbeitet. Darin wird für die Betriebswerte ein Bereich zwischen 1 und 5 µg/l empfohlen. Die Europäische Technische Arbeitsgruppe hat im Juni 2015 brennstoffunabhängig einen BVT-Betriebswertebereich assoziierten Emissionswert BAT-AEL zwischen 0,2 bis 3 µg/l festgelegt. Es bleibt anzumerken, dass der BAT-AEL als Langzeitwert nicht mit den Grenzwerten der AbwV als qualifizierte Stichprobe (Kurzzeitwert) verglichen werden kann.</p> <p><u>Braunkohlekraftwerke</u></p> <p>Bei Braunkohlekraftwerken sieht die Bilanz etwas anders aus: Die Kraftwerksbetreiber deponieren die Asche in der Regel im Tagebau. Zur Stabilisierung der Braunkohlenflugaschen wird diese mit dem Hg-haltigen Abwasser aus der nassen Rauchgasreinigung befeuchtet. Rechtlich findet damit keine Einleitung von REA-Abwasser in ein Gewässer oder eine Zuführung zu einem Vorfluter statt. Das Umweltbundesamt geht davon aus, dass dem Tagebau schätzungsweise 30 % des in der geförderten Braunkohle enthaltenen Quecksilbers im Zuge der Stabilisatverfüllung wieder zugeführt wird. Dieser Sachverhalt spiegelt sich auch in der Datenerhebung für die Revision des BVT-Merkblattes Großfeuerungsanlagen wider: unter den 15 meldenden Braunkohle-Blöcken gibt es nur einen, der das REA-Abwasser nicht zur Stabilisierung der Aschen verwendet. Das Abwasser wird in diesem Fall vor Vermischung mit anderem Abwasser in einer REA-Abwasserreinigungsanlage (REA-ARA) aufbereitet (zweistufige Fällung, zuerst Sulfat- und anschließend Schwermetallfällung). Aus der BVT-Datenerhebung für die Einleitstelle ergibt sich für den REA-ARA-Teilstrom eine obere Grenze für die Hg-Konzentration von 0,0052mg/l und eine Jahresfracht von 0,71 kg Hg. Damit liegt die Hg-Abwasserbelastung dieses Kraftwerks-Blocks im oberen Bereich der für Steinkohle-Blöcke genannten Werte.</p>	

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

Ursache / Eintragspfad	Handlungsansätze	Erläuterung	Mögliche Wirkung
	Weitergehende Anforderungen		
	Marktänderungen		
Anhang 51: Anlagen zur oberirdischen Ablagerung von Abfällen	Ist-Situation und rechtliche Anforderungen	<p>In der Fachliteratur sind ausschließlich ältere Hg-Konzentrationen, überwiegend aus den 1990er Jahren veröffentlicht. Die Hg-Konzentration im Rohsickerwasser vor der Abwasserbehandlung liegt meist Zehnerpotenzen unterhalb des Grenzwertes des Anhangs 51.</p> <p>Laut Hg-Gutachten NRW wiesen im Jahresdurchschnitt die Anlagen (17 Direkt und 17 Indirekt, Daten der amtlichen Überwachung 2012) niedrige bis sehr niedrige Hg-Konzentrationen mit max. 0,1 µg/l, teilw. unter der Bestimmungsgrenze auf.</p> <p>Die Hg-Einträge über das Deponiesickerwasser sind – gegenüber anderen Emissionsquellen voraussichtlich sehr gering.</p>	
	Weitergehende Anforderungen	Laut dem NRW-Quecksilbergutachten könnten auch für Anlagen des Abwasseranhangs 51 (Deponien) Werte von 0,1 µg/l als qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe im Abwasser erreicht werden.	
	Marktänderungen		

ANHANG 3: RELEVANTE LUFTSEITIGE QUECKSILBEREMITTENTEN GEMÄSS PRTR FÜR 2014

Pollutant Release and Transfer Register (PRTR) für 2014 (UBA 2016c)

Hg-Emission aus dem Energiesektor in die Luft nach PRTR für 2014 je Bundesland:	Baden-Württemberg	254 kg
	Bayern	64,2 kg
	Berlin	51,3 kg
	Brandenburg	804 kg
	Bremen	27,9 kg
	Hamburg	17,4 kg
	Hessen	14 kg
	Mecklenburg-Vorpommern	24,5 kg
	Niedersachsen	150 kg
	Nordrhein-Westfalen	2.200 kg
	Rheinland-Pfalz	---
	Saarland	83 kg
	Sachsen	939 kg
	Sachsen-Anhalt	427 kg
	Schleswig-Holstein	59,5 kg
	Thüringen	----
Summe PRTR 2014	5.140 kg	
Summe alle (EMEP 2013)	6.570 kg	
Anlagen der Metallindustrie mit Hg-Emission in die Luft nach PRTR für 2014	ArcelorMittal Eisenhüttenstadt	89,8 kg
	ArcelorMittal Hamburg	112 kg
	Aurubis, Hamburg	12,6 kg
	Aurubis, Lünen	87,8 kg
	Bad. Stahlwerke, Kehl	117 kg
	Benteler Steel, Lingen	25,3 kg
	Elbe-Stahlwerk, Riesa	10,8 kg
	Georgsmarienhütte	27,7 kg
	Peiner Träger, Peine	49,7 kg
	ROGESA, Saarbrücken	26,7 kg
	Thyssen-Krupp, Duisburg	14,9 kg
	SUMME PRTR 2014	574 kg
	SUMME alle (EMEP 2013)	1.087 kg
Anlagen der Chemie-Industrie mit Hg-Emission in die Luft nach PRTR für 2014	Akzo Nobel, Frankfurt	1,27 kg
	Akzo Nobel, Ibbenbüren (x)	65,5 kg
	BASF SE, Ludwigshafen	70,5 kg
	CropEnergies, Zeitz	31,5 kg
	Evonik Degussa, Marl (x)	34,8 kg
	Evonik Degussa, Niederkassel	8,17kg
	Grillo-Werke, Duisburg (x)	55 kg
	SUMME PRTR 2014	368 kg
	SUMME alle (EMEP 2013)	430 kg
	Anlagen der Min.Industrie mit Hg-Emission in die Luft nach PRTR für 2014	Hg-Emission aus dem Energiesektor in die Luft nach PRTR (2014) je Bundesland:

Handlungsempfehlung zur Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele für Quecksilber

	Baden-Württemberg	117 kg
	Bayern	121 kg
	Berlin	---
	Brandenburg	30,1 kg
	Bremen	----
	Hamburg	----
	Hessen	---
	Mecklenburg-Vorpommern	---
	Niedersachsen	29,6 kg
	Nordrhein-Westfalen	177 kg
	Rheinland-Pfalz	48 kg
	Saarland	---
	Sachsen	---
	Sachsen-Anhalt	50 kg
	Schleswig-Holstein	74,7 kg
	Thüringen	39,5 kg
	SUMME PRTR 2014	687 kg
	SUMME alle (EMEP 2013)	610 kg
Anlagen der Abfallverbrennung mit Hg-Emission in die Luft nach PRTR für 2014	Anlagen mit Hg-Emission in die Luft nach PRTR für 2014	
	Befesa Zinc, Freiberg	10 kg
	EVI Abfallverwertung, Laar	12,8 kg
	ENBW, Stuttgart	15,3 kg
	Energy from Waste, Hürth	10,5 kg
	SUMME PRTR 2014	48,6 kg
	SUMME alle (EMEP 2013)	40 kg

ANHANG 4: FALLBEISPIEL ELBE

Aufgabenstellung:

Erarbeitung eines Praxisbeispiels unter Berücksichtigung der tatsächlichen Belastung, der einheitlichen Abnahme aus Deposition, der möglichen Maßnahmen und deren Wirkung für die Prognose eines best- bzw. geringstmöglichen Hg-Wertes in Fisch bis 2027.

Vorbemerkung:

Für die Ableitung eines best- bzw. geringstmöglichen Hg-Wertes in Fisch bis 2027 müssen verschiedene Annahmen und Prognosen getroffen werden, die mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Die Prognose möglicher Entwicklungen der Quecksilberbelastung ist hochkomplex und wird entsprechend, selbst bei größter Sorgfalt und Einschaltung hochqualifizierter Expertise, nur schwierig abzuleiten sein. Im Idealfall kann lediglich grob abgeschätzt werden, wie sich die Einträge in die Gewässer quantitativ entwickeln könnten. Es kann ggf. eingeschätzt werden, wie sich die Schwebstoff- bzw. Sedimentfracht im Gewässer durch ein Sedimentmanagement verändert. Jedoch ist auch in diesem Fall mit einer entsprechenden Unsicherheit aufgrund der unzureichenden Datenlage umzugehen.

Aus diesen Gründen ist aus Sicht der Autoren eine Prognose zur Entwicklung der Hg-Konzentrationen in Fisch, die von entsprechend veränderten Daten zum Gewässereintrag und zur Schwebstoff-/Sedimentfracht ausgeht, über das Baseline-Szenario hinaus, belastbar nicht möglich. **Hierzu sind im ersten Schritt eine umfangreiche Literaturrecherche sowie im Weiteren ein entsprechender Forschungsauftrag notwendig.**

Datengrundlage:

- **Zeitraum** zur Betrachtung der zurückliegenden Belastungsentwicklung: 2005 – 2015

Begründung zur Auswahl des Zeitraumes: Der genannte Zeitraum entspricht den statistischen Auswertungen zum Datenkollektiv nach Kapitel 2.3 und 3.

- **Messstationen:** Kombination der Messstationen Cumlosen (Elbe-km 470) und Schnackenburg (Elbe-km 474,5)

Begründung zur Auswahl der Stationen: Für die Station Cumlosen liegt dem UBA eine hinreichende Datengrundlage für eine statistische Bewertung von Hg-Konzentrationen in Fischen vor. Die nur wenige Fluss-km stromauf gelegene Messstation Schnackenburg bilanziert definitionsgemäß den gesamten Schadstoffeintrag innerhalb der Binnenelbe und ihrer relevanten Nebenflüsse. Seit den 1980er Jahren werden an dieser Stelle Wasser- und Schwebstoffdaten automatisch erfasst. Diese Messstellenkombination kann als repräsentativ für den entsprechenden Wasserkörper sowie ein größeres Teileinzugsgebiet angesehen werden.

- **Daten:** Grundlage bilden die Fischuntersuchungen (Brassen (Filet)) der Umweltprobenbank des Bundes (UPB). Überwiegend entsprechen die Fischproben nicht der im RAKON-Arbeitspapier IV.3 genannten Längenvorgaben (Probenahme der UPB entspricht anderer Fragestellung). Die Umrechnung vom „Filet-Wert“ auf den „Ganzfisch-Wert“ wurde in Tabelle 10 berücksichtigt.

Ergebnisse:

Es wurden zwei Szenarienansätze zu Grunde gelegt, ein „Baseline-Szenario“ ohne die Berücksichtigung von Maßnahmen und ein „Best-case-Szenario“ unter Einbeziehung eines aus Sicht der Autoren realistisch erscheinenden Maßnahmenpaketes. Dazwischen sind beliebig viele weitere Szenarien denkbar.

Baseline-Szenario („business as usual“)

Diesem Szenario liegt ein rein statistischer Ansatz, ohne die Berücksichtigung von Maßnahmen und deren Wirksamkeit zu Grunde.

Eckdaten zu Hg in Biota an der Messstelle Cumlosen:

- Betrachtungszeitraum: 2006 bis 2015
- Probenmaterial: Brassen, Filet
- Messwert 2006: ca. 300 µg/kg Hg in Frischgewicht (gemäß Abb. 4, Kap. 2.3)
- Messwert 2015: ca. 195 µg/kg Hg in Frischgewicht (gemäß Abb. 4, Kap. 2.3)
- Belastungsentwicklung: Der statistisch errechnete Kontrast ergibt eine Abnahme von 25% für den Zeitraum von 10 Jahren (vgl. Abb. 4, Kap. 2.3)
- Jährliche Abnahmerate: 2,5%
- ➔ Prognosewert 2027: ca. 145 µg/kg Hg in Frischgewicht

Erläuterung:

Unter Bezugnahme der o.g. Angaben wird eine jährliche Abnahme der Biota-Belastung von 2,5% im Zeitraum 2006 bis 2015 angenommen. Nimmt man weiterhin an, dass sich diese Abnahme über das Jahr 2015 hinaus jeweils jährlich fortsetzt, ergibt dies auf Basis des letzten messtechnisch ermittelten Wertes (195 µg/kg) rechnerisch einen Wert von etwa 145 µg/kg Hg in Frischgewicht für das Jahr 2027.

Dieser Wert entspricht unter den genannten Voraussetzungen rein rechnerisch der geringstmöglichen Hg-Belastung in Brassen (Filet) an der Biotamessstelle Cumlosen in 2027.

Hg [µg/kg]	Abnahme/a [µg/kg]	Jahr
195	4,88	2015
190,13	4,75	2016
185,37	4,63	2017
180,74	4,52	2018
176,22	4,41	2019

171,81	4,30	2020
167,52	4,19	2021
163,33	4,08	2022
159,25	3,98	2023
155,27	3,88	2024
151,38	3,78	2025
147,60	3,69	2026
143,91		2027

Best-case-Szenario (Maßnahmen zeigen Wirkung)

Die zukünftige Entwicklung der Hg-Belastung ist insbesondere abhängig von Umfang und Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen. Wann und wie sich Maßnahmen zur Reduzierung der Hg-Belastung tatsächlich messbar auf die Biota-Gehalte auswirken, lässt sich aufgrund der unzureichenden Datenlage und bestehenden Wissenslücken nicht belastbar vorhersagen. An dieser Stelle soll jedoch einmal beispielhaft der Versuch unternommen werden, unter bestimmten Grundannahmen einen fiktiven Wert für eine weitere Reduzierung des Hg-Wertes in Fisch über das Baseline-Szenario hinaus abzuleiten.

Grundsätzlich sind für eine quantitative Abschätzung einer möglichen Reduzierung der Hg-Gehalte in Fisch folgende Fragen zu beantworten bzw. Faktoren einzubeziehen:

a) Welche Eintragspfade spielen eine relevante Rolle für die aktuelle Hg-Belastung?

Eckdaten zu Einträgen, modelliert nach MoRE (2016) für Deutschland (kg oder Anteil in %):

- Bezugsjahr: 2014
- Einträge über den Pfad Luft – Wasser (42% oder 380 kg/a)
 - **nasse Deposition** (11% oder 100 kg/a)
 - **urbane Gebiete** (31% oder 280 kg/a)
- Einträge über den Pfad Boden – Wasser (50% oder 445 kg/a)
 - **Oberflächenabfluss** (6% oder 60 kg/a, davon 7 kg aus Dünger)
 - **Erosion** (23% oder 200 kg/a)
 - **Grundwasser** (19% oder 170 kg/a)
 - **Dränagen** (2% oder 15 kg/a)
- Direkteinträge (8% oder 75 kg)
 - **Industrie direkt** (5% oder 45 kg)
 - **kommunale KA** (2% oder 17 kg)
 - **historischer Bergbau** (1% oder 13 kg)

→ die aktuellen Gesamteinträge belaufen sich im Bezugsjahr 2014 auf etwa 0,9 t (Deutschland)

b) Wie hoch ist die Belastung in der Wasserphase?

Eckdaten zu Hg in der Wasserphase an der Messstelle Schnackenburg:

- Betrachtungszeitraum: 2006 bis 2015
- Probenahme: Wochenmischprobe Hg (gesamt)
- Mittelwert 2006: 0,065 µg/l (gemäß FIS-Daten)
- Mittelwert 2015: 0,035 µg/l (gemäß FIS-Daten)
- Belastungsentwicklung: Gesamtabnahme etwa 54% in 10 Jahren
- Jährliche Abnahmerate: ca. 5%

→ Prognosewert 2027 im Baseline-Szenario: ca. 0,019 µg/l

Unter der Annahme, dass sich die Abnahme über das Jahr 2015 hinaus jeweils jährlich fortsetzt, ergibt dies auf Basis des letzten messtechnisch ermittelten Mittelwertes (0,035 µg/l) rechnerisch einen Wert von etwa 0,019 µg/l für das Jahr 2027.

Hg [µg/l]	Abnahme/a [µg/l]	Jahr
0,035	0,00175	2015
0,033	0,00166	2016
0,032	0,00158	2017
0,030	0,00150	2018
0,029	0,00143	2019
0,027	0,00135	2020
0,026	0,00129	2021
0,024	0,00122	2022
0,023	0,00116	2023
0,022	0,00110	2024
0,021	0,00105	2025
0,020	0,00100	2026
0,019		2027

c) Welche Reduzierungen sind für die unterschiedlichen Eintragspfade zu erwarten?

Die künftige Entwicklung der Reduktion über die einzelnen Eintragspfade ist ebenfalls mit großen Unsicherheiten behaftet. In vielen Fällen spielt auch die politische Ausrichtung (und damit verbunden das Problembewusstsein und die Lösungsorientiertheit) auf nationaler und internationaler Ebene eine entscheidende Rolle.

Eckdaten unter Berücksichtigung von a) und unter Zuhilfenahme folgender Annahmen:

- **Entwicklung der Einträge über den Pfad Luft – Wasser**

Grundannahme: weltweite Reduktion durch Minamata-Prozess von Hg in der

Atmosphäre von 25% in den nächsten 10 Jahren (siehe Szenario nach Anhang 2.1), Maßnahmen in Deutschland allein: Reduzierung um 90% durch Filteranlagen in Kraftwerken nach dem fortgeschrittenen Stand der Technik und Reduzierung der Kohleverstromung (siehe Anhang 2.2. Aktuelle anthropogene luftseitige Quecksilberemissionen aus Anlagen im Flusseinzugsgebiet); durch atmosphärische Transportprozesse im globalen Quecksilberkreislauf ist die Reduzierung nicht 1:1 auf das Szenario für Deutschland übertragbar, daher an dieser Stelle vereinfachend Übertragung des Trends aus Abb. 11 für die Jahre 2006 bis 2015 von etwa 15 – 20% (entspricht Reduzierung von 0,38 t auf ca. 0,31 t in 2027)

- **Entwicklung der Einträge über den Pfad Boden - Wasser**

Grundannahme: bleibt aufgrund der stark verzögerten Maßnahmenwirksamkeit im Betrachtungszeitraum unverändert (0,45 t in 2027)

- **Entwicklung der Einträge über den Pfad Direkteinträge**

Grundannahme: geringe Verbesserungen im Bereich kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter (0,075 t auf 0,05 t in 2027)

→ Szenario: Gesamtreduktion von 0,9 t auf 0,81 t (in 10 Jahren), entspricht etwa 10 % Reduktion (bundesweit)

Eine plausiblere und belastbarere Prognose ist möglicherweise durch weitere MoRE-Modellierungen abzuleiten.

d) Wie wirken sich die Maßnahmen auf die Belastung in der Wasserphase aus?

Eckdaten unter Berücksichtigung von a), b) und c):

- Prognosewert 2027 im Baseline-Szenario: ca. 0,019 µg/l
- Grundannahme nach c): In der Folge reduziert sich durch die Maßnahmen und Reduzierung der Eintragsgrößen auch die Konzentration von Hg in der Wasserphase um 10% in den Wasserkörpern der Elbe

→ Prognosewert 2027 im Best-case Szenario: ca. 0,017 µg/l

e) Welche Bedeutung haben die Sedimente als sekundäre Hg-Quelle im Gewässer?

Aufgrund der über lange Zeiträume in die Gewässer eingetragenen Hg-Frachten, die in den Sedimenten angereichert wurden, befinden sich dort historisch bedingte Belastungen. Neben der ubiquitären „Grundlast“ können unterhalb von früheren Einleitungen auch besonders belastete Bereiche (Hot-Spots) vorhanden sein. Die Interaktionen zwischen Gewässersediment und Biota sind noch weitgehend ungeklärt. Es ist anzunehmen, dass im Gewässersediment lebende Organismen über Aufnahme aus dem Porenwasser oder aus Partikeln entscheidende Überträger von Hg auf konsumierende Organismen wie Fische sind. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Sedimentbelastungen zumindest indirekt die Hauptursache der Biota-Belastungen

beispielsweise in der Elbe darstellen. Weiterhin zu beachten ist die Dynamik durch kontinuierliche Ablagerung von Schwebstoffen als Sediment und die ebenfalls unter bestimmten hydraulischen Bedingungen stattfindende anteilige Remobilisierung. Durch diese Prozesse können sich Belastungsschwerpunkte unkontrollierbar stromab verlagern und einerseits zur Verringerung der Gehalte sowie Verdünnung der Hg-Konzentration am Quellort, aber auch zu einer mindestens temporären Erhöhung der Gehalte (z.B. bei der Remobilisierung von stärker belasteten Altsedimenten) stromab führen, der dann dort auch die Gewässerorganismen verstärkt ausgesetzt sind.

→ Für die weitere Betrachtung in diesem Fallbeispiel bleibt diese Dynamik unberücksichtigt, es wird vereinfacht von einem Belastungsverhältnis von etwa 1:1 zwischen abgelagertem Sediment und den im Wasser befindlichen Schwebstoffen ausgegangen.

f) Wie hoch ist die Belastung im Schwebstoff/Sediment?

Eckdaten zu Hg in der Schwebstoffphase an der Messstelle Schnackenburg:

- Betrachtungszeitraum: 2005 bis 2014
- Probenahme: schwebstoffbürtiges Sediment aus Absetzbecken
- Mittelwert 2005: ca. 3.000 µg/kg Trockenmasse (gemäß Abb. 5, Kap. 3)
- Mittelwert 2014: ca. 1.500 µg/kg Trockenmasse (gemäß Abb. 5, Kap. 3)
- Belastungsentwicklung: Der statistisch errechnete Kontrast ergibt eine Abnahme von 52% für den Zeitraum von 10 Jahren (vgl. Abb. 5)
- Jährliche Abnahmerate: 5,2%

→ Prognosewert 2027 im Baseline Szenario: ca. 750 µg/kg Trockenmasse

Unter der Annahme, dass sich die Abnahme über das Jahr 2014 hinaus jeweils jährlich fortsetzt, ergibt dies auf Basis des letzten messtechnisch ermittelten Mittelwertes (1.500 µg/kg) rechnerisch einen Wert von etwa 750 µg/kg Trockenmasse für das Jahr 2027.

Hg [µg/kg]	Abnahme/a [µg/kg]	Jahr
1500	78	2014
1422	74	2015
1348	70	2016
1278	66	2017
1212	63	2018
1149	60	2019
1089	57	2020
1032	54	2021
978	51	2022
928	48	2023
879	46	2024

834	43	2025
790	41	2026
749		2027

g) Welche Bedeutung haben Maßnahmen im Bereich des Sedimentmanagements?

Bei Schadstoffreduktionsmaßnahmen im Bereich des Sedimentmanagements ist eine Vielzahl von Faktoren zu beachten. Für die tatsächliche Maßnahmenplanung und -umsetzung sind die Länder zuständig. Nachfolgend werden daher nur einige denkbare Beispiele berücksichtigt, die aus Sicht der Autoren einen substantziellen Beitrag zur Schadstoffreduktion leisten könnten.

Im nachfolgenden Abschnitt werden Maßnahmen zum quantitativen Abbau von Hg-Depots genannt. Eine gezielte Entnahme oder Festlegung (Capping) von Altsedimentdepots dient der Verringerung des Gefahrenpotenzials im Hinblick auf eine unkontrollierbare Stromabverfrachtung im Falle von Hochwasserereignissen oder als Folge der Wasserstraßenunterhaltung.

Eckdaten unter Berücksichtigung von e) und unter Zuhilfenahme folgender Annahmen:

- Gezielte Staustufenbewirtschaftung an der Saale
Das Saaleeinzugsgebiet hat aufgrund seiner langen Industrie- und Bergbaugeschichte eine hohe Relevanz für die Schadstoffsituation im Elbeeinzugsgebiet. Die anteilige Hg-Fracht der Saale an der aktuellen Hg-Fracht am Bilanzprofil in Schnackenburg entspricht ca. 40% (Ø-Hg-Fracht: Schnackenburg ca. 1 t/a (2005 – 2015); Rosenberg/Saale ca. 0,4 t/a (2005)). Durch eine gezielte Sedimententnahme in den Staustufen der Saale können in etwa 1% - 4% des Hg-Anteils der Saale zurückgehalten werden. Das entspricht etwa 4 - 20 kg pro Jahr am Bilanzprofil in Schnackenburg.
- Grundannahme: erwartete Reduktion der Gehalte am Bilanzprofil Schnackenburg um ca. 1%
- Entnahme von Schadstoffdepots in Elbe-Seitenstrukturen und Elbe-Buhnenfeldketten. Seitenstrukturen und Buhnenfeldketten sind das Schadstoffreservoir, welches im Elbeeinzugsgebiet als maßgebliche sekundäre Schadstoffquelle anzusehen ist. Das gesamte Hg-Inventar in Seitenstrukturen und Buhnenfeldern an der Elbe umfasst ca. 170 t (vgl. Kapitel 5.2). Diese Belastungsschwerpunkte weisen unterschiedliche Remobilisierungspotenziale auf, weshalb von ihnen ein unterschiedliches Risiko für die Umwelt ausgeht. Die Freisetzung der Schadstoffgehalte belastet sowohl die Schwebstoff- als auch die Wasserphase. Jedoch auch vom nicht remobilisierten Material geht eine Gefahr für die Umwelt dahingehend aus, dass eine räumlich erhöhte Biomagnifikation stattfindet.

In diesem Zusammenhang ist zu bedenken, dass beim hochwasserbedingten Schadstofftransport der Anteil der Schadstofffracht, im Wesentlichen verursacht durch remobilisierte Altsedimente, überproportional hoch ist. Schwandt &

Hübner (2014) belegen, dass die Hochwasserfracht 2013 (03.-20.06.2013; 18 Hochwassertage) an den jeweiligen Messstellen in der Elbe zwischen 15% - 160% der Jahresfracht bezogen auf das Vergleichsjahr 2012 (Jahr ohne extreme Hochwasser- oder Niedrigwasserereignisse) ausmacht. Dies stützt die obige Annahme zur Reduzierung der Schadstofffracht durch Entnahme oder Festlegung.

Im Betrachtungszeitraum 2005 - 2015 beträgt die Ø-Hg-Fracht in Schnackenburg bei mittleren Abflussverhältnissen ca. 750 kg/a. In abflussstarken Jahren beträgt die Ø-Hg-Fracht ca. 1.100 kg/a. Unter der Annahme, dass der Frachtzuwachs aus remobilisierten Altsedimenten stammt, kann mit der Entnahme und Sicherung von Altsedimentdepots eine Minderung der Schadstofffracht in einem Hochwasserjahr von ca. 25% erzielt werden. Zu bedenken ist, dass eine Überströmung der Bühnenfelder an der Elbe bereits bei ca. 700 m³/s zu erwarten ist und damit eine Remobilisierung aus Bühnenfeldern auch in Jahren ohne extreme Hochwasserereignisse einsetzt.

- Grundannahme: erwartete Reduktion der Gehalte am Bilanzprofil Schnackenburg in durchschnittlichen Abflussjahren um ca. 10%

→ Szenario: durch o.g. Maßnahmen wird eine Reduzierung der Gehalte in der Feststoffphase in Schnackenburg insgesamt um etwa 10% erwartet.

In diesem Beispiel handelt es sich lediglich um eine Schätzung. Für eine genauere Bilanzierung ist es zukünftig erforderlich, die transportierte Schadstofffracht detaillierter zu erheben sowie die temporäre Senkenfunktion und den dauerhaften Schadstoffrückhalt in den Auen zu untersuchen.

Die tatsächliche Durchführung von Maßnahmen im Sediment und deren Wirksamkeit hängt letztlich insbesondere auch von der Beurteilung der Kostenverhältnismäßigkeit und der technischen Machbarkeit ab. Genauere Einschätzungen hierzu können nur die potenziellen Maßnahmenträger selbst abgeben.

h) Wie wirken sich die Maßnahmen auf die Belastung im Schwebstoff/Sediment aus?

Eckdaten unter Berücksichtigung von f) und g):

- Prognosewert 2027 im Baseline Szenario: ca. 750 µg/kg Trockenmasse
- Grundannahme nach g): In der Folge reduziert sich durch die Maßnahmen und Reduzierung der Eintragsgrößen auch der Gehalt von Hg im Schwebstoff um ca. 10% in den Wasserkörpern der Elbe

→ Prognosewert 2027 im Best-case Szenario: ca. 675 µg/kg Trockenmasse

Die Übertragung der angenommenen Reduzierung auf den Prognosewert für das Baseline-Szenario führt zu einem Prognosewert für das Best-case Szenario von ca.

675 µg/kg Trockenmasse.

i) Welcher Anteil an Quecksilber ist aus den einzelnen Kompartimenten bioverfügbar?

Die Aufnahme und Bioakkumulation von Hg in der Nahrungskette steht in engem Zusammenhang mit der Bildung von MeHg durch Methylierung von Hg(II). Das Methylquecksilber ist die gängigste Form von organischem, bioverfügbarem Quecksilber in der Umwelt. Es entsteht durch die Methylierung von anorganischem Quecksilber vor allem durch Mikroorganismen im Boden, in Sedimenten, in der Luft oder im Wasser. Die Rate und Reaktionsgeschwindigkeit der Methylierung bzw. Demethylierung (also des Abbaus) sind neben dem verfügbaren Hg-Reservoir von den Umweltbedingungen abhängig und liegen in einem relativ weiten Bereich. UV-Strahlung, mikrobielle Umgebung und Redoxzustände spielen dabei eine Rolle. Insgesamt besteht bzgl. der Wirkmechanismen der Bioverfügbarkeit des Quecksilbers noch erheblicher Forschungsbedarf. Hinweise aus der wissenschaftlichen Literatur deuten neben der Abhängigkeit von den jeweiligen Umweltbedingungen auch auf intra- und interspezifische Unterschiede bei den exponierten Organismen hin. Ohne die Quantifizierung dieser Prozesse können letztendlich keine Aussagen darüber getroffen werden, wie sich die Maßnahmen zur Reduzierung der Quecksilbereinträge auf die in der Matrix „Fische“ gemessenen Gehalte auswirken. Zudem ist bei den vorliegenden Quecksilberdaten unklar, wie hoch der Anteil an MeHg ist und ob dieser überhaupt einbezogen wurde. Untersuchungen von Wilken et al. (1990) gehen von durchschnittlich 5% MeHg Anteil an Gesamt-Hg in Elbe-Buhnenfeldern aus.

→ Aufgrund der bestehenden Unsicherheiten wird der Faktor der Biomethylierung und entsprechende Transformationsprozesse im weiteren Verlauf nicht weiter berücksichtigt. Um den Einfluss quantitativ abschätzen zu können, wäre die Ableitung von spezifischen Transformationsfaktoren zur Differenzierung der Bioakkumulationsfaktoren von Hg und MeHg erforderlich.

j) Auf welchen Pfaden erfolgt die Aufnahme von Hg in Biota?

Eine Bioakkumulation erfolgt durch Biokonzentration über die Wasseroberfläche (d.h. reine Aufnahme aus der Umgebung über Körperoberflächen, z.B. Aufnahme über die Kiemen) und durch Biomagnifikation über die Nahrung (ggf. mehrstufig bei verschiedenen Trophieebenen).

Die unterschiedliche Bedeutung dieser beiden Eintrittspfade ist in der Praxis oft nur schwierig festzustellen, da die Aufnahmewege häufig parallel verlaufen und die jeweilige Höhe der Bioakkumulation im Organismus im Gleichgewicht mit dem Abbau oder der Ausscheidung der Substanz aus dem Körper steht. Für die weitere quantitative Abschätzung der Akkumulationsrate wäre zunächst eine Gewichtung der Biokonzentration aus der umgebenden Wasserphase in den Fisch gegenüber der Biomagnifikation über die jeweiligen Beuteorganismen erforderlich. In diesem Zusammenhang wären außerdem der Biokonzentrationsfaktor für die

Beuteorganismen aus der umgebenden Sedimentphase sowie die zeitliche Verzögerung auf diesem Pfad zu berücksichtigen. Belastbare Daten zur Ableitung dieser Faktoren wie z.B. Daten zur Belastung der Beuteorganismen für die Zielfischart Brassen („Schlammwühler“) liegen den Autoren derzeit nicht vor.

Für die Elbe kann angenommen werden, dass eine mögliche Reduktion der Konzentration in der Wasserphase langfristig durch eine Remobilisierung von Hg aus den belasteten Sedimenten in die Schwebstoffphase und über chemische Gleichgewichtsprozesse überlagert wird. Folglich wird diese bei der weiteren Prognose der Entwicklung der Hg-Belastung in Fisch in diesem Beispiel gegenüber Schwebstoff/Sediment vernachlässigt.

→ Aufgrund der fehlenden Daten kann die tatsächliche Bioakkumulationsrate im vorliegenden Beispiel nicht weiter berücksichtigt werden. Ersatzweise soll vereinfachend versucht werden, aus den vorhandenen Messdaten zur Hg-Belastung in Schwebstoff/Sediment und Fisch näherungsweise einen Korrelationsfaktor abzuleiten.

k) Welche Korrelation kann zwischen der Belastung von Schwebstoff/Sediment und Fisch abgeleitet werden?

Die Ergebnisse zeigen, dass im Schwebstoff eine stärker abnehmende Tendenz als in Brassen zu beobachten ist. Offensichtlich spiegeln Schwebstoffe eher den aktuellen Eintrag von Hg ins Gewässer wider als Fische. Es ist keine 1:1-Korrelation zwischen der Belastung der Gewässer mit Quecksilber und der Belastung der in den Gewässern lebenden Fischen anzunehmen.

Eckdaten unter Berücksichtigung von f) und des Baseline-Szenarios:

- Entwicklung der Hg-Belastung in Fisch : Der statistisch errechnete Wert ergibt eine Abnahme von 25 % für den Zeitraum von 10 Jahren (vgl. Abb. 4 in Kap. 2.3)
- Entwicklung der Schwebstoffbelastung: Der statistisch errechnete Wert ergibt eine Abnahme von 52 % für den Zeitraum von 10 Jahren (vgl. Abb. 5 in Kap. 3)
- Grundannahme: In Schnackenburg ist die Abnahmerate im Schwebstoff/Sediment doppelt so hoch wie in Fisch (2:1).

→ Es wird im Umkehrschluss davon ausgegangen, dass die Hälfte der Abnahme im Schwebstoff/Sediment auf die Reduktion in Fisch übertragbar ist.

l) Welcher bestmögliche, d.h. geringstmögliche Hg-Wert in Fisch kann unter Berücksichtigung der o.g. Szenarien für das Jahr 2027 abgeleitet werden?

Eckdaten unter Berücksichtigung des Baseline-Szenarios sowie von f), g), h) und k):

- Prognosewert Biota 2027 im Baseline Szenario: ca. 145 µg/kg
- Prognosewert Schwebstoffe 2027 im Baseline Szenario: ca. 750 µg/kg (f)

- Abnahme Hg in Schwebstoff: ca. 10% durch Maßnahmen (g)
 - Prognosewert Schwebstoffe 2027 im Best-case Szenario: ca. 675 µg/kg (h)
 - Abnahmerate Schwebstoff/Sediment zu Fisch : im Verhältnis 2:1 (k)
 - Abnahme Hg in Fisch : 5% in Korrelation zur Abnahme im Schwebstoff (k)
- Prognosewert 2027 Best-case-Szenario: ca. 135 bis 140 µg/kg Frischgewicht

Unter den o.g. Voraussetzungen kann in diesem Szenario ein Prognosewert für Hg von etwa 135 bis 140 µg/kg (Filet) an der Bezugsmessstelle Cumlosen/Schnackenburg abgeleitet werden. **Unter Berücksichtigung des Umrechnungsfaktors auf den Gesamtfisch ergibt sich ein möglich erreichbarer Wert von 101-105 µg/kg. Das entspricht immer noch einer 5-fachen Überschreitung der Hg UQN bis 2027.** Weiterhin noch unberücksichtigt sind mögliche Auswirkungen auf höheren Trophieebenen. Hierfür sind ggf. andere Grundannahmen zu treffen.

Aus den vergleichsweise geringen Reduktionswerten darf nicht geschlossen werden, dass Maßnahmen grundsätzlich eine eher zu vernachlässigende Rolle bei der Verbesserung der Schadstoffsituation spielen. Bei der gegebenen Dynamik ist auch die Zeit ein entscheidender Faktor. Insgesamt ist bei den Maßnahmen durch zu erwartende Synergien im Hinblick auf das gesamte Schadstoffspektrum langfristig von positiven Effekten auf die Umwelt auszugehen. Außerdem ist die Verringerung des Risikopotentials (Hg-Inventar in der Umwelt) als weitere Zielgröße in die Abwägung einzubeziehen.