

TEXTE

85/2014

Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer

TEXTE 85/2014

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3712 21 225
UBA-FB 002037

Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer

von

Thomas Hillenbrand, Felix Tettenborn, Eve Menger-Krug,
Frank Marscheider-Weidemann
Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (Fraunhofer ISI),
Karlsruhe

Stephan Fuchs, Snezhina Toshovski, Steffen Kittlaus
Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Wasser und
Gewässerentwicklung, Karlsruhe

Steffen Metzger, Imee Tjoeng
Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (KomS), Stuttgart

Paul Wermter
Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen
(FiW) e. V., Aachen

Michael Kersting
Ruhr-Forschungsinstitut für Innovations- und Strukturpolitik (RUFIS) e.V. ,
Bochum

Christian Abegglen
Plattform "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen" VSA, Zürich

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI (Fraunhofer ISI),
Breslauer Str. 48, 76139 Karlsruhe

in Zusammenarbeit mit :

Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Wasser und Gewässerentwicklung,
Karlsruhe

Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (KomS), Stuttgart

Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH e. V., Aachen

Ruhr-Forschungsinstitut für Innovations- und Strukturpolitik (RUFIS) e.V. , Bochum

Plattform "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen" VSA, Zürich

Abschlussdatum:

2014

Redaktion:

Fachgebiet II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Wasser und Boden
Cindy Mathan

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/massnahmen-zur-verminderung-des-eintrages-von>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Januar 2015

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3712 21 225 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Die Reduzierung der Belastungen der Gewässer mit Mikroschadstoffen ist seit vielen Jahren eine wichtige Zielsetzung der Wasserwirtschaft. In der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens im Bereich der Wasserpolitik ist in Artikel 16 „Strategien gegen die Wasserverschmutzung“ festgelegt, dass spezifische Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch relevante Schadstoffe oder Schadstoffgruppen umzusetzen sind. Über die Richtlinie 2008/105/EG wurden für 33 prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen Umweltqualitätsnormen (UQN) als Zielgrößen zur Erreichung des guten chemischen Zustandes der Oberflächengewässer festgelegt. Bei Überschreitung dieser UQN sind Maßnahmen zur Verminderung bzw. Vermeidung von Emissionen, Einleitungen und Verlusten dieser Stoffe durch die Mitgliedstaaten zu implementieren. Über die Richtlinie 2013/39/EG zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG wurden die bisherigen UQN teilweise angepasst sowie zwölf neue Stoffe in die Liste mit aufgenommen. Zusätzlich wurde vorgegeben, eine Beobachtungsliste für Stoffe (u. a. verschiedene Arzneistoffe) einzuführen, die ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die aquatische Umwelt aufweisen und für die bislang – insbesondere aufgrund von analytischen Schwierigkeiten – eine europaweite Relevanz nicht belegt werden kann, obwohl die Produktions- und Verbrauchsmengen erhebliche Einträge in Gewässer nahelegen. Über die Beobachtungsliste sollen europaweit vergleichbare Überwachungsdaten für diese Stoffe generiert werden. Die Federführung für die Stoffauswahl und die Analytik hat das gemeinsame Forschungszentrum der Kommission (JRC)¹. Bei Bestätigung einer europaweiten Belastung sollen die entsprechenden Stoffe im Rahmen der regelmäßigen Aktualisierung in die Liste der prioritären Stoffe aufgenommen werden.

Zur Verminderung und Vermeidung der Emissionen der relevanten Stoffe sind sowohl Maßnahmen an der Quelle (Stoffvermeidung / produktionsintegrierter Umweltschutz) als auch im Emissionspfad nachgelagerte Maßnahmen denkbar (z. B. an den eigentlichen Eintragsstellen in die Gewässer wie Kläranlagen oder Misch- und Regenwasser-Überläufe). Bei der Auswahl von geeigneten Maßnahmen spielen die Wirksamkeit und die damit verbundenen Kosten eine wesentliche Rolle.

Für viele Mikroschadstoffe, wie z. B. Inhaltsstoffe von Haushaltchemikalien, Einsatzstoffe in Gewerbe und Industrie (insbesondere bei kleinen und mittleren Betrieben), Arzneistoffe und Biozide stellt der Eintrag über das kommunale Abwassersystem den dominierenden Eintragspfad in die Gewässer dar. Vor diesem Hintergrund war das übergreifende Projektziel, geeignete Maßnahmen bzw. Kombinationen von Maßnahmen und deren Randbedingungen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen über das kommunale Abwassersystem in die Gewässer zu erarbeiten, die sich durch eine hohe Kosteneffizienz auszeichnen. Für insgesamt zwölf ausgewählte Stoffe und Schadstoffgruppen aus diesem Bereich wurden die emissionsrelevanten Stoffflüsse analysiert. Für einige der Stoffe wurde zusätzlich der Stoffeintrag in die Gewässer modelliert. Auf dieser Basis wurden relevante Emissionsminderungsmaßnahmen identifiziert und bewertet. Anschließend erfolgte die exemplarische Untersuchung des Zusammenwirkens von quellenbezogenen als auch nachgeschalteten Maßnahmen einschließlich deren Wirksamkeit und Kosteneffizienz und die Ableitung zielgerichteter Maßnahmenkombinationen. Bei den Untersuchungen konnten die Erfahrungen aus der Schweiz vor allem hinsichtlich einer 4. Reinigungsstufe mit ausgewertet werden. Entsprechend der grundsätzlichen Ausrichtung des Projektes auf das kommunale Abwassersystem sowie auf organische Mikroschadstoffe wurden mögliche Maßnahmen in andere Verursacherbereiche wie z. B. der Landwirtschaft ausgeklammert.

¹ Die Gemeinsame Forschungsstelle (Joint Research Centre, JRC) ist als wissenschaftlicher Dienst der Europäischen Kommission dem Kommissariat für Wissenschaft und Forschung zugeordnet und unterstützt mit seinen Arbeiten die Entscheidungsprozesse auf europäischer Ebene (<http://www.euburo.de/jrc.htm>).

Abstract

In the European Water Framework Directive 2000/60/EC that established a framework for Community action in the field of water policy, Article 16 “Strategies against pollution of water” states that specific measures have to be implemented to combat the pollution to water from relevant pollutants or groups of pollutants. In Directive 2008/105/EC, environmental quality standards (EQS) were set for 33 priority substances or substance groups as target values to achieve a good chemical status of surface waters. Member States have to implement measures to reduce or avoid substances if these targets are exceeded. Some of the previous EQS were adjusted and twelve new substances were included as priority substances in Directive 2013/39/EC amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC. In addition, a monitoring list was introduced for substances that are potentially hazardous for the aquatic environment and for which, so far, especially because of analytical difficulties, Europe-wide relevance cannot be proven, even though the amounts produced and consumed suggest considerable emissions to water are occurring. Based on this monitoring list, monitoring data are to be collected for these substances that can be compared across Europe. The European Commission’s Joint Research Centre (JRC) is responsible for the selection and analysis of substances. If pollution is confirmed across the whole of Europe, the relevant substances should be added to the list of priority substances, which is updated at regular intervals.

To reduce and avoid emissions of the relevant substances, in principle, it is conceivable to implement measures at source (substance avoidance / environmental protection integrated in production) as well as downstream measures along the emission pathway (e.g. end-of-pipe measures at the actual discharge points into water such as municipal sewage treatment plants or combined waste water and stormwater overflows). The effectiveness and associated costs of these measures play a major role when selecting suitable emission reduction options.

Many substances find their way into the municipal waste water system during their useful lives or via transportation processes so that this system represents an important, closed segment for a comparative analysis. Discharge via the municipal waste water system is the dominant emission pathway to water especially for household chemicals, substances used in commerce and industry (especially in small and medium-sized enterprises), pharmaceuticals and biocides. Against this background, the primary objective of this study was to develop suitable measures or combinations of measures and their framework conditions to reduce the emission to water of micropollutants via the municipal waste water system that are characterized by high cost efficiency. The emission-relevant substance flows from this field were analysed for a total of twelve selected substances and substance groups. The emissions to water were modelled in addition to this for some of the substances. The results formed the basis for identifying and evaluating relevant emission reduction measures. The results were used to examine the interaction, effectiveness and cost efficiency of source-based and end-of-pipe measures and to derive promising combinations of measures. The experiences made in Switzerland with regard to introducing a fourth stage of purification and limiting diffuse emissions could also be assessed in the studies. In line with the general focus of the project on municipal waste water systems and organic micropollutants, possible measures in other areas causing pollution like, e.g. agriculture, were excluded here.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis	15
Abkürzungsverzeichnis	18
Zusammenfassung	20
1 Hintergrund und Zielsetzung.....	25
2 Auswahl und Erstellung einer Liste repräsentativer, gewässerrelevanter Mikroschadstoffen.....	27
2.1 Methodik	27
2.2 Ergebnisse der Stoffauswahl.....	28
3 Analyse, Quantifizierung und Relevanzbewertung der Quellen und Eintragspfade der ausgewählten Mikroschadstoffe in die Gewässer	34
3.1 Methodik	34
3.1.1 Methodik der Stoffflussanalyse.....	34
3.1.2 Methodik der Stoffeintragsmodellierung	37
3.1.2.2 Regionalisierte Pfadanalyse	39
3.1.2.3 Eingangsdaten	41
3.2 Ergebnisse der Stoffflussanalysen und Emissionsmuster der ausgewählten Mikroschadstoffe	52
3.2.1 Terbutryn	52
3.2.2 Triclosan	56
3.2.3 Tributylzinnverbindungen (TBT).....	64
3.2.4 Diclofenac	68
3.2.5 Ibuprofen	73
3.2.6 Metoprolol	76
3.2.7 Iomeprol	79
3.2.8 Sulfamethoxazol	82
3.2.9 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	85
3.2.10 Nonylphenol.....	91
3.2.11 Perfluorooctansulfonat (PFOS)	95
3.2.12 Hexabromcyclododecan (HBCDD)	102
3.2.13 Zusammenfassung der Emissionsmuster	107
3.3 Ergebnisse der Modellierung der Stoffeinträge ausgewählter Stoffe am Beispiel des Neckareinzugsgebietes (IST-Zustand).....	108
3.3.1 Gebietsabflüsse	108
3.3.2 Risikoquotient (RQ).....	108

3.3.3	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆).....	109
3.3.4	Nonylphenol.....	111
3.3.5	Arzneistoffe	113
4	Maßnahmen zur Reduktion und Vermeidung des Eintrages der ausgewählten Mikroschadstoffe ins Gewässer	117
4.1	Methodik der Zusammenstellung stoffspezifischer Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer.....	117
4.2	Beschreibung und Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe	120
4.2.1	Kosteneffektivität von Maßnahmen im Bereich Misch- und Niederschlagswasserbehandlung.....	121
4.2.2	Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Biozideinträgen in die Gewässer	124
4.2.3	Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen in die Gewässer	134
4.2.4	Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen in die Gewässer von sonstigen organischen Stoffen bzw. Stoffgruppen	142
5	Umgang mit Mikroschadstoffen in der Schweiz	161
5.1	Ausgangslage	161
5.2	Maßnahmen bei kommunalen Kläranlagen	161
5.3	Diffuse Einträge	162
6	Rahmenbedingungen, Kosten und Effizienz einer Einführung einer erweiterten Abwasserbehandlung in kommunalen Kläranlagen in Deutschland	163
6.1	Methodik	163
6.1.1	Literaturstudie und Erfassung der verfahrenstechnischen Möglichkeiten zur gezielten Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen	163
6.1.2	Methodik der Kostenabschätzung	163
6.2	Verfahrenstechniken zur gezielten Elimination von Mikroschadstoffen in kommunalen Kläranlagen.....	164
6.2.1	Einleitung	164
6.2.2	Oxidative Verfahren	166
6.2.2.1	Ozonung	167
6.2.2.2	Advanced Oxidation Processes (AOP)	168
6.2.3	Adsorptive Verfahren.....	168
6.2.3.1	Pulveraktivkohle (PAC)	169
6.2.3.2	Granulierte Aktivkohle (GAC)	171
6.2.4	Physikalische Verfahren.....	171
6.2.5	Reinigungseffizienz der Verfahren zur Mikroschadstoffentfernung	172

6.2.5.1	Gezielte Mikroschadstoffentfernung	172
6.2.5.2	Sekundäre Reinigungseffekte	176
6.2.6	Gegenüberstellung der Verfahren.....	177
6.2.7	Praktische Erprobung und Realisierung von Verfahren zur Mikroschadstoffentfernung.....	178
6.3	Kostenabschätzung für einen flächendeckenden Ausbau der 4. Reinigungsstufe in Deutschland.....	179
6.3.1	Bestandsanalyse der Kläranlagen in Deutschland.....	179
6.3.2	Ermittlung der spezifischen Kostenkennzahlen für die 4. Reinigungsstufe.....	183
6.3.2.1	Verwendete Kostenangaben	183
6.3.2.2	Verwendete Literaturquellen zur Ermittlung der spezifischen Kostenfaktoren	184
6.3.2.3	Literaturgestützte Ermittlung der spezifischen Kosten	186
6.3.3	Kostenabschätzung.....	191
6.4	Zwischenfazit der Betrachtung von Kosten und Effizienz einer 4. Reinigungsstufe.....	193
7	Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen und deren Rahmenbedingungen,	195
7.1	Methode	195
7.1.1	Methodik der Bewertung von Maßnahmenkombinationen	195
7.1.2	Methodik der Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen.....	196
7.1.2.1	Punktquellenverwaltung	196
7.1.2.2	Implementierung von Maßnahmenkombinationen	197
7.1.2.3	Definition von Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen	197
7.1.2.4	Eingangsdaten für Maßnahmen	198
7.2	Darstellung stoffspezifischer Maßnahmenkombinationen (Ergebnisse).....	201
7.2.1	Zeitlicher Horizont bis zur Wirksamkeit sowie dynamischer Verlauf der Maßnahmenwirkungen.....	201
7.2.2	Stoffspezifische Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Stoffen mit Anwendungen im Außenbereich	202
7.2.3	Stoffspezifische Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Stoffen aus Importprodukten	203
7.2.4	Stoffspezifische Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Industriechemikalien	205
7.2.5	Stoffspezifische Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Arzneistoffen.....	207
7.3	Ergebnisse der Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen am Beispiel des Neckareinzugsgebietes	208
7.3.1	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	209
7.3.2	Nonylphenol.....	210
7.3.3	Arzneistoffe	211

7.4	Zwischenfazit Auswahl von Maßnahmenkombinationen	219
8	Empfehlungen für Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Verminderung und Vermeidung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer von Seiten des Bundes	221
9	Ausblick	226
10	Quellenverzeichnis	228

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Anzahl der Nennungen in für deutsche Gewässer relevanten Regelwerken	31
Abbildung 2:	Generelles Schema der Stoffflussbetrachtung	36
Abbildung 3:	Kläranlagen im Neckar-Einzugsgebiet nach ihrer Größenklasse.....	38
Abbildung 4:	Landnutzung im Neckar-Einzugsgebiet, CORINE Land Cover 2006.....	39
Abbildung 5:	Methodischer Ansatz zur Abschätzung der Einträge über unterschiedliche Eintragspfade	40
Abbildung 6:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Terbutryn	56
Abbildung 7:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Triclosan	63
Abbildung 8:	Konzentrationen von TBT in Schwebstoffen der Elbe in Hamburg	66
Abbildung 9:	Konzentrationen von TBT-Kation in Schwebstoffen des Rheins bei Lobith.....	66
Abbildung 10:	Emissionsorientierter Stofffluss TBT in Deutschland.....	68
Abbildung 11:	Veränderung der Verkaufsmengen von Diclofenac	71
Abbildung 12:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Diclofenac	73
Abbildung 13:	Veränderung der Verkaufsmengen von Ibuprofen.....	75
Abbildung 14:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Ibuprofen	76
Abbildung 15:	Veränderung der Verkaufsmengen von Metoprolol.....	78
Abbildung 16:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Metoprolol	79
Abbildung 17:	Veränderung der Verkaufsmengen von lomeprol.....	81
Abbildung 18:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm lomeprol	82
Abbildung 19:	Veränderung der Verkaufsmengen von Sulfamethoxazol	84
Abbildung 20:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Sulfamethoxazol	85
Abbildung 21:	Entwicklung der atmosphärischen PAK-Emissionen und des Anteils von Hausfeuerungsanlagen	90
Abbildung 22:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm PAK, Deutschland 2008/2010	90
Abbildung 23:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Nonylphenol.....	95
Abbildung 24:	Messdaten von Rhein und Nebenflüssen	99
Abbildung 25:	Messdaten von Rhein und Nebenflüssen mit Ablaufwerten von Kläranlagen zum Vergleich.....	99
Abbildung 26:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm PFOS	102
Abbildung 27:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm HBCDD	106
Abbildung 28:	Allgemeines emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm, basierend auf den individuellen Emissionsmustern	107
Abbildung 29:	Relative Bedeutung der PAK ₁₆ -Einträge.....	110

Abbildung 30:	LAWA-Gütemesstellen im Neckar-Einzugsgebiet	111
Abbildung 31:	Nonylphenol Gewässerqualität im Ist-Zustand	112
Abbildung 32:	Relative Bedeutung der Arzneistoff-Einträge über den einwohnerspezifischen Berechnungsansatz	114
Abbildung 33:	Arzneistoff-Gewässerqualität im Ist-Zustand	115
Abbildung 34:	Handlungsebenen von Maßnahmen zur Emissionsminderung	118
Abbildung 35:	Schematischer Vergleich des Auswaschungsverhaltens verkapselter Wirkstoffe mit konventionell formulierten Bioziden	128
Abbildung 36:	Vorgehensweise zur Kostenabschätzung für einen flächendeckenden Ausbau der kommunalen Kläranlagen in Deutschland um eine 4. Reinigungsstufe	164
Abbildung 37:	Verfahren zur gezielten Elimination von Mikroschadstoffen in Abwasser	166
Abbildung 38:	Einbindung einer Ozonung in die Verfahrenstechnik zur kommunalen Abwasserbehandlung	167
Abbildung 39:	Verfahrensschema bei Anordnung einer separaten Adsorptionsstufe zur Spurenstoffelimination	169
Abbildung 40:	Verfahrensschema bei einer direkten PAC-Dosierung vor einem Filter	170
Abbildung 41:	Verfahrensschema bei einer simultanen PAC-Anwendung	170
Abbildung 42:	GAC-Filter nach biologischer Reinigung	171
Abbildung 43:	Anordnung eines GAC-Filters nach einem Abwasserfilter	171
Abbildung 44:	Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen	172
Abbildung 45:	Spurenstoffentnahme bei unterschiedlichen PAC-Dosiermengen in der Adsorptionsstufe im Klärwerk Mannheim	173
Abbildung 46:	Gesamtentnahme der adsorptiven Verfahrenstechnik im Klärwerk Mannheim	174
Abbildung 47:	Aufschlüsselung der Entnahmesituation gemäß Abbildung 46	174
Abbildung 48:	Elimination von Spurenstoffen mit Pulveraktivkohle als auch mit Ozon	175
Abbildung 49:	Prozentuale Entnahme untersuchter Arzneistoffe in Abhängigkeit der gelösten Restorganik im Abwasser unterschiedlicher Kläranlagen bei Anwendung von Pulveraktivkohle	176
Abbildung 50:	Kläranlagenanzahl und Jahresabwassermenge je Größenklasse (Stand 2010)	181
Abbildung 51:	Anzahl und Jahresabwassermenge der einzelnen Untergruppen von GK 4 und 5	182
Abbildung 52:	Schema der Berechnung und Verwendung von Kaufkraftparitäten	187

Abbildung 53:	Regressionsanalyse der Literaturangaben.....	190
Abbildung 54:	Verteilung der Jahreskosten für die 4. Reinigungsstufe inkl. Nachbehandlungsstufe zwischen den Kläranlagen der Größenklassen 3 bis 5.....	193
Abbildung 55:	Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen	196
Abbildung 56:	Schematische Darstellung des zeitlichen Verlaufs der Wirksamkeit unterschiedlicher Maßnahmentypen.....	201
Abbildung 57:	Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen mit Anwendungen im Außenbereich.....	203
Abbildung 58:	Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen aus Importprodukten	204
Abbildung 59:	Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Industriechemikalien.....	206
Abbildung 60:	Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffen.....	208
Abbildung 61:	Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für PAK₁₆	209
Abbildung 62:	Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Nonylphenol	211
Abbildung 63:	Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Diclofenac	212
Abbildung 64:	Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Ibuprofen	213
Abbildung 65:	Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Iomeprol	213
Abbildung 66:	Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Sulfamethoxazol (vierte Reinigungsstufe mit Ozonung).....	214
Abbildung 67:	Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Sulfamethoxazol (vierte Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle)	214
Abbildung 68:	Ergebnis der modellierten Maßnahmen für die Gewässerqualität bezüglich Diclofenac	216
Abbildung 69:	Ergebnis der modellierten Maßnahmen für die Gewässerqualität bezüglich Sulfamethoxazol (vierte Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle)	218
Abbildung 70:	Ergebnis der modellierten Maßnahmen für die Gewässerqualität bezüglich Sulfamethoxazol (vierte Reinigungsstufe mit Ozonung)	219

Abbildung 71:	Grundstruktur einer „Strategie Mikroschadstoffe“	223
Abbildung 72:	Akteursstruktur eines Agenda-Prozesses zur „Strategie Mikroschadstoffe“	225

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Mikroschadstoffe, die in mindestens zwei Schadstofflisten aufgeführt sind (policy relevance)	29
Tabelle 2:	Auswahl von Stoffen/Stoffgruppen für das aktuelle Vorhaben	33
Tabelle 3:	Kläranlagen im Neckar-Einzugsgebiet für das Jahr 2008	37
Tabelle 4:	Mittelwerte von PAK₁₁-Konzentrationen im Niederschlag der vier UBA-Luftqualitätsmessstellen	44
Tabelle 5:	Nonylphenol-Konzentrationen in Niederschlagswasser aus urbanen Abflüssen	47
Tabelle 6:	Verwendete Arzneistoffkonzentrationen für den Kläranlagenzu- und -ablauf und Wirkungsgrad der Kläranlagen	49
Tabelle 7:	Arzneistoff-Verbrauchsmengen pro Einwohner	50
Tabelle 8:	Verwendete Eingangsdaten für den einwohnerspezifischen Berechnungsansatz.....	51
Tabelle 9:	Arzneistoff-Konzentrationen im Mischwasser.....	51
Tabelle 10:	Terbutrynkonzentrationen in Gewässern*	54
Tabelle 11:	Terbutrynkonzentrationen in Kläranlagenabläufen	54
Tabelle 12:	Maximal zugelassene Triclosankonzentrationen in Produkten	58
Tabelle 13:	Triclosankonzentrationen in Zu- und Abläufen von Kläranlagen	59
Tabelle 14:	Triclosankonzentrationen in Oberflächengewässern	60
Tabelle 15:	Triclosankonzentrationen in Sedimenten	61
Tabelle 16:	Triclosankonzentration in Biomasse.....	61
Tabelle 17:	Triclosankonzentrationen in diversen Produkten (Trockengewicht)	62
Tabelle 18:	Relevanz der TBT-Eintragspfade	67
Tabelle 19:	Einzelsubstanzen der verschiedenen PAK Summenparameter.....	86
Tabelle 20:	Umweltqualitätsnorm für PFOS nach Anhang II Richtlinie 2013/39/EU	97
Tabelle 21:	Übersicht der relevanten PFT-Indirekteinleiter nach den Anhängen der Abwasserverordnung (AbwV) und gemessene Maximalwerte (Summe PFOA + PFOS).....	98
Tabelle 22:	Retrospektive Untersuchung von Hexabromcyclododecan in Silbermöweneiern für ausgewählte Probenahmejahre	104
Tabelle 23:	Verwendete Qualitätskriterien der Arzneistoffe für die Ergebnisdarstellung.....	109
Tabelle 24:	Vergleich der gemessenen Fracht für die Summe der PAK₉ mit der in MoRE modellierten mittleren PAK₁₆-Fracht für den Bilanzzeitraum 2008–2010	111
Tabelle 25:	Arzneistoff-Einträge	113

Tabelle 26:	Vergleich der Ergebnisse der Arzneistoff-Einträge für die zwei verwendeten Modellierungsansätze	114
Tabelle 27:	Berechnete Arzneistoff-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet	115
Tabelle 28:	Ansatzpunkte quellenorientierter, dezentraler oder „End-of-pipe“-Maßnahmen zur Emissionsminderung	118
Tabelle 29:	Allgemeine Struktur der Maßnahmensteckbriefe	120
Tabelle 30:	Überblick des Eliminationspotenzials der verschiedenen Ansatzpunkte für Emissionsminderungsmaßnahmen.....	121
Tabelle 31:	Maßnahmensteckbrief für Terbutryn	129
Tabelle 32:	Maßnahmensteckbrief für Terbutryn (Zusammenfassung)	131
Tabelle 33:	Maßnahmensteckbrief für Triclosan	133
Tabelle 34:	Maßnahmensteckbrief für Triclosan (Zusammenfassung)	133
Tabelle 35:	Maßnahmensteckbrief für Arzneistoffe.....	139
Tabelle 36:	Maßnahmensteckbrief für Arzneistoffe (Zusammenfassung).....	141
Tabelle 37:	Maßnahmensteckbrief für PAKs	144
Tabelle 38:	Maßnahmensteckbrief für PAKs (Zusammenfassung)	146
Tabelle 39:	Nonylphenolsubstitute im Bereich der Textilindustrie	148
Tabelle 40:	Zusammenstellung verschiedener Ökolables für den Textilbereich	150
Tabelle 41:	Maßnahmensteckbrief für Nonylphenol.....	152
Tabelle 42:	Maßnahmensteckbrief für Nonylphenol (Zusammenfassung).....	153
Tabelle 43:	Maßnahmensteckbrief für PFOS	157
Tabelle 44:	Maßnahmensteckbrief für PFOS (Zusammenfassung)	159
Tabelle 45:	Erforderliche Bauwerke für den Ausbau der 4. Reinigungsstufe.....	177
Tabelle 46:	Wesentliche Vor- und Nachteile der Anwendung von Ozon, Pulveraktivkohle und granulierter Aktivkohle	178
Tabelle 47:	Pilotprojekte und Umsetzung der 4. Reinigungsstufe in kommunalen Kläranlagen*	179
Tabelle 48:	Übersicht aller registrierten Kläranlagen in Deutschland ab Größenklasse 2	180
Tabelle 49:	Aufteilung der GK 4 und 5 in Untergruppen.....	181
Tabelle 50:	Anzahl an Kläranlagen mit einer Nachbehandlungsstufe sowie die nachbehandelte Jahresabwassermenge	183
Tabelle 51:	Literaturquellen der Kostenangaben und die dargestellten Verfahren	184
Tabelle 52:	Kaufkraftparitäten.....	188
Tabelle 53:	Preisindizes (Auszug).....	189

Tabelle 54:	Spezifische Kosten nach Größenklassen der Kläranlagen	191
Tabelle 55:	Spezifische Kosten und berechnete Jahreskosten für einen flächendeckenden Ausbau der 4. Reinigungsstufe in Deutschland ab Größenklasse 3	192
Tabelle 56:	Verwendete Eliminationsleistung der Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe nach Verfahren	199
Tabelle 57:	Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen mit Anwendungen im Außenbereich	202
Tabelle 58:	Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen aus Importprodukten	204
Tabelle 59:	Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Industriechemikalien	205
Tabelle 60:	Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffen	207
Tabelle 61:	Berechnete PAK₁₆-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen	210
Tabelle 62:	Berechnete Diclofenac-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen	215
Tabelle 63:	Berechnete Ibuprofen-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen	215
Tabelle 64:	Berechnete Iomeprol-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen	216
Tabelle 65:	Berechnete Sulfamethoxazol-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen	217
Tabelle 66:	Quellenorientierte Maßnahmen: Notwendigkeit und Grenzen	221
Tabelle 67:	Wichtige Ansatzpunkte des Bundes zur Umsetzung von Emissionsminderungsmaßnahmen	223

Abkürzungsverzeichnis

AESGP	Association of the European Self-Medication Industry
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AIC	Actual Individual Consumption
AOP	Advanced Oxidation Process
CBA	Cost-benefit analysis
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DBTCl	Dibutylzinndilaurat (zinnorganische Verbindung)
DDD	Definierte Tagesdosis (engl.: Defined Daily Dose); auch angenommene Mittlere Tagesdosis
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöste organische Kohlenstoffe)
DV	Datenverarbeitung
EC0	Entspricht NEC (“No-effect concentration“)
EC50	Mittlere effektive Konzentration: Konzentration, die bei 50 % einer Versuchspopulation eine andere Wirkung als den Tod auslöst
EGS	Ecosystem Goods and Services
EPS	Expandable Polystyrene
EW	Einwohnerwert
GAC	granulierte Aktivkohle
F&E	Forschung und Entwicklung
GDP	Gross Domestic Product
GK	Größenklasse der Kläranlagen
HBCDD	Hexabromcyclododecan (Flammschutzmittel)
HELCOM	Kommission zum Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum (Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area)
HIPS	High Impact Polystyrene
IKSR	Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins
ILO	International Labour Organisation (Internationale Arbeitsorganisation)
JD-UQN	Umweltqualitätsnorm für die Jahresdurchschnittswerte
KKP	Kaufkraftparität
KMU	Kleine und mittlere Unternehmen
KomAbwRL	Kommunale Abwasserrichtlinie
LAE	Lineare Alkoholethoxylate
LC0	Höchste Konzentration ohne tödliche Wirkungen
LC50	Mittlere letale Konzentration: Konzentration, bei der 50 % der beobachteten Population sterben

LOEC	Lowest Observed Effect Concentration (entspricht LOCL: Lowest Observed Effect Level): die geringste Konzentration eines Stoffes, die eine statistisch messbare Wirkung auf den untersuchten Organismus zeigt
MEC	Gemessene effektive Konzentration
MEC/PNEC	Verhältnis der gemessenen effektiven Konzentration zur vorausgesagten effektiven Konzentration
NEC	No effect concentration: Konzentration eines in der Regel umweltgefährlichen Stoffes, bis zu der sich keine Auswirkungen auf die Umwelt zeigen
NSAP	Nichtsteroidalen Antirheumatika bzw. Antiphlogistika; Schmerzmittel (Nichtopioid-Analgetika) mit entzündungshemmender (antiphlogistischen) Wirkung
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)
PAC	Pulveraktivkohle
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAK₁₆	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe als Summenparameter der 16 PAK nach US-EPA
PFOS	Perfluorooctansulfonat (perfluoriertes Tensid)
PNEC	Vorausgesagte Konzentration eines in der Regel umweltgefährlichen Stoffes, bis zu der sich keine Auswirkungen auf die Umwelt zeigen
PPP	Purchasing Power Parity (=Kaufkraftparität)
PRC	Private Consumption
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register (Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister)
RBF	Retentionsbodenfilter
RQ	Risikoquotient
RÜB	Regenüberlaufbecken
SVHC	Substance of Very High Concern: besonders besorgniserregender Stoff
TBT	Tributylzinn
TBTCl	Tributylzinnchlorid: metallorganische Verbindung des Zinns
TBTO	Tributylzinnoxid
UQN	Umweltqualitätsnorm
WKG	Wassergefährdungsklassen der Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe (VwVwS)
WRRL	EG - Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG
XPS	Extruded Polystyrene
ZHK-UQN	Umweltqualitätsnorm für die zulässige Höchstkonzentration

Zusammenfassung

Hintergrund

Die Belastung der Gewässer mit Mikroschadstoffen steht im Blickpunkt verschiedener europäischer Gewässerschutzrichtlinien. Artikel 16 („Strategien gegen die Wasserverschmutzung“) der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG legt fest, dass spezifische Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch relevante Schadstoffe oder Schadstoffgruppen umzusetzen sind. Über die Richtlinie 2008/105/EG wurden für 33 prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen Umweltqualitätsnormen (UQN) als Zielgrößen zur Erreichung des guten chemischen Zustandes der Oberflächengewässer vorgegeben. Zuletzt wurden über die Richtlinie 2013/39/EG zwölf zusätzliche Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen als prioritäre Stoffe festgelegt und eine Beobachtungsliste für weitere, möglicherweise relevante Stoffe eingeführt. Bei Überschreitung der festgelegten Umweltqualitätsnormen (UQN) ist der Schadstoffeintrag über Maßnahmen an der Quelle (z. B. Stoffvermeidung oder produktionsintegrierter Umweltschutz) oder auch über im Emissionspfad nachgelagerte Minderungsmaßnahmen (z. B. an den eigentlichen Eintragsstellen in die Gewässer wie Kläranlage oder Mischwasser- bzw. Regenwassereinleitungen) zu reduzieren. Vor diesem Hintergrund war das übergreifende Projektziel, geeignete Maßnahmen bzw. Kombinationen von Maßnahmen und ihre Randbedingungen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen über das kommunale Abwassersystem in die Gewässer zu erarbeiten, die sich durch eine hohe Kosteneffizienz auszeichnen. Für viele Mikroschadstoffe wie z. B. Inhaltsstoffe von Haushaltchemikalien, Einsatzstoffe in KMUs, Arzneistoffe oder Biozide stellt der Eintrag über das kommunale Abwassersystem den dominierenden Eintragspfad in die Gewässer dar. Aus diesen Schadstoffen bzw. Schadstoffgruppen wurden für dieses Projekt exemplarisch zwölf² ausgewählt und die emissionsrelevanten Stoffflüsse analysiert. Die Ergebnisse wurden als Grundlage für die Ableitung von Emissionsminderungsmaßnahmen verwendet. Dabei stand das Zusammenwirken, die Wirksamkeit und Kosteneffizienz von quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen im Vordergrund.

Methodik

Zur Identifizierung der relevanten Eintragspfade für die ausgewählten Mikroschadstoffe wurden emissionsorientierte Stoffflussanalysen eingesetzt, in deren Rahmen die Herstellungs-, Nutzungs- und Nachnutzungsphase betrachtet wurden. Die notwendigen stoffspezifischen Informationen und Daten beruhen im Wesentlichen auf Fachliteratur, verfügbaren Datenbanken und Statistiken sowie Expertengesprächen. Zur Berechnung der über die verschiedenen Pfade (Punkt- und diffuse Quellen) eingetragenen Schadstoffmengen wurde für einen Teil der Stoffe zusätzlich das Modellierungswerkzeug MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) und die Methode der Regionalisierten Pfadanalyse genutzt. Die betrachteten Emissionsminderungsmaßnahmen wurden von den identifizierten Eintragspfaden abgeleitet. Zusätzlich wurden Arbeiten auf Flussgebietsebene und im Bereich des Meeresschutzes sowie weitere Veröffentlichungen ausgewertet. Hinsichtlich Kosten und Wirkung der 4. Reinigungsstufe konnte auf die Erfahrungen aus den aktuellen Arbeiten in Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und in der Schweiz sowie auf ergänzende Literaturdaten zurückgegriffen werden. Den Kostenberechnungen wurde ein einheitliches Verfahren nach den KVR-Leitlinien (KVR 2012) zugrunde gelegt. Dazu wurden bei unterschiedlichen Währungen und Bezugsjahren entsprechende Preiskorrekturen vorgenommen.

Stoffflussanalysen und Stoffeintragsmodellierung

Für die ausgewählten Schadstoffe zeigen emissionsorientierte Stoffflussanalysen die hinsichtlich der resultierenden Umweltbelastungen besonders relevanten Stoffflüsse aus den Bereichen Stoffherstellung, der Verwendung des jeweiligen Stoffes in Produkten, der Stoff- bzw. Produktanwendung sowohl im professionellen wie auch im Haushaltsbereich und der nachfolgenden Entsorgung. Mit Hilfe des Modellierungswerkzeugs MoRE wurde für das Neckar-Einzugsgebiet die Eintragsituation für die polyzyklischen aromatischen Koh-

² Terbutryn, Triclosan, TBT, Diclofenac, Ibuprofen, Metoprolol, Iomeprol, Sulfamethoxazol, PAK, Nonylphenol, PFOS und HBCDD.

lenwasserstoffe, Nonylphenol, Diclofenac, Ibuprofen, Iomeprol und Sulfamethoxazol ermittelt. Damit die Ergebnisse der Einzelstoffe in Bezug auf die Gewässersituation untereinander vergleichbar sind, wurde zur Risikobewertung ein Risikoquotient herangezogen. Dieser Quotient wird über die ermittelte Umweltkonzentration und ein Qualitätskriterium (wie z. B. der UQN- oder PNEC-Wert), d. h. ein Zielwert, bei dem keine negativen Effekte zu erwarten sind, berechnet. Besonders hohe Belastungen zeigen die Untersuchungen für das Analgetikum Diclofenac. Die Situation im Ist-Zustand ergibt an 45 von insgesamt 76 betrachteten Gebietsauslässen eine bis zu 8-fache Überschreitung des Umweltqualitätskriteriums und zeigt damit einen deutlichen Handlungsbedarf.

Ableitung und Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung und Vermeidung des Stoffeintrags in die Gewässer

Der Auswahl der zu betrachtenden Maßnahmen lagen folgende Überlegungen zugrunde:

- ▶ hohe Wirksamkeit hinsichtlich des erreichbaren Emissionsminderungspotenzials,
- ▶ Berücksichtigung bereits eingeleiteter Maßnahmen und damit verbundener Veränderungen,
- ▶ hohe Bedeutung von Maßnahmen zur Umsetzung des Verursacherprinzips,
- ▶ hohe Kosten-Effizienz der Maßnahme,
- ▶ Einbindung sowohl quellenorientierter als auch nachgeschalteter Maßnahmen.

Entsprechend der Schwerpunktsetzung auf Einträge durch das kommunale Abwassersystem wurde der Bereich Landwirtschaft ausgeklammert. Die erarbeiteten Maßnahmen wurden hinsichtlich der Kriterien Status bzw. Stand der Umsetzung, Wirkung, Kosten, technische Einsatzfähigkeit und sekundäre Umwelteffekte bewertet. Stoffbezogen wurden die Ergebnisse in Maßnahmensteckbriefen zusammengefasst. In folgenden Bereichen wurden Maßnahmen identifiziert:

- ▶ Maßnahmen an der Quelle: Änderung im Anwendungsbereich, Produktveränderungen, Stoff-Substitution / Ersatzstoffe;
- ▶ Informationsmaßnahmen (setzen im Allgemeinen bei den Verursachern an und sind deshalb als Untergruppe den quellenorientierten Maßnahmen zugeordnet): Informationskampagne für die Bevölkerung, Weiterbildung / Information des anwendenden Fachpersonals;
- ▶ Dezentrale Maßnahmen: Indirekteinleiter (Gewerbe, Gesundheitseinrichtungen), dezentrale Behandlung von Niederschlagswasser (Gebäude-, Quartiersebene);
- ▶ Nachgeschaltete Maßnahmen „End-of-pipe“: kommunale Kläranlage (4. Reinigungsstufe); Kanalnetz: Behandlung Niederschlagswasser, Behandlung Mischwasser.

Effizienz und Kosten einer erweiterten Abwasserbehandlung in kommunalen Kläranlagen

Mikroschadstoffe können zum Teil mit den heutigen Verfahrenstechniken kommunaler Kläranlagen nur unzureichend aus dem Abwasser entfernt werden. Es bedarf daher der erweiterten Reinigung des Abwassers in gesonderten Verfahrenstechniken, welche auch mit dem Begriff der „4. Reinigungsstufe“ bezeichnet werden. Aus der Vielzahl der im deutschsprachigen Raum durchgeführten Pilotprojekte sowie den bislang auf kommunalen Kläranlagen realisierten erweiterten Reinigungsverfahren erweisen sich die Anwendung von Ozon als auch der Einsatz von Aktivkohle als praxistaugliche Verfahren zur gezielten Mikroschadstoffelimination. Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse zeigen, dass mit beiden Verfahren ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen gut bis sehr gut eliminierbar ist. Gleichzeitig zeigt sich aber auch, dass es Substanzen gibt, die nicht oder nur in vergleichsweise geringem Umfang mit den Verfahrenstechniken zur Mikroschadstoffentfernung aus dem Abwasser eliminiert werden.

Die Verfahren zur Mikroschadstoffelimination weisen eine gute Integrierbarkeit in den bestehenden Reinigungsprozess einer Kläranlage auf. Nach bisherigem Erkenntnisstand ist den erweiterten Verfahrenstechniken eine weitere Stufe zur Nachbehandlung des Abwassers nachzuschalten: Um im Falle der Anwendung von Pulveraktivkohle feinste Pulveraktivkohlepartikel, die mit Spurenstoffen beladen sind, weitestgehend zurückzuhalten, bzw. um beim Betrieb einer Ozonung die entstehenden Abbau-/Umbauprodukte zurückzuhal-

ten, die meist eine gute biologische Abbaubarkeit und im Einzelfall aber toxische Wirkung aufweisen können. Neben der Entnahme von Mikroschadstoffen können mit Anwendung dieser Verfahren weitere, sekundäre Reinigungseffekte, wie bspw. eine Verringerung des CSB-Wertes oder des Phosphorgehaltes im Kläranlagenablauf als auch eine Verbesserung der hygienischen Ablaufqualität des Abwasser, erzielt werden.

Die Kostenabschätzung für einen flächendeckenden Ausbau kommunaler Kläranlagen mit der 4. Reinigungsstufe basiert auf der Multiplikation der behandelten Jahresabwassermenge einer jeden Kläranlage mit einem spezifischen Kostenfaktor. Für die Ermittlung der Kostenfaktoren werden die Kostenangaben verschiedener Studien herangezogen. Um die Vergleichbarkeit der Kosten unterschiedlicher Anlagen zu gewährleisten, werden die vorliegenden Angaben der Kostenbestandteile zunächst auf ein einheitliches Bewertungsschema angepasst (Verwendung von Nettobeträgen, Anpassung von Preisentwicklungen zwischen unterschiedlichen Betrachtungsjahren, Währungskonversion mithilfe von Kaufkraftparitäten, einheitlicher Kalkulationszinssatz und einheitlicher Preis für homogene Güter wie bspw. Energie) und als spezifische Kosten pro Kubikmeter zu behandelndem Abwasser ausgewiesen. Unter Beachtung der statistischen Unsicherheiten werden die spezifischen Kostenfaktoren der betrachteten Größenklassen der Kläranlagen anhand der Regressionswerte der jeweiligen Klassenmitte geschätzt. Sie reichen von 0,124 €/m³ für die Größenklasse 3 bis 0,051 €/m³ für Kläranlagen der Größenklasse 5. Unter Einbezug der spezifischen Kosten für die Nachbehandlung, welche auf Erfahrungswerten von Anlagenbetreibern und verschiedener Experten im Abwasserbereich basieren, ergibt die Kostenabschätzung, dass für einen Ausbau aller 3.013 deutschen Kläranlagen der Größenklassen 3 bis 5 zur gezielten Mikroschadstoffentfernung jährliche Gesamtkosten von rund 1,3 Milliarden Euro (netto) zu erwarten sind. Etwa die Hälfte der Gesamtkosten resultiert aus der Notwendigkeit einer Nachbehandlung des Abwassers.

Umgang mit Mikroschadstoffen in der Schweiz

In der Schweiz wurde der Eintrag von organischen Spurenstoffen in die Gewässer über den Eintragspfad „gereinigtes kommunales Abwasser“ als problematisch erkannt. Am 21. März 2014 wurde deshalb vom eidgenössischen Parlament einer Änderung des Gewässerschutzgesetzes zugestimmt, nach der ausgewählte kommunale Kläranlagen Maßnahmen zur Elimination von organischen Spurenstoffen ergreifen müssen. Nach dem aktuellen Diskussionsstand ist die Umsetzung in den größten Kläranlagen der Schweiz (mit > 80.000 angeschlossenen Einwohnerinnen und Einwohnern), in Kläranlagen im Einzugsgebiet von Seen (mit > 24.000 angeschlossenen Einwohnerinnen und Einwohnern), sowie in Kläranlagen an Gewässern mit einem Abwasseranteil über 10 % (mit > 8.000 angeschlossenen Einwohnerinnen und Einwohnern) vorgesehen. Im Gesetz wird zudem die Finanzierung der Maßnahmen (Abgeltung von 75 % der Investitionskosten, Einführung einer schweizweiten Abwasserabgabe) geregelt.

Untersuchung von Maßnahmenkombinationen und Identifizierung solcher Kombinationen, die eine hohe Wirkung und Kosteneffizienz besitzen

Nur durch eine effiziente Kombination der unterschiedlichen Ansätze können die verschiedenen Zielsetzungen (ausreichende Emissionsminderung unter Berücksichtigung unterschiedlicher lokaler Belastungen, hohe Effizienz, Umsetzung des Verursacherprinzips, Akzeptanzförderung, etc.) erreicht werden. Quellenorientierte Maßnahmen einschließlich informatorischer Maßnahmen können zur Umsetzung des Verursacher- und Vorsorgeprinzips beitragen und ermöglichen eine flächendeckende, Umweltmedien übergreifende Minderung der Umweltbelastungen, auch bei Schadstoffen, die durch nachgeschaltete nicht oder nur in geringem Umfang eliminiert werden können. Teilweise können auch dezentrale Maßnahmen zur Erfassung und Behandlung von besonders belasteten Abwasserteilströmen (z. B. Krankenhaus-Abwässer) vor allem im Einzugsgebiet von hoch belasteten Gewässern (sogenannte „Hotspots“) notwendig sein. Über eine weitergehende Abwasserreinigung in großen kommunalen Kläranlagen kann mit einer hohen Kosteneffizienz die emittierte Fracht für eine Vielzahl von Mikroschadstoffen deutlich verringert werden, auch wenn die Einträge aus Anwendungen in der Vergangenheit („Depotwirkung“) stammen oder aus Anwendungen, die nur schwer zu beschränken sind. Besondere Relevanz erhält diese Maßnahme auch bei besonders belasteten (ungünstiges

Verhältnis der Abwassermenge zum Gewässerabfluss) oder schützenswerten Gewässern (z. B. zur Trinkwassergewinnung). Ein wichtiger Bewertungsaspekt bei der Zusammenstellung effizienter Maßnahmenkombinationen ist darüber hinaus das bei End-of-pipe-Maßnahmen (4. Reinigungsstufe in kommunalen Kläranlagen, weitergehende Reinigung von Niederschlags- oder Mischwasser) häufig vorhandene Potenzial, positive Zusatzeffekte durch die zusätzliche Elimination anderer Stoffe (weitere Mikroschadstoffe, Feinstpartikel, Phosphor, Keime) auszuüben.

Modellierung stoffspezifischer Maßnahmenkombinationen am Beispiel des Neckareinzugsgebietes

Die für PAK₁₆, Nonylphenol und verschiedene Arzneistoffe in MoRE implementierten quellenbezogenen, dezentralen bzw. nachgeschalteten Maßnahmen verdeutlichen das Minderungspotenzial der betrachteten Maßnahmen. Für das Analgetikum Diclofenac zeigen die Ergebnisse jedoch, dass selbst bei der Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit der vierten Reinigungsstufe und einer damit verbundenen Reduktion der in die Gewässer eingeleiteten Diclofenac-Fracht um nahezu 77 % teilweise weiterhin mit Überschreitungen des Qualitätskriteriums zu rechnen ist. Die Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmen erlaubt eine wirkungsbezogene Bewertung von verschiedenen Handlungsoptionen. Die Ergebnisse zeigen, dass ein Mix aus quellenorientierten, dezentralen und nachgeschalteten Maßnahmen erforderlich ist, um die Ziele des guten chemischen Gewässerzustands zu erreichen.

Empfehlungen für Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen von Seiten des Bundes

Der bestehende Handlungsbedarf im Bereich der Mikroschadstoffe macht eine langfristig orientierte und umfassende Ausgestaltung möglicher Maßnahmen auf Bundesebene erforderlich. Gleichzeitig zeigen die Untersuchungsergebnisse, dass für alle betrachteten Mikroschadstoffe Maßnahmen zur Emissionsminderung zur Verfügung stehen und dass nur durch eine effiziente Kombination der unterschiedlichen Ansätze die verschiedenen Zielsetzungen (ausreichende Emissionsminderung unter Berücksichtigung unterschiedlicher lokaler Belastungen, hohe Effizienz, Umsetzung des Verursacherprinzips, Akzeptanzförderung, etc.) erreicht werden können. Die zentralen Kompetenzen des Bundes im Bereich der Wasserwirtschaft, die Notwendigkeit paralleler Maßnahmen in sehr unterschiedlichen Bereichen und die langfristigen Planungshorizonte für das Flussgebietsmanagement sind damit entscheidende Randbedingungen für die Konzeption von Maßnahmen auf Bundesebene. Es erscheint deshalb sinnvoll, die unterschiedlichen Maßnahmen im Rahmen einer „Strategie Mikroschadstoffe“ des Bundes zu bündeln. Alle relevanten Akteure sind dabei ausgewogen in die Strategie einzubinden.

Die „Strategie Mikroschadstoffe“ ist auf den 3 Säulen „quellenorientierte Maßnahmen“ (einschließlich informatorischer Maßnahmen), „dezentrale Maßnahmen“ und „End-of-pipe-Maßnahmen“ aufzubauen. Übergreifend können über Forschungsprogramme zusätzliche Maßnahmen der Emissionsminderung in den verschiedenen Bereichen entwickelt bzw. bestehende verbessert und optimiert werden. Außerdem ist ein kontinuierliches Monitoring der Umsetzung der Strategie zu empfehlen, um die erreichten Verbesserungen zu dokumentieren, Anpassungsbedarf zu identifizieren sowie sich ggf. ändernde Zielsetzungen (zusätzliche prioritäre Stoffe, neue Qualitätsnormen) zu integrieren. Die aus den umzusetzenden Maßnahmen resultierenden Herausforderungen einer Strategie Mikroschadstoffe bezüglich der Akteursstruktur sprechen außerdem dafür, eine solche Strategie durch einen Agenda-Prozess unter Federführung des Bundes zu begleiten.

Ausblick

Weitergehende Arbeiten sind vor allem zur Konkretisierung der einzelnen Maßnahmen und der Ableitung konkreter Handlungsschritte notwendig. Insbesondere im Bereich der quellenorientierten Maßnahmen sind umsetzungsrelevante Hintergründe einschließlich möglicher Treiber und Hemmnisse zu analysieren. Außerdem sind Verbesserungen bei der Stofffluss- und Stoffeintragsmodellierung sinnvoll, um den Untersuchungsraum, die Stoffliste sowie die Liste der abgebildeten Emissionsminderungsmaßnahmen zu erweitern mit dem Ziel, dieses Instrumentarium auch für ein begleitendes Monitoring von Maßnahmen einsetzen zu können.

1 Hintergrund und Zielsetzung

Auf europäischer Ebene wurde mit der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG, Artikel 16: „Strategien gegen die Wasserverschmutzung“) festgelegt, dass spezifische Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch einzelne Schadstoffe oder Schadstoffgruppen, die ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen, umzusetzen sind. Nach langwierigen Verhandlungen wurden über die Richtlinie 2008/105/EG Umweltqualitätsnormen (UQN) für 33 prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen aufgestellt, die ein hohes Schutzniveau für die Umwelt gewährleisten sollen und gleichzeitig den Maßstab für den bis zum Jahr 2015 von der Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten chemischen Zustand der Gewässer darstellen. In 2013 wurden über die Richtlinie 2013/39/EG zwölf neue Stoffe als prioritäre Stoffe aufgenommen, teilweise wurden UQNs verschärft und es wurde ein System zur kontinuierlichen Weiterentwicklung der Stoffliste eingeführt. In die dazu vorgesehene Beobachtungsliste sollen u. a. Arzneistoffe (Diclofenac, 17-beta-Östradiol (E2) und 17-alpha-Ethinylöstradiol (EE2)) aufgenommen werden.

Gleichzeitig ist in der Wasserrahmenrichtlinie vorgesehen, dass für Chemikalien, die auf lokaler Einzugsgebiets- bzw. nationaler Ebene als bedenkliche Stoffe, aber nicht als prioritäre Stoffe auf EU-Ebene eingestuft wurden, Umweltqualitätsnormen auf nationaler Ebene festgelegt werden (flusseinzugsgebietspezifische Schadstoffe). Für Deutschland wurden die stoffbezogenen Anforderungen in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) 2011 zusammengefasst, die nun vor dem Hintergrund der Entwicklungen auf europäischer Ebene fortgeschrieben wird.

Bei Überschreiten der Umweltqualitätsnormen sind Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge in die Gewässer vorzusehen. Grundsätzlich sind dabei sowohl quellenorientierte, integrierte Maßnahmen (z. B. Stoffvermeidung, produktionsintegrierte Umweltschutzmaßnahmen) als auch nachgeschaltete Maßnahmen (z. B. end-of-pipe an den eigentlichen Eintragsstellen in die Gewässer wie Kläranlagen oder Mischwasser-Überläufen) denkbar. Bei der Priorisierung und Auswahl von Emissionsminderungsmaßnahmen spielen die Wirksamkeit und die Kosten eine wesentliche Rolle. Die Umsetzung der Maßnahmen soll im Rahmen von Maßnahmenprogrammen erfolgen, die entsprechend dem Zeitplan der Wasserrahmenrichtlinie jeweils innerhalb von drei Bewirtschaftungszyklen (2009-2015, 2015-2021 und 2021-2027) entwickelt, umgesetzt und überprüft werden sollen. Nach dem Durchlaufen durch diese Bewirtschaftungszyklen sollen die angestrebten Ziele 2027 erreicht sein.

Im Rahmen der Umsetzung der Europäischen Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) sind zur Erreichung des guten Zustandes der Meere Maßnahmenprogramme bis 2015 zu erstellen und anschließend umzusetzen. Dabei sind insbesondere hinsichtlich der Mikroschadstoff-Problematik die Deskriptoren 8 und 9 nach Anhang I der MSRL für die Definition des guten Umweltzustandes relevant³.

Für viele Mikroschadstoffe wie z. B. Haushaltchemikalien, Einsatzstoffe in kleinen und mittleren Unternehmen, Arzneistoffe oder Biozide stellt der Eintrag über das kommunale Abwassersystem (Kläranlageneinleitungen, Mischwasserabschläge und je nach Anwendungsfall auch Regenwassereinleitungen) den dominierenden Eintragspfad in die Gewässer dar. Anhand einer Auswahl an relevanten Mikroschadstoffen aus diesem Bereich, die bereits teilweise als prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie geregelt wurden oder für die zukünftig Qualitätsnormen zu erwarten sind, war im Rahmen des Projekts das exemplarische Zusammenwirken und die Wirksamkeit und Kosteneffizienz von quellenorientierten Maßnahmen wie z. B. Stoffregulierungen und nachgeschalteten Maßnahmen (z. B. gezielte Eliminierungsstufen in der kommunalen Abwasserbehandlung, Verbesserung der Misch- und Regenwasserbehandlung) zu untersuchen. Wesentliches Projektziel war die Erarbeitung geeigneter Maßnahmen bzw. Kombinationen von Maßnahmen und ihre Randbedingungen, die sich durch eine hohe Kosteneffizienz auszeichnen. Diese Maßnahmenkombinationen

³ Im Rahmen der Umsetzung der MSRL sind Merkmale des guten Umweltzustands für die Meeresgewässer zu beschreiben und Soll-Zustände festzulegen. Dazu wurden im Anhang I insgesamt 11 Deskriptoren festgelegt, darunter Deskriptor 8 („Aus den Konzentrationen an Schadstoffen ergibt sich keine Verschmutzungswirkung.“) und 9 („Schadstoffe in für den menschlichen Verzehr bestimmtem Fisch und anderen Meeresfrüchten überschreiten nicht die im Gemeinschaftsrecht oder in anderen einschlägigen Regelungen festgelegten Konzentrationen.“).

sollten einer Wirkungsabschätzung zugänglich und somit gut in den Planungsprozess der Wasserrahmenrichtlinie integrierbar sein.

Im Einzelnen baute das Projekt auf folgende Untersuchungsschritte auf:

- ▶ Identifizierung von gewässerrelevanten Mikroschadstoffen (Kategorien mit typischen Vertretern), für die das kommunale Abwassersystem den dominierenden Eintragspfad ins Gewässer darstellt und die im weiteren Verlauf des Projekts vertieft betrachtet werden sollen.
- ▶ Für die ausgewählten Mikroschadstoffe waren exemplarisch die Emissionsmuster mittels Stoffflussanalysen von der Stoffherstellung über den gesamten Lebenszyklus eines Produktes bis zum Eintrags ins Gewässer zu quantifizieren.
- ▶ Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Verminderung und Vermeidung des Stoffeintrags in die Gewässer und Bewertung ihrer Wirksamkeit und Kosten anhand verfügbarer Daten und Informationen.
- ▶ Ermittlung und Darstellung der Rahmenbedingungen und Kosten einer Einführung einer erweiterten Abwasserbehandlung in kommunalen Kläranlagen in Deutschland.
- ▶ Erarbeitung von kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen und deren Rahmenbedingungen, Darstellung des Zusammenwirkens und Ermittlung der Kosten und Kosteneffizienz ihrer Umsetzung anhand von Szenarienbetrachtungen.
- ▶ Erarbeitung von Empfehlungen für Maßnahmen/-kombinationen von Seiten des Bundes, die zur Verminderung und Vermeidung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer beitragen.

2 Auswahl und Erstellung einer Liste repräsentativer, gewässerrelevanter Mikroschadstoffe

Für die Untersuchung und Bewertung möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen waren Mikroschadstoffe exemplarisch auszuwählen, für die das kommunale Abwassersystem den Haupteintragspfad in die Gewässer darstellt. Im Folgenden sind dazu die angewandte Methodik und die erzielten Ergebnisse beschrieben.

2.1 Methodik

Um eine Grundlage für die Auswahl von repräsentativen, gewässerrelevanten Mikroschadstoffen mit Haupteintragspfad kommunales Abwassersystem für die weitere vertiefende Untersuchung zu erhalten, wurde eine erste Übersicht, basierend auf einem Screening der nachfolgend genannten nationalen und internationalen, gewässerrelevanten Schadstofflisten erstellt:

- ▶ Europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), Tochterrichtlinie 2008/105/EG: 13 gefährliche prioritäre Stoffe, 20 prioritäre Stoffe;
- ▶ Richtlinie 2013/39/EG zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG: 6 neue gefährliche prioritäre Stoffe, 6 neue prioritäre Stoffe;
- ▶ Erste Stoffe der Beobachtungsliste entsprechend Richtlinie 2013/39/EG, Artikel 8b;
- ▶ Oberflächengewässerverordnung (OGewV), Anlage 5 (flussgebietspezifische Schadstoffe) und Anlage 7 (andere Stoffe);
- ▶ OgewV Kandidatenstoffe (aus der öffentlichen Diskussion); (bspw. http://www.umweltbundesamt.de/chemikalien/veranstaltungen/ws-monitoring-arzneimittel/3_presentation_victoris.pdf);
- ▶ IKSr, Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins; (<http://www.iks.org/>);
- ▶ Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs); (<http://chm.pops.int/default.aspx>).

Ergänzend wurden folgende Schadstofflisten, die den Meeresschutz betreffen, betrachtet (siehe auch UBA-Vorhaben „Erfassung und Bewertung ausgewählter anthropogener Belastungen im Rahmen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie“):

- ▶ HELCOM Baltic Sea Action Plan (BSAP, HELCOM, 2012a and b) (<http://www.helcom.fi/BSAP/>);
- ▶ HELCOM CORESET (Kernindikatoren und Schwellenwerte für die Schadstoffe der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie mit Kandidatenstoffen, 2008/56/EG, MSRL) (http://www.helcom.fi/projects/on_going/en_GB/coreset/);
- ▶ OSPAR, Liste von Stoffen für prioritäre Maßnahmen (OSPAR 2004) (<http://www.ospar.org/>);
- ▶ OSPAR ICG EAC (OSPAR ICG EAC 2012) „Intersessional Correspondence Group“ der OSPAR Kommission zur Entwicklung ökotoxikologischer Bewertungskriterien (OSPAR ICG EAC 2012).

Aus dem Abgleich der verschiedenen Stofflisten erfolgte eine erste Ableitung der Relevanz von Schadstoffen für Deutschland und auf internationaler Ebene. Weiterhin wurden Informationen bspw. über bereits existierende Umgangsrichtlinien/-regularien eines Stoffes (Verbot, Einsatzbeschränkungen, etc.), die Hinweise auf relevante Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen in die Umwelt geben, für die folgenden Arbeiten (insbesondere Kap. 4) ausgewertet.

Da im Rahmen des Projektes über die Ermittlung von Stoffflüssen, Emissionsmuster der Stoffe mögliche Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen anhand von wenigen ausgewählten Vertretern erarbeitet wer-

den sollte, wurde die Stoffliste auf Basis folgender Kriterien reduziert, um die verschiedenen Stoffe und stoffspezifischen Maßnahmen ausreichend detailliert bearbeiten zu können:

- ▶ Relevanz des Stoffes hinsichtlich der Diskussion auf internationaler Ebene (Kandidatenliste prioritäre Stoffe);
- ▶ Relevanz hinsichtlich der aktuellen Produktion und Verwendung sowie der Belastungssituation in Deutschland;
- ▶ Relevanz für den Eintrag über kommunale Kläranlagen;
- ▶ Repräsentativität für die verschiedenen Schadstoffgruppen (Arzneistoffe, Biozide, Industriechemikalien, Haushaltschemikalien, etc.) sowie
- ▶ Datenverfügbarkeit (Produktion und Verwendung, Eintragspfade, Gewässerbelastungen).

Zudem wurde die Liste mit den aus Gewässersicht relevanten prioritären Stoffe der Ad hoc Arbeitsgruppe „Prioritäre Stoffe“ abgeglichen, um die Relevanz für die Gewässerbelastung in Deutschland abschätzen zu können.

Ergänzend zu dem Screening der verschiedenen Richtlinien flossen Informationen aus Vorläuferprojekten der Projektpartner Fraunhofer ISI und KIT-IWG bspw. hinsichtlich der Relevanz und der existierenden Datenlage bestimmter Stoffe in die Untersuchungen ein.

Die abschließende Auswahl erfolgte in enger Abstimmung mit dem Auftraggeber.

2.2 Ergebnisse der Stoffauswahl

Aus den für das Screening herangezogenen, oben aufgeführten Listen ergeben sich 432 verschiedene Nennungen, von denen letztlich 69 Substanzen in mindestens zwei verschiedenen Listen aufgeführt sind. Diese sind in Tabelle 1 und Abbildung 1 aufgeführt. In dem Balkendiagramm (Abbildung 1) ist die Anzahl der Nennungen für deutsche Binnengewässer mit roten Balken gekennzeichnet. Die Anzahl der Nennungen, die zusätzlich für den Meeresbereich relevant sind, sind türkisfarben dargestellt.

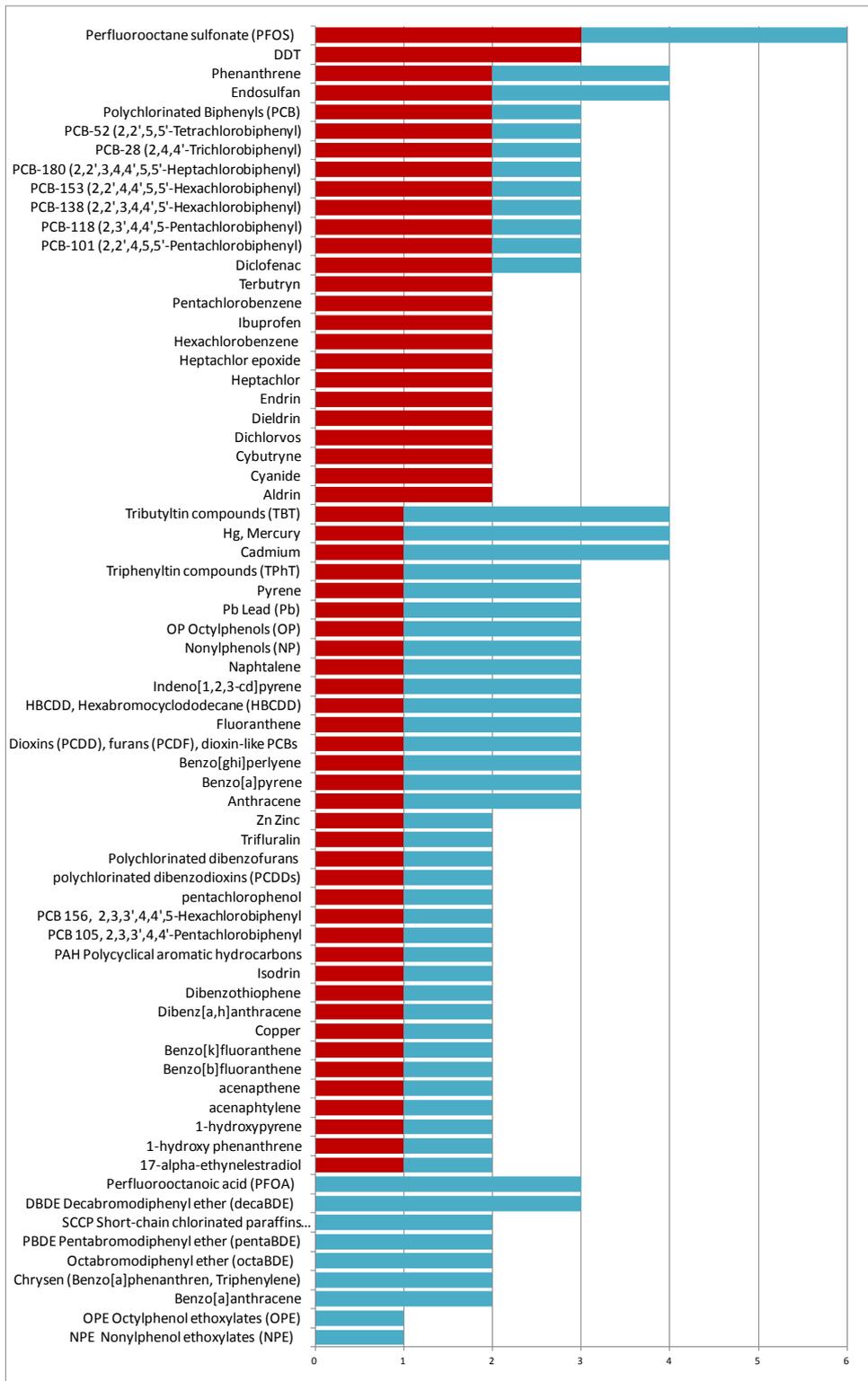
Tabelle 1: Mikroschadstoffe, die in mindestens zwei Schadstofflisten aufgeführt sind (policy relevance)

Substanz	CAS-Nr.	Stoffgruppe	Relevant f. dt. Binnengewässer						zus. relevant f. Meeresbereich					
			WRRL Prio Stoffe	WRRL kand. Stoffe	OgewV (Anlage 5)	OgewV kand. Stoffe	OgewV andere (Anlage 7, Tab. 2)	IKSR/IKSE	Stockholm Convention on POPs	Helcom BSAP	Helcom CORESET	Helcom CORESET cand. Stoffe	Helcom CORESET suppl.	OSPAR prio. list and ICG
DDT	various						X	X	X					
Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	45298-90-6	PFOS		X		X			X	X	X			X
Aldrin	309-00-2	Insecticide					X		X					
Cyanide	57-12-5			X	X									
Cybutryn (Biozid/Algizid)	28159-98-0	biocide		X		X								
Dichlorvos (Insektizid)	62-73-7			X	X									
Diclofenac	15307-86-5	pharmaceutical		X		X					X			
Dieldrin	60-57-1	Insecticide					X		X					
Endosulfan	115-29-7	Insecticide	X						X	X				X
Endrin	72-20-8						X		X					
Heptachlor	76-44-8				X				X					
Heptachlor epoxide	1024-57-3			X	X									
Hexachlorobenzene	118-74-1		X						X					
Ibuprofen	15687-27-1	pharmaceutical		X		X								
PCB-101 (2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl)	37680-73-2	PCB			X				x					X
PCB-118 (2,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl)	31508-00-6	PCB			X				x					X
PCB-138 (2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl)	35065-28-2	PCB			X				x					X
PCB-153 (2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl)	35065-27-1	PCB			X				x					X
PCB-180 (2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl)	28655-71-2	PCB			X				x					X
PCB-28 (2,4,4'-Trichlorobiphenyl)	7012-37-5	PCB			X				x					X
PCB-52 (2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl)	35693-99-3	PCB			X				x					X
Pentachlorobenzen	608-93-5	Pesticide	X						X					
Phenanthren	85-01-8	PAH	X		X						X			X
Polychlorinated Biphenyls (PCB)	various	PCB			X				X					x
Terbutryn (Herbizid)	886-50-0			X		X								
17-alpha-Ethynelestradiol	57-63-6	hormone		X							X			
1-hydroxy Phenanthren	2433-56-9	PAH	X								X			
1-hydroxypyrene	5315-79-7	PAH	X								X			
acenaphtylene	208-96-8	PAH	X								X			
acenaphtene	83-32-9	PAH	X								X			

Anthracene	120-12-7	PAH	X							X			X
Benzo[a]pyrene	50-32-8	PAH	X							X			X
Benzo[b]fluoranthene	205-99-2	PAH	X							X			
Benzo[ghi]perylene	191-24-2	PAH	X							X			X
Benzo[k]fluoranthene	207-08-9	PAH	X							X			
Cadmium	7440-43-9	heavy metal	X							X	X		X
Copper	7440-50-7	heavy metal		X									X
Dibenz[a,h]anthracene	53-70-3	PAH	X							X			
Dibenzothiophene	132-65-0	PAH	X										X
Dioxins (PCDD), furans (PCDF), dioxin-like PCBs	various			X						X	X		
Fluoranthene	206-44-0	PAH	X							X			X
HBCDD, Hexabromocyclododecane (HBCDD)	25637-99-4			X						X	X		
Hg, Mercury	7439-97-6	heavy metal	X							X	X		X
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	193-39-5	PAH	X							X			X
Isodrin	465-73-6			X									X
Naphtalene	91-20-3	PAH	X							X			X
Nonylphenols (NP)	various	NP	X							X	X		
OP Octylphenols (OP)	140-66-9	OP	X							X	X		
PAH Polycyclical aromatic hydrocarbons	various	PAH	X							x			
Pb Lead (Pb)	7439-92-1	heavy metal	X							X			X
PCB 105, 2,3,3',4,4'-Pentachlorobiphenyl	32598-14-4	PCB							x				X
PCB 156, 2,3,3',4,4',5-Hexachlorobiphenyl	38380-08-4	PCB							x				X
Pentachlorophenol	87-86-5	PCP	X										X
polychlorinated dibenzodioxins (PCDDs)	various	PCDD							X				X
Polychlorinated dibenzofurans	various	PCDF							X				X
Pyrene	129-00-0	PAH	X							X			X
Tributyltin compounds (TBT)	36643-28-4	TBT	X							X	X		X
Trifluralin	1582-09-8		X										X
Triphenyltin compounds (TPhT)	various	TPhT		X						X	X		
Zn Zinc	7440-66-6	heavy metal		X									X
Benzo[a]anthracene	56-55-3	PAH								X			X
Chrysen (Benzo[a]phenanthren, Triphenylene)	218-01-9	PAH								X			X
DBDE Decabromodiphenyl ether (decaBDE)	1163-19-5	PBDE								X	X		X
Nonylphenol ethoxylates (NPE)	various	NPE								X			
Octabromodiphenyl ether (octaBDE)	32536-52-0	PBDE								X			X
OPE Octylphenol ethoxylates (OPE)	various	OPE								X			
PBDE Pentabromodiphenyl ether (pentaBDE)	32534-81-9	PBDE								X	X		
Perfluorooctanoic acid (PFOA)	1763-23-1	PFOA								X	X		X
SCCP Short-chain chlorinated paraffins (chloroalkanes, C ₁₀₋₁₃)	various									X			X

Basierend auf eigenen Arbeiten im Rahmen des UFOPLAN Projekts 3710 25 206: Entwicklung von Konzepten und Methoden zur Erfassung und Bewertung ausgewählter anthropogener Belastungen im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. 2014

Abbildung 1: Anzahl der Nennungen in für deutsche Gewässer relevanten Regelwerken



rot: Binnenbereich; türkis: Küsten-/Meeresbereich

Basierend auf eigenen Arbeiten im Rahmen des UFOPLAN Projekts 3710 25 206: Development of concepts and methods for compilation and assessment of selected anthropogenic pressures in the context of the Marine Strategy Frame-work Directive. 2014

Die in dem angeführten Vergleich mit Fokus auf deutsche Binnengewässer am häufigsten genannten Substanzen sind PFOS und das weltweit vielfach verbotene Insektizid DDT, gefolgt von verschiedenen weiteren Stoffen (zumeist Insektizide), die u. a. aufgrund der Stockholmer Konventionen ebenfalls verboten sind (Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Endosulfan, Hexachlorobenzene (HCB), Polychlorierte Biphenyle (PCB)). Weiterhin werden Cyanide, Heptachlorepoxyd, die Pestizide Cybutryn, Dichlorvos, Pentachlorobenzene und Terbutryn, und einzelne PAKs (Phenanthren) häufiger genannt. Insbesondere aufgrund der Kandidatenstoffe der Wasserrahmenrichtlinie und der Oberflächengewässerverordnung sind die Arzneistoffe Ibuprofen und Diclofenac unter den Mehrfachnennungen zu finden.

Betrachtet man darüber hinaus noch die explizit für den Meeresschutz relevanten Richtlinien, werden Tributylzinn (TBT), Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd) sowie Dioxin, Octyl- und Nonylphenol, einige Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) wie Pyrene, Fluoranthene und Anthracen, sowie weitere Schwermetalle (Blei) und Stoffe wie das Flammschutzmittel Hexabromcyclododecan (HBCD) häufig genannt.

Zur weiteren Eingrenzung dienen neben den unter 2.1 genannten Kriterien folgende Aspekte:

- ▶ Für die Stoffgruppe der Pestizide besitzt der Eintragspfad „kommunale Kläranlagen“ im Allgemeinen eine geringe Bedeutung. Zudem bestehen bereits unterschiedliche Ansätze zur Verwendungs- und Emissionsbegrenzung.
- ▶ Die Stoffgruppe der Schwermetalle wurde nicht betrachtet, da für diese Stoffgruppe bereits Untersuchungen zum Eintrag, zum Verhalten in der Umwelt sowie zu möglichen Reduktionsmaßnahmen vorliegen (vgl. Fuchs et al. 2010; Hillenbrand et al. 2005).
- ▶ Aus der Vielzahl der Biozide wurden drei typische Vertreter für unterschiedliche Anwendungsbereiche ausgewählt.

In Tabelle 2 sind die für die weiteren Arbeiten ausgewählten Stoffe bzw. Stoffgruppen aufgelistet, einschließlich der Informationen zu verschiedenen Auswahlkriterien. Es sind die Stoffe Terbutryn, Triclosan, TBT, Diclofenac, Ibuprofen, Metoprolol, Iomeprol, Sulfamethoxazol, PAK, Nonylphenol, PFOS und HBCDD.

Da für die Stoffe/Stoffgruppen PAK, Nonylphenol, PFOS und HBCDD in dem FuE-Vorhaben „Entwicklung europäischer Leitlinien für die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste gemäß Art. 5(1) und 5(6) der Tochterrichtlinie zu prioritären Stoffen“ (Forschungskennzahl 3709 67 219) teilweise ebenfalls Stoffinformationen zusammengetragen und Stoffflussanalysen erstellt wurden, wurden diese im Rahmen der nachfolgenden Stoffflussbetrachtungen mitberücksichtigt.

Tabelle 2: Auswahl von Stoffen/Stoffgruppen für das aktuelle Vorhaben

Stoff/ Stoffgruppe	Richtlinien + öffentliche Diskussion	akt. Produktion + Verwendung in Deutschland	Belastungssituation in Deutschland	Relevanz des kommunalen Abwassersystems
Terbutryn	mittel (Kandidatenstoff)	hoch	vereinzelt hohe Konzentrationen, sehr toxisch	mittel
Triclosan	gering	hoch	stark verbreitet	hoch
TBT	hoch	früher hoch	Hoch	gering
Diclofenac	hoch (u. a. Kandidatenstoff)	hoch	Vorkommen in OW, GW und TW, hohe Verbrauchsmengen; wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial	hoch
Ibuprofen	hoch	hoch	Vorkommen in OW, GW und TW, zunehmende Verbrauchsmengen, kein wirkungsseitiges Risiko	hoch
Betablocker: Metoprolol	mittel	hoch	Vorkommen in OW und GW; zunehmende Verbrauchsmengen	hoch
Röntgenkontrastmittel Iomeprol	mittel	hoch	Vorkommen in OW, GW und TW, zunehmende Verbrauchsmengen, kein wirkungsseitiges Risiko	hoch
Antibiotika: Sulfamethoxazol	mittel	hoch	Vorkommen in OW, GW und TW; wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial	hoch
PAK	hoch	hoch (Luftemissionen)	Hoch	hoch
Nonylphenol (NP)	hoch	gering (aber: Importtextilien)	Hoch	hoch
PFOS	hoch (u. a. Kandidatenstoff)	hoch	stark verbreitet, z. T. hohe Konzentrationen	hoch
HBCDD	hoch (u. a. Kandidatenstoff)	inzw. gering, aber Altlasten vorh.	stark verbreitet, früher z. T. hohe Konz.	mittel-hoch

3 Analyse, Quantifizierung und Relevanzbewertung der Quellen und Eintragspfade der ausgewählten Mikroschadstoffe in die Gewässer

Die Stoffflussanalyse ist eine Methode zur Darstellung der Wege und des Verbleibs relevanter (Schad-) Stoffe. Dazu werden - soweit möglich - Herkunft, Entstehung, Umwandlungsprozesse und Entsorgungswege des ausgewählten Stoffes quantitativ erfasst. Um relevante Belastungspfade umweltgefährlicher Stoffe zu bestimmen, sind vor allem die wesentlichen Emissionsquellen und Senken zu erfassen.

Hinsichtlich der Schwerpunktsetzung des Projektes wird dieser methodische Ansatz zur Identifizierung der wesentlichen Eintragspfade in die Gewässer genutzt. Dabei ist wesentlich, auch so genannte Lager (bspw. Stoffverbleib in langlebigen Produkten) zu berücksichtigen.

Somit dient die Stoffflussanalyse zur Identifizierung relevanter Anwendungsbereiche und Eintragspfade und somit zur Ermittlung von individuellen Emissionsmustern. Zudem kann sie als Grundlage für die Stoffeintragsmodellierung und zur Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen verwendet werden.

3.1 Methodik

3.1.1 Methodik der Stoffflussanalyse

Die grundsätzliche Vorgehensweise zur Erstellung von Stoffflussanalysen und zur Ermittlung von individuellen Emissionsmustern, die die spezifischen Eintragspfade darstellen, entspricht dem für die Erstellung von Emissionsinventaren auf EU-Ebene erarbeiteten Guidance-Dokument Nr. 28 „Preparation of Priority Substances Emissions Inventory“⁴.

Die Stoffflussanalyse stellt hierbei den gesamten Lebenszyklus eines Stoffes von der Stoffherstellung bzw. Stoffimport, der Stoffverwendung und der Verwendung von Produkten, die den jeweiligen Stoff enthalten, bis hin zur Entsorgung des Stoffes bzw. der Produkte innerhalb der jeweils definierten Systemgrenzen dar. Sie leitet zu dem jeweils individuellen Emissionsmuster hin, über das die jeweiligen Einträge in die Umwelt abgebildet werden können.

Im Einzelnen umfasst die Erstellung der nachfolgenden Stoffflussanalysen zur Ermittlung von individuellen Emissionsmustern, die eine Betrachtung des Stoff-/Produktlebenszyklus bis hin zum Stoffeintrag über verschiedene Eintragspfade in die Gewässer darstellen, mehrere Arbeitsschritte, die aufeinander aufbauen:

- ▶ Ermittlung der relevanten Anwendungsbereiche und Vorkommen der betrachteten Stoffe sowie Ermittlung von Produkten und Produktgruppen, die die Stoffe enthalten;
- ▶ Erfassung von produktspezifischen Stoffflüssen über Stoffkonzentrationen in Produkten sowie die Größe der Produktflüsse, inklusive Erfassung von Herstellungs-, Import- und Exportmengen der betrachteten Stoffe und der relevanten Produkte, die die Stoffe enthalten;
- ▶ Bilanzierung von Input- und Output-Strömen während der verschiedenen Produkt-/Stoffnutzungen unter besonderer Berücksichtigung von Lagern (= emissionsrelevanter Bestand von Gütern oder Stoffen innerhalb der Systemgrenze) sowie der Nachnutzungsphase bzw. der Entsorgung;
- ▶ Zusammenstellung der einzelnen Input- und Output-Ströme und Darstellung der jeweiligen Stoffpfade und Stoffeintragspfade in die Umwelt.

Die notwendigen stoffspezifischen Informationen/Daten beruhen im Wesentlichen auf:

- ▶ Daten aus Literatur (z. B. Forschungsberichte),

4

http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/guidance_document_2/EN_1.0_&a=d.

- ▶ verfügbaren Statistiken (z. B. Produktions- und Verwendungsmengen),
- ▶ Auswertung des PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) - Schadstoffregisters (Thru.de),
- ▶ Daten aus dem Stoffvollzug (REACH-Prozess) und
- ▶ Expertengesprächen.

Die Systemgrenze der hier durchgeführten Stoffflussanalyse ist Deutschland. Stoff- und Produktzuflüsse über Import- und Exportprodukte werden nach Möglichkeit entsprechend dargestellt.

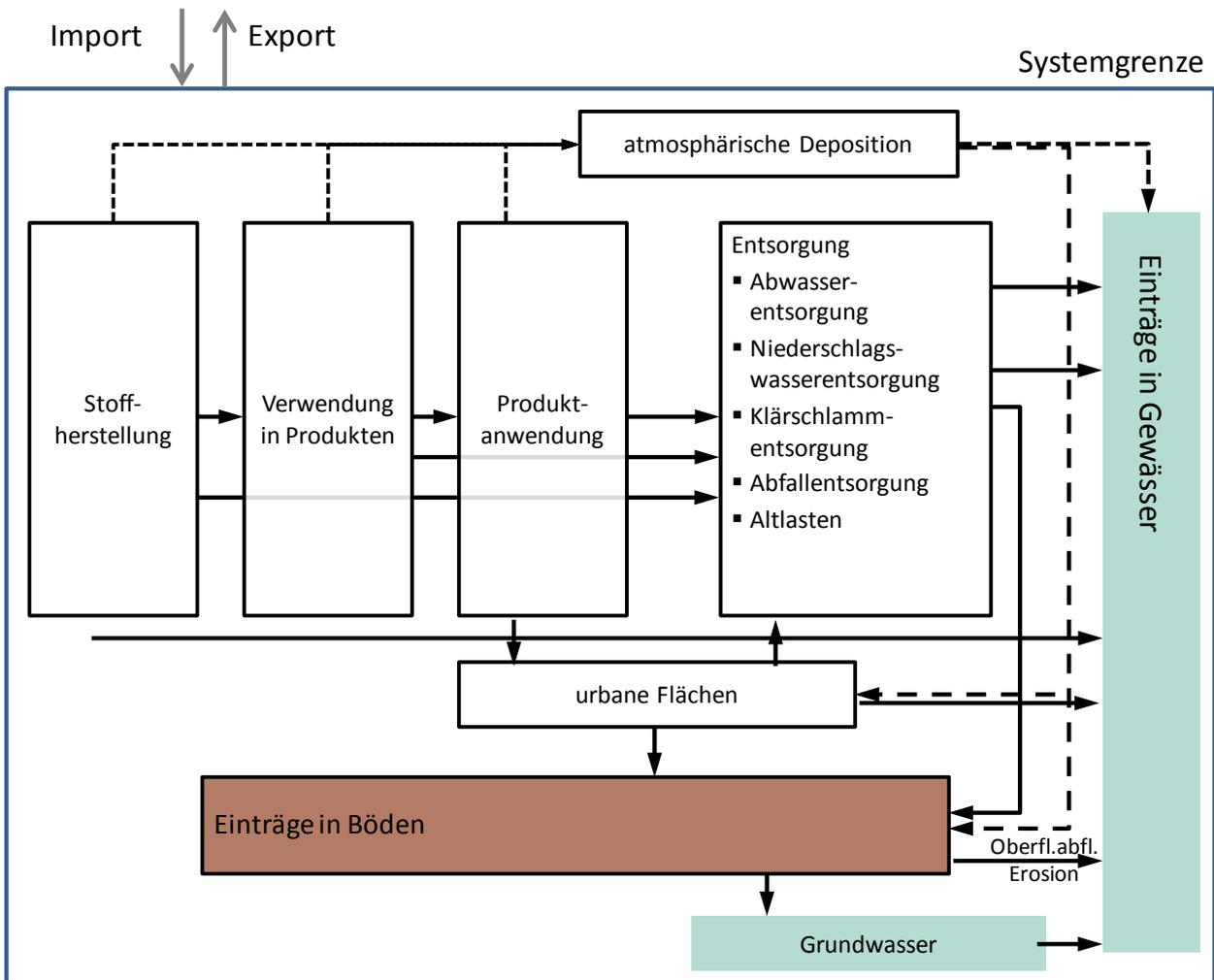
Für die Quantifizierung der Einträge in die Oberflächengewässer erfolgt, soweit möglich, eine Kopplung mit dem Stoffeintragsmodell „MoRE“. Entsprechend werden die folgenden Eintragspfade in die Gewässer auf Relevanz geprüft und mögliche Emissionen hierfür abgeschätzt:

- ▶ industrielle Direkteinleiter,
- ▶ Punkteinträge bspw. von Altlasten,
- ▶ kommunale Kläranlagen,
- ▶ urbane Flächen mit den Teilpfaden Trennkanalisation, Mischwasser-Überläufe und Einträge von unbehandeltem Mischwasser,
- ▶ atmosphärische Deposition,
- ▶ Landwirtschaft mit den Teilpfaden Abdrift, Erosion, Oberflächenabfluss und Drainagen,
- ▶ Direkteinträge aus der Schifffahrt,
- ▶ Geogene Quellen/Grundwasser.

Eine ausführliche Darstellung der Methodik ist in Hillenbrand et al. (2005) dargestellt. Entscheidend für eine aussagekräftige Stoffflussbetrachtung und für den Detaillierungsgrad der Stoffflussanalysen sind die Datenverfügbarkeit und Datenqualität zu den verschiedenen Stoff- und Produktmengen. Die Komplexität der Verwendungsstruktur des jeweiligen Stoffes bestimmt dabei den Datenbedarf, so dass bei Stoffen mit sehr vielfältigen und ggf. miteinander in Wechselwirkung stehenden Einsatzgebieten eine vollständige Erfassung aller Stoffflüsse nur bedingt möglich ist.

Basierend auf den dargestellten Arbeitsschritten erfolgt eine schematisierte Darstellung der relevanten Stoffflüsse aus den Bereichen Stoffherstellung, der Verwendung des jeweiligen Stoffes in Produkten, der Stoff- bzw. Produktanwendung sowohl im professionellen wie auch im Haushaltsbereich und der nachfolgenden Entsorgung entsprechend der Darstellung in Abbildung 2.

Abbildung 2: Generelles Schema der Stoffflussbetrachtung



3.1.2 Methodik der Stoffeintragsmodellierung

Zur Bewertung der Relevanz der Eintragspfade für die Stoffe wird eine Stoffeintragsmodellierung mit dem Modellierungswerkzeug MoRE⁵ (Modeling of Regionalized Emissions) durchgeführt. Das Modellsystem MONERIS, welches zur Modellierung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer entwickelt wurde (Behrendt et al. 1999), wurde in verschiedenen Vorhaben (Fuchs et al. 2002; Fuchs et al. 2010) für die Berechnung von Schadstoffeinträgen angepasst. Hiermit liegt heute das MoRE-System als eine dv-technische Lösung vor, die für unterschiedlichste Stoffe und verschiedene Fragestellungen angewendet werden kann.

Im folgenden Kapitel werden die Auswahl des Modellierungsraums und des Modellierungszeitraums dargestellt und begründet. Des Weiteren werden die verwendeten allgemeinen und stoffspezifischen Eingangsdaten für die zu modellierenden Stoffe sowie die Philosophie des Stoffeintragsmodells vorgestellt.

3.1.2.1 Modellierungsraum und –zeit

Um bestimmte Maßnahmenwirkungen illustrativ aufzuzeigen, werden Raum und Zeit festgelegt.

Modellierungsraum

Als Bilanzierungsraum wurde Baden-Württemberg ausgewählt. Grund für diese Entscheidung ist einerseits der enge Kontakt zwischen dem IWG-SWW und dem Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) und andererseits die am IWG-SWW vorliegende gute Datenbasis zu diesem Untersuchungsraum:

- ▶ Datensatz mit allen kommunalen Kläranlagen > 50 Einwohnerwerte für die Jahre 2008 und 2010,
- ▶ Datensatz mit den Siedlungsflächen (ATKIS) und deren Zuordnung zu einer Kläranlage (darüber werden die tatsächlich an einer Kläranlage angeschlossenen Einwohner ermittelt).

Um den Bilanzierungsraum weiter auf ein zusammenhängendes Flusseinzugsgebiet zu verengen, wurde das Einzugsgebiet des Neckars gewählt. Der Neckar ist ein Nebenfluss des Rheins mit einer Länge von 362 km und einer Einzugsgebietsfläche von 13.932 km². Der langjährige mittlere Abfluss an der Mündung beträgt 135 m³/s, der mittlere Niedrigwasserabfluss beläuft sich auf 36,5 m³/s. Im Oberlauf beträgt der mittlere Abfluss ca. 5 m³/s (Bundesanstalt für Gewässerkunde 2013). Der Neckar liegt zum größten Teil in Baden-Württemberg. Weitere 2 % der Fläche liegen in Hessen und weniger als 0,1 % in Bayern.

Ein weiteres Kriterium für die Auswahl des Neckar-Einzugsgebiets ist die Tatsache, dass dieses Gebiet die höchste Dichte an kommunalen Kläranlagen der Koordinierungsräume nach Wasserrahmenrichtlinie in Baden-Württemberg zeigt. Die Charakterisierung des Neckar-Einzugsgebiets im Hinblick auf die kommunalen Kläranlagen ist aus Tabelle 3 zu entnehmen. Insgesamt gibt es 517 Kläranlagen, 45 davon mit einer Ausbaugröße von > 50.000 EW, die ca. 50 % der Jahresabwassermenge aller Kläranlagen behandeln.

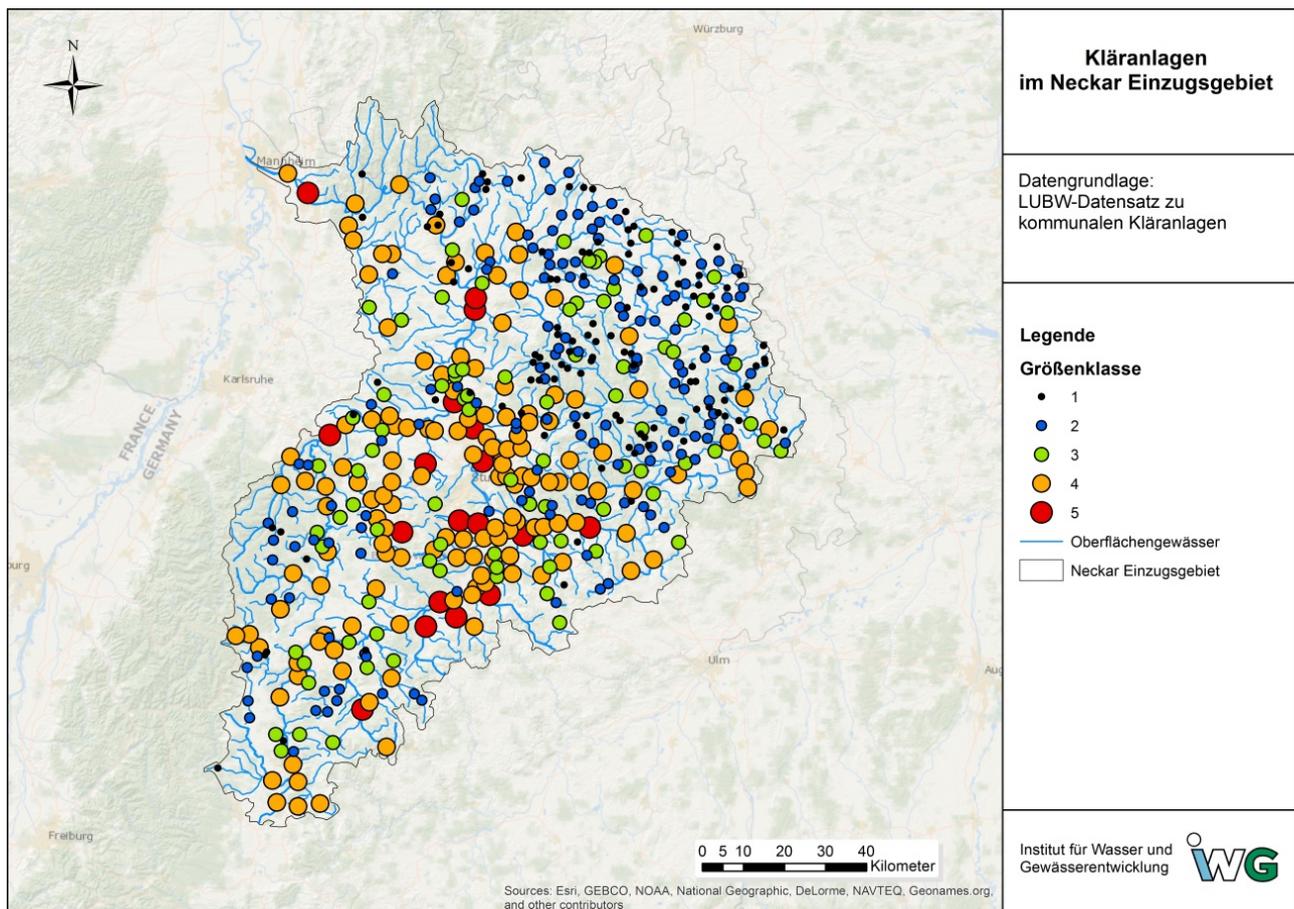
Die räumliche Verteilung der kommunalen Kläranlagen ist in Abbildung 3 dargestellt.

Tabelle 3: Kläranlagen im Neckar-Einzugsgebiet für das Jahr 2008

Größenklasse	Anzahl der Anlagen	Anteil Jahresabwassermenge
1 (< 1.000 EW)	117	1 %
2 (1.000–5.000 EW)	149	6 %
3 (5.001–10.000 EW)	85	8 %
4 (10.001–100.000 EW)	148	51 %
5 (> 100.000 EW)	18	34 %

⁵ <http://isww.iwg.kit.edu/MoRE.php>.

Abbildung 3: Kläranlagen im Neckar-Einzugsgebiet nach ihrer Größenklasse

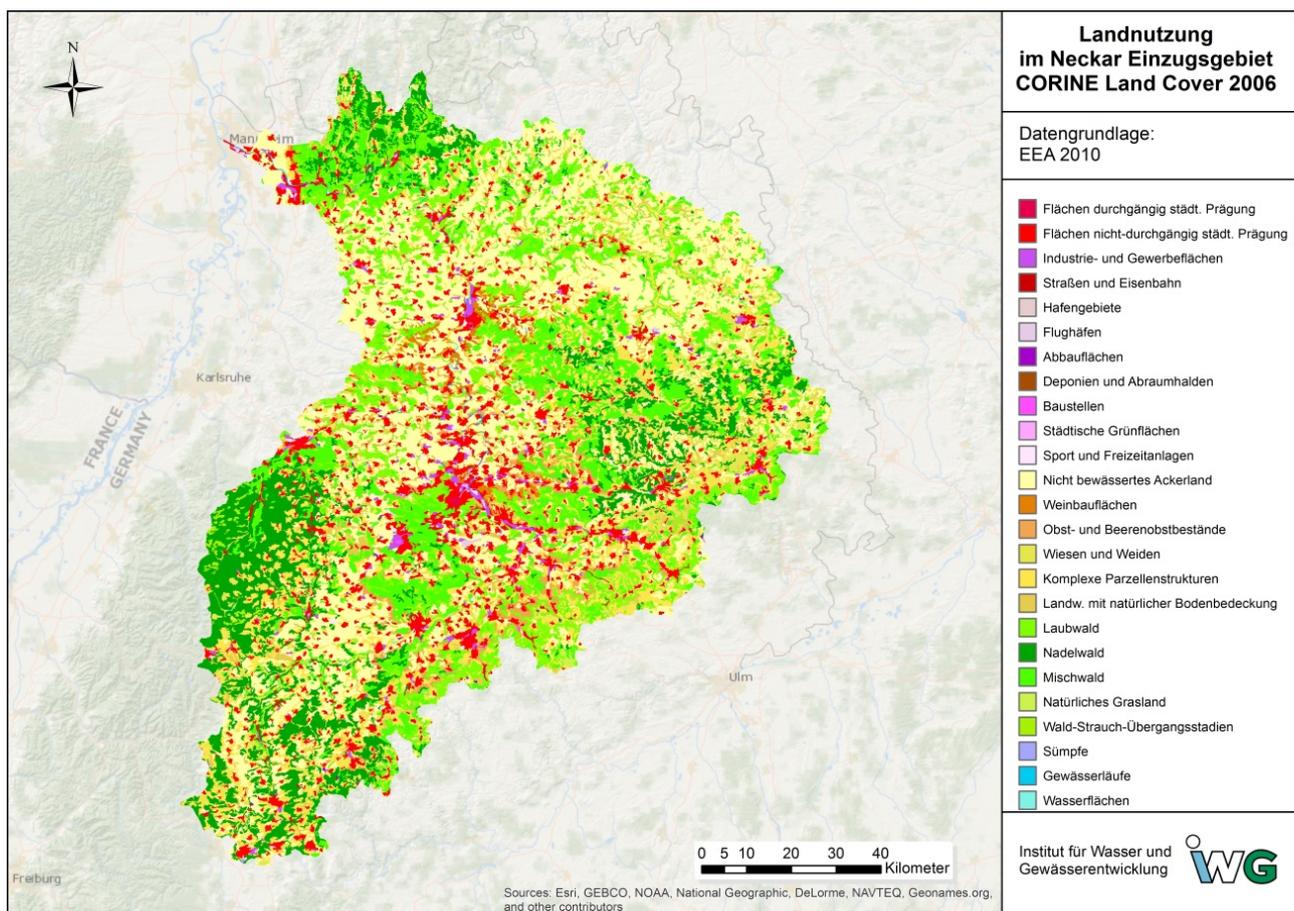


Die Berechnung erfolgt mit der Jahresabwassermenge aus dem Jahr 2008, da dieses Jahr mit einem durchschnittlichen Niederschlag von 98,9 % des 30 jährigen Mittels für Deutschland (1971–2000) die mittleren hydrologischen Verhältnisse gut abbildet (Deutscher Wetterdienst 2013). Die Abwassermenge für das Jahr 2008 liegt bei ca. 875.838.452 m³. Die Abwasserlast des Neckars beträgt bei mittleren hydrologischen Bedingungen an der Mündung etwa ein Fünftel des Gesamtwasserabflusses. Die Siedlungsentwässerung besteht zu ca. 94 % aus Mischsystemen und zu ca. 6 % aus Trennsystemen (Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder 2012b, 2013b).

Die Einwohnerdichte liegt bei ca. 390 E/km² und ist überdurchschnittlich im Vergleich zu Deutschland (226 E/km²) aber trotzdem weitaus niedriger als beispielsweise im Ruhrgebiet (1.158 E/km²).

52 % des Einzugsgebiets werden landwirtschaftlich genutzt (davon sind 73 % Ackerland, 21 % Grünland und 6 % Wein- und Obstanbau), 37 % sind bewaldet oder natürlich bedeckt und 11 % machen die urbanen Flächen aus. Abbildung 4 gibt einen Überblick über die Landnutzung im Neckar-Einzugsgebiet und die räumliche Verteilung der urbanen Flächen.

Abbildung 4: Landnutzung im Neckar-Einzugsgebiet, CORINE Land Cover 2006



(European Environment Agency 2010)

Modellierungszeitraum

Ausschlaggebend für die Wahl des Bilanzierungszeitraums ist die Datenverfügbarkeit. Da im Rahmen des Projektes der urbane Abwasserpfad eine zentrale Rolle spielt, wird die Bilanzierungszeitraum anhand der Verfügbarkeit des Kläranlagendatensatzes festgelegt. So werden die Jahre 2008–2010 auf Einzeljahresbasis modelliert und die Ergebnisse anschließend zu einem Mittelwert für diese Periode zusammengefasst. Über die Mittelung werden hydrologische Schwankungen im Abflussgeschehen geglättet, um eine Situation möglichst nah an den mittleren Bedingungen abzubilden. Eine Modellierung der Jahre 2011–2013 ist derzeit noch nicht möglich, da insbesondere die statistischen Daten zur Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung noch nicht zur Verfügung stehen.

3.1.2.2 Regionalisierte Pfadanalyse

Die Eintragsmodellierung der ausgewählten Stoffe erfolgt über die Methode der Regionalisierten Pfadanalyse (RPA) mittels des Modellinstruments MoRE. Dieser methodische, komplexe Ansatz benötigt eine Vielzahl von allgemeinen und stoffspezifischen Eingangsdaten, lässt aber eine nach Eintragspfaden differenzierte und zusätzlich räumlich differenzierte (Analysegebiete mit einer mittleren Größe von 130 km²) Aussage zu Stoffeinträgen in die Oberflächengewässer zu.

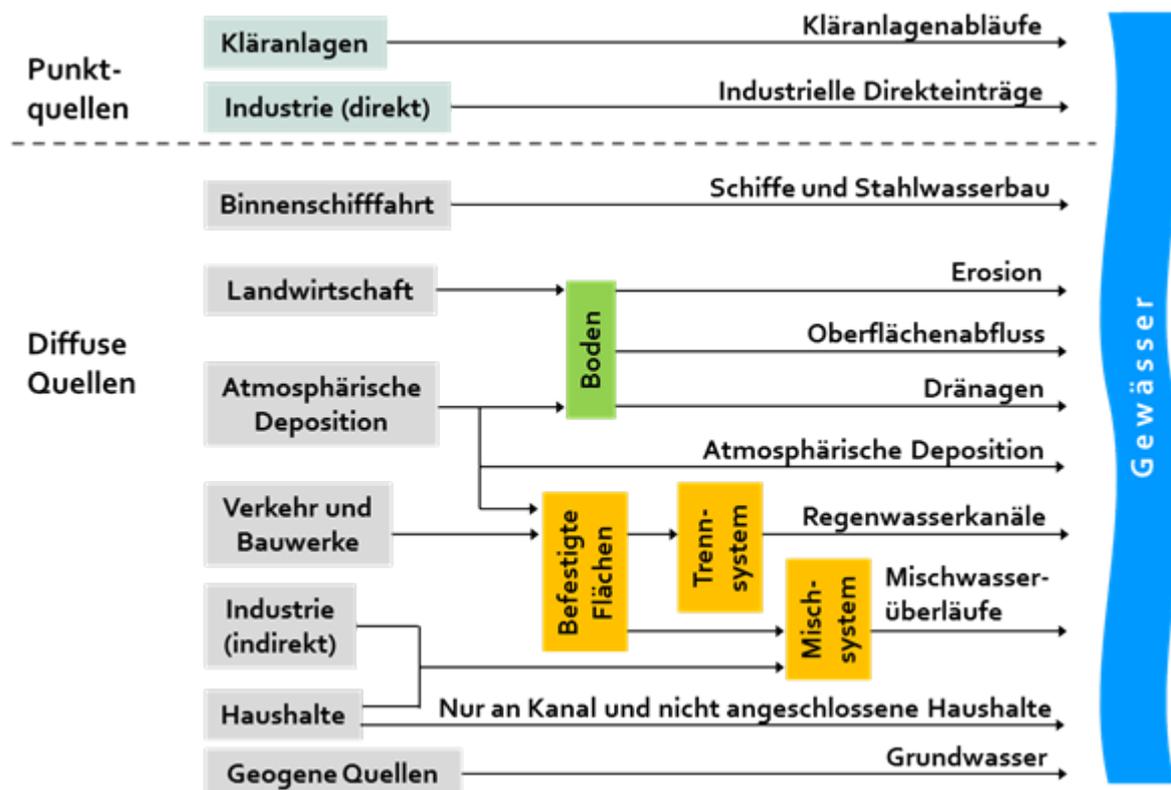
Die RPA unterscheidet zwischen Punktquellen und diffusen Quellen für die einzelnen Eintragspfade. Dementsprechend wird ein Punktquelleneintragspfad mit abgegrenzter Lage und nahezu kontinuierlicher Einleitung definiert. Punktquelleneintragspfade sind die Einleitungen der kommunalen Kläranlagen und der industriellen Direkteinleiter. Einträge aus diffusen Quellen beeinflussen unterschiedliche Eintragspfade: Binnenschifffahrt, direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberflächen, Oberflächenabfluss, Erosion,

Grundwasser, Dränagen, Kanalisationssysteme (Abbildung 5). Eine detaillierte Erläuterung der RPA ist in European Commission (2012) zu finden.

Nicht alle Eintragspfade sind für alle zu betrachtenden Stoffe von Bedeutung.

In diesem Vorhaben basiert die Auswahl der über die RPA zu modellierenden Stoffe sowohl auf der Bedeutung, d. h. Relevanz der einzelnen Stoffe in den Flussgebietseinheiten als auch auf der Datenverfügbarkeit. Das Vorgehen zur Stoffauswahl ist im Kapitel 2.1 beschrieben. Folgende Stoffe wurden für die RPA ausgewählt: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe als Summenparameter nach EPA (PAK₁₆), Nonylphenol und die Arzneistoffe Diclofenac, Ibuprofen, Iomeprol und Sulfamethoxazol.

Abbildung 5: Methodischer Ansatz zur Abschätzung der Einträge über unterschiedliche Eintragspfade



Rahmenbedingungen und Modellannahmen

Innerhalb des Projekts liegt der Schwerpunkt auf Schadstoffeinträge aus dem urbanen Bereich. Mit dem Stoffeintragsmodell MoRE werden mittlere Bedingungen abgebildet. Die Modellierung der PAK₁₆-Einträge in die Gewässer basiert auf bewährten Ansätzen, die in Fuchs et al. (2010) detailliert aufgeführt worden sind. Die Modellierung der Industriechemikalie Nonylphenol wird erstmals im Rahmen der ersten Bestandsaufnahme in Deutschland nach Art. 5 der RL 2008/105/EG für Gesamt-Deutschland durchgeführt (Fuchs et al. 2013b). Im Rahmen dieses Projekts wurden die Eingangsdaten z. T. angepasst.

Die Arzneistoff-Einträge in die Gewässer werden erstmalig in diesem Vorhaben mit MoRE abgebildet. Grundlage für diese Integration war der Ausbau des Datenbankmodells und des Berechnungsmoduls zur Anpassung der entsprechenden Rechenoperationen. Um die Einträge dieser Stoffe in die Gewässer möglichst realitätsnah zu quantifizieren, werden entsprechend der Modellanforderungen stoffspezifische Daten in guter räumlicher und zeitlicher Auflösung benötigt. Für die Modellierung dieser Stoffgruppe wurden einige Annahmen gemacht. Diese werden im Folgenden aufgelistet:

- ▶ räumlich und zeitlich homogener und konstanter Verbrauch der Arzneimittel,

- ▶ keine Berücksichtigung von saisonalen Schwankungen,
- ▶ dominierender Eintrag über die kommunalen Kläranlagen,
- ▶ kein Abbau in den Kanalisationssystemen und
- ▶ kein biologischer Abbau innerhalb des betrachteten Gewässerabschnitts.

Die Ergebnisse einer Stoffeintragsmodellierung sind nur so gut wie die verwendeten Eingangsdaten. Deswegen wird für die Modellierung der Arzneistoffe auf das Expertenwissen der Projektpartner zurückgegriffen und aus ihrer langjährigen Erfahrung stoffliche Eingangsdaten für die Modellierung abgeleitet.

Die Ergebnisse der Eintragsmodellierung von Mikroschadstoffen im Neckar-Einzugsgebiet beziehen sich auf den Bilanzzeitraum 2008–2010 (s. Kapitel 3.1.2.1).

Die Modellierungsansätze sind in Form von Flussdiagrammen dokumentiert und dem Materialanhang zu entnehmen.

3.1.2.3 Eingangsdaten

Alle Eingangsdaten sind in der Modell-Datenbank gespeichert. Wenn neue bzw. bessere Daten zur Verfügung stehen, können diese jeder Zeit integriert oder als Varianten der Basisvariante angelegt werden.

Allgemeine Eingangsdaten

Die allgemeinen Eingangsdaten bis auf den Kläranlagendatensatz sind in Fuchs et al. (2014) detailliert dokumentiert.

Für den Bilanzierungsraum Neckar wird von der LUBW ein Datensatz mit allen kommunalen Kläranlagen größer 50 EW zur Verfügung gestellt (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg 2013). Aus diesem Datensatz und in Kombination mit den Angaben der Kommunalabwasserrichtlinie (Umweltbundesamt 2012) wurden kläranlagenspezifische Attribute für die Modellierung erzeugt, die insbesondere bei der Maßnahmenberechnung eine Rolle spielen: Jahresabwassermenge, Art der Abwasserbehandlung, Ausbaugröße der Kläranlagen, Nominalbelastung (die tatsächliche Belastung der Kläranlage (Summe aus der angeschlossenen Einwohnergleichwerte und der angeschlossenen Einwohner)).

Aus der Kommunalabwasserrichtlinie (Umweltbundesamt 2012) werden zusätzlich drei große Kläranlagen in hessischen Analysegebieten übernommen. Um zu überprüfen, ob weitere wichtige kommunale Einleitungen im hessischen Gebiet vorliegen, wurden die Angaben aus der Kommunalabwasserrichtlinie mit den statistischen Daten des Forschungsdatenzentrums der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder 2012a, 2013a) für die entsprechenden Gebiete verglichen. In zwei der drei Fälle war die Übereinstimmung der Daten eindeutig, so dass in den betroffenen hessischen Gebieten tatsächlich nur Kläranlagen der Kommunalabwasserrichtlinie einleiten, im dritten Gebiet konnte festgestellt werden, dass mehrere Kleinkläranlagen vorhanden waren. Da ihre genaue Lage nicht ermittelbar ist, werden die statistischen Daten aus dem ganzen Gebiet auf die eine über die Kommunalabwasserrichtlinie verfügbare Anlage übertragen.

Für die Modellierung der Arzneistoff-Einträge ist die Anzahl der an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner essenziell (s. S 48/49, Unterkapitel „Kommunale Kläranlagen“). Diese Größe wurde aus dem LUBW-Datensatz zu den ATKIS-Siedlungsflächen abgeleitet, der für jede Siedlungsfläche in jährlicher zeitlicher Auflösung die Anzahl der an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner und die Zuordnung der Fläche zur Kläranlage enthält. Bei der Übertragung konnten im Neckar-Einzugsgebiet insgesamt ca. 18.400 Einwohner aus den Siedlungsflächen keiner Kläranlage zugeordnet werden. Bei insgesamt 5.326.760 Einwohnern ergibt sich hieraus ein tolerierbarer Fehler von weniger als 0,5 %.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe⁶

Mit MoRE werden die Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) als Summenparameter $\sum \text{PAK}_{16}$ (PAK_{16}) nach US-EPA abgebildet. Für die Abschätzung der PAK-Einträge in die Oberflächengewässer des Neckar-Einzugsgebiets werden die relevanten punktuellen und die diffusen Eintragspfade berücksichtigt:

- ▶ Punktquellen: industrielle und kommunale Einleitungen;
- ▶ diffuse Eintragspfade: Binnenschifffahrt und Stahlwasserbau, atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche, Oberflächenabfluss, Erosion, Grundwasser und Dränagen und Kanalisationsysteme (nicht angeschlossene Haushalte, Regenwassereinleitungen des Trennsystems, Mischwasserüberläufe).

Da nicht für alle Eingangsgrößen Messwerte für die PAK_{16} vorliegen, muss teilweise von Einzelsubstanzen oder anders definierter Summenparametern (z. B. PAK_{11}) auf PAK_{16} umgerechnet werden. Welche Einzelsubstanz zu welchem Summenparameter zählt, wird in Kapitel 3.2.9, Ergebnisse der Stoffflussanalyse und Emissionsmuster von PAK, Tabelle 19 dargestellt.

Kommunale Kläranlagen

Die Abschätzung der Stoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen erfolgt über mittlere Ablaufkonzentrationen, die anhand von Klärschlammkonzentrationen rückgerechnet werden (Erfassung von 90 % der PAK über Klärschlamm), und die Jahresabwassermenge.

Da für Baden-Württemberg kein belastbares Klärschlammessprogramm mit Angaben zu PAK vorliegt, wird nach Kördel et al. (2007) ein PAK_{16} Wert von 5,5 mg/kg Trockenmasse (TM) angenommen. Ausgehend von der genannten PAK-Konzentration im Klärschlamm und den entsprechenden Klärschlammengen (bspw. 1,9 Mio. Tonnen Trockensubstanz (TS) in Deutschland 2010 (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2012) werden insgesamt ca. 10 t PAK_{16} pro Jahr (t/a) mit dem Klärschlamm abgeschieden. Unter Annahme eines Wirkungsgrades der vorhandenen Klärverfahren für PAK_{16} von mindestens 90 % (Ivašičkin 2006), der sich vor allem aufgrund von Adsorption an den Klärschlamm ergibt, errechnet sich eine PAK_{16} -Fracht im Zulauf der Kläranlagen in Deutschland von 11,13 t PAK_{16} /a. Unter Berücksichtigung des genannten Wirkungsgrades der Klärverfahren gelangen maximal 10 % und somit etwa 1,11 t PAK_{16} /a in die Oberflächengewässer.

Unter Verwendung der in Deutschland 2007 behandelten Abwassermenge gemäß Statistisches Bundesamt (2009b) von 10.070 Mio. m³ kann eine mittlere PAK_{16} -Ablaufkonzentration kommunaler Kläranlagen von 0,11 µg/L abgeschätzt werden, mit der auch im Neckar-Einzugsgebiet gerechnet wird. Diese ermittelte mittlere Konzentration passt sehr gut mit tatsächlich gemessenen PAK_{16} -Konzentrationen an 3 Kläranlagen in Süddeutschland (Lambert et al. 2013). Als mittlere PAK_{16} -Konzentrationen aus drei Messkampagnen in den Sommermonaten 2013 konnte ein Wert von 0,13 µg/L abgeleitet werden.

Industrielle Direkteinleiter

Zur Abschätzung der PAK-Einträge im Neckar-Einzugsgebiet über industrielle Direkteinleiter wurde der deutsche PRTR-Datensatz für Deutschland (Umweltbundesamt 2013a) verwendet. Die PRTR-Datenbank berichtet die Borneff-PAK₆. Für einen direkten Vergleich mit anderen Eintragspfaden erfolgt eine Extrapolation auf $\sum \text{EPA-PAK}_{16}$ mit dem Umrechnungsfaktor 2,3.

⁶ Basierend u. a. auf der Arbeit „Neue prioritäre/prioritär gefährliche Stoffe der Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates - Stoffdatenblätter“ im Rahmen des parallelen Vorhabens „Entwicklung europäischer Leitlinien für die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste gemäß Art. 5(1) und 5(6) der Tochterrichtlinie zu prioritären Stoffen“ (Forschungskennzahl 3709 67 219).

Atmosphärische Deposition

Die Depositionsrates für PAK wurde aus den EMEP-Modellergebnissen aufbereitet (EMEP-Meteorological Synthesizing Centre - East 2012). Die EMEP-Modellergebnisse für Benzo(a)pyren als Leitsubstanz wurden verwendet und auf PAK₁₆ extrapoliert. Dabei wurde festgestellt, dass aufgrund eines Methodenwechsels bei der Modellierung durch EMEP die Depositionsrates 2011 im Mittel um den Faktor 1,6 höher liegt als 2009. Deswegen wurde die Datenlage anhand einer differenzierten Betrachtung des Nationalen Systems Emissionsinventare (NaSE) des Umweltbundesamtes überprüft, um letztlich Aussagen treffen zu können, welche der vorliegenden EMEP-Daten für die jahresscharfe Eintragsmodellierung mittels MoRE verwendet werden können.

Um das Ziel der deutschen Luftreinhalte- und Klimaschutzpolitik bzgl. einer nachhaltigen Reduzierung der Luftbelastungen und der das Klima beeinflussenden Emissionen erreichen zu können, werden die jährlich anteiligen Emissionsmengen im Rahmen eines Berichtswesens ermittelt und u. a. über die nationalen Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (Umweltbundesamt 2013b) veröffentlicht.

Die Ermittlung basiert hierbei im Wesentlichen auf der Menge an eingesetzten Energieträgern pro Jahr und auf Emissionsfaktoren für die verschiedenen Brennstoffe. Eine Zusammenstellung von Emissionsfaktoren findet sich u. a. in Struschka et al. (2008). Bei den Energieträgern für Feuerungsanlagen in Haushalten ergeben sich vor allem für Holzbrennstoffe (0,6 kg/TJ), Steinkohlenbriketts (0,49 kg/TJ) und Rheinische Braunkohlenbriketts (0,36 kg/TJ) hohe PAK-Emissionsfaktoren. Im Rahmen der Berichterstattung gab es in den letzten Jahren keine Veränderungen der Emissionsfaktoren.

Die Entwicklung der PAK-Luft-Emissionen (Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Indeno(1,2,3-cd)pyren) wurde somit in den vergangenen Jahren stark von dem Bereich der Hausfeuerung bzw. der eingesetzten Menge an Holzbrennstoff beeinflusst (Abbildung 21).

Grundsätzlich beruht der Anstieg der PAK-Emissionen in den Jahren 2009–2011 laut Umweltbundesamt (2013a) vor allem auf der Zunahme von Hausfeuerungsanlagen, die rund 80–90 % der gesamten PAK-Emissionen ausmachen. Hier gab es basierend auf den Daten des Umweltbundesamtes (2013b) zwischen 2008 und 2010 einen Anstieg um rund 40 %, der sich für 2011 aber wieder reduzierte.

Im Detail ist dieser Anstieg nach Auskunft im Fachgespräch über atmosphärische Deposition (2013) auf einen stetigen Anstieg des Energieverbrauchs bei Hausfeuerungsanlagen von erneuerbaren Energieträgern zurückzuführen. Die Nutzung der erneuerbaren Energieträger, bei denen im Bereich der thermischen Energiegewinnung naturbelassenes Brennholz fast 90 % ausmacht, stieg – im Gegensatz zum allgemeinen Trend zur Einsparung von Heizenergie – laut Berechnungen des Statistischen Bundesamtes (DESTATIS) zwischen 2005 und 2012, bereinigt um Temperaturschwankungen, um 56,7 % (DESTATIS 2009, 2012, 2013). Als Anlagen zur Wärmeerzeugung aus erneuerbaren Energien werden überwiegend Brennholz verfeuernde Zusatzheizungen und zunehmend auch Pelletheizungen als vollwertiges Heizsystem eingesetzt.

Gründe für die Zunahme von Kleinfeuerungsanlagen mit Holzverbrennung sind u. a. die Förderung nachwachsender Brennstoffe aus Klimaschutzgründen, steigende Preise für fossile Brennstoffe wie Öl und Gas sowie die Sorge um die Versorgungssicherheit (Greiselis-Bailer und Kemper 2006). Das Phänomen des Anstiegs von Brennholzverbrauch betrifft hierbei sowohl den Primärenergieverbrauch, als auch den Endenergieverbrauch in Deutschland.

Prognosen des Emissionsaufkommens sind stark abhängig von möglichen Minderungsmaßnahmen. Hierbei sind beispielsweise die Grenzwerte der 1. Stufe der Bundesimmissionsschutz Verordnung (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2010) zu nennen, die seit Inkrafttreten der Novelle am 22. März 2010 einzuhalten sind. Schärfere Grenzwerte auf Basis der 2. Stufe gelten für Neuanlagen ab 2015. Die Umsetzungen von derartigen Minderungsmaßnahmen werden vermutlich einen langsamen, längerfristigen Reduzierungseffekt haben.

Da sich der starke Anstieg der PAK-Emissionen entsprechend der Daten des Umweltbundesamts (2013b) für 2011 wieder etwas relativiert, und da davon auszugehen ist, dass zukünftige Kleinf Feuerungsanlagen mit Holzverbrennung entsprechend der 2. Stufe des Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz (2010) betrieben werden, sollte für die zusammengefasste Betrachtung der Jahre 2009–2011 der Wert für 2011 verwendet werden, welcher die geringste Abweichung zum Mittelwert der Jahre 2009–2011 hat. Die Differenzen zwischen den Jahren 2009 und 2010 und dem Mittelwert von 2009–2011 liegen bei rund 20 % und somit im Schwankungsbereich gemessener PAK-Depositionen.

Bei einer jahresscharfen Betrachtung werden, basierend auf dem Nationalen System Emissionsinventare (NaSE) am Umweltbundesamt, für 2010 ebenfalls die Werte von 2011 verwendet. Von der Emissionsseite betrachtet, ist die Differenz 2011 zu 2010 (bis auf wenige Ausnahmen aus dem industriellen Bereich, die aber nur 3–4 % der Gesamtemissionen ausmachen und bei denen über die betrachteten Jahre z. T. stärker abnehmende Tendenzen zu erkennen sind) geringer als 2010 zu 2009.

Oberflächenabfluss

Die PAK₁₆ Einträge über den Oberflächenabfluss werden über eine Multiplikation der Stoffkonzentration im Niederschlag und dem Oberflächenabfluss quantifiziert. Somit ist die PAK₁₆-Konzentration im Niederschlag die stoffspezifische Eingangsgröße.

Zur Abschätzung der PAK-Konzentration im Niederschlag werden u. a. die Messergebnisse der Stationen des EMEP-Messnetzes (EMEP/Norwegian Institute for Air Research 2012) ausgewertet.

Aus Analysen des Luftmessnetzes des Umweltbundesamtes, dessen Ergebnisse in die EMEP-Datenbank eingehen, liegen aus den Jahren 2006–2011 Messwerte von vier Standorten (Westerland, Schauinsland, Schmücke und Zingst) in Deutschland vor. Durch die Lage der berücksichtigten Messstationen lässt sich eine Aussage zur generellen Hintergrundbelastung machen. Aussagen über die Belastung in dicht besiedelten Gebieten sind nur bedingt möglich.

Entsprechend EU-Luftqualitätsrichtlinie, die die Parameter Persistenz, Toxizität, geringe Flüchtigkeit und Sorption an Partikeln berücksichtigt, umfassen die Daten die größeren, mehrkernigen PAK. Niederschlagskonzentrationen von Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren werden nicht erfasst.

Konzentrationen für Benzo[a]pyren, das oftmals als Leitparameter verwendet wird, liegen in einem Bereich von 1,2–6,3 ng/L mit einem Mittelwert von 3,35 ng/L und somit etwas unterhalb von 5 % der PAK₁₁ der vier UBA-Luftqualitätsmessstellen (Tabelle 4).

Tabelle 4: Mittelwerte von PAK₁₁-Konzentrationen im Niederschlag der vier UBA-Luftqualitätsmessstellen

zeitliche Gültigkeit	Konzentration in µg/L
2006	0,085
2007	0,085
2008	0,107
2009	0,098
2010	0,093
2011	0,076

(EMEP/Norwegian Institute for Air Research 2012)

Während sich Acenaphthen, Acenaphthylen und Fluoren in der Regel in einem Bereich von 1–2,5 % (bei Fluoren auch bis zu 5 %) der PAK₁₆ bewegen, kann Naphthalin 40–60 % zu den PAK₁₆ beitragen (vgl. bspw.

Manoli et al. 2000, Gryniewicz et al. 2002). Gleichzeitig erscheint es aufgrund der Flüchtigkeit von Naphthalin und den anderen kleinen PAK sowie aufgrund der Wechselwirkungen mit Oberflächen und mit dem Bodensubstrat sinnvoll, angelehnt an Fuchs et al. (2010), für die Modellierung die gemessenen PAK₁₁ zu verwenden.

Erosion

Zur Berechnung der Stoffeinträge in Oberflächengewässer über die Erosion werden die Informationen zu PAK₁₆-Oberbodengehalt nach Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2003) verwendet (Fuchs et al. 2010).

Grundwasser und Dränagen

Für die Quantifizierung der PAK-Einträge über die Pfade Grundwasser und Dränagen werden die Stoffkonzentrationen im Grundwasser- und Dränageabfluss sowie die Wassermenge der Abflusskomponenten multipliziert. Für die Modellierung der PAK₁₆-Einträge werden die Untersuchungsergebnisse von Duijnsveld et al. (2008) verwendet. Fast alle Werte liegen unterhalb der Nachweisgrenze von 0,01 µg/L. Aus diesem Grund wird für die Berechnung der Einträge mit dem halben Wert dieser Nachweisgrenze, also mit 0,005 µg/L gerechnet.

Kanalisationssysteme

Die Oberflächenpotenziale urbaner Flächen wurden nach der Methodik von (Fuchs et al. 2010) aktualisiert. Als mittlere Konzentration in urbanen Abflüssen wird unter Berücksichtigung eines mittleren Jahresniederschlags von 800 mm/a ein Wert von 2,7 µg/L abgeleitet. Daraus errechnet sich ein Oberflächenpotenzial von 8,41 g/(ha·a).

Bewertung der verwendeten Eingangsdaten

Unsicherheiten in den verwendeten Eingangsdaten ergeben sich zum einen aus der schwierigen Analytik und zum anderen aus der Extrapolation von Einzelsubstanzen auf den Summenparameter EPA-PAK₁₆. Hier sind bedeutende Lücken in den Eingangsdaten zu füllen, insbesondere bei der fehlenden Regionalisierung vieler Eingangsdaten: PAK₁₆-Konzentration im Dränwasser, im Grundwasser, im Niederschlag, im gewerblichen und kommunalen Abwasser, im Regenwasserkanal und im Mischwasserüberlauf. Hier besteht großer Bedarf an weiteren Messkampagnen. Es werden ebenfalls aktuelle Messungen zum Oberbodengehalt benötigt. Weiterhin ist ein vollständiger Datensatz mit allen industriellen Direkteinleitern und ihren Stofffrachten essenziell für die Komplettierung dieses Eintragspfads.

Nonylphenol

Für Nonylphenol erfolgt aufgrund fehlender Daten keine Modellierung der landwirtschaftlichen Eintragspfade (Erosion, Dränagen, Oberflächenabfluss, Grundwasser). Darüber hinaus ist keine repräsentative Information zu Depositionsraten von Nonylphenol verfügbar. Dieser Eintragspfad bleibt aus diesem Grund ebenfalls unberücksichtigt; trotzdem werden die wichtigsten Literaturangaben zusammengefasst.

Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der Einträge von Nonylphenol aus kommunalen Kläranlagen basiert auf der behandelten Abwassermenge und der Nonylphenol-Konzentration im Kläranlagenablauf.

Zur Abschätzung mittlerer repräsentativer Konzentrationen wurde eine umfangreiche Datenrecherche im Rahmen der ersten Bestandsaufnahme für Deutschland durchgeführt. Es wurden sowohl Literaturwerte als auch Monitoringergebnisse aus unterschiedlichen Sondermessprogrammen in Deutschland und teilweise europaweit ab dem Jahr 2006 herangezogen. Zu den Studien und Untersuchungsprogrammen, die sich als geeignet für die Ermittlung mittlerer Konzentrationen erwiesen haben, zählen hauptsächlich die Untersuchungen aus Nordrhein-Westfalen (Herbst und Hilbig 2012; Grünebaum 2011), die Beprobungskampagne in

Österreich (Clara et al. 2009; Clara et al. 2012), die Schweizer Schadstoffdatenbank (Bundesamt für Umwelt 2013), die im Rahmen der Bestandsaufnahme von elf Bundesländern⁷ bereitgestellten Daten (Ad hoc AG Prioritäre Stoffe 2011), die Ergebnisse des COHIBA-Projekts (Bachor et al. 2011) und die Untersuchungsergebnisse des DBU und Länder kofinanzierten Monitoring-Projektes (Lambert et al. 2013). Für weitere Einzelheiten zum methodischen Vorgehen siehe Fuchs et al. (2013a). Für Nonylphenol wird nach Auswertung der verfügbaren Daten eine mittlere Ablaufkonzentration von ca. 0,2 µg/L abgeleitet und im Neckar-Einzugsgebiet angewendet.

Industrielle Direkteinleiter

Zur Abschätzung der Einträge von Nonylphenol in Oberflächengewässer über industrielle Direkteinleiter wird der PRTR-Datensatz verwendet (Umweltbundesamt 2013a).

Direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Zur Relevanz des Eintrags von Nonylphenol über den Pfad atmosphärische Deposition und die Höhe der möglichen Einträge liegen aus unterschiedlichen Studien widersprüchliche Aussagen und Ergebnisse vor. Laut Mehtonen et al. (2011) und Hansen et al. (2002) stellt die atmosphärische Deposition von Nonylphenol keinen relevanten Eintragspfad dar. Von der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (2012) wird der Eintrag entsprechend Angaben gemäß EU Risk Assessment Report regional auf unter 0,25 % geschätzt. Xie et al. (2006) hat Nonylphenol-Konzentrationen von 0,1 ng/m³ in der Luft im küstennahen Bereich der Nordsee gemessen. Fern der Küste lagen die gemessenen Nonylphenol-Konzentrationen im Bereich von 0,03 ng/m³. Messwerte von Bressy et al. (2011) zu nasser und trockener Deposition ergeben einen Median von 0,17 µg/L (n=15). Die atmosphärische Deposition wurde dementsprechend für urbane Gebiete auf 44–84 µg/m²/a geschätzt.

Bislang liegt allerdings in Hinblick auf die trockene Deposition keine ausreichende Datenbasis vor. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass atmosphärisches Nonylphenol keinem Langstreckentransport unterliegt, sondern vor allem aus lokalen Quellen stammt (Mao et al. 2012) und somit lediglich einer temporären Umverteilung unterliegt. Aus diesen Gründen wird der Eintragspfad atmosphärische Deposition bei der Berechnung von Nonylphenol-Einträgen nicht berücksichtigt.

Oberflächenabfluss

Um die Einträge von Nonylphenol über den Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen abschätzen zu können, wird einerseits die Abschwemmung aus Dünger von landwirtschaftlichen Flächen, andererseits die Nonylphenol-Konzentration im Oberflächenabfluss benötigt. Die Abschwemmung aus Dünger wird berechnet anhand der Stoffkonzentration im Düngemittel (Kördel et al. 2007), den ausgebrachten Klärschlamm-mengen (Statistisches Bundesamt 2013b) und der Menge an Mineral- und Wirtschaftsdünger (Statistisches Bundesamt 2009a, 2010, 2009c, 2007, 2008). Der in die Oberflächengewässer gelangende Anteil an Mineral- und Wirtschaftsdünger infolge Abschwemmung beträgt nach Angaben der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (1999) 0,3 %. Für Klärschlamm wurde ebenfalls 0,3 % angenommen. Auf dieser Grundlage ergibt sich für Deutschland ein vernachlässigbarer Eintrag. Da der Eintragspfad als unbedeutend einzustufen ist, wird er in der Modellierung nicht berücksichtigt.

Erosion

Hinsichtlich der Abschätzung der Oberbodengehalte von Nonylphenol führten Hesselsøe et al. (2001) Untersuchungen zum Nonylphenol-Abbau im Boden und Boden-Klärschlamm-Mischungen durch und stellten eine Mineralisierung von 40 % bis 60 % der Ausgangssubstanz nach 10 Tagen Inkubationszeit fest. Dreher et al. (2003) und Kördel et al. (2007) untersuchten die Nonylphenol-Gehalte im Ackerboden mit dem Ergebnis, dass Nonylphenol nicht nachgewiesen wurde bzw. kleiner als die Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/kg war.

⁷ Brandenburg, Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Saarland, Sachsen, Baden-Württemberg, Schleswig Holstein, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz.

Daraus folgt, dass Nonylphenol im Oberboden ausreichend schnell abgebaut wird, so dass der Eintragspfad Erosion als nicht relevant eingestuft werden kann und demzufolge nicht berücksichtigt wird.

Grundwasser und Dränagen

Messwerte zu Nonylphenol-Konzentrationen im Grundwasser liegen nur sehr vereinzelt vor (z. B. Musolff 2012). Aufgrund eines Rückhalts und sogar eines gewissen Abbaus im Oberboden ist jedoch davon auszugehen, dass dieser Pfad keine Relevanz hat. Aus diesem Grund wird der Grundwasserpfad nicht modelliert.

Zu Nonylphenol-Konzentrationen von Dränagewasser liegen aus Deutschland bislang keine belastbaren Angaben vor. Zgoła-Grzeškowiak et al. (2009) ermittelten Nonylphenol in Dränwasser von landwirtschaftlichen Flächen in Polen zwischen 0,5 bis 6 µg/L. Da jedoch keine Hintergrundangaben zur möglichen Ausbringung von Nonylphenol-haltigen Klärschlämmen in der Region vorliegen und Nonylphenol-Konzentrationsangaben aus anderen europäischen Ländern nur bedingt auf Deutschland übertragbar sind, wird dieser Eintragspfad bei der Berechnung von Nonylphenol-Einträgen zunächst nicht berücksichtigt.

Kanalisationssysteme

Zu Nonylphenol-Konzentrationen im Niederschlagswasser liegen vor allem aus Schweden (Björklund et al. 2009), Dänemark (Birch et al. 2011) und Frankreich (Becouze et al. 2009; Bressy et al. 2011), aber auch aus dem deutschen Ostseeraum (Bachor et al. 2011) Messwerte vor (Tabelle 5).

Tabelle 5: Nonylphenol-Konzentrationen in Niederschlagswasser aus urbanen Abflüssen

Kompartiment	Quelle	Konzentration in µg/L	Ergänzende Hinweise
2 Wohngebiete, ein Gebiet an Schnellstraße	(Björklund et al. 2009)	0,1–1,2	bei n=14 UQN-Überschreitung: 3x
Wohngebiet mit Mischwasserkanalisation und Industriegebiet mit Trennsystem	(Becouze et al. 2009)	Median: 0,27–0,28	jeweils n=10
RKB - urbanes Gebiet	(Bachor et al. 2011)	<0,1–0,17	n=3
4 Regenwasserkanäle	(Birch et al. 2011)	<0,01–0,43	n=9
Wohngebiet	(Bressy et al. 2011)	Median: 0,47	n=11
3 Gebiete mit Trennsystem	(Zgheib et al. 2011)	Median: 0,75	n=14

Die Konzentrationen sind zum einen stark abhängig von der Ausprägung des Fassungsgebietes (s. u. a. Gasperi et al. 2012). Zum anderen zeigt Mehtonen et al. (2011) auf, dass es in den verschiedenen europäischen Ländern erhebliche Unterschiede bei der Belastung von Niederschlagswasser gibt: Die Durchschnittskonzentration der beprobten Ostseeanrainerstaaten lag bei 1,9 µg/L mit einem Maximum von 15 µg/L.

Auch wenn aufgrund der national zum Teil sehr unterschiedlichen gemessenen Konzentrationen im Niederschlagswasser eine generelle Übertragung von nicht-nationalen Werten nur bedingt sinnvoll erscheint, werden aufgrund der Vielzahl von Quellen für die Berechnung des Nonylphenol-Eintrages in Oberflächengewässer über den Pfad Trennsysteme die aufgeführten Mediane bzw. mittleren Werte über die Anzahl der jeweils zugrundeliegenden Messungen zu einem Wert von 0,37 µg/L aggregiert.

Die Nonylphenol-Konzentration des Abwassers von Haushalten, die nur an die Kanalisation, aber nicht an eine Kläranlage und denen, die nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen sind, kann über die Kläranlagenzulaufkonzentration abgeschätzt werden. Rückgerechnet von mittleren Ablaufkonzentrationen und einer angenommenen Eliminationsleistung von 80–90 % (Plume et al. 2008) ergeben sich Abwasserkonzentrationen von 1,5–3 µg/L. Diese liegen größenordnungsmäßig im Bereich verschiedener Literaturquellen (vgl. Rule et al. 2006; Clara et al. 2009, Clara et al. 2012 Fahlenkamp et al. 2008).

Für die Berechnung des Nonylphenol-Eintrages in die Oberflächengewässer über den Pfad „nicht angeschlossene Einwohner“ wird eine Konzentration von 3 µg/L verwendet, was dem Mittel der abgeschätzten Abwasserkonzentrationen entspricht.

Für die Mischwasserüberläufe wird ein Mischwasserverhältnis von 1:7 (Schmutzwasser zu Regenwasser) angenommen, was der Auslegung nach Arbeitsblatt ATV-A 128 (1992)⁸ entspricht und zu einer Nonylphenol-Eintragskonzentration von 0,7 µg/L für diesen Eintragspfad führt.

Bewertung der verwendeten Eingangsdaten

Für Nonylphenol lieferte die Literaturrecherche zu Konzentrationen keine zufriedenstellenden Ergebnisse. Es liegen keine räumlich und zeitlich differenzierten Datensätze vor. Die verfügbaren Daten stammen meist aus Einzeluntersuchungen an speziellen Standorten. Viele der recherchierten Werte stammen aus ausländischen Untersuchungsgebieten und können aufgrund unterschiedlicher Standortgegebenheiten nur bedingt auf Deutschland übertragen werden. Die großen Wertespanspannen der Messwerte in den aufgeführten Untersuchungen machen die Ableitung der Werte für die Modellierung schwierig und unsicher.

Um die Datenlage zu verbessern, werden zuverlässige und möglichst flächenhafte Untersuchungen zu den Nonylphenol-Depositionsraten, Konzentrationen im Drän- und Grundwasser, im Niederschlagsabfluss, im Oberboden, in Mischwasserüberläufen und im Regenwasserkanal des Trennsystems benötigt. Ein vollständiger Datensatz mit allen industriellen Direkteinleitern und ihren Stofffrachten ist essenziell für die Komplettierung dieses Eintragspfads.

Arzneistoffe

Angaben zu Arzneistoffkonzentrationen für die kommunalen Kläranlagen wurden von den Projektpartnern geliefert. Der Projektpartner Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (KomS) hat durch seine langjährigen Erfahrungen und Untersuchungen im Bereich der Arzneistoffe Empfehlungen für die Modellierung formuliert. Durch die ergänzenden Erfahrungen und Erkenntnisse aus der Schweiz, eingebracht von Herrn Christian Abegglen von der schweizerischen Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“ des Verbandes Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA), konnten die benötigten Eingangsdaten für die Modellierung abgeleitet werden. Über das Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e. V. hat ein zusätzlicher Erfahrungsaustausch bezüglich der Quantifizierung der Arzneistoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen stattgefunden. Tabelle 6 fasst die verwendeten Eingangsdaten zusammen.

Kommunale Kläranlagen

Für die Berechnung der Arzneistoffeinträge über kommunale Kläranlagen werden zwei Berechnungsansätze verwendet: ein konzentrationsbezogener und ein einwohnerbezogener Ansatz. Die zwei Ansätze werden hauptsächlich mit dem Ziel der Gegenüberstellung und Plausibilitätskontrolle verfolgt.

Der erste Berechnungsansatz benötigt für die Frachtberechnung eine mittlere repräsentative Ablaufkonzentration und die Jahresabwassermenge. Bei Diclofenac wird nach VSA nicht zwischen Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen mit einer Zweitbehandlung (Biologische Abwasserbehandlung zur Elimination von Kohlenstoffverbindungen und zur Nitrifikation, meist im Belebtschlammverfahren) oder weitergehender Behand-

⁸ Abwassertechnische Vereinigung e. V.; Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V. -GFA- (1992).

lung (Denitrifikationsstufe) unterschieden. Deswegen wird die gleiche Ablaufkonzentration für eine Zweitbehandlung wie bei einer weitergehenden Behandlung verwendet. Für Ibuprofen kann anhand Schweizer Erfahrungen eine Konzentrationsreduktion des Zulaufs gegenüber dem Ablauf der Kläranlagen mit einer Zweitbehandlung von 25 % abgeleitet werden. Im Falle einer weitergehenden Behandlung werden Wirkungsgrade >90 % erreicht. Unterstützend dazu sind die Untersuchungsergebnisse von Clara et al. (2005a) und Clara et al. (2005b), die bei dem Wirkungsgrad der Kläranlagen mit einer Zweitbehandlung und weitergehender Behandlung differenzieren.

Die Ableitung einer mittleren Konzentration für das Röntgenkontrastmittel Iomeprol erwies sich als schwierig. Deswegen werden die Berechnungen mit einem als plausibel angenommenem Wertebereich zwischen einer minimalen und einer maximalen Konzentration durchgeführt. Nach Angaben des KomS erscheint die Option, eine Unterscheidung nach der Größenklasse (GK) der Kläranlagen bei Iomeprol aus den vorhandenen Messungen zu machen, sinnvoll. Eine gewisse Unsicherheit resultiert daraus, dass sehr wenige Kläranlagen untersucht worden sind und eine Verallgemeinerung für alle Kläranlagen im Neckar-Einzugsgebiet fehlerhaft sein kann. Trotzdem wird eine zusätzliche Berechnung mit der Unterscheidung zwischen den GK durchgeführt. Es wurden sowohl neue als auch ältere Messkampagnen im Zeitraum 2007–2012 in die Betrachtung einbezogen, die eine deutlich höhere Belastung der Kläranlagen GK 5 mit Arzneistoffen als GK 4 zeigen. Die Iomeprol-Belastung bei Kläranlagen GK4 liegt im Mittel bei ca. 4 µg/L im Zulauf. Die Kläranlagen aus GK5 zeigen hingegen Konzentrationen von 35 µg/L im Zulauf. Die zusätzliche Berechnung wird durchgeführt, indem unterstellt wird, dass alle Kläranlagen denselben Wirkungsgrad von 40 % haben und die mittlere Zulaufkonzentration der GK 4 auch für die GK 1–3 zutrifft.

Die Ablaufkonzentrationen von Sulfamethoxazol werden nicht in Abhängigkeit von der Abwasserbehandlungsart differenziert, da keine ausreichend belastbare Datengrundlage vorliegt.

Tabelle 6: Verwendete Arzneistoffkonzentrationen für den Kläranlagenzu- und -ablauf und Wirkungsgrad der Kläranlagen

Konzentration in µg/L	Diclofenac	Ibuprofen	Iomeprol	Sulfamethoxazol
Zulauf (allgemein)	1,5	8,5	3 - 30	0,3
Ablauf für KA mit Erstbehandlung	1,5	8,5	3 - 30	0,3
Ablauf für KA mit Zweitbehandlung	1,2*	6,4**	1,8–18	0,24*
Ablauf für KA mit weitergehender Behandlung	1,2	0,5	1,8–18	0,24
Ablauf (allgemein)	1,2	0,5	1,8–18	0,24

Quelle: KomS, *) VSA; **) abgeleitet von VSA und KomS

Der zweite Berechnungsansatz, durch den die Arzneistoffeinträge über Kläranlagen quantifiziert werden, ist der einwohnerbezogene Ansatz. Hier wird über die Verbrauchsmengen von Arzneistoffen, die Ausscheiderten, die tatsächliche Anwendung und die Entsorgung über die Toilette eine einwohnerspezifische Fracht für den Kläranlagenzulauf berechnet. Die tatsächliche Anwendung entsprechend Verschreibung wird im fachlichen Sprachgebrauch als Compliance bezeichnet. Anwendungen, die nicht der seitens medizinischem Fachpersonal gegebenen Anordnungen entsprechen, werden als Non-Compliance bezeichnet.

Die Verbrauchsmengen für alle betrachteten Arzneistoffe kommen von IMS Health (2013) und die Anzahl der Bevölkerung für Deutschland vom Statistischen Bundesamt (Statistisches Bundesamt 2013a). Tabelle 7 beinhaltet die entsprechenden Daten.

Tabelle 7: Arzneistoff-Verbrauchsmengen pro Einwohner

		Einheit	2008	2009	2010
Bevölkerungsstand Deutschland		Anzahl	82.002.356	81.802.257	81.751.602
Verbrauchsmengen	Diclofenac	t/a	92,00	91,27	92,12
	Ibuprofen	t/a	704,42	781,54	846,24
	Iomeprol	t/a	189,12	210,73	225,08
	Sulfamethoxazol	t/a	36,95	34,95	32,70
Verbrauchsmenge pro Einwohner	Diclofenac	g/(E-a)	1,12	1,12	1,13
	Ibuprofen	g/(E-a)	8,59	9,55	10,35
	Iomeprol	g/(E-a)	2,31	2,58	2,75
	Sulfamethoxazol	g/(E-a)	0,45	0,43	0,40

Für die Ableitung des Compliance-, Ausscheidungs- und Entsorgungsfaktors über die Toilette liegen schwankende Angaben vor. Die allgemeine Schätzung zur Non-Compliance liegt nach Angaben von Götz und Deffner (2010) zwischen 10–20 %, laut Götz und Keil (2007) sind es 20–30 %. Kirhensteine et al. (2011) schätzen die Compliance auf 80 %. Im Folgenden wird für die modellhafte Betrachtung überwiegend ein Compliancefaktor von 0,8 verwendet. Bei dem Röntgenkontrastmittel Iomeprol, das nur in Kliniken und Röntgenpraxen durch das entsprechende Fachpersonal angewendet wird, wird angenommen, dass der Compliance-Anteil 95 % beträgt.

Die Entsorgung von Arzneimitteln über die Toilette wird mit 5 % bei Gälli et al. (2009) und bei Götz und Deffner (2010) in einem Bereich von 1,4 bis 2,8 % geschätzt. Für die Modellierung wird ein mittlerer Wert von 2,5 % angenommen. Bei Iomeprol wird angenommen, dass Krankenhäuser und Röntgenpraxen die Restbestände sachgemäß entsorgen.

Für die Ausscheidungsrate von Diclofenac geben Gälli et al. (2009), Mauer (2011), Staufer und Ort (2012b) und Götz et al. (2012) 16 % an. Für Ibuprofen zitiert Mauer (2011) einen Ausscheidungsgrad von 100 %, was unrealistisch erscheint. Anstelle dessen wird der Wert von Staufer und Ort (2012b) mit 30 % für die Modellierung verwendet. Für Iomeprol werden 100 % verwendet (Götz et al. 2012; Staufer und Ort 2012a). Sulfamethoxazol wird nach Zitierangaben von Mauer (2011) zu 85 %, von Götz et al. (2012) zu 45 % und von Staufer und Ort (2012a) zu 20 % ausgeschieden.

Tabelle 8 fasst die verwendeten Eingangsgrößen zusammen. Bei Ableitung der Wirkungsgrade der Kläranlage in Bezug auf die einzelnen Substanzen für die Eintragsberechnung mit MoRE werden die im Projekt abgeleiteten mittleren Konzentrationen im Zu- und Ablauf berücksichtigt.

Tabelle 8: Verwendete Eingangsdaten für den einwohnerspezifischen Berechnungsansatz

	Diclofenac	Ibuprofen	Iomeprol	Sulfamethoxazol
Compliancefaktor	0,8	0,8	0,95	0,8
Entsorgungsfaktor Toilette	0,025	0,025	0	0,025
Ausscheidungsfaktor	0,16	0,3	1	0,3
Wirkungsgrad in %	20	94 25	40	20

Kanalisationssysteme

Im Regenwasserabfluss sollten beim regelgerechten Betrieb keine Arzneistoffe zu finden sein. Andererseits ist das Trennsystem durch viele Fehleinleitungen u. a. Schmutzwasser gekennzeichnet. Da jedoch kaum quantifizierende Untersuchungen hierfür vorliegen, werden Einträge über das Trennsystem nicht modelliert.

Für die Mischwasserüberläufe wird ein Mischwasserverhältnis von 1:7 (Schmutzwasser zu Regenwasser) angenommen, was der Auslegung nach Arbeitsblatt ATV-A 128 (1992) entspricht. Entsprechend werden in MoRE mit einem einfachen Verdünnungsansatz Arzneistoff-Konzentrationen als Zwischenergebnis aus diesem Eintragspfad berechnet. Diese wurden mit tatsächlich gemessenen Daten verglichen und plausibilisiert. Grundsätzlich liegen sehr wenige Daten vor; trotzdem konnte auf die Messergebnisse vom Erftverband (2013) und Del Río et al. (2013) zurückgegriffen werden. Der Erft-Verband⁹ hat Messungen von Diclofenac und Ibuprofen im Zulauf von einem Retentionsbodenfilter im Mischsystem durchgeführt, die zum Vergleich herangezogen werden können. Für die Arzneistoffe Iomeprol und Sulfamethoxazol liegen zu wenige Messungen vor, so dass keine Aussage gemacht werden konnte. Bei Diclofenac und Ibuprofen gibt es eine weite Wertespanne. Tabelle 9 fasst die Daten zusammen. Die in Del Río et al. (2013) angegebenen Konzentrationen sind mittlere Ereigniskonzentrationen (*Event Mean Concentration (EMC)*). Da die mit dem Verdünnungsansatz ermittelten Konzentrationen in einer plausiblen Größenordnung liegen, werden sie für die Modellierung verwendet.

Tabelle 9: Arzneistoff-Konzentrationen im Mischwasser

MS in µg/L	Diclofenac	Ibuprofen	Iomeprol	Sulfamethoxazol	Quelle
Mittelwert	0,21	0,80	0,35	0,10	(Erftverband 2013)
Mittelwert	0,055	1,28	-	-	(Del Río et al. 2013) EMC
Median	0,16	0,55	< 0,025	< 0,025	(Erftverband 2013)
Median	0,14	0,6	-	-	(Del Río et al. 2013) EMC
Verdünnungsansatz	0,21	1,09	2,63	0,05	MoRE

⁹ Die Daten wurden im Rahmen mehrerer Projekte erhoben:

„Swist IV - Überprüfung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung der chemisch-physikalischen und hygienisch-mikrobiologischen Belastung von Fließgewässern am Beispiel der Swist“, gefördert vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen;

„M³ - Application of integrative modelling and monitoring approaches for river basin management evaluation“, Life+-Projekt, gefördert von der Europäischen Union;

„TAPES - Transnational Action Program on Emerging Substances“, Interreg IV NWE-Projekt, gefördert von der Europäischen Union.

Bei den Einträgen über Einwohner, die nur an die Kanalisation angeschlossen sind und die Einwohner, die nicht angeschlossen sind, werden wie bei den Kläranlagen zwei Ansätze verwendet. Auf der einen Seite wird mit dem Produkt aus der einwohnerspezifischen Arzneistofffracht und der Anzahl der Einwohner, die nur an Kanalisation bzw. nicht angeschlossen sind, der Eintrag berechnet. Auf der anderen Seite wird die Fracht über die entsprechenden Wassermengen von Einwohnern und die Arzneistoffkonzentration im Mischwasserüberlauf (s. o.) ermittelt. Die zwei Berechnungsansätze dienen zur Überprüfung und Plausibilisierung der Ergebnisse.

Bewertung der Eingangsdaten

Für Arzneistoffe liegt eine verhältnismäßig gute Datenbasis in Bezug auf Kläranlagen vor, wohingegen die Literaturrecherche zu Konzentrationen im Misch- und Regenwasser nur wenige Ergebnisse lieferte. Einige der Daten stammen aus ausländischen Untersuchungsgebieten und können aufgrund des unterschiedlichen Arzneistoffverbrauchs nicht ohne Weiteres mit deutschen Bedingungen verglichen werden. Bei dem einwohnerbezogenen Ansatz fehlten für die Ableitung der Faktoren meistens tatsächliche Untersuchungsergebnisse. Sie beruhen im Wesentlichen auf Schätzungen und Annahmen. Hier besteht aktuell noch großer Monitoringbedarf.

3.2 Ergebnisse der Stoffflussanalysen und Emissionsmuster der ausgewählten Mikroschadstoffe

3.2.1 Terbutryn

Übersicht

Terbutryn ist ein Biozid und wird in Deutschland vor allem als Algizid in verschiedenen kunstharzgebundenen Fassadenanstrichen und -beschichtungen sowie in Dachfarben eingesetzt, um Algenbewuchs und Pilzbefall an Hausfassaden zu vermeiden (Burkhardt 2008a, b 2009a,b; Walser 2008). Nach Verordnung 2076/2002/EG ist Terbutryn nicht mehr als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln zugelassen.

Stoffkonzentrationen von Terbutryn in Farben und Putzen liegen bei 100–1500 ppm. In Farben liegen im Allgemeinen höhere Konzentrationen als in Putzen vor; gleichzeitig ist die Putzmenge pro Fläche in der Regel größer als bei Farben. Neben Terbutryn sind in der Regel weitere Biozide, wie z. B. Isoproturon, Octylisothiazolinon (OIT) und Zinkpyrithion (Burkhardt und Dietschweiler 2013), in einem Produkt enthalten, um eine Breitbandwirkung sicherstellen zu können.

Durch Niederschlag und Kondenswasser wird Terbutryn aus Fassaden und Dachflächen ausgewaschen.

Der Grund für die Einordnung als prioritärer Stoff ist laut EU Impact Assessment (2012) seine Toxizität.

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Die wesentlichen Stoffeigenschaften von Terbutryn sind tabellarisch im Materialanhang dargestellt.

Terbutryn wird von den Fassaden und Dächern durch Schlagregenereignisse, aber auch durch Taubildung oder Kondenswasser ausgewaschen. Der Stoff gelangt hierdurch über Dachrinnen und Hausdrainagen in den Regenwasserkanal und anschließend in die Oberflächengewässer oder durch Versickerung über den Boden ins Grundwasser, bzw. über den Pfad der Mischwasserkanalisation in die Kläranlage und von dort in die Gewässer.

Bei den Auswaschungsprozessen spielt zum einen die (wenn auch nur geringe) Wasserlöslichkeit des Biozids eine wichtige Rolle, zum anderen die Zusammensetzung der Anstriche und der Putze, die einen Einfluss darauf haben, wie schnell und wie viel des Stoffes ausgetragen wird. Zudem wird die Freisetzung durch Temperaturerhöhung beschleunigt. Laborversuche von Burkhardt et al. (2008a) ergaben, dass die ausgewaschene Fracht zwar im ersten Beregnungs-Intervall 1,5 % der zugesetzten Biozidmenge (1700 mg/m²) um-

fasste, sich aber rasch verringerte, „beispielsweise auf 0,1 % im 61. Intervall“. „Auf eine reale Gebäudefassade übertragen“ würden somit „10 Schlagregeneignisse ausreichen, um rund 1 % der Biozidmenge auszuwaschen“. Bezogen auf die gesamte Bewitterung wurden im Rahmen der Laborversuche 21 % der Terbutryn-Menge im Putz ausgewaschen. Nach Hadlik et al. (2009c) wurden in einem Zeitraum von rund 10 bis 20 Monaten nach Applikation eines Putzes oder einer Beschichtung die enthaltenen Biozide um eine Größenordnung (Faktor 10) ausgewaschen, d. h. von anfangs 100 % Wirkstoff im Putz oder der Beschichtung sind nach ein bis zwei Jahren nur noch 10 % enthalten.

Umweltkonzentrationen

In einem Freilandversuch von Burkhardt et al. (2008b) betrug die ausgewaschene Gesamtmenge von Terbutryn aus Fassaden nach 25 Jahren 0,1–0,5 kg/ha Siedlungsgebiet. Der Hauptaustrag fand innerhalb der ersten 3 bis 5 Jahren statt, so dass nach 5 Jahren ca. 23 % des zuvor enthaltenen Terbutryn ausgewaschen war. Die ausgewaschene Menge ist letztlich abhängig von der Geschosshöhe, den verschiedenen Fassadensystemen und der wohnlichen Nutzung. Bei neuen Gebäuden lagen die Terbutrynkonzentrationen im Fassadenabfluss bei 100–770 µg/L. Der Abfluss einer rund vier Jahre alten Fassade ergab eine Konzentration von „rund drei bis vier Größenordnungen“ kleiner, somit im Bereich von 10–140 ng/l (Burkhardt 2008a).

Bei einem Vergleich zwischen verkapselten (Umhüllung des Wirkstoffs innerhalb der Fassadenbeschichtung mit einem Polymer, so dass die Löslichkeit des Wirkstoffs aus der Fassadenbeschichtung auf einem niedrigen Niveau vergleichmäßig wird, s. auch Kapitel 4.2.2, Unterkapitel „Terbutryn“ und Abbildung 35) und unverkapselten Biozidsystemen in hydrophoben Fassadenbeschichtungen lag der kumulierte Austrag des verkapselten Systems nach einem Jahr bei 24 mg/m² mit einem Gesamtaustrag von 1,5 %. Bei dem unverkapselten System lag der Wert für den kumulierten Austrag innerhalb eines Jahres bei 59 mg/m² bzw. bei 3,7 %. Die größten Austräge erfolgen innerhalb der ersten 10–20 Regeneignissen ("Anfangsauswaschung") (Breuer 2012).

Das Auswaschverhalten von Terbutryn aus Dachfarben verhält sich ähnlich wie bei den Fassadenfarben: Nach Junickel et al. (2008) wurden nach 600–700 Stunden Regen 95 % des Terbutryn aus zwei verschiedenen Dachfarben ausgewaschen. Nach einem Bericht des Landesumweltamts NRW (LUA NRW 2005) betrug die Konzentration von Terbutryn im Dachablaufwasser aus Dachfarbe stammend bis zu 2 mg/L.

Entsprechend der zuvor genannten Ergebnisse hat die Altersstruktur der Gebäude im Einzugsbiet einen erheblichen Einfluss auf die Terbutryn-Konzentrationen im Regenwasserablauf von Siedlungsgebieten. In verschiedenen untersuchten Siedlungsgebieten fand Burkhardt et al. (2008a) Konzentrationen zwischen 0,01–0,32 µg/L im Fassadenabfluss und Konzentrationen von 0,04–1,8 µg/L im Regenwasserkanal, der den Ablauf verschiedener neuer und renovierter Gebäude/Siedlungsteile sammelte.

Terbutryn-Konzentrationen in Kläranlagenabläufen variieren zum Teil stark von Standort zu Standort, bspw. aufgrund der Anzahl und Größe der angeschlossenen Neubaugebiete. Eine Zusammenstellung einer Messkampagne im Juni und September 2005 von Quednow und Püttmann (2007) ist in Tabelle 11 dargestellt.

Die maximalen Umweltkonzentrationen von Terbutryn in deutschen Fließgewässern liegen nach den vorliegenden Daten bis auf wenige Ausnahmen zwischen <0,01–0,55 µg/l. Durchschnittswerte liegen bis auf wenige Ausnahmen in einem Bereich von 3–65 ng/l. Die in Tabelle 10 aufgeführten Ausnahmen (Modau, Weschnitz) rühren nach Quednow (2009) aus Punktquellen (z. B. Pigmentfabrik).

Tabelle 10: Terbutrynkonzentrationen in Gewässern*

Gewässer	Maximalwert in µg/l	Jahr	Quelle
Sieg	0,028	2000	Landesumweltamt NRW (2002)
Wupper	0,064	2000	Landesumweltamt NRW (2002)
Lippe	0,041	2000	Landesumweltamt NRW (2002)
Schwarzbach	0,246 (0,063)	2003–2006	Quedneow, Püttmann (2009)
Modau	3,1 (0,58)	2003–2006	Quedneow, Püttmann (2009)
Winkelbach	0,554 (0,028)	2003–2006	Quedneow, Püttmann (2009)
Weschnitz	5,6 (0,536)	2003–2006	Quedneow, Püttmann (2009)
Donau	0,02	2006	LfU Bayern (2007); (Kahle und Nöh 2009)
Main	0,11	2006	LfU Bayern (2007); (Kahle und Nöh 2009)
Regnitz	0,14	2006	LfU Bayern (2007); UBA (2009)
Altmühl	< 0,01	2006	LfU Bayern (2007)
Elbe	0,003	2007	Quednow, Püttmann (2007)
Wupper	0,064	2007	Quednow, Püttmann (2007)
Argen	0,002	2012	Triebskorn, Hetzenauer (2012)
Schussen	0,017	2012	Triebskorn, Hetzenauer (2012)
Seefelder Aach	0,01	2012	Triebskorn, Hetzenauer (2012)

* Durchschnitt in Klammern

Tabelle 11: Terbutrynkonzentrationen in Kläranlagenabläufen (je zwei Stichproben)

Standort	Terbutrynkonzentration in µg/l
Eberstadt	0,25 ; 0,33
Darmstadt	0,08 ; 0,09
Nauheim	-- ; 0,12
Pfungstadt	0,03 ; 0,03
Weinheim	1,72 ; 2,53

Quelle: Quednow und Püttmann (2007)

Stoffspezifische Regelungen

Laut der Verordnung EG Nr. 2076/2002 zur Verlängerung der Frist gemäß Artikel 8 Absatz 2 der Richtlinie 91/414/EWG des Rates und über die Nichtaufnahme bestimmter Wirkstoffe in Anhang I dieser Richtlinie sowie den Widerruf der Zulassungen von Pflanzenschutzmitteln mit diesen Wirkstoffen ist ab dem 31.12.2002 Terbutryn als Pflanzenschutzmittel in Deutschland nicht mehr zugelassen und nicht in Anhang I (für die Verwendung in Pflanzenschutzmitteln zulässige Wirkstoffe) der Richtlinie 91/414/EWG aufgenommen.

In der Verordnung EG 1048/2005 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 2032/2003 über die zweite Phase des Zehn-Jahres-Arbeitsprogramms gemäß Artikel 16 Absatz 2 der Richtlinie 98/8/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten ist Terbutryn im Anhang 2 aufgeführt als in das Prüfprogramm aufgenommener notifizierter alter Wirkstoffe für die Produktarten 7, 9 und 10 (Beschichtungsschutzmittel, Schutzmittel für Fasern, Leder, Gummi und polymerisierte Materialien, Schutzmittel für Mauerwerk).

Terbutryn ist seit Inkrafttreten der Richtlinie für Umweltqualitätsnormen 2013/39/EU als prioritärer Stoff eingestuft mit einer Umweltqualitätsnorm für die Jahresdurchschnittswerte (JD-UQN) von 0,065 µg/L für sowohl Binnen- als auch sonstige Oberflächengewässer und einer Umweltqualitätsnorm für die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) von 0,34 µg/L für Binnenoberflächengewässer und 0,034 µg/L für sonstige Oberflächengewässer.

In der Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe ist Terbutryn (Kenn-Nr. 612) als wassergefährdender Stoff der Wassergefährdungsklasse (WKG) 2 nach Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe (2005) aufgeführt.

Terbutryn ist bislang nicht im Anhang II der E-PRTR-VO aufgeführt, d. h. es besteht keine Berichtspflicht und auch keine Pflicht zur Dokumentation von Emissionen in die Umwelt.

Produktion und Verwendung

Nach Burkhardt (2008b) werden in der Schweiz jährlich bis zu 14 Mio. m² Fassadenflächen verputzt oder gestrichen, wovon über 95 % der kunstharzgebundenen Beschichtungen Filmkonservierungsmittel zum Schutz vor Algen und Pilzen enthalten. Zudem findet Terbutryn vermutlich teilweise noch in Haus und Garten Verwendung (Tribskorn 2012), beispielsweise als Algizid zur Kontrolle in Gartenteichen und Aquarien sowie in Antifouling-Farben und -Anstrichen (Quednow und Püttmann 2007). Früher wurde Terbutryn auch als Pestizid in der Landwirtschaft eingesetzt und war in vielen Pflanzenschutzmitteln enthalten. Die abgesetzte Menge lag laut Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) allerdings bereits im Jahr 2002 unter 1 t/a. Seit Ende 2003 ist der Einsatz von Terbutryn in der Landwirtschaft in der EU nicht mehr zugelassen (European Council Directive 91/414/EWG und European Commission Regulation (EC) 2076/2002) (Burkhardt 2009b, Quednow 2009). Nach Quednow und Püttmann (2007) sollen jedoch laut einer Greenpeace-Studie in Deutschland nicht zugelassene Pflanzenschutzmittel vertrieben worden sein. Ein illegaler Gebrauch an terbutrynhaltigen Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft kann nicht ausgeschlossen werden.

Laut EU-Risk-Assessment wurden in der EU 200 t/a Terbutryn vertrieben, nach Burkhardt (2013) entfallen hier von 50–100 t/a auf Anwendungen in Deutschland. Die Tendenz des Terbutryn-Einsatzes ist abnehmend, da Alternativen (s. Kapitel 4.2.2, Unterkapitel „Terbutryn“) zur Verfügung stehen.

Emissionen und Stoffflüsse

Die Haupteinträge von Terbutryn in die Gewässer stammen laut Entec (2011) vor allem aus der Anwendung als Biozid in Fassaden- und Dachanstrichen und -beschichtungen.

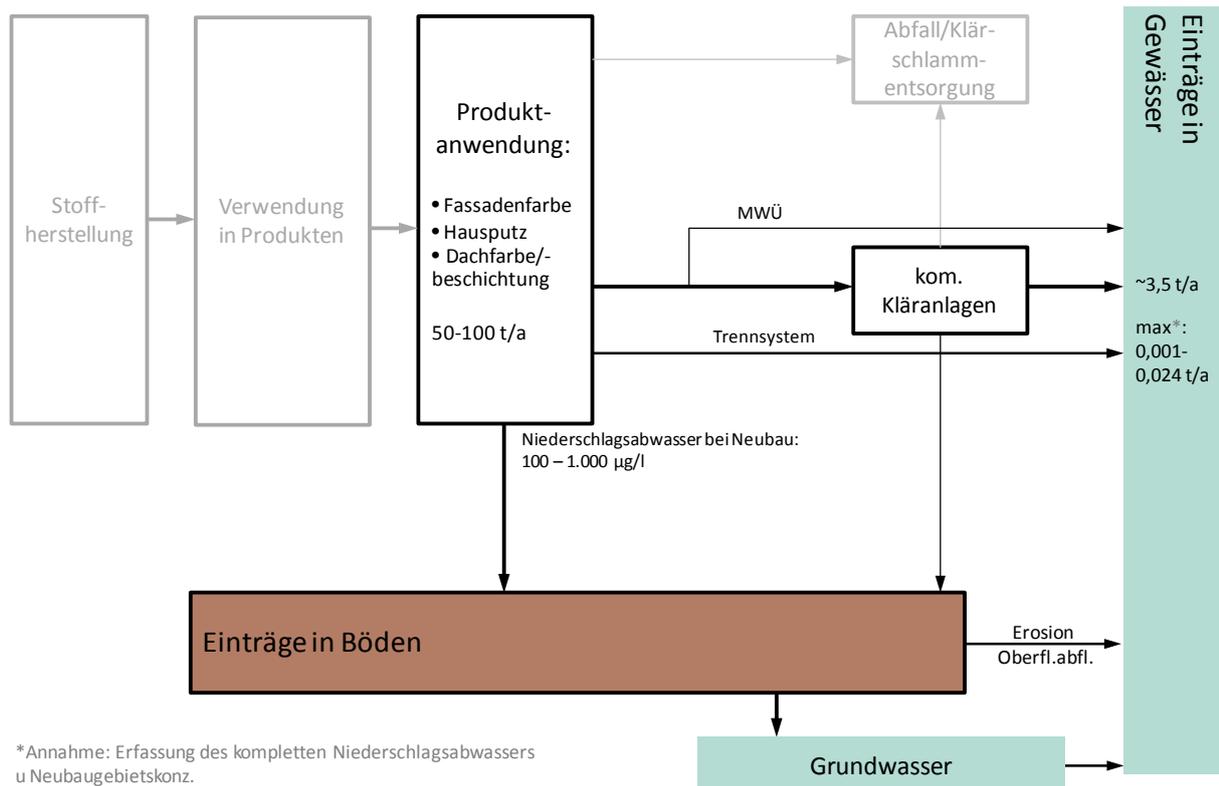
Laut Entec (2010) können vor allem unbeabsichtigte Einträge und große industrielle Punktquellen (direkt und indirekt) zu einer Verfehlung der Ziele der WRRL führen (Kategorie 1). Zu den weiteren Eintragswegen, für die bislang noch keine ausreichenden Daten vorliegen, um eine Emissionsabschätzung durchzuführen (Kategorie 2), gehören

- ▶ landwirtschaftliche Aktivitäten und
- ▶ Einträge aus Altlasten.

Der Stofffluss von Terbutryn ist in Abbildung 6 dargestellt. Von den Anwendungen in Fassadenfarben, Putzanstrichen und Dachbeschichtungen wird Terbutryn über Niederschläge ausgetragen und gelangt somit über das Niederschlagsabwasser in die Kanalisation oder über Versickerung direkt in die Umwelt. Rechnet man

die vorliegenden Konzentrationen im Niederschlagsabwasser und in Kläranlagenabläufen auf die jeweilige Gesamtabwassermengen hoch, können auf den beiden Eintragspfaden 24 kg/a bzw. 3,5 t/a in die Gewässer eingetragen werden, wobei vor allem der Wert der Einträge über eine direkte Niederschlagsableitung sehr großzügig abgeschätzt wäre (maximale Terbutryn Konzentration von Burkhardt 2008a im gesamten Niederschlagsabwassers, das in Deutschland über das Trennsystem erfasst wird). Bei einer weniger konservativen Abschätzung (untere Terbutryn Konzentration im Niederschlagsabwassers, das über das Trennsystem erfasst wird) könnten die Einträge aus diesem Bereich bei rund 1 kg/a liegen.

Abbildung 6: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Terbutryn



3.2.2 Triclosan

Übersicht

Triclosan gehört als Biozid zu der Gruppe der polychlorierten Phenoxyphenole. Es wird als Konservierungsmittel bzw. Desinfektionsmittel in den verschiedensten Bereichen, wie medizinische Einrichtungen oder Haushalte, in verschiedenen Produkten (z. B. Desinfektionsmittel für den professionellen Einsatz, Körperpflegeprodukte, Kosmetika und Reinigungsmittel) eingesetzt (Fernandez 2010).

Aufgrund seiner aquatischen Toxizität ist Triclosan als wassergefährdend eingestuft.

Stoffeigenschaften

Triclosan liegt bei Raumtemperatur in fester Form (weiß, kristallin) mit schwachem, aromatischem Geruch vor. Der Schmelzpunkt liegt bei 56–58°C. Triclosan ist in Wasser nahezu unlöslich, in verdünnter Natron-

lauge mäßig löslich und in vielen organischen Lösungsmitteln löslich (Eisenbrand und Schreier 2006). Triclosan wirkt bakterienhemmend und toxisch auf Algen. Durch eine biologische Methylierung von Triclosan (Lindström et al. 2002) entsteht Methyl-Triclosan, das als in der Umwelt persistent, bioakkumulativ in Fischen (Meinecke et al. 2011) und für aquatische Organismen toxisch gilt (Rüdel et al. 2004). Methyl-Triclosan ist relativ stabil gegenüber einem Photoabbau, im Vergleich zu dem phototransformationsempfindlichen Anion von Triclosan (Lindström et al. 2002). Aus Studien des Umweltbundesamtes geht hervor, dass Triclosankonzentrationen im Gewässer rasch abnehmen, wobei die Abnahmegeschwindigkeit konzentrationsabhängig ist (d. h. Konzentrationen nehmen zunächst stärker ab. Mit abnehmender Konzentration verlangsamt sich dann die Abnahmegeschwindigkeit) (Meinecke et al. 2011).

Die wesentlichen Stoffeigenschaften von Triclosan sind tabellarisch im Materialanhang dargestellt.

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Triclosan wirkt bei niedrigen Konzentrationen bakterienhemmend, indem es ein entscheidendes Enzym bei der Fettsäure-Biosynthese von Bakterien hemmt (Unterdrückung der bakteriellen Enoyl-Acyl-Transportprotein-Reduktase). Bei höheren Konzentrationen wirkt Triclosan bakterizid, indem es unter anderem die Zerstörung von Zellmembranen bewirkt (Scientific Committee on Consumer Safety SCCS, 2010¹⁰).

In der Einstufungs-, Kennzeichnungs- und Verpackungs-Verordnung 1272/2008/EG wird Triclosan als reizend auf Haut und Augen (jeweils Kategorie 2: verursacht Hautreizungen und schwere Augenreizung) eingestuft. Triclosan ist algentoxisch und gilt außerdem als gewässergefährdend. Es wird bzgl. akuter und chronischer aquatischer Toxizität in Kategorie 1 (sehr giftig für Wasserorganismen und sehr giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung) eingestuft.

Der hohe Adsorptionskoeffizient lässt auf eine starke Adsorptionsfähigkeit von Triclosan an Klärschlamm und Sedimente schließen (Fernandez 2010).

Der photolytische Abbau stellt vermutlich die Hauptsenke für Triclosan in der Umwelt dar, wobei nach Tixier et al. (2002b) das nicht-ionisierte Triclosan-Molekül keinem photochemischen Abbau unterliegt. Die Umwelthalbwertszeit DT_{50} ("disappearance time": Zeit, die benötigt wird, bis 50 % der Substanz nicht mehr nachweisbar ist) lag laut Tixier et al. (2002a) in Abhängigkeit unterschiedlicher Umweltbedingungen zwischen 2 und 2000 Tagen. Gleichzeitig können durch den photolytischen Abbau Dioxin-Verbindungen entstehen (Buth et al. 2010).

Triclosan weist einen hohen Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{ow}) auf und ebenso einen erhöhten Biokonzentrationsfaktor (BCF), was auf eine starke Bioakkumulation hinweist.

Stoffspezifische Regelungen

Triclosan ist als Konservierungsstoff laut Verordnung 358/2014/EU zur Änderung der Anhänge II und V der Verordnung 1223/2009/EG über kosmetische Mittel in Zahnpasten, Handseifen, Körperseifen/Duschgels, Desodorierungsmitteln (nicht sprühbar), Gesichtspudern, Concealern und Nagelmitteln (zur Reinigung von Finger- und Fußnägeln vor der Anwendung künstlicher Nagelsysteme) mit einer Höchstkonzentration von 0,3 % zugelassen, für Mundwasser gilt eine Höchstkonzentration von 0,2 %. Für den Einsatz in Desinfektionsmitteln gelten je nach Anwendungsbereich und geforderter Wirkung (bakteriostatisch oder

¹⁰ Zitiert aus

Suller MTE., Russell AD. (1999): Antibiotic and biocide resistance in methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* and vancomycin resistant *Enterococcus*. *J Hosp Infect* 43:281–291.

Suller MTE., Russell AD. (2000): Triclosan and antibiotic resistance in *Staphylococcus aureus*. *J Antimicrobial Chemother* 46:11–18.

Zhang YM., Lu YJ. Rock CO. (2004): The reductase steps of the type II fatty acid synthase as antimicrobial targets. *Lipids* 39:1055–1060.

Heath RJ., White SW., Rock CO. (2002): Inhibitors of fatty acid synthesis as antimicrobial chemotherapeutics. *Appl Microbiol Biotechnol* 58:695–703.

McBain AJ., Ledder RG., Sreenivasan P., Gilbert P. (2004): Selection for high-level resistance by chronic triclosan exposure is not universal. *J Antimicrob Chemother* 53:772–777.

bakterizid) unterschiedliche zugelassene Triclosankonzentrationen. Eine Zusammenfassung verschiedener Angaben findet sich in Tabelle 12.

Tabelle 12: Maximal zugelassene Triclosankonzentrationen in Produkten

Produkt	Triclosan-konzentration
Kosmetika	bis 0,3 %
Mundwasser	bis 0,2 %
Zahnpasta	bis 0,3 %
Textilien (Geruchshemmer)	bis 0,3 %
Desinfektionsmittel	1–3 %

Quelle: Koschorrek et al. (2012), Werte von 2012

Nach dem Beschluss 2010/675/EU ist Triclosan nicht mehr als biozider Wirkstoff in Produkten zugelassen, die für die Hygiene im Veterinärbereich oder zur Desinfektion von Materialien und Oberflächen im Zusammenhang mit der Unterbringung oder Beförderung von Tieren verwendet werden.

Desweiteren ist Triclosan laut Durchführungsbeschluss 2014/227/EU nicht mehr als biozider Wirkstoff in Beschichtungsmitteln und Schutzmitteln für Fasern, Leder, Gummi und polymerisierte Materialien zugelassen.

Ein Urteil des Gerichts Erster Instanz der Europäischen Union (Vierte erweiterte Kammer) vom 25. Oktober 2011 ergab, dass Triclosan wieder in das Verzeichnis der Additive, die bei der Herstellung von Materialien und Gegenständen aus Kunststoff, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen, verwendet werden dürfen (2002/72/EG), aufgenommen wird (EuG, Urteil vom 25.10.2011). Der Kommissionsbeschluss 2010/169/EU¹¹ wurde damit für nichtig erklärt.

Triclosan ist bisher nicht in die Liste der prioritären Stoffe nach der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG aufgenommen. Es ist auch nicht im Anhang II der E-PRTR-VO aufgeführt.

Umweltkonzentrationen

In Kläranlagenzuläufen in Deutschland und Spanien wurden Triclosankonzentrationen von 1–38 µg/l gemessen (Bester 2003, Agüera et al. 2003 in Rüdell et al. 2004). Weitere Zulaufkonzentrationen in Deutschland im Jahr 2002 lagen ca. zwischen 0,03 und 1,48 µg/l, wobei 10 Kläranlagen in Baden-Württemberg untersucht wurden (Kuch et al. 2003).

Für die Triclosankonzentrationen im Ablauf deutscher Kläranlagen liegen Werte von 0,005–0,18 µg/l vor (Kuch et al. 2003, Wind et al. 2004 in Rüdell et al. 2004). Diese Werte basieren auf Messungen an zwölf verschiedenen deutschen Kläranlagen mit unterschiedlicher technischer Ausstattung. Damit beläuft sich die über den Eintragspfad kommunale Kläranlage eingetragene Triclosanfracht überschlägig auf 25–900 kg pro Jahr.

Aufgrund seines partikelgebundenen Transports und der starken Adsorption an den Klärschlamm liegt die Kläranlagenelimination zwischen 75 und 97 % (Kuch et al. 2003). Triclosankonzentration im Klärschlamm von deutschen Kläranlagen lagen im Jahr 2003 zwischen 0,4 und 8,8 µg/g (Bester 2003). Daten bezüglich Kläranlagenzu- und -ablauf aus anderen Ländern sind in Tabelle 13 aufgeführt.

Im Jahr 2009 konnte in Michigan (USA) in zehn Bodenproben, die von landwirtschaftlich genutzten Standorten mit vorheriger Klärschlammapplikation genommen wurden, eine Triclosankonzentration zwischen 0,16 und 1,02 µg/kg gemessen werden (Cha und Cupples 2009).

¹¹ Beschluss der Kommission über die Nichtaufnahme von 2,4,4'-Trichloro-2'-hydroxydiphenylether in das in der Richtlinie 2002/72/EG enthaltene Unionsverzeichnis von Additiven, die bei der Herstellung von Materialien und Gegenständen aus Kunststoff, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen, verwendet werden dürfen.

In dem Fluss Itter (bei Düsseldorf, Deutschland) konnte 2004 eine Triclosankonzentration zwischen 30 und 90 ng/l gemessen werden (Wind et al. 2004). Triclosankonzentrationen in europäischen Oberflächengewässern bewegten sich in den Jahren 2002–2010 zwischen 2,1 und 160 ng/l, im außereuropäischen Ausland lagen die gemessenen Konzentrationen zwischen 3,1 und 404 ng/l (Tabelle 14).

Triclosan konnte auch im Sediment verschiedener Gewässer nachgewiesen werden. Die gemessenen Konzentrationen erreichen keine letalen Konzentrationen für Mikroorganismen, überschreiten aber die Konzentration bis zu der sich keine Auswirkungen auf die Umwelt zeigt (die NEC - no effect concentration). Im europäischen Ausland lagen die Triclosankonzentrationen in Sedimenten von Oberflächengewässern bis zum Jahr 2003 zwischen 0,27 und 132 µg/kg, im außereuropäischen Ausland reichten aktuellere gemessene Konzentrationen im Sediment von unterhalb der Bestimmungsgrenze bis 40 µ/kg (Tabelle 15).

Zu Triclosankonzentrationen in Biomasse liegen Werte aus zwei Studien vor. In Wasserpflanzen aus dem Vorfluter einer Kläranlage wurden im Jahr 2002 Konzentrationen zwischen 84 und 11403 ng/g gemessen (Kuch et al. 2003), während im Fettgewebe von Brassen in der Saar bei Güdingen mittlere Konzentrationen von 13,3 ng/g Fett gemessen wurden (Koschorrek et al. 2012) (Tabelle 16).

Tabelle 13: Triclosankonzentrationen in Zu- und Abläufen von Kläranlagen

Bezug	Konzentration in µg/l	Jahr	Land	Quelle
Zulauf	1,3–37,8	2002	Spanien (Anzahl der KA unbekannt)	Agüera et al. (2003)
Zulauf	1,52	2011	USA (1 KA)	Katz, David R., Cantwell, Mark G. et al. (2012)
Ablauf	0,4–22,1	2002	Spanien (Anzahl der KA unbekannt)	Agüera et al. (2003)
Ablauf	0,34–1,1	2003	England (2 KA)	Sabaliunas et al. (2003)
Ablauf	0,116	2010	Schweiz (1 KA)	Bareiss Gülzow (2011)
Ablauf (vor UV-Nachbehandlung)	0,87	2011	USA	Katz, David R., Cantwell, Mark G. et al. (2012)
Ablauf (nach UV-Nachbehandlung)	0,56	2011	USA	Katz, David R., Cantwell, Mark G. et al. (2012)

Tabelle 14: Triclosankonzentrationen in Oberflächengewässern

Land	Bezug	Konzentration in ng/l	Jahr	Quelle
Schweiz	Konzentrationen in oberirdischen Gewässern	20	2010	Bareiss Gülzow (2011)
England	Konzentrationen in Oberflächengewässern (vor und in verschiedenen Entfernungen hinter einer Kläranlage)	19–80	2003	Sabaliunas et al. (2003)
Schweden	Konzentration in einem Fluss (in der Nähe einer Keramikfabrik)	160	2002	Remberger et al. (2002)
Niederlande	Konzentration in den Flüssen Schelde und Maas	2,1–7,7	2002	Van Wezel, Annemarie P. und Jager (2001)
Colorado, USA	Konzentration im Oberflächenwasser eines Abwasser-dominierten Flusses ⁴⁾	3,9–28,3	2013	Gautam et al. (2013)
Colorado, USA	Konzentration im Oberflächenwasser eines Abwasser-dominierten Flusses ⁵⁾	3,1–19	2013	Gautam et al. (2013)
Nord-China	Konzentration im Liao River (82 Proben)	2,4–404	2012	Zhao et al. (2012)
Nord-China	Konzentration im Hai River (28 Proben aus Hauptstrom und 16 Proben aus Nebenstrom)	ND ⁶⁾ -34,4	2012	Zhao et al. (2012)
Nord-China	Konzentration im Yellow River (56 Proben aus Hauptstrom und 4 Proben aus Nebenstrom)	ND ⁶⁾ -64,7	2012	Zhao et al. (2012)
Süd-China	Konzentration im Shima River (Zufluss des Dongjiang River)	28,8	2014	Chen et al. (2014)
Süd-China	Konzentration im Xizhijiang River (Zufluss des Donjiang River)	10,4	2014	Chen et al. (2014)

4) Fountain Creek bzw. Arkansas River (Frühlingsabfluss -> hoher Durchfluss & Sommerbasisabfluss -> geringes Fließvermögen) gemessen mit POCIS (Passive polar organic chemical integrative samplers); fünf Probenahmegebiete

5) Fountain Creek bzw. Arkansas River (Frühlingsabfluss -> hoher Durchfluss & Sommerbasisabfluss -> geringes Fließvermögen) gemessen mit aktiver Stichprobenentnahme (Wasser-Stichproben); fünf Probenahmegebiete

Tabelle 15: Triclosankonzentrationen in Sedimenten

Land	Bezug	Konzentration in µg/kg	Jahr	Quelle
Greifensee, Schweiz	Konzentration in Sedimenten von einem See ⁷⁾	35–60	1976–2002	Singer et al. (2002a)
Schweden	Konzentration in Sedimenten in der Nähe einer Keramikfabrik und einer Holzimpregnierungsanlage	2–25	2002	Remberger et al. (2002)
Almeria, Spanien	Konzentration in marinen Sedimenten (in der Nähe einer städtischen Kläranlage)	0,27–132	2003	Agüera et al. (2003)
Colorado, USA	Konzentration im aufgeschobenen Sediment eines Abwasserdominierten Flusses ^{*8)}	0,7–13,3	2013	Gautam et al. (2013)
Colorado, USA	Konzentration im Flussbett-Sediment eines Abwasserdominierten Flusses ^{*8)}	4,09 ± 5,3	2013	Gautam et al. (2013)
Nord-China	Konzentration im Sediment des Liao River (78 Proben)	ND ⁶⁾ -40	2012	Zhao et al. (2012)
Nord-China	Konzentration im Sediment des Hai River (26 Proben aus Sediment des Hauptstroms und 16 Proben aus Sediment des Nebenstroms)	<LOQ-14	2012	Zhao et al. (2012)
Nord-China	Konzentration im Sediment des Yellow River (54 Proben aus Sediment des Hauptstroms und 4 Proben aus Sediment des Nebenstroms)	ND ⁶⁾ -13	2012	Zhao et al. (2012)
Süd-China	Konzentration im Sediment des Shima River (Zufluss des Dongjiang River)	16	2014	Chen et al. (2014)
Süd-China	Konzentration im Sediment des Xizhijiang River (Zufluss des Donjiang River)	7,4	2014	Chen et al. (2014)

6) Not detected

7) In unterschiedlichen Tiefen genommene Sedimente konnten definierten Zeiträumen zugeordnet werden.

8) Fountain Creek bzw. Arkansas River (Frühlingsabfluss -> hoher Durchfluss & Sommerbasisabfluss -> geringes Fließvermögen); fünf Probenahmegebiete

Tabelle 16: Triclosankonzentration in Biomasse

Land	Bezug	Konzentration	Jahr	Quelle
Deutschland	Konzentration in Wasserpflanzen aus dem Vorfluter einer Kläranlage ⁹⁾	84–1403 ng/g	2002	Kuch et al. (2003)
Saar/Güdingen	Konzentration in Brasseln	13,3 ng/g Fett	2008	Koschorrek et al. (2012)

9) bezogen auf Trockengewicht; Triclosankonzentration im Wasser des Vorfluters: 10 ng/l

Produktion und Verwendung

Laut Dye et al. (2007) liegen Produktion und Import von Triclosan in Europa mit Produktionsstätten in der Schweiz und in Italien zwischen 10 und 1.000 Tonnen pro Jahr. Die Verbrauchsmengen von Triclosan innerhalb Europas werden auf ca. 450 Tonnen für das Jahr 2006 geschätzt (COLIPA 2007)¹². Zudem ist davon auszugehen, dass über Produkte ein Import und Export unbekannter Mengen stattfindet (Rüdel et al. 2004, S. 8). Für Deutschland wird die Verbrauchsmenge grob zwischen 40–75 t/a für 2007 geschätzt¹³.

Aufgrund der öffentlichen Diskussion und nachfolgender Selbstverpflichtungen der Industrie¹⁴ seit 2010, ist davon auszugehen, dass die Verbrauchsmengen in Europa und in Deutschland rückläufig sind (SCCS 2010).

Nach dem Bundesinstitut für Risikobewertung (2009) werden 85 % des Triclosans in der EU in Körperpflegeprodukten eingesetzt, 10 % finden Verwendung in Reinigungsmitteln mit desinfizierender Wirkung, Desinfektionsmitteln, Kunststoffen und anderen Materialien mit Lebensmittelkontakt und 5 % werden im Textilbereich genutzt.

Eine Darstellung von Triclosankonzentrationen in diversen Produkten aus dem Jahr 2002 findet sich in Tabelle 17.

Tabelle 17: Triclosankonzentrationen in diversen Produkten (Trockengewicht)

Produkt	Triclosankonzentration in µg/gk
Toilettenpapier (recycelt)	112
Toilettenpapier (nicht-recycelt)	29
Gefrierbeutel	213
Verpackung (Camembert)	12
Katzenstreu	2,5–440
Tampon	3,4–36
Druckerpapier (weiß)	7,1
Tageszeitung	41,2
Kartonage	87
Wischtuch	28

Quelle: (Kuch et al. 2003) Triclosankonzentrationen in unterschiedlichen Probenarten aus Baden-Württemberg (Deutschland), 2002

¹² The European Association of the Cosmetics Industry.

¹³ Wind et al. geben für das Jahr 2000 (basierend auf einer Angabe von CIBA zum Pro-Kopf-Verbrauch von 0,5 g/d) einen Jahresverbrauch von 40 t an (Wind et al. 2004 in Rüdel et al. 2004, S.8). In Singer et al. (2002) findet sich eine Angabe über einen Jahresverbrauch von ca. 350 t in Europa (basierend auf einer Publikation von CIBA im Jahr 1998: Facts Sheet: PEC Calculation of Triclosan) (Singer et al. 2002 in Rüdel et al. 2004, S. 8). Wird basierend auf dem Bevölkerungsanteil Deutschlands in der EU von einem Anteil des Triclosanverbrauchs in Europa von ca. 20 % ausgegangen, errechnet sich ein Jahresverbrauch von ca. 70 t in Deutschland (Rüdel et al. 2004, S. 8).

Nach Angaben von COLIPA erreichte im Jahr 2006 der Triclosanverbrauch in Europa ca. 450 t (COLIPA 2007 in SCCS 2010, S. 15). Der Bevölkerungsanteil Deutschlands in Europa betrug 2007 ca. 16,6 % (Lanzieri 2008). Unter der Annahme eines entsprechenden Jahresverbrauchs an Triclosan in Europa kann der Jahresverbrauch für Deutschland (2006/ 2007) mit ca. 75 t abgeschätzt werden (eigene Berechnung nach Rüdel et al. 2004, S. 8).

¹⁴ Freiwilliger Verzicht des deutschen Industrieverbands Körperpflege- und Waschmittel e. V. bzgl. des Gebrauchs von Triclosan in Wasch- und Reinigungsmitteln, 2001 (Quelle: <http://www.uba.de/uba-info-medien/4319.html>).

Stoffflüsse

Detaillierte Informationen zu Produktions- und Verbrauchsmengen sowie möglichen Emissionspfaden sind unter den Punkten „Produktion und Verwendung“ sowie „Umweltkonzentrationen“ aufgeführt.

Die relevanten Stoffflüsse sind in Abbildung 7 dargestellt und werden im Folgenden kurz skizziert:

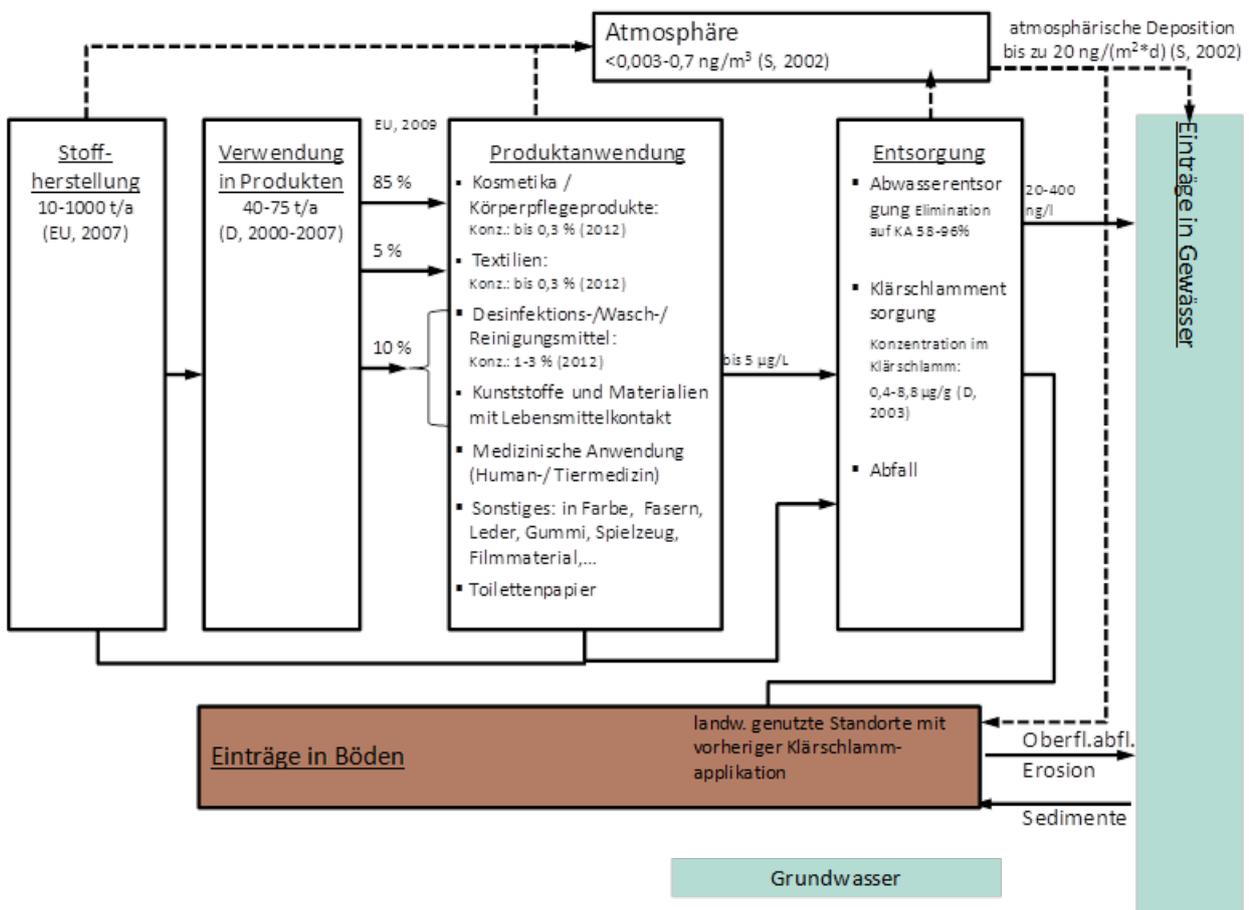
Bereits bei der Stoffherstellung kann Triclosan über industrielle Abwässer in die Gewässer gelangen.

Darüber hinaus sind Emissionen in die Luft bei der Stoffherstellung zu berücksichtigen, die über die atmosphärische Deposition alle Umweltkompartimente betreffen. Auch bei der Produktnutzung kommt es zu Einträgen in die Atmosphäre. Im Jahr 2002 konnte in der Luft einiger schwedischer Städte eine Triclosan-konzentration zwischen $<0,003$ und $0,7 \text{ ng/m}^3$ gemessen werden, die vermutlich hierauf zurückzuführen ist. Der Eintrag über atmosphärische Deposition lag hier bei $20 \text{ ng/(m}^2 \cdot \text{Tag)}$ (Remberger et al. 2002).

Viele der triclosanhaltigen Güter sind abwasserrelevant, da Triclosan aufgrund der Produktnutzung bzw. -entsorgung in das kommunale Abwassersystem gelangt. Aufgrund des hohen Adsorptionskoeffizienten ist davon auszugehen, dass Triclosan vor allem partikelgebunden über den Klärschlammfad eliminiert wird.

Nach einem Eintrag in die Gewässer ist aufgrund des hohen Adsorptionskoeffizienten zu erwarten, dass Triclosan vor allem partikelgebunden über das Sediment transportiert wird.

Abbildung 7: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Triclosan



3.2.3 Tributylzinnverbindungen (TBT)

Übersicht

Organozinnverbindungen werden als Biozide, Kunststoffadditive, organische Synthesemittel und als Katalysatoren in Polymerverbindungen eingesetzt

Tributylzinnverbindungen (TBT) sind toxische, bioakkumulierende Substanzen, die bei Einträgen in Gewässer über eine hohe Toxizität verfügen und endokrine Wirkungen in Muscheln und Schnecken auslösen können. TBT wurde als Tributylzinnoxid (TBTO) hauptsächlich als Antifouling-Wirkstoff in Schiffsanstrichmitteln eingesetzt. Diese Anwendung ist in Deutschland seit 1989 für Schiffe mit weniger als 25 m Länge untersagt. Seit 2003 ist in der EU eine Richtlinie in Kraft, die die Anwendung von organozinnbasierten Antifouling-Anstrichen generell verbietet (Hillenbrand et al. 2007).

Stoffeigenschaften

TBT ist toxisch, bioakkumulativ und persistent. Es ist ein Hydrolyseprodukt von Tributylzinnoxid (TBTO). Tributylzinnoxid wurde aufgrund seiner endokrinen Wirkung inzwischen auch unter REACH als Substance of Very High Concern (SVHC, besonders besorgniserregender Stoff) identifiziert.

Die wesentlichen Stoffeigenschaften von TBT sind tabellarisch im Materialanhang dargestellt.

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Die Giftigkeit von TBTO ist für Wasserorganismen sehr hoch. Bei Langzeitversuchen an Austernlarven wurden Wachstumsbeeinträchtigungen bei Konzentrationen von 0,02–0,06 mg/L TBTO beobachtet. Bei verschiedenen Makroorganismen und Algen liegt die Konzentration, bei der die Hälfte der Versuchstiere stirbt oder akute toxische Effekte zeigt, zwischen 0,33 und 41 µg/L TBTO (Roempp 2014).

Bei einer großen Zahl von Schnecken führen geringe Konzentrationen von TBTO zur Vermännlichung der weiblichen Species (sogenanntes Imposex-Phänomen, LOEC¹⁵ von 8 ng/L), was wiederum zur Sterilität führt. In stark kontaminierten Gewässerbereichen sind dadurch Populationseinbrüche festgestellt worden (Roempp 2014).

Stoffspezifische Regelungen

Ein Überblick über alle Regelungen findet sich in Hillenbrand et al. (2007). Die wichtigste stoffspezifische Regelung in der EU war die TBTO-Verbotsverordnung 782/2003/EG, die die Anwendung von organozinnbasierten Antifouling-Anstrichen generell verbietet. Diese zur Umsetzung der International Maritime Organization (IMO) „Convention on the control of harmful anti-fouling systems on ships“ (AFS-Convention (Antifouling-Abkommen) von 2001 dienende Regelung verbot seit Mitte 2003 die Aufbringung von zinnorganischen Verbindungen als Biozide in Unterwasseranstrichen. Seit 2008 dürfen Schiffe der Mitgliedstaaten und Schiffe, die Mitgliedstaaten anlaufen, keine zinnorganischen Verbindungen aufweisen bzw. es muss eine Deckschicht vorhanden sein, die als Barriere ein Auswaschen dieser Verbindungen verhindert.

Schon die Biozid-Richtlinie 98/8/EG verbot EU-weit den Einsatz aller zinnorganischen Verbindungen als Biozid z. B. in Holzschutzmitteln; für die seit dem 01.09.2013 gültigen Biozidverordnung (EU) Nr. 528/2012 sind keine zinnorganischen Verbindungen mehr als Wirkstoff gelistet.

Tributylzinnoxid wurde unter REACH 2010 als SVHC identifiziert. Mit der Verordnung der Kommission Nr. 276/2010¹⁶ wurden weitere Verwendungs- und Inverkehrbringungsverbote für Di- und Triorganozinnverbindungen EU-weit erlassen: So dürfen seit dem 1. Juli 2010 keinerlei Triorganozinnverbindungen mehr in Erzeugnissen verwendet werden, wenn die Konzentration von Zinn in dem Erzeugnis oder in Teilen davon

¹⁵ Lowest Observed Effect Concentration (Erläuterung s. Abkürzungsverzeichnis).

¹⁶ Verordnung vom 1. April 2010 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) in Bezug auf Anhang XVII (... zinnorganische Verbindungen).

0,1 Gew.-% übersteigt. Erzeugnisse mit einem Gehalt über 0,1 Gew.-% Zinn dürfen seitdem nicht mehr in Verkehr gebracht werden (BfR 2011).

Produktion und Verwendung

In Deutschland stellt die Firma Chemtura Organometallics GmbH in Bergkamen Organozinn-Verbindungen her. Die Produktionsmenge für TBTO ist nicht bekannt. Im THRU.DE ist nur die Firma BNT Chemicals GmbH (Bitterfeld) für 2012 mit einer indirekten Einleitung von 4,28 kg „Tributylzinn und Verbindungen“ aufgelistet.

Tributylzinnverbindungen (TBTH, TBTCI) werden als organische Synthesehilfsmittel für spezielle stereoselektive Reaktionen bei der Herstellung von Pharmazeutika verwendet. Die Synthesehilfsmittel werden dabei nach der Reaktion quantitativ abgetrennt und recycelt. Restmengen werden thermisch entsorgt (UBA, 2000 Teil B, S. 11).

Tributylverbindungen (TBTCI und DBTCI) können außerdem bei der Reifenherstellung zur Modifizierung von Styrol-Butadien-Kautschuk mit dem Ziel, die Polymerstruktur des Kautschuks so zu verändern, dass der Rollreibungswiderstand von Reifen reduziert wird, eingesetzt werden. Die Verbindungen dienen dabei als Reaktionsmittel und werden chemisch verändert (Böhm et al. 2002).

TBT ist mit Restgehalten von ca. 0,2 % in Mono-, Dibutyl-, Octylzinnverbindungen enthalten, die vor allem als PVC-Stabilisator eingesetzt werden. Daraus können sie auch freigesetzt werden (Kjølholt et al. 2007). Es befinden sich noch Reste behandelter Materialien (z. B. Dachbahnen, Schwertextilien, Spezialfarben, Spezialbeschichtungen, Polyurethan-Schäume, Polstermöbel, Daunen oder Spezialtextilien) als Depot im Gebrauch (REACH-Helpdesk 2014). Diese können ebenfalls TBT-Einträge in die Umwelt verursachen (Depot-Wirkung).

Umweltkonzentrationen

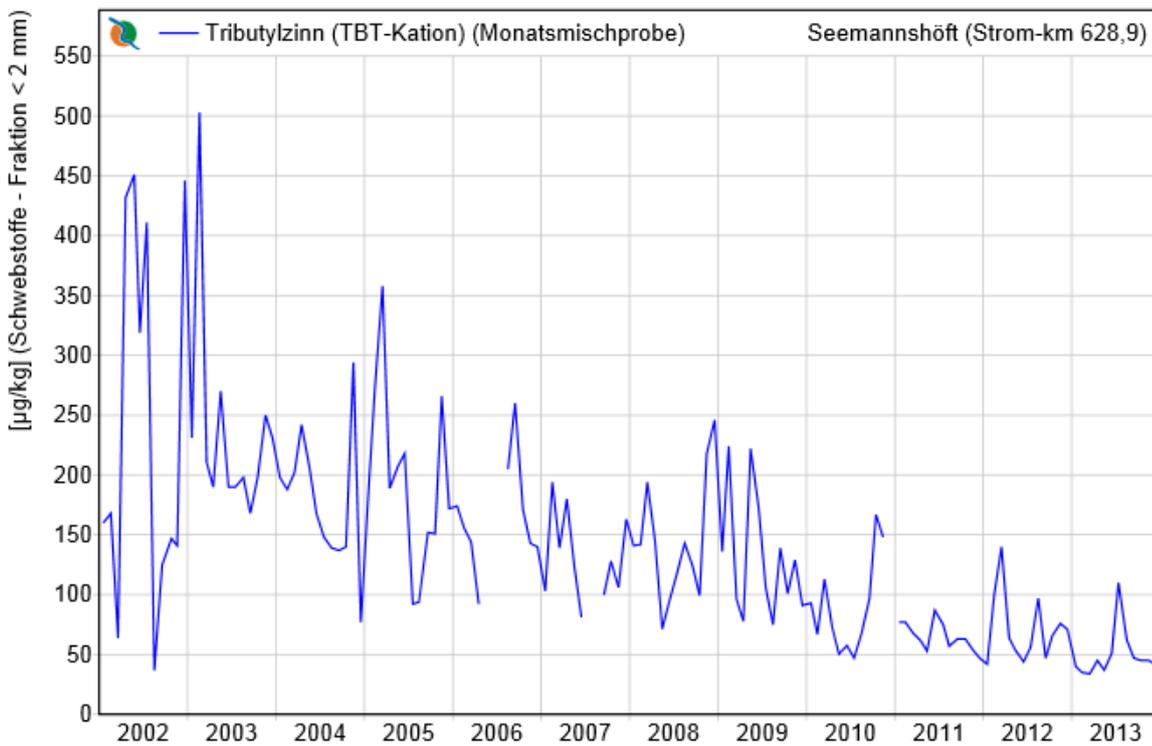
Grundsätzlich lässt sich eine Abnahme der Umweltkonzentration von TBT feststellen, wie in Abbildung 8 und Abbildung 9 für Elbe und Rhein ersichtlich wird. Gemessen wird in der Regel der Gehalt von TBT in den Schwebstoffen der Oberflächengewässer. Während für den Rhein das damalige Qualitätsziel der Landesverordnung von 25 µg/kg eingehalten wird (MUNLV 2005), wird dieses in der Elbe und anderen Flüssen noch häufig überschritten (BMU 2013). Mit Einführung der Richtlinie 2013/39/EU ist nun die neue EU-weite Umweltqualitätsnorm mit 0,2 ng/l im Jahresdurchschnitt bzw. 1,5 ng/l als zulässige Höchstkonzentration gültig (Messwerte für Gewässerkonzentrationen liegen nicht vor)¹⁷.

Auch in der Nord- und Ostsee gehen die Konzentrationen an TBT zurück, wie eine Arbeit zum Bio-Monitoring von Proben aus der Umweltprobenbank von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) und Muskulatur von Aalmuttern (*Zoarces viviparus*) beweist (Rüdel et al. 2009). Nach relativ konstanten Konzentrationen an Tributylzinn von Mitte der 1980er bis zum Ende der 1990er Jahre, gab es einen deutlichen Anstieg zum Jahrtausendwechsel und dann seit 2004 stark sinkende Tributylzinn-Konzentrationen.

TBT Konzentrationen bei Klärschlamm lagen in der Vergangenheit bei Mittelwerten von 20 bis 170 µg/kg mit einem Maximalwert von 300 µg/kg TS (Hillenbrand et al. 2007a). Im COHIBA-Projekt wurden 2010 in zwei Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern Werte zwischen 5,6 bis 16 µg/kg TBT gemessen (Bachor et al. 2011).

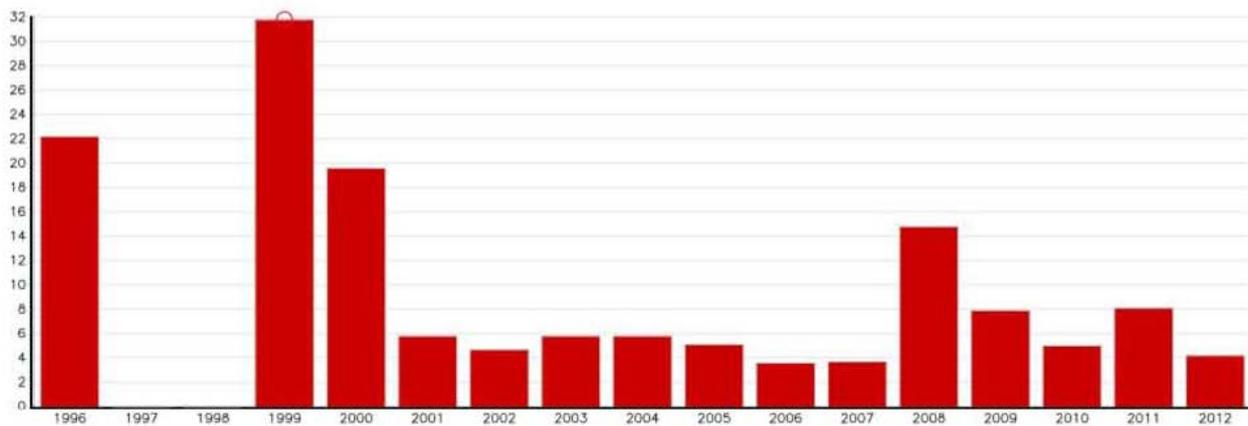
¹⁷ Wenn man für die Messstation Seemannshöft an der Elbe von dem mittleren Schwebstoffgehalt von 29 mg/l und von 50 µg/kg TBT im Schwebstoff ausgeht, würden im Liter Wasser 1,45 ng TBT vorhanden sein. Die Berechnung des im Wasser gelösten TBTs aus dem TBT-Gehalt des schwebstoffbürtigen Sedimentes kann über einen Verteilungskoeffizienten erfolgen, der von der ARGE Elbe (ARGE Elbe, 1999) für Geesthacht mit ca. 192.800 ermittelt wurde. Hieraus errechnet sich eine gelöste TBT-Menge von 0,26 ng/l.

Abbildung 8: Konzentrationen von TBT in Schwebstoffen der Elbe in Hamburg



Quelle: FGG-Elbe, 2014

Abbildung 9: Konzentrationen von TBT-Kation in Schwebstoffen des Rheins bei Lobith



Konzentration in µg/kg
Quelle: FGG-Rhein, 2014

Stoffflüsse

Die möglichen verschiedenen Eintragspfade, die sich aus den oben aufgeführten unterschiedlichen Anwendungen ergeben und die jeweils zu erwartenden Veränderungen der Verbrauchs- und Emissionsmengen in Deutschland sind in Tabelle 18 zusammengefasst dargestellt.

Insgesamt sind die Stoffflüsse für TBT in Deutschland sehr schwierig abzuschätzen, da es noch viele alte Anwendungen als Biozid im Holzschutz, Silikondichtungen, Textilausrüstungen, Dachbahnen oder zur Topfkonservierung von Dispersionsfarben gibt. Die wichtigste noch laufende Emissionsquelle sind PVC-

Stabilisatoren, in denen TBT als Verunreinigung von Mono- und Dibutylzinnverbindungen enthalten ist. Bei der Annahme, dass die Gesamtmenge von TBT in PVC Stabilisatoren 17,5 t¹⁸ in Deutschland ausmachen, ergeben sich bei einer Migrationsrate (Anteil der Verunreinigungen) von 5 % ein Eintrag in die Umwelt von ca. 875 kg /a. Ein Teil dieser Emissionen gehen in Gewässer (Hillenbrand et al. 2007).

Geht man von den oben erwähnten COHIBA Messwerten für 2010 von 16 µg/kg TBT im Klärschlamm bei einem Anfall von insgesamt 1,85 Millionen Tonnen Klärschlamm in Deutschland im Jahre 2012 aus (destatis 2013), ergeben sich 30 kg TBT im Klärschlamm. Davon wurden ca. 30 % landwirtschaftlich verwertet, was ca. 9 kg TBT entspricht. Bei einer angenommen Elimination von 80 % aus dem Abwasser und Verbleib im Klärschlamm der Kläranlagen (Hillenbrand et al. 2007) gelangen ca. 6 kg TBT in Gewässer (vgl. Abbildung 10).

In der Abbildung sind die Einträge von TBT aus Sedimenten ins Gewässer bzw. Austräge durch ausgebagerte Sedimente nicht dargestellt, da es keine zusammenfassenden Abschätzungen in der Literatur gibt. Die FGG Elbe gibt aber an, dass die Entnahme und Landbehandlung von Baggergut im Rahmen der Wassertiefenstandhaltung im Hamburger Hafen eine deutliche Schadstoffentlastung der Elbe zur Folge hat, u. a. wurden zwischen 2008 und 2010 im Jahresmittel ca. 275 kg Organozinnverbindungen aus der Elbe entnommen (neben ca. 16 t Arsen, 40 t Blei, 1,8 t Cadmium, 69 t Kupfer, 14 t Nickel, 1,5 t Quecksilber und 280 t Zink) (FGG Elbe 2013). Unerwähnt bleibt in dem Bericht, welche TBT Mengen durch die derzeit praktizierte Deponierung von Elbschlick bei der Tonne E3 emittiert werden.

Tabelle 18: Relevanz der TBT-Eintragspfade

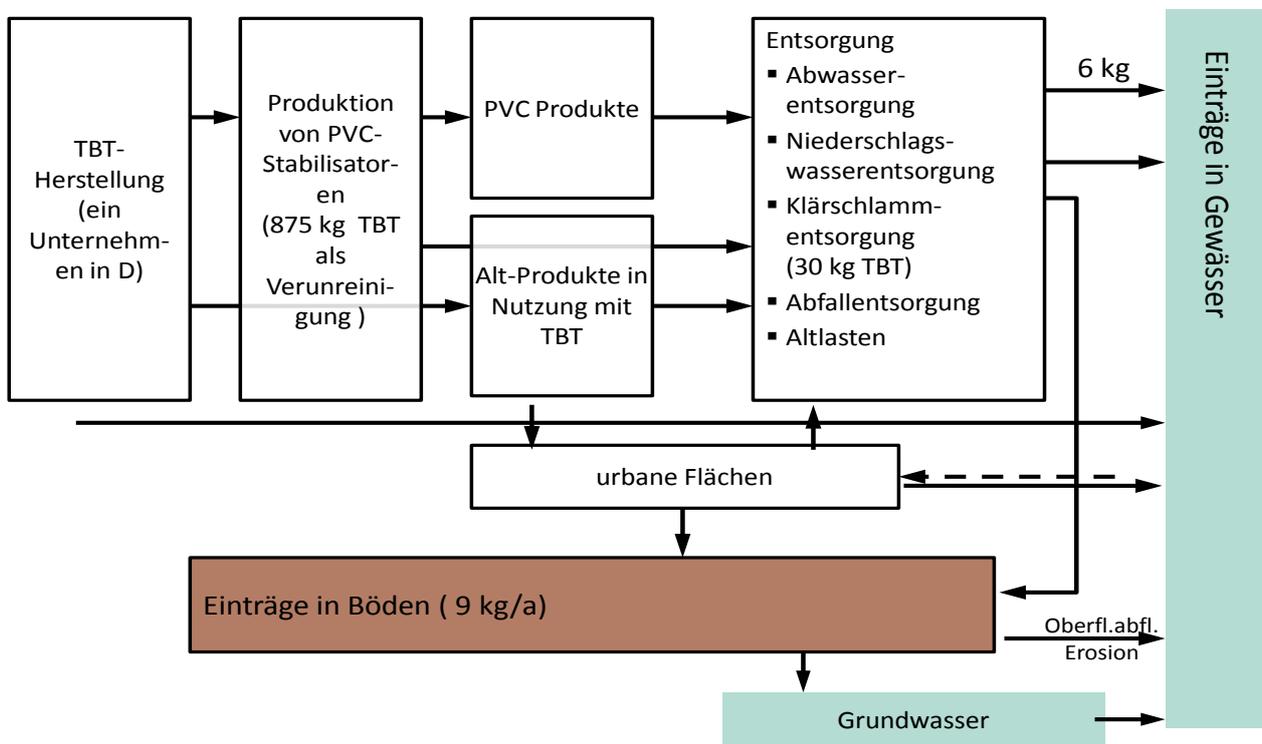
Anwendung	TBT-Verbrauchs-/ Emissionsmenge in Deutschland (D)	Eintragspfad	Trend
Nicht-Biozid-Anw.: Org. Synthesemittel Ausrüstung von Kunststoffen mit Spezialanwendung	- Verwendung in geschlossenen Systemen (< 200 t/a) - geringe Mengen, keine TBT-Freisetzung (< 5 t/a)	vermutlich kein Eintrag	nicht relevant
Industrieller Holzschutz	in D und in der EU eingestellt; Emissionen durch Restbestände behandelter Hölzer und Importe möglich;	z. T. direkt, z. T. Kanalisation/ Kläranlage	abnehmend
Silikondichtmassen	in D bis 1999 geringe TBT-Mengen (< 10 t/a); (Rest-) Emissionen durch verbaute Materialien möglich	Kanalisation / Kläranlage	abnehmend
Textilausrüstung	in D seit 1999 eingestellt; ggf. Emissionen durch Textil-Importe sowie durch TBT-Verunreinigungen in anderen Organozinnverbindungen	Kanalisation / Kläranlage	unklar
PIB- Dachbahnen	früher großer Verwendungsbereich (ca. 150 t/a); seit 1994 eingestellt; (Rest-) Emissionen durch verbaute Materialien	Kanalisation/ Kläranlage	abnehmend
Konservierung was-	in der EU verboten (Richtlinie 2002/62/EG)	Kanalisation /	abnehmend

¹⁸ Der Gesamtverbrauch an Organozinnstabilisatoren und -katalysatoren in Deutschland betrug nach der letzten verfügbaren Quelle 5300 t/a (UBA 2000). Davon errechnet sich bei 1 % Masseanteil der technischen Verunreinigungen ein Wert von 53 t/a triorganischer Zinnverbindungen, wovon ca. 1/3 Butylverbindungen sind.

serbasiertes Dispersionsfabrikat		Kläranlage	
Verunreinigung von Mono- und Dibutylzinnverbindungen	Entstehung von etwa 17,5 t TBT; bei einer Migrationsrate von 5 % potenzieller Umwelteintrag von ca. 875 kg/a möglich	Kanalisation/ Kläranlage	abnehmend aufgrund reduzierter TBT-Gehalte

Abbildung 10: Emissionsorientierter Stofffluss TBT in Deutschland

TBT



3.2.4 Diclofenac

Übersicht

Diclofenac ist ein breit eingesetztes Schmerzmittel (Analgetikum) und gehört wegen seiner entzündungshemmenden Wirkung zu der Wirkstoffklasse der nichtsteroidalen Antirheumatika bzw. Antiphlogistika (NSAP). Diclofenac wird zur Therapie von akuten und chronischen Schmerzen sowie Entzündungen eingesetzt.

Diclofenac-haltige Arzneimittel sind in Deutschland überwiegend verschreibungspflichtig. Ausnahmen bilden niedrig dosierte Präparate zur topischen Anwendung (bspw. Salben und Gels zum Auftragen auf die Haut) mit Diclofenac-Konzentrationen bis 5 % und perorale Präparate (bspw. Tabletten zur Einnahme über den Mund) mit bis zu 25 mg Wirkstoff pro Tablette zur Behandlung leichter bis mäßig starker Schmerzen und Fieber (Verordnung über die Verschreibungspflicht von Arzneimitteln vom 21. Dezember 2005, Anla-

ge 1). Das laut Angabe des Herstellers meistverkaufte nichtverschreibungspflichtige Gel-Präparat enthält 1 % des Wirkstoffes Diclofenac (www.voltaren.de).

Der Wirkstoff wird bei verschreibungspflichtigen Medikamenten in Form von Tabletten, Kapseln, Dragees, Tropfen, Zäpfchen, Injektionslösungen, Gel, Pflastern und Augentropfen verabreicht. Im Bereich der über die Gesetzlichen Krankenversicherungen (GKV) verschriebenen Präparate werden mit 130 von insgesamt 441 die meisten verschriebenen Tagesdosen (Daily Defined Dose oder DDD) in Form von Tabletten à 25–75 mg Diclofenac mit Packungsgrößen à 20/ 50/ 100 Tabletten vertrieben (www.apotheken-umschau.de; Schwabe & Paffrath 2011). Während die genaue Dosierung vom Schmerz- oder Entzündungsgrad abhängt, soll eine Tagesdosis von 150 mg entsprechend Packungsbeilage nicht überschritten werden. Entsprechend BASG (2013) wird empfohlen, aufgrund der Risiken des Wirkstoffes, die Dosierung so niedrig wie möglich zu halten.

Stoffeigenschaften

Diclofenac gehört zu Phenyllessigsäurederivaten, dessen Verhalten stark vom pH-Wert abhängt. Aufgrund des hohen Verteilungskoeffizienten zwischen organischem Kohlenstoff im Boden und Wasser (K_{OC}) von 245 bei niedrigen pH-Werten vermag sich der Stoff insbesondere im sauren Milieu verstärkt an organisches Material zu binden. Die Anreicherung in Lebewesen ist mit einem niedrigen Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten ($\log K_{OW}$) im Bereich von 4–4,5 gering. Der Biokonzentrationsfaktor (BCF) liegt mit 3 weit unter 2000 und gilt somit nach der Definition der EU-Chemikalienverordnung (REACH) nicht als bioakkumulierender Stoff (B-Stoff). Die Wasserlöslichkeit von Diclofenac ist mit 2,37 mg/l sehr gering (PubChem, LANUV NRW 2007).

Die Ausscheidung des Wirkstoffes erfolgt nach der Metabolisierung zu 20–30 % über die Fäzes und zu 50–70 % über den Urin. Mit dem Urin werden nur etwa 1 % unverändertes Diclofenac, 5–10 % Konjugate¹⁹ des Wirkstoffes sowie 30–50 % als Metabolite und ihre Konjugate ausgeschieden. Als Metabolite des Wirkstoffes sind 5-,3'- und 4',5-Dihydroxydiclofenac, 3'- und 5'-Hydroxydiclofenac und der Hauptmetabolit 4'-Hydroxydiclofenac bekannt (PubChem, DrugBank, Gartiser et al. 2011, LANUV NRW 2007). Die pharmazeutische Wirksamkeit liegt beim Hauptmetabolit unter 3 %. Weitere Metabolite sind kaum oder gar nicht pharmazeutisch wirksam (Bergmann et al. 2011, Gartiser et al. 2011); dementsprechend wird auch von einer Abnahme der Toxizität der Metabolite ausgegangen. Befunde zur kanzerogenen oder gentoxischen Wirkung der Muttersubstanz liegen nicht vor (Gartiser et al. 2011).

Die Aufnahme des Wirkstoffs aus Salben oder Gels über die Haut erfolgt mit rund 6 % zu einem geringen Anteil (Schrey und Wilhelm 1999).

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Die toxische Wirkung von Diclofenac wurde durch die Pressemeldungen in den 1990er Jahren weltweit bekannt. Damals wurde das Geiersterben in Indien und Pakistan aufgrund von mit Diclofenac kontaminierten Tierkadavern ausgelöst (Ganguly & Mukhopadhyay 2013). Die Aufnahme der Kadaver führte zu Nierenversagen und Harnsäureeinlagerungen in den Organismen der Geier. Nierenschäden gehören auch zu den Nebenwirkungen des Wirkstoffes beim Menschen.

Bei Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) wurden Nierenschäden auf ultrastruktureller Ebene ab einer Konzentration von 1 µg/l festgestellt (Triebskorn et al. 2004). Ein ähnliches Ergebnis mit einer LOEC(28 d) von 5 µg/l (Veränderungen von Nieren und Kiemen in Fischtoxizitätstests) berichten Schwaiger et al. (2004) (zitiert in LANUV NRW 2007). Ferrari et al. (2003) stellten in ihren Untersuchungen zur Toxizität von Diclofenac im Zebraquarienfisch (*Danio rerio*) keine Effekte bis zu einer Konzentration (NOEC(10 d)) von 4 mg/l fest. Nach Kehrner (2008) besteht keine akute Toxizität unter einer Konzentration von 0,83 mg/l (NOEC(48h)). Die letale Dosis, bei der 50 % der Testorganismen sterben (LC50), wurde in seinen Untersu-

¹⁹ Arzneistoff über funktionelle Gruppen mit wasserlöslichen Molekülen verbunden (konjugiert); hierdurch wird die Ausscheidung über die Nieren oder über die Galle möglich.

chungen nach 48 h bei einer Konzentration von 2,87 mg/l erreicht. Hanisch et al. (2002) geben dagegen einen LC0-Wert von 110 mg/l und eine LC50 von 214 mg/l.

Ferrari et al. (2003) untersuchten die Toxizität von Diclofenac auch auf Krebstiere, Grünalgen und Leuchtbakterien. Dabei reagierten *Daphnia magna* wie auch *Ceriodaphnia dubia* bei Konzentrationen > 1 mg/l (NOEC7d = 1 mg/l). Im akuten Toxizitätstest (48 h) mit *Daphnia magna* wurde ein Effekt bei 50 % der Testorganismen bei einer Konzentration (EC50) von 22,43 mg/l erreicht. Dieses Ergebnis konnte von Cleuvers (2003) mit einer EC50 von 26 mg/l bestätigt werden. Hanisch et al. (2002) zitieren Effektkonzentrationen für 24 stündige Toxizitätstests mit *Daphnia magna* ohne genauere Angaben und nennen eine NEC von 18 mg/l, eine EC50 von 56 mg/l und eine EC100 von > 100 mg/l. Eine Konzentration von 11,5 mg/l bedarf eine *Vibrio fischeri* Kultur für eine EC50 (0,5 h). Grünalgen (*Pseudokirchneriella subcapitata*) wiesen mit einer LOEC(96h) von 20 mg/l (NOEC96h = 10 mg/l) eine ähnliche Empfindlichkeit auf. Cleuvers (2003) stellte eine EC50 von 72 mg/l für die Art *Desmodesmus subspicatus* fest.

Insgesamt bestätigt sich auf Basis der genannten Literatur eine hohe Umweltrelevanz für Diclofenac. Laut einer Auswertung einer Monitoring-Datenbank bei Bergmann et al. (2011) besteht bei Diclofenac aufgrund eines MEC_{max}/PNEC Verhältnisses (Verhältnis der maximalen in der Umwelt vorkommenden Konzentration zu der vorausgesagten Konzentration bei der noch kein Effekt erwartet wird) von ≥ 1 (31) ein wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial. Die niedrigste Konzentration in deren Anwesenheit ein Effekt eintritt (LOEC) liegt bei 1 µg/l, der PNEC liegt bei 0,1 µg/l.

Umweltkonzentrationen

Die Verbreitung des Wirkstoffes in den Gewässern ist ubiquitär. In Zuläufen und Abläufen von Kläranlagen wurden Konzentrationen von > 1 µg/l gemessen (LANUV NRW 2007). Funde für maximale Klärschlammkonzentrationen werden in Höhe von 212 µg/g Trockensubstanz (TS) (Bergmann et al. 2011) angegeben.

Aus dem Rhein sind aus älteren Untersuchungen (vor 2001) Konzentrationen in Höhe von 0,015 µg/l bis 0,3 µg/l bekannt (LANUV NRW 2007). In einer Messreihe in den Jahren 2002 bis 2010 (Rhein bei Lobith) fanden sich ähnliche Diclofenac-Konzentrationen bis 0,25 µg/l (Bergmann 2011). Die von Bergmann et al. (2011) aus deutschlandweiten Datenbank-Eintragungen ermittelte maximale Konzentration von 3,1 µg/l in Oberflächengewässern wurde im Grundwasser durch eine Konzentration in Höhe von 3,4 µg/l (Lilienblum et al. 1998) übertroffen.

Auch in Trinkwasserproben konnten Stumpf et al. (1996) 0,001 bis 0,006 Diclofenac detektieren (zitiert in LANUV NRW 2007).

Produktion und Verwendung

Diclofenac ist mit 434 verschriebenen definierten Tagesdosen (DDD²⁰) im Jahr 2011 eins der meistverkauften Analgetika in Deutschland (GKV-Arzneimittelindex im Wissenschaftlichen Institut der AOK (WiDO) 2013). Im Jahr 2010 betragen Diclofenac-Verordnungen etwa 50 % der gesamten nichtsteroidalen Antirheumatika bzw. Antiphlogistika (NSAP)-Verordnungen. McGettigan & Henry (2013) stellten fest, dass Diclofenac rund ein Drittel des gesamten NSAP-Verbrauchs in 15 untersuchten Ländern ausmacht. Zu den NSAP gehören u. a. auch Ibuprofen (s. u.), die unter dem Namen Aspirin bekannte Acetylsalicylsäure und weitere Wirkstoffe, deren gewichtsbezogene Verkaufsmenge z. T. aufgrund von hohen Stoffkonzentrationen pro DDD größer ist, die jedoch von der Anzahl her deutlich seltener verordnet werden. Gründe hierfür sind zum einen abweichende Wirkmechanismen mit teilweise stärkeren Nebenwirkungen, zum anderen liegen beispielsweise bei Ibuprofen und Acetylsalicylsäure erheblich mehr nichtverschreibungspflichtige Präparate vor (Schwabe & Paffrath 2011).

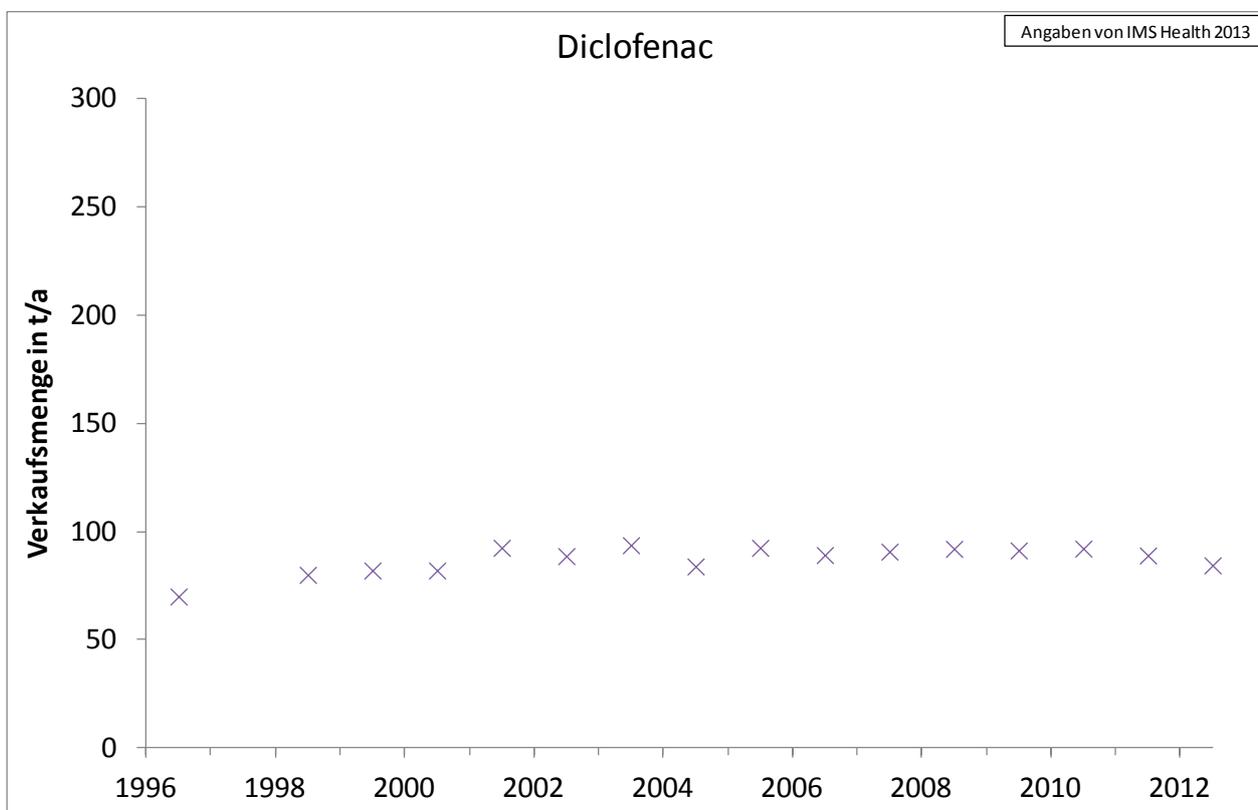
²⁰ Definierten Tagesdosis (engl.: Defined Daily Dose); auch angenommene Mittlere Tagesdosis.

Die Verkaufsmenge von Diclofenac belief sich 2012 auf über 84 Tonnen (IMS Health AG 2013) mit einem leichten Rückgang seit 2008, trotz eines allgemein zunehmenden Trends von NSAP-Verschreibungen (Abbildung 11).

Systemische Anwendungen (Tabletten etc.) sind hierbei stark dominierend. Laut GKV-Arzneimittelindex im Wissenschaftlichen Institut der AOK (WIdO) (2013) liegt das Verhältnis von systemischen Anwendung zur topischen Anwendung (Salben etc.) bei rund 35:1 (im Jahr 2011 standen mit 422 Mio. DDD Präparate zur systemischen Anwendung (Tabletten etc.) 12 Mio. DDD zur topischen Anwendung (Salben etc.) gegenüber).

Zum Teil wird Diclofenac auch im Veterinärbereich angewendet. In Deutschland, in den vom Geiersterben betroffenen Ländern, sowie in weiteren Ländern ist diese Anwendung jedoch untersagt. In Europa wurde Diclofenac in Spanien und in Italien für den veterinärmedizinischen Bereich wieder zugelassen (vgl. Lombard 2014).

Abbildung 11: Veränderung der Verkaufsmengen von Diclofenac



Daten von IMS Health 2013; Daten vor 2001 stammen aus BLAC 2003 mit Datenbezug von IMS Health AG

Stoffflüsse

Konkrete Angaben zu Produktionsmengen liegen nicht vor, da die Hersteller nicht verpflichtet sind, ihre Daten offenzulegen (Schulte-Oehlmann et al. 2007). Die Abwassermenge aus dem Produktionsbereich pharmazeutischer Erzeugnisse belief sich 2010 auf rund 0,12 % des gesamten Abwasseraufkommens Deutschlands (Destatis 2014 a), von denen ca. 87 % direkt nach Vorreinigung nach dem Stand der Technik eingeleitet wurden. Einleitkonzentrationen von Diclofenac konnten in Schweden trotz Abwasserbehandlung bis in den Mikrogrammbereich nachgewiesen werden (Thomas & Langford 2010). Für Deutschland liegen keine konkreten Daten vor. Der Verband der europäischen Industrie für Selbstmedikation AESGP²¹ (2012) und die IKSr (2010 a) schätzen den Eintrag über Direkteinleiter auf < 10 %. Im Rahmen der vorliegenden Stoffflussbetrachtung wird der Eintrag über Direkteinleiter als vernachlässigbar (< 1 %) angesehen.

²¹ Association of the European Self-Medication Industry.

Laut IMS Health (2013) betrug der Anteil von Diclofenac bei den verschreibungspflichtigen Präparaten, der über den Einzelhandel an Privatverbraucher abgegeben wurde, 95 %. Über Gesundheitseinrichtungen wurden rund 5 % der Gesamtmenge abgegeben.

Im Hinblick auf den Eintrag in die Gewässer ist die systemische Aufnahme des Wirkstoffes in Form von Tabletten oder Injektionslösungen entscheidend. Die äußerliche (topisch) Anwendung in Form von Gels, Salben oder Tropfen findet nur zu einem geringen Anteil statt. Das Verhältnis von systemischen Anwendungen zu topischen Anwendungen betrug im Jahr 2011 im GKV-Bereich 35:1. Die Anzahl der verkauften nicht verschreibungspflichtigen Präparate zur topischen Anwendung ist nicht bekannt. Zwar kann davon ausgegangen werden, dass diese den größeren Anteil ausmachen, jedoch ist aufgrund der enthaltenen geringeren Konzentrationen nicht von einer starken Veränderung des Mengenverhältnisses auszugehen. Die Menge, die durch äußerliche Anwendungen in das Abwasser gelangen kann (Ausscheidung nach Aufnahme in den Körper, Eintrag bei Körperhygiene oder beim Wäschewaschen) ist kaum abschätzbar. Die Resorptionsmenge topischer Anwendungen kann ebenfalls nicht eindeutig angegeben werden, da der Eintrag aus äußerlich verabreichten Präparaten vom individuellen (Anwendungs-) Verhalten abhängig ist.

Allgemein wird die Compliance²² von Medikamenten auf 70–80 % vom Sachverständigenrat zur Begutachtung der Entwicklung im Gesundheitswesen (2002) geschätzt (vgl. auch Larsen et al. 2008). Im Projekt PHARMAS (Oldenkamp 2011) wurde der Anteil der Non-Compliance-Verwendung/Entsorgung auf 18,4 % geschätzt. Hiervon wird entsprechend Götz & Keil (2007) geschätzt, dass ca. 16 % der Non-Compliance (Tabletten) über die Toilette entsorgt wird. Götz & Deffner (2010) schätzen den Anteil der Alt- und Restmedikamenten, die über den Abfluss entsorgt werden, auf insgesamt 14 %.

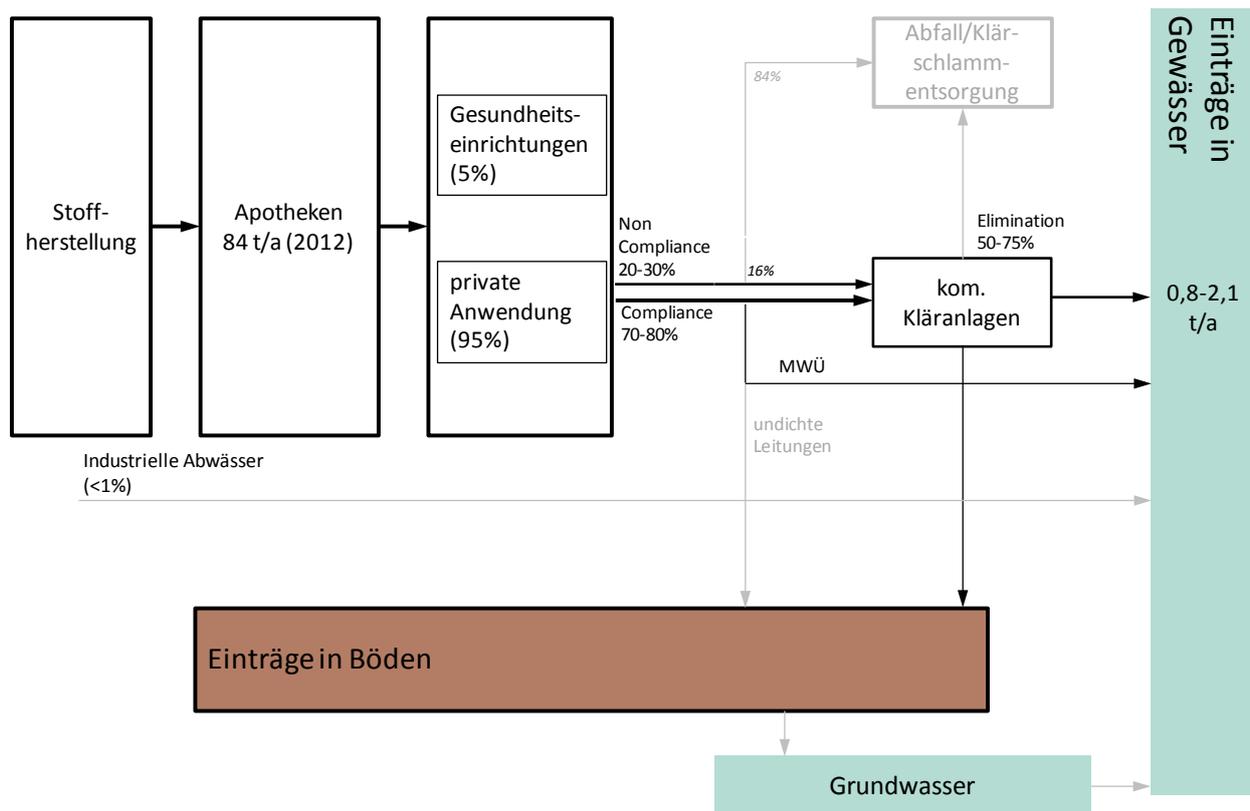
Nach Helvepharm AG (2005) ist von einer Ausscheidungsrate der Muttersubstanz von 1 % auszugehen. Nach Kümmerer et al. (2011) werden 5–10 % der Substanz in Konjugate umgewandelt, die bei der vorliegenden Abschätzung der Stoffeinträge in die Gewässer jedoch nicht berücksichtigt werden. Geht man entsprechend Ternes (2001) davon aus, dass Konjugate in der Abwasserreinigung wieder gespalten werden können, erhöht sich die Fracht, die in die Gewässer eingetragen wird, entsprechend.

Informationen zum Abbau auf der Kläranlage reichen von unter 10 bis über 90 %. Für die Abschätzung der Stoffeinträge in die Gewässer wird von einem Abbau von 50–75 % ausgegangen.

Entsprechend ist mit Einträgen in die Gewässer über den Eintragspfad kommunale Kläranlage mit 0,8–2,1 t/a zu rechnen. Weitere Eintragspfade (Veterinärbereich, landwirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung) werden nicht betrachtet.

²² Siehe S. 49: Anwendungen entsprechend Verschreibung.

Abbildung 12: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Diclofenac



3.2.5 Ibuprofen

Übersicht

Ibuprofen ist ein breit eingesetztes Schmerzmittel (Analgetikum) und gehört wegen seiner entzündungshemmenden Wirkung zu der Wirkstoffklasse der nichtsteroidalen Antirheumatika bzw. Antiphlogistika (NSAP). Der Arzneistoff wird in Form von Tabletten, Kapseln, Salben, Zäpfchen, wasserlöslichem Granulat und oralen Suspensionen gegen Schmerzen, Entzündungen und Fieber verabreicht und eingenommen.

Hoch dosierte Präparate sind verschreibungspflichtig. Die Definition der nichtverschreibungspflichtigen Dosen variiert nach Art und Dauer der Applikation²³. Bei äußeren Anwendungen sind Stoffkonzentrationen kleiner 5 % von der Verschreibungspflicht ausgenommen. Bei systemischen Anwendungen sind Tabletten mit einer Wirkstoffmenge bis 400 mg für den Akutgebrauch bei leichten bis mäßig starken Schmerzen und Fieber sowie Migräne verschreibungsfrei.

Stoffeigenschaften

Ibuprofen gehört zu der Gruppe der Essigsäurephenylesterderivate. Mit 21 mg/l liegt eine geringe Wasserlöslichkeit dieser Substanz vor. Das relativ hohe Sorptionsverhalten (K_{OC} 3,4) und ein niedriger $\log K_{OW}$ -Wert im Bereich von 3,5–4,5 mit einem BCF von 3 deuten auf geringe Anreicherung in Biota, dafür aber im Sediment hin (LANUV NRW 2007, DrugBank, PubChem).

Der Wirkstoff wird zu pharmakologisch inaktiven Substanzen metabolisiert und zu 90 % mit dem Urin und etwa 10 % über die Fäzes ausgeschieden (Bergmann et al. 2011, DrugBank, PubChem). Davon sind 1 % unveränderte Muttersubstanz und etwa 14 % Konjugate des Ibuprofens. Den Rest bilden die Metabolite 2-Hydroxy-Ibuprofen (43 %) und 2-Carboxy-Ibuprofen (26 %) und deren Konjugate sowie geringe Mengen an

²³ S. Anlage 1 der Verordnung über die Verschreibungspflicht von Arzneimitteln vom 21. Dezember 2005.

1- und 3-Hydroxy-Ibuprofen und Spuren von 2-Phenylpropansäure. Gentoxizität ist weder bei der Muttersubstanz noch bei den Metaboliten bekannt (Gartiser et al. 2011, Hanisch et al. 2002).

Hanisch et al. (2002) stufen Ibuprofen aufgrund der guten Metabolisierung und der biologischen Abbaubarkeit als Wirkstoff ohne wirkungsseitige Umweltrelevanz ein. Seine Halbwertszeit bei photochemischem Abbau beträgt 1,4 Tage (Hanisch et al. 2002).

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Bergmann et al. (2011) schreiben Ibuprofen aufgrund eines $MEC_{max}/PNEC^{24}$ Verhältnisses von < 1 (0,04) kein wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial zu. LOEC wird mit 3 mg/l angegeben, der PNEC beträgt 60 µg/l. Die toxischen Konzentrationen aus vorliegenden Daten/Quellen decken sich mit dieser Angabe im Bereich der niederen und höheren Tiere, wobei Ternes et al. (1999) in einem 48 stündigen Toxizitätstest an *Daphnia magna* bei einer Konzentration von 3 mg/l keinen Effekt mehr beobachten konnten. Eine NOEC von 4,88 mg/l liegt für Zebraquärlinge (*Danio rerio*) vor, eine LC₅₀ (48 h) wurde bei 20 mg/l erreicht (Kehrer 2008). 96 stündige Toxizitätstests mit Sonnenbarschen (*Lepomis macrochirus*) ergaben eine NOEC von 10 mg/l und eine LC₅₀ von 173 mg/l (Halling-Soerensen et al. 1997 zitiert in Hanisch et al. 2002). Für Diatomeen der Art *Skeletonema costatum* wurde eine EC₅₀ (95 h) bei einer Konzentration von 7,1 mg/l festgestellt (Halling-Soerensen et al. 1997 zitiert in Hanisch et al. 2002). Bakterien weisen im Microtox®-Test (5 Min.) bereits bei 12,3 mg/l eine EC₅₀ auf (Halling-Soerensen et al. 1997 zitiert in Hanisch et al. 2002). Wasserlinsen der Art *Lemna gibba* weisen nach Cleuvers (2003) schon bei sehr geringen Konzentrationen Empfindlichkeiten gegenüber Ibuprofen auf. Brain et al. (2004) konnten jedoch keine toxische Wirkung beobachten (wobei zu beachten ist, dass die minimale getestete Konzentration ungenannt ist und eventuell die von Cleuvers (2003) maximale getestete Konzentration übersteigen könnte). Cleuvers arbeitete mit Konzentrationen von 10–100 mg/l (LANUV NRW 2007). Schwebegarnelen (*Mysidopsis bahia*) weisen unter 30 mg/l keine Empfindlichkeit gegenüber Ibuprofen auf (Halling-Soerensen et al. 1997 in Hanisch et al. 2002). Die Ergebnisse von Untersuchungen der Ibuprofen-Toxizität an den Organismengruppen erlauben die Schlussfolgerung, dass die Empfindlichkeit gegenüber Ibuprofen nicht von der Komplexität der Spezies abhängt.

Umweltkonzentrationen

Angaben zu gemessenen Ibuprofen-Konzentrationen im Kläranlagenzulauf liegen bei > 1 µg/l, im Kläranlagenablauf bei $> 0,1$ µg/l (LANUV NRW 2007). Konzentrationen im Klärschlamm liegen zwischen 0,5 und 29 µg/kg TS.

Ibuprofen wurde in allen Gewässerkompartimenten detektiert. Die maximale Konzentration in deutschen Oberflächengewässern liegt bei 2,43 µg/l (Bergmann et al. 2011). Im Rhein (bei Lobith) wurden in einer Messreihe 2001–2010 Konzentrationen größer 0,1 µg/l verzeichnet. Weitere Funde in Oberflächengewässern in NRW (2004–2010) zeigten Konzentrationen im Bereich größer 1 µg/l (Bergmann 2011).

Das Grundwasser ist stellenweise mit Ibuprofenkonzentrationen im Bereich von 0,1–1 µg/l belastet (Bergmann 2011).

Aus Trinkwasseruntersuchungen sind Ibuprofen-Konzentrationen $< 0,1$ µg/l bekannt (Bergmann 2011).

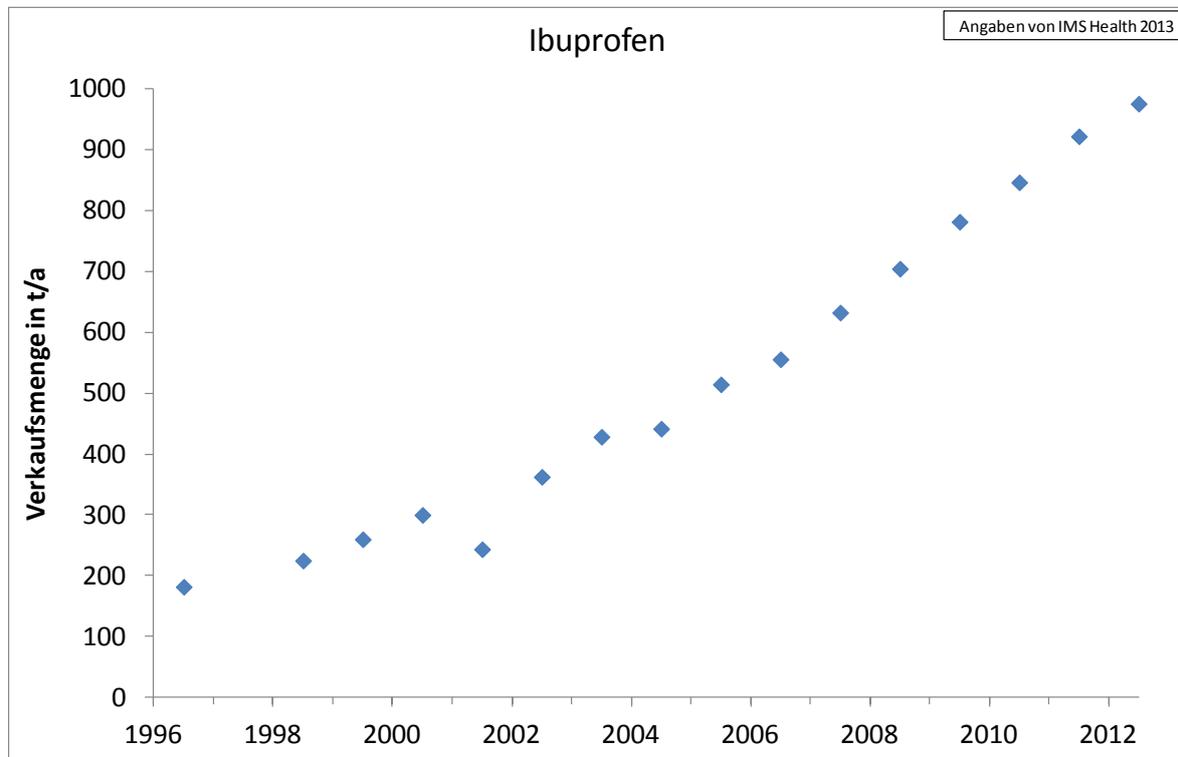
Produktion und Verwendung

Ibuprofen belegt innerhalb der NSAP-Präparate im GKV-Bereich mit rund 424 Mio. verschriebenen DDD im Jahr 2011 den zweiten Verschreibungsrang (GKV-Arzneimittelindex im Wissenschaftlichen Institut der AOK (WIdO) 2013). Im Vergleich dazu betrug die topische Anwendung 0,05 Mio. DDD. Hinzu kommt ein nicht quantifizierbarer Anteil an niedrigdosierten, nicht verschreibungspflichtigen Präparaten (Schwabe & Paffrath 2011). Auch innerhalb der Wirkstoffgruppe der Analgetika (2009: Analgetikagesamt 2.650 t/a, Ibuprofen 782 t/a) nimmt seine Verbrauchsmenge einen sehr hohen Anteil ein. Die Verbrauchsentwicklung

²⁴ Verhältnis der gemessenen effektiven Konzentration zur vorausgesagten effektiven Konzentration.

zeigt einen kontinuierlich starken Anstieg. Die Verbrauchsmenge nahm nahezu um den Faktor 4 innerhalb der vergangenen zehn Jahre zu (Abbildung 13).

Abbildung 13: Veränderung der Verkaufsmengen von Ibuprofen



Daten von IMS Health 2013; Daten vor 2001 stammen aus BLAC 2003 mit Datenbezug von IMS Health AG

Stoffflüsse

Informationen zu Produktionsmengen sind in Kapitel 3.2.5, Unterkapitel „Produktion und Verwendung“, dargestellt.

Laut IMS Health (2013) betrug der Anteil von Ibuprofen bei den verschreibungspflichtigen Präparaten, der über den Einzelhandel an Privatverbraucher abgegeben wurde, 96 %. Über Gesundheitseinrichtungen wurden rund 4 % der Gesamtmenge abgegeben.

Die Annahmen zu Compliance und Non-Compliance Raten entsprechen denen in Kapitel 3.2.4, Unterkapitel „Produktion und Verwendung“ dargestellten Angaben.

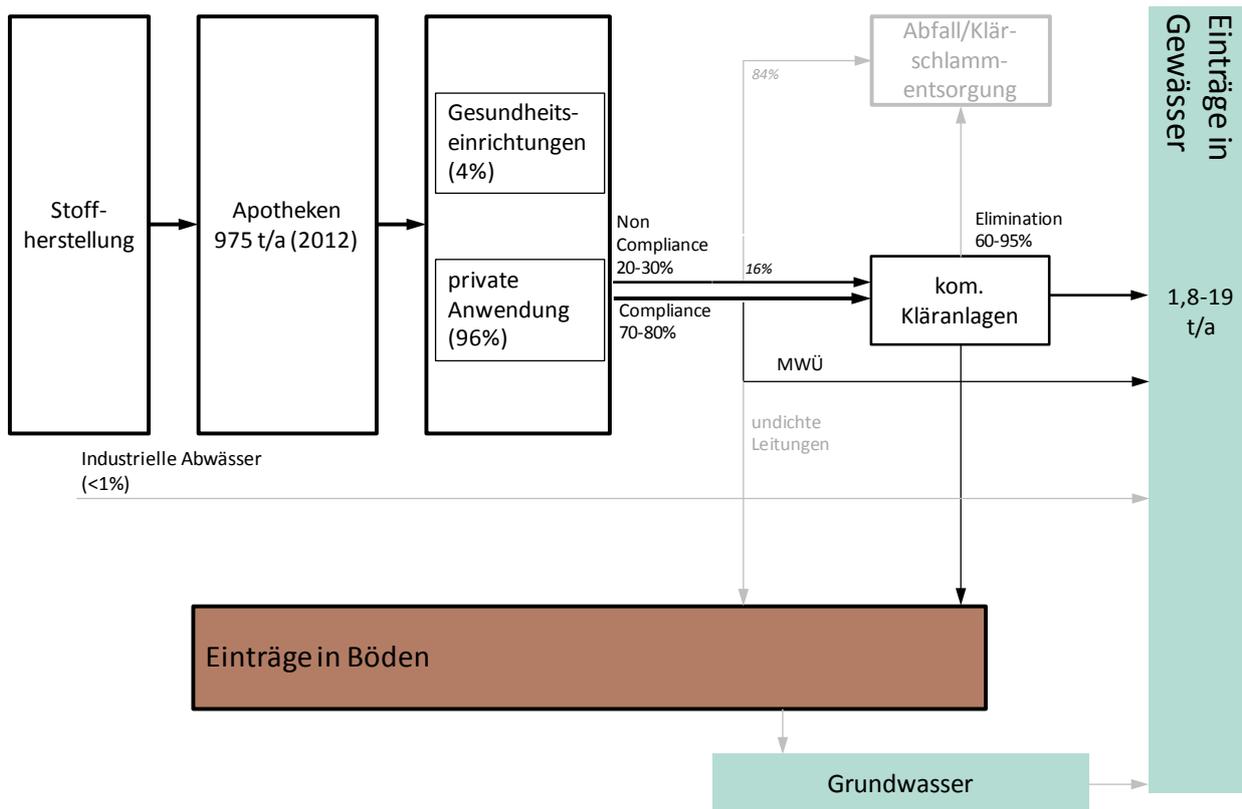
Die systemische Einnahme des Wirkstoffes, z. B. in Form von Tabletten, dominiert stark. Die äußerliche (topisch) Anwendung in Form von Gels, Salben oder Tropfen findet nur zu einem sehr geringen Anteil statt. Das Verhältnis von systemischen Anwendungen zu topischen Anwendungen betrug im Jahr 2011 im GKV-Bereich 8480:1.

Nach Martindale (1997) ist von einer Ausscheidungsrate der Muttersubstanz von 1 % auszugehen. Nach Kümmerer et al. (2011) werden 14 % der Substanz in Konjugate umgewandelt, die bei der Abschätzung der Stoffeinträge in die Gewässer jedoch nicht berücksichtigt werden.

Informationen zum Abbau auf der Kläranlage reichen von 58 bis über 90 % (LANUV 2007).

Entsprechend ist mit Einträgen in die Gewässer über den Eintragspfad kommunale Kläranlage mit 1,8–19 t/a zu rechnen. Weitere Eintragspfade (Veterinärbereich, landwirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung) werden nicht betrachtet.

Abbildung 14: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Ibuprofen



3.2.6 Metoprolol

Übersicht

Metoprolol wird unter anderem zur Behandlung von Bluthochdruck, bei Erkrankungen der Herzkranzgefäße, Herzrhythmusstörungen und zur Akutbehandlung bei Herzinfarkten eingesetzt. Als β -Rezeptorenblocker (Betablocker) ist Metoprolol verschreibungspflichtig. Die Verabreichung des Arzneistoffs kann mittels Tabletten oder Injektionen erfolgen.

Stoffeigenschaften

Metoprolol weist eine sehr gute Wasserlöslichkeit von 16,9 g/l auf (McFarland et al. 2001). Der Stoff vermag sich nur geringfügig in Biota anzureichern ($\log K_{OW} = 1,88$ und $2,04$ / $BCF = 1,3$) und weist ein hohes Sorptionsvermögen ($K_{OC} = 62$) auf (Huschek & Krenzel 2003, Hanisch et al. 2002, PubChem). Es kann also von einer relativ guten Verteilung des Wirkstoffs in den Gewässern und von einem Ablagerungspotenzial im Sediment ausgegangen werden.

Die Ausscheidung erfolgt vollständig über den Urin und innerhalb von 72 Stunden. Lediglich 5–10 % der renalen Exkretionen bestehen in der unveränderten Muttersubstanz, den Rest bilden die Metabolite O-Demethylmetoprolol (60–65 %), α -Hydroxymetoprolol (ca. 10 %) und das deaminierte Metoprolol 2-hydroxy-3-[4-(2-methoxyethyl)phenoxy]Propanolsäure (ca. 10 %). Die Metabolite sind pharmakologisch weniger wirksam und haben eine geringere Toxizität. Eine Mutagenität des Wirkstoffes wurde nicht nachgewiesen (Bergmann et al. 2011, Gartiser et al. 2011, PubChem).

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Hanisch et al. (2002) weisen Metoprololtartrat (eine Form des Arzneimittels mit dem Wirkstoff Metoprolol) aufgrund des guten Metabolismus und einer hohen Eliminationsrate während der Abwasserreinigung eine geringe Umweltrelevanz zu. Das $MEC_{max}/PNEC$ Verhältnis liegt nach Bergmann et al. (2011) knapp unter 1 (0,78). Deshalb wird dem Wirkstoff kein wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial zugesprochen.

Eine hohe Relevanz des Wirkstoffes besteht jedoch aufgrund von hohen Konzentrationen in Oberflächengewässern und Grundwasser sowie der steigenden Verbrauchsmengen (Abbildung 15), die mittlerweile etwas weniger stark ansteigen. Der LOEC wird bei Hanisch et al. (2002) mit 3200 µg/l angegeben, der PNEC liegt mit 3,2 µg/l um drei Potenzen niedriger. Die toxischen Dosen liegen meist im sehr hohen Milligramm-Bereich. Hanisch et al. (2002) zitieren aus einer unveröffentlichten Quelle eine LC50 von 943,9 mg/l für Fische. Kehrer (2008) ermittelte in subchronischen Toxizitätstests (48 h) mit Zebraärlingen (*Danio rerio*) eine um das Dreifache höhere LC50 von 2850 mg/l und eine LOEC von 580 mg/l.

Im akuten Toxizitätstest mit Daphnien stellte Cleuvers (2003) eine EC50 von > 100 mg/l und für Wasserlinsen der Gattung *Lemna gibba* eine EC50 von 320 mg/l fest. Grünalgen der Art *Desmodesmus subspicatus* reagierten empfindlicher gegen Metoprolol mit einer EC50 von 7,3 mg/l.

Umweltkonzentrationen

Sowohl im Kläranlagenzulauf als auch im -ablauf kommen Metoprolol-Konzentrationen > 1 µg/l vor (LANUV NRW 2007). Im Klärschlamm wurden Metoprolol-Konzentrationen von maximal 130 µg/kg TS nachgewiesen (LANUV NRW 2007).

Im Rhein (bei Lobith) wurden in einer Messreihe von 2002 bis 2010 Konzentrationen des Arzneistoffs zwischen 0,11 µg/l und 0,15 µg/l gemessen (Bergmann 2011). Bergmann et al. (2011) ermittelten für Metoprolol eine maximale Konzentration von 2,5 µg/l.

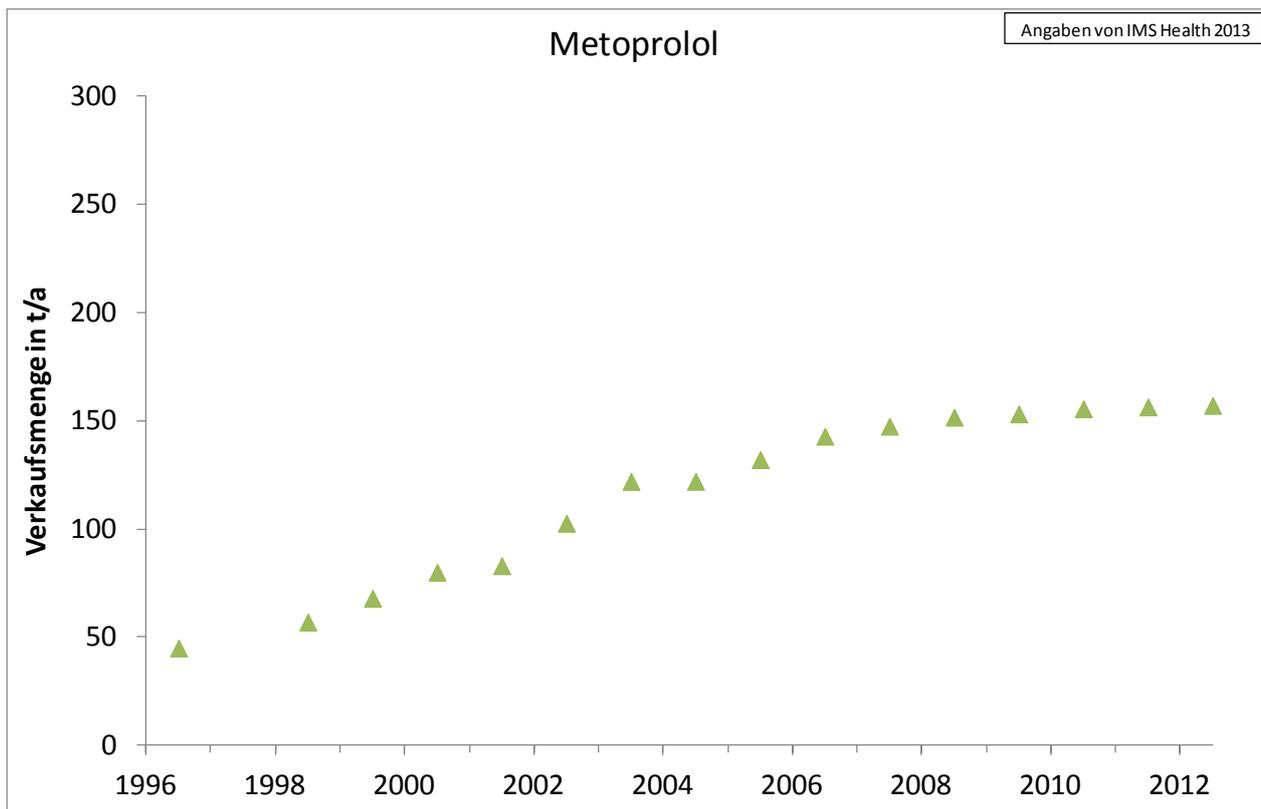
Funde von Metoprololkonzentrationen im Grundwasser liegen im Bereich zwischen 0,02 und 0,11 µg/l.

Im Trinkwasser sind bis 2007 noch keine Metoprolol-Konzentrationen dokumentiert (vgl. LANUV NRW 2007).

Produktion und Verwendung

Bereits 2001 gehörte Metoprolol zu den meistverkauften Betarezeptorenblockern. Seitdem hat sich die Verbrauchsmenge (Abbildung 15) von 83 t auf 157 t (2012) fast verdoppelt, auch wenn der Verbrauch seit 2008 nicht mehr zunahm. Die Zahl der Verbrauchsmenge von Betablockern insgesamt bewegte sich im gleichen Zeitraum zwischen 210 t (2002) und 204 t (2009) (Bergmann et al. 2011). Somit macht Metoprolol einen Großteil am gesamten Betablocker-Verbrauch aus.

Abbildung 15: Veränderung der Verkaufsmengen von Metoprolol



Daten von IMS Health 2013; Daten vor 2001 stammen aus BLAC 2003 mit Datenbezug von IMS Health AG

Stoffflüsse

Informationen zu Verbrauchsmengen sind in Abbildung 15 dargestellt.

Laut IMS Health (2013) betrug der Anteil von Metoprolol bei den verschreibungspflichtigen Präparaten, der über den Einzelhandel an Privatverbraucher abgegeben wurde, 98 %. Über Gesundheitseinrichtungen wurden rund 2 % der Gesamtmenge abgegeben.

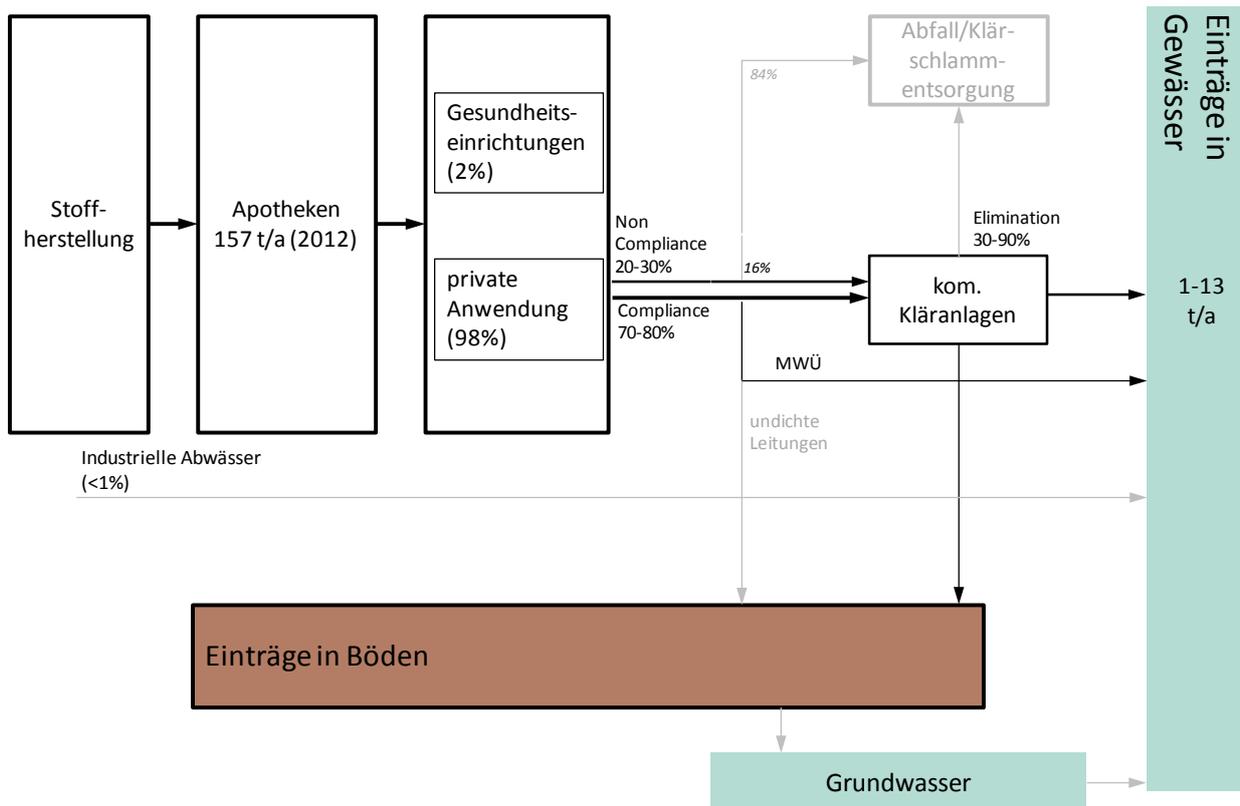
Die Annahmen zu Compliance und Non-Compliance Raten entsprechen den in Kapitel 3.2.4, Unterkapitel „Produktion und Verwendung“ dargestellten Angaben.

Nach Kümmerer et al. (2011) ist von einer Ausscheidungsrate der Muttersubstanz von 5–10 % auszugehen. In metabolisierter Form werden bis 90 % renal, also über den Urin ausgeschieden. Für die Abschätzung der Gewässereinträge im Rahmen der vorliegenden Stoffflussanalyse wird von 5–10 % ausgegangen.

Informationen zum Abbau auf der Kläranlage reichen von unter 30 bis über 90 % (LANUV 2007).

Entsprechend ist mit Einträgen in die Gewässer über den Eintragungspfad kommunale Kläranlage mit 1–13 t/a zu rechnen. Weitere Eintragungspfade (bspw. landwirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung) wurden nicht betrachtet.

Abbildung 16: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Metoprolol



3.2.7 Iomeprol

Übersicht

Iomeprol gehört zu den nicht-ionischen iodierten Röntgenkontrastmitteln (RKM). Als solches wird es in der Röntgendiagnostik in Krankenhäusern und in radiologischen Einrichtungen verwendet. Es ist verschreibungspflichtig und findet im privaten Bereich keine Anwendung. Der Wirkstoff wird als Infusion oder Injektion dem Organismus zugeführt und nahezu vollständig, innerhalb von 24 Stunden über den Urin wieder ausgeschieden. (LANUV NRW 2007, Lorusso et al. 2001, Lorusso et al. 1994).

Stoffeigenschaften

Iomeprol wird als gut wasserlöslich beschrieben (Dooley & Jarvis 2000). Aufgrund eines negativen $\log K_{ow}$ -Wertes von -2,9, wird der Wirkstoff kaum in Organismen angereichert ($BCF = 1$) (RSC 2014). Die Stabilität der Substanz ist ein wichtiges Kriterium in der Diagnostik (Bergmann 2011). Entsprechend wird der Stoff nach relativ kurzer Verweildauer im menschlichen Organismus nahezu vollständig wieder in Reinform ausgeschieden.

Laut Bergmann (2011) sind RKM wahrscheinlich die stabilsten Arzneistoffe in der Umwelt.

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Eine ausreichende Datengrundlage ist für eine ökotoxikologische Bewertung von Iomeprol bislang nicht vorhanden. Röntgenkontrastmittel sind jedoch nachweislich weder genotoxisch noch neurotoxisch und weisen kein Keimzellen schädigendes Potenzial auf. Im Auswertungsbericht zu Röntgenkontrastmitteln des IKSR (2010 b) wird angegeben, dass keine subchronischen und chronischen Tierversuche für iodierete RKM be-

kannt sind. Wegen der chemischen Inertheit von RKM wird von keiner schädigenden Wirkung auf Wasserorganismen ausgegangen (LANUV NRW 2007). Bergmann et al. (2011) sprechen Iomeprol kein wirkungsseitiges Risiko zu.

Umweltkonzentrationen

Da RKM nicht im privaten Bereich angewendet werden, ist keine Korrelation zwischen angeschlossener Einwohnerzahl einer Kläranlage und der emittierten Fracht gegeben, so wie es bei denjenigen Arzneimitteln der Fall ist, deren Anwendung einer starken Verbreitung unterliegt. Gleichzeitig werden im Abwasser von kommunalen Kläranlagen mit einem überdurchschnittlich hohen Anteil an Krankenhausabwasser hohe Konzentrationen und Frachten von Iomeprol im Zulauf gefunden (IKSR 2010 b). Entsprechend einer Anwendung während der Hauptarbeitszeiten (geringer Verbrauch in der Nacht und an Wochenenden) wurden ausgeprägte Tages- und Wochengänge der Konzentrationen von iodierten RKM in der Donau beobachtet (LANUV NRW 2007).

Ternes & Hirsch (2000) detektierten eine Iomeprolkonzentration von 1,6 µg/l im Zulauf einer Kläranlage. In einer späteren Studie berichten Ternes et al. (2007) von Iomeprolkonzentration von 10 µg/l. Da keine Angaben zu Messstellen und Rahmenbedingungen vorliegen, können keine Aussagen über einen möglichen Zusammenhang mit einer Verbrauchssteigerung gemacht werden. Im Ablauf einer kleineren Kläranlage ohne Klinikabwasser-Zulauf wurden 2,6 µg Iomeprol /l gemessen. Weitere Angaben zu Iomeprolkonzentrationen in Kläranlagenabläufen liegen zwischen 1,1 µg/l und 6,6 µg/l (Kormos 2010). In Oberflächengewässern (NRW 2004–2010, Emscher Mündung 2008) wurden Iomeprol-Konzentrationen von 0,04 bis 22 µg/l gemessen (Bergmann 2011, IKSR 2010 b, Kormos 2010, LANUV NRW 2007). Im Rhein (bei Lobith) wurden Iomeprolkonzentrationen bis 1,3 µg/l während einer Messreihe in den Jahren 2002–2010 gemessen (Bergmann 2011).

Im Trinkwasser konnten die Ruhr Wasserwerke 0,01–0,05 µg/l des Röntgenkontrastmittels in den Jahren 2003–2006 detektieren (IKSR 2010 b).

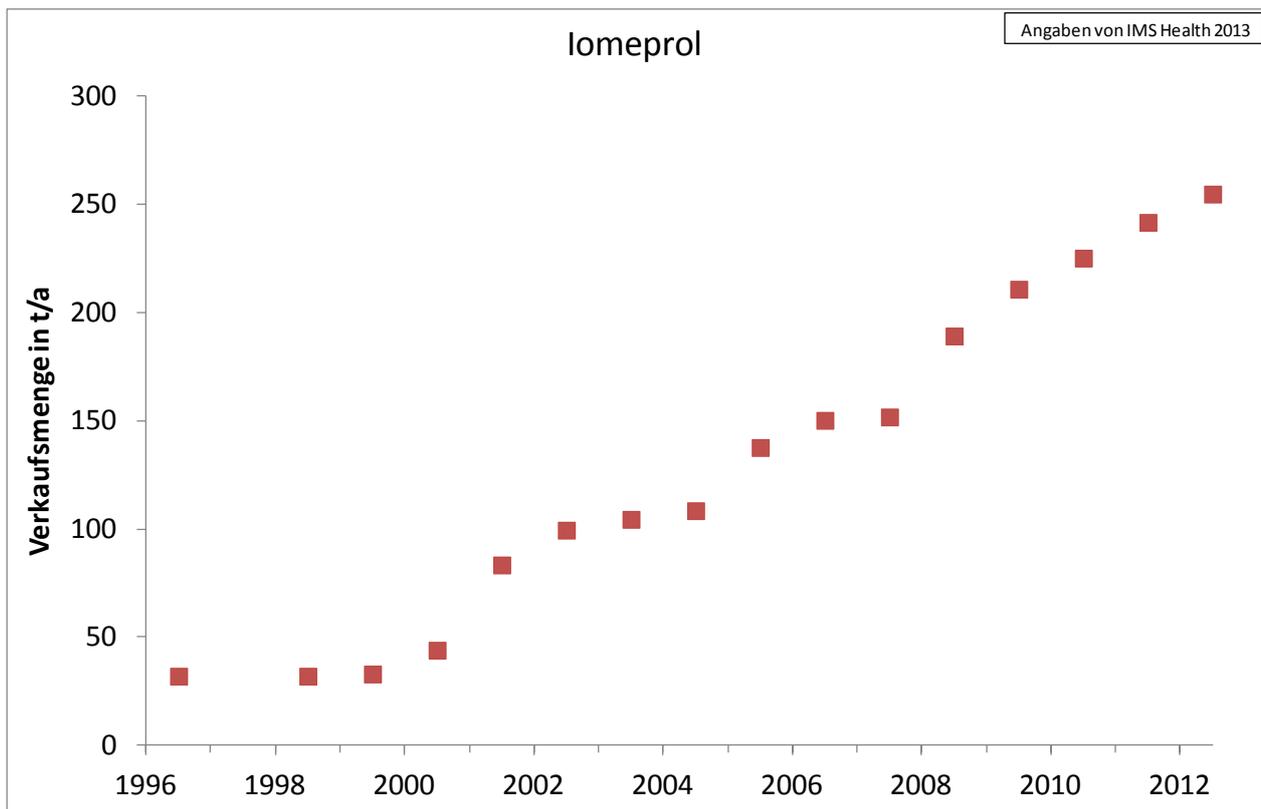
Angaben über Funde im Grundwasser wurden nicht präzise formuliert. Vermutlich liegen die Konzentrationen unter 1 µg/l (LANUV NRW 2007).

Produktion und Verwendung

Iomeprol zählte mit rund 50 t/a schon im Jahr 2001 zu den am meisten eingesetzten nicht-ionischen iodierten RKM aufgrund seiner besseren physikalisch-chemischen Eigenschaften (vgl. Dooley & Jarvis 2000) bei gleicher oder ähnlicher Anwendungseffektivität im Vergleich zu anderen RKM (Bergmann 2011). Seit 1996 ist ein kontinuierlicher und starker Verbrauchsanstieg festzustellen (Abbildung 17).

Insgesamt wurden zwischen 335 t und 365 t RKM in Deutschland in den Jahren 2002 bis 2009 eingesetzt. Daraus ist ableitbar, dass der Gesamtverbrauch an RKM nicht stark fluktuierte und Iomeprol mit 254 t weiterhin zu den meist eingesetzten RKM zählt.

Abbildung 17: Veränderung der Verkaufsmengen von Iomeprol



Daten von IMS Health 2013; Daten vor 2001 stammen aus BLAC 2003 mit Datenbezug von IMS Health AG

Stoffflüsse

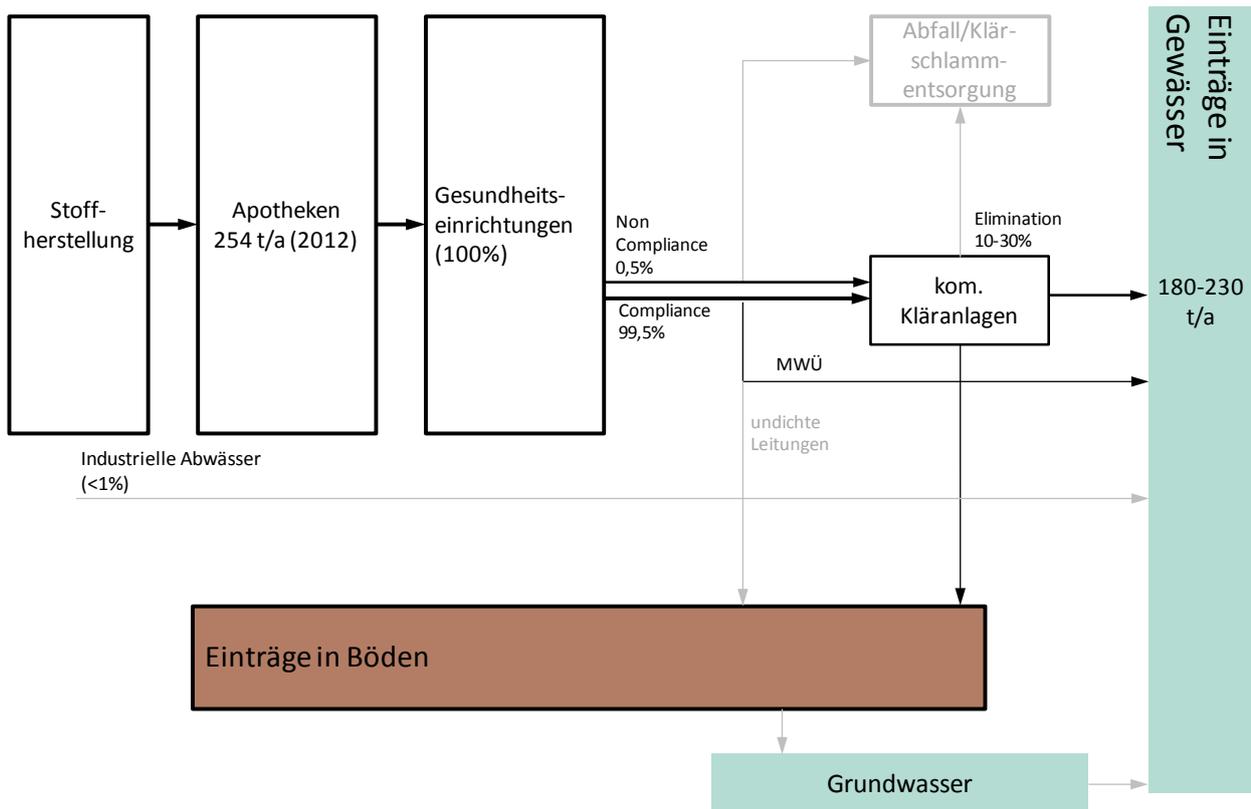
Informationen zu Verbrauchsmengen sind in Abbildung 17 dargestellt. Laut IMS Health (2013) wird Iomeprol ausschließlich in Gesundheitseinrichtungen eingesetzt.

Aufgrund der auf den professionellen Bereich eingeschränkten Anwendung und der Tatsache, dass eine hohe Haltbarkeit der Präparate vorliegt, wird von einer sehr hohen Compliance Rate von 95–99,5 % ausgegangen. Nach Seitz et al. (2005), Flöser et al. (2000) und Putschew & Jekel (2001) ist von einer Ausscheidungsrate der Muttersubstanz von 100 % auszugehen.

Informationen zum Abbau auf der Kläranlage reichen von unter 10 (Kreuzinger et al. 2004) bis 28 % (BAFU, Pilotv. STEP Vidy Lausanne 2010).

Entsprechend ist mit Einträgen in die Gewässer über den Eintragungspfad kommunale Kläranlage von 180–230 t/a zu rechnen. Weitere Eintragungspfade (bspw. landwirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung) wurden nicht betrachtet.

Abbildung 18: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Iomeprol



3.2.8 Sulfamethoxazol

Übersicht

Sulfamethoxazol ist ein verschreibungspflichtiges Breitbandantibiotikum, das zu der Wirkstoffklasse der Sulfonamide gehört. In der Regel werden Kombinations-Präparate mit Sulfamethoxazol und dem Wirkstoff Trimethoprim im Verhältnis von 5:1 verabreicht. Die Tagesdosis des Wirkstoffes Sulfamethoxazol kann bis 1500 mg betragen (Schwabe & Paffrath 2011). Das Antibiotikum wird nahezu vollständig mit dem Urin ausgeschieden - zu etwa 17–20 % in ursprünglicher Form und der Rest in Form von zwei Metaboliten, N-4-Acetylsulfamethoxazol und Hydroxylaminderivat (Gartiser et al. 2011, PubChem). Die Metabolite sind pharmakologisch inaktive Substanzen, die jedoch eine ähnliche Toxizität wie die Muttersubstanz aufweisen (Bergmann et al. 2011, PubChem). In toxikologischen Studien zeigte das Antibiotikum ein kanzerogenes und mutagenes Potenzial. Die Internationalen Agentur für Krebsforschung (IARC) stuft das toxikologische Potenzial jedoch als nicht klassifizierbar ein (Gartiser et al. 2011).

Sulfamethoxazol wird auch in Tierarzneimitteln eingesetzt (vgl. SRU 2007, Huschek & Krenzel 2003).

Stoffeigenschaften

Sulfamethoxazol ist sehr gut wasserlöslich (610 mg/l). Es weist ein geringes Sorptionsverhalten auf und reichert sich kaum im organischen Gewebe an ($\log K_{OW} = 0,89$; $BCF = 3$) (DrugBank, PubChem). Die Wirkstoffgruppe der Sulfonamide gilt als mäßig bis sehr persistent (LANUV NRW 2007). Die Muttersubstanz kann durch Spaltung der Metabolite wieder rückgebildet werden (Gartiser et al. 2011, Götz & Keil 2007, LANUV NRW 2007).

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Sulfamethoxazol wird mit einem $MEC_{max}/PNEC$ Verhältnis von 1,9 (größer 1) von Bergmann et al. (2011) als Humanarzneistoff mit einem wirkungsseitigem Gefährdungspotenzial eingestuft. Die LOEC beträgt 5,9 µg/l, die PNEC beträgt 0,59 µg/l.

Im Detail wurden folgende Wirkkonzentrationen dokumentiert:

Kehrer (2008) führte Untersuchungen zur Empfindlichkeit des Zebraäbblings (*Danio rerio*) gegen Sulfamethoxazol durch und stellte subletale Effekte ($LOEC_{48h}$) bei der höchst getesteten Konzentration von 840 mg/l fest.

Im akuten Toxizitätstest an Wasserflöhen der Art *Ceriodaphnia dubia* wurde eine EC_{50} bei 15,5 mg/l und im chronischen bei 210 µg/l erreicht. Die Art *Daphnia magna* dagegen reagierte viel empfindlicher. Im akuten Toxizitätstest an dieser Art wurde eine EC_{50} von 25,2 µg/l erreicht (Isidori 2005).

Für die Gattung der Grünalgen liegen für zwei Arten sehr unterschiedliche Befunde vor. Während *Scenedesmus subspicatus* (Wachstumstest) auch bei 2,5 mg/l noch keine Effekte aufweisen (Liebig 2005), konnte im Test mit *Pseudokirchneriella subcapitata* nach 72 h eine EC_{50} von 520 µg/l beobachtet werden (Isidori 2005). Die Wasserlinsenart *Limna gibba* zeigte unter 10 µg/l keine Empfindlichkeit gegenüber Sulfamethoxazol (Liebig 2005). Brain et al. (2004) geben Spannen für eine EC_{50} von 11–17 µg/l und für eine EC_{10} von 81–249 µg/l an (zitiert in LANUV NRW 2007).

Auf Klärschlammbakterien scheint das Breitbandantibiotikum erst im Milligramm-Bereich zu wirken mit einer EC_{50} bei größer 100 mg/l nach Kümmerer et al. (2004).

Umweltkonzentrationen

Es liegen Funde von Sulfamethoxazol in Oberflächengewässern und in Zu- und Abläufen von Kläranlagen vor.

In den Zu- und Abläufen von Kläranlagen wurden Konzentrationen größer 1 µg/l nachgewiesen (LANUV NRW 2007).

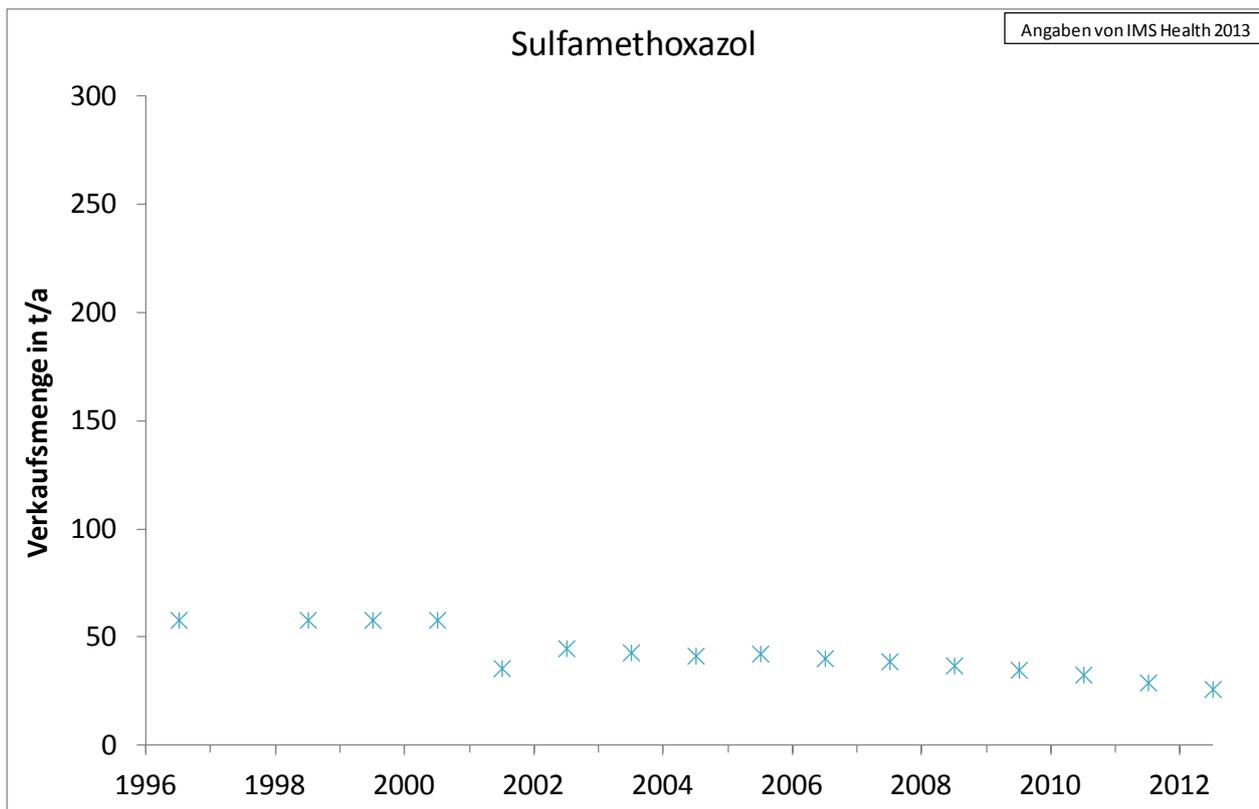
Maximale Umweltkonzentration von 1,13 µg/l wurde von Bergmann et al. (2011) ermittelt. Im Rhein (bei Lobith) wurden während einer Messreihe von 2002 bis 2010 Konzentrationen bis 0,11 µg/l gemessen (Bergmann 2011).

Produktion und Verwendung

Die Verbrauchsmengen von Sulfamethoxazol lagen in den Jahren 1996–2012 zwischen 26 und 58 t/a. Hierbei ist ein Rückgang zu beobachten (Abbildung 19). Insgesamt wurden in Deutschland zwischen 438 t und 571 t Antibiotika in den Jahren 2002–2009 verbraucht. Sulfamethoxazol belegt dabei durchgehend nach Amoxicillin, Penicillin und Piperacillin den vierten Rang (Bergmann et al. 2011). Der Rückgang des Mengenverbrauchs von Sulfamethoxazol wird aufgrund von Resistenzausbildungen vermutet. Der Wirkstoff wurde oft bei Harnwegsinfektionen eingesetzt. Neuere Untersuchungen ergaben eine erhöhte Resistenzrate von *Escherichia coli* (häufiger Erreger von Harnwegsinfektionen) gegen Sulfamethoxazol, weswegen die Empfehlung zur Therapie dieser Infekte mittels Sulfamethoxazol nicht mehr gegeben ist (vgl. Schwabe & Paffrath 2011, Huschek & Krenzel 2003).

Verbrauchsmengen von Sulfamethoxazol aus dem veterinären Anwendungsbereich werden aufgrund der nicht ausreichenden Datenlage hier nicht erfasst (vgl. Baumgarten 2013, Huschek & Krenzel 2003).

Abbildung 19: Veränderung der Verkaufsmengen von Sulfamethoxazol



Daten von IMS Health 2013; Daten vor 2001 stammen aus BLAC 2003 mit Datenbezug von IMS Health AG

Stoffflüsse

Informationen zu Verbrauchsmengen sind in Abbildung 19 dargestellt.

Laut IMS Health (2013) betrug der Anteil von Sulfamethoxazol 85 % bei den verschreibungspflichtigen Präparaten, die über den Einzelhandel an Privatverbraucher abgegeben wurden. Über Gesundheitseinrichtungen wurden rund 15 % der Gesamtmenge abgegeben.

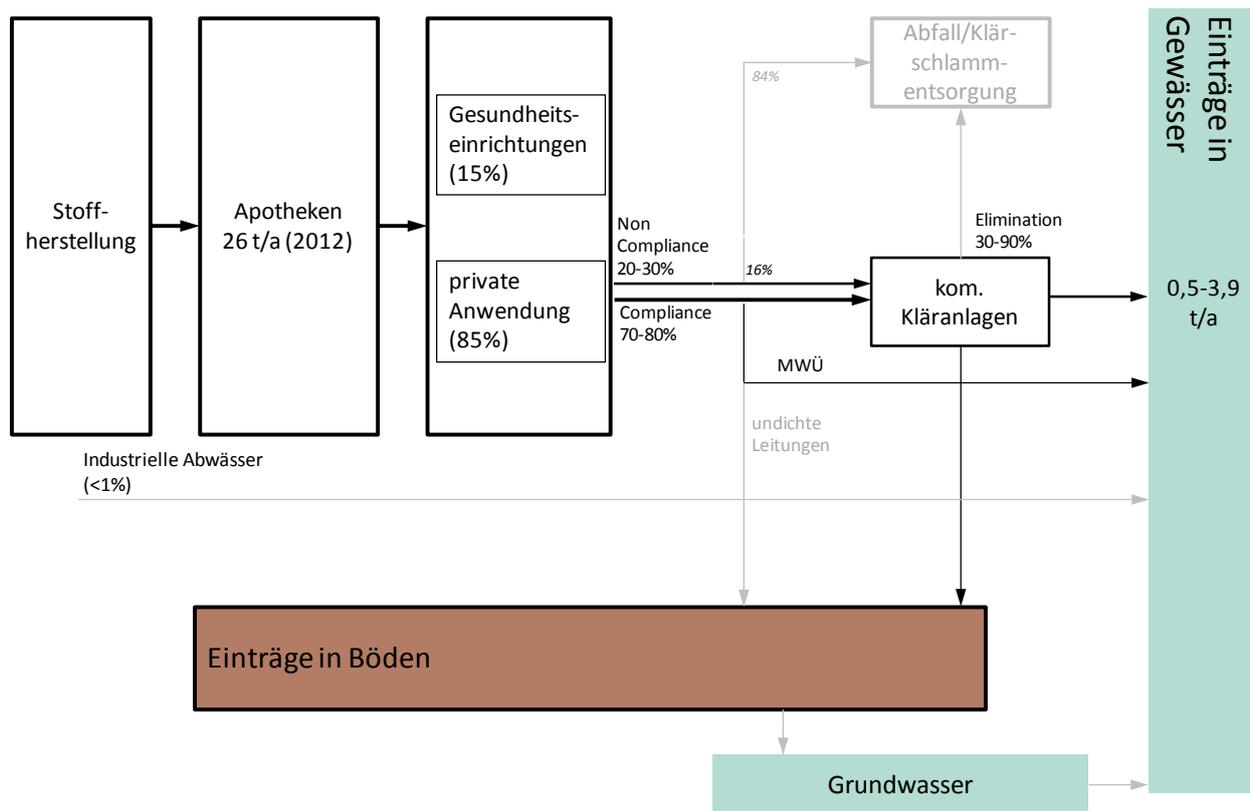
Die Annahmen zu Compliance und Non-Compliance Raten entsprechen denen in Kapitel 3.2.4, Unterkapitel „Produktion und Verwendung“ dargestellten Angaben.

Nach Kümmerer et al. (2011) ist von einer Ausscheidungsrate der Muttersubstanz von 17–20 % auszugehen.

Informationen zum Abbau in Kläranlagen reichen von unter 10 bis über 90 %. Für die Stoffflussanalyse wird von einem Abbau zwischen 30 und 90 % ausgegangen.

Entsprechend ist mit Einträgen in die Gewässer von 0,5–3,9 t/a Sulfamethoxazol über den Eintragspfad kommunale Kläranlage zu rechnen. Mögliche Eintragspfade aus dem landwirtschaftlichen Bereich (Veterinärbereich, landwirtschaftliche Klärschlammentsorgung) wurden nicht betrachtet.

Abbildung 20: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Sulfamethoxazol



3.2.9 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)²⁵

Übersicht

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine Stoffgruppe von mehreren hundert Verbindungen, deren Grundstruktur aus zwei oder mehr aromatischen Benzolringen bestehen. PAK sind unter anderem Bestandteil fossiler Brennstoffe (bspw. Kohle, Mineralöl) und werden über Abgase von Verbrennungsmotoren (bspw. PKW, Schiffsmotoren) und -prozessen (bspw. Hausfeuerungsanlage oder industrielle Verbrennungsprozesse) freigesetzt. PAK werden zudem als Weichmacheröle oder Ruß in Gummi oder anderen Elastomeren verwendet und in Form von Teerölen zur Holzimprägnierung eingesetzt. Hier kann eine Freisetzung durch Abrieb, Verflüchtigung und Auswaschungsprozesse stattfinden.

Für eine Betrachtung der PAK werden bestimmte PAK-Einzelstoffe in verschiedenen Gruppierungen aufgrund ihrer besonders hohen Umweltrelevanz oder ihrer guten Nachweisbarkeit zusammengefasst. Hierzu gehören die 16 „priority pollutants“ der EPA-Liste aus dem Clean Water Act oder sechs Stoffe nach Borneff, die in der Wasserphase im Allgemeinen gut nachweisbar sind, hier eine höhere Relevanz haben und häufig in den EU-Berichten zu Stoffeinträgen verwendet werden; die PAK-Leitsubstanzen der Emissionsberichte nach dem UNECE Persistent Organic Pollutants (POP) Protocol; die Stoffe, die entsprechend International Agency for Research on Cancer (IARC) als wahrscheinlich oder möglicherweise krebserregend eingestuft wurden; die Stoffe, die entsprechend REACH (Verordnung (EG) 1907/2006) als krebserzeugende Stoffe der

²⁵ Basierend u. a. auf Arbeiten im parallelen Vorhaben „Entwicklung europäischer Leitlinien für die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste gemäß Art. 5(1) und 5(6) der Tochterrichtlinie zu prioritären Stoffen“ (Forschungskennzahl 3709 67 219).

Kategorie 2 eingestuft wurden sowie die elf Stoffe des UBA Luftmessnetzes. Eine abgleichende Zusammenstellung der verschiedenen Stoffgruppen findet sich Tabelle 19.

Tabelle 19: Einzelsubstanzen der verschiedenen PAK Summenparameter

Einzelsubstanz	PAK Gruppierungen					
	US-EPA ¹⁶	PAK ¹¹ (UBA-Luftmessnetz)	Borneff/TVO-PAK ₆	UNECE POP	IARC	REACH
Acenaphthen	X					
Acenaphthylen	X					
Anthracen	X	X				
Chrysen	X	X				X
Fluoranthen	X	X	X			
Fluoren	X					
Naphthalin	X				X	
Phenanthren	X	X				
Pyren	X	X				
Benzo[a]anthracen	X	X			X	X
Benzo[b]fluoranthen	X	X	X	X	X	X
Benzo[j]fluoranthen						X
Benzo[k]fluoranthen	X	X	X	X	X	X
Benzo[ghi]perylen	X		X			
Benzo[a]pyren	X	X	X	X	X	X
Benzo[e]pyren						X
Dibenzo[a,h]anthracen	X	X			X	X
Indeno[1,2,3-cd]pyren	X	X	X	X	X	

Stoffspezifische Regelungen

Verschiedene Maßnahmen schränken die Zulassung oder Anwendung von PAK-haltigen Produkten ein oder zielen auf Emissionsreduktionen bei Verbrennungsprozessen. Eine Übersicht der wichtigsten Regelungen findet sich in der nachfolgenden Auflistung:

- ▶ Richtlinie 2001/90/EC gewerbliche und industrielle Anwendung von Teerölen/Kreosote (bislang Ausnahmen für Bahnschwellen, Telefonmasten, Baumstützen und Rebpfähle)
- ▶ Richtlinie 2004/107/EC: Tochterrichtlinie zur Luftqualität -> Zielwert 1 ng/m³ Benzo[a]pyren 1. BImSchV und Novellierung
- ▶ Richtlinie 2005/69/EC: Beschränkung in Weichmacherölen und Reifen
- ▶ Europäische Abgasnormen zur Beschränkung von Rußpartikeln aus Dieselmotoren (bspw. Euro 5 und Euro 6 entsprechend EU-Parlament 2006): Dieselpartikelfilter zur Reduktion von Dieselmotor-emissionen durch Abgasnachbehandlung
- ▶ Verordnung (EG) 1907/2006 (REACH): Kennzeichnungspflicht von Stoffen oder Zubereitungen, die krebserzeugende PAK enthalten. Verkaufsverbot an die Allgemeinheit, wenn definierte Konzentrationsgrenzen der acht als krebserzeugend eingestuften Substanzen überschritten werden.
- ▶ Verordnung (EG) 1272/2008 (CLP)²⁶, Anhang VI: Einstufung von acht PAK als krebserregend.
- ▶ Spielzeugrichtlinie (RL 209/48/EG) definiert Konzentrationsgrenzen von als krebserregend eingestuften PAK.

²⁶ CLP-Verordnung: Regulation on Classification, Labelling and Packaging of Substances and Mixtures.

- ▶ Verordnung (EU) 1272/2013, Ergänzung zur REACH Verordnung (s. o.): Grenzwert von 1 mg/kg für die acht regulierten PAK in Verbraucherprodukten (0,5 mg/kg in Spielzeug und Babyartikeln) ab Ende 2015.

Eine umfassende Zusammenstellung von gesetzlichen Regelungen für die Begrenzung von PAK findet sich in dem Hintergrundpapier des Umweltbundesamtes „Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe: Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar?“ (UBA 2012b).

Produktion und Verwendung

PAK werden bei der unvollständigen Verbrennung von organischen Materialien freigesetzt. Daneben sind PAK in verschiedenen Mineralölprodukten wie bspw. Teerölen enthalten, die als Weichmacheröle oder als Imprägnierungsmittel zum Holzschutz eingesetzt werden. Zu den Holzschutzmitteln, die in der Vergangenheit im großen Maßstab eingesetzt wurden, gehört Kreosot, das bspw. als Schutz von Eisenbahnschwellen eingesetzt wurde. Laut Angaben der Deutschen Bahn sind im Altbestand noch ca. 10.000 km Gleisnetz mit Kerosot behandelten Holzschwellen ausgestattet (Herold 2013). Von den über 3 Millionen Eisenbahnschwellen, die die DB Netz AG derzeit jährlich verbaut, werden ca. 3 % Holzschwellen für besondere Bereiche, wie Brückenbauten, Tunnels, Weichenstraßen oder aus Gründen der Gleisgeometrie eingesetzt. Seit Mitte 2001 wird hierbei bei der DB Netz AG mit Imprägnieröl vom Typ W.E.I.-C gemäß EN 13991 gearbeitet, das max. 50 ppm (parts per million) Benzo(a)pyren als PAK enthält (ca. 10 % weniger flüchtige org. Verbindungen als frühere Produkte). Gleichzeitig konnten durch eine Optimierung der Stoffeigenschaften die verwendeten Mengen reduziert werden. Nicht mehr benötigte Altholzschwellen werden als gefährlicher Abfall über zertifizierte Entsorgungsanlagen einer thermischen Verwertung zugeführt (Herold 2013).

Laut Aufnahmegutachten zu Kreosot in die Biozid-Richtlinie 98-8-EG wird der PAK-Eintrag von Bahnschwellen in den Boden im Vergleich zu anderen Anwendungen wie Zäunen, Schallschutzwänden oder Häusern, als gering angesehen, da Schwellen auf einer Schotterschicht aufliegen und kein direkter Kontakt mit dem Boden besteht. Die Auslaugungsmenge soll weniger als 0,001 µg/l betragen (Noname 2010).

Emissionsraten von mit Teerölen imprägnierten Holzmasten sowie Baumstützen, Hopfen- oder Rebstangen liegen nicht vor.

In Produkten, die Gummi oder Kunststoffe enthalten, können durch die Verwendung von PAK-haltigen Weichmacherölen oder Industrieruß zum Schwärzen relevante PAK-Konzentrationen enthalten sein (UBA 2012b). Allerdings sind die Mengen aufgrund fehlender Informationen nicht abzuschätzbar.

Darüber hinaus konnten PAK-haltige Weichmacheröle bei der Reifenherstellung bis 2009 eingesetzt werden. Mit REACH (1907/2006) wurde 2010 ein Grenzwert eingeführt. Die „Beschränkung gilt allerdings nicht für Reifen von Fahrrädern, Kinderrollern oder Kettcars“ (UBA 2012b). Außerdem bleiben durch Recycling, bspw. in Gummigranulatverfüllten Kunststoffrasenplätzen und in Bautenschutzbahnen und -platten beim Tunnelbau, bis zu 20 % der Altreifen im Umlauf (UBA 2012b).

Die Verwendung von PAK-haltigem Kohleteerpech ist in Anstrichen für Schiffe und Hafenanlagen Europa-weit verboten (ECHA 2009, UBA 2012b). Basierend auf Daten von der Bundesanstalt für Wasserbau betragen die Emissionen im Jahr 2004 400 kg. Unterstellt man eine Lebensdauer der Stahlwasserbauten von 20 Jahren und einen linear abnehmenden Verlauf des Einsatzes, ergeben sich für das Jahr 2014 noch Emissionen in Höhe von 200 kg. Nach 2024 sollten keine Emissionen aus dem Stahlwasserbau mehr erfolgen.

Im Straßenbau wurde in Deutschland bis 1990 (alte Bundesländer bis 1970) Asphalt mit PAK-haltigem Teer verwendet. Heute wird Teer lediglich bei speziellen Belägen bspw. in den USA eingesetzt (UBA 2012b). Für Deutschland liegen in diesem Zusammenhang keine Zahlen vor.

Weitere Einsatzbereiche von PAK finden sich heute noch in geringem Maße bei Teerpappen (UBA 2012), möglicherweise noch in Tontauben und in Schmiermitteln (bspw. Spurkranzöl). Angaben zu Mengenanteilen sind aufgrund fehlender Informationen nicht möglich.

Umweltkonzentrationen

Aus Analysen des Luftmessnetzes des Umweltbundesamtes, dessen Ergebnisse in die EMEP-Datenbank eingehen, liegen aus den Jahren 2006-2011 Messwerte von bis zu vier Standorten²⁷ in Deutschland vor. Entsprechend der EU-Luftqualitätsrichtlinie, in der bei der Auswahl der relevanten PAK-Verbindungen die Parameter Persistenz, Toxizität, geringe Flüchtigkeit und Sorption an Partikeln berücksichtigt werden, umfassen die Daten die größeren, mehrkernigen PAK. Niederschlagskonzentrationen von Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren werden nicht erfasst. PAK-Konzentrationen im Niederschlag liegen für Benzo[a]pyren, das oftmals als Leitparameter verwendet wird, in einem Bereich von 1,2 - 6,3 ng/l mit einem Mittelwert von 3,35 ng/l. Die Mittelwerte der PAK11 der vier UBA Luftqualitätsmessstellen liegen in den Jahren 2008-2011 zwischen 75 und 110 ng/l (EMEP/NILU 2012). Für die an Deutschland angrenzenden Nachbarländer Tschechien, Polen und Schweden liegen aus der EMEP-Datenbank ebenfalls Analyseergebnisse zu Konzentrationen im Niederschlag in ähnlichen Größenordnungen vor.

Bzgl. atmosphärischer Depositionen liegen für Benzo[a]pyren, das als Leitsubstanz verwendet werden kann, EMEP-Modellergebnisse aus den Jahren 2006-2011 vor. Die Ermittlung basiert hierbei im Wesentlichen auf der Menge an eingesetzten Energieträgern pro Jahr und auf Emissionsfaktoren für die verschiedenen Brennstoffe. Eine Zusammenstellung von Emissionsfaktoren findet sich u. a. in Struschka et al. (2008). Auffällig ist, dass die Ergebnisse für 2011 um einen Faktor 1,6 höher ausfallen als die vorherigen Jahre. Der Anstieg der PAK-Emissionen in den Jahren 2009-2011 beruht laut UBA (2013) vor allem auf der Zunahme von Hausfeuerungsanlagen, die rund 80-90 % der gesamten PAK-Emissionen ausmachen. Hier gab es basierend auf den Daten von UBA (2013) zwischen 2008 und 2010 einen Anstieg um rund 40 %, der sich für 2011 aber wieder leicht relativierte (s. u.).

PAK-Konzentrationen in Grund- und Dränagenwasser liegen nach Duijnsveld et al. (2008) überwiegend unterhalb der Nachweisgrenze von 0,01 µg/l.

Oberbodengehalte von PAK₁₆ bewegen sich nach Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2003) in Bereichen zwischen 0,1 und 1,3 mg/kg. Details finden sich bei Fuchs et al. (2010).

Eine ausführliche Darstellung von PAK-Konzentrationen in den verschiedenen Umweltkompartimenten sowie daraus abgeleiteten Empfehlungen für Eingangsdaten für die Stoffeintragsmodellierung mittels MoRE findet sich in Fuchs et al. (2014) bzw. in gekürzter Form in Kapitel 3.1.2.3.

Stoffflüsse

Für die PAK liegt eine verhältnismäßig gute Eingangsdatenbasis vor. Haupteintragspfade sind Oberflächenabflüsse, urbane Flächen, Straßenablauf, kommunale Kläranlagen und die atmosphärische Deposition.

Bei den Einträgen in die Gewässer über den Pfad atmosphärische Deposition spielen Verbrennungsprozesse aller Art eine wichtige Rolle. Laut POP-Berichtserstattung (UBA 2013) macht der Bereich der Hausfeuerungsanlagen in Deutschland mit über 80 % (2011: 86 %) den Hauptanteil der Gesamtemissionen (177 t/a) der hier berücksichtigten PAK (BaP, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene) aus. Aus dem kommerziellen, institutionellen Bereich kommen rund 6 % und aus dem Transportsektor rund 1 % (überwiegend Straßenverkehr) (UBA 2013). Laut UNECE-CLRTAP-Berichtserstattung des UBA (2013) machen der Schienen- und Schiffsverkehr rund 1 % des Gesamt-Dieselvebrauchs in Deutschland aus. Entsprechende Emissionen sind daher ebenfalls als niedrig zu bewerten und gleichzeitig aufgrund der Erhebungsart der Daten mit großen Unsicherheiten verbunden.

Der Anteil aus dem privaten Bereich (Hausfeuerungsanlagen) hat seit 2009 stark zugenommen und zu dem Gesamtanstieg der atmosphärischen PAK-Emissionen beigetragen (s. Abbildung 21).

Stoffeinträge in Gewässer durch Erosion werden nach Fuchs et al. (2010) durch den Stoffgehalt im Oberboden (s. o.), den Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer und einen transportbedingten Anreicherungs fak-

²⁷ Westerland, Schauinsland, Schmücke und Zingst.

tor (Enrichmentratio, ER) bestimmt. Das für den Stoffeintrag in die Gewässer über den Oberflächenabfluss relevante Vorkommen von PAK in Böden kann laut Fuchs et al. (2010) im Wesentlichen als Folge des atmosphärischen Eintrags bzw. als Folge abfließenden Niederschlags betrachtet werden. Zusätzliche Einträge sind auf den Einsatz von Klärschlamm (s. u.) und anderen Düngern in der Landwirtschaft zurückzuführen.

PAK-Emissionen aus Reifenabrieb wurden untersucht²⁸ mit dem Ergebnis, dass in Deutschland durch den Reifenabrieb ca. 6 bis 18 Tonnen PAK in die Umwelt gelangen und somit die PAK-Emissionen aus PKW-Dieselabgasen übertroffen werden (UMWELT 2006). Die UN ECE-CLRTAP Emissionsberichterstattung (UBA 2008) gab für Deutschland für den Verkehrssektor Emissionen der PAK-Leitverbindung B[a]P für das Jahr 2006 von ca. 285 kg an, wobei etwa 29 kg auf Reifen- und Bremsabrieb entfallen. Die Annahme eines B[a]P-Anteils von ca. 5 % an den PAK₁₆ führt zu berechneten Gesamtemissionen des Summenparameters von ca. 6 Tonnen pro Jahr aus dem Straßenverkehr. Einträge aus Reifenabrieb gehen in die Belastungen von Straßenablauf ein. Weitere Details finden sich bei Fuchs et al. (2010 und 2013).

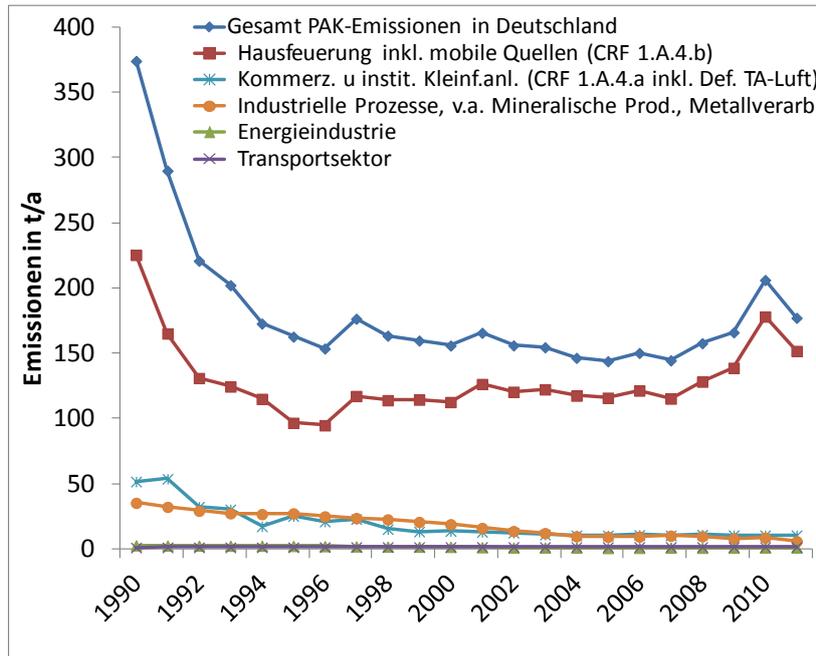
PAK-Konzentrationen im kommunalen Abwasser sind analytisch schwierig zu erfassen; häufig liegen bereits die Zulaufkonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze. Nach Literaturobahrungen (Ivashechkin 2005 und Getta 2005) liegen bislang gemessene Konzentrationen im Bereich zwischen <0,1 und 0,8 µg/L (umgerechnet auf PAK₁₆). Die Elimination bei der kommunalen Abwasserbehandlung wird auf etwa 90 % geschätzt; dabei gelangen die aus dem Abwasser abgetrennten PAK-Verbindungen überwiegend in den Klärschlamm (Ivashechkin 2005). Da ausreichend Angaben zu den PAK-Konzentrationen in Klärschlämmen vorliegen, kann die Größenordnung der Einträge in Gewässer durch Rückrechnung anhand des Wirkungsgrades der Kläranlagen, der mittleren PAK-Gehalte im Klärschlamm in Deutschland von 5,5 mg PAK₁₆ pro Kilogramm Trockensubstanz (UBA 2007a) sowie der anfallenden Klärschlammmenge (1,9 Mio. Tonnen TS pro Jahr, BMU 2012) abgeleitet werden.

Die PAK-Einträge über die verschiedenen Eintragspfade wurden im Rahmen von Fuchs et al. (2014) umfassend zusammengestellt und sind bei Fuchs et al. (2013) eingeflossen.

Abbildung 22 gibt einen Überblick über die PAK Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr.

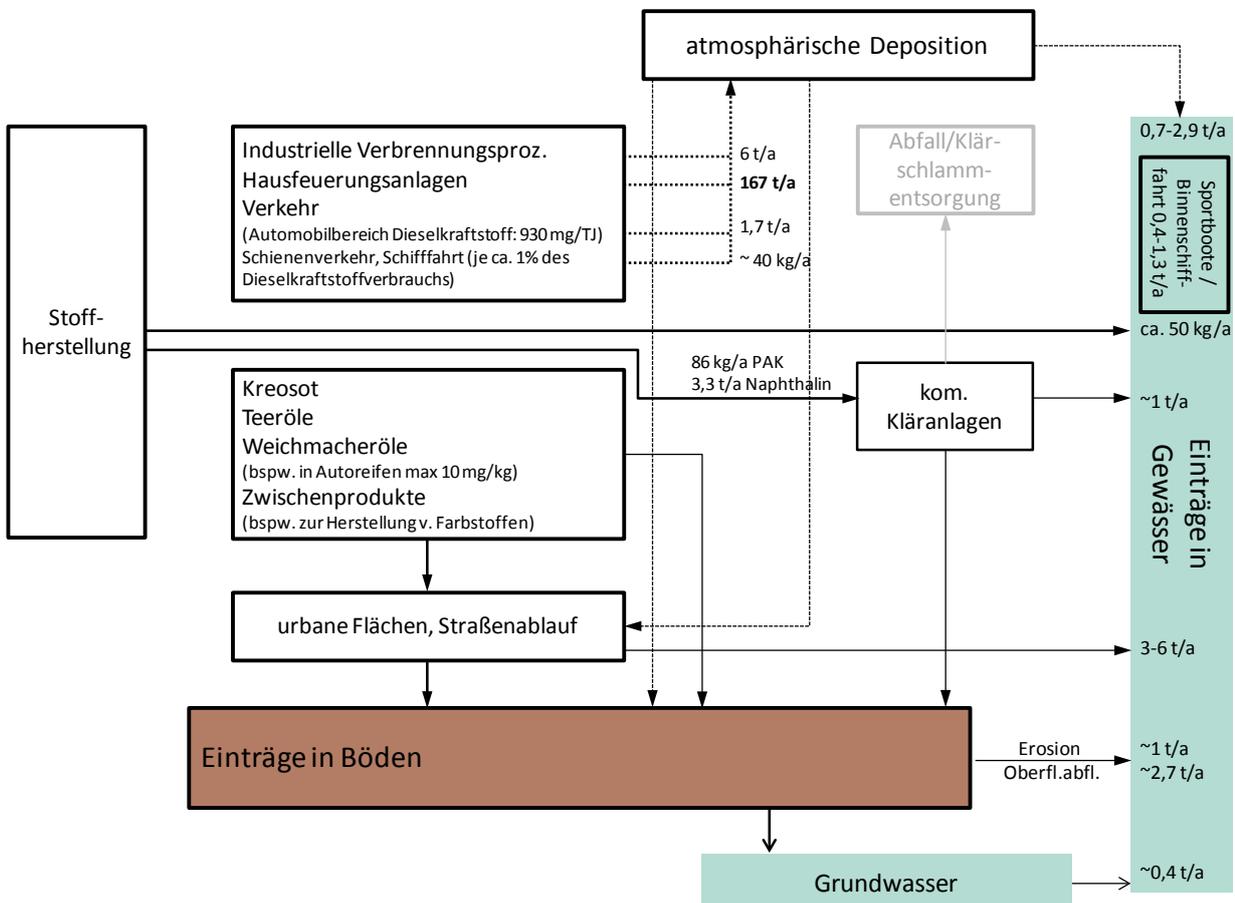
²⁸ „Exemplarische Erfassung der Umweltexposition ausgewählter Kautschukderivate bei bestimmungsgemäßer Verwendung in Reifen und deren Entsorgung“ (UBA 1998).

Abbildung 21: Entwicklung der atmosphärischen PAK-Emissionen und des Anteils von Hausfeuerungsanlagen



PAK: BaP, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Indeno(1,2,3,-cd)pyrene
 Quelle: POP Berichterstattung atmosphärische Emissionen (Umweltbundesamt 2013b)

Abbildung 22: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm PAK, Deutschland 2008/2010



3.2.10 Nonylphenol²⁹

Übersicht

Nonylphenol (NP) steht für ein Isomerengemisch aus der Familie der langkettigen Alkylphenole (Jahn & RÖMPP-Redaktion 2012). Die Grundstruktur der 22 Isomere besteht jeweils aus einem Phenolring und einer Alkylkette mit C₉H₁₉. Die Isomere unterscheiden sich vor allem auf zwei Arten: Zum einen anhand der Position der Nonylgruppe auf dem Phenolring, zum anderen anhand des Ausmaßes der Verzweigung der Nonylgruppe (Mehtonen et al. 2011). Handelsübliche Formen enthalten rund 85 % para-Nonylphenol und 10 % ortho-Nonylphenol. Das Isomer mit linearer Seitenkette, in der Regel als n-Nonylphenol bezeichnet, ist in der industriellen Anwendung von untergeordneter Bedeutung. Die Unterscheidung innerhalb der Nonylphenole entsteht durch die Länge der Alkylseitenketten, die wiederum die hormonelle Wirkung beeinflusst (Moeder und Martin 2006). Nonylphenol ist sehr persistent.

Da über den Abbau von Nonylphenolethoxylaten (NPE) Nonylphenol entsteht, sollten NP und NPE nach Möglichkeit gemeinsam diskutiert, die jeweiligen Einträge aber differenziert voneinander betrachtet werden.

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Die wesentlichen Stoffeigenschaften von Nonylphenol sind tabellarisch im Materialanhang dargestellt.

Nonylphenol wird als gesundheitsschädlich und umweltgefährlich eingestuft. Nach ESIS (2012) kann NP die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen und das Kind im Mutterleib schädigen. Für Wasserorganismen ist Nonylphenol sehr giftig und kann in Gewässern längerfristig erhebliche Schäden verursachen.

Das Isomerengemisch Nonylphenol ist lipophil, sorbiert stark an organischen Oberflächen und ist in Ethanol und Benzol löslich (Jahn & RÖMPP-Redaktion 2012). Aufgrund des lipophilen Verhaltens ($\log K_{ow} = 3.80$ bis 4.77 (US Environmental Protection Agency 2005)) von NP ergibt sich eine hohe Bioakkumulation.

Aufgrund des stabilen Phenolrings verläuft der biologische Abbau von Nonylphenol langsam. Adaptierte Mikroorganismen, z. B. im Klärschlamm oder der Bodenmatrix, können Nonylphenol jedoch abbauen (Gabriel und Kohler 2009). Der Transport erfolgt im Allgemeinen partikelgebunden.

In natürlichen Oberflächengewässern hat Nonylphenol eine Halbwertszeit von ca. 10 –15 Std. Unter anaeroben Bedingungen findet offenbar kein mikrobieller Abbau statt (Dobner und Holthuis 2011).

In der Luft kann Nonylphenol durch Reaktion mit Hydroradikalen innerhalb einer Halbwertszeit von ca. 0,3 Tagen abgebaut werden. Der Photochemische Abbau von NPEO scheint von keiner großen Bedeutung zu sein (AHEL 1994).

Umweltkonzentrationen

Zu Nonylphenol-Konzentrationen im Niederschlagswasser liegen vor allem aus Schweden (Björklund et al. 2009), Dänemark (Birch et al. 2011) und Frankreich (Becouze et al. 2009; Bressy et al. 2011) aber auch aus dem deutschen Ostseeraum (Bachor et al. 2011) Messwerte vor (Tabelle 5). Die Konzentrationen sind zum einen stark abhängig von der Ausprägung des Fassungsgebietes (s. u. a. Gasperi et al. 2012). Zum anderen zeigt Mehtonen et al. (2011) auf, dass es in den verschiedenen europäischen Ländern erhebliche Unterschiede bei der Belastung von Niederschlagswasser gibt: Die Durchschnittskonzentration der beprobten Ostseeanrainerstaaten lag bei 1,9 µg/l mit einem Maximum von 15 µg/l (Mehtonen et al. 2011).

Hinsichtlich der Abschätzung der Oberbodengehalte an Nonylphenol führten Hesselsøe et al. (2001) Untersuchungen zum Nonylphenol-Abbau im Boden und Boden-Klärschlamm-Mischungen durch und stellt eine Mineralisierung von 40 % bis 60 % der Ausgangssubstanz nach 10 Tagen Inkubationszeit fest. Dreher et al.

²⁹ Basierend u. a. auf Arbeiten im parallelen Vorhaben „Entwicklung europäischer Leitlinien für die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste gemäß Art. 5(1) und 5(6) der Tochterrichtlinie zu prioritären Stoffen“ (Forschungskennzahl 3709 67 219).

(2003) und Kratz et al. (2007) untersuchten die Nonylphenol-Gehalte im Ackerböden mit dem Ergebnis, dass Nonylphenol nicht nachgewiesen wurde bzw. kleiner als die BG von 0,1 mg/kg war. Daraus folgt, dass Nonylphenol im Oberboden ausreichend schnell abgebaut wird, so dass der Eintragspfad Erosion als nicht relevant eingestuft werden kann und in der Regionalisierten Pfadanalyse nicht berücksichtigt wird.

Zu Nonylphenol-Konzentrationen von Dränagewasser liegen aus Deutschland bislang keine belastbaren Angaben vor. Zgoła-Grzeškowiak et al. (2009) ermittelte Nonylphenol in Dränwasser von landwirtschaftlichen Flächen in Polen zwischen 0,5 bis 6 µg/l. Es liegen jedoch keine Hintergrundangaben zu möglichen Ausbringung von Nonylphenol-haltigen Klärschlämmen in der Region vor.

Weitere Angaben zu Monitoringergebnissen und den daraus abgeleiteten Stoffeinträgen in die Gewässer ist dem Methodenpapier zur Regionalisierten Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE (Fuchs et al. 2013) zu entnehmen bzw. finden sich in gekürzter Form in Kapitel 3.1.2.3.

Stoffspezifische Regelungen

Bereits im Jahr 1986 erklärten die Industrieverbände Körperpflege und Waschmittel e. V. (IKW), Putz und Pflegemittel e. V. (IPP), die Fachvereinigung Industriereiniger im Verband der Chemischen Industrie e. V. und der Verband der Textilhilfsmittel-, Lederhilfsmittel-, Gerbstoff- und Waschrohstoffindustrie e. V. (TEGEWA) einen freiwilligen Verzicht auf den Einsatz von Alkylphenoethoxylaten (APEO) in Wasch- und Reinigungsmitteln; NPE zählt als einer der wirtschaftlich bedeutendsten Vertreter der APEO. Entsprechend wurden APEO schrittweise bis 1992 substituiert. Die vertriebene Menge wurde von 18.500 Tonnen APEO (1984) auf rund 70 Tonnen (nach 1992) reduziert (BMU 2001). Andere Quellen sprechen von einem daraus resultierenden Rückgang um 85 % zwischen den Jahren 1986 und 1997 (Quarterman 2002).

Nonylphenol wurde in die Europäische Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EC aufgenommen und als prioritär gefährliche Chemikalie eingestuft. Durch die Beschränkungen auf EU-Ebene seit 2003 durch das Inkrafttreten der Richtlinie 2003/53/EG³⁰ gingen die Einträge von Nonylphenol in die Umwelt bereits zurück.

In der REACH Verordnung (1907/2006/EG³¹) wurde festgelegt, dass Nonylphenol und deren Ethoxylate für verschieden definierte Zwecke (gewerbliche Reinigung, Haushaltsreinigung, Textil- und Lederverarbeitung, Metallverarbeitung, Herstellung von Zellstoff und Papier, kosmetische Mittel, Körperpflegemittel, Formulierungshilfsstoffe in Pestiziden und Bioziden) nicht in Konzentrationen von 0,1 Massen-% oder mehr in Verkehr gebracht oder als Stoff oder Bestandteil von Zubereitungen verwendet werden dürfen. Ausnahmen bestehen z. B. für Verarbeitungsprozesse in der Textilindustrie, bei denen keine Kontamination des Abwassers vorliegt, für die Metallverarbeitung und bei der gewerblichen Reinigung, sofern innerhalb überwachter geschlossener Systeme Reinigungsflüssigkeiten recycelt oder verbrannt werden (Europäisches Parlament und Rat 2006). Im PRTR sind Schwellenwerte für die Freisetzung von NP/NPEs von jeweils 1 kg/Jahr in Gewässer und Böden vorgesehen (Europäischer Rat und Parlament 2006, BMUB 2014).

Über die Richtlinie 2008/105/EG³² wurden Umweltqualitätsnormen für Nonylphenol (0,3 µg/l als JD-UQN; 2,0 als ZHK-UQN) festgelegt, die auch mit Änderung zur Richtlinie 2013/39/EG³³ weiter gelten.

Außerdem wurde Nonylphenol (2012) und Nonylphenol-Ethoxylate (2013) als besonders besorgniserregende Substanz in die REACH-Kandidatenliste (Anhang XIV der REACH-VO) aufgenommen. Als Folge der Auf-

³⁰ Richtlinie zur 26. Änderung der Richtlinie 76/769/EWG des Rates über Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (Nonylphenol, Nonylphenoethoxylat und Zement).

³¹ Verordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission.

³² Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.

³³ Richtlinie zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.

nahme eines Stoffes in den Anhang XIV der REACH-Verordnung darf der Stoff nur noch mit einer Zulassung verwendet werden.

Schweden arbeitet derzeit offiziell an einer Restriktion des Verkaufes NP/NPE-haltiger Textilien in der EU (ECHA 2013).

Produktion und Verwendung

Nonylphenol wird aus Phenol und Nonen (Alken mit der Summenformel C_9H_{18}) katalytisch synthetisiert und zu unterschiedlichen Stoffen weiterverarbeitet. Mögliche Produkte sind Alkylphenolharze und -lacke, Epoxidharze und vor allem Nonylphenolethoxylate, die als nichtionisches Tenside Einsatz finden (US EPA 2010). Nonylphenol kann zudem allgemein in Tensiden enthalten sein sowie in Emulgatoren und Weichmachern in der Polymer- und Kunststoffindustrie. In der Vergangenheit diente es als Antioxidants, Alterungsmittel und PVC-Stabilisator. Die Produktionsmengen sind aufgrund der rechtlichen Einschränkungen in Europa (s. o.) stark rückläufig.

Nonylphenolethoxylate werden als Emulgatoren, Dispersions- und Benetzungsmittel und als nichtionische Tenside in Waschmitteln eingesetzt. Nonylphenol selbst wird beispielsweise in der Papierbeschichtung verwendet und findet während der Nassverarbeitung von Textilien Anwendung. Die Nassverarbeitung von Textilien beinhaltet Färben, Waschen, Bedrucken und Veredlung (bspw. Flammenschutz).

Der frühere Einsatz von Nonylphenol umfasst nach Schneider et al. (2010) und Mehtonen et al. (2011) unter anderem die Funktion als Stabilisator und Lösungsmittel in Farben und Lacken sowie die Verwendung in Schmieröladditiven bei der Metall- und Lederverarbeitung.

Es ist davon auszugehen, dass vor allem im nicht-europäischen Ausland Nonylphenolethoxylate bei der Textilherstellung weiter verwendet werden. Insbesondere in bedruckten Textilien ist der Gehalt an NPE deutlich höher als in unbedruckten Textilien. Im Rahmen einer Studie von *Greenpeace* (2011) wurden 78 Bekleidungsartikel (Sport- und Freizeitbekleidung sowie Schuhe) von namenhaften Herstellern untersucht, die in 18 verschiedenen Ländern erworben wurden. Bei sieben Produkten, die in Deutschland erworben wurden, wurden im Mittel 123 Milligramm (mg) NPE pro kg Kleidungsstück gefunden.

Im Vorfeld der Fußballweltmeisterschaft 2014 hat *Greenpeace* (2014) eine Untersuchung bezüglich der NPE-Belastung von Textilien, Schuhen und weiteren Sportutensilien durchgeführt. Getestet wurden verschiedene Markenhersteller in den Kategorien Fußballschuhe, Torwarthandschuhe, Fußball-T-Shirts und Fußball. Nonylphenolethoxylate fanden sich sowohl in dem offiziellen Spielball (20 mg/kg), in fast 80 % der Fußballschuhe (1,2–40 mg/kg), in der Hälfte der Torwarthandschuhe (27–76 mg/kg) und in einem von sieben T-Shirts (2,1 mg/kg) (Santen 2014).

Der Einsatz gefährlicher Chemikalien in der Textilindustrie beschränkt sich nicht nur auf niedere bis mittlere Preissegmente. Auch im Luxusbekleidungssegment fand *Greenpeace* Konzentrationen von <1–760 mg/kg Nonylphenolethoxylate. In 12 von 27 Proben der Marken Dior, D&G, Hermes, Louis Vuitton und Marc Jacobs wurden Konzentrationen oberhalb der Erkennungsgrenze von 1 mg/kg nachgewiesen (Erwood 2014).

Stoffflüsse

Geht man von einem Textilimport von mindestens 800.000–900.000 t pro Jahr in Deutschland aus (Statistisches Bundesamt 2013, *Greenpeace* 2013), ergeben sich rund 100 t NPE, die möglicherweise pro Jahr über Importtextilien nach Deutschland gelangen (Santen 2012). In Importtextilien enthaltenes NPE kann über die häusliche Textilwäsche in das kommunale Abwassersystem eingetragen werden. Entsprechend sind nach Informationen des Umweltbundesamtes importierte Textilien die größte Eintragsquelle von Nonylphenol und deren Ethoxylate in deutsche Gewässer (Santen 2012). Bis zu 94 % der Nonylphenolethoxylat-Konzentration in Import-Textilien wird bei der ersten Wäsche ausgewaschen (Brigden 2012). Laut Umweltbundesamt Dänemark liegt der Auswaschungsgrad bei 25–99,99 % (Danish Ministry of the Environment 2013). *Greenpeace* (2011) geht von einer Erstauswaschung der NPE-Konzentration von 80 % aus. Grundsätzlich kann

angenommen werden, dass schon nach den ersten Wäschen die komplette NPE-Konzentration in das Abwasser gelangt (Santen 2012). Die Entsorgung von Textilien erfolgt in Deutschland im Wesentlichen durch Deponierung und Verbrennung.

Geht man bei der Papierherstellung von einer NP-Konzentration von 1 mg NP/kg Altpapier (Gehring et al. 2009) und einem Altpapiereinsatz von rund 100.000 t pro Jahr aus, ergibt sich eine jährliche NP-Fracht im Altpapierbestand von 0,1 t. In Altpapier enthaltenes NP bleibt oftmals über Papierrecycling im Umlauf. Es entstehen hierdurch aber im Allgemeinen keine Gewässereinträge.

Von größerer Relevanz für den NP-Eintrag in Gewässer ist vermutlich die Verwendung von Altpapier zur Herstellung von Recycling Toilettenpapier. Von Gehring et al. (2009) werden für Recycling Toilettenpapiermengen zwischen $< 0,1$ – $2,7$ mg/kg mit einem Mittelwert von $0,275$ mg/kg aufgeführt. Bei einem jährlichen Einsatz von rund 500.000 t Recycling-Toilettenpapier (Bilitewski 2002) ergibt sich somit eine jährliche NP-Fracht von $0,14$ t, die direkt in das kommunale Abwassersystem eingetragen werden.

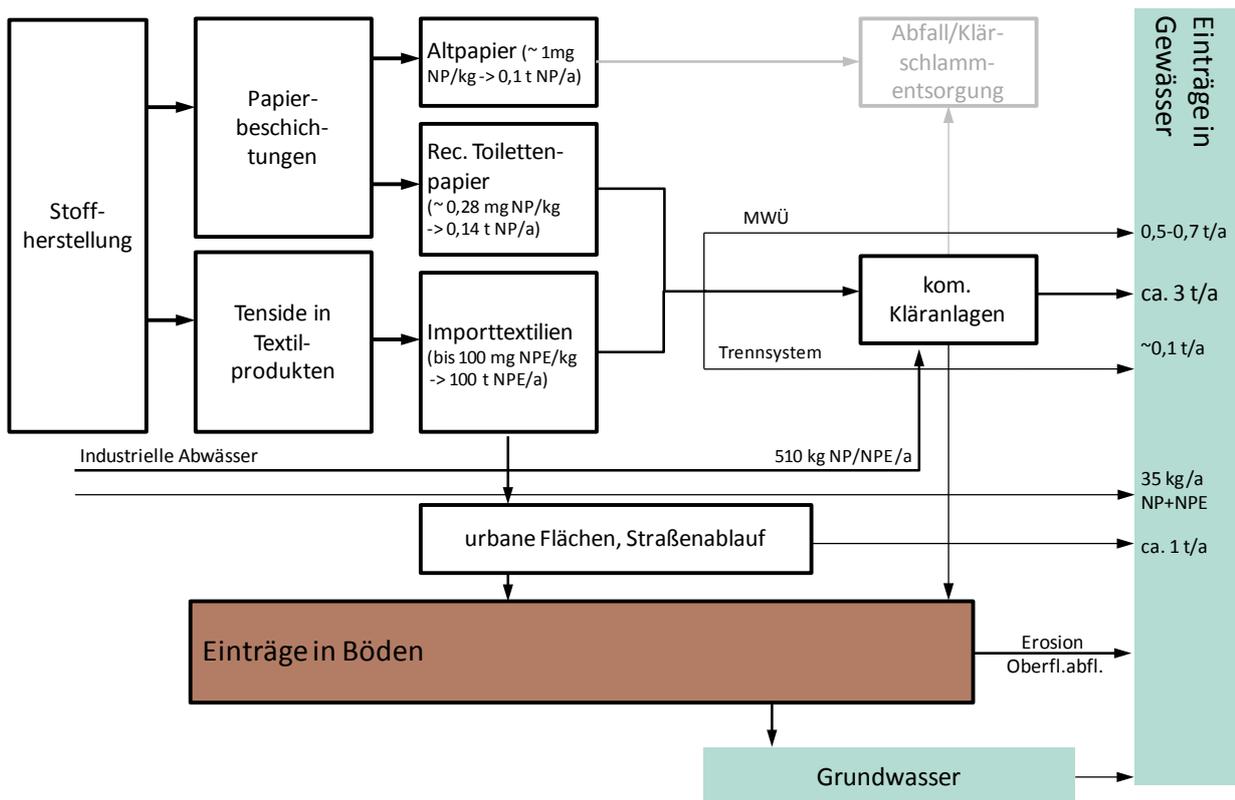
Eine Studie des Umweltbundesamtes Österreich und dem Slovakian Hydrometrological Institute (SHMU) zeigt, dass Nonylphenol auch über den Luftpfad und atmosphärische Deposition den Weg nach Europa findet. Im Rahmen der Studie wurden Nonylphenol-Konzentrationen in allen 37 getesteten Proben gefunden. Die Konzentrationen lagen zwischen $2,3$ ng/m³ und 19 ng/m³ in PM₁₀ bzw. $2,1$ ng/m³ und 19 ng/m³ in PM_{2,5} (Uhl und Gans 2007). Studien aus Amerika und Japan zeigen, dass die Nonylphenolkonzentration in der Innenraumluft deutlich höher ausfallen kann. In Amerika wurden Konzentrationen bis 420 ng/m³ (Rudel et al. 2003) und in Japan bis 680 ng/m³ (Saito et al. 2004) festgestellt.

Während einer Studie von Peters (2003) wurden Luft- und Niederschlagsproben aus den Niederlanden, Belgien und Deutschland gesammelt und auf organische Schadstoffe untersucht. Nonylphenol konnte dabei in 34 % der Proben in einem Konzentrationsbereich von 42 bis 256 ng/l nachgewiesen werden.

Einträge in die Gewässer können entsprechend der oben aufgeführten Quellen vor allem durch das kommunale Abwassersystem, inkl. Mischwasserüberläufe und Trennsystem, und den Eintragspfad kommunale Kläranlage erfolgen. Zudem finden Einträge über industrielle Direkteinleiter und Abschwemmungen von urbanen Systemen statt. Einträge über den Pfad Oberflächenabflüsse von unbefestigten Flächen (bspw. via NP in Klärschlamm) und atmosphärische Deposition werden als vernachlässigbar angesehen. Eine detaillierte Darstellung hierfür zugrundeliegender Daten findet sich in Fuchs et al. (2013).

Abbildung 23 gibt einen Überblick über die Nonylphenol-Stoffströme in Verbindung mit den Gewässereinträgen pro Jahr.

Abbildung 23: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm Nonylphenol



3.2.11 Perfluorooctansulfonat (PFOS) ³⁴

Übersicht

Perfluorooctansulfonat (PFOS) ist eine synthetische Substanz und kommt natürlicherweise nicht vor (UBA 2007). Es wird seit den 1950er Jahren produziert und fand in vielen Bereichen Anwendung, in der Industrie (z. B. Galvanik, Foto- und Halbleiterindustrie) sowie in Haushalten (z. B. Imprägnierungsmittel für Teppiche und Möbelleider, Beschichtung für Papiere). Nachdem PFOS weltweit in Menschen und anderen Lebewesen nachgewiesen wurde, entschied sich der weltweit größte PFOS-Hersteller, das US-amerikanische Unternehmen 3M, im Jahr 2000 für einen freiwilligen stufenweisen Rückzug aus der Produktion und Nutzung von PFOS bis zum Ende des Jahres 2002 (3M 2011). Diese Unternehmensentscheidung bewirkte auch einen erheblichen Rückgang der Nutzung von PFOS in der EU (UK_DEFRA 2004). In China dagegen steigen die Produktionsmengen ³⁵.

PFOS gehört zur Stoffgruppe der perfluorierten und polyfluorierten Chemikalien (PFC). Einige PFC werden auch häufig als perfluorierte Tenside (PFT) bezeichnet, deren bedeutendste Vertreter PFOS und PFOA mit jeweils acht Kohlenstoffatomen sind.

Dabei ist PFOS (Summenformel $\text{C}_8\text{F}_{17}\text{SO}_3^-$) das Anion der Perfluorooctansulfonsäure (CAS 1763-23-1) und wird üblicherweise als Salz verwendet oder in Polymere eingebaut. Perfluorooctansulfonylfluorid (PFOSF, CAS 307-35-7) ist das gängigste Ausgangsmaterial für unterschiedliche PFOS-haltige Materialien.

³⁴ Basierend u. a. auf der Arbeit „Neue prioritäre/prioritär gefährliche Stoffe der Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates - Stoffdatenblätter“ im Rahmen des parallelen Vorhabens „Entwicklung europäischer Leitlinien für die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste gemäß Art. 5(1) und 5(6) der Tochterrichtlinie zu prioritären Stoffen“ (Forschungskennzahl 3709 67 219).

³⁵ Laut verschiedener Quellen steigt die POSF Produktion in China von $<50 \text{ t/a}$ 2001 auf $>200 \text{ t/a}$ in 2007 (Lim et al. 2011, Liu et al. 2011).

Neben den acht PFOS-Chemikalien nach Anhang B der Stockholm Konvention existieren noch viele weitere perfluorierte Verbindungen. PFOS-verbundene Substanzen können in der Umwelt zu PFOS umgewandelt werden. Die OECD (2002) zählt 172 Substanzen aus 22 Klassen von Perfluoralkylsulfonaten dazu.

Gründe für die Einordnung als prioritärer Stoff sind laut EU Impact Assessment (2012) seine Einordnung in Annex III, seine PBT-Eigenschaften und die POP-Klassifizierung.

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Die wesentlichen Stoffeigenschaften von PFOS sind tabellarisch im Materialanhang dargestellt.

Für PFOS wird die Halbwertszeit in Wasser im Hinblick auf einen abiotischen Abbau durch Hydrolyse (bei 25 °C) auf mehr als 41 Jahre geschätzt und ist damit sehr gering. Hinweise auf einen nennenswerten abiotischen Abbau durch Photolyse liegen nicht vor. Die geschätzte Halbwertszeit in der Luft liegt bei mehr als 3,7 Jahren. Auch ein biotischer Abbau findet weder unter aeroben noch unter anaeroben Bedingungen in nennenswertem Ausmaß statt. PFOS wird deshalb gemäß Europäische Richtlinie 2006/122/EG als „vP“ (very persistent)- sehr persistente -Substanz eingestuft (LANUV 2011).

PFOS weist ferner ein hohes Bioakkumulationspotenzial auf. Im Hinblick auf die Anreicherung in Fischen wurde für den Blauen Sonnenbarsch ein Bioakkumulationsfaktor³⁶ von 2.796 ermittelt. Bei Regenbogenforellen wurden Werte zwischen 690 (Skelett) und 3.100 (Blut) errechnet (jeweils bezogen auf die Konzentration im Wasser). Für Regenwürmer wird in der Literatur ein Bioakkumulationsfaktor von 60,5 angegeben (bezogen auf Testsubstrat bzw. Boden).

Ferner ist festgestellt worden, dass sich PFOS über die Nahrungskette sehr stark anreichert. Auf Grundlage des genannten Bioakkumulationsfaktors für den Blauen Sonnenbarsch wurde ein Biomagnifikationsfaktor von 5 berechnet, der sowohl für die Akkumulation von Fischen hin zu größeren Fischen als auch für die Akkumulation von großen Fischen hin zu Säugetieren und Vögeln gilt. Der Stoff wird daher gemäß der Europäischen Richtlinie 2006/122/EG als „vB“ (very bioaccumulative) – sehr bioakkumulativ eingestuft (LANUV 2011).

Außerdem ist PFOS toxisch und gemäß der Europäischen Richtlinie 2006/122/EG als „T“ (toxic) eingestuft³⁷.

Stoffspezifische Regelungen

PFOS, deren Salze sowie PFOSF- wurden in den Anhang B (Einschränkung der Herstellung und Verwendung) des Stockholmer Übereinkommens zu persistenten organischen Schadstoffen aufgenommen. Allerdings gibt es akzeptierte Anwendungen und spezifische Ausnahmen. Akzeptierte Anwendungen sind:

- ▶ Fotografische Beschichtungen,
- ▶ Antireflexionsbeschichtungen für fotolithografische Verfahren und fotografische Beschichtungen bei der Herstellung von Halbleitern,
- ▶ Ätzmittel für Hochfrequenzhalbleiter,
- ▶ Hydraulikflüssigkeit in der Luftfahrt,
- ▶ Verwendung als Netzmittel in galvanotechnischen Systemen (insbesondere Cr(VI)-Verchromung in geschlossenen Systemen),
- ▶ Bestimmte medizinische Geräte (Ethylen-Tetrafluorethylen-Copolymer-Schichten, in-vitro-diagnostische Geräte und CCD (Charge-coupled Device)-Farbfilter),
- ▶ Feuerlöschschäume,
- ▶ Insektenköder für die Kontrolle von Blattschneideameisen.

³⁶ Verbindungen mit einem BCF bei aquatischen Spezies > 2000 erfüllen unter REACH das Teilkriterium für PBT, Verbindungen mit einem BCF größer 5000 das Teilkriterium vPvB-Stoffe; ab einem BCF von ≥ 500 besteht laut 1272/2008/EG (Einstufungs-, Kennzeichnungs- und Verpackungs-VO) ein Indiz für das Biokonzentrationspotenzial zu Einstufungszwecken.

³⁷ Zur Toxikologie von PFOS siehe Lau et al. (2007).

Spezifische Ausnahmen sind vom jeweiligen Vertragspartner des Stockholmer Übereinkommens anzumelden. Dies sind z. B.:

- ▶ Fotomasken in Halbleitern und Flüssigkristallanzeigenindustrie,
- ▶ Verwendung als Netzmittel in sonstigen galvanotechnischen Systemen (insbesondere Cr(VI)-Verchromung in offenen Systemen),
- ▶ Elektronische Teile von einigen Farbdruckern und Farbkopierern,
- ▶ Insektizide für die Kontrolle von roten Feuerameisen und Termiten,
- ▶ Chemikalienbasierte Ölförderungsmaßnahmen,
- ▶ Teppiche,
- ▶ Leder,
- ▶ Textilien und Polsterungen,
- ▶ Papier und Verpackungen,
- ▶ Beschichtungen und Beschichtungsadditive,
- ▶ Gummi und Kunststoffe.

Die akzeptierten Anwendungen und die spezifischen Ausnahmen werden spätestens 2015 und danach alle vier Jahre überprüft, ob sie weitergeführt werden (UNEP POPs COP SC-4/17 2009).

PFOS, deren Salze, Halogenide, Amide und andere Derivate einschließlich der Polymere sind seit dem Juni 2008 durch die Europäische Richtlinie 2006/122/EG und deren nationale Umsetzung („Elfte Verordnung zur Änderung chemikalienrechtlicher Verordnungen“) als Stoff, in Gemischen und Erzeugnissen verboten, wobei bestimmte Ausnahmen vorgesehen sind. Dieses Verbot, wie auch die Ausnahmeregelungen, gingen im Juni 2009 in REACH, Anhang XVII ein (Verordnung 552/2009).

Bei der Änderung der europäischen POP-Verordnung (757/201022 und 756/201023) wurde der Schwellenwert von 0,005 auf 0,001 Gew.-% in Stoffen oder Zubereitungen gesenkt und die Vorgabe gemacht, dass die Ausnahmen gegebenenfalls an die Anwendung der besten verfügbaren Techniken (BVT), welche im Rahmen der Industrieemissionsrichtlinie 2010/75/EU24 festgelegt werden, gebunden sein sollen.

PFOS ist in der Umweltqualitätsnormen-Richtlinie 2008/105/EG, die Zielgrößen zur Erreichung des guten chemischen Zustandes der Oberflächengewässer zur Umsetzung der WRRL festlegt, enthalten.

Als das sensibelste Schutzgut, welches für die Festlegung einer Umweltqualitätsnorm für PFOS gemäß den Vorgaben der 2008/105/EG (Richtlinie über Umweltqualitätsnormen in der Wasserpolitik mit Anforderungen an die Überwachung von Oberflächengewässern und Einleitungen) maßgeblich ist, hat sich der Fischkonsum bzw. die aquatische Nahrungskette erwiesen.

Über Richtlinie 2013/39/EU, dargestellt in Tabelle 20, wurde die UQN angepasst und liegt jetzt deutlich darunter (JD UQN 0,00065 µg/l bzw. 0,00013 µg/l). Der UQN ist eine Herausforderung für die Analytik, da typische Bestimmungsgrenzen oftmals bei 0,01 µg/l liegen³⁸.

Tabelle 20: Umweltqualitätsnorm für PFOS nach Anhang II Richtlinie 2013/39/EU

JD-UQN Binnenoberflächengewässer	6,5 × 10⁻⁴	µg/l
JD-UQN Sonstige Oberflächengewässer	1,3 × 10⁻⁴	µg/l
ZHK-UQN Binnenoberflächengewässer	36	µg/l
ZHK-UQN Sonstige Oberflächengewässer	7,2	µg/l
UQN Biota	9,1	µg/kg Nassgewicht

³⁸ DVGW: STELLUNGNAHME vom 22. Juni 2012 zur Revision der Liste prioritärer Stoffe gemäß dem Kommissionsvorschlag vom 31.1.2012 für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik (COM/2011/876). Claudia Castell-Exner, Daniel Petry, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.

Branchen mit relevanten PFT-Indirekteinleitern und die dazugehörigen Anhänge der Abwasserverordnung (AbwV) sind in der Tabelle 21 aufgezählt. In Nordrhein-Westfalen wurde im Dezember 2012 ein Musterbescheid für Indirekteinleiter, der zwei Grenzwerte für PFT beinhaltet, eingeführt³⁹.

Tabelle 21: Übersicht der relevanten PFT-Indirekteinleiter nach den Anhängen der Abwasserverordnung (AbwV) und gemessene Maximalwerte (Summe PFOA + PFOS)

AbwV Anhang		Anzahl Indirekteinleiter	Maximalwert SUM2PFT (PFOA+PFOS)
27	Behandlung von Abfällen durch chemische und physikalische Verfahren (CP-Anlagen) sowie Altölaufarbeitung	8	456
31	Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	1	6,9
38	Textilherstellung, Textilveredlung	2	1,7
40	Metallbearbeitung, Metallverarbeitung	80	49.000
49	Mineralölhaltiges Abwasser	2	212
51	Oberirdische Ablagerung von Abfällen	9	5,2
53	Fotografische Prozesse (Silberhalogenid-Fotografie)	2	230
55	Wäschereien	2	1,3
56	Herstellung von Druckformen, Druckerzeugnissen und grafischen Erzeugnissen	1	1,8
Sonstige		4	78

Werte in µg/l; Quelle: LANUV (2011)

Umweltkonzentrationen

PFOS wird sehr häufig in Umweltproben nachgewiesen. In einer EU weiten Messkampagne der Oberflächengewässer wurde PFOS in über 90 % der Proben gefunden mit einer durchschnittlichen Konzentration von 6 ng/L (Loos et al. 2009).⁴⁰ Der Rhein wurde dabei u. a. als ein stark belastetes Gewässer identifiziert.

Abbildung 24 und Abbildung 25 zeigen Messdaten von Rhein und seinen Nebenflüssen, zusammengestellt in IKSr 2012. Die UQN entsprechend der Richtlinie 2013/39/EU wird flächendeckend überschritten (JD UQN 0,00065 µg/l bzw. 0,00013 µg/l).

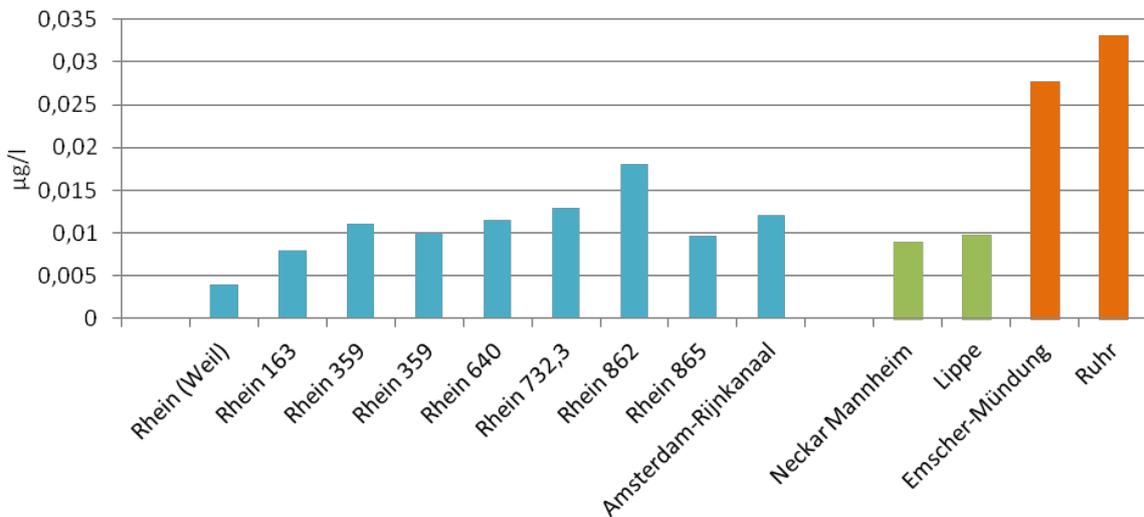
Trotz eingeschränkter Produktion und Nutzung sind Umweltbelastungen, beispielsweise die Belastung von Möweneiern, bislang unverändert. Entsprechend Daten der Umweltprobenbank (2014) lagen PFOS-Konzentrationen in Möweneiern im Nordseegebiet zwischen 39 und 170 ng/g Frischgewicht (FG), ohne dass ein zeitlicher Trend erkennbar ist.

In Fischproben (Brassen) lagen die Konzentrationen im Muskelgewebe zwischen 5 und 80 ng/g FG, in Leberproben zwischen 60 und 450 ng/g FG. Bei Leberproben von Aalmutter aus den Küstengebieten lagen die PFOS-Konzentrationen zwischen 4 und 15 ng/g FG (Theobald et al. 2011).

³⁹ Programm Reine Ruhr zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen; http://www.masterplan-wasser.nrw.de/data/files/145/NRW_ReineRuhr_2014.pdf.

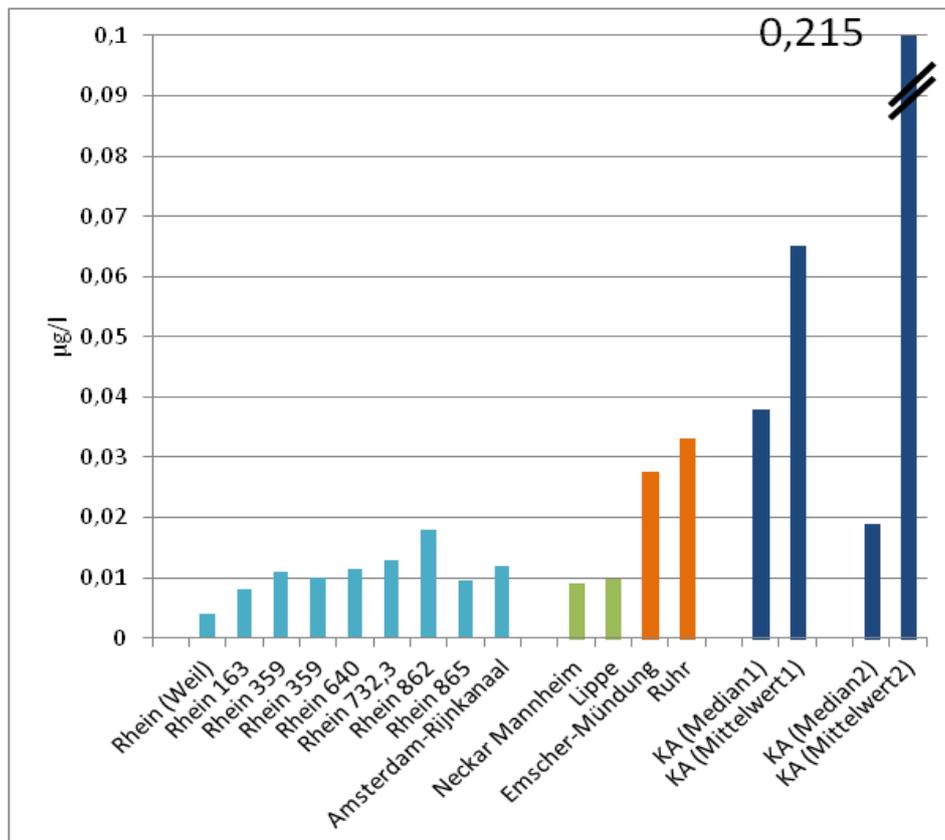
⁴⁰ EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. R. Loos et al. / Environmental Pollution 157 (2009) 561–568. Hohe PFOS Konzentrationen: Scheldt in Belgium (154 ng/L) and The Netherlands (110 ng/L), Seine in France (97 ng/L; w80 m3/s), Krka in Slovenia (1371 ng/L; w50 m3/s), Severn in the UK (238 ng/L; w33 m3/s), Rhine in Germany (Wesel; 32 ng/L; 1170 m3/s), and in some smaller streams (e.g. in Barcelona (Rivers Llobregat and Beso's), Spain).

Abbildung 24: Messdaten von Rhein und Nebenflüssen



Daten zusammengestellt aus IKSR 2012: Messstation RÜS - AWBR 2009 Jahresbericht - LUBW (2008–2009) - LANUV (2008–2010) - RIWA (2001–2009)

Abbildung 25: Messdaten von Rhein und Nebenflüssen mit Ablaufwerten von Kläranlagen zum Vergleich



Daten zusammengestellt aus IKSR (2012): Messstation RÜS - AWBR 2009 Jahresbericht - LUBW (2008–2009) - LANUV (2008–2010) - RIWA (2001–2009); MicroPoll DB BAFU (2000–2010): 16 Proben (1<BG) ; LANUV NRW (2007–2010): 881 Proben (129 Einleitungsstellen, belastungsorientiert, 215 bzw. 24 %<BG)

Produktion und Verwendung

Aus aktuellen Umfragen geht hervor, dass in Deutschland und in Italien PFOS noch als Aktivsubstanz hergestellt wird (Lanxess 2010, Zangl et al. 2012).

Nach Aussage von Lanxess (2010), dem einzigen PFOS-Produzenten in Deutschland, wurden 2010 ca. 3.000 kg PFOS (Originalsubstanz) über Zwischenhändler und Formulierer an deutsche Galvaniken (insbesondere in der galvanischen Hart- und Glanzverchromung) vermarktet.

Nach Angaben von Lanxess (2010) kann der prozentuale Mengenimport aus China sowie aus den restlichen Ländern der Welt auf ca. 1 % der o. g. gehandelten Menge von Lanxess geschätzt werden (entspricht also ca. 30 kg). Diese Schätzung beinhaltet nicht die Menge, die mit importierten Produkten nach Deutschland gelangt.

Es gibt ca. 2.500 Galvaniken in Deutschland, die zusammen ca. 3.000 kg PFOS einsetzen. Dabei sind zwei Anwendungsbereiche zu unterscheiden:

- ▶ Glanzverchromung, Kunststoffbeizlösung, ABS-Beize u. a.,
- ▶ Hartverchromen (50 % der PFOS Menge, ZVO 2011).

Es entstehen feste und flüssige Abfälle.

Die Feuerlöschmittelbestände mussten bis 2011 fachgerecht entsorgt werden, so dass aktuell keine Emissionen mehr von PFOS entstehen sollten. Moderne/neue Feuerlöschmittel enthalten andere PFC (z. B. PFOA). Problematisch sind ggf. Altstandorte und Altablagerungen sowie Standorte, die mit Löschschaummitteln kontaminiert wurden.

Fotopapier und Fotoplatten der Fotoindustrie, die in Deutschland hergestellt werden, sind mittlerweile frei von PFOS. Die Produktionsmengen sind stark gesunken (Digitalfotografie). PFOS wird nur noch bei der Herstellung von Foto-Negativen und Röntgenfilm verwendet und verbleibt zum Teil im Produkt. Dennoch kann in Deutschland erhältliches Fotomaterial (Filmnegative und Röntgenfilme) nach wie vor PFOS enthalten, da es zum Großteil importiert wird und PFOS im Ausland noch in einigen Fotomaterialien verwendet wird. Laut einer aktuellen Abschätzung (Zangl et al. 2013) werden insgesamt 75 kg PFOS (Produktion in 2010) in Deutschland verwendet. Davon 80 % in Röntgenfilmen (7,5 Mio. m² Röntgenfilmmaterial, 0,1–0,8 µg/cm², normalerweise doppelt beschichtet; 60 kg PFOS) und 20 % in anderen Filmen (Negativen etc, 0,1 µg/cm²; 15 kg PFOS). Unter Annahme einer Aufbewahrungszeit von 10 Jahren gelangten außerdem insgesamt 381 kg PFOS von Fotomaterialien, die in 2000 produziert wurden, 2010 in den Abfallstrom und wurden einer Verbrennung zugeführt (Zangl et al. 2013).

PFOS wird weiterhin in Hydraulikflüssigkeiten in Flugzeugen verwendet. Laut einer aktuellen Abschätzung (Zangl et al. 2013) werden in der Flugzeugindustrie 33–67 kg PFOS pro Jahr eingesetzt. Bei Neubau von Flugzeugen und wartungsbedingtem Austausch gelangen 22–34 kg PFOS in den Abfallstrom und werden einer Verbrennung zugeführt. Über den Einsatz für militärische Zwecke gibt es keine Daten.

In der Halbleiterindustrie werden geschlossene Kreisläufe verwendet. PFOS verbleibt nicht im Produkt und feste Abfälle werden verbrannt. Laut einer aktuellen Abschätzung (Zangl et al. 2013; I&P Europe (2011)) werden 9,34 kg in der EU, davon 20 % in Deutschland (1,87 kg) verwendet. Die Abfälle werden einer Verbrennung zugeführt.

Stoffflüsse

Die Produktionsmenge von PFOS in Deutschland liegt bei rund 3 t/a. Auch wenn für einen Emissionsfaktor aus dem Bereich PFOS-Produktion in die Umwelt keine Daten vorliegen, ist nur von geringen Emissionen auszugehen.

Die Verbrauchsmenge liegt bei 3–4 t/a (Schätzung für 2012). Der Emissionsfaktor aus dem Bereich der Galvaniken in die Umwelt ist mittel bis hoch (5 %-50 %). Der niedrigere Wert basiert auf Angaben der Industrie an die Europäische Kommission (Implementation of the restriction on PFOS under the Directive

2006/122/EC - electroplating applications and fire fighting foams containing PFOS stocks vom 29 January 2010). Auch in einer neuen deutschen Studie wird von einem niedrigeren Wert ausgegangen (Zangl et al. 2012, 6,7 %). Der höhere Wert basiert auf Angaben einer Schweizer Studie (Buser and Morf 2009, 45 % (20–80 %)). Andere Studien geben höhere Werte an (99 % in RPA (2004) and Bruinen de Bruin et al. 2010). Aufgrund der Unsicherheiten wird hier von einem Emissionsfaktor von 5 %-50 % ausgegangen.

Für die anderen Anwendungsbereiche kann der Emissionsfaktor in die Umwelt als niedrig angenommen werden (< 1 %, siehe auch Menger-Krug et al. 2011). Feuerlöschmittel mussten bis 2011 fachgerecht entsorgt werden, daher sind keine aktuellen Emissionen zu erwarten. Der Emissionsfaktor in die Gewässer aus dem Bereich der Fotoindustrie ist ebenfalls als niedrig einzuschätzen (0,1 %; für PFOS)⁴¹. PFOS-haltige Hydraulikflüssigkeiten im Bereich der Flugzeugindustrie sowie PFOS-haltige Materialien in der Halbleiterindustrie werden in Kreisläufen eingesetzt und feste Abfälle aus diesen Bereichen verbrannt.

Neben den aktuellen Verwendungen verursachen "alte" Konsumgüter mit langer Lebensdauer andauernde Emissionen aus Haushalten (z. B. Siedlungsabfälle, häusliches Abwasser, Hausstaub). Dazu gehören vor allem Möbelleider, Teppiche und Textilien.

Andauernde Emissionen werden auch von sekundären Quellen, wie:

- ▶ Deponien,
- ▶ Kläranlagen (Haushaltsabwasser, Niederschlagswasser, Indirekteinleiter),
- ▶ Niederschlagswassereinleitungen und Mischwasserentlastung (ohne Behandlung),
- ▶ ggf. Müllverbrennungs- und Klärschlammverbrennungsanlagen⁴²,
- ▶ Altstandorte und Abtablagerungen sowie Standorte, die mit Löschschaummitteln kontaminiert wurden (Flughäfen, Militärstandorte, Übungsgelände),

verursacht.

Die gesamte Gewässerfracht in der EU korreliert gut mit den Einwohnern. In einer EU-weiten Studie wird eine Fracht von $27 \mu\text{g}/\text{E} \cdot \text{Tag} = 9,8 \text{ mg}/\text{E} \cdot \text{a}$ bestimmt (Pistocchi und Loos 2009), entsprechend 810 kg/a für 82 Mio. Einwohner (D).

Bezogen auf die Verbrauchsmenge von 3–4 t ergibt sich als Gesamt-Emissionsfaktor zu Wasser 20 % - 27 %. Damit wird mehr als ein Fünftel des in Deutschland eingesetzten PFOS in die Oberflächengewässer emittiert.

Die Gewässerfracht im Rhein liegt bei 670 kg/a (IKSR 2012). Dies entspricht einer höheren einwohnerspezifischen Fracht von: $32 \mu\text{g}/\text{E} \cdot \text{Tag} = 11,5 \text{ mg}/\text{E} \cdot \text{a}$ (bei 56 Mio. Einwohner im Rheineinzugsgebiet), entsprechend 940 kg/a für 82 Mio. Einwohner (D). Der Anteil des Kläranlagenablaufs liegt laut einer Abschätzung der IKSR (2012) bei ca. 75 %.

Bezogen auf die Verbrauchsmenge von 3–4 t ergibt sich als Gesamt-Emissionsfaktor zu Wasser 23-31 %. Über die Kläranlagen in die Oberflächengewässer emittiert werden 17-24 % des in Deutschland eingesetzten PFOS.

Die Kläranlage ist somit der Haupteintragspfad in die Gewässer. Mögliche Quellen sind:

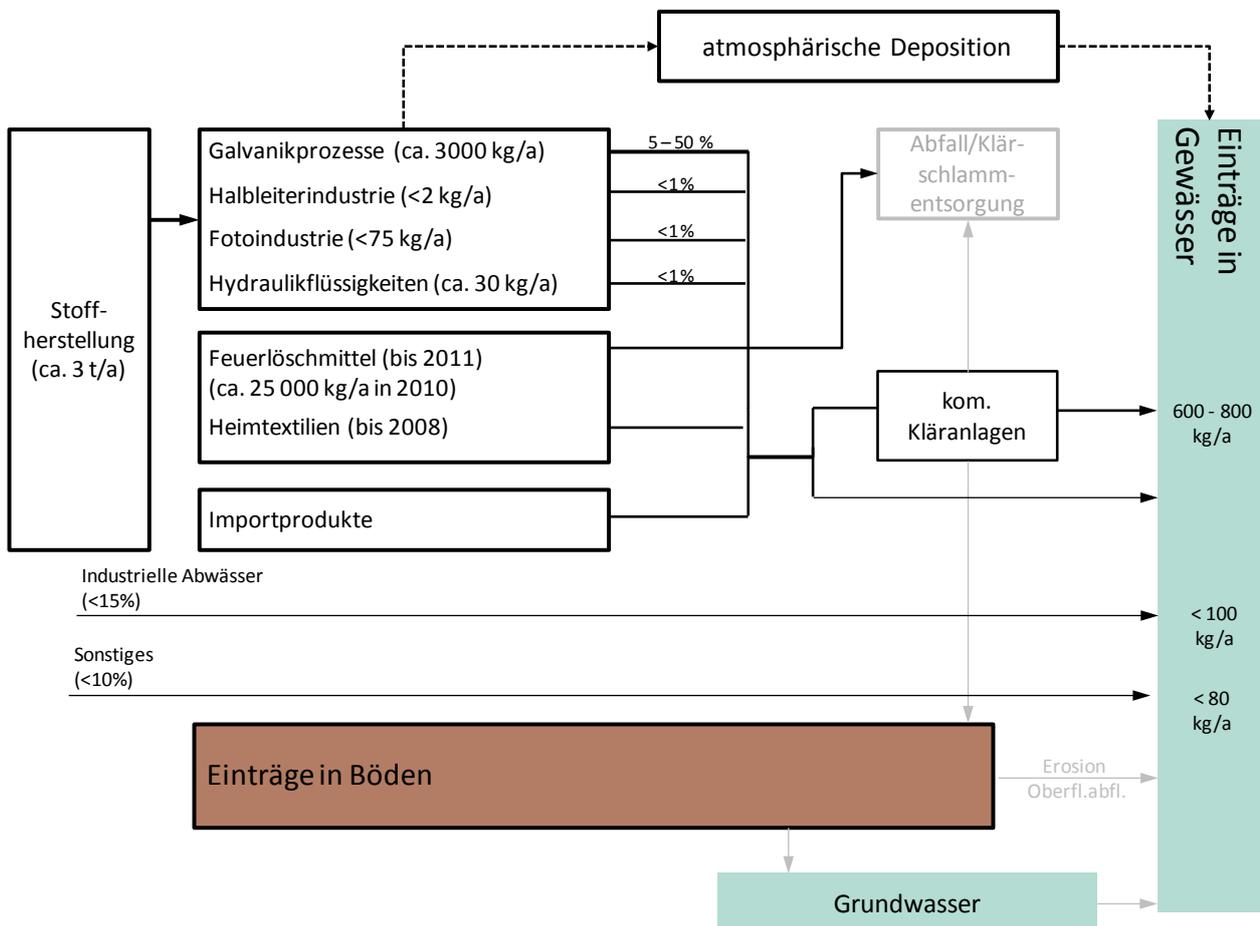
- ▶ Indirekteinleiter:
 - Galvaniken (Wartungs- und Reinigungsarbeiten der Spülbäder, Betriebliches Abwasserbehandlungssystem, Abwasser aus der Chromschlammbehandlung),
 - Wäschereien,
 - Papier-Recycling,

⁴¹ Laut "Submission of Annex E Information on PFOS and Its Precursors by the International Imaging Industry Association, the European Photo and Imaging Association, and the Photo-sensitized Materials Manufacturers' Association (31.01.06)" beträgt der Emissionsfaktor in die Umwelt 0,1 %.

⁴² Nach Zangl et al. 2012 ist die thermische Verbrennung von PFOS bei <1.300°C möglicherweise nicht vollständig; allerdings findet LANUV 2011 keine messbaren Rückstände in Abluft oder Schlacke.

- Textil-Recycling,
- ▶ Oberflächenablauf (belastete Flächen),
- ▶ Haushaltsabwasser (Auswaschen/Abrasion aus Produkten, Staub),
- ▶ Deponiesickerwassermitbehandlung.

Abbildung 26: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm PFOS



3.2.12 Hexabromcyclododecan (HBCDD)⁴³

Übersicht

Hexabromcyclododecan (HBCDD) ist ein bromhaltiges Flammschutzmittel (70 % Brom). Es wird bzw. wurde als solches in der Textilindustrie (z. B. Polstermöbel, Vorhänge) und in Dämmmaterialien (vor allem in Polystyrol- Dämmplatten zur Gebäudeisolation) verwendet (UBA 2014). Insgesamt existiert eine Vielzahl von verschiedenen HBCDD Stereoisomere mit zum Teil unterschiedlicher Toxizität und Umweltverhalten (EMPA 2013).

HBCDD wurde 2008 durch die Europäische Union als besonders besorgniserregender Stoff identifiziert und 2011 in den Anhang XIV der REACH-Verordnung (Herstellungs- und Verwendungseinschränkungen/-

⁴³ Basierend u. a. auf der Arbeit „Neue prioritäre/prioritär gefährliche Stoffe der Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates - Stoffdatenblätter“ im Rahmen des parallelen Vorhabens „Entwicklung europäischer Leitlinien für die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste gemäß Art. 5(1) und 5(6) der Tochterrichtlinie zu prioritären Stoffen“ (Forschungskennzahl 3709 67 219).

verbot) aufgenommen. Entsprechend Beschluss der Vertragsstaatenkonferenz der Stockholmer POP-Konvention, wurde HBCDD im Mai 2013 in die Liste der POP aufgenommen und darf dementsprechend ab Mai 2014 nicht mehr produziert und verwendet werden. Für die Anwendung in Dämmplatten besteht eine Ausnahme, bis das Herstellungs- und Verwendungsverbot nach REACH im August 2015 greift.

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Aufgrund des niedrigen Dampfdrucks, der schlechten Wasserlöslichkeit und der hohen Fettlöslichkeit adsorbiert HBCDD in Böden und Sedimente, wird aber nur geringfügig ausgewaschen und kann aus der Wasserphase kaum verdunsten. Studien von Wildlife International (zitiert in UNEP (2010)) weisen auf eine starke toxische Wirkung auf aquatische Organismen hin. Weiterhin wurden toxische Wirkungen bei Regenwürmer und Seevögel festgestellt (diverse Quellen in UNEP 2010). Aufgrund der Konzentrationen in Fischen und aquatischen Säugetieren besteht ein Risiko einer Sekundärvergiftung (secondary poisoning) von Räuberorganismen.

HBCDD ist biologisch schwer abbaubar, hat eine hohe Persistenz, ist stark bioakkumulativ (vB) und wirkt toxisch auf Organismen (ECHA 2008b, Westerdahl et al. 2011). Somit sind die PBT-Kriterien erfüllt.

Die wesentlichen Stoffeigenschaften von HBCDD sind tabellarisch im Materialanhang dargestellt.

Stoffspezifische Regelungen

HBCDD wurde 2008 durch die Europäische Union als besonders besorgniserregender Stoff identifiziert. Im Jahr 2011 wurde HBCDD aufgrund seiner PBT-Eigenschaften in den Anhang XIV der REACH-Verordnung (1907/2006) aufgenommen, was Herstellungs- und Anwendungseinschränkungen bzw. ein Herstellungs- und Vermarktungsverbot ab 2015 in der EU zur Folge hat. Weiterhin wurde HBCDD auf die POP-Liste der Stockholmer Konvention gesetzt sowie am 9. Mai 2013 durch die UN-Chemikalienkonferenz in Genf mit einem Herstellungs- und Nutzungsverbot belegt, das nach einem Jahr in Kraft treten wird. Vertragsstaaten dürfen eine zeitlich begrenzte Übergangsphase beantragen, um die Herstellung von Alternativen zu ermöglichen. Diese Ausnahme gilt für Dämmmaterialien in Gebäuden (Umweltbundesamt 2013). HBCDD-haltige Dämmplatten können entsprechend Abfallverordnung verbrannt, deponiert oder recycelt werden (Janssen 2013; Bossenmayer 2012).

Die über die Wasserrahmenrichtlinie und den entsprechenden Tochterrichtlinien definierten JD-UQN-Parameter für Binnenoberflächengewässer und sonstige Oberflächengewässer betragen für HBCDD 1,6 ng/l und 0,8 ng/l. Die ZHK-UQN für Binnenoberflächengewässer und sonstige Oberflächengewässer betragen 0,5 und 0,05 µg/l. die UQN für Biota beträgt 167 µg/kg.

Entsprechend Beschluss der Vertragsstaatenkonferenz der Stockholmer POP-Konvention wurde HBCDD im Mai 2013 in die Liste der POP aufgenommen und darf dementsprechend ab Mai 2014 nicht mehr produziert und verwendet werden. Für die Anwendung in Dämmplatten besteht eine Ausnahme, bis das Herstellungs- und Verwendungsverbot nach REACH im August 2015 greift.

Produktion und Verwendung

Von der Vielzahl der verschiedenen HBCDD Stereoisomere werden im technischen Bereich hauptsächlich eine Mischung von drei Diastereomeren verwendet (α , β und γ) (Westerdahl et al. 2011).

HBCDD wurde laut Entec (2011) in der EU ausschließlich von einer Firma in den Niederlanden hergestellt. Dort wurden im Jahr 2002 zwischen 5000 und 7000 t und im Jahr 2006 6000 t HBCDD hergestellt (European Commission 2008). Das Flammenschutzmittel wird in Textilien, Dämmmaterialien und in Elektrogeräten verwendet. Hauptsächlich wird es Polystyrolen wie EPS (Expandable Polystyrene) und XPS (Extruded Polystyrene) beigemischt. Anhand von Produktionszahlen hat das Europäische Risk Assessment ermittelt, dass jährlich 3.392 t HBCDD zur Herstellung von EPS, 1.730 t zur Formulierung von XPS, 1.054 t zur Textilbeschichtung in Form einer polymeren Dispersion und 210 t für die Herstellung von HIPS (High Impact

Polystyrene) eingesetzt werden. Demnach werden 53 % des HBCDDs für die Herstellung von EPS, 27 % für die Herstellung von XPS und 3 % für die Herstellung von HIPS genutzt. Die restlichen 17 % fallen in den Bereich der Textilbeschichtung.

Das weltweite Marktvolumen betrug ca. 16.500 t in 2001, wovon mehr als die Hälfte in Europa genutzt wurde (9.500 t). In 2002 stieg der weltweite Bedarf auf 21.447 t und in 2003 weiter auf 21.951 t (BSEF). In 2006 wurden 11.580 t HBCDD in der EU verwendet, was zu einem Import von ca. 6000 t führte (ECHA 2008a). Laut dem Jahresbericht 2009 des VECAP wurden 2007 in der EU 10.879 t HBCDD umgesetzt (total volume sold) und 8.913 t im Jahr 2008 (VECAP 2009). Die im Jahr 2008 durchgeführte Studie VECAP basiert auf Angaben von ca. 93 % der EBFRIIP (European Brominated Flame Retardant Industry Panel) Mitglieder. Für das Jahr 2010 wurde der Gesamtumsatz von 98 % der Mitglieder des EBFRIIP auf 7.500–10.000 t geschätzt; im Jahr 2011 und 2012 auf 10.000–12.500 t bei 97 % bzw. 98 % Mitgliedern (VECAP 2012).

Umweltkonzentrationen

HBCDD-Konzentrationen in den Sedimenten von Flüssen in Deutschland wurden in den Jahren 2002 und 2003 von Stiehl et al. (2008) beprobt. Die Konzentrationen lagen zwischen 1 und 20 µg/kg Trockengewicht.

Mittlere HBCDD-Konzentrationen im Muskelgewebe von Brassen im Belauer See (SH) lagen in den Jahren 2007–2010 zwischen 0,3 und 9,5 µg/kg FG (Rüdel et al. 2012).

Seit Ende der 1980er Jahre wurden HBCDD-Konzentrationen in Silbermöveneiern in verschiedenen Gebieten an der Nord- und Ostsee von Esslinger et al. (2011) beprobt. Während im Jahr 2000 die höchsten Konzentrationen gemessen wurden, nahmen die Werte seitdem ab (s. Tabelle 22).

Tabelle 22: Retrospektive Untersuchung von Hexabromcyclododecan in Silbermöveneiern für ausgewählte Probenahmejahre

Werte in ng/g Fett	2000	2002	2004	2006	2008
Heuwiese (Kubitzer Bodden)	96,8	95,1	84,9	66,9	24,9
Trischen (Meldorfer Bucht inkl. Trischen)	72,3	50,5	37,3	16,1	15,2
Mellum (Jadebusen inkl. Mellum)	106,6	76,5	84,1	84	55,6

Quelle: Umweltprobenbank 2014

Stoffflüsse

Aufgrund der aktuellen Änderungen der rechtlichen Rahmenbedingungen (HBCDD-Aufnahme in REACH, 2011; Aufnahme in die Liste der POP, 2013) unterliegen die Stoffflüsse von HBCDD zurzeit einer starken Veränderung.

Belastbare Daten zu Emissionen auf EU-Ebene aus dem EU-Risk Assessment zu HBCDD (2008) können als Ausgangspunkt angesehen werden, spiegeln jedoch nicht die aktuelle Situation in Deutschland wider. Die HBCDD Einträge in die Umwelt auf verschiedenen Pfaden wurden im Risk Assessment (2008) aus verschiedenen Studien zusammengefasst. Die Einträge in Wasser und Luft wurden für die Bereiche der Herstellung, der Transformation, der Verwendung und der Entsorgung von HBCDD sowie HBCDD-haltigen Produkten berechnet. Laut Risk Assessment (2008) stammte der größte Anteil der Emissionen aus der Textilbeschichtungsbranche und gelangte durch Abwässer in die Umwelt. Aufgrund der Entsorgungsmaßnahmen von Dämmplatten (Deponie oder Verbrennung) wurde erst angenommen, dass direkte Einträge in Böden nur eine untergeordnete Rolle spielen. Aufgrund von falschem, nicht quantifizierbarem Umgang mit Verpackungsabfällen wurden Einträge in Böden jedoch möglicherweise unterschätzt (UNEP 2010).

HBCDD-haltige Verpackungen bestehen meistens aus EPS und dienen dem Schutz von empfindlichen Geräten (European Commission 2008). Die Diffusion aus EPS und XPS Dämmplatten sowie aus Textilien ist ein potenzieller, aber nur schwer quantifizierbarer Eintrag in die Umwelt. Genaue Angaben über das Abfallma-

nagement von Dämmplatten liegen nicht vor. Laut IVH (2013) verfolgen die deutschen Hersteller von EPS-Hartschaum seit 2011 eine Umstellung der EPS-Flammschutzmittel von HBCDD auf unbedenkliche Flammschutzmittel, die bis Mitte 2014 umgesetzt werden sollen, so dass aus diesem Bereich keine Emissionen mehr zu erwarten sind.

Aufgrund der starken Adsorptionsfähigkeit von HBCDD lagert es sich in Sedimenten und Klärschlamm an. Durch die landwirtschaftliche Ausbringung von HBCDD-haltigen Klärschlämmen kann HBCDD ebenfalls in die Umwelt gelangen.

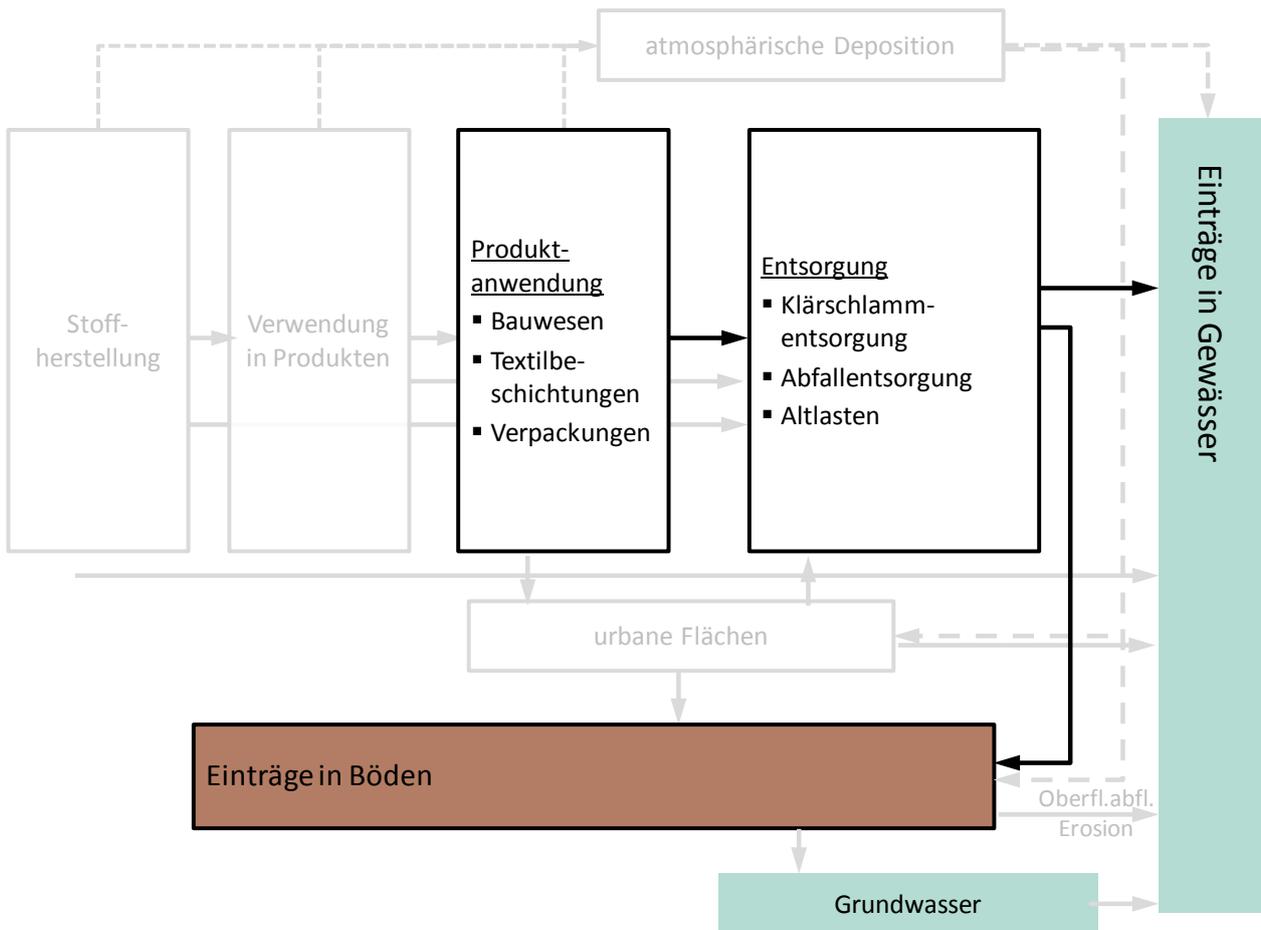
Nach dem weltweiten Verbot von HBCDD aufgrund der Stockholm-Konvention zu POP können vor allem frühere Verwendungen aus dem Gebäudebereich (Isolierungen mit HBCD-haltigen Polystyrolen) für Stoffeinträge in die Umwelt sorgen.

Die Sammlung HBCDD-haltiger Dämmstoffe soll bei Abbruch oder Sanierungsmaßnahmen getrennt erfolgen. Ein werkstoffliches Recycling findet nicht statt, zu entsorgende HBCDD-haltige Dämmstoffe werden durch Müllverbrennung einer thermischen Verwertung zugeführt und somit nach und nach aus dem Umweltkreislauf ausgeschleust (IVH 2013).

Aufgrund der Anwendungseinschränkungen und –verbote ergeben sich Emissionen in die Umwelt vor allem aus Altbeständen aus dem Baubereich, aus dem Textilbereich und Verpackungsrestbeständen. Einträge in die Gewässer und in den Boden sollten stark rückläufig sein.

Abbildung 27 gibt einen qualitativen Überblick über die Stoffflüsse von HBCDD in Verbindung mit Gewässereinträgen.

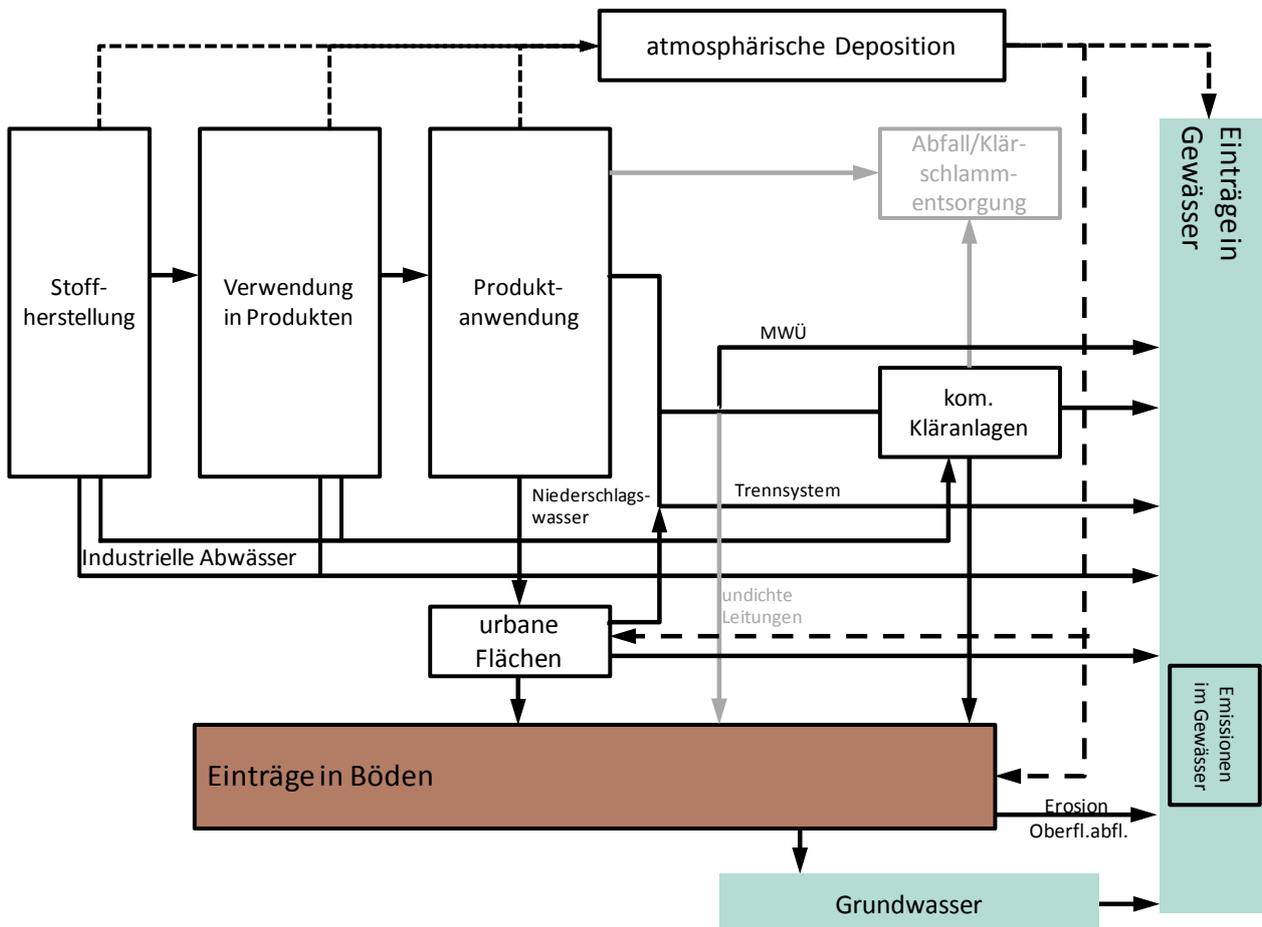
Abbildung 27: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm HBCDD



3.2.13 Zusammenfassung der Emissionsmuster

Von den individuellen Stoffflussbetrachtungen lässt sich für die spätere differenzierte Betrachtung von möglichen Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen in die Oberflächengewässer das in Abbildung 28 dargestellte Emissionsmuster ableiten.

Abbildung 28: Allgemeines emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm, basierend auf den individuellen Emissionsmustern



3.3 Ergebnisse der Modellierung der Stoffeinträge ausgewählter Stoffe am Beispiel des Neckareinzugsgebietes (IST-Zustand)

Im folgenden Kapitel werden die Modellierungsergebnisse für den Neckar für die ausgewählten Stoffe im Ist-Zustand zusammengefasst. Die Ergebnisse werden in Form von Frachten und berechneten Gewässerkonzentrationen angegeben, so dass eine Darstellung der Gewässersituation in Bezug auf Umweltqualitätsnormen oder vergleichbare Zielwerte möglich ist.

3.3.1 Gebietsabflüsse

Die für jedes Analysegebiet resultierende Fracht wird mit MoRE berechnet und dann entlang des Abflussbaums ohne Berücksichtigung von Retentionsprozessen aufsummiert. Um aus der Fracht die Konzentration am Gebietsauslass zu berechnen, wird der Gebietsabfluss benötigt. Zu diesem Zweck wurden hydrologische Daten für das Neckar-Einzugsgebiet angefordert. Die LUBW stellte die Daten von 90 Pegeln zur Verfügung, für die aus der Zeitreihe 1980–2010 hydrologische Kenngrößen abgeleitet wurden. Von diesen 90 Pegeln konnten nur 32 verwendet werden, da die restlichen eine ungünstige Lage zu den Analysegebietsgrenzen haben. Die Karte für die Visualisierung der Gewässerqualität wurde über die Angaben im Hydrologischen Atlas der (Bundesanstalt für Gewässerkunde 2013) vervollständigt. Da diese Daten nur für Einzugsgebiete größer 500 km² vorliegen, konnten nicht alle Analysegebietsauslässe mit einem Abfluss versehen werden.

Die Kenngrößen, die des Weiteren benötigt werden, sind der mittlere Abfluss (MQ) und der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ).

3.3.2 Risikoquotient (RQ)

Damit die Ergebnisse der Einzelstoffe in Bezug auf die Gewässersituation untereinander vergleichbar werden, wird der Risikoquotient herangezogen. Die Risikobewertung erfolgt über den Vergleich der berechneten Umweltkonzentration (modellierte Fracht geteilt durch den Gebietsabfluss am Auslass) mit einem Qualitätskriterium (UQN bzw. PNEC). Der Risikoquotient wird mit der folgenden Formel berechnet:

$$RQ = \frac{\text{berechnete Umweltkonzentration}}{\text{Qualitätskriterium}}$$

Für den Summenparameter PAK₁₆ wurde kein geeignetes Qualitätskriterium gefunden. Deswegen wurde auf eine Darstellung verzichtet. Für Nonylphenol wurden als Qualitätskriterien die JD-UQN von 0,3 µg/L und die ZHK-UQN von 2 µg/L, entsprechend für die berechnete Umweltkonzentration aus dem Eintrag und dem mittleren Abfluss bzw. dem mittleren Niedrigwasserabfluss, verwendet. Für die Arzneistoffe gibt es derzeit keine festgelegten UQN; deswegen wird bei dieser Stoffgruppe der PNEC-Wert (predicted no effect concentration) verwendet. Wenn in der Literatur widersprüchliche Angaben zu den PNEC-Werten vorhanden waren, wurde der niedrigste Wert für die Ergebnisdarstellung genommen. Für das Röntgenkontrastmittel Iomeprol konnte kein PNEC-Wert in der Literatur gefunden werden. In der Veröffentlichung von Engelmann et al. (2011) wird ein Prüfwert vorgeschlagen, der jedoch nicht mit den Grenzwerten der anderen drei Arzneistoffe vergleichbar ist.

Tabelle 23 fasst die verwendeten Qualitätskriterien für die Arzneistoffe zusammen.

Tabelle 23: Verwendete Qualitätskriterien der Arzneistoffe für die Ergebnisdarstellung

Stoff	Wert	Quelle
Diclofenac	0,1 µg/L	PNEC (Bergmann et al. 2011)
Ibuprofen	60 µg/L	PNEC (Bergmann et al. 2011)
Iomeprol	0,1 µg/L	Prüfwert (Engelmann et al. 2011)
Sulfamethoxazol	0,1 µg/L	PNEC (Klasmeier et al. 2011), (Seeber und Hoa 2010)

Wenn der Risikoquotient < 1 ist, ist die Gewässersituation unkritisch. Wenn er > 1 ist, leitet sich ein Handlungsbedarf in Bezug auf die Stoffeintragsreduzierung ab. Für die Visualisierung der Risikoquotienten wurde aufgrund der Übersichtlichkeit eine dreifarbige Skala gewählt: Grün für Risikoquotient < 1 , gelb für Risikoquotient zwischen 1 und 2 und rot für Risikoquotient > 2 (deutliche Überschreitung des Qualitätskriteriums).

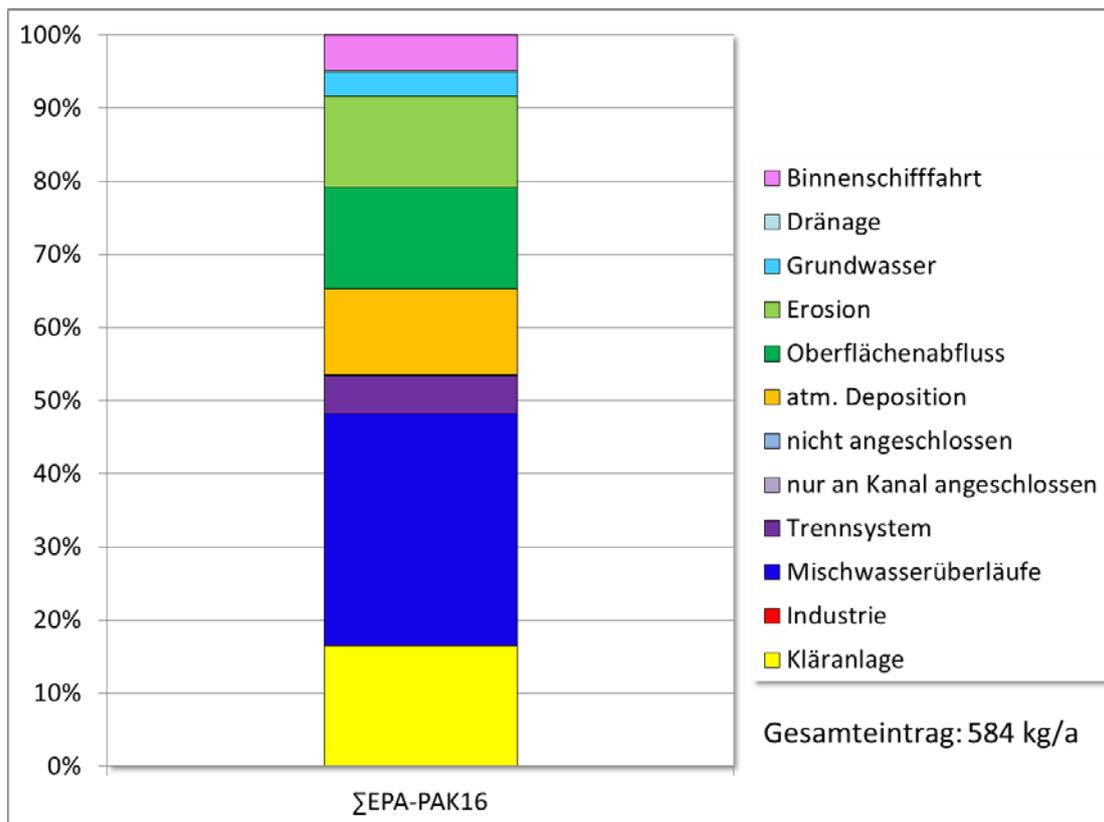
3.3.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆)

PAK₁₆-Einträge

Die modellierten PAK₁₆-Einträge im Neckar-Einzugsgebiet betragen im Bilanzzeitraum 2008–2010 im Mittel 584 kg/a. Der größte Teil der Einträge kommt aus Kanalisationssystemen (37 %) und dabei hauptsächlich aus Mischwasserüberläufen mit 32 %. Weitere wichtige Eintragspfade sind kommunale Kläranlagen (17 %), der Oberflächenabfluss (14 %), Erosion und atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche (jeweils 12 %). Die restlichen Eintragspfade betragen zusammen 8 % der Gesamteinträge.

Die relative Bedeutung der modellierten Eintragspfade für die PAK₁₆ ist in Abbildung 29 graphisch dargestellt. So wird der Handlungsbedarf eindeutig bei den urbanen Systemen gesehen, im Neckareinzugsgebiet (geringer Anteil Trennsystem) dabei primär bei den Mischwasserüberläufen. Außerdem sind die atmosphärischen Einträge zu reduzieren, die sich in den Pfaden „Direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche“, „Oberflächenabfluss“ und „Kanalisationssysteme“ wiederfinden. Die berechneten mittleren Jahresfrachten wurden in Gewässerkonzentrationen für den Summenparameter PAK₁₆ umgerechnet. Da für PAK₁₆ kein geeignetes Qualitätskriterium vorliegt, wird auf eine graphische Darstellung verzichtet. Die modellierten Gewässerkonzentrationen an den Gebietsauslässen liegen zwischen 0,0002 µg/L und 0,35 µg/L bei mittlerem Abfluss und zwischen $< 0,0006$ µg/L und 1 µg/L bei mittlerem Niedrigwasserabfluss. Als Vergleichsgröße können die aufsummierten JD-UQN und ZHK-UQN der PAK-Vertreter (RL 2008/105/EG) dienen, die bei 2,7 µg/L bzw. 3,9 µg/L liegen. Obwohl die aufsummierten UQN deutlich höher als die modellierten Gewässerkonzentrationen liegen, kann keine Aussage gemacht werden, ob für einzelne PAK-Vertreter kritische Gewässersituationen durch hohe Konzentrationen bestehen.

Abbildung 29: Relative Bedeutung der PAK₁₆-Einträge



Ergebnisvalidierung

Für die Validierung der Modellergebnisse liegen insgesamt sehr wenig verwendbare Daten vor. Anhand Abfluss- und Gütemessungen, die am KIT-IWG vorliegen, wird die Summe der Gewässerfracht für neun PAK-Vertreter an neun Gütemessstellen im Gebiet ausgerechnet. Zu den PAK zählen:

- ▶ Anthracen,
- ▶ Benzo[b]fluoranthen,
- ▶ Benzo[k]fluoranthen,
- ▶ Benzo[a]pyren,
- ▶ Benzo[g,h,i]perylen,
- ▶ Fluoranthen,
- ▶ Indeno[1,2,3-cd]pyren,
- ▶ Naphthalin,
- ▶ Phenanthren.

Die Lage der Gütemessstellen ist in Abbildung 30 zu sehen. Gütemessungen zu den PAK-Vertretern fehlen für den Zeitraum 2008–2010 bei der Messstelle BW11. Für die Messstellen BW101, BW25, BW27 und BW28 liegen nur Gütemessungen für 2009 vor, sowie für BW08 nur die Jahre 2008 und 2009.

Aus den verfügbaren Daten ist ein direkter Vergleich zwischen den gemessenen und modellierten Gewässerfrachten nur bedingt möglich. Die Zahlen sind jedoch in Tabelle 24 gegenübergestellt. Es kann davon ausgegangen werden, dass die modellierten Frachten in einem plausiblen Wertebereich liegen. Da die gemessene Fracht aus der Summe von nur neun PAK-Vertretern gebildet wird, ist es nachvollziehbar, dass sie (mit nur einer Ausnahme) unterhalb der modellierten Gewässerfracht für die \sum EPA-PAK₁₆ liegt.

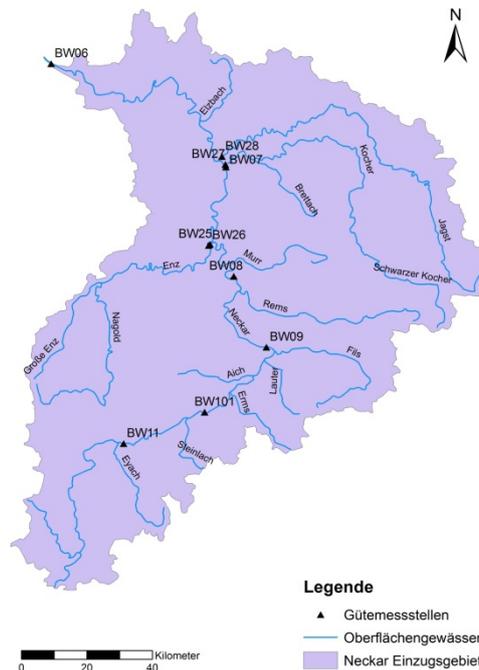
Insgesamt kann von einem verlässlichen Modellierungsergebnis ausgegangen werden.

Tabelle 24: Vergleich der gemessenen Fracht für die Summe der PAK₉ mit der in MoRE modellierten mittleren PAK₁₆-Fracht für den Bilanzzeitraum 2008–2010

Werte in kg/a	gemessene Fracht			modellierte Fracht (MoRE)
	2008	2009	2010	2008–2010
BW06	158	259	1644	584
BW07	74	211	140	397
BW08	60	119	k. D.*	243
BW09	44	66	56	162
BW101	k. D.*	46	k. D.*	81
BW25	k. D.*	92	k. D.*	271
BW26	38	46	31	87
BW27	k. D.*	31	k. D.*	58
BW28	k. D.*	20	k. D.*	47

* keine Daten

Abbildung 30: LAWA-Gütemessstellen im Neckar-Einzugsgebiet



3.3.4 Nonylphenol

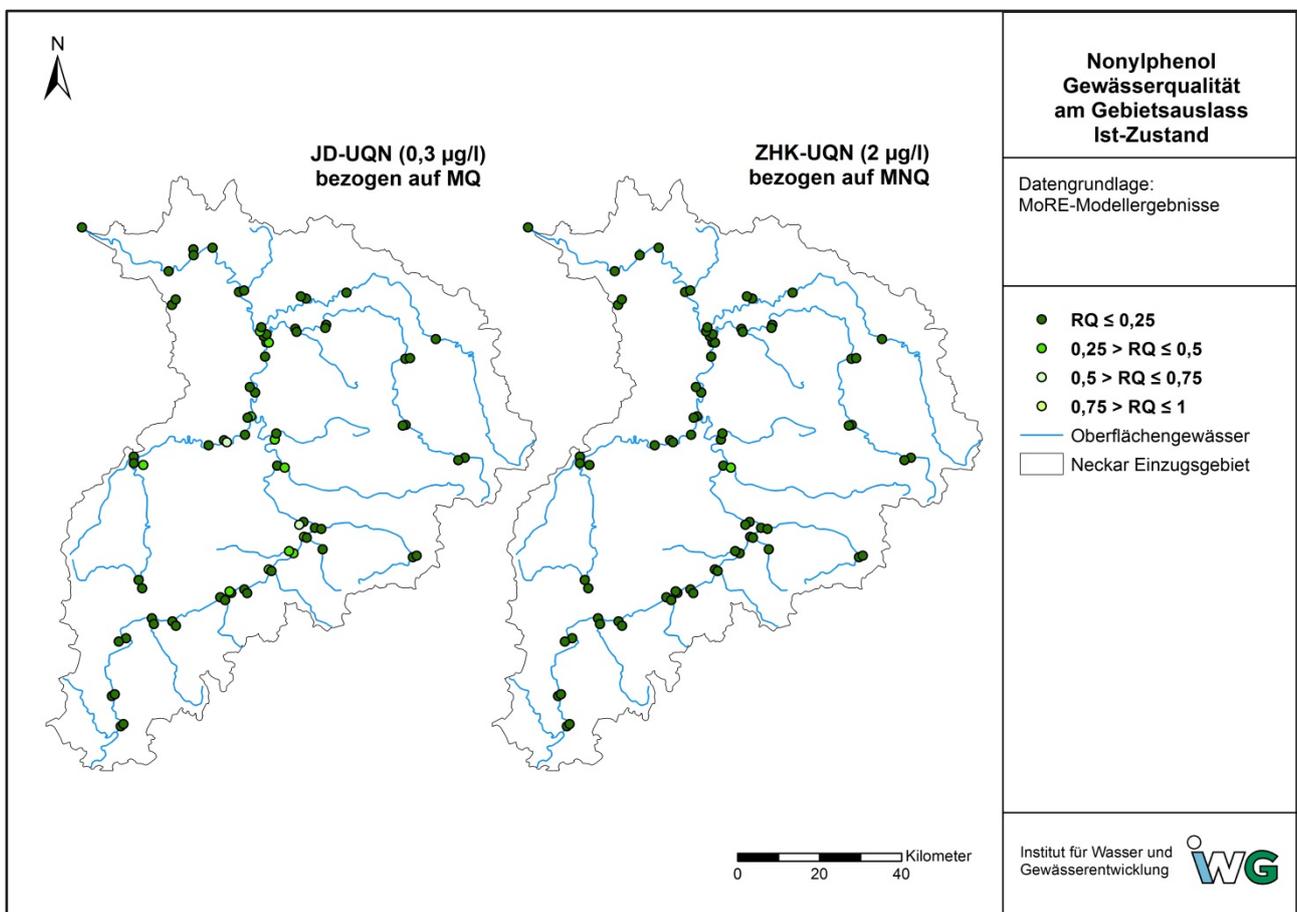
Nonylphenol-Einträge

Die modellierten Nonylphenol-Einträge im Neckar-Einzugsgebiet betragen im Bilanzzeitraum 2008–2010 insgesamt 249 kg/a. Die Einträge über kommunale Kläranlagen haben einen Anteil von 70 % der Gesamteinträge. Die restlichen 30 % sind den Kanalisationssystemen zuzuordnen, wobei die Mischwasserüberläufe mit

28 % dominieren. Nonylphenol-Emissionen von industriellen Direkteinleitern wurden im Neckar-Einzugsgebiet in der Periode 2008–2010 nicht berichtet. Somit ist der Eintragspfad „Kommunale Kläranlage“ der relevanteste und derjenige mit dem größten Reduktionspotenzial.

Die berechneten mittleren Jahresfrachten wurden in Gewässerkonzentrationen umgerechnet. Dabei wurden der mittlere Gebietsabfluss und der mittlere Niedrigwasserabfluss als Bezugsgrößen verwendet. Um die Gewässerqualität in Bezug auf Nonylphenol anhand des Risikoquotients deutlich zu machen, wurden als Qualitätskriterium die JD-UQN und die ZHK-UQN verwendet. Abbildung 31 visualisiert die resultierenden Risikoquotienten. Die modellierten Gewässerkonzentrationen an den Gebietsauslässe liegen zwischen < 1 ng/L und $0,2$ µg/L bei mittlerem Abfluss und zwischen < 1 ng/L und ca. $0,5$ µg/L für mittleren Niedrigwasserabfluss. Das Ergebnis zeigt, dass ein Risikoquotient von $0,75$ an keinem der betrachteten Gebietsauslässe erreicht wird und sich daraus flächendeckend eine unkritische Gewässersituation ergibt. Die Modellierung deutet darauf hin, dass Nonylphenol für das Neckar-Einzugsgebiet nicht relevant ist. Aus diesem Grund wird in Kapitel 7.3.2 bei der Maßnahmenbetrachtung das Ergebnis nur auf die absolute Frachtreduktion bezogen.

Abbildung 31: Nonylphenol Gewässerqualität im Ist-Zustand



Ergebnisvalidierung

Im Rahmen der ersten Bestandsaufnahme wurden für die Koordinierungsräume nach Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland Gewässerfrachten für prioritäre Stoffe ausgerechnet. Für die Messstelle Mannheim am Neckar liegen für das Jahr 2010 insgesamt 9 Messwerte vor, 7 davon unterhalb der Bestimmungsgrenze von $0,011$ µg/L. Da mehr als 50 % der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, war die transportierte Jahresfracht im Gewässer nicht bestimmbar.

Die schwierige Datenlage sowie der fehlende Vergleich mit gemessenen Gewässerfrachten lassen keine belastbaren Aussagen über die Güte der Ergebnisse zu.

3.3.5 Arzneistoffe

Arzneistoff-Einträge

Sowohl bei der Berechnung der Arzneistoff-Einträge über kommunale Kläranlagen als auch über urbane Systeme werden zwei verschiedene Berechnungsansätze angewendet und miteinander verglichen (s. Kapitel 3.1.2.3 „Arzneistoffe“): Auf der einen Seite der Konzentrationsansatz, bei dem die Abflusskomponente mit der mittleren Konzentration multipliziert wird und auf der anderen Seite jener Ansatz, bei dem über das Produkt eines einwohnerspezifischen Eintrags und der Anzahl der Einwohner die Einträge berechnet werden. Tabelle 25 fasst die Ergebnisse der Modellierung vom Ist-Zustand für die zwei Ansätze zusammen.

Für Iomeprol ergibt die zusätzliche größenklassendifferenzierte Eintragsberechnung über Kläranlagen (s. Kapitel 3.1.2.3) eine Fracht für das Neckar-Einzugsgebiet von ca. 7.500 kg/a (exemplarisch ausgerechnet für das Jahr 2008). Dieser Wert liegt sehr nah an dem modellierten Eintrag über Kläranlagen mit dem einwohnerbezogenen Ansatz (s. Tabelle 25). Dies deutet darauf hin, dass tatsächlich eine Differenzierung der Ablaufkonzentrationen für große und kleine Kläranlagen sinnvoll ist.

Tabelle 25: Arzneistoff-Einträge

Werte in kg/a	Konzentrationsbezogener Ansatz		Einwohnerbezogener Ansatz	
	Kläranlage	Kanalisationssysteme	Kläranlage	Kanalisationssysteme
Diclofenac	1.046	18	737	19
Ibuprofen	594	104	1.019	113
Iomeprol	1.569–15.691	37–369	7.781	45
Sulfamethoxazol	209	4	485	4

Tabelle 26 vergleicht die verwendeten beiden Modellierungsansätze für die Berechnung der Arzneistoff-Einträge. Trotz Differenzen bei den Gesamteinträgen resultieren keine großen Abweichungen in Bezug auf den prozentualen Anteil der Einträge über Kanalisationssysteme und Kläranlagen am Gesamteintrag. In den beiden Fällen liegt der Relevanzschwerpunkt eindeutig auf dem Eintragspfad „kommunale Kläranlagen“. Dementsprechend wird hier das größte Reduktionspotenzial identifiziert.

Der Gesamteintrag in die Oberflächengewässer des Neckars über den konzentrationsbezogenen Ansatz beträgt für Diclofenac 1.064 kg/a, für Ibuprofen 698 kg/a, für Iomeprol ergibt sich ein Wertebereich von 1.606–16.060 kg/a und für und für Sulfamethoxazol 213 kg/a.

Bei dem Berechnungsansatz über die einwohnerspezifische Fracht ergeben sich für Diclofenac 756 kg/a, für Ibuprofen 1.132 kg/a, für Iomeprol 7.826 kg/a und für Sulfamethoxazol 489 kg/a.

Es ist keine Systematik in den Unterschieden der Ergebnisse festzustellen. Die Diclofenac-Einträge werden mit dem konzentrationsbezogenen Ansatz im Vergleich zu dem einwohnerbezogenen Ansatz überschätzt, die Einträge von Ibuprofen und Sulfamethoxazol unterschätzt. Eine mögliche Erklärung für die Unterschätzung sind die Umwandlungsprozesse im Kanal, die über den einwohnerbezogenen Ansatz nicht berücksichtigt werden, aber in der verwendeten mittleren Zulaufkonzentration der Kläranlagen integriert sind.

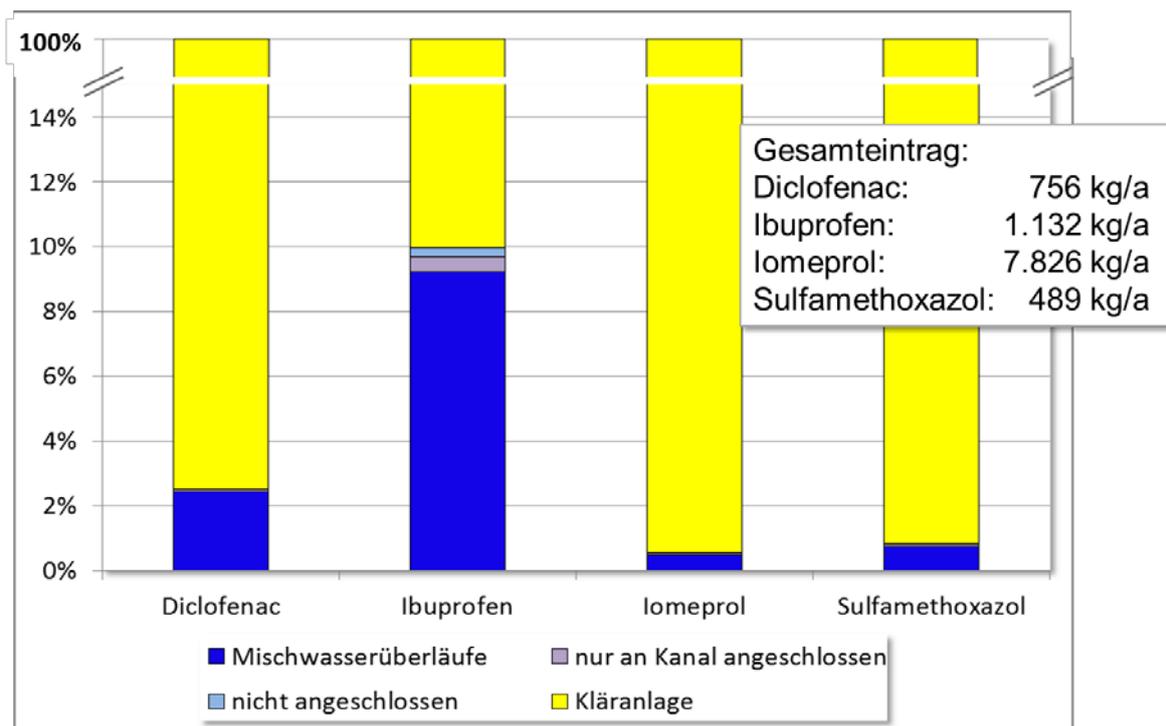
Aus Sicht der Modellierung erscheint aber der einwohnerbezogene Ansatz realitätsnäher, da trotz der vielen Annahmen die tatsächliche zeitabhängige Verbrauchsmenge von Arzneimitteln pro Einwohner für die Eintragsberechnung verwendet wird, während bei dem konzentrationsbezogenen Ansatz eine konstante Konzentration für den modellierten Zeitraum angesetzt wird und damit Effekte, wie die Veränderung der Verkaufsmengen, mit der Zeit (vgl. Abbildung 13) nicht abgebildet werden. Zusätzlich zeigt die Erfahrung aus der Schweiz und Nordrhein-Westfalen, dass sich dieser Ansatz bewährt hat.

Tabelle 26: Vergleich der Ergebnisse der Arzneistoff-Einträge für die zwei verwendeten Modellierungsansätze

Werte in kg/a	konz.bezogener Ansatz	einw.bezogener Ansatz	Differenz in %
Diclofenac	1.064	756	-41
Ibuprofen	698	1.132	+38
Iomeprol	1.606–16.059	7.826	-
Sulfamethoxazol	213	489	+56

Abbildung 32 zeigt das Ergebnis der Relevanzabschätzung für einzelne Eintragspfade bei den betrachteten Arzneistoffen. Es ist eindeutig zu erkennen, dass die Substanzen, die in den Kläranlagen schlecht abgebaut werden, geringere Eintragsanteile über Kanalisationssysteme, vor allem Mischwasserüberläufe, haben als Ibuprofen, das einer hohen Abbaurate bei denitrifizierenden Kläranlagen unterliegt. Bei diesem Schmerzmittel machen die Einträge über Kanalisationssysteme 10 % vom Gesamteintrag aus. Die Schlussfolgerung, dass bei Stoffen, die in den Kläranlagen gut abbaubar sind, die Relevanz der Einträge über Kanalisationssysteme zunimmt, wird auch durch die Untersuchungen von Musolff et al. (2010) bestätigt.

Abbildung 32: Relative Bedeutung der Arzneistoff-Einträge über den einwohnerspezifischen Berechnungsansatz



Zusätzlich zu der Eintragsberechnung wird die Gewässerqualität mit Hilfe des Risikoquotienten an Gebietsauslässe betrachtet. Zu diesem Zweck wurde an jedem Gebietsauslass die stoffspezifische mittlere Konzentration anhand des Gebietsabflusses und der Summe der Fracht aus dem Gebiet selbst und den dazugehörigen Oberliegern ausgerechnet. Die resultierenden Konzentrationen sind in Tabelle 27 statistisch ausgewertet. Sie werden mit einem mittleren Abfluss (MQ) berechnet. Die daraus abgeleiteten Risikoquotienten sind in Abbildung 33 visualisiert. Während für Ibuprofen die berechneten Konzentrationen weit unterhalb des Qualitätskriteriums liegen, zeigt sich für Diclofenac und Sulfamethoxazol ein gemischtes Bild. Hauptsächlich entlang des Neckar-Hauptstroms und in der Nähe von Ballungsräumen (vgl. Abbildung 4) wird ein Risikoquotient > 1 berechnet. Bei Diclofenac reicht der Risikoquotient bis zu 8, bei Sulfamethoxazol bis knapp über 5. Die Umweltkonzentrationen sind also 8 bzw. 5-mal höher, als diejenigen, bei denen keine negativen

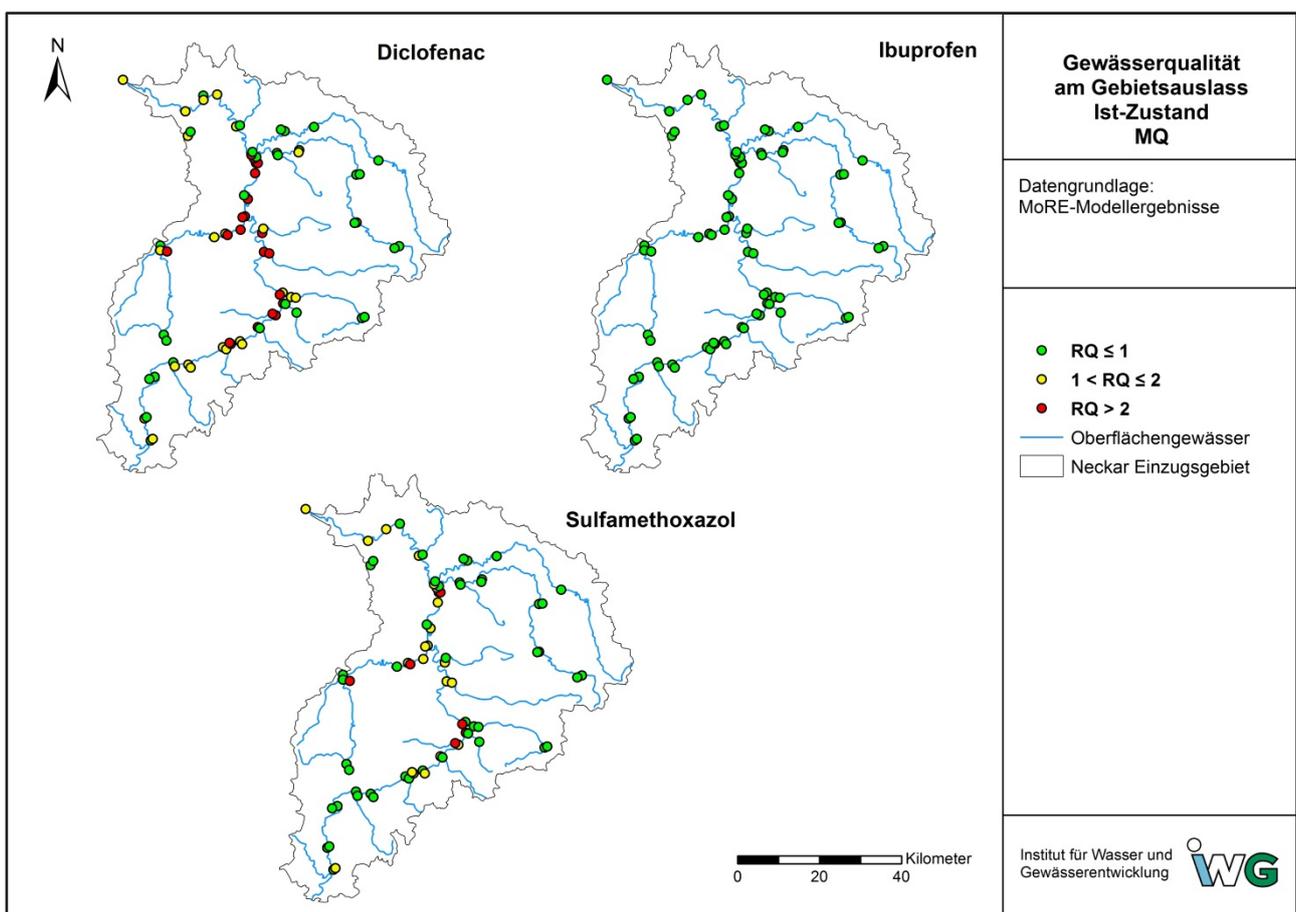
Umwelteffekte zu erwarten sind. Das bedeutet, dass für beide Arzneistoffe Maßnahmen ergriffen werden sollten, um die Gewässerqualität zu verbessern und negative Effekte zu vermeiden.

Da kein geeignetes Qualitätskriterium für Iomeprol vorliegt und somit eine Vergleichbarkeit mit anderen Arzneistoffen nicht möglich ist, wird auf die Visualisierung der Gewässerqualität verzichtet (s. Kapitel 3.3.2).

Tabelle 27: Berechnete Arzneistoff-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet

Werte in µg/L	Diclofenac	Ibuprofen	Iomeprol	Sulfamethoxazol
Min	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Mittelwert	0,15	0,22	1,53	0,10
Median	0,12	0,19	1,27	0,08
Max	0,81	0,97	8,35	0,52

Abbildung 33: Arzneistoff-Gewässerqualität im Ist-Zustand



Ergebnisvalidierung

Für die Ergebnisvalidierung der Arzneistoff-Einträge liegen für den Zeitraum 2008-2010 keine Daten vor. Der fehlende Vergleich mit gemessenen Gewässerfrachten lässt keine belastbaren Aussagen über die Güte der Ergebnisse zu. Der einwohnerbezogene Ansatz für die Quantifizierung der Arzneistoffeinträge hat sich

jedoch in anderen Untersuchungen bewährt und als zuverlässig erwiesen (Götz et al. 2012; Bergmann und Götz 2013; Gälli et al. 2009).

In Sacher et al. (2014) werden aus Messdaten berechneten Stofffrachten und mittleren Konzentrationen an einigen Gütemessstellen im Neckar-Einzugsgebiet für das Jahr 2013 veröffentlicht. Diese sind nicht direkt vergleichbar mit den in MoRE modellierten Einträgen und Gewässerkonzentrationen, geben aber trotzdem erste Hinweise auf die Modellgüte. Aus der Gegenüberstellung der aus Messdaten berechneten Stofffrachten und Konzentrationen für das Jahr 2013 mit den modellierten Einträgen und Konzentrationen für den Zeitraum 2008-2010 lässt sich für Diclofenac und Sulfamethoxazol eine gute bis sehr gute Übereinstimmung ableiten. Für Ibuprofen basieren die berechneten Gewässerfrachten auf halbjährige Messungen, so dass hier keine Aussage gemacht werden kann. Bei Iomeprol liegen die größten Unterschiede in den Nebengewässern vom Neckar. Obwohl dieser Vergleich auf unterschiedlicher zeitlicher Basis basiert und mit Vorsicht zu betrachten ist, lässt sich sagen, dass insgesamt die modellierten Stoffeinträge tendenziell höher als die aus den Messwerten berechneten Frachten liegen. Dies ist auch ein Hinweis dafür, dass die gewässerinternen Retentionsprozesse auch bei Arzneistoffen eine Rolle spielen.

4 Maßnahmen zur Reduktion und Vermeidung des Eintrages der ausgewählten Mikroschadstoffe ins Gewässer

4.1 Methodik der Zusammenstellung stoffspezifischer Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer

Die Zusammenstellung stoffspezifischer Maßnahmen erfolgt vor dem Hintergrund der in Kap. 1 bereits näher beschriebenen, aktuellen Aktivitäten zur Verbesserung der Gewässerqualität in Europa. Vorbereitend und begleitend sind dazu bereits auf verschiedenen Ebenen (EU, national, Bundesländer, Flussgebietsgemeinschaften, Meeresschutzabkommen) unterschiedliche Arbeiten durchgeführt worden mit dem Ziel, Ansatzpunkte für emissionsmindernde Maßnahmen zu beschreiben (vgl. dazu Böhm et al. 2002; Interviews et al. 2004; Londong et al. 2006; Jandel et al. 2008; IKS 2012; Mathan et al. 2012). Aufbauend auf diesen Arbeiten wurden im Rahmen des Projektes einzelne Maßnahmen herausgegriffen und näher untersucht und bewertet. Grundlage dieser Auswahl waren folgende Überlegungen:

- ▶ Die Maßnahmen sollen eine ausreichende Wirksamkeit hinsichtlich des damit erreichbaren Emissionsminderungspotenzials ausweisen. Zur Prüfung der Wirksamkeit dienen die Ergebnisse der Stoffflussanalyse und Stoffeintragsmodellierung (vgl. Kap. 3.2 und 3.3).
- ▶ Bereits eingeleitete Maßnahmen und damit verbundene absehbare Veränderungen der Emissionssituation sind - soweit möglich - zu berücksichtigen.
- ▶ Maßnahmen zur Umsetzung des Verursacherprinzips entsprechen den grundsätzlichen Prinzipien der Umweltpolitik (vgl. z. B. Erwägungsgrund 11 der WRRL) und besitzen damit eine herausgehobene Bedeutung.
- ▶ Gleichzeitig ist die Erfordernis einer hohen Kosten-Effizienz (bzw. Kosten-Wirksamkeit), wie sie bspw. in der WRRL nach Art. 11 für in die Maßnahmenprogramme aufzunehmenden Maßnahmenkombinationen gefordert wird, zu berücksichtigen.
- ▶ Aus diesen Anforderungen heraus (Umsetzung des Verursacherprinzips, Maßnahmen mit hoher Kosteneffizienz) ergibt sich in Konsequenz, dass für die Auswahl der Maßnahmen von einer möglichst großen Bandbreite unterschiedlicher Ansatzpunkte auszugehen ist, in der sowohl quellenorientierte als auch nachgeschaltete (End-of-pipe) Maßnahmen zu berücksichtigen sind.
- ▶ Entsprechend der Schwerpunktsetzung des Gesamtprojekts auf Einträge durch das kommunale Abwassersystem wurde der Bereich Landwirtschaft bei der Analyse ausgeklammert.

Abbildung 34 zeigt schematisch die verschiedenen Handlungsebenen möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Im Detail sind in Tabelle 28 die verschiedenen Ansatzpunkte von Maßnahmen für die betrachteten Mikroschadstoffe bzw. Schadstoffgruppen aufgelistet. Informationsmaßnahmen sind i. d. R. quellenorientiert und setzen vorwiegend bei den Verursachern der Umweltbelastungen an. Sie sind deshalb als Untergruppe diesem Bereich zugeordnet.

Abbildung 34: Handlungsebenen von Maßnahmen zur Emissionsminderung

Tabelle 28: Ansatzpunkte quellenorientierter, dezentraler oder „End-of-pipe“-Maßnahmen zur Emissionsminderung

Handlungsebene	Ansatzpunkte
Maßnahmen an der Quelle	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Änderung im Anwendungsbereich ▶ Produktveränderungen ▶ Stoff-Substitution / Ersatzstoffe ▶ geregelte Entsorgung
- Informationsmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Informationskampagne für die Bevölkerung ▶ Weiterbildung / Information des anwendenden Fachpersonals
Dezentrale Maßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Indirekteinleiter (Gewerbe, Gesundheitseinrichtungen) ▶ dezentrale Behandlung von Niederschlagswasser (Gebäude-, Quartiersebene)
Maßnahmen „End-of-pipe“	<ul style="list-style-type: none"> ▶ kommunale Kläranlage (4. Reinigungsstufe) ▶ Kanalnetz: <ul style="list-style-type: none"> - Behandlung Niederschlagswasser - Behandlung Mischwasser

Für die weitergehenden Projektarbeiten, insbesondere für die Identifizierung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen (vgl. Kap. 7), war eine vergleichbare Beschreibung und Bewertung der Maßnahmen erforderlich. Folgende Aspekte sind deshalb im Einzelnen näher behandelt worden:

- ▶ **Status:**
Dieses Kriterium beschreibt den Status der Umsetzung einer Maßnahme (z. B. bereits in der Umsetzung oder neuer Ansatzpunkt).
- ▶ **Wirkung:**
Soweit entsprechende Informationen und Daten verfügbar sind, wird maßnahmenbezogen das Eliminationspotenzial für die jeweiligen Stoffe betrachtet. Dabei spielt sowohl der Anteil des betroffenen Eintragspfads als auch der Wirkungsgrad der Maßnahme eine Rolle. Die dazu notwendigen Daten können teilweise aus den Stoffflussanalysen sowie den Modellrechnungen mit MoRE entnommen werden. Neben der Gesamtwirkung bzw. des Gesamtminderungspotenzials einer Maßnahme sind auch die regionale Verteilung sowie der zeitliche Ablauf der Minderung relevant.
- ▶ **Kosten:**
Hinsichtlich der Maßnahmenkosten werden die verfügbaren Informationen zu Investitions- und Betriebskosten ausgewertet. Transaktionskosten wie z. B. Informationskosten, Kontrollkosten bei Behörden, Aushandlungskosten zwischen verschiedenen Akteuren können bei der Umsetzung von Maßnahmen ebenfalls von Bedeutung sein. Dazu liegen i. d. R. jedoch keine konkreten Erfahrungswerte vor.
- ▶ **Technische Einsatzfähigkeit:**
Hierunter zählen Angaben zum Reifegrad, zur Zuverlässigkeit oder auch zur Anpassbarkeit der Maßnahme an verschiedene Rahmenbedingungen. Diese Aspekte beeinflussen erheblich die Realisierbarkeit von (technischen) Maßnahmenansätzen.
- ▶ **Sekundäre Umwelteffekte:**
Neben den direkten Auswirkungen auf die Belastung der Gewässer mit den betrachteten Mikroschadstoffen sollen weitergehende ökologische Effekte aufgezeigt werden. Dies betrifft bspw. den mit den Maßnahmen verbundenen Energieverbrauch, aber auch die mögliche zusätzliche Verbesserung der Gewässerqualität durch die Rückhaltung oder Elimination weiterer Schadstoffe (z. B. zusätzlicher Rückhalt von Feinstpartikeln und damit verbundene weitergehende Elimination von Schadstoffen und Phosphor).

Die Ergebnisse werden stoffbezogen in Maßnahmensteckbriefen zusammengefasst. In diesen Steckbriefen wird für die einzelnen Ansatzpunkte zusätzlich der aktuelle Handlungsbedarf aus den Einzelkriterien abgeleitet, insbesondere als Resultat aus der Wirkung und den Kosten der Maßnahmen und des aktuellen Status der Umsetzung. Die allgemeine Struktur dieser Steckbriefe ist in Tabelle 29 dargestellt.

Tabelle 29: Allgemeine Struktur der Maßnahmensteckbriefe

Maßnahmen:	an der Quelle	Informations- maßnahmen	Dezentrale Maßnahmen	End-of-pipe
Status	laufend/ in Vorbereitung/ geplant/ zusätzlich			
Wirkung	Eliminationspotenzial und Nutzung der Informationen aus Stoffflussana- lyse und Stoffeintragsmodellierung (MoRE): kurz- und langfristige Betrachtung; ggf. regionale Besonderheiten			
Kosten (bzw. Kosten- Wirksamkeit)	Investitionen, Betriebskosten (ggf. auch Transaktionskosten - soweit relevant und Informationen ver- fügbar)			
Technische Einsatz- fähigkeit	u. a. Reifegrad, Zuverlässigkeit und Anpassbarkeit an verschiedene Rah- menbedingungen			
sekundäre Umweltef- fekte	z. B. Energieverbrauch, zusätzliche Verbesserung der Gewässerqualität			
Handlungsbedarf	<i>Einschätzung des Handlungsbedarfs anhand der Einzelkriterien</i>			

4.2 Beschreibung und Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe

Im Folgenden sind die verschiedenen Maßnahmen zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen in die Gewässer beschrieben. Dabei wird zwischen der Stoffgruppe der Biozide, den Arzneistoffen und den sonstigen Schadstoffen unterschieden. Auf eine erweiterte Abwasserbehandlung in kommunalen Kläranlagen (4. Reinigungsstufe) wird in diesem Kapitel nicht näher eingegangen, sondern auf das Kapitel 6 verwiesen. Maßnahmen zur Reduktion der Einträge im Bereich der Misch- und Regenwasserbehandlung als weitere End-of-pipe-Maßnahme sind aufgrund ihres stoffübergreifenden Charakters in Kapitel 4.2.1 beschrieben.

Zum Überblick sind in Tabelle 30 für die einzelnen Schadstoffe die Ansatzpunkte relevanter Emissionsminderungsmaßnahmen aufgelistet und das Eliminationspotenzial über drei Stufen (hohes, mittleres und schwaches/kein Potenzial) halbquantitativ bewertet.

Tabelle 30: Überblick des Eliminationspotenzials der verschiedenen Ansatzpunkte für Emissionsminderungsmaßnahmen

		Biozide			Arzneistoffe				sonstige organische Stoffe				
		Terbutryn	Triclosan	TBT	Diclofenac	Ibuprofen	Metoprolol	Iomeprol	Sulfamethox.	PAK	Nonylphenol	PFOS	HBCDD
Maßnahmen an der Quelle	Änderungen im Anwendungsbereich	!	-	-	-	-	-	-	-	+	-	!	!
	Produktveränderungen	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	!	+
	Stoffsubstitution / Ersatzstoffe	+	!	-	+	+	!	+	+	o	+	+	!
	geregelte Entsorgung	-	-	!	!	!	!	!	!	-	-	!	!
Informationsmaßnahmen	Information Bevölkerung	+	!	-	!	!	!	-	-	+	+	-	o
	Information Fachpersonal	+	!	!	o	o	o	o	o	-	-	o	o
Dezentrale Maßnahmen	Indirekteinleiter	n.r.	n.r.	n.r.	-	-	-	+	o	n.r.	n.r.	+	n.r.
	Niederschlagswasser (Gebäude-, Quartiersebene)	+	-	-	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	+	n.r.	n.r.	-
End-of-Pipe	kommunale KA (konventionell)	-	+	-	o/+	+	+	o/+	o	+	+	!	!
	- Pulver-/Aktivkohle	+	+	+	+	+	+/-	+	+/-	!	+	+	+
	- Ozonung	?	+	o	+	-	-	-	+	!	!	-	+
	Behandlung Mischwasser	!	!	-	-	-	-	-	-	+	!	!	!
	Behandlung Niederschlagswasser	+	-	-	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	+	n.r.	n.r.	-

(+ hohes Potenzial; ° mittleres Potenzial; - schwaches/kein Potenzial; ! positiver Effekt; ? unklarer Effekt; n. r. Eintragspfad nicht relevant)

4.2.1 Kosteneffektivität von Maßnahmen im Bereich Misch- und Niederschlagswasserbehandlung

In verschiedenen aktuellen Vorhaben wurde bzw. wird die Wirkung, die Umsetzbarkeit und das Potenzial der Misch- und Niederschlagswasserbehandlung zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen untersucht (vgl. Arbeiten des Erftverbandes und des Niersverbandes: Tondera et al. 2014; Schithelm 2014) Insbesondere mit den zentralen Maßnahmen zur Misch- und Niederschlagswasserbehandlung kann ein hoher Breitbandeffekt erzielt werden.

Aus rechtlicher Sicht existieren bislang keine bundeseinheitlichen Vorgaben zur Niederschlagswasserbehandlung und -einleitung. Versuche, einen Anhang „Niederschlagswasser“ zur Abwasserverordnung zu erarbeiten, um den Stand der Technik für die Einleitung von Niederschlagswasser rechtsverbindlich zu regeln, waren bislang erfolglos. Nach dem von der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Anforderungen an Niederschlagswasser“ erarbeiteten Entwurf sollte je nach Belastung des Niederschlagswassers eine Behandlung vor Einleitung in das Grundwasser oder Oberflächengewässer nach dem Stand der Technik erfolgen. Die Vermischung von gering und mäßig belastetem Niederschlagswasser mit hoch belastetem Niederschlagswasser und mit anderem behandlungsbedürftigen Abwasser sollte bei Neuerschließungen unterbleiben. Die Einordnung der Belastung war laut Entwurf anhand drei Kategorien geplant (geringe, mäßige und hohe Belastung entsprechend der Herkunftsfläche). Belastungen durch Mikroschadstoffe wie z. B. aus biozidhaltigen Fassaden- oder Dachanstrichen spielten bei den damaligen Überlegungen keine bzw. nur eine untergeordnete Rolle.

Kosten und Wirksamkeit von verschiedenen Maßnahmen im Bereich der Niederschlagswasserbehandlung werden derzeit im Rahmen des parallel laufenden UBA-Vorhabens „Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen“ erarbeitet. Die wesentlichen Erkenntnisse hierzu werden im Folgenden kurz zusammengefasst:

Zu den Maßnahmen zur zentralen und dezentralen Niederschlagswasserbehandlung gehören:

- ▶ Regenrückhaltebecken
als Speicherräume zur kurzfristigen Rückhaltung von in die Kanalisation eingeleitetem Regenwasser bzw. als Speicherbecken für Mischwasserabflussspitzen in der Mischkanalisation;
- ▶ Regenüberlaufbecken
als Entlastungsbauwerk für Mischsysteme mit vorgeschaltetem Speichervolumen;
- ▶ Regenklärbecken, Einsatz im Trennsystem;
- ▶ Retentionsbodenfilter, i. d. R. mit Vorstufe (bspw. Regenklärbecken);
Einsatz sowohl im Misch- als auch im Trennsystem;
- ▶ Lamellenklärer;
- ▶ Reduktion der versiegelten Fläche / Entsiegelung;
- ▶ Flächen- und Muldenversickerung sowie
- ▶ Mulden-Rigolen-Systeme zur Niederschlagswasserversickerung.

Die jeweiligen Investitions- und Betriebskosten der Maßnahmen werden im Folgenden skizziert.

Regenrückhaltebecken

Die spezifischen Kosten eines Regenrückhaltebeckens sind im Wesentlichen vom Nutzvolumen abhängig. Assmann et al. (Oktober / 2013) geben als Durchschnittskosten 250 €/m³ und Maximalkosten von 2.000 €/m³ bei erhöhtem baulichem Aufwand an.

Bei Halbach (2003/2010) werden für offene Regenrückhaltebecken in Stahlbetonbauweise mit einem Nutzvolumen ≤ 300 m³ volumenbezogene Investitionskosten zwischen 360 und 1.000 €/m³ angegeben. Für offene Regenrückhaltebecken mit einem Nutzvolumen > 300 m³ werden Investitionskosten zwischen 160 und 360 €/m³ angegeben. Betriebskosten werden hierbei vernachlässigt.

Regenüberlaufbecken

Die spezifischen Kosten eines Regenüberlaufbeckens sind im Wesentlichen vom Nutzvolumen abhängig. Für Regenüberlaufbecken in Stahlbetonbauweise bei mittleren Bodenverhältnissen werden bei Halbach (2003/2010) für Regenüberlaufbecken mit einem Nutzvolumen ≤ 300 m³ volumenbezogene Investitionskosten zwischen 1.740 und 4.800 €/m³ angegeben. Für geschlossene Regenüberlaufbecken mit einem Nutzvolumen > 300 m³ werden spezifische Investitionskosten zwischen 750 und 1.750 €/m³ angegeben.

Die Betriebskosten für Regenüberlaufbecken werden von Grossmann et al. (2011) auf 8 €/m³ geschätzt.

Regenklärbecken

In Werker et al. (2011) werden spezifische Nettobaukosten in Höhe von 730-1.580 €/m³ für Regenklärbecken in Massivbauweise aus dem Jahr 2007 von dem Bezirksregierung und der FH Köln für Beckenvolumina bis rund 1.000 m³ dargestellt.

Für die jährlichen Betriebskosten können nach Giese (2013) und nach Grüning et al. (2010) für geschlossene Regenklärbecken mit 3.400-5.300 €/a veranschlagt werden.

Retentionsbodenfilter

Die spezifischen Kosten eines Retentionsbodenfilter sind laut Assmann et al. (Oktober / 2013) vom Nutzvolumen abhängig und bewegen sich in der Regel zwischen rund 200 €/m³ bei großen Nutzvolumina und 700 €/m³ bei kleinen Nutzvolumina. Bei Sieker (2000) werden spezifische Kosten von 300 €/m³ angegeben. Aufgrund von erhöhtem baulichem Aufwand (Notwendigkeit von Auftriebssicherungen oder zusätzlichen Adsorptionsmaterialien) können die Kosten auf 1.000–5.000 €/m³ steigen. Entsprechend werden für die ökonomische Bewertung der Investitionskosten von Retentionsbodenfilter Kosten für günstige (200 €/m³), mittlere (700 €/m³) und ungünstige (2.500 €/m³) Bedingungen angenommen.

Betriebskosten werden bei Giese (2013) mit 3–8 €/m³ angegeben. Für die ökonomische Bewertung wird mit einem Mittelwert von 5,5 €/m³ gerechnet.

Lamellenklärer

Die Investitionskosten von Lamellenklärern liegen laut Sommer (2009) zwischen 0,42–0,85 €/m² entwässerter Fläche. Hinzu kommen Kosten für Bau- und Installationsmaßnahmen.

Reduktion der versiegelten Fläche / Entsiegelung

Kosten von Entsiegelungsmaßnahmen können erheblich schwanken. Assmann et al. (Oktober / 2013) benennen als beeinflussende Randbedingungen:

- ▶ Unterschiedliche Böden,
- ▶ Anforderungen an die Nutzung der Fläche,
- ▶ Kosten für die Beseitigung des entnommenen Materials (insb. bei Schadstoffbelastungen).

Entsprechend wird bei Assmann et al. (Oktober / 2013) eine Kostenspanne von 10–100 €/m² angegeben.

Für die ökonomische Bewertung der Maßnahme in dem Modellsystem MoRE werden für günstige Bedingungen 10 €/m², für mittlere/normale Bedingungen 50 €/m² und für ungünstige Bedingungen 100 €/m² angenommen.

Als Betriebskosten werden bei Böhm et al. (2002) 0–0,2 €/m² angegeben.

Dachbegrünung

DWA (2013) gibt für extensive Dachbegrünungen Preise von 25–35 €/m² an, die sich bei intensiven Bepflanzungen mehr als verdoppeln können.

Mulden-Rigolen-Systeme

Die Investitionskosten von Mulden-Rigolen-Systemen richten sich in der Regel nach der Anlagengröße, die im Wesentlichen vom Durchlässigkeitsbeiwert k_f abhängig ist. Entsprechend ist mit Investitionskosten zwischen 15 und 30 €/m² zu rechnen. Nach ca. 25 Jahren ist das Filtermaterial auszutauschen (Sommer 2009).

Regenwassernutzung

Kosten für Regenwassernutzung liegen laut DWA (2013) bei 750–1.250 €/EW für mittlere Haushalte.

Wirkung der Misch- und Niederschlagswasserbehandlung

Die Wirkungen von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen im Misch- und Trennsystem, wie Regenüberlaufbecken und Regenklärbecken, sind je nach technischer Ausführung, den spezifischen Randbedingungen und den betrachteten Zielgrößen sehr unterschiedlich. Bzgl. abfiltrierbarer Stoffe kann stark vereinfachend von einem mittleren Stoffrückhalt von ca. 30 % (Weber et al. 2014) ausgegangen werden. Dieser Wirkungsgrad kann auf überwiegend partikelgebundene Stoffe wie Schwermetalle oder PAK übertragen werden, d. h. für diese Stoffe kann durch die Maßnahme Niederschlagswasserbehandlung von einem Rückhalt in dieser Größenordnung ausgegangen werden. Durch den Einsatz von Schrägklärern und Lamellenabscheidern, die einen sehr guten Rückhalt bei den abfiltrierbaren Stoffen aufweisen (Sommer 2009), kann der Stoffrückhalt auf 80–90 % erhöht werden (Werker et al. November / 2011).

Der Stoffrückhalt über dezentrale Maßnahmen wie Mulden-Rigolen Systeme oder Entsiegelungsmaßnahmen wird ebenfalls als sehr gut eingeschätzt (Sommer 2009). Versickerungsanlagen bieten Stoffrückhalte bis 95 % (Sieker et al. 2014).

Für Retentionsfilter im Mischsystem werden bspw. für die Arzneistoffe Metoprolol und Diclofenac bei Tondera et al. (2014) gemittelte konzentrationsbezogene Wirkungsgrade zwischen 60 % und 75 % angegeben. Für Sulfamethoxazol wurde ein Rückhalt zwischen 26 % und 40 % und für abfiltrierbare Stoffe generell ein Rückhalt von 93 % ermittelt. Ähnliche Ergebnisse konnten beim Niersverband gewonnen werden: u. a. eine Reduktion verschiedener PAK zwischen 64 % und 72 % sowie verschiedener Biozide und Pflanzenschutzmittel zwischen 51 % und 70 % (Schithelm 2014).

4.2.2 Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Biozideinträgen in die Gewässer

Grundsätzliche und übergreifende Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltbelastungen und damit auch der Gewässerbelastungen durch Biozide sind die Begrenzung des Einsatzes auf das notwendige Mindestmaß einschließlich der Anwendung von Vorbeugemaßnahmen und des Einsatzes von biozidfreien Alternativen sowie die Verwendung von Wirk- und Hilfsstoffen mit umweltfreundlich(er)en (bspw. hinsichtlich Abbaubarkeit und Toxizität) Stoffeigenschaften.

Die Biozide sind eine sehr diverse Chemikaliengruppe, allein in Deutschland sind mehr als 35.000 Biozid-Produkte auf dem Markt (PAN 2013). Auch die Anwendungsgebiete sind sehr divers. Die europäische Biozid-Verordnung (EU Nr. 528/2012) unterscheidet insgesamt 22 Produktarten. Aufgrund der unterschiedlichen Einsatzbereiche und Emissionsmuster stehen für die Substanzen bzw. Substanzgruppen unterschiedliche Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen zur Verfügung, die im Folgenden angesprochen werden.

Bis Mitte der 1990er Jahre wurden Biozide in der Europäischen Union (EU) weitgehend ungeprüft verbreitet. Dies änderte sich mit Inkrafttreten der Biozidprodukte-Richtlinie (RL 98/8/EG) 1998. Seitdem besteht eine Zulassungspflicht für alle Biozidprodukte. Seit Juli 2012 ist die neue EU-Biozid-Verordnung (EU Nr. 528/2012) in Kraft, die den rechtlichen Rahmen neu definiert.

Nach der neuen Biozid-Verordnung wird die Verwendung von Biozid-Wirkstoffen mit besonders gefährlichen Eigenschaften in Biozid-Produkten untersagt. Dieser gefahrenbezogene Ansatz stärkt deutlich das Vorsorgeprinzip zum Schutz vor gefährlichen Stoffen. Umweltrelevante Eigenschaften (PBT, vPvB) werden berücksichtigt. Allerdings relativieren weitreichende Ausnahmeregelungen das Ausschlussverfahren unter bestimmten Voraussetzungen. Diese Ausnahmeklauseln reichen weit über die für gefährliche Pestizide hinaus. Auf fünf Jahre befristete, jedoch wiederholbare Zulassungen sind möglich und verbindliche Substitutionspläne sind nicht gefordert⁴⁴.

Andere, als problematisch definierte Wirkstoffe sollen als »Substitutionskandidaten« gekennzeichnet und schrittweise mithilfe von vergleichenden Bewertungen durch weniger bedenkliche Stoffalternativen oder

⁴⁴ http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/pdfs/biozidvo_was_ist_neu.pdf.

durch nichtchemische Bekämpfungs- oder Präventionsmethoden ersetzt werden. Anstatt alle 15 Jahre werden Substitutionskandidaten jeweils nach sieben Jahren auf ihre weitere Verwendbarkeit in Biozid-Produkten hin überprüft.

Erstmals werden auch Gebrauchsgüter, die mit Bioziden behandelt sind, reguliert. Solche „behandelten Waren“ können zum Beispiel Textilien mit Schweiß- oder Moskitoschutz, imprägnierte Hölzer, Kühlchränke oder Laptop-Tastaturen mit keimtötender Beschichtung oder mit Insektiziden behandelte Wollteppiche sein. Die Verordnung schreibt vor, dass Gebrauchsgüter in der EU nur noch mit Biozid-Wirkstoffen behandelt sein dürfen, die auch für eine solche Anwendung zugelassen sind. Die Wirkstoffe müssen ausgewiesen werden.

Es bestehen allerdings Übergangsregelungen für Biozide mit alten Wirkstoffen. Sie sollen bis voraussichtlich 2024 auf ihre Risiken für Mensch, Tier und Umwelt und auf ihre Wirksamkeit geprüft werden. Für die Übergangszeit ist die Vermarktung dieser „Alt-Produkte“ nur dann zulässig, wenn alle enthaltenen bioziden Wirkstoffe im Rahmen des Altwirkstoff-Programms überprüft werden.⁴⁵ Allerdings läuft die Überprüfung der rund 350 gemeldeten Altwirkstoffe noch, so dass die meisten aktuell vermarkteten Biozid-Produkte bislang noch keinem behördlichen Zulassungsverfahren gemäß der Richtlinie unterzogen worden sind (PAN 2013)⁴⁶.

Die Kommission wird bis Juli 2015 einen Bericht vorlegt, wie die Verordnung zur nachhaltigen Verwendung von Biozidprodukten beiträgt bzw. welche zusätzlichen Maßnahmen zum nachhaltigen Einsatz von Bioziden eingeführt werden müssen, um Risiken für die Gesundheit von Mensch und Tier und für die Umwelt zu verringern (UBA 2014)⁴⁷.

Trotz der umfassenden Neuregelung der Biozide besteht weiterhin Handlungsbedarf. Es gibt z. B. weiterhin erhebliche Informationslücken, wie das Fehlen einer Markt- und Verwendungsstatistik als wichtiges Instrument zur Bewertung und Überwachung des Biozideinsatzes. Es ist außerdem keine grundsätzliche Bewertung der Risiken und Nutzen für den Einsatz von Bioziden vorgesehen. Besonders in Bezug auf mit Bioziden behandelte Gebrauchsgegenstände stellt sich die Frage, welchen spezifischen Nutzen der behandelte Gebrauchsgegenstand hat und welches Risiko für Mensch und Umwelt dieser Nutzen aufwiegt. In vielen Fällen ist der Nutzen gering und es kann auf Biozide verzichtet werden. Die Information und Sensibilisierung der Öffentlichkeit über die Risiken der Biozidverwendung und mögliche Alternativen ist wesentlich für die gesellschaftliche Diskussion. In Deutschland hat das UBA mit dem Biozid-Portal (<http://www.biozid.info/>) eine Informationsbasis bereitgestellt. Die Problematik der Biozide und der Mikroschadstoffe in ihrer Gesamtheit erfordert aber einen breiteren gesellschaftlichen Diskurs.

Analog zur „Thematischen Strategie“ für Pflanzenschutzmittel ist auch eine „Thematische Strategie“ für Biozide oder eine Erweiterung auf Biozide erforderlich, mit einer klaren Ausrichtung auf eine nachhaltige Anwendung von Biozid-Produkten. Viele der Instrumente zur Verbesserung einer nachhaltigen Verwendung von Pestiziden können auf Biozide übertragen werden, z. B. die Aus- und Fortbildung, Anforderungen an den Verkauf, Informationskampagnen zur Verbraucher-Sensibilisierung, die Kontrolle der Anwendungsgeräte für Biozide, die Entwicklung von besten Techniken auf Basis der Prinzipien der integrierten Schädlingsbekämpfung und Statistiken zum Biozidverbrauch.⁴⁸

⁴⁵ <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/biozide/rechtliche-regelungen>.

⁴⁶ http://www.pan-germany.org/download/biocides/das_neue_europaeische_biozid-recht.pdf; Deutsche Bundesregierung (2011): Vierter Bericht über die Substitution risikoreicher durch risikoärmerer Biozid-Wirkstoffe und Biozid-Produkte, über den aktuellen Sachstand zur Umsetzung der Biozid-Richtlinie und des Überprüfungsprogrammes der Altwirkstoffe sowie der aktuellen Entwicklungen auf EU-Ebene, Drucksache 17/6903 vom 02.09.2011: dipbt.bundestag.de/dip21/btd/17/069/1706903.pdf.

⁴⁷ UBA 2014 <http://www.umweltbundesamt.de/presse/presseinformationen/regeln-fuer-biozide-noch-lueckenhaft>.

⁴⁸ Gartiser 2011 Thematic Strategy on Sustainable Use of Plant Protection Products - Prospects and Requirements for Transferring Proposals for Plant Protection Products to Biocides <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4261.pdf>.

Terbutryn

Die wesentlichen Ergebnisse der Stoffflussanalysen zu Terbutryn in Kap. 3 sind:

- ▶ der Einsatz im Bereich Pflanzenschutzmittel spielt keine Rolle mehr;
- ▶ wesentliches Einsatzgebiet von Terbutryn ist die Verwendung als Biozid in Fassadenmaterialien;
- ▶ die Umweltbelastungen resultieren vor allem aus Auswaschprozessen aus den Fassadenmaterialien, d. h. die Einträge in die Gewässer werden vor allem über das abgeleitete Niederschlagswasser verursacht.

Es stehen sowohl quellenorientierte als auch dezentrale Maßnahmen zur Verfügung, um Terbutryn-Emissionen zu verringern bzw. zu vermeiden.

Maßnahmen an der Quelle

- ▶ Änderungen im Anwendungsbereich:

Die Höhe der Auswaschungen wird stark durch die Exposition der Flächen beeinflusst (Burkhardt et al. 2012). Durch bauliche Maßnahmen können gezielt Auswaschungen aus dem Fassadenmaterial reduziert werden (konstruktiver Fassadenschutz). Zu solchen baulichen Maßnahmen gehören ein möglichst großer und effektiver Dachüberstand, eine gute Wasserabführung sowie ein Spritzwasserschutz bspw. im Sockelbereich (Burkhardt, Dietschweiler 2013; Hadlik 2009a). Oberflächen sollen möglichst trocken bleiben bzw. schnell abtrocknen, um den Befall mit Algen und Pilzen zu verringern. Besonderer Vorteil solcher Maßnahmen ist, dass diese im Vergleich zum Biozideinsatz dauerhaft wirken. Allerdings bleibt die Auswaschung aus Fassaden durch Taubildung oder Kondenswasser bestehen.

Dieser Ansatz zur Emissionsminderung kann zwar grundsätzlich flächendeckend umgesetzt werden, ist jedoch nur bei Neubauten bzw. größeren Renovierungsmaßnahmen realisierbar. Die Emissionen können je nach Umfang der baulichen Schutzvorkehrungen sehr deutlich verringert werden.

- ▶ Produktveränderung:

a) Verkapselung der Biozide im Fassadenanstrich oder in Dachfarben:

Ein anderer Ansatz zur Verringerung der Biozid-Emissionen in diesem Bereich ist die Verkapselung der Biozide in den Anstrichmaterialien (Breuer et al. 2012; Jamsä et al. 2012; Burkhardt et al. 2011). Die höchsten Auswaschraten sind bei konventionellen Produkten in der Anfangszeit direkt nach dem Aufbringen der Fassadenmaterialien bzw. Farben nachzuweisen („Anfangsauswaschung“)⁴⁹. Mit der Zeit verringert sich diese Menge deutlich, gleichzeitig geht auch die biozide Wirkung und der damit verbundene Schutz vor Algen- und Pilzbefall verloren. Durch eine Verkapselung der Wirkstoffe wird die Auswaschung deutlich reduziert und vergleichmäßigt. Dadurch bleibt auch der Schutz der Fassaden deutlich länger erhalten, so dass neben der Reduktion der Emissionsmenge ein zusätzlicher Vorteil entsprechender Produkte besteht (vgl. schematische Darstellung in Abbildung 35). Die deutliche Verringerung der ökotoxischen Wirkung der Auswaschungen wurde von Vermeirssen, Burkhardt (2013) in Praxisuntersuchungen nachgewiesen.

Diese Produkte können flächendeckend eingesetzt werden, sind jedoch nur bei Neuanstrichen relevant. Durch die Verringerung und Vergleichmäßigung der Emissionen wird die Schutzwirkung verlängert und die Gesamtemissionsmenge deutlich reduziert. Nach den Untersuchungen von Breuer et al. (2012) und Burkhardt et al. (2011) können Emissionsminderungen um den Faktor 2 bis 5 erreicht werden. Die Höhe ist vom jeweiligen Wirkstoff und den spezifischen Randbedingungen abhängig.

Verkapselte Biozide werden bereits in größerem Umfang eingesetzt. Burkhardt, Dietschweiler (2013) schätzen, dass der Marktanteil in Deutschland zwischenzeitlich auf 30 % angestiegen ist. Die

⁴⁹ Die Höhe der Auswaschraten insgesamt ist dabei von weiteren Parametern abhängig, wie z. B. den spezifischen Stoffeigenschaften der eingesetzten Biozide oder der Bindemittelmatrix des Putzes (vgl. Schwerd, 2011).

damit verbundenen Mehrkosten sind gering bzw. werden durch die Anwendungsvorteile (längere und gleichmäßigere Wirkung) ausgeglichen.

b) Einsatz biozidfreier, mineralischer Anstriche

Der vollständige Verzicht auf Biozide ist bei mineralischen Anstrichen oder kunstharzgebundenen Farben und Putzen möglich. Bei Wärmedämmverbundsystemen (WDVS) sind biozidfreie Systeme mit einem Blauen Engel (RAL-UZ 140) gekennzeichnet: „Putze dürfen keine Biozide zur Verhinderung des Oberflächenbewuchses (Algen, Pilze und Flechten) enthalten.“⁵⁰ Biozidfreie Systeme können jedoch bei bestimmten Randbedingungen und speziellen Anforderungen nicht eingesetzt werden, z. B. wenn kein ausreichender konstruktiver Fassadenschutz möglich ist oder keine mineralischen Anstriche eingesetzt werden können.

Biozidfreie Systeme bedeuten einen vollständigen Verzicht auf umweltoffene Anwendungen von bspw. Terbutryn. Sie können jedoch erst bei Renovierungsarbeiten (Neuanstrichen) bzw. Neubauten eingesetzt werden.

Auf dem Markt werden unterschiedliche biozidfreie Systeme angeboten. Der Marktanteil ist bislang jedoch gering.

► Stoffsubstitution:

Für das Auswaschverhalten der Biozide in Fassadenmaterialien und den daraus resultierenden Emissionen sind neben der Art des Einbaus (freier oder verkapselter Wirkstoff) auch die Stoffeigenschaften des Wirkstoffs (insbesondere Wasserlöslichkeit) relevant. Grundsätzlich muss ein gewisser Austrag gewährleistet sein, damit die gewünschte biozide Wirkung an der Fassadenoberfläche auch eintreten kann. Für das Umweltgefährdungspotenzial sind dann weitere Stoffeigenschaften, wie Abbaubarkeit und Toxizität, entscheidend. Aktuelle Forschungsarbeiten zielen auf Biozidformulierungen, die diese unterschiedlichen Anforderungen erfüllen und gleichzeitig ein geringeres Umweltgefährdungspotenzial aufweisen.

Durch eine Umstellung auf Terbutryn-freie Produkte könnten bei Neuanstrichen die Emissionen von Terbutryn vollständig vermieden werden. Dem steht das Umweltgefährdungspotenzial der (neuen) Ersatzstoffe gegenüber.

Bis zur Anwendbarkeit von Ersatzstoffen für Terbutryn als Biozid in Fassadenanstrichen sind weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten notwendig.

Informationsmaßnahmen

Die Umsetzung der verschiedenen quellenorientierten Maßnahmen zur Vermeidung oder Reduktion von Terbutryn-Emissionen kann über Informationsmaßnahmen gefördert werden. Ein Beispiel dafür ist die Kennzeichnung über den Blauen Engel im Bereich der Wärmedämmverbundsysteme (RAL-UZ 140), die bereits näher beschrieben wurde. Im Rahmen eines Projektes des Umweltbundesamtes werden aktuell Merkblätter für Planer, Handwerksbetriebe, Handwerker vor Ort und Heimwerker erarbeitet zum Thema: „Entscheidungshilfen zur Verringerung des Biozideinsatzes an Fassaden“. Diese sollen 2014 veröffentlicht werden.

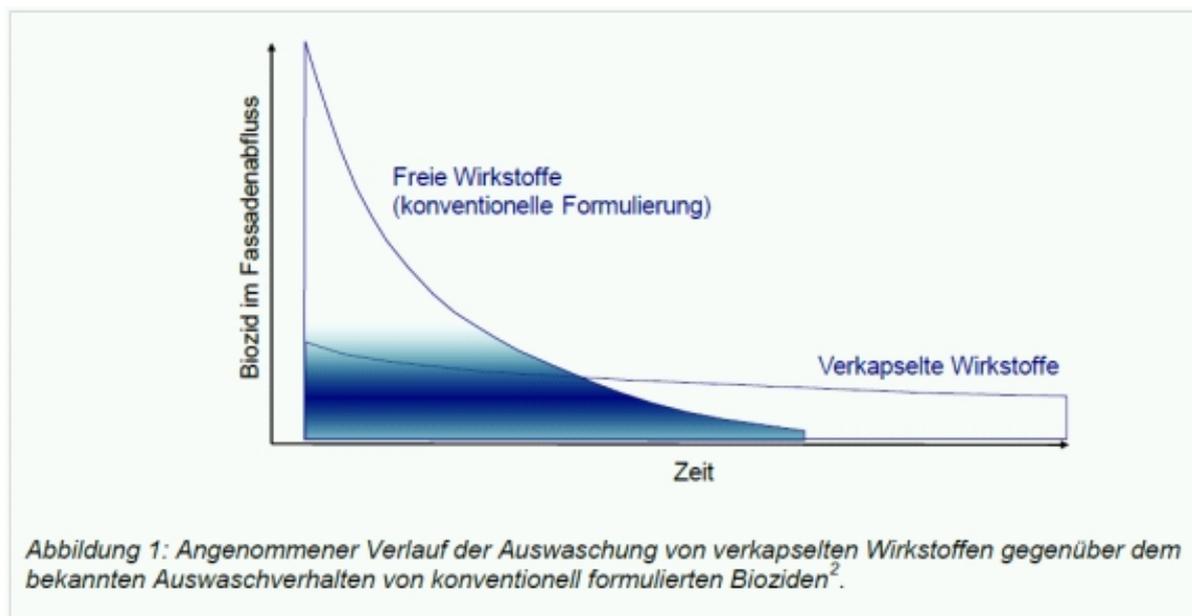
Unterstützt werden Maßnahmen zur besseren Informationen von Anwendern und Nutzern seit Mitte 2013 über die neue Bauproduktenverordnung. Danach ist eine bessere Information von Nutzern über gefährliche Stoffe als Voraussetzung für eine CE-Kennzeichnung⁵¹ notwendig. Angaben über enthaltene, besonders besorgniserregende Stoffe nach REACH oder ein Sicherheitsdatenblatt sind der Leistungserklärung beizufügen.

⁵⁰ Der Verzicht auf Biozide wird auch bei ggf. zusätzlich aufgetragenen Deckanstrichen gefordert.

⁵¹ Eine CE-Kennzeichnung bescheinigt gemäß EU-Verordnung 765/2008, „dass das Produkt den geltenden Anforderungen genügt, die in den Harmonisierungsrechtsvorschriften der Gemeinschaft über ihre Anbringung festgelegt sind“.

Handlungsbedarf besteht im Bereich quellenorientierter Maßnahmen in der Entwicklung biozidfreier Systeme mit einem breiten Anwendungsbereich, so dass die biozidfreien Produkte einen größeren Marktanteil gewinnen können. Auf der anderen Seite stehen bereits jetzt verschiedene Maßnahmen zur Verfügung, deren Umsetzung durch regulatorische (bspw. durch Bebauungsplan-Festsetzungen hinsichtlich der Verwendung biozidfreier oder emissionsarmer (verkapselter) Fassadenanstriche und Farben) oder zusätzliche informativische Maßnahmen unterstützt werden können. Zu berücksichtigen ist, dass diese Maßnahmen nur bei Neuansstrichen, Renovierungen oder Neubauten umgesetzt werden können und damit eine größere Wirkung erst mittel- bis langfristig erzielt werden kann. Die Ergebnisse sind in Tabelle 32 zusammengefasst.

Abbildung 35: Schematischer Vergleich des Auswaschungsverhaltens verkapselter Wirkstoffe mit konventionell formulierten Bioziden



Quelle: Burkhardt (2011)

Dezentrale Maßnahmen

Zur Verringerung der Gewässerbelastungen mit Terbutryn kann auch das von den Fassaden und Oberflächen ablaufende, belastete Niederschlagswasser aufgefangen und behandelt werden. Eine solche Behandlung kann lokal auf Gebäude- oder Quartiersebene erfolgen. Ähnliche Ansätze gibt es z. B. bei der Behandlung von Niederschlagswasser von Gebäuden mit größeren Metalloberflächen (Kupfer, Zink; vgl. Helmreich, Horn 2010; LfU 2005). Einen Überblick über dezentral einsetzbare Systeme zur Niederschlagswasserbehandlung geben Werker et al. (2010). Vor dem Hintergrund, dass für verschiedene organische Schadstoffe keine Systeme mit hohen bis sehr hohen Eliminationsraten zur Verfügung stehen, wurden von Burkhardt et al. (2012) Adsorbersversuche mit verschiedenen Bioziden (u. a. Terbutryn) durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass bei ausgewählten Adsorbentien im Durchschnitt eine Biozidelimination von 97 % erreicht werden konnte (Burkhardt et al. 2013). Entsprechende Anlagen sind inzwischen in Betrieb und werden auf dem Markt angeboten. Mögliche Einsatzbereiche werden vor allem an Stellen mit hohen Einträgen bzw. besonders schützenswerten Gewässern gesehen.

Handlungsbedarf besteht bei diesen Systemen vor allem in der weiteren Erprobung und Optimierung. Um die besonderen Anwendungsbereiche erkennen und daraus die notwendigen Maßnahmen (quellenorientiert oder dezentral) ableiten zu können, müssen entsprechende Informationen zu den Emissionsschwerpunkten von Terbutryn oder anderen Bioziden vorliegen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 31 und Tabelle 32 enthalten.

Tabelle 31: Maßnahmensteckbrief für Terbutryn

Maßnahmen:	an der Quelle: <i>a) Stoffsubstitution</i> <i>b) Verkapselung</i> <i>c) Verzicht durch bauliche Maßnahmen</i>	Informationsmaßnahmen
Status	teilweise laufend, insbesondere Umstellung auf verkapselte Systeme	z. T. laufend, z. T. in Vorbereitung bzw. in der Diskussion (Labeling, Merkblätter, neue Bauproduktenverordnung)
Wirkung	a) keine Emissionen b) deutliche Verringerung und Vergleichmäßigung (Reduktion im 1. Jahr um ca. 50 %) c) keine Emissionen, vom Einzelfall abhängig insgesamt flächendeckende Wirkung	über Informationsmaßnahmen verstärkte Anwendung von Maßnahmen an der Quelle
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	Mehrkosten verkapselter Systeme: gering/keine Mehrkosten biozidfreier Systeme noch nicht klar abschätzbar	geringe Kosten
Technische Einsatzfähigkeit	z. T. erprobt	(s. Maßnahmen an der Quelle)
sekundäre Umwelteffekte	Umweltverträglichkeit der Ersatzstoffe	
Handlungsbedarf:	weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf (F&E-Bedarf); Unterstützung informatorischer Maßnahmen (z. B. Labeling, Merkblätter, etc.)	

(Maßnahmensteckbrief für Terbutryn, Teil 2)

Maßnahmen:	Dezentrale Maßnahmen: <i>gezielte dezentrale Regenwasserbehandlung</i>	End-of-pipe: <i>a) verbesserte zentrale Regenwasserbehandlung b) verbesserte kommunale Abwasserbehandlung</i>
Status	Produkte verfügbar, z. T. aktuelle F&E-Arbeiten	a) (s. dezentrale Maßnahmen) b) Pilotanlagen (Aktivkohle) in Betrieb
Wirkung	Elimination von >90 % möglich	a) Elimination von >90 % möglich b) durch Aktivkohle Verbesserung der Elimination um ca. 80 %; nur bei großen Kläranlagen bzw. in Einzugsgebieten hoch belasteter Gewässer
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	geringe/keine Mehrkosten gegenüber konventioneller dezentraler RW-Behandlung	zu b) s. 4. Reinigungsstufe mit Aktivkohle
Technische Einsatzfähigkeit	z. T. erprobt	z. T. erprobt
sekundäre Umwelteffekte	Elimination zusätzlicher Schadstoffe	Elimination zusätzlicher Schad- /Nährstoffe; zusätzlicher Energieverbrauch
Handlungsbedarf:	F&E-Bedarf; Identifizierung des lokalen/regionalen Handlungsbedarfs; rechtlicher Anpassungsbedarf	zu a): F&E-Bedarf; Identifizierung des lokalen/regionalen Handlungsbedarfs; rechtlicher Anpassungsbedarf

Tabelle 32: Maßnahmensteckbrief für Terbutryn (Zusammenfassung)

Maßnahmen:	an der Quelle: <i>a) Stoffsubstitution</i> <i>b) Verkapselung</i> <i>c) bauliche Maßnahmen</i>	Informations- maßnahmen	Dezentrale Maßnahmen: <i>gezielte dezentrale Regenwasserbehandlung</i>	End-of-pipe: <i>a) verbesserte zentrale Regenwas- serbehandlung</i> <i>b) verbesserte kommunale Abwas- serbehandlung</i>
Status	z. T. ✓	z. T. ✓	! (z. T. F&E-Bedarf)	! (z. T. F&E-Bedarf)
Wirkung	+	+	+	+
Kosten (bzw. Kosten- Wirksamkeit)	gering	gering	gering	Einzelstoff-spezifisch hoch
Technische Einsatzfähigkeit	✓	✓	✓ (F&E-Bedarf)	a) F&E-Bedarf b) ✓
sekundäre Umwelteffekte	a) Umweltproblematik von Ersatzstoffen z. T. noch unbekannt		+	a) + (andere Schadstoffe) b) + (andere Schadstoffe) - (Energiebedarf)
Handlungsbedarf:	F&E-Bedarf, Unterstützung informatorischer Maß- nahmen		F&E-Bedarf, rechtl. Anpassungsbedarf	F&E-Bedarf; rechtl. Anpassungsbedarf

✓ = Maßnahmen in der Umsetzung; ! = Maßnahmen verfügbar; + = positiver Effekt der Maßnahme;
- = negativer Effekt der Maßnahme; F&E-Bedarf = Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Triclosan

Die wesentlichen Ergebnisse der Stoffflussanalysen zu Triclosan in Kap. 3 sind:

- ▶ Haupteinsatzgebiet von Triclosan ist die Verwendung als Konservierungsstoff in Körperpflegeprodukten und Kosmetika. Weitere Anwendungen finden sich im Bereich von Reinigungs- und Desinfektionsmitteln sowie im Textilbereich als Geruchshemmer.
- ▶ Die Umweltbelastungen resultieren vor allem aus Einträgen über das häusliche Abwasser durch Anwendungen von Reinigungsmitteln mit Desinfektionswirkung, Abwaschprozessen von Kosmetika und Körperpflegeprodukten sowie Auswaschprozessen aus (Sport-)Textilien.

Der Einsatz von Triclosan und ähnlichen Bioziden im Haushaltsbereich bei Haushaltsreinigungsmitteln oder Geruchshemmern in Textilien geht zurück auf ein gesteigertes Hygienebewusstsein der Verbraucher (BfR 2012). Es stehen quellenorientierte Maßnahmen zur Verfügung, um Triclosan-Emissionen zu verringern bzw. zu vermeiden.

Maßnahmen an der Quelle

Das BfR (2006) empfiehlt die Vermeidung von keimabtötenden Substanzen in Reinigungsmitteln: In „Bereichen, in denen durch Triclosan kein Hygienevorteil beziehungsweise der gleiche Effekt durch schonende Maßnahmen wie herkömmliche Reinigung erreicht werden kann, ist der Einsatz von Triclosan auf das unbedingt notwendige Maß [...] zu beschränken“. Ein wesentlicher Grund für die Aussage des BfR ist die Gefahr von Antibiotikaresistenzbildungen, die entsprechend dem Vorsorgeprinzip vermieden werden soll.

Entsprechend der Darstellung des Industrieverbands Körperpflege- und Waschmittel e. V. wird seit 2001 im Bereich Haushaltspflege auf Triclosan verzichtet (IKW 2013). Gleichzeitig wird die keimabtötende Wirkung von Reinigungsmitteln schon seit über zehn Jahren für den Privatanwender beworben (BfR; UBA-A 2003). Entsprechende Mittel finden ähnlich wie Textilien mit Geruchshemmer aufgrund eines gesteigerten Hygienebewusstseins der Verbraucher vermehrt Anwendung. Genaue Angaben zu den eingesetzten Mengen und den daraus resultierenden Umweltbelastungen sind nicht verfügbar. Durch weitergehende Stoffbeschränkungen könnte eine Reduktion der Umwelteinträge erreicht werden.

Informationsmaßnahmen

Informationsmaßnahmen, wie z. B. die Informationsbroschüre des UBA: „Umweltbewusst reinigen, nachhaltig und hygienisch“ (www.uba.de/waschmittel), weisen darauf hin, dass Desinfektionsmittel im Haushalt zur Beseitigung von normalen Verschmutzungen nicht notwendig sind. Ähnliche Informationen wurden vom Robert-Koch-Institutes (RKI) und dem Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BfV) kommuniziert (VSR-Gewässerschutz 2011).

Offensive Kampagnen mit Berichten in verschiedenen Medien über mehrere Jahre hinweg (2007–2010) wurden beispielsweise bereits in Schweden umgesetzt (Wickman 2011) mit dem Ergebnis, dass mehrere große Einzelhändler Triclosan-haltige Produkte aus ihrem Sortiment nahmen. Entsprechende Initiativen könnten auch in Deutschland genutzt werden, um die Nutzung Triclosan-haltiger Produkte und damit die daraus resultierenden Einträge in die Gewässer zu reduzieren.

Handlungsbedarf

Auch wenn nach Singer et al. (2002b) das Biozid Triclosan auf konventionellen Kläranlagen bereits gut (bis zu 94 %) abbaubar ist, kann hierbei ggf. das in der Umwelt ebenfalls unerwünschte Transformationsprodukt Methyl-Triclosan gebildet werden, das sich wiederum in aquatischen Organismen anreichert (UPB 2013). Da durch die Anwendung von Triclosan-haltigen Produkten eine orale, dermale oder inhalative Exposition des Verbrauchers besteht, ergeben sich durch die Vermeidung von Triclosan in Produkten bzw. die Vermeidung von Triclosan-haltigen Produkten sowohl ein direkter Nutzen für die Verbraucher wie auch ein direkter Nutzen für die Umwelt.

Tabelle 33: Maßnahmensteckbrief für Triclosan

Maßnahmen:	an der Quelle:	Informationsmaßnahmen
	a) Verzicht auf Triclosan in Produkten b) Substitution c) Verzicht auf Triclosan-haltige Produkte	
Status	a) z. T. umgesetzt durch Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel seit 2001 c) Umsetzung bspw. in Schweden	Informationen bspw. von UBA, BfR u. ä. Institutionen vorhanden Im Europäischen Raum (Schweden) bereits erprobt
Wirkung	keine Emissionen, vom Einzelfall abhängig (bislang Beschränkung auf bestimmte Produktgruppen, hier Reinigungsmittel)	über Informationsmaßnahmen verstärkte Anwendung von Maßnahmen an der Quelle
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	keine bzw. geringe Kosten	geringe Kosten
Technische Einsatzfähigkeit	z. T. erprobt	erprobt
sekundäre Umwelteffekte	Umweltverträglichkeit der Ersatzstoffe	
Handlungsbedarf:	F&E-Bedarf zu Eintragsquellen/-pfaden sowie zur Stoffsubstitution; rechtlicher Anpassungsbedarf; Unterstützung informatorischer Maßnahmen (z. B. Labeling, Merkblätter, etc.)	

Tabelle 34: Maßnahmensteckbrief für Triclosan (Zusammenfassung)

Maßnahmen:	an der Quelle:	Informationsmaßnahmen
	a) Verzicht auf Triclosan in Produkten b) Substitution c) Verzicht auf Triclosan-haltige Produkte	
Status	z. T. ✓	z. T. ✓
Wirkung	+	+
Kosten (bzw. Kosten-Wirksamkeit)	gering	gering
Technische Einsatzfähigkeit	✓	✓
sekundäre Umwelteffekte	a) Umweltproblematik von Ersatzstoffen z. T. noch unbekannt	
Handlungsbedarf:	F&E-Bedarf, rechtlicher Anpassungsbedarf; Unterstützung informatorischer Maßnahmen	

✓ = Maßnahmen in der Umsetzung; + = positiver Effekt der Maßnahme;
 F&E-Bedarf = Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Tributylzinnverbindungen (TBT)

Für TBT sind wesentliche Maßnahmen durch das Verbot seines Einsatzes in Antifoulings und als Biozid bereits umgesetzt und die Emissionen wurden dadurch bereits in erheblichem Umfang reduziert. Dennoch werden zurzeit die Umweltqualitätsziele für TBT in Deutschland häufig überschritten (BMU 2013). Die Belastungen stammen vor allem aus Depots in der Umwelt, die durch frühere Nutzungen verursacht wurden, bspw. aus belasteten Sedimenten in den Gewässern. Das Monitoring der Umweltkonzentrationen zur Beobachtung der aktuell abnehmenden Belastungen (vgl. Kap. 3.2.3) sollte fortgesetzt werden. Ggf. könnten zusätzlich Maßnahmen umgesetzt werden, die an den verbleibenden Eintragspfaden ansetzen, beispielsweise die Reduktion von TBT Verunreinigungen in PVC Stabilisatoren.

Zusätzlich ist bei der Entnahme und ggf. Aufbereitung von Altsedimenten aus den Gewässern auf die Belastung mit TBT zu achten (vgl. Hillenbrand et al. 2007a; Hillenbrand & Marscheider-Weidemann 2007).

Da für die Reduktion von zukünftigen TBT-Einträgen in die Gewässer die wichtigsten Maßnahmen bereits umgesetzt wurden und konkrete Handlungsempfehlungen für die verbleibenden Eintragspfade nur bedingt abgeleitet werden können, erfolgt für diesen Stoff keine Darstellung der zukünftig notwendigen Maßnahmen im Rahmen eines Maßnahmensteckbriefes.

4.2.3 Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen in die Gewässer

Die wesentlichen Ergebnisse der Stoffflussanalysen zu den Arzneistoffen Diclofenac, Ibuprofen, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Iomeprol in Kap. 3 sind:

- ▶ Haupteinsatzgebiet von Arzneistoffen ist zum einen der private Bereich, zum anderen finden bestimmte, besonders effektive oder spezielle Arzneistoffe in Gesundheitseinrichtungen Anwendung.
- ▶ Die Umweltbelastungen resultieren somit vor allem aus Einträgen in das häusliche Abwasser durch die Anwendung von Arzneimitteln oder deren nicht sachgemäße Entsorgung sowie teilweise aus Gesundheitseinrichtungen (bspw. Radiologien, etc.).

Um Emissionen von Arzneistoffen in die Gewässer zu verringern, stehen neben den zentralen End-of-pipe-Maßnahmen sowohl quellenorientierte Maßnahmen – bei der Stoffentwicklung, bei der Verschreibung von Arzneimitteln, bei der Anwendung und der Entsorgung – als auch dezentrale Maßnahmen zur Erfassung und Behandlung von Abwässern aus Gesundheitseinrichtungen zur Verfügung.

Maßnahmen an der Quelle

Entwicklung „umweltfreundlicherer“ Arzneistoffe

Das Umweltbundesamt benennt den Bereich der Arzneimittelentwicklung im Rahmen von „Green Pharmacy“ als eine mögliche Maßnahme zur Minderung von Arzneistoffeinträgen in die Umwelt (Ebert et al. 2014). Hintergrund hierfür ist:

Der Hauptfokus bei der Arzneistoffentwicklung besteht auf einer hohen Wirksamkeit bei geringen Nebenwirkungen. Die biologische Abbaubarkeit der Stoffe in der Umwelt spielt bislang nahezu keine Rolle (Keil et al. 2008). Da die Abbaubarkeit der Stoffe im Allgemeinen von Randbedingungen wie Lichteinfall, pH-Wert, Temperatur und/oder Art und Anzahl der vorhandenen Mikroorganismen abhängt, die sich wiederum zwischen dem menschlichen Organismus und den Bedingungen in der Umwelt unterscheiden, könnten durch gezielte Eingriffe in die molekulare Struktur, Arzneistoffe entwickelt werden, die im menschlichen Körper stabil genug sind, um dort ihre Wirksamkeit zu entwickeln und gleichzeitig in der Umwelt schnell abgebaut werden (Kümmerer 2010). Diese Optimierung erfordert i. d. R. keine grundsätzlich neue Herangehensweise, da bereits jetzt mittels molekularer Veränderungen das Verhältnis Wirksamkeit/Nebenwirkungen optimiert wird (Keil 2008). Sofern eine Veränderung der Substanzstruktur nicht möglich ist, ohne die therapeutische

Wirkung zu beeinträchtigen, sind Stoffsubstitutionen auf Produkte mit gleicher therapeutischer Wirkung, aber umweltfreundlicheren Eigenschaften, denkbar.

Die Entwicklung und Zulassung neuer oder veränderter Medikamente ist allerdings in der Regel sehr zeit- und kostenintensiv. Die Wirkung dieser Maßnahme greifen jedoch langfristig und flächendeckend.

Die Richtlinie 2001/83/EG⁵² bzw. 2004/27/EG⁵³, die eine Prüfung möglicher Auswirkungen auf die Umwelt bei der Zulassung von Humanarzneimitteln vorsieht, bildet hierfür eine wichtige Grundlage.

Reduktion der Mengen durch angepasste Verschreibung (Packungsgrößen / Vorsorgetherapien), Förderung von alternativen, nichtmedikamentösen Therapien

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass Arzneistoffe im Sinne des Gesundheitsschutzes verschrieben werden. Darüber hinaus können Arzneimittel möglicherweise aufgrund einer teilweise existierenden „einseitigen Verschreibungsmedizin“ (Götz et al. 2013) oder aufgrund psychologischer Aspekte (die Erwartungshaltung der Patienten oder Präventivmaßnahmen – bspw: Antibiotika bei Grippeinfekten – (Götz et al. 2013)) verschrieben werden. Durch Vorsorgemaßnahmen und alternative, nichtmedikamentöse Therapien können Arzneimittelgaben möglicherweise vermieden werden.

Vorkonfektionierte, nicht therapiegerechte Packungsgrößen passen unter Umständen nicht zu der verschriebenen Menge (vgl. Keil et al. 2008; Knappe 2008). Überschüssige Arzneimittel müssen anschließend durch den Verbraucher entsorgt werden und können den Non-Compliance-Anteil erhöhen.

Entsprechen sollten angepasste Verschreibungspraktiken mit an die Therapie angepassten Abgabemengen sowie zeitliche Kapazitäten für eine ausreichende Anamnese gefördert werden.

Änderung der Gebrauchs- und Entsorgungsmuster

Das Thema der richtigen Entsorgung von Arzneimittelresten wird bereits auf verschiedenen Ebenen, u. a. von Seiten des Umweltbundesamtes, thematisiert (u. a. Ebert et al. 2014; UBA 2013b; UM-BW 2013). Der durch unsachgemäße Entsorgung über das Abwasser eingetragene Anteil der Gesamtverbrauchsmengen liegt bei etwa 3–4 % (s. Kapitel 3.2.4 bis 3.2.8). In Deutschland fehlt eine bundeseinheitliche klare Regelung zur Entsorgung von abgelaufenen oder ungebrauchten Medikamenten (UBA 2012), durch die, kombiniert mit Informationsmaßnahmen die unsachgemäße Entsorgung, ähnlich wie in Schweden (Vollmer 2010), nahezu vollständig vermieden werden könnte.

Entsprechend empfiehlt das UBA (2012, S. 144, 148) die Einrichtung von „bundesweit einheitlichen Entsorgungswegen für Alt- und unverbrauchte Humanarzneimittel“ sowie die Forcierung von „breit angelegten Kommunikationskampagnen über die sachgerechte Entsorgung von Alt- und unverbrauchten Humanarzneimitteln [...] und die Beachtung der geltenden rechtlichen Bestimmungen in Form eines sachgerechten und knappen Entsorgungshinweises auf der Verpackung/Packungsbeilage“ und hält diese Empfehlungen „für zielführend und unmittelbar umsetzbar“.

Der Effekt wird aufgrund der großen Gesamtmenge an Arzneistoffen als signifikant eingeschätzt: Der jährliche Gesamtverbrauch von Arzneistoffen lag 2001 bei 38.000 t, von denen vermutlich rund 1.000 t direkt über das häusliche Abwasser entsorgt wurden. Zum Vergleich: Der Anteil der eingenommenen und wieder ausgeschiedenen Arzneistoffe dürfte ebenfalls im drei- bis vierstelligen Tonnenbereich pro Jahr liegen. Dementsprechend können auch geringe Reduktionen, die sich aber auf eine große Anzahl von Arzneistoffen beziehen, zu erheblichen Frachtreduktionen in die Gewässer führen.

⁵² Richtlinie zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel.

⁵³ Richtlinie zur Änderung der Richtlinie 2001/83/EG zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel.

Informationsmaßnahmen / Umweltklassifikationssystem

Die Umsetzung der verschiedenen quellenorientierten Maßnahmen zur Vermeidung oder Reduktion von Arzneistoff-Emissionen kann und muss über Informationsmaßnahmen im Rahmen eines strategischen Maßnahmenplans gefördert werden.

Erfahrungen existieren zum Teil auf regionaler Ebene (z. B. Flyer zur sachgerechten Entsorgung in Baden-Württemberg) wie auch im innereuropäischen Ausland. In Schweden wurde beispielsweise 2004 ein Klassifikationssystem eingeführt, bei dem Medikamente in verschiedene Umwelt-Gefährdungsklassen eingeordnet werden. Die Gefährdungsklassen berücksichtigen die verfügbaren umweltrelevanten Daten. Initiator des Klassifikationssystems war der schwedische Verband der Pharmaindustrie (LIF), nach dem der Stockholmer Country Council (Provinziallandtag) 2003 alle Pharmaproduzenten aufforderte, Umweltdaten zu ihren Produkten zu liefern, die die Grundlage für die Einstufung des Umweltgefährdungspotenzials bildeten.

Die Einführung des Umweltklassifikationssystems in Schweden wirkte sich auch auf das Problembewusstsein der Bevölkerung aus, so dass der Anteil an unsachgemäß entsorgten Arzneimitteln von zuvor 2 % vollständig zurück ging und eine Steigerung von Verschreibungen von umweltfreundlichen Medikamenten zu verzeichnen war (Vollmer 2010).

Nach Götz et al. (2013) und Vidaurre (2011) wird das Umweltklassifikationssystem als nützliche Maßnahme zur Reduktion von Einträgen von umweltrelevanten Arzneistoffen in die Umwelt angesehen. Es wird von einem hohen Zuspruch aller Akteure ausgegangen, sofern die Umsetzung benutzerfreundlich erfolgt und die Rahmenbedingungen stimmen. Die Effektivität in Bezug auf die Eintragsminderung von Arzneistoffen in die Gewässer wird für Deutschland als hoch (> 25 %) eingeschätzt (UBA 2012).

Das UBA (2012) hält ein nationales Umwelt-Klassifikationssystem für Arzneistoffe mit einem wirkungsindependenten Wichtungskriterium für "(Umwelt)/Rohwasser-Relevanz" für wünschenswert und machbar. Es empfiehlt eine entsprechende Einrichtung zusammen mit damit verbundenen Informationssystemen zur Medikamentenauswahl (z. B. zentrale Datenbank) für das Fachpersonal.

Die Kosten für Informationsmaßnahmen, die von beruflichen Fortbildungen für Fachpersonal bis hin zu Aufklärungskampagnen zur sachgerechten Entsorgung von Arzneimittelrestbeständen reichen können, werden von Keil et al. (2008) auf unter zehn Millionen Euro pro Jahr geschätzt.

Handlungsbedarf im Bereich quellenorientierter Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen in die Gewässer besteht in der Entwicklung von umweltfreundlicheren Wirkstoffen. Die hierfür notwendigen Herangehensweisen werden bereits in der aktuellen Arzneistoffentwicklung eingesetzt und müssten lediglich um eine zusätzliche Zielgröße erweitert werden (Keil et al. 2008). Um diese Entwicklung zu fördern, werden Anreizmechanismen benötigt wie Forschungsförderungsprogramme, Veränderung der Arzneimittelzulassungsbedingungen und Informationsmaßnahmen (vgl. Förderinitiative „Nachhaltige Pharmazie“ der Deutschen Bundesstiftung Umwelt⁵⁴).

Maßnahmen zur Reduktion der Stoffeinträge in die Gewässer, die im professionellen oder im privaten Bereich auf Verhaltensänderungen abzielen, bauen auf ein zugrundeliegendes Problembewusstsein auf, damit sie auf freiwilliger Basis erfolgen können. Dementsprechend muss mittels Informationsmaßnahmen ein entsprechendes Problembewusstsein geschaffen werden.

Das UBA (2012, S. 145) empfiehlt, die fachlich anerkannten „Fachmedien bei der Verbreitung von Informationen zum Vorkommen, zum Verhalten und zur Vermeidung von HAMR [Rückständen aus Humanarzneimitteln] in der aquatischen Umwelt [...] zu unterstützen“. Die entsprechenden Empfehlungen hält das UBA (2012, S. 146) „für zielführend und unmittelbar umsetzbar“.

⁵⁴ <https://www.dbu.de/2321.html>.

Dezentrale Maßnahmen

Für die Humanarzneistoffe stehen verschiedene dezentrale Maßnahmen zur Verfügung. Dazu gehören die dezentrale Sammlung von Röntgenkontrastmitteln in Urin-Sammelbehältern und die dezentrale Behandlung von Abwässern aus Krankenhäusern und anderen Gesundheitseinrichtungen.

Die erste Maßnahme ist für Röntgenkontrastmittel in Pilotversuchen untersucht worden, aber prinzipiell auch auf andere Humanarzneistoffe anwendbar, die kurzzeitig angewendet werden müssen. Die Akzeptanz bei den betroffenen Patienten ist für den Erfolg der Maßnahme ausschlaggebend. Hier kann nur auf wenige Erfahrungen zurückgegriffen werden.

Die zweite Maßnahme, die dezentrale Behandlung von Abwässern aus Krankenhäusern und anderen Gesundheitseinrichtungen, erfordert nicht die Mitwirkung der Patienten. Sie wirkt auf Röntgenkontrastmittel, aber auch auf viele andere Humanarzneistoffe, die in diesen Einrichtungen den Patienten verabreicht werden. Die angewendeten Verfahren haben eine Breitbandwirkung auf verschiedene Mikroschadstoffe, die im Krankenhausabwasser in höheren Konzentrationen vorliegen als auf der zentralen Kläranlage.

Im Folgenden werden die Maßnahmen im Detail betrachtet.

Dezentrale Sammlung von Röntgenkontrastmitteln in Urin-Sammelbehältern:

Bei diesem Erfassungskonzept werden mobile Behälter an die Patienten ausgegeben, unter der Maßgabe ihren Urin ca. 24 h separat zu sammeln. Dieses Verfahren ist in die bestehende Logistik von Krankenhäusern gut einzugliedern, da bereits derartige Sammelbehälter für Urinproben genutzt werden. Dabei können durch die Ausgabe von Sammelbehältern (nach vorheriger Aufklärung der Patienten) mobile Patienten, sowohl auf stationärer als auch ambulanter Ebene, abgedeckt werden. Zusätzlich wird der Urin von nicht mobilen Patienten in stationärer Behandlung bereits heute durch das Pflegepersonal erfasst. Dieser kann im System der getrennten Erfassung von RKM-haltigen Urin zukünftig separiert werden, um ihn einer entsprechenden Entsorgung zu zuführen. Es stehen Behälter mit Gelbildern zur Verfügung, in denen der Urin verfestigt wird. Der volle Behälter kann dann zum Restabfall hinzugegeben werden, der der Verbrennung zugeführt wird. Behälter ohne Gelbilder werden einer Sonderabfallverbrennung zugeführt (Schuster et al. 2006).

Der Erfassungsgrad über Schwerpunktstationen wurde in einer Machbarkeitsstudie von zwei Berliner Krankenhäusern mit 7,6 bzw. 47,5 % der verbrauchten Jodmenge (in RKM) ermittelt (Anteil der Erfassung über Schwerpunktstationen zum gesamten RKM-Verbrauch im Krankenhaus). Dabei wurde ausschließlich die Erfassung durch Urin betrachtet. In der praktischen Durchführung ergab sich für die untersuchte Station 61 der Charité CVK ein stationsinterner Erfassungsgrad von 58 % und für die Station 6 der Caritas-Klinik Panikow 42 %.

Die Kosten für Sammlung und Erfassung setzen sich aus den Materialkosten (laufende Kosten) bzw. den Personalkosten für Ärzte, Pflegekräfte, Radiologiemitarbeiter und den Entsorgungsdienst zusammen. Der Arbeitsaufwand je Patient wird im Routinebetrieb mit einem Bedarf des Arztes von 1 min, der Pflegekraft von 14 min, der Radiologie von 1 min und dem Entsorgungsdienst von 1 min abgeschätzt (Schuster et al. 2006). Die Kosten liegen bei 380 bis 720 €/je kg Iod oder 11 bis 22 €/pro Patient. Der Erfassungsgrad ist mit einer hohen Unsicherheit (50 %) behaftet (Schuster et al. 2006).

Neben den mobilen Sammelbehältern können auch Trenn-toiletten als Sammelstationen eingesetzt werden. Entweder in der Röntgenabteilung oder auf den Schwerpunktstationen mit hohem Anteil an Röntgenpatienten. Im ersten Fall könnte ca. 73,5 % des aufgenommenen RKM's erfasst werden, wenn der Patient sich ca. 4 h nach der Untersuchung auf der Station aufhält. Im zweiten Fall kann innerhalb 24 h nach der Untersuchung ca. 98 % des aufgenommenen RKM's erfasst werden.

Dieser Ansatz erfordert für den benötigten Wartebereich und die Technik (Trenn-toilette, Sammelbehälter) Platz auf den jeweiligen Stationen. Zu bedenken ist auch die Patientenakzeptanz für die Wartezeiten.

Die Kosten liegen bei 800 bis 1.400 €/je kg Iod oder 24 bis 42 €/pro Patient. Der Erfassungsgrad ist in Abhängigkeit von Patientenwartezeiten bzw. erfassten Stationen mit einer Unsicherheit von 20 % behaftet (Schuster et al. 2006).

Dezentrale Behandlung von Abwässern aus Krankenhäusern und anderen Gesundheitseinrichtungen:

Die dezentrale Behandlung von Abwässern aus Krankenhäusern und anderen Gesundheitseinrichtungen wirkt auf Humanarzneistoffe, die in diesen Einrichtungen den Patienten verabreicht werden. Die angewendeten Verfahren der weitergehenden Abwasserbehandlung, wie Membrantechnologie, Ozonung, Aktivkohlebehandlung haben eine Breitbandwirkung auf verschiedene Mikroschadstoffe, die im Krankenhausabwasser in höheren Konzentrationen vorliegen als auf der zentralen Kläranlage, wo sie durch kommunales Abwasser verdünnt werden. Ebenfalls vorstellbar sind eine dezentrale Teilstrombehandlung bei Krankenhäusern bzw. Gesundheitseinrichtungen und die Ableitung von geringer belasteten Abwasserströmen in das kommunale System.

Erfahrungen mit einer Membranbelebungsanlage (MBR), ergänzt durch eine Ozonung und eine Aktivkohlefiltration im Kreiskrankenhaus Waldbröl, zeigen, dass für alle untersuchten Leitsubstanzen – mit Ausnahme der jodierten Röntgenkontrastmittel - eine sehr gute Elimination erzielt werden kann (Elimination in der Regel > 90 %) (Pinnekamp et al. 2009). Eine nennenswerte Reduktion der jodierten Röntgenkontrastmittel konnte nur mit sehr hohen Ozondosen oder alternativ mit sehr kurzen Standzeiten für die Aktivkohlefilter erzielt werden. Beide Maßnahmen sind jedoch im vorliegenden Fall als unverhältnismäßig teuer zu bewerten.

Für die Anlage in Waldbröl wurden detaillierte Kostenrechnungen für die Behandlung des Abwasserstromes mit den verschiedenen Verfahren durchgeführt. Für die Behandlung mit der MBR und einer anschließenden Ozonung betragen die Kosten 5,29 €/m³. Der Anteil der Kosten für die Ozonung beträgt dabei 0,71 €/m³. Wird eine Aktivkohlefiltration eingesetzt, fallen Kosten von 0,95 €/m³ an. Die Gesamtmenge der eliminierten Humanarzneistoffe bzw. Mikroschadstoffe ist schwierig zu bestimmen und stark standortabhängig.

Die relevanten Maßnahmen zur Emissionsminderung sind in den Maßnahmensteckbriefen für Arzneistoffe (Tabelle 35 und Tabelle 36) zusammengefasst.

Tabelle 35: Maßnahmensteckbrief für Arzneistoffe

Maßnahmen:	an der Quelle: <i>a) Reduktion der Mengen durch angepasste Verschreibung (Packungsgrößen / Vorsorgetherapien), Förderung von alternativen, nichtmedikamentösen Therapien</i> <i>b) umweltfreundlichere Arzneistoffe</i>	Informationsmaßnahmen Fachpersonal (Ärzte, Apotheker) und Bevölkerung a) zu umweltfreundlicheren Medikamenten/ Alternativen b) zur sicheren Entsorgung
Status	allg.: Richtlinie 2013/39/EU (Prioritäre Stoffe): bis 2015 strategischer Ansatz der Kommission gegen die Gewässerverschmutzung durch pharmazeutische Stoffe a) ! b) Richtlinie 2001/83/EG (bzw. 2004/27/EG): Prüfung möglicher Auswirkungen auf die Umwelt bei der Zulassung von Humanarzneimittel	a) Bsp.: Umweltkennzeichnung in Schweden b) Bsp.: Flyer in Baden-Württemberg
Wirkung	a) vermutlich mittel bis hoch b) sehr langfristig flächendeckende Wirkung	a) Erfahrungen werden u. a. z. Zt. im Rahmen des Pilotprojektes in Dülmen gesammelt b) nur hinsichtlich des über Toiletten entsorgten Anteils
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	a) vermutlich geringe Kosten b) Entwicklung neuer Medikamente ist sehr aufwändig	geringe Kosten
Technische Einsatzfähigkeit	a) erprobt b) (dauerhaft) F&E-Bedarf	Erfahrungen vorhanden
sekundäre Umwelteffekte	keine	keine
Handlungsbedarf:	Entwicklung eines Systems zur Umweltklassifizierung; Informationsmaßnahmen für unterschiedliche Zielgruppen	

(Maßnahmensteckbrief für Arzneistoffe, Teil 2)

Maßnahmen:	Dezentrale Maßnahmen: <i>Abwasserbehandlung in Krankenhäusern/ klinischen Zentren</i>	End-of-pipe: <i>verbesserte kommunale Abwasserbehandlung</i>
Status	Forschungs- und Demonstrationsprojekte (dezentrale Abwasserbehandlung bei Krankenhäusern und klinischen Zentren)	zahlreiche Forschungs- und Demonstrationsprojekte (4. Reinigungsstufe)
Wirkung	Wirkung nur in bestimmten Gebieten und für bestimmte Stoffe; Relevanz der Einträge in Einzelfällen aber bis über 50 % (je nach Arzneistoffe); Eliminationsrate > 90 %	je nach Verfahren zusätzliche Elimination um 30–85 % (Aktivkohle) bzw. 40–95 % (Ozonung); nur bei großen Kläranlagen bzw. in Einzugsgebieten hoch belasteter Gewässer
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	mobile Urinbehälter: (Eliminationsgrad (47 %)/ Kosten (192–227 €/kg Jod oder 6–7 €/L Urin oder ~2000 €/ Station und Jahr	Einzelstoff-spezifisch hoch <ul style="list-style-type: none"> • Diclofenac: 0,09–0,19 Mio €/kg • Ibuprofen: 0,25–0,59 Mio €/kg • Metoprolol: 0,16–0,36 Mio €/kg • Iomeprol: 0,02–0,25 Mio €/kg • Sulfamethoxazol: 0,44–2,44 Mio €/kg
Technische Einsatzfähigkeit	erprobt	erprobt
sekundäre Umwelteffekte	Energiebedarf	Elimination zusätzlicher Schadstoffe; zusätzlicher Energieverbrauch
Handlungsbedarf:	weiterer F&E-Bedarf; rechtlicher Anpassungsbedarf	rechtlicher Anpassungsbedarf

Tabelle 36: Maßnahmensteckbrief für Arzneistoffe (Zusammenfassung)

Maßnahmen:	an der Quelle: <i>a) Reduktion der Mengen</i> <i>b) umweltfreundlichere Arzneimittel</i>	Informationsmaßnahmen <i>a) zu umweltfreundlicheren Medikamenten / Alternativen</i> <i>b) sichere Entsorgung</i>	Dezentrale Maßnahmen: <i>Abwasserbehandlung in Krankenhäusern/ klinischen Zentren</i>	End-of-pipe: <i>verbesserte kommunale Abwasserbehandlung</i>
Status	a) ! b) ✓	a) ! b) z. T. ✓	! (F&E-Bedarf)	!
Wirkung	a) vermutlich mittel bis hoch b) sehr langfristig	(noch) keine Erfahrungswerte	je nach Arzneistoff: gering bis hoch	je nach Arzneistoffe: gering bis hoch
Kosten (bzw. Kosten-Wirksamkeit)	gering	gering	gering / mittel mit Trenntoiletten: 24–42; mobile Sammelbehälter 11–22; dezentrale KA: 190–310 €/Patient	Einzelstoff-spez. hoch (z. B. Diclofenac: 0,09–0,19 Mio. €/kg)
Technische Einsatzfähigkeit:	✓	✓	F&E-Bedarf	✓
sekundäre Umwelteffekte	a) mögliche Effekte der Ersatzstoffe		- (Energiebedarf)	+ (andere Schadstoffe) - (Energiebedarf)
Handlungsbedarf:	Entwicklung eines Systems zur Umweltklassifizierung; Informationsmaßnahmen für unterschiedliche Zielgruppen		F&E-Bedarf; rechtlicher Anpassungsbedarf	rechtlicher Anpassungsbedarf

✓ = Maßnahmen in der Umsetzung; ! = Maßnahmen verfügbar; + = positiver Effekt der Maßnahme;
- = negativer Effekt der Maßnahme; F&E-Bedarf = Forschungs- und Entwicklungsbedarf

4.2.4 Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen in die Gewässer von sonstigen organischen Stoffen bzw. Stoffgruppen

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die wesentlichen Ergebnisse der Stoffflussanalysen zu PAK in Kap. 3 sind:

- ▶ Die Hauptquelle der PAK-Einträge in die Gewässer sind Emissionen aus Hausfeuerungsanlagen in die Luft und die daraus resultierenden Belastungen durch Deposition, neben dem sehr schwierig zu quantifizierenden luftbürtigen Ferntransport.
- ▶ Die Haupteintragspfade sind somit Einträge von urbanen Flächen bzw. Straßenabläufe, Oberflächenabflüsse und direkte atmosphärische Depositionen.

Um Emissionen von PAK in die Gewässer zu verringern, stehen sowohl quellenorientierte wie auch dezentrale und zentrale End-of-pipe-Maßnahmen zur Verfügung.

Maßnahmen an der Quelle

Die quellenorientierten Maßnahmen zielen auf eine Verringerung der PAK-Emissionen aus kleinen und mittleren Feuerungsanlagen ab. Durch die stufenweise Verschärfung der Emissionsgrenzwerte im Rahmen der 1. BImSchV seit 2010 ist langfristig eine Reduktion der Einträge aus diesem Bereich zu erwarten. Die Umsetzung der BImSchV sieht allerdings auch eine langfristige Sanierungsregelung für bestehende Feuerungsanlagen bis Ende 2024 sowie Ausnahmeregelungen für Sonderfälle vor. Durch die Regelung ist eine Reduktion der Feinstaubemissionen von derzeit ca. 24.000 t auf 16.000 t bis 2025 zu erwarten. Für die damit verbundene Verringerung der PAK-Emissionen liegen keine Abschätzungen vor.

Um die geforderten Grenzwerte einhalten zu können, sind bei Altanlagen Feinstaubfilter nachzurüsten. Hiermit sind Kosten von unter 200 € (für einfache Lösungen) bis 500 € pro Anlage zu erwarten.

Durch eine Übertragung der Anforderungen nach 1. BImSchV auf EU-Ebene könnte der grenzübergreifende Transport von PAK-Emissionen aus dem benachbarten EU-Ausland reduziert werden.

Der Einsatz von Kreosot als Holzschutzmittel ist bereits eingeschränkt. Ausnahmen sind zurzeit noch der Einsatz bei Bahnschwellen, Telefonmasten, Baumstützen und Rebpfähle. Da zu Holzmasten sowie Baumstützen, Hopfen- oder Rebstangen, die mit Teerölen imprägniert wurden, keine Zahlen und keine Emissionsraten vorliegen, lassen sich Effekt und Aufwand weitergehender Einschränkungen in diesen Bereichen nicht abschätzen.

Informationsmaßnahmen

Die Umsetzung der strengeren Anforderungen der 1. BImSchV kann durch Informationsmaßnahmen gefördert werden. Ein Beispiel hierfür ist die Kennzeichnung von Holzpelletöfen und –heizkesseln, die die strengeren Anforderungen an den Wirkungsgrad, den Hilfsstrombedarf sowie an die Emissionen von Stickstoffoxiden, Kohlenmonoxid, Staub und Gesamt-Kohlenstoff erfüllen, durch das Umweltzeichen „Blauer Engel“.

Die regulatorischen Maßnahmen der 1. BImSchV können durch zusätzliche informatorische Maßnahmen unterstützt werden, um Verbraucher zur Sanierung von alten Hausfeuerungsanlagen oder zur Nachrüstung mit durch Umweltzeichen ausgewiesenen Anlagen zu bewegen. Damit kann der Zeithorizont der langen Übergangsfristen der 1. BImSchV verkürzt werden.

Dezentrale Maßnahmen

Durch eine gezielte dezentrale Regenwasserbehandlung sind hohe Eliminationsraten der überwiegend an Feinstpartikel gebundenen PAK möglich. Die technische Einsatzfähigkeit der Maßnahme ist bereits gut erprobt. Zusätzlich zu den PAK können weitere Schadstoffeinträge, wie bspw. Schwermetalle, reduziert werden.

Handlungsbedarf

Zur Umsetzung der dezentralen Maßnahmen kann der in der Vergangenheit bereits diskutierte Anhang „Niederschlagswasser“ zur Abwasserverordnung dienen. Dazu müsste der damalige Entwurf angepasst und implementiert werden.

Tabelle 37: Maßnahmensteckbrief für PAKs

Maßnahmen:	an der Quelle:	Informationsmaßnahmen
Status	<p>a) <i>Verringerung der PAK-Emissionen aus kleinen und mittleren Feuerungsanlagen</i></p> <p>b) <i>Übertragung der Anforderungen nach 1. BImSchV auf EU-Ebene</i></p> <p>c) <i>weitergehende Beschränkung der Verwendung von Kreosot</i></p>	a) Blauer Engel für Holzpelletöfen und –heizkessel
Wirkung	<p>a) 1. BImSchV seit 2010 (stufenweise Verschärfung der Emissionsgrenzwerte; sehr langfristige Sanierungsregelung für bestehende Feuerungsanlagen bis Ende 2024; Ausnahmeregelungen)</p> <p>b) –</p> <p>c) –</p>	(s. Maßnahme an der Quelle a)
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	<p>a +b) Filternachrüstung: zwischen 200 bis 500 € (einfachere Lösungen < 200 €)</p> <p>c) noch nicht näher quantifizierbar</p>	gering
Technische Einsatzfähigkeit	<p>a und b) ja</p> <p>c) noch unklar</p>	(s. Maßnahmen an der Quelle a)
sekundäre Umwelteffekte	a + b) Verringerung der Feinstaub-Emissionen	(s. Maßnahmen an der Quelle a)
Handlungsbedarf:	F&E-Bedarf zum Ersatz von Kreosot; rechtlicher Anpassungsbedarf auf EU-Ebene, Unterstützung informatorischer Maßnahmen	

(Maßnahmensteckbrief für PAKs, Teil 2)

Maßnahmen:	Dezentrale Maßnahmen: <i>gezielte dezentrale Regenwasserbehandlung</i>	End-of-pipe: <i>a) verbesserte zentrale Regenwasserbehandlung b) verbesserte kommunale Abwasserbehandlung</i>
Status	!	a) z. T. in der Umsetzung (z. B. RBF) b) zahlreiche Forschungs- und Demonstrationsprojekte (4. Reinigungsstufe)
Wirkung	hohe Eliminationsraten möglich (überwiegend an Feinstpartikel gebunden)	a) hohe Elimination (60–80 %); b) hohe Elimination; nur bei großen Kläranlagen bzw. in Einzugsgebieten hoch belasteter Gewässer
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	mittlere, aber in Summe hohe Kosten	a) und b) hohe Kosten
Technische Einsatzfähigkeit	erprobt	erprobt
sekundäre Umwelteffekte	Elimination zusätzlicher Schadstoffe	Elimination zusätzlicher Schadstoffe; zusätzlicher Energieverbrauch
Handlungsbedarf:	rechtlicher Anpassungsbedarf	rechtlicher Anpassungsbedarf

Tabelle 38: Maßnahmensteckbrief für PAKs (Zusammenfassung)

Maßnahmen:	an der Quelle: a) <i>Verringerung PAK-Emissionen aus kleinen/ mittleren Feuerungsanlagen</i> b) <i>Übertragung der Anforderungen nach 1. BlmschV auf EU-Ebene</i> c) <i>weitergehende Beschränkung der Verwendung von Kreosot</i>	Informationsmaßnahmen: <i>Förderung emissionsarmer Feuerungsanlagen</i>	Dezentrale Maßnahmen: <i>gezielte dezentrale Regenwasserbehandlung</i>	End-of-pipe: a) <i>verbesserte zentrale Regenwasserbehandlung</i> b) <i>verbesserte kommunale Abwasserbehandlung</i>
Status		!	!	!
Wirkung	a + b) hoch (bzgl. Feinstaub)	Unterstützung von a)	hoch	a + b) hoch
Kosten (bzw. Kosten-Wirksamkeit)	a + b) gering	gering	Einzelstoffspez. hoch	Einzelstoffspez. hoch
Technische Einsatzfähigkeit:	√	√	√	√
sekundäre Umwelteffekte	Verringerung der Feinstaub-Emissionen			+ (andere Schadstoffe) - (Energiebedarf)
Handlungsbedarf:	z. T. weiterer F&E-Bedarf; Unterstützung informativischer Maßnahmen; rechtlicher Anpassungsbedarf		rechtlicher Anpassungsbedarf	rechtlicher Anpassungsbedarf

√ = Maßnahmen in der Umsetzung;! = Maßnahmen verfügbar; ; + = positiver Effekt der Maßnahme;
- = negativer Effekt der Maßnahme; F&E-Bedarf = Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Nonylphenol

Die wesentlichen Ergebnisse der Stoffflussanalysen zu Nonylphenol in Kap. 3 sind:

- ▶ Ein wesentliches Einsatzgebiet von Nonylphenoethoxylaten (NPE) und Nonylphenol (NP) liegt bei der Textilherstellung im außer-europäischem Ausland.
- ▶ Haupteintragspfad bildet somit das kommunale Abwassersystem, in dem u. a. das in Importtextilien enthaltene NPE über die häusliche Textilwäsche eingetragen wird.

Um Emissionen von Nonylphenol in die Gewässer zu verringern, stehen neben den End-of-pipe-Maßnahmen vor allem quellenorientierte Maßnahmen (wie Stoffsubstitution mit Einsatz im Ausland; Begrenzungen der Belastung von Importtextilien und Informationsmaßnahmen) zur Verfügung.

Maßnahmen an der Quelle:

- ▶ Stoffsubstitution

In der Textilindustrie werden Nonylphenoethoxylate üblicherweise als Wasch- und Reinigungsmittel, Emulgator, Dispersionsmittel, Avivage in Produktions- und Verarbeitungsprozessen oder als Hilfsstoff zur Egalisierung bei Färbeprozessen verwendet (Chemical Compliance Team 2013). Da der Einsatz von NPE in Europa stark eingeschränkt ist, finden viele der aufgeführten Substitute bereits Verwendung. Mehr als 90 % der verwendeten Substitutionsstoffe für NPE stammen aus der Gruppe der Alkoholethoxylate (Bergman 2013), die verhältnismäßig gut biologisch abbaubar sind. Mehrkosten durch Verwendung der Substitute sind abhängig von dem Ausgangsmaterial. Es besteht ein Kostenausgleichspotenzial durch effizientere Substitute.

- ▶ Begrenzung in Importtextilien

Aufgrund des hohen Eintrages von Nonylphenoethoxylaten über die häusliche Textilwäsche und die daraus resultierenden Nonylphenolkonzentrationen in den Gewässern hat Schweden im Zuge der Diskussionen um die Begrenzung von Nonylphenol und deren Ethoxylaten in Importprodukten 2013 einen weitergehenden Beschränkungsvorschlag von Nonylphenol und Nonylphenoethoxylaten in Bekleidung, Textil- und Lederaccessoires sowie Heimtextilien eingereicht. Der vorgeschlagenen Beschränkung nach sollen waschbare Textilbekleidung, Stoffaccessoires und Heimtextilien mit einer Konzentration von 100 mg/ kg Textilie oder mehr in der EU nicht mehr vermarktet werden (SCA 2013). Der Vorschlag wurde seitens des Ausschusses für die Bewertung des Risikos (RAC) der ECHA geprüft und wird von ihr unterstützt, so dass die Entscheidung nun bei der Europäischen Kommission liegt (UBA 2013a).

Tabelle 39: Nonylphenolsubstitute im Bereich der Textilindustrie

<i>Stoffgruppe</i>	<i>Beschreibung</i>	<i>Sekundäre Umwelteffekte</i>
Lineare Alkoholethoxylate (LAE) Nicht ionische Tenside	i. d. R. AE's mit einer Alkohol-kette zwischen C ₁₂ -C ₁₅ und einer Ethoxylierung von 3–7 Einheiten. Lineare oder verzweigt. Entsprechend den Anforderungen an Leistung, Löslichkeit und Homogenität der Formulierung (Bergman 2013).	biologisch leicht abbaubar (aerob und anaerob); Entfernungsraten in Kläranlagen variieren von 99,6 bis 99,9 % (P&G 2013); akute Toxizität ist abhängig von der Alkylkettenlänge und der Anzahl der Ethoxygruppen; Toxizität für Wasserorganismen reichen von mäßig bis schwer (Bergman 2013).
Zuckertenside Tenside auf Basis von Glucose	Zuckertenside lassen sich in verschiedenen Untergruppen teilen: Alkylpolyglucoside (APG), Fettsäurezuckeramid (FAGA), Glucamide (C ₁₂ –18), Glucaminoxide, C ₄ -Glucamid Säure und Alkylglucoseamiden (Bergman 2013).	biologisch leicht abbaubar, >98 % Entfernungsraten in regulären Kläranlagen, abhängig von der Länge der Alkylketten; Bioakkumulation nicht zu erwarten; Toxizität abhängig von Zusammensetzung. Alkylpolyglucoside (APG): sehr geringe Persistenz; mittlere akute und chronische Toxizität für aquatische Organismen; unbedenkliche Abbauprodukte (Bergman 2013).
Weitere	<ul style="list-style-type: none"> • Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) • Alkylsulfatester (AS) • Alkylethersulfat (AES): Bsp.: Natriumdodecylpoly(oxyethylen)sulfat • Sorbitanester • Fettalkoholsulfate: Bsp.: Natriumlaurylsulfat • Fettalkoholethoxylate (FAEO): z. B.: Polyalkylen-glycoether 	Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS), Alkylsulfatester (AS): sehr geringe Persistenz; hohe akute und chronische Toxizität für aquatische Organismen; unbedenkliche Abbauprodukte (US Environmental Protection Agency 2012). Alkylethersulfat (AES), Sorbitanester: geringe Persistenz; hohe akute und chronische Toxizität für aquatische Organismen; unbedenkliche Abbauprodukte (US Environmental Protection Agency 2012). Fettalkoholethoxylate (FAEO): toxisch für aquatische Organismen, persistent (Mehtonen und Munne 2011).

Informationsmaßnahmen

Generell kann beobachtet werden, dass das Verbraucherinteresse an nachhaltig produzierten Textilien steigt (Altrogge 2012). Hierauf aufbauend können Verbraucher bezüglich der Umweltrelevanz der enthaltenen Hilfsmittel, z. B. mittels Direktauszeichnung am Material/Produkt bei den entsprechenden Gebrauchshinweisen/Waschinstruktionen, informiert werden.

Zum Zwecke der allgemeinen Information des Verbrauchers wurden bereits verschiedene Informationskampagnen umgesetzt, wie z. B. die Greenpeace-Kampagne „Detox“ (Gaßner 2014); die Kampagne für Nachhaltige Textilwirtschaft, Stadt Oldenburg (Stadt Oldenburg 2014). Da der Trend inzwischen in Richtung gesunder/nachhaltiger Lebensstil, kombiniert mit einem bewussteren Konsumverhalten geht, kann durch gezielte Informationsmaßnahmen ggf. eine Absatzsteigerung im Einzelhandel erreicht werden (Meine Vitalität 2014).

- ▶ Ökolabeling, Selbstverpflichtung der Industrie

Ökolabels von Textilien (Tabelle 40), über die APEO inkl. NPE verboten bzw. Grenzwerte eingeführt wurden, sind inzwischen teilweise auch in unternehmensinternen Vorgaben integriert. So hat z. B. die Modefirma H&M eine Obergrenze für Rückstände von Nonylphenoethoxylaten von 100 ppm (= 0,01 Prozent) in Bekleidung eingeführt (Doemer 2011). Entsprechende Grenzwerte finden sich auch bei anderen Textil-Herstellern wie Adidas und Nike.

Zum Zwecke einer nachhaltigeren Produktion wurde von führenden Bekleidungs- und Schuhherstellern 2011 eine gemeinsame Initiative gegründet. Die ZDHC Vereinbarung (Zero Discharge of Hazardous Chemicals) sieht eine stufenweise Regulierung und Eliminierung (Joint Roadmap) gefährlicher Substanzen bis 2020 mit öffentlichen Reporten zu den Zielvorgaben der Mitglieder vor. Mitglieder der Initiative sind unter anderem Adidas, Burberry, C&A, Esprit, H&M, Inditex (u. a. Zara), Levis, Nike, Puma und die PVH Corp. (Calvin Klein, Tommy Hilfiger etc.). Unterstützt wird die Initiative von dem Bundesverband der Deutschen Sportartikel-Industrie e. V., der European Outdoor Group (EOG) und dem GermanFashion Modeverband Deutschland e. V. (ZDHC 2014b). Der aktuelle Grenzwert der Vereinbarung liegt bei 250ppm für Nonylphenol und 500ppm für Nonylphenoethoxylate (ZDHC 2014a). Es bleibt jedoch abzuwarten, ob die Unternehmen dieses Projekt ernst nehmen. Laut einer Studie im Vorfeld der WM 2014 von Greenpeace haben es die Firmen Nike und Adidas bisher verpasst, auf giftige Chemikalien wie Nonylphenoethoxylat in der Produktion zu verzichten. Lediglich Puma hat nachweislich die Belastung mit gefährlichen Chemikalien während der Produktion gesenkt und wird in dem Bericht als „Trendsetter“ bezeichnet (Santen 2014).

Die Wirksamkeit der Ökolabels wurde vom Danish Ministry of the Environment (2013) überprüft. In Textilien mit Eco-Label (produziert innerhalb der EU) wurden die geringsten Konzentrationen gemessen (Messwerte: <10 mg NPE/kg Textil), während Textilien, welche außerhalb der EU produziert worden sind, höhere Konzentrationen aufwiesen.

Der aktuelle Marktanteil von „Öko-Textilien“ liegt bei ca. 3,5 % laut eine GfK-Studie basierend auf einer Verbraucherumfrage von 2012, (Möglicherweise aber auch darunter, da der Begriff „Öko-Textil“ in der Umfrage nicht genau definiert wurde) (Schaus 2013). Laut Berechnungen des UBA liegt der Marktanteil von Textilien und Bekleidung mit Europäischen Umweltzeichen bei lediglich 0,01 % (Steinemann et al. 2013). Als Hauptursachen sieht das UBA die beschränkte Auswahl an Bekleidung mit Öko-Label und die hohe Anzahl konkurrierender Label.

Tabelle 40: Zusammenstellung verschiedener Ökolabels für den Textilbereich

Label	Grenzwerte	Zusammenfassung
Öko Tex Standard 100 (OEKO-TEX-Gemeinschaft 2013)	Grenzwerte seit Anfang 2014: Summe OP + NP = 10 mg/kg; Grenzwert: OP, NP, OPEO und NPEO: 250 mg/kg	Weitverbreitetes Label, geringe Anforderungen an fertige Produkte, ausschließlich Einhaltung von Rückstandsgrenzwerten
Öko-Tex Standard 100 plus	Ergänzung des Öko-Tex Standard 100 in Kombination der Kriterien des Öko-Tex Standard 1000	
Sustainable Textile Production (STeP)	Ergänzung des Öko-Tex Standard 100 mit Umwelt-Anforderungen für Produktionsstätten ; Berücksichtigung von Energie-, Wasser-, Luft-Emissionen entlang der textilen Kette	
Medizinisch getestet-Schadstoff geprüft	Wie ÖkoTex 100	
Pure Wear (Otto Versand)	„besser“ als ÖkoTex 100	
IVN Best	kommender Kriterienkatalog (ca. Februar 2014): Richtwert für AP/APEO: 20 mg/kg oder geringer	Ausschließlich Naturfasern aus kontrolliert biologischen Anbau; sehr anspruchsvoll (Vorgaben teilweise mit heutigem Stand der Technik nicht erfüllbar); ähnliche Auflagen wie GOTS (Positivliste, zusätzlich Verbot bestimmter Veredelungsverfahren); Verpflichtung zur Einhaltung von ILO-Kernarbeitsnormen
Global Organic Textile Standard (GOTS) (bruegel 2014)	kommender Kriterienkatalog (ab ca. März 2014): zusätzliche Grenzwerte (20 ppm für die Summe aus OP, NP, OPEO und NPEO)	Ausschließlich Naturfaser-Textilien; Positiv-Liste für Chemikalien; unabhängige Zertifizierung sämtlicher Verarbeitungsstufen; jährliche Betriebsinspektionen; hohe Glaubwürdigkeit; berücksichtigt Sozialkriterien
bioRE (Qualitätssiegel Schweizer Handels)	Richtet sich nach GOTS (bezüglich Weiterverarbeitung)	Ausschließlich für Bio-Baumwoll-Textilien; GV-Baumwolle Verboten; jährliche, unabhängige Überprüfung der Bio-Standards im Anbau; hohe Glaubwürdigkeit; berücksichtigt Sozialkriterien
Bluesign	Nutzungsverbot für NP (Traces 10) Nutzungsverbot für APEO Grenzwert im Endprodukt: 10 mg/kg (Traces 100) (© bluesign Technologies AG 2013) Stand April 2014	Prozessoptimierung in der textilen Kette; Chemikalieneinsatz streng reguliert; ausführliche Prüfungen vor Ort; Verpflichtung zu den Grundsätzen des UN Global Compact (Umwelt- und Sozialstandards)
Blauer Engel: Textilien (RAL-UZ 154)	seit Februar 2011; keine Grenzwerte	Für Natur- und Synthetikfasern; GV-Verbot; berücksichtigt Sozialkriterien; verbesserte Umweltstandards bei der Produktion; keine Betriebsprüfung, Vergabe anhand eingereicherter Unterlagen
EU-Ecolabel Textilerzeugnisse EU Blume	Nutzungsverbot NPE Nutzungsverbot APEO (Office 2009)	Spezielle Berücksichtigung von Energieverbrauch, Wasser- und Luftverschmutzung, Abfallvermeidung während der Herstellung; GV-Baumwolle nicht verboten; keine Berücksichtigung von Sozialkriterien; unabhängige Zertifizierung; keine Prüfung vor Ort
TÜV Rheinland: SG Schadstoffgeprüft	Anteil APEO <0,05 Gew.%	

End-of-pipe-Maßnahmen

Als stoffübergreifende Maßnahmen sind eine verbesserte Mischwasserbehandlung und eine verbesserte/optimierte kommunale Abwasserbehandlung zu nennen (IKSR 2012). Wirksame Techniken der weitergehenden Abwasserbehandlung sind Aktivkohlefiltration, Membranfiltration (Nanofiltration, Umkehrosmose) und Oxidationsverfahren (Photochemische Oxidation). Nonylphenoethoxylate können vorwiegend aerob abgebaut bzw. mineralisiert werden. Unter anaeroben Bedingungen werden sie lediglich bis zu Nonylphenol abgebaut. Aufgrund ihrer grenzflächenaktiven Eigenschaften adsorbieren NPEO an Feststoffpartikel und reichern sich im Klärschlamm an (Schneider und Günther 2010).

Die relevanten Maßnahmen zur Emissionsminderung sind in Tabelle 41 und Tabelle 42 zusammengefasst.

Tabelle 41: Maßnahmensteckbrief für Nonylphenol

Maßnahmen:	an der Quelle: <i>Stoffsubstitution im Bereich Textilien</i>	Informationsmaßnahmen: <i>Labeling für Textilien</i>	End-of-pipe: verbesserte kommunale Abwasserbehandlung
Status	Verwendung von NP/NPEO in der EU stark eingeschränkt, keine Begrenzung in Importtextilien alternative Stoffe sind verfügbar (Alkoholethoxylate, Zuckertenside)	zahlreiche Öko-Label vorhanden mit Beschränkung der NP/NPEO-Konz.	zahlreiche Forschungs- und Demonstrationsprojekte (4. Reinigungsstufe)
Wirkung	Importtextilien sind wichtigste Eintragsquelle; bei vollständiger Substitution Beendigung der Emissionen aus diesem Bereich	Anteil der Textilien mit Öko-Label am Gesamtmarkt noch zu quantifizieren Grenzwerte können teilweise auch bei Einsatz von NP/NPEO eingehalten werden	bis über 90 % (chem. Ox.verf.) bzw. 95 % (Aktivkohle) gegenüber ca. 70–80 %; nur bei großen Kläranlagen bzw. in Einzugsgebieten hoch belasteter Gewässer
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	Mehrkosten durch Verwendung der Substitute ca. 5–40 %, abhängig von dem Ausgangsmaterial (Kostenausgleichspotenzial durch effizientere Substitute)		0,36–0,89 Mio. €/ kg entfernter Fracht
Technische Einsatzfähigkeit	erprobt	erprobt	erprobt
sekundäre Umwelteffekte	Alkoholethoxylate (AE): biologisch leicht abbaubar, Entfernungsraten in Kläranlagen variieren von 99,6 bis 99,9 % (Toxizität abhängig von der Alkylkettenlänge und der Anzahl der Eos) Zuckertenside: biologisch leicht abbaubar, >98 % Entfernungsraten in Kläranlagen, Toxizität abhängig von Zusammensetzung	s. Stoffsubstitution	Elimination zusätzlicher Schadstoffe; zusätzlicher Energieverbrauch
Handlungsbedarf:	Einführung von Importbeschränkungen; Erhöhung des Marktes für Textilien mit Öko-Label		rechtlicher Anpassungsbedarf

Tabelle 42: Maßnahmensteckbrief für Nonylphenol (Zusammenfassung)

Maßnahmen:	an der Quelle: <i>Stoffsubstitution im Bereich Textilien</i>	Informations- maßnahmen: <i>Labeling für Textilien</i>	End-of-pipe: <i>verbesserte kommunale Abwasserbehandlung</i>
Status	✓	✓	!
Wirkung	hoch	hoch	90 % bzw. 95 %ige Elimination
Kosten (bzw. Kosten- Wirksamkeit)	gering	gering	Einzelstoffspez. hoch
Technische Einsatzfähigkeit	✓	✓	✓
sekundäre Umwelteffekte	(Ersatzstoffe gut abbaubar)		+ (andere Schadstoffe) - (Energiebedarf)
Handlungsbedarf:	Einführung von Importbeschränkungen; Erhöhung des Marktanteils von Textilien mit Öko-Label		rechtlicher Anpassungsbedarf

✓ = Maßnahmen in der Umsetzung; ! = Maßnahmen verfügbar; + = positiver Effekt der Maßnahme; - = negativer Effekt der Maßnahme

Perfluorooctansulfonat (PFOS)

Die wesentlichen Ergebnisse der Stoffflussanalysen zu PFOS nach Kap. 3 sind:

- ▶ PFOS findet vor allem in Industrie und Gewerbe Anwendung: Galvanikprozesse, Halbleiterindustrie, Fotoindustrie; weiterhin in Produktaltbeständen: Feuerlöschmittel bis 2011, Textilien/Heimtextilien bis 2008 und in Importprodukten.
- ▶ Es unterliegt Zulassungs- und Anwendungseinschränkungen (EU Bann, POPs), aber es gibt akzeptierte Anwendungen (Galvanikprozesse, Halbleiterindustrie, Fotoindustrie) mit teils relevanten Verbrauchsmengen.
- ▶ Die aktuelle Verbrauchsmenge in Deutschland liegt bei 3–4 t/a (Schätzung 2012; Zangl et al. 2013).
- ▶ Ein Großteil des PFOS wird in Galvanikprozessen eingesetzt (Verwendete Menge: ca. 3000 kg/a) und die Emissionsfaktoren sind relativ hoch (5 % - 50 %).
- ▶ Für die restlichen Anwendungen sind die verwendeten Mengen (zusammen ca. 100 kg) und die Emissionsfaktoren (< 1 %) niedrig.
- ▶ Bezogen auf die Verbrauchsmenge von 3–4 t ergibt sich als Gesamt-Emissionsfaktor zu Wasser 20 % - 27 %. Damit wird mehr als ein Fünftel des in Deutschland eingesetzten PFOS in die Oberflächengewässer emittiert.

Maßnahmen an der Quelle

Ein Ansatzpunkt ist die Substitution bei Galvanikprozessen. Es gibt ca. 2.500 Galvaniken in Deutschland, die zusammen ca. 3.000 kg PFOS einsetzen (Emissionsfaktor 5 % - 50 %). Dabei sind zwei Anwendungsbereiche zu unterscheiden:

- ▶ Glanzverchromung, Kunststoffbeizlösung, ABS-Beize u. a.;
- ▶ Hartverchromen (50 % der PFOS Menge, ZVO 2011).

Durch die kritische Anwendung als Netzmittel zur Verhinderung von Aerosolbildung werden an die Substitute hohe Anforderungen gestellt (Gesundheitsschutz). Es werden zwei Substitutklassen unterschieden:

- ▶ Einsatzprodukte frei von PFOS: Diese Stoffe sind in ihren Anwendungen vergleichbar mit PFOS und in nahezu allen Verfahren wie Chromschwefelsäurebeize, Glanzchrom- und Hartchromelektrolyten einsetzbar. Bekanntester Vertreter der polyfluorierten Kohlenwasserstoffe ist das sogenannte H4PFOS. Substitution mit H4PFOS (1H,1H,2H,2H-perfluorooctane sulfonic acid $C_8F_{13}H_4SO_3^-$) ist technisch und ökonomisch unproblematisch (Poulsen et al. 2011; Fath et al. 2010), aber ökologisch kritisch. Vor dem Hintergrund der hohen Emissionsfaktoren sind auch große Frachten des Substituts zu erwarten. Ökonomisch sind keine oder geringe Mehrkosten zu erwarten (0,1 - < 1 €/g).
- ▶ Fluorfreie Substanzen: Diese werden bereits teilweise in Glanzchromelektrolyten eingesetzt. Es gibt Aussagen von Prozesschemikalienlieferanten, dass auch ein Einsatz in Hartchromelektrolyten möglich ist. Der Einsatz solcher Substanzen ist nach derzeitigem Kenntnisstand in jedem Einzelfall zu prüfen (Blepp et al. 2013). Ökonomisch sind geringe bis mittlere Mehrkosten zu erwarten (> 100 €/g).

Neben der stofflichen Substitution ist auch die Umstellung auf geschlossene Reaktoren möglich und wird teilweise eingesetzt. Zu beachten sind die langen Reinvestitionszyklen. Die Umstellung ist ökonomisch nur bei Neubau oder Totalrenovierung darstellbar, dann allerdings ohne große Mehrkosten (Blepp et al. 2013).

Die Wirksamkeit der drei Maßnahmen beträgt 100 % der eingesetzten Menge an PFOS. Die Substitution erfasst alle Emissionspfade in die Umwelt oder zur Kläranlage (Indirekteinleiter), inklusive Abwasser aus der Chromschlammbehandlung.

Im Falle der polyfluorierten Substitute sind die PFOS ersetzenden und ggf. ökologisch kritischen Emissionen des Substituts zu berücksichtigen. Vor dem Hintergrund der hohen Emissionsfaktoren sind auch große

Frachten des Substituts zu erwarten. Es ist generell zu hinterfragen, ob die polyfluorierten Substitute die Grundsätze nachhaltiger Chemikalien (Abbaubar unter Umweltbedingungen; kein/geringes Anreicherungs-potenzial in Organismen; keine/geringe toxische Wirkungen) erfüllen und langfristig eine gute Alternative sind (Biegel-Engler 2014).

Handlungsbedarf besteht in der (Weiter-) Entwicklung und Verbreitung umweltfreundlicher Substitute, besonders auch für die Hartverchromung.

Dezentrale Maßnahmen

- ▶ Galvanikprozesse

Mögliche Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen (Emissionsfaktoren aktuell: 5–50 %), wie Adsorption an geeigneter Aktivkohle, Elektrodialyse, Adsorberharze und Elektrolyse sind nach dem ZVO (2009a) in der Erprobung und derzeit noch nicht zu den besten verfügbaren Techniken zu zählen. Nach Zangl et al. (2013) kann nicht davon ausgegangen werden, dass diese Technik derzeit flächendeckend installiert ist.

Die Richtlinie 2010/75/EU⁵⁵ über Industrieemissionen greift nur, wenn das Volumen der Bäder 30 m³ überschreitet. Allerdings gibt es viele KMUs in diesem Sektor. Das BREF⁵⁶ Dokument stammt von 2006 und behandelt die PFOS Problematik nur ungenügend.

In verschiedenen Forschungsvorhaben wurden dezentrale (betriebliche) Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionsfaktoren durchgeführt (Schwarz et al. 2011; Fath et al. 2008). Fath et al. (2008) finden als geeignete und ökologische Technologie für eine Minimierung des PFT Eintrages in die Galvanikabwässer die Installation einer Filteranlage zur Teilstrombehandlung der Chrom(VI) haltigen Abwässer über Aktivkohle. So kann die Gesamtfracht an PFT um > 87 % reduziert werden. Die verbrauchte Aktivkohle wird bei 1200°C verbrannt, wobei sich die PFT zersetzen. Ökonomisch sind geringe bis mittlere Mehrkosten zu erwarten (ca. 10 €/g), wobei die Autoren betonen, dass dieser Wert sehr anlagenspezifisch ist (Fath et al. 2008).

Handlungsbedarf besteht in der Minimierung der Emissionsfaktoren durch Einführung geeigneter Behandlungsschritte zur weitergehenden Abwasserbehandlung. Das BREF-Dokument von 2006 sollte um die PFOS Problematik ergänzt werden mit einer ausführlichen Beschreibung geeigneter Verfahren und Substitute.

- ▶ Chromschlammbehandlung

Oftmals übernehmen externe Dienstleister die Behandlung schlammförmiger Abfälle. Die Behandlung ist dabei ausgerichtet auf die Chromgehalte. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand werden weder Abfälle aus dem Galvanikbereich noch die bei der Abfallbehandlung anfallenden Abwässer gezielt auf darin enthaltenes PFOS behandelt. Hier können ähnliche Technologien eingesetzt werden, wie bei der Behandlung der Betriebsabwässer (z. B. Filtration über Aktivkohle). Handlungsbedarf besteht in der Aufklärung und Information der Akteure und der Einführung geeigneter Behandlungsschritte zur weitergehenden Abwasserbehandlung.

Weitere dezentrale Maßnahmen sind:

- ▶ End-of-pipe-Behandlung für sonstige Indirekteinleiter: Wäschereien, Papier-Recycling, Textil-Recycling

⁵⁵ Richtlinie über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung). <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:334:0017:0119:en:PDF>.

⁵⁶ BREF ist die englische Abkürzung für „Best Available Techniques Reference“ oder „Best Available Techniques Reference Document“, Im Deutschen wird der Begriff „BREF“ stellvertretend für ein BVT-Merkblatt verwendet. Ein BVT-Merkblatt ist ein Dokument der Europäischen Kommission, das die besten verfügbaren Techniken (BVT) zur Vermeidung und Verminderung von Umweltauswirkungen eines Wirtschaftszweiges beschreibt. http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/brefdownload/download_STM.cfm

- ▶ Behandlung belasteter Flächenabflüsse (urban, industriell) z. B. Altstandorte⁵⁷

End-of-pipe-Maßnahmen

Im Ablauf der Kläranlage werden PFOS typischerweise in Konzentrationen im unteren Nanogramm-Bereich bis $<1 \mu\text{g/l}$ gefunden. In den Klärprozessen kommt es zu keinem Abbau von PFOS. Teilweise liegen die Ablaufwerte höher als die Zulaufwerte, weil Vorläufersubstanzen zu PFOS abgebaut werden (Buser and Morf 2009). Die Fracht im Klärschlamm ist ähnlich hoch oder höher als die Ablauffracht (65 % in Klärschlamm, 35 % im Ablauf, Buser and Morf 2009).

Für eine Aktivkohle-Behandlung kann man Effizienzen von ca. 20–70 % erwarten. Die Abschätzung ist mit einer großen Unsicherheit behaftet, ebenso die Frage nach der Regenerierbarkeit der Aktivkohle. Die Wirksamkeit hängt u. a. von dem Konzentrationsbereich ab. Generell gilt, dass die Effizienzen mit den Konzentrationen tendenziell abnehmen. Die Wirkung einer Ozonung ist umstritten (Ullrich et al. 2008).

Die Gewässerfracht im Rhein liegt bei 670 kg/a. Dies entspricht einer Einwohner-spezifischen Fracht von: $32 \mu\text{g/E*Tag} = 11,5 \text{ mg/E*a}$ für 56 Mio. Einwohner. Der Anteil des Kläranlagenablaufs liegt bei ca. 75 % lt. Abschätzung IKSR 2012. Dies entspräche damit $8,6 \text{ mg/E*a}$ im Kläranlagenablauf. Bei einer guten Eliminierungsleistung von 70 % könnten somit ca. 6 mg/E*a durch Aktivkohle aus dem Ablauf entfernt werden. Als Richtwert ergibt sich eine Kosteneffizienz von ca. 10 €pro 6 mg bzw $> 1000 \text{ €/g}$ PFOS.

⁵⁷ http://www.itv-altlasten.de/fileadmin/user_upload/Schoers_Vortrag_ITVA_PFT.pdf.

Tabelle 43: Maßnahmensteckbrief für PFOS

Maßnahmen:	an der Quelle: (insbesondere Galvanik-Betriebe): a) Substitution mit polyfluorierten Substanzen b) Substitution mit nicht-fluorierten Substanzen	Informationsmaßnahmen: <i>Förderung PFOS-emissionsarmer Produkte</i>
Status	a) in Anwendung b) F&E	bislang nicht umgesetzt
Wirkung	a) und b) 100 %	verstärkte Anwendung von Maßnahmen an der Quelle
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	a) geringe Kosten (0,1 - < 1 €/g) b) hohe Kosten (>100 €/g)	gering
Technische Einsatzfähigkeit	ja nein	(s. Maßnahmen an der Quelle)
sekundäre Umwelteffekte	a) H4PFOS: problematische Eigenschaften	
Handlungsbedarf:	z. T. weiterer F&E-Bedarf; rechtlicher Anpassungsbedarf, Unterstützung informatorischer Maßnahmen (z. B. Labeling, Merkblätter, etc.)	

(Maßnahmensteckbrief für PFOS, Teil 2)

Maßnahmen:	Dezentrale Maßnahmen: <i>Vorbehandlung bei Indirekteinleitern Galvanik</i>	End-of-pipe: <i>verbesserte kommunale Abwasserbehandlung</i>
Status	erprobt (F&E)	zahlreiche Forschungs- und Demonstrationsprojekte (4. Reinigungsstufe)
Wirkung	ca. 90 %	30–70 % (Aktivkohle); nur bei großen Kläranlagen bzw. in Einzugsgebieten hoch belasteter Gewässer
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	mittlere Kosten (ca. 10 €/g)	Sehr hohe Einzelstoff-spezifische Kosten: 39–97 Mio. €/kg entfernter Fracht (ohne Breitband-Effekt)
Technische Einsatzfähigkeit	ja	erprobt
sekundäre Umwelteffekte		Elimination zusätzlicher Schadstoffe; zusätzlicher Energieverbrauch
Handlungsbedarf:	rechtlicher Anpassungsbedarf	rechtlicher Anpassungsbedarf

Tabelle 44: Maßnahmensteckbrief für PFOS (Zusammenfassung)

Maßnahmen:	an der Quelle: Stoffsubstitution	Informations- maßnahmen <i>Förderung PFOS-emissionsarm hergestellter Produkte</i>	Dezentrale Maßnahmen: <i>Vorbehandlung bei Indirekteinleitern</i>	End-of-pipe: <i>verbesserte kommunale Abwasserbehandlung</i>
Status	√ (z. T. F&E)	!	!	!
Wirkung	hoch	vermutlich hoch	hoch	o/+
Kosten (bzw. Kosten- Wirksamkeit)	z. T. gering (mit polyfluorierten Verbindun- gen:	gering	gering	Einzelstoffspez. hoch
Technische Einsatzfähigkeit	√ (z. T. F&E-Bedarf)	√	√	√
sekundäre Umwelteffekte	Ersatzstoffe z. T. problematisch			+ (andere Schadstoffe) - (Energiebedarf)
Handlungsbedarf:	z. T. weiterer F&E-Bedarf; Unterstützung informatorischer Maßnahmen; rechtlicher Anpassungsbedarf		rechtlicher Anpassungsbedarf	rechtlicher Anpassungsbedarf

√ = Maßnahmen in der Umsetzung; ! = Maßnahmen verfügbar; + = positiver Effekt der Maßnahme;
- = negativer Effekt der Maßnahme; F&E-Bedarf = Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Hexabromcyclododecan (HBCDD)

Nach der Identifikation von HBCDD als besonders besorgniserregender Stoff durch die Europäische Union im Jahr 2008 und seiner Aufnahme in den Anhang XIV der REACH-Verordnung 2011 sind Herstellung und Verwendung von HBCDD in der EU nur mit Zulasung durch die Europäische Chemikalienbehörde (ECHA) befristet bis August 2015 möglich. Entsprechend Artikel 33 (1) der REACH-Verordnung besteht eine Informationsverpflichtung seitens der Hersteller für Verbraucher, sofern Produkte >0,1 % HBCDD enthalten.

Seit Mai 2014 darf HBCDD aufgrund der Aufnahme in die POP-Liste der Stockholmer Konvention (9.5.2013) nicht mehr für die Verwendung in Plastik, Elektronik, Möbeln und Textilien produziert und verwendet werden. Für die Produktion und Verwendung von HBCDD in Dämmplatten besteht eine Ausnahme, bis das Herstellungs- und Verwendungsverbot nach REACH im August 2015 greift.

Für HBCDD existieren sowohl Ersatzstoffe als auch Produktalternativen, die ohne Flammschutz auskommen (bspw. Mineralwolle). Für die Übergangszeit, bis das Verbot auch für Dämmplatten greift, bieten bspw. Umweltkennzeichen wie der „Blaue Engel“ eine Orientierung für den Verbraucher, um Alternativen für Wärmedämmstoffe und Wärmedämmverbundsysteme ohne gefährliche Stoffe zu finden.

Für die zurzeit noch im Verkehr befindlichen HBCDD-haltigen Produkte sind emissionsfreie Entsorgungswege geregelt.

Um sicher zu stellen, dass auch zukünftig keine Depots in der Umwelt, die durch frühere Nutzungen verursacht wurden, zu Belastungen der Gewässer führen, sollte ein Monitoring der Umweltkonzentrationen zur Beobachtung der zu erwartenden abnehmenden Belastungen durchgeführt werden.

Da für die Reduktion von zukünftigen HBCDD-Einträgen in die Gewässer die wichtigsten Maßnahmen bereits umgesetzt wurden bzw. sich in Umsetzung befinden, erfolgt für diesen Stoff keine Darstellung der zukünftig notwendigen Maßnahmen im Rahmen eines Maßnahmensteckbriefes.

5 Umgang mit Mikroschadstoffen in der Schweiz

5.1 Ausgangslage

In der Schweiz gelangte das Thema „organische Spurenstoffe in Gewässern“ insbesondere durch das Forschungsprojekt „Fischnetz“ (Suter & Holm 2004) und das Nationale Forschungsprogramm 51 „Hormonaktive Stoffe“ (NFP50 2008), aber auch durch Messungen in Gewässern ins Bewusstsein. Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) wollte sich dann einen Überblick über die Belastung der Schweizer Oberflächengewässer mit organischen Spurenstoffen sowie über mögliche Maßnahmen zur Reduktion des Eintrages verschaffen. Dazu wurde 2006 das Projekt „Strategie Micropoll“ gestartet. Im Fokus lagen zunächst die Einträge über kommunales Abwasser.

Die Situationsanalyse zeigte, dass insbesondere in Gewässern im dicht besiedelten, sogenannten Schweizer „Mittelland“ verschiedene Spurenstoffen in Konzentrationen auftreten, bei denen nachteilige Auswirkungen auf aquatische Organismen zu erwarten sind. Kommunales Abwasser wurde für eine Vielzahl von Stoffen als wichtigster Eintragspfad identifiziert. Betroffen sind deshalb vor allem Gewässer, die einen hohen Anteil gereinigten Abwassers aufweisen. Einzelne Stoffe wurden aber auch in Seen oder im Grundwasser, die zur Trinkwassergewinnung genutzt werden, nachgewiesen (Gälli et al. 2009).

Parallel wurden verschiedene Verfahren untersucht, mit denen auf kommunalen Kläranlagen eine weitgehende Elimination organischer Spurenstoffe erreicht werden kann. Dabei stellten sich die Ozonung sowie die Adsorption an Aktivkohle als effektiv und umsetzbar heraus: die Verfahren können eine Vielzahl von Stoffen und deren Effekte weitgehend entfernen, können in bestehende Kläranlagen integriert und wirtschaftlich betrieben werden. Andere derzeit bekannte Verfahren sind entweder zu wenig effizient, nicht wirtschaftlich oder technisch noch nicht umsetzbar (Abegglen & Siegrist 2012).

5.2 Maßnahmen bei kommunalen Kläranlagen

Basierend auf den ersten Resultaten des Projekts „Strategie Micropoll“ beschloss der Bundesrat (Schweizer Regierung) Ende 2009, die Gewässerschutzverordnung anzupassen und ausgewählte Kläranlagen zu verpflichten, den Eintrag von organischen Spurenstoffen zu reduzieren. Betroffen waren folgende Kläranlagen:

- ▶ Große Kläranlagen (> 100.000 EW), um die Frachten in die Gewässer zu reduzieren;
- ▶ Größere Kläranlagen (> 24.000 EW) an Gewässern, die für die Trinkwassergewinnung von Bedeutung sind (vorsorglicher Trinkwasserschutz);
- ▶ Mittelgroße Kläranlagen (> 10.000 EW) an Gewässern, die einen hohen Abwasseranteil aufweisen (zum Schutz der Ökosysteme).

Aufgrund dieser Kriterien wären rund 100 (von über 700) Schweizer Kläranlagen, die rund die Hälfte des Schweizer Abwassers behandeln, betroffen und müssten Maßnahmen ergreifen. In einer öffentlichen Anhörung wurden die Zielsetzung und Umsetzungskriterien mehrheitlich gutgeheißen, allerdings wurde eine verursachergerechte Finanzierung gefordert, da die gesamte Bevölkerung zur Problematik beiträgt und daher nicht nur die betroffenen Kläranlagen für die Kosten aufkommen sollten.

Die Problematik wurde vom Bundesrat erkannt. Nach diversen parlamentarischen Vorstößen, Diskussionen und Rückmeldungen von betroffenen Kreisen wurde am 21. März 2014 vom eidgenössischen Parlament eine Änderung des Gewässerschutzgesetzes angenommen (Bundesblatt Nr. 28 2013; Bundesblatt Nr. 12 2014). Dieses sieht die Einführung einer schweizweiten Abwasserabgabe vor, die von den zentralen Kläranlagen pro Einwohner erhoben wird (maximaler Abgabesatz: 9 CHF pro Einwohner/in und Jahr). Mit diesem Geld wird ein Fonds gespiesen, aus dem 75 % der Investitionskosten für den Einbau einer Verfahrensstufe zur Elimination von organischen Spurenstoffen abgegolten werden. Sobald eine Kläranlage die Maßnahme umgesetzt hat, muss die Abgabe nicht mehr entrichtet werden.

Die Zielsetzung und Kriterien sind grundsätzlich identisch, es wurden aber leichte Anpassungen vorgenommen. Betroffen sind jetzt Kläranlagen mit:

- ▶ über 80.000 angeschlossenen Einwohnerinnen und Einwohnern,
- ▶ über 24.000 angeschlossenen Einwohnerinnen und Einwohnern im Einzugsgebiet von Seen,
- ▶ über 8.000 angeschlossenen Einwohnerinnen und Einwohnern an Fließgewässern mit einem Abwasseranteil > 10 %.

In Ausnahmefällen können auch andere Kläranlagen mit über 1.000 angeschlossenen Einwohnerinnen und Einwohnern betroffen sein.

Das BAFU rechnet mit etwa 100–120 betroffenen Kläranlagen. Die gesamten Investitionskosten werden auf etwa 1.2 Mia. CHF geschätzt. Aufgrund der langen Erneuerungszyklen von Kläranlagen müssen die Maßnahmen bis 2040 umgesetzt werden. Die Abwasserabgabe ist ebenfalls bis 2040 beschränkt.

Die betroffenen Kreise (Kläranlageninhaber und –betreiber, Vollzugsbehörden) stehen mehrheitlich hinter der vorgeschlagenen Lösung. Dies wurde erreicht, indem sie regelmäßig über den Stand der Arbeiten informiert sowie bei der Lösungsfindung eingebunden wurden.

5.3 Diffuse Einträge

Durch die geplanten Maßnahmen bei kommunalen Kläranlagen kann die (kontinuierliche) Belastung der Gewässer mit organischen Spurenstoffen deutlich reduziert werden. Die diffusen Einträge (z. B. von Verkehrsflächen, aus der Landwirtschaft, aus dem Siedlungsgebiet etc., siehe auch verschiedene Artikel in (Aqua et Gas 2012)) können aber auch maßgeblich zur Gewässerbelastung beitragen (Wittmer et al. 2014). Derzeit läuft ein weiteres Projekt des BAFU, das die Belastung der Schweizer Gewässer mit organischen Spurenstoffen aus diffusen Quellen untersucht sowie mögliche Maßnahmen aufzeigen soll. Es zeichnet sich bereits ab, dass „nachsorgende“ Maßnahmen für solche Eintragspfade und -muster nur beschränkt wirksam sind. Dieses Projekt ist noch in Arbeit. Resultate und mögliche Maßnahmen werden voraussichtlich 2015/2016 publiziert.

6 Rahmenbedingungen, Kosten und Effizienz einer Einführung einer erweiterten Abwasserbehandlung in kommunalen Kläranlagen in Deutschland

6.1 Methodik

6.1.1 Literaturstudie und Erfassung der verfahrenstechnischen Möglichkeiten zur gezielten Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen

Anhand einer Literaturstudie werden mögliche Verfahrenstechniken zusammengestellt, mit denen Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser entnommen werden können. In die Bewertung zur Umsetzbarkeit der Verfahren werden neben der technischen Realisierbarkeit sowie der erreichbaren Reinigungsleistung ebenfalls die Kosten für den Bau und Betrieb dieser Verfahrenstechniken mit einbezogen. Des Weiteren wird anhand von Untersuchungsergebnissen die Reinigungseffizienz der unterschiedlichen Verfahren in Abhängigkeit verschiedener Faktoren, wie beispielsweise der Stoffeigenschaften, der Dosiermenge des eingesetzten Hilfsstoffes sowie der gelösten Restorganik aufgezeigt.

6.1.2 Methodik der Kostenabschätzung

Für die Kostenabschätzung eines flächendeckenden Ausbaus der 4. Reinigungsstufe in Deutschland wird folgender Berechnungsansatz gewählt:

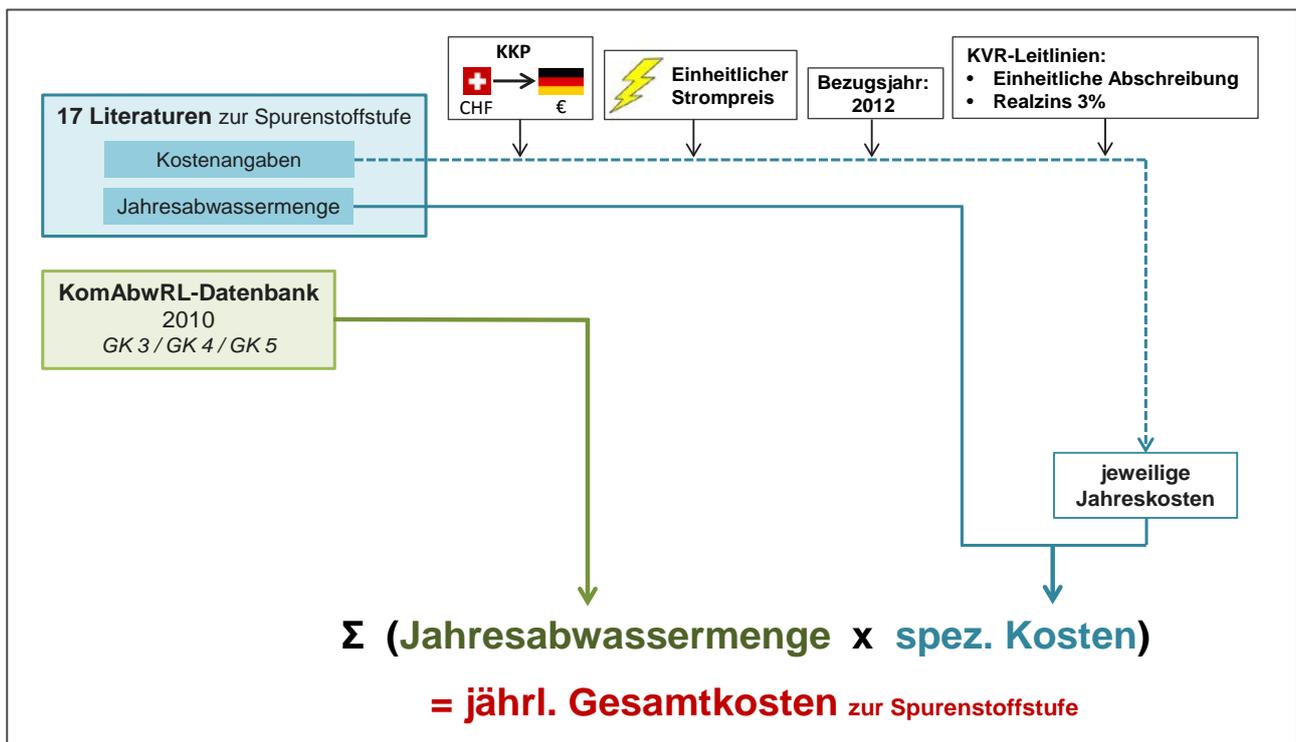
$$\text{Jährliche Gesamtkosten} = \sum (\text{Jahresabwassermenge} \times \text{spez. Kosten})$$

Die Berechnung basiert auf der Multiplikation der jährlich zu behandelnden Jahresabwassermenge mit einem spezifischen Kostenfaktor. Hierzu werden die Kläranlagen entsprechend ihrer Ausbaugröße in unterschiedliche Größenklassen unterteilt. Zur Ermittlung der je Größenklasse zu behandelnden Jahresabwassermenge wird die Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG (KomAbwRL-Datenbank) des Umweltbundesamtes vom Jahr 2010 herangezogen. Die Ermittlung des spezifischen Kostenfaktors je Kubikmeter zu behandelndem Abwasser basiert auf der Auswertung von Kostenangaben verschiedener Literaturquellen. Da die Literaturangaben unterschiedliche Währungseinheiten, Bezugsjahre oder auch Berechnungsverfahren aufweisen, werden die Kostenangaben zunächst angepasst, um sie anschließend miteinander vergleichen zu können. Im Einzelnen werden folgende Anpassungen durchgeführt:

- ▶ Umrechnung aus anderer Währungseinheit in Euro mittels Kaufkraftparitäten (KKP),
- ▶ Vereinheitlichung des Strompreises,
- ▶ Aktualisierung der Kostendaten auf das Bezugsjahr 2012 und
- ▶ einheitliche Berechnungsverfahren nach Kostenvergleichrechnung (KVR)-Leitlinien (LAWA 2005).

Die angepasste Kostenangabe wird wiederum mit der in der jeweiligen Literaturquelle genannten Jahresabwassermenge dividiert, um somit die spezifischen Kosten je Kubikmeter zu behandelndem Abwasser zu erhalten. Die spezifischen Kostenangaben dienen als Basis zur Ermittlung einer Kostenfunktion mittels Regressionsanalyse. Aus der Kostenfunktion werden die für die Kostenabschätzung notwendigen spezifischen Kostenfaktoren für die unterschiedlichen Größenklassen ermittelt. Abbildung 36 stellt schematisch die einzelnen Schritte der Kostenabschätzung dar.

Abbildung 36: Vorgehensweise zur Kostenabschätzung für einen flächendeckenden Ausbau der kommunalen Kläranlagen in Deutschland um eine 4. Reinigungsstufe



Des Weiteren gilt es bei der Kostenabschätzung zu beachten, dass es nach derzeitigem Kenntnisstand sowohl bei der Anwendung von Ozon als auch beim Einsatz von Aktivkohle immer einer Nachbehandlung des Abwassers bedarf. In der Regel erfolgt dies in einer gesonderten Verfahrensstufe. Bei der Betrachtung der Kosten für die Mikroschadstoffelimination sind daher die Kosten für den Bau und Betrieb dieser Nachbehandlungsstufe zwingend mit zu berücksichtigen. Die Kosten werden im Rahmen der Studie separat berechnet und aufgeführt.

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass im Einzelfall die Kosten für die Erweiterung einer Kläranlage um eine 4. Reinigungsstufe erheblich von den hier prognostizierten Kosten abweichen können. Zur Kostenabschätzung für eine konkrete Anlage bedarf es einer individuellen Machbarkeitsstudie.

6.2 Verfahrenstechniken zur gezielten Elimination von Mikroschadstoffen in kommunalen Kläranlagen

6.2.1 Einleitung

Kläranlagen, die dem heutigen Stand der Technik entsprechen, sind nicht darauf ausgelegt, Mikroschadstoffe gezielt aus dem Abwasser zu entfernen. Viele Mikroschadstoffe werden durch die mechanisch-biologischen Reinigungsstufen nicht oder nur unvollständig aus dem Abwasser entfernt, so dass sie nach wie vor eine Belastung für die Gewässer darstellen.

Untersuchungen in den vergangenen zwei Jahrzehnten zeigen, dass der Umfang der Elimination durch die bestehende Klärtechnik substanzspezifisch unterschiedlich ist: Während einige Substanzen den Klärprozess nahezu ungehindert passieren, ist für anderen Stoffe eine nahezu vollständige Entfernung zu beobachten. Die Elimination ist dabei im Wesentlichen auf drei Prozesse zurückzuführen:

▶ Verflüchtigung

Die Verflüchtigung von Mikroschadstoffen findet überwiegend in Zonen mit intensiver Belüftung statt, wie z. B. im belüfteten Sandfang und aeroben Teil der Belebung. Der Umfang der Verflüchtigung ist dabei von der Belüftungsintensität, der Volatilität der Schadstoffe und der Temperatur abhängig (Ivasheckin 2006; Miehe 2010).

▶ Sorption

Die Sorption von Mikroschadstoffen erfolgt durch Anlagerung an die sich im Abwasser befindlichen Feststoffe (Rechengut, Sand, Primär- und Sekundärschlamm) sowie durch Aufnahme in die Fett-/Ölphase (Bolz 2000; Ivasheckin 2006; Fahlenkamp et al. 2008). Die Abtrennung der Feststoffe sowie Fett-/Ölphase führt dementsprechend zur Entfernung der Schadstoffe aus dem Abwasser. Entscheidend für das Sorptionsverhalten sind die Hydrophobie der Schadstoffe und die Eigenschaften der als Sorbens wirkenden Stoffphasen (Ternes et al. 2004; Miehe 2010). Daneben spielen die Menge des Sorbens, die Kontaktfläche zwischen Sorbens und Wasserphase, die Kontaktzeit sowie die Temperatur ebenfalls eine entscheidende Rolle.

▶ Biochemischer Abbau

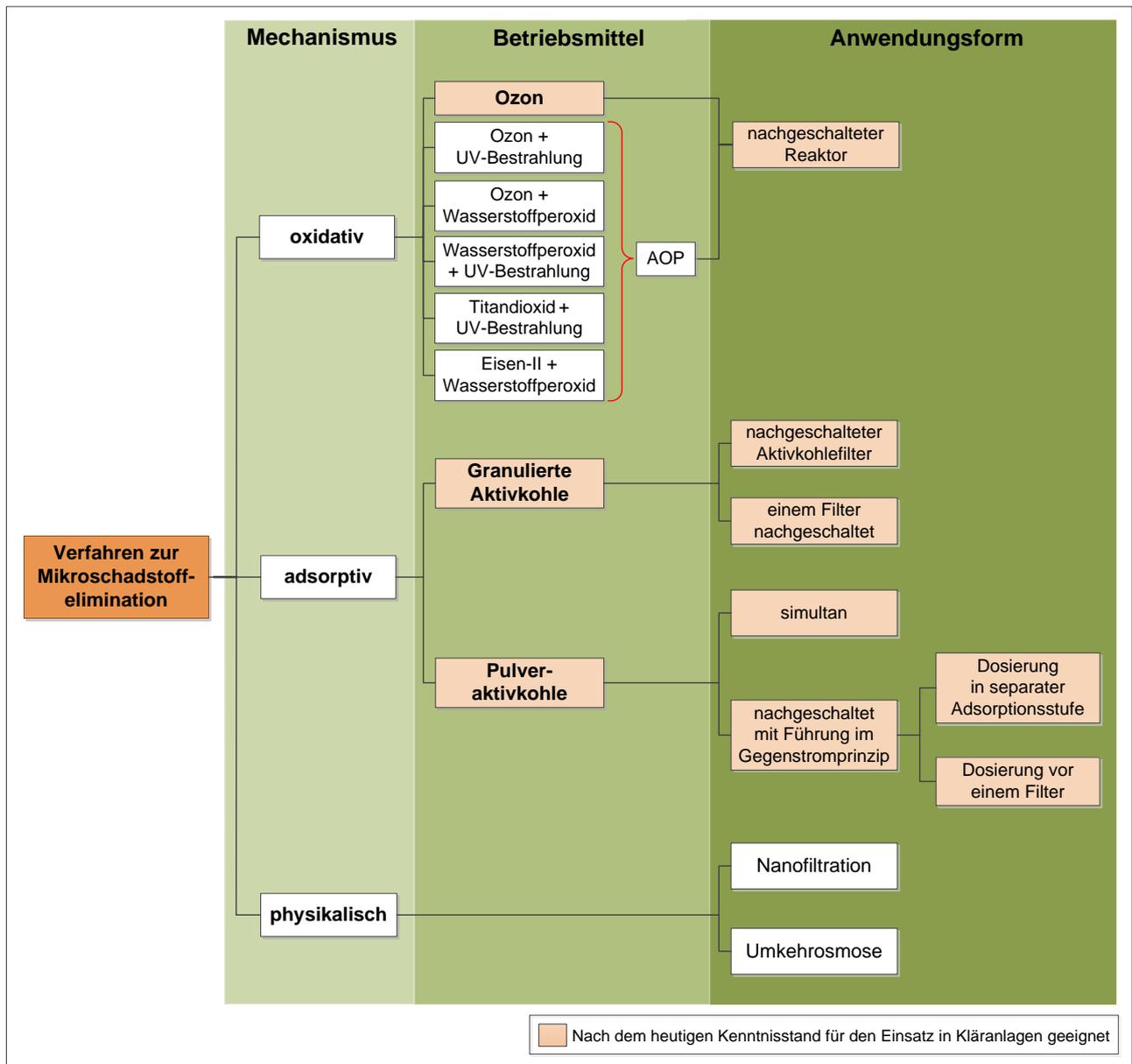
Obwohl viele Mikroschadstoffe zu den biologisch schwerabbaubaren Stoffen zählen, können in der Belebung Abbau- bzw. Transformationsprozesse durch mikrobielle Aktivitäten auftreten. Der Eliminationsumfang wird neben Faktoren, wie Temperatur, hydraulischer Verweilzeit, Stoffeigenschaft und Konzentration der Spurenstoffe, maßgeblich vom Schlammalter beeinflusst (Gonsior et al. 1984; Ternes et al. 2004; Ivasheckin 2006; Riße et al. 2011; Abegglen & Siegrist 2012). Mit höherem Schlammalter werden tendenziell bessere Abbauraten erzielt (Ternes et al. 2004; Riße et al. 2011).

Um jedoch eine Vielzahl von Stoffen in hohem Maße aus dem Abwasser gezielt zu entfernen, bedarf es einer zusätzlichen Reinigung des Abwassers mit gesonderten Verfahrenstechniken, die der Terminologie der Reinigungsstufen auf kommunalen Kläranlagen folgend auch als „4. Reinigungsstufe“ bezeichnet werden.

Abbildung 37 zeigt eine Übersicht über einige bekannte Verfahren zur Mikroschadstoffelimination. In erster Linie lassen sich die Verfahren nach ihrem Wirkmechanismus in oxidative, adsorptive und physikalische Verfahren unterteilen (Abegglen & Siegrist 2012, S. 38–39). Eine weitere Untergliederung der Verfahrenstechnik ist durch das eingesetzte Betriebsmittel bzw. der Anwendungsform gegeben. Anwendungsformen, die nach dem heutigen Stand des Wissens für den Einsatz auf Kläranlagen als geeignet erachtet werden, sind farblich hervorgehoben dargestellt.

Welche Anwendungsform einer Verfahrenstechnik für den Ausbau einer Kläranlage geeignet ist, muss im Einzelfall erörtert werden. Für die Auswahl einer geeigneten Anwendungsform ist neben der technischen Realisierbarkeit die Effizienz der Verfahren unter Berücksichtigung von ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten mit in Betracht zu ziehen.

Abbildung 37: Verfahren zur gezielten Elimination von Mikroschadstoffen in Abwasser



Das Funktionsprinzip sowie die möglichen Anwendungsformen der einzelnen Verfahrensprinzipien für den Einsatz in Kläranlagen werden im Nachfolgenden separat beschrieben. Kombinationen von unterschiedlichen Verfahren sind grundsätzlich möglich. In den Literaturen sind zahlreiche denkbare Verfahrenskombinationen genannt. Die meisten sind jedoch praktisch noch nicht erprobt. Um ihre Wirkung und Einsatzmöglichkeit zu erkunden, sind weiterführende Untersuchungen notwendig.

6.2.2 Oxidative Verfahren

Bei den oxidativen Verfahren werden die Mikroschadstoffe chemisch durch die Zugabe eines Oxidationsmittels verändert. Die Mikroschadstoffe werden oxidiert und verlieren dadurch ihre ursprünglichen Eigenschaften. Ziel dieser Verfahren ist es, die Mikroschadstoffe möglichst soweit chemisch zu spalten, dass sie keine umweltschädliche Wirkung mehr aufweisen.

Eine vollständige Mineralisierung der Stoffe ist jedoch oft schwierig zu erreichen. Meistens werden die Mikroschadstoffe lediglich zu unterschiedlichen Oxidationsprodukten transformiert. Für die Einhaltung des

BSB₅-Ablaufwertes können diese Transformationsprodukte problematisch sein, da sie meist eine gute biologische Abbaubarkeit aufweisen und somit den Ablaufwert erhöhen können (Riße et al. 2011). Außerdem sind deren Umweltverhalten sowie Toxizität oft noch nicht gänzlich untersucht worden. Nach derzeitigem Stand der Wissenschaft wird daher die Nachbehandlung des oxidativ gereinigten Abwassers in einer weiteren Stufe mit biologischer Aktivität (z. B. Sandfilter, Bodenfilter, Schönungsteiche, usw.) empfohlen, um neben den Transformationsprodukten die Restoxidationsmittel weitgehend aus dem gereinigten Abwasser zu entfernen (Abegglen & Siegrist 2012).

Als oxidative Verfahren sind neben der Ozonung u. a. die erweiterten Oxidationsverfahren, sogenannte „Advanced Oxidation Processes“ (AOP), zu nennen. Beide Verfahren sind in der Lage, ein breites Spektrum von Mikroschadstoffen aus dem Abwasser zu entfernen. Die Ozonung gilt dem heutigen Wissensstand nach als ein geeignetes, effektives Verfahren für eine großtechnische Umsetzung in Kläranlagen. AOP werden oft zur Reinigung industrieller Abwässer, in denen problematische Stoffe in hohen Konzentrationen vorliegen, eingesetzt. In der kommunalen Abwasserbehandlung finden sie jedoch kaum Anwendung. Die bisherigen Erkenntnisse über AOP basieren lediglich auf Laborversuchen und vereinzelt Pilotprojekten (Bahr et al. 2007; Kim et al. 2009; Lee & Gunten 2010; Schulze-Hennings 2011).

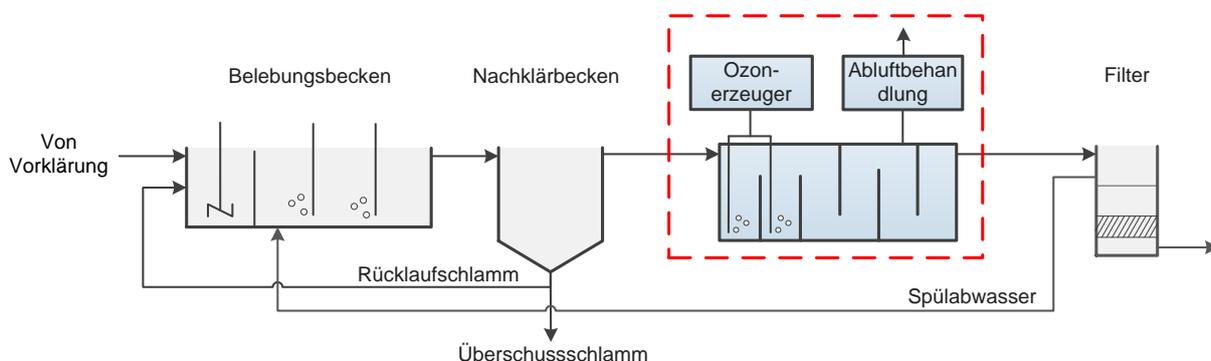
6.2.2.1 Ozonung

Ozon ist ein starkes Oxidationsmittel, das im wässrigen Milieu auf zwei Arten reagiert (Riße et al. 2011; Abegglen & Siegrist 2012, S. 95):

- ▶ Selektive direkte Reaktion mit Wasserinhaltsstoffen, die elektronenreiche Bindungen besitzen (z. B. Aminogruppen, Doppelbindungen und aktivierte aromatische Gruppen);
- ▶ Radikalkettenreaktion durch Spaltung des Ozons in Hydroxyl-Radikale, die sehr schnell und unspezifisch verschiedene Wasserinhaltsstoffe angreifen.

Ozon reagiert nicht nur mit den zu eliminierenden Mikroschadstoffen, sondern auch mit anderen Abwasserinhaltsstoffen wie bspw. den gelösten organischen Kohlenstoffen (DOC), Feststoffen oder Nitrit (Abegglen & Siegrist 2012, S. 41). Um den Ozonverbrauch und damit auch die Betriebskosten zu minimieren, empfiehlt sich ein Einsatz der Ozonung nach der biologischen Reinigungsstufe. In den bisherigen großtechnischen Projekten ist die Ozonung zur Behandlung von biologisch gereinigtem Abwasser nach der Nachklärung angeordnet. Abbildung 38 zeigt die Einbindung einer Ozonung in den Prozess der kommunalen Abwasserbehandlung.

Abbildung 38: Einbindung einer Ozonung in die Verfahrenstechnik zur kommunalen Abwasserbehandlung



Die wesentlichen Komponenten der baulichen Umsetzung einer Ozonung bilden das Kontaktbecken sowie der Ozongenerator mit entsprechendem Eintragsystem. Daneben bedarf es einer Abgasbehandlung zur Vernichtung des Restozons, Mess-, Steuer- und Regeltechnik zur Prozessregelung sowie entsprechender Sicherheitstechnik zum Schutz des Betriebspersonals. Zur Nachbehandlung des ozonbehandelten Abwassers ist die Nachschaltung einer biologisch aktiven Stufe notwendig, wie bspw. eines Sandfilters (Abegglen & Siegrist 2012).

Der Einsatz einer Ozonung ist nicht für jedes Abwasser geeignet. Im Einzelfall kann durch die Ozonung eine erhöhte Toxizität des behandelten Abwassers auftreten (Schindler 2014). Nach Abegglen & Siegrist (Abegglen & Siegrist 2012) sollen bei starker Belastung des Abwassers durch Industrieleitungen Voruntersuchungen durchgeführt werden, um festzustellen, ob die spezifisch zu entfernenden Schadstoffe mit einer Ozonung entfernt werden können. Gleichzeitig gilt es zu prüfen, inwiefern die entstehenden Oxidationsprodukte als unproblematisch einzustufen sind. Zurzeit laufen in der Schweiz Untersuchungen zur Entwicklung eines Testverfahrens für die Beurteilung der Behandelbarkeit von Abwasser mit Ozon (Schindler 2014).

6.2.2.2 Advanced Oxidation Processes (AOP)

Advanced oxidation processes (AOP) beruhen auf der Oxidation der Abwasserinhaltsstoffe durch hochreaktive Hydroxyl-Radikale (OH). Sie reagieren sehr schnell und unselektiv mit allen organischen Verbindungen. Die Effizienz der Verfahren hängt somit stark von der Abwassermatrix ab. OH-Radikale sind instabil und können aus diesem Grund nicht gelagert werden. Zum Einsatz in der Abwasserreinigung müssen sie deshalb vor Ort hergestellt werden.

Für die Radikalbildung können folgende Verfahrenskombinationen eingesetzt werden:

- ▶ Ozonung und Zugabe von Wasserstoffperoxid (H_2O_2),
- ▶ Ozonung und Bestrahlung mit ultraviolettem Licht (UV),
- ▶ Bestrahlung mit ultraviolettem Licht (UV) und Zugabe von Wasserstoffperoxid (H_2O_2),
- ▶ Bestrahlung mit ultraviolettem Licht (UV) und Zugabe von Titan(IV)-oxid (TiO_2),
- ▶ Zugabe von Fenton's Reagenz (Fe^{2+} und H_2O_2).

Bisher werden AOP vor allem zur Behandlung von Industrieabwässern mit spezifischen Verunreinigungen eingesetzt. Der Einsatz für kommunales Abwasser findet zurzeit nur in wenigen Laboruntersuchungen und Pilotprojekten statt. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass AOP, ebenso wie eine Ozonung, ein breites Spektrum von Mikroschadstoffen entfernen können. Bei manchen persistenten Stoffen können AOP sogar eine bessere Eliminationsrate als die reine Ozonung aufweisen (Kuch et al. 2003; Bahr et al. 2007; Riße et al. 2011; Abegglen & Siegrist 2012).

Der Einsatz von AOP ist, bedingt durch den hohen Energie- bzw. Betriebsmittelverbrauch, jedoch sehr kostenintensiv, was wiederum gegen ihren Einsatz in der kommunalen Abwasserreinigung spricht. Demzufolge sind derartige Verfahren bislang als nicht realisierbar einzustufen.

6.2.3 Adsorptive Verfahren

Bei diesen Verfahren werden die aus dem Abwasser zu entfernenden Substanzen an die Oberfläche eines Festkörpers (Adsorbens) angelagert. Als Adsorbens kommt dabei Aktivkohle zum Einsatz. Aktivkohle ist gegenüber anderen Adsorbentmaterialien (wie bspw. Adsorberharze, poröse Aluminiumoxide) preiswerter und kann ein breites Stoffspektrum adsorbieren.

Aktivkohle besitzt eine bestimmte Adsorptionskapazität. Ist die Kapazität erschöpft, muss die Aktivkohle ausgetauscht werden. Grundsätzlich können erschöpfte Aktivkohlen thermisch regeneriert und wieder verwendet werden, so dass kaum Abfall durch deren Nutzung entsteht. Es kann jedoch vorkommen, dass die Aktivkohlen nur mit großem Aufwand und hohen Kosten zu regenerieren sind. In solchen Fällen ist eine Entsorgung der Aktivkohle oft unvermeidbar. Bei der Verwendung der Aktivkohle zur Mikroschadstoffelimination kann die Entsorgung problematisch sein. Es muss stets kritisch hinterfragt werden, ob eine Gefährdung der Umwelt durch eventuelle Wiederfreisetzung der Schadstoffe besteht.

Zur Entfernung von Mikroschadstoffen in der kommunalen Abwasserreinigung kann sowohl pulverförmige als auch granuliert Aktivkohle eingesetzt werden. Die verfahrenstechnische Ausbildung der adsorptiven Abwasserreinigung wird durch die Form der Aktivkohle bestimmt. Für beide Aktivkohleformen wurden bereits verschiedene Anwendungsformen untersucht.

6.2.3.1 Pulveraktivkohle (PAC)

Bei Pulveraktivkohle handelt es sich um gemahlene Aktivkohle. Laut DIN EN 12903 müssen zur Bezeichnung als Pulveraktivkohle mindestens 95 % Massenanteil eine Korngröße von $< 150 \mu\text{m}$ aufweisen sowie die Korngrößenverteilung den Angaben des Herstellers entsprechen. Handelsübliche Pulveraktivkohlen besitzen üblicherweise eine mittlere Korngröße von $10 \mu\text{m}$ bis $50 \mu\text{m}$.

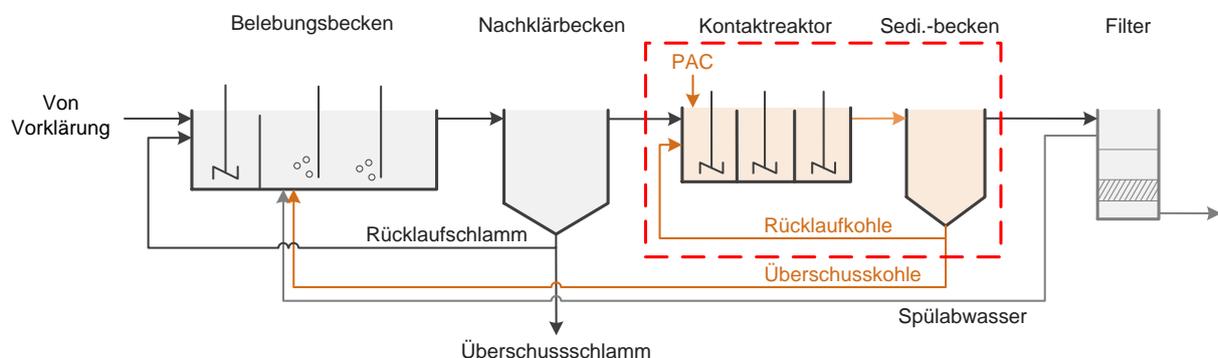
Beim Einsatz in der Abwasserreinigung wird die Pulveraktivkohle direkt dem zu reinigenden Abwasser zugegeben. Die Adsorption erfolgt während dem Kontakt mit dem Abwasser. Hierzu ist die Kohle ausreichend mit dem Abwasser zu vermischen. Nach einer ausreichenden Kontaktzeit bedarf es einer Abtrennung der Pulveraktivkohle aus dem Abwasser.

Zur Mikroschadstoffentfernung kann die Pulveraktivkohle sowohl simultan als auch nach der biologischen Stufe eingesetzt kommen. Bei einer nachgeschalteten Anwendungsform bietet sich zusätzlich die Möglichkeit, die teilbeladene Pulveraktivkohle aus dem nachgeschalteten Reinigungsprozess auszuschleusen und im Sinne des Gegenstromprinzips für eine weitere Beladung in die biologische Reinigungsstufe zurückzuführen. Für die Ausbildung der nachgeschalteten Pulveraktivkohleanwendung gibt es unterschiedliche Möglichkeiten. Bislang wurde die Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe als auch die direkte Dosierung vor einen Filter untersucht. Der Unterschied zwischen den beiden Verfahrensformen besteht zum einen sowohl in der Kontakt- als auch in der Verweilzeit der Pulveraktivkohle in der adsorptiven Stufe, zum anderen in der Art der Adsorbensführung in Bezug auf die Mehrfachbeladung.

Die PAC-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (vgl. Abbildung 39) kommt in einigen Kläranlagen in Baden-Württemberg bereits zur Anwendung. Die Adsorptionsstufe besteht aus einem Kontaktreaktor und einem Sedimentationsbecken. Die Pulveraktivkohle wird zunächst dem biologisch gereinigten Abwasser im Bereich des Kontaktreaktors zugegeben. Im anschließenden Sedimentationsbecken wird sie unter Zugabe von Metallsalzen und Polymeren vom Abwasser abgetrennt. Der abgesetzte „Kohleschlamm“ wird zur besseren Ausnutzung der Aktivkohle wieder als „Rücklaufkohle“ in den Kontaktreaktor zurückgeführt. Dadurch wird eine Entkopplung der Aufenthaltszeit der Pulveraktivkohle im System von der Aufenthaltszeit des Abwassers erzielt. Die Überschussschleim wird gemäß dem Gegenstromprinzip in die Biologie zurückgeführt, um die restliche Adsorptionskapazität der Aktivkohle auszunutzen.

Oft kann die Feinfraktion der Aktivkohle nicht ausreichend im Sedimentationsbecken abgetrennt werden. Zur Sicherstellung eines weitestgehenden Rückhaltes der Pulveraktivkohle bedarf es daher der Nachschaltung eines Filters.

Abbildung 39: Verfahrensschema bei Anordnung einer separaten Adsorptionsstufe zur Spurenstoffelimination

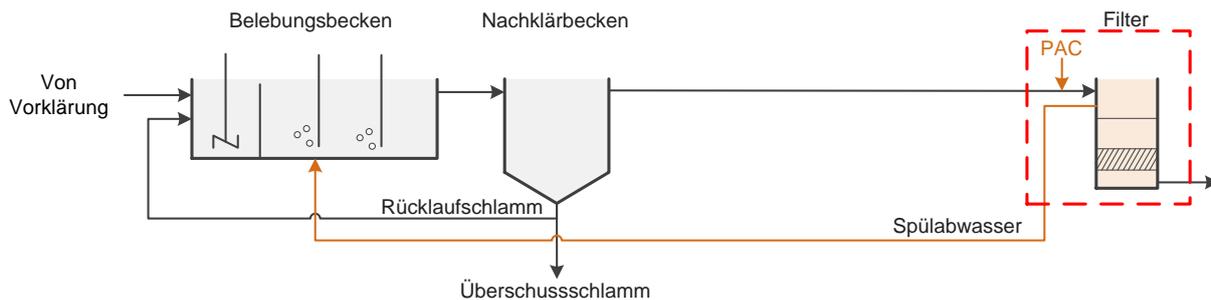


Eine weitere Anwendungsform ist die **PAC-Dosierung vor einen Filter** (vgl. Abbildung 40). Der Überstauraum eines Sandfilters kann dabei gleichzeitig als Raum für den Kontakt der Aktivkohle mit dem Abwasser

herangezogen werden. Im nachfolgenden Filterbett erfolgt die Abtrennung des Adsorbens. Die Einlagerung der Pulveraktivkohle im Filterbett ermöglicht eine weitere Adsorption der Abwasserinhaltsstoffe. Durch eine Rückführung des Spülabwassers in die biologische Stufe kann die Verweilzeit der Pulveraktivkohle im Reinigungssystem erhöht werden, um somit eine effizientere Nutzung der Pulveraktivkohle zu erzielen.

Der Vorteil dieser Anwendungsform besteht in der einfachen Integration der adsorptiven Reinigungseinheit in Kläranlagenanlagen mit einer bestehenden Filteranlage. Es muss allerdings überprüft werden, ob die Filteranlage ausreichende Kapazität besitzt, um die zusätzliche Feststofffracht an Pulveraktivkohle zurückzuhalten.

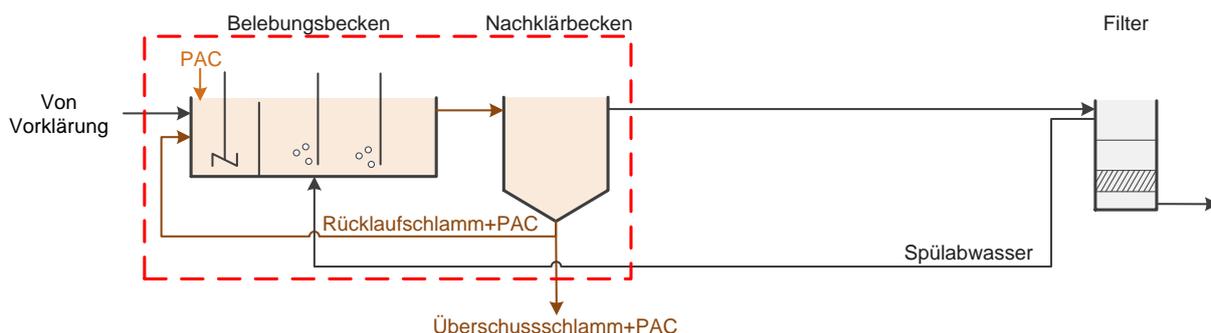
Abbildung 40: Verfahrensschema bei einer direkten PAC-Dosierung vor einem Filter



Bei der **simultanen Anwendungsform** wird die Pulveraktivkohle direkt in das Belebungsbecken zugegeben (vgl. Abbildung 41). Das Belebungsbecken dient gleichzeitig als Kontaktraum für die adsorptive Reinigung. Die Pulveraktivkohle wird in den belebten Schlamm eingebaut und mit dem Überschussschlamm aus der Reinigungsstufe entfernt. Bei unzureichendem Rückhalt der Pulveraktivkohle im Nachklärbecken ist ein Filter nachzuschalten. Die bauliche Umsetzung dieser Anwendungsform ist durch den Bau eines Silos zur Bevorratung der Pulveraktivkohle und der zugehörigen Dosiertechnik relativ einfach zu realisieren.

Um jedoch mit dieser Anwendungsform die gleiche Reinigungsleistung in Bezug auf die Mikroschadstoffentfernung wie mit den beiden nachgeschalteten Pulveraktivkohleanwendungen zu erzielen, bedarf es spezifisch mehr Aktivkohle (Metzger 2010).

Abbildung 41: Verfahrensschema bei einer simultanen PAC-Anwendung



Die Pulveraktivkohle wird bei allen drei Anwendungsformen in der Regel gemeinsam mit dem Klärschlamm aus dem System ausgetragen. Dies schließt eine Reaktivierung der Aktivkohle aus, da die beladene Aktivkohle nicht mehr vom restlichen Schlamm separiert werden kann. Aufgrund der hohen Belastung des Klärschlammes durch die Mikroschadstoffe wird davon abgeraten, den mit Pulveraktivkohle versetzten Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen wiederzuverwerten. Durch eine Verbrennung des Klärschlammes wird eine vollständige Oxidation der Mikroschadstoffe erzielt, weshalb diese Form der Entsorgung zu bevorzugen ist.

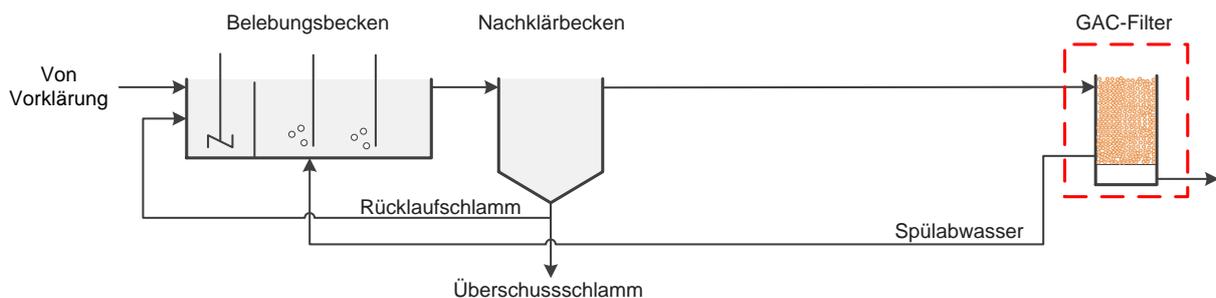
6.2.3.2 Granulierte Aktivkohle (GAC)

Granulierte Aktivkohle weist typischerweise Korngrößen zwischen 0,5 mm bis 4 mm auf. Der Einsatz von granulierter Aktivkohle erfolgt in Festbettadsorbern. Hierbei durchströmt das Abwasser die Kornkohleschüttung und die Mikroschadstoffe werden dabei an die Aktivkohle adsorbiert. Eine zusätzliche Abtrennstufe nach dem Kornkohlefilter ist nicht erforderlich.

Bei dem Einsatz von GAC erfolgt keine direkte Vermischung der Aktivkohle mit dem Klärschlamm. Dies bietet die Möglichkeit, die GAC nach Ausschöpfung ihrer Adsorptionskapazität zu reaktivieren und anschließend wieder für Adsorptionszwecke einzusetzen.

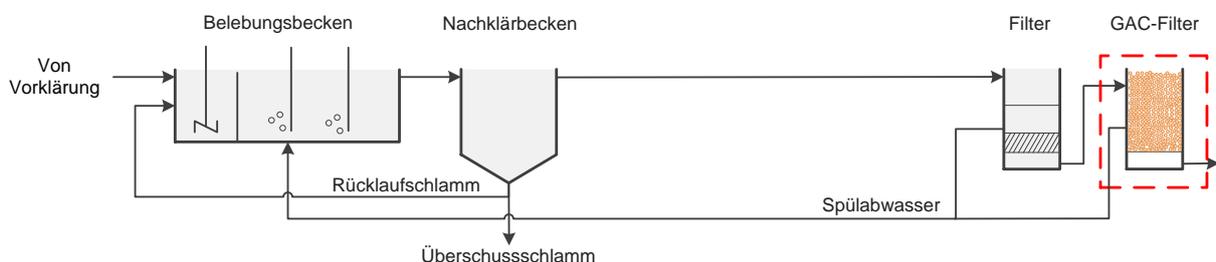
Granulierte Aktivkohle wird nach der biologischen Stufe eingesetzt. Hierzu sind zwei Varianten der GAC-Anwendung bekannt. Eine Variante besteht in der **Umrüstung eines existierenden Sandfilters zu einem Aktivkohlefilter** (vgl. Abbildung 42). Hierzu wird das bestehende Filtermaterial durch granulierte Aktivkohle ersetzt. Diese Variante stellt für Kläranlagen, die keine räumliche Erweiterungsmöglichkeit haben, eine Option zur Spurenstoffelimination dar. Im Kornkohlefilter werden neben Mikroschadstoffen auch Feststoffe zurückgehalten. Die Feststoffeinlagerung im Filterbett verursacht jedoch einen erhöhten Druckverlust, so dass eine Rückspüleinrichtung erforderlich ist. Das Spülabwasser kann in die biologische Stufe zurückgeführt werden.

Abbildung 42: GAC-Filter nach biologischer Reinigung



Die zweite Variante ist die **Anordnung eines Kornkohlefilters nach einem Filter** (vgl. Abbildung 43). Durch den vorgeschalteten Filter werden die abfiltrierbaren Stoffe aus der Nachklärung zurückgehalten, so dass der Kornkohlefilter mit nahezu feststofffreiem Abwasser beaufschlagt wird. Im Vergleich zur erstgenannten GAC-Anwendung sind somit längere Standzeiten zu erzielen.

Abbildung 43: Anordnung eines GAC-Filters nach einem Abwasserfilter



6.2.4 Physikalische Verfahren

Bei den physikalischen Verfahren zur Spurenstoffelimination sind in erster Linie Membranfiltrationsverfahren, wie bspw. Nanofiltration oder Umkehrosmose, zu nennen. In der kommunalen Abwasserreinigung ist ihre Anwendung aufgrund mangelnder Betriebserfahrungen, der Entsorgungsproblematik des anfallenden

Konzentrats sowie des hohen Energiebedarfs für den Betrieb der Verfahrenstechniken derzeit als nicht geeignet einzustufen.

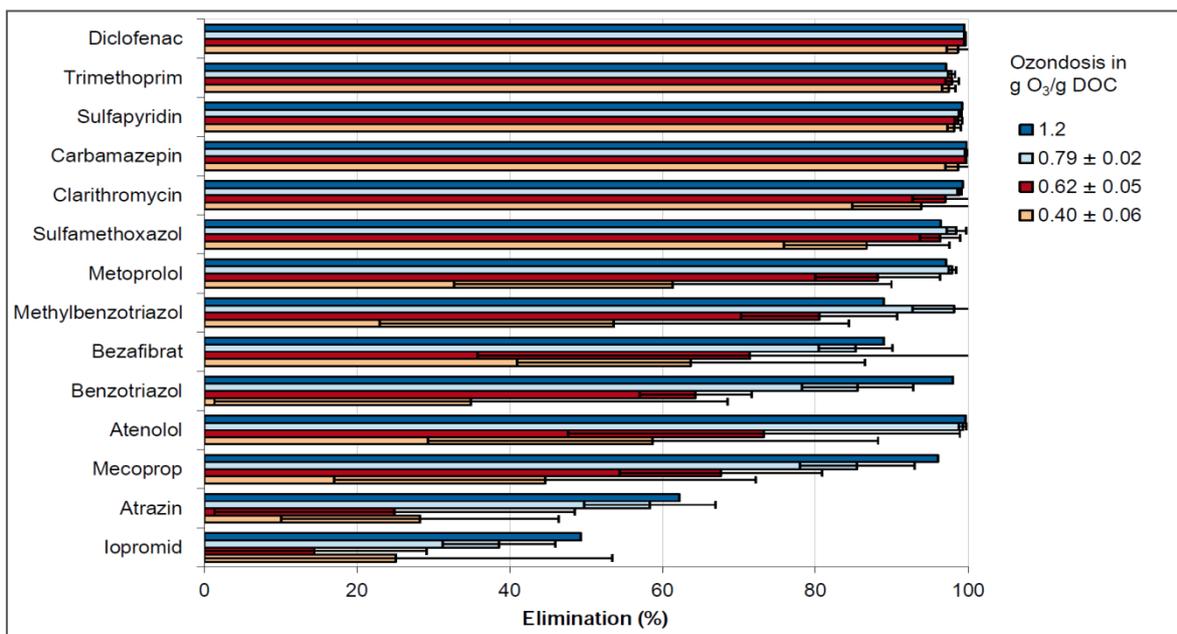
6.2.5 Reinigungseffizienz der Verfahren zur Mikroschadstoffentfernung

6.2.5.1 Gezielte Mikroschadstoffentfernung

Sowohl die Anwendung von Ozon als auch der Einsatz von Aktivkohle hat eine Elimination einer Vielzahl von Spurenstoffen zur Folge. Die Höhe der Eliminationsrate je Substanz wird im Wesentlichen von der Dosiermenge des eingesetzten Hilfsstoffs (Ozon oder Aktivkohle), der jeweiligen Stoffeigenschaft sowie der gelösten Restorganik des Abwassers bestimmt.

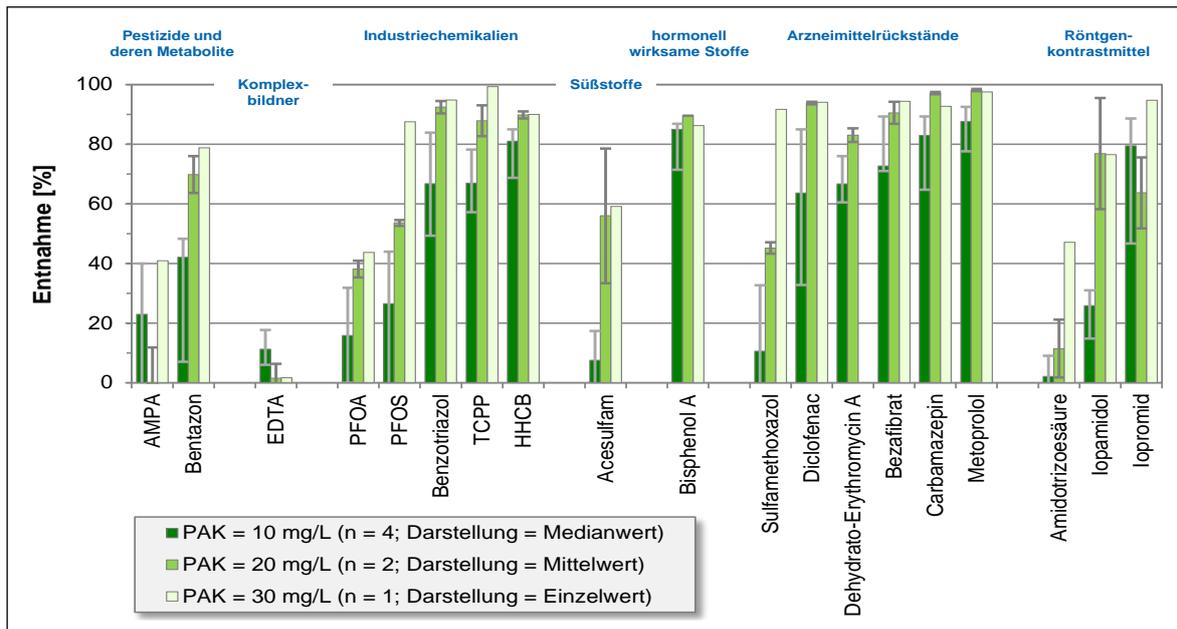
In verschiedenen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass durch die Wahl der Dosiermenge des eingesetzten Hilfsstoffs (Ozon oder Aktivkohle) der Umfang der Spurenstoffelimination gezielt beeinflusst werden kann. So wird anhand der Abbildung 44 und Abbildung 45 deutlich, dass nahezu bei allen Substanzen mit zunehmender Dosiermenge eine höhere Eliminationsrate zu verzeichnen ist. Zudem wird deutlich, dass einige der Substanzen bereits mit einer vergleichsweise geringen Dosiermenge weitestgehend aus dem Abwasser entfernt werden können, wohingegen es für eine ähnlich hohe Elimination anderer Substanzen die doppelte oder dreifache Dosiermenge des Hilfsstoffs bedarf, was auf die einzelnen Stoffeigenschaften zurückzuführen ist.

Abbildung 44: Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen



Quelle: Abegglen & Siegrist 2012

Abbildung 45: Spurestoffentnahme bei unterschiedlichen PAC-Dosiermengen in der Adsorptionsstufe im Klärwerk Mannheim



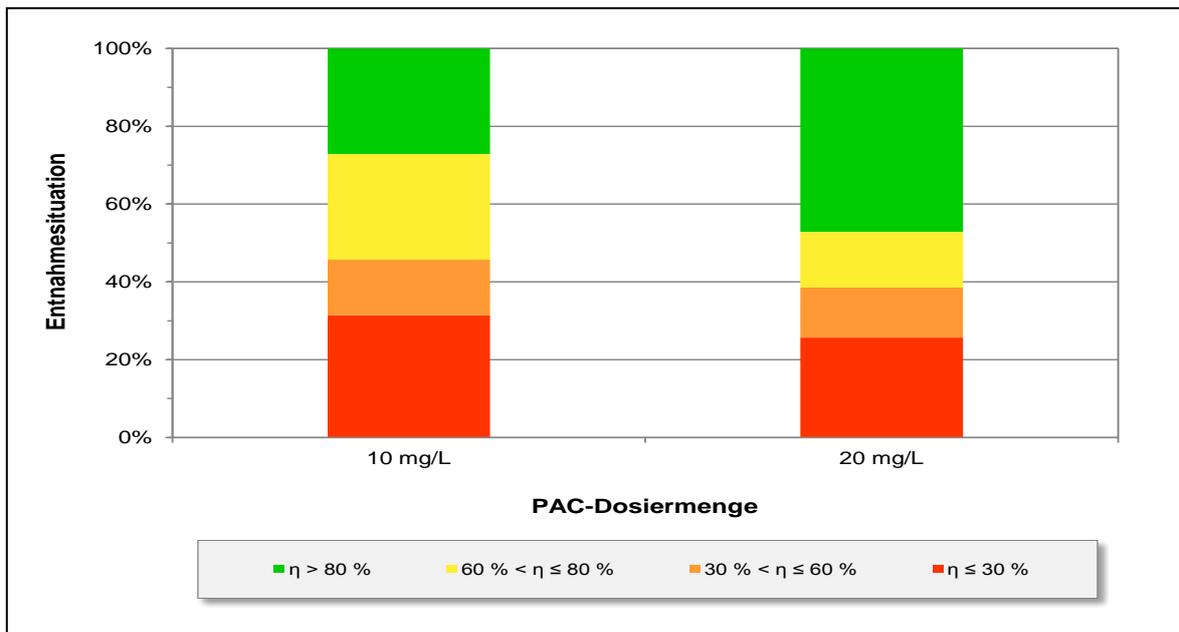
Quelle: Metzger & Rößler 2014

Aus Untersuchungen im Klärwerk Mannheim geht hervor (Abbildung 46), dass bereits mit einer Pulveraktivkohledosiermenge von 10 mg/L rund 25 % der heute im Ablauf der Nachklärung vorliegenden Substanzen zu über 80 % aus dem Abwasser entfernt werden können. Unter Einbezug der Abbildung 47 wird deutlich, dass es sich bei den als "sehr gut" zu entfernenden Substanzen im Wesentlichen um Arzneistoffe handelt.

Weitere ca. 30 % der im Ablauf der biologischen Reinigung vorliegenden Substanzen lassen sich mit Anwendung der gleichen Adsorbensdosiermenge im Mittel zu etwa 70 % entfernen (Abbildung 47). Weitere 15 % der analysierten Substanzen werden nur mäßig mit einer Aktivkohlemenge von 10 mg/L eliminiert und die restlichen 30 % werden nur sehr geringfügig bis hin zu gar nicht entnommen.

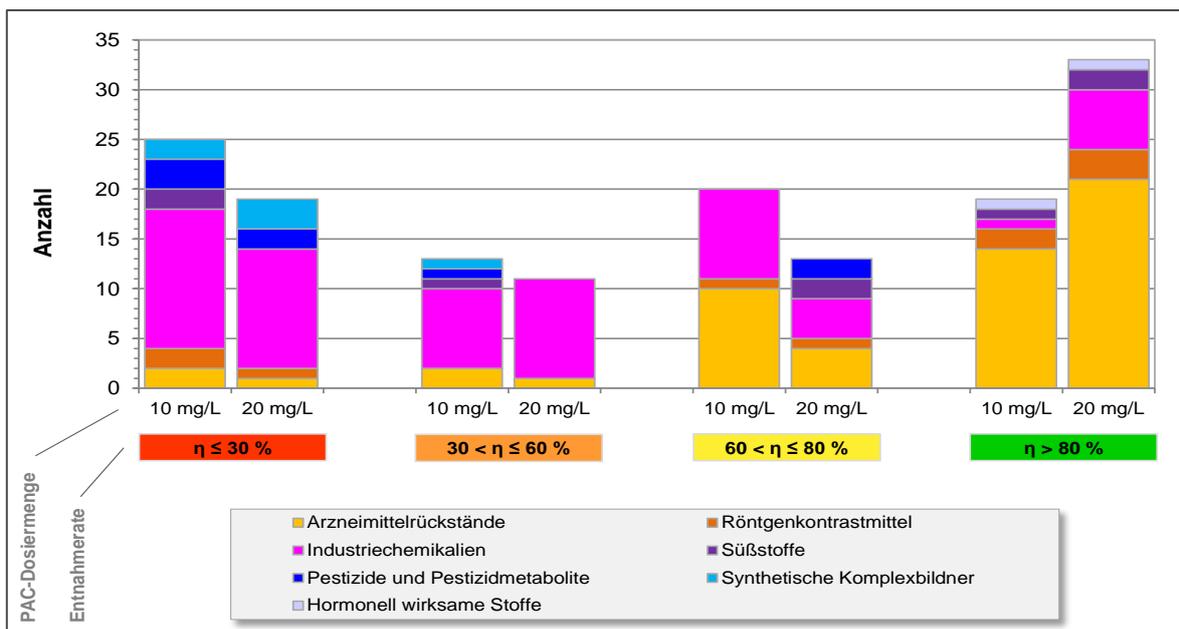
Mit Anwendung der doppelten Adsorbensdosiermenge lassen sich etwa 60 % der im Ablauf der Nachklärung vorhandenen Substanzen zu einem hohen Prozentsatz aus dem Abwasser entfernen. Der Anteil der nicht zu entfernenden Stoffe reduziert sich auf etwa 25 Prozent. Dieses Ergebnis macht deutlich, dass durch Steigerung der Hilfsstoffdosiermenge insgesamt betrachtet eine höhere und, gemessen an der Anzahl der weitestgehend eliminierten Substanzen, eine umfangreichere Entnahme erzielt werden kann. Gleichzeitig ist aber auch zu erkennen, dass es Substanzen gibt, die unter Einbezug der Ergebnisse von Abbildung 47, mit Pulveraktivkohledosiermengen von bis zu 20 mg/L nicht aus dem Abwasser zu entfernen sind. Als Beispiel hierfür ist der Komplexbildner EDTA anzuführen. Derartige Substanzen sind unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten betrachtet als "adsorptiv nicht entfernbar" einzustufen.

Abbildung 46: Gesamtentnahme der adsorptiven Verfahrenstechnik im Klärwerk Mannheim



Quelle: Metzger & Rößler 2014

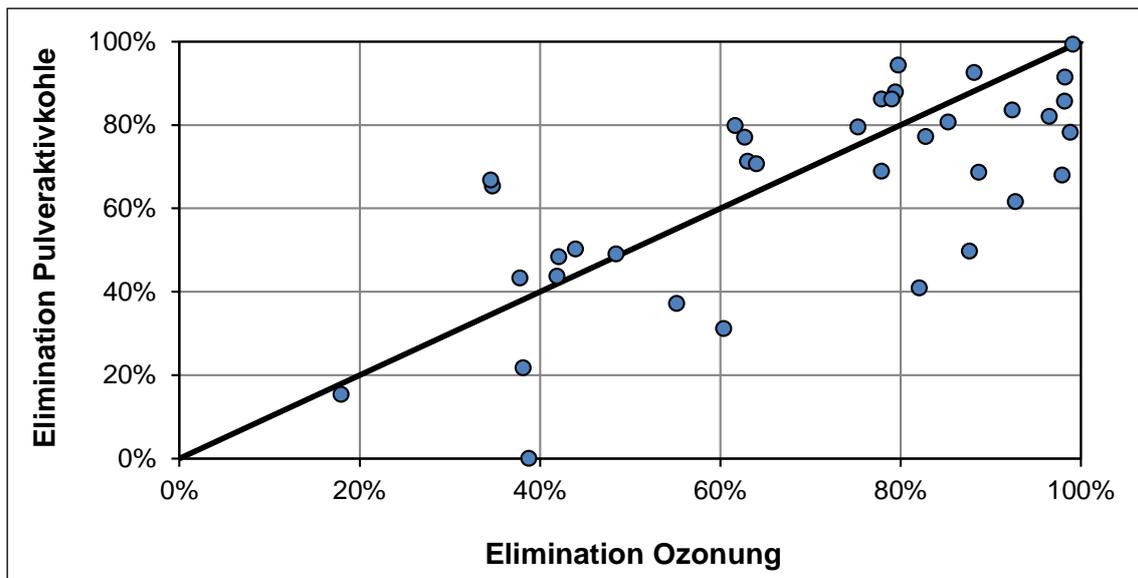
Abbildung 47: Aufschlüsselung der Entnahmesituation gemäß Abbildung 46



Quelle: Metzger & Rößler 2014

Dass die schlechte Entfernbarekeit einzelner Substanzen keine spezifische Eigenheit der Anwendung von Aktivkohle darstellt, macht Abbildung 48 deutlich. Jeder Punkt repräsentiert dabei das Entnahmeverhalten einer Substanz. Aus der Darstellung geht hervor, dass es oftmals die gleichen Substanzen sind, die sowohl mit Aktivkohle als auch mit Ozon schlechter entfernt werden können. Zu den schlecht entfernbaren Stoffen gehört u. a. Amidotrizesäure und Iomeprol, die sowohl bei Anwendung von Aktivkohle als auch Ozon nur zu etwa 20 % bzw. 40 % eliminiert werden.

Abbildung 48: Elimination von Spurenstoffen mit Pulveraktivkohle als auch mit Ozon



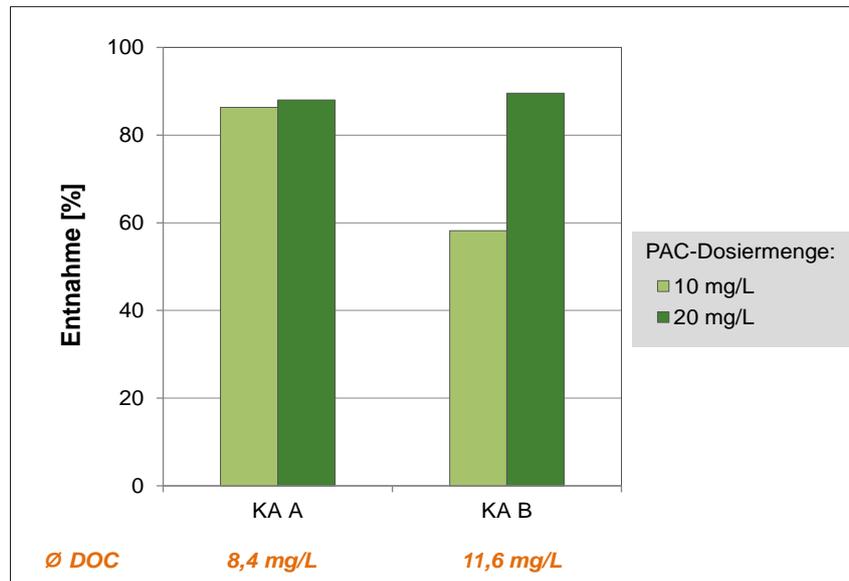
Datenbasis: Abegglen & Siegrist 2012

Hinweis: dargestellt ist jeweils der Mittelwert der Elimination einer Einzelsubstanz bei unterschiedlichen Dosiermengen

Die Untersuchungen von Metzger (Metzger 2010) konnten ebenfalls zeigen, dass die nach biologischer Behandlung vorliegende gelöste Restorganik des Abwassers einen Einfluss auf die Spurenstoffentnahme hat. Abbildung 49 zeigt die Entnahmesituation verschiedener Arzneistoffe durch Pulveraktivkohle in zwei unterschiedlichen Kläranlagen. Hierbei zeigt sich, dass in der Kläranlage A mit einem Einsatz von 10 mg/L Pulveraktivkohle die im Zufluss zur 4. Reinigungsstufe vorhandenen Arzneistoffe um jeweils rund 80 % entfernt werden. Der gleiche Aktivkohleeinsatz führt bei Kläranlage B zu einer mittleren Entfernung der analysierten Arzneistoffe von knapp 60 Prozent. Erst mit Verdoppelung der Aktivkohledosiermenge kann in der Kläranlage B eine Entnahmerate von etwa 90 % erzielt werden.

Dieses Phänomen ist der Tatsache geschuldet, dass die Adsorption an Aktivkohle nicht selektiv verläuft. Andere Inhaltsstoffe der gelösten Restorganik, wie z. B. Huminstoffe, adsorbieren ebenfalls an die Aktivkohle. Daher gilt: Bei einer höheren organischen Hintergrundbelastung des Abwassers bedarf es für eine gleichbleibende hohe Entnahmerate von Mikroschadstoffen einer höheren Hilfsstoffdosiermenge.

Abbildung 49: Prozentuale Entnahme untersuchter Arzneistoffe in Abhängigkeit der gelösten Restorganik im Abwasser unterschiedlicher Kläranlagen bei Anwendung von Pulveraktivkohle



Quelle: Metzger 2010, modifiziert

6.2.5.2 Sekundäre Reinigungseffekte

Insgesamt verdeutlichen die Untersuchungsergebnisse, dass mit beiden Verfahrenstechniken ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen eliminiert werden kann. Darüber hinaus gilt es zu beachten, dass durch die Anwendung der derzeit zur Spurenstoffelimination als geeignet erachteten Verfahren sekundäre Reinigungseffekte erzielt werden. So ist bei der Anwendung von Aktivkohle eine Absenkung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Kläranlagenablauf zu verzeichnen: Untersuchungen im Klärwerk Steinhäule, Neu-Ulm haben gezeigt, dass der Einsatz von 10 mg/L Pulveraktivkohle eine Verringerung der nach biologischer Behandlung verbleibenden gelösten Restorganik von ca. 45 % zur Folge hat, wobei die prozentuale Entnahme unabhängig von der vorhandenen Restverschmutzung ist. Die erzielte Entnahmeleistung kann allerdings nicht für die Anwendung von Aktivkohle pauschalisiert werden. So haben am gleichen Kläranlagenstandort halbtechnische Untersuchungen zur Direktdosierung von 10 mg/L Pulveraktivkohle vor einem Filter zu einer Verringerung der gelösten Restorganik um rund 25 % geführt (Metzger 2010). Andernorts ist bei Anwendung von granulierter Aktivkohle zu Beginn der Untersuchungen eine CSB-Verringerung von rund 80 % zu beobachten. Mit zunehmender Laufzeit des granulierten Filters lässt sich jedoch ein deutlicher Rückgang dieses Reinigungseffektes feststellen (Böhler et al. 2013; Nahrstedt et al. 2014; Jedele 2014).

Die verfahrensbedingte zusätzliche Zugabe von Fällmittel (Metallsalze) bei Anwendung von Pulveraktivkohle in einer separaten nachgeschalteten Reinigungsstufe hat eine Verringerung der heutigen P_{ges} -Ablaufwerte zur Folge (Metzger & Kapp 2008). Erste Ergebnisse von Kläranlagenbetreibern zeigen, dass mit dem in Baden-Württemberg bislang angewandtem Pulveraktivkohleverfahren durchaus P_{ges} -Werte im Kläranlagenablauf in und unter dem Bereich des im Abwasserabgabengesetz aufgeführten Schwellenwertes erzielt werden (Metzger et al. 2014). Gleiches gilt für den CSB im Kläranlagenablauf (Rölle 2014). Der Schwellenwert für den CSB beträgt 20 mg/L, für P_{ges} 0,1 mg/L. Bei dauerhafter Unterschreitung des Schwellenwertes entfällt für den Kläranlagenbetreiber die Entrichtung der Abwasserabgabe für den jeweiligen Parameter.

Der Einsatz von Ozon bewirkt durch die desinfizierende Eigenschaft des Ozons eine Keimreduzierung im Kläranlagenablauf (Abegglen et al. 2009). Zusätzliche positive Reinigungseffekte ergeben sich durch die Notwendigkeit einer Nachbehandlung sowohl bei der Anwendung von Ozon als auch dem Einsatz von Aktivkohle. Meist wird diese nachgeschaltete Stufe in Form eines Filters ausgebildet, wodurch ein verbesserter Rückhalt von Feinstpartikeln erzielt wird, was wiederum eine weitere Kohlenstoff- und Phosphor-

elimination sowie einen Rückhalt von partikulär gebundenen Spurenstoffen zur Folge hat. Darüberhinaus zeigt sich, dass mit Anwendung von Aktivkohle oder Ozon eine Geruchsminderung des Abwassers (Metzger et al., unveröffentlicht) sowie eine Entfärbung des Abwassers (Abegglen 2009, S. 26) einhergeht.

6.2.6 Gegenüberstellung der Verfahren

Basierend auf dem heutigen Kenntnisstand werden sowohl die Anwendung von Ozon als auch der Einsatz von Aktivkohle als realisierbare Verfahren zur Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen angesehen. Mit beiden Verfahren kann ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen in vergleichsweise hohem Umfang aus dem Abwasser entfernt werden. Zudem weisen sie eine gute Integrierbarkeit in den bestehenden Reinigungsprozess einer Kläranlage auf. Außerdem sind sekundäre Reinigungseffekte durch die Anwendung der Verfahren zur Mikroschadstoffentfernung zu verzeichnen.

Sowohl bei der Ozonung als auch beim Einsatz von Pulveraktivkohle ist nach derzeitigem Wissensstand im Anschluss an die sogenannte „Spurenstoffstufe“ eine weitere Verfahrensstufe zur Nachbehandlung des Abwassers anzuordnen, um vor allem die Transformationsprodukte bzw. die Feinstpartikel der Pulveraktivkohle weitestgehend aus dem Abwasser zu entfernen.

In Tabelle 45 sind die notwendigen Bauwerke für die einzelnen Verfahren aufgelistet. Es gilt: je mehr Bauwerke zur Realisierung eines Verfahrens notwendig sind, desto größer ist die notwendige Baufläche. Demzufolge stellt die nachgeschaltete PAC-Anwendung in einer separaten Stufe das Verfahren mit dem größten Flächenverbrauch dar.

Tabelle 45: Erforderliche Bauwerke für den Ausbau der 4. Reinigungsstufe

Verfahren	Spurenstoffstufe			Nachbehandlungsstufe
	Dosiereinrichtung	Kontaktbecken	Sedimentationsbecken	
				
Ozon	x	x		x
PAC simultan	x			x
PAC in Filter	x	(x)		x
PAC in separater Stufe	x	x	x	x
GAC als Filter				x
GAC nachgeschaltet				xx

x: erforderlich

(x): nicht erforderlich, kann aber zusätzlich gebaut werden

Die Entscheidung, welches Verfahren für die Erweiterung einer bestehenden Kläranlage geeignet ist, hängt hauptsächlich von den örtlichen Randbedingungen ab: Neben der ortsspezifischen Abwasserzusammensetzung sind vor allem die vorhandenen Bauwerke sowie deren Nutzkapazität, die verfügbare Baufläche sowie ökonomische Aspekte, wie beispielsweise die Möglichkeit zur Verrechnung der Abwasserabgabe, für die Wahl eines Verfahrens von Bedeutung.

Nicht zuletzt sind ökologische und soziale Aspekte bei der Auswahl eines Verfahrens zur Mikroschadstoffentfernung mit in Betracht zu ziehen. Neben all den positiven Erfahrungen ist zu bedenken, dass die genannten technischen Maßnahmen zur Mikroschadstoffelimination auch unerwünschte Umwelteffekte verursachen. Sowohl die Herstellung von Ozon als auch von Aktivkohle ist mit einem hohen Energieaufwand verbunden. Zur Herstellung von Aktivkohle bedarf es außerdem kohlenstoffhaltiger Rohstoffe. Die meisten verwendeten Rohstoffe, wie beispielsweise Stein- oder Braunkohle, stammen aus nicht erneuerbaren Ressourcen aus dem Ausland. Eine Verlagerung der Umweltverschmutzung in die Herkunftsländer der Rohstoffe

fe ist bei einer Produktion der Aktivkohle im Ausland nicht auszuschließen. Es ist daher stets zu hinterfragen, ob die gewählten technischen Maßnahmen zur Mikroschadstoffelimination den Nachhaltigkeitsprinzipien entsprechen. Es gilt demnach das effizienteste und ressourcenschonende Verfahren zu wählen.

In Tabelle 46 sind die wesentlichen Vor- und Nachteile der Anwendung von Ozon und Aktivkohle aufgeführt.

Tabelle 46: Wesentliche Vor- und Nachteile der Anwendung von Ozon, Pulveraktivkohle und granulierter Aktivkohle

Anwendung von	Vorteile	Nachteile
Ozon	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Einfache und flexible Dosierung des Ozons ▶ Keine Entstehung von zusätzlichen Feststoffen ▶ Verbesserung der Hygieneparameter im Kläranlagenablauf 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Bildung von ggf. toxischen Transformationsprodukten ▶ Aufgrund des hohen Energiebedarfs für die Herstellung des Ozon, Erhöhung des Energieverbrauchs der Kläranlage ▶ Hohe Sicherheitsanforderungen bezüglich Arbeitsschutz
Pulveraktivkohle	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Einfache und flexible Dosierung der Pulveraktivkohle ▶ Zusätzliche Verringerung der CSB-Ablaufwerte ▶ Verringerung der P_{ges}-Ablaufwerte aufgrund der verfahrensbedingten zusätzlichen Zugabe von Fällmittel ▶ Erhöhter Heizwert des Klärschlammes aufgrund der beinhaltenen Pulveraktivkohle 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Erhöhung des Klärschlammfalls ▶ Entsorgungsproblematik des mit Aktivkohle vermischten Klärschlammes aufgrund der enthaltenen Spurenstoffe ▶ Einmalige Verwendung der Aktivkohle aufgrund unwirtschaftlicher Regenerierung ▶ Mögliche Verlagerung der Umweltverschmutzung ins Ausland
Granulierte Aktivkohle	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Möglichkeit zur Regenerierung der ausgeschöpften Aktivkohle, damit mehrfache Verwendung der Aktivkohle möglich ▶ Zusätzliche Verringerung der CSB-Ablaufwerte 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Konzentrationsanstieg bei Erreichung der Adsorptionskapazität ▶ arbeitsintensiver Austausch des Filterbetts ▶ Mögliche Verlagerung der Umweltverschmutzung ins Ausland

6.2.7 Praktische Erprobung und Realisierung von Verfahren zur Mikroschadstoffentfernung

In den vergangenen Jahren wurden in Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und in der Schweiz verschiedene Pilotprojekte zur Erprobung der Ozonung sowie zur Anwendung von Aktivkohle durchgeführt. In Baden-Württemberg wurden zudem bereits einige Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe erweitert. Tabelle 47 gibt einen Überblick, auf welchen Kläranlagen im deutschsprachigen Raum bereits praktische Erfahrungen zum Bau und Betrieb einer Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffentfernung vorliegen.

Tabelle 47: Pilotprojekte und Umsetzung der 4. Reinigungsstufe in kommunalen Kläranlagen*

Verfahren	Anwendungsform	eingesetzt in KA	Status	
Ozon	separater Reaktor nach der biologischen Stufe	Bad Sassendorf	Pilotprojekt	
		Neugut, Dübendorf (CH)	in Betrieb	
		Duisburg-Vierlenden	Pilotprojekt	
		Lausanne (CH)	Pilotprojekt	
		Wüeri, Regensdorf (CH)	Pilotprojekt	
		Schwerte	Pilotprojekt	
GAC	Nachgeschalteter Aktivkohlefilter	Düren-Merken	Pilotprojekt	
		Emmingen-Liptingen	Pilotprojekt	
		Obere Lutter	Pilotprojekt	
		Wuppertal-Buchenhofen	Pilotprojekt	
	einem Filter nachgeschaltet	Wuppertal-Buchenhofen	Pilotprojekt	
PAC	nachgeschaltet mit Führung im Gegenstromprinzip	Dosierung in separater Adsorptionsstufe	Albstadt-Ebingen	in Betrieb seit 1992
			Lahr	in Bau
			Albstadt-Lautlingen	in Betrieb seit 1992
			Böblingen-Sindelfingen	in Betrieb seit 2011
			Hechingen	in Betrieb seit 1999
			Kressbronn-Langenargen	in Betrieb seit 2011
			Lausanne (CH)	Pilotprojekt
			Mannheim	in Betrieb seit 2010
			Ravensburg	in Betrieb seit 2013
			Steinhäule, Ulm / Neu-Ulm	in Bau
	Stockacher Aach	in Betrieb seit 2012		
		Dosierung vor einen Filter	Kloten-Opfikon (CH)	Pilotprojekt
			Wuppertal-Buchenhofen	Pilotprojekt
	simultan	Wetzikon (CH)	Pilotprojekt	

*die Tabelle erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

6.3 Kostenabschätzung für einen flächendeckenden Ausbau der 4. Reinigungsstufe in Deutschland

6.3.1 Bestandsanalyse der Kläranlagen in Deutschland

Aus der Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG (KomAbwRL-Datenbank) des Umweltbundesamtes wurden folgende Daten für das Jahr 2010 ausgewertet:

- ▶ Ausbaugröße [EW],
- ▶ Nominalbelastung [EW],
- ▶ aktuelle Jahresabwassermenge [m³/a],
- ▶ Existenz einer Nachbehandlungsstufe.

Für das Jahr 2010 sind in der Datenbank 4.303 Kläranlagen ab Größenklasse 2 verzeichnet; 53 davon sind als inaktiv registriert. Die inaktiven Kläranlagen werden bei der Kostenabschätzung außer Betracht gelassen. Weitere drei Kläranlagen werden ebenfalls nicht in die Auswertung miteinbezogen, da sie seit den 1990er Jahren bereits über eine vierte Reinigungsstufe verfügen. Dementsprechend werden der Kostenabschätzung 4.247 Kläranlagen zu Grunde gelegt.

Bei 63 Kläranlagen fehlen die Angaben zur Ausbaugröße und Jahresabwassermenge, bei weiteren 70 Kläranlagen fehlt lediglich die Angabe der jeweiligen Jahresabwassermenge. Bei drei weiteren Kläranlagen sind weder die Nominalbelastung noch die Jahresabwassermenge verzeichnet. Zur Generierung der fehlenden Angaben wurde wie folgt vorgegangen:

- ▶ Bei fehlender Ausbaugröße: soweit vorhanden, wurden die Angaben zur Ausbaugröße aus der vorigen Version der Datenbank (Datenbasis 2008) übernommen;
- ▶ Bei fehlender Nominalbelastung: Annahme einer Nominalbelastung von 80 % der Ausbaugröße;
- ▶ Bei fehlender Jahresabwassermenge: Berechnung der Jahresabwassermenge durch Multiplikation der Nominalbelastung mit dem gemittelten Jahresabwasseranfall pro Einwohnerwert.

Tabelle 48 zeigt eine Übersicht über die gesamte Kläranlagenanzahl, Ausbaugröße, Nominalbelastung sowie Jahresabwassermenge nach Größenklassen der Kläranlagen (GK). Daraus geht hervor, dass die GK 4 mit 1.888 Kläranlagen anzahlmäßig die meisten Kläranlagen aufweist. Dies entspricht, gemessen an der Gesamtanzahl aller Kläranlagen, einem Anteil von 44 Prozent. Zur GK 2 und 3 gehören jeweils 29 und 21 % aller Kläranlagen in Deutschland, während nur rund 5 % aller Kläranlagen der GK 5 zuzuordnen sind.

Tabelle 48: Übersicht aller registrierten Kläranlagen in Deutschland ab Größenklasse 2

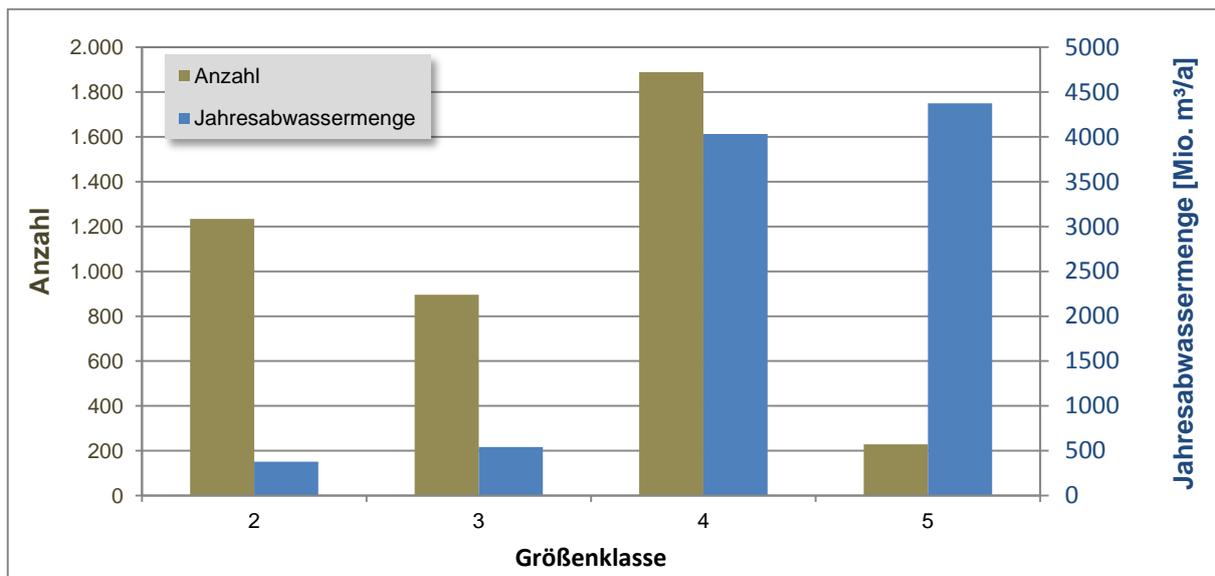
Größenklassen (GK)	Anzahl	Ausbaugröße in EW	Nominalbelastung in EW	Jahresabwassermenge in m³/a
2 (1.000–5.000 EW)	1.234	4.261.200	3.474.992	378.154.491
3 (5.001–10.000 EW)	896	6.914.900	5.594.995	542.195.350
4 (10.001–100.000 EW)	1.888	61.034.400	47.362.925	4.031.106.816
5 (> 100.000 EW)	229	74.228.000	57.803.627	4.373.356.182
gesamt	4.247	146.498.500	114.236.539	9.324.812.838

Quelle: KomAbwRL-Datenbank 2010

Trotz der geringen Anzahl weist die GK 5 allerdings die höchste Ausbaugröße und Nominalbelastung auf. Das heißt, in den Kläranlagen der GK 5 wird mehr Schmutzfracht behandelt als in allen Kläranlagen der Größenklasse 2 bis 4. Rund 47 % der gesamten Jahresabwassermenge im Jahr 2010 wurde in den Kläranlagen der GK 4 und etwa 43 % in den Kläranlagen der GK 5 gereinigt. Die Kläranlagen beider Größenklassen zusammen behandelten insgesamt rund 8.400 Mio. Kubikmeter Abwasser, was ca. 90 % des gesamten anfallenden Abwassers im Jahr 2010 entspricht. Nur ein kleiner Teil des Abwassers wurde in den Kläranlagen der GK 2 (4 %) und GK 3 (6 %) behandelt.

In Abbildung 50 sind die Kläranlagenanzahl und Jahresabwassermenge der jeweiligen Größenklassen gegenübergestellt. Die große Menge an behandeltem Abwasser in den Kläranlagen der GK 4 und 5 deutet darauf hin, dass bei einer flächendeckenden Einführung der 4. Reinigungsstufe anteilmäßig die meisten Kosten aus dem Ausbau dieser Kläranlagen resultieren werden. Durch die Nachrüstung der Kläranlagen beider Größenklassen kann ebenfalls davon ausgegangen werden, dass der größte Teil der durch die Kläranlagen emittierten Fracht an Mikroschadstoffen zurückgehalten wird.

Abbildung 50: Kläranlagenanzahl und Jahresabwassermenge je Größenklasse (Stand 2010)



Die Bezeichnung GK 4 und GK 5 fasst jeweils Kläranlagen zu einer „Gruppe“ zusammen, deren Ausbaugröße sich um den Faktor 10 unterscheiden kann. So ist beispielsweise eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 10.001 EW ebenso der GK 4 zuzuordnen wie eine Kläranlage, die eine Ausbaugröße von 100.000 EW aufweist. Da für die Erweiterung derartiger Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe unterschiedliche spezifische Kosten anfallen, werden für eine genauere Kostenabschätzung die Größenklassen nochmals in Untergruppen untergliedert. Damit kann erörtert werden, welche Größenordnung an Kläranlagen ab GK 4 die meisten Kosten für einen flächendeckenden Ausbau der 4. Reinigungsstufe verursachen wird. Entsprechend der Ausbaugröße wird die GK 4 in drei und die GK 5 in vier Untergruppen untergliedert. Tabelle 49 zeigt eine Übersicht über die Kläranlagenanzahl und die behandelte Jahresabwassermenge der einzelnen Untergruppen.

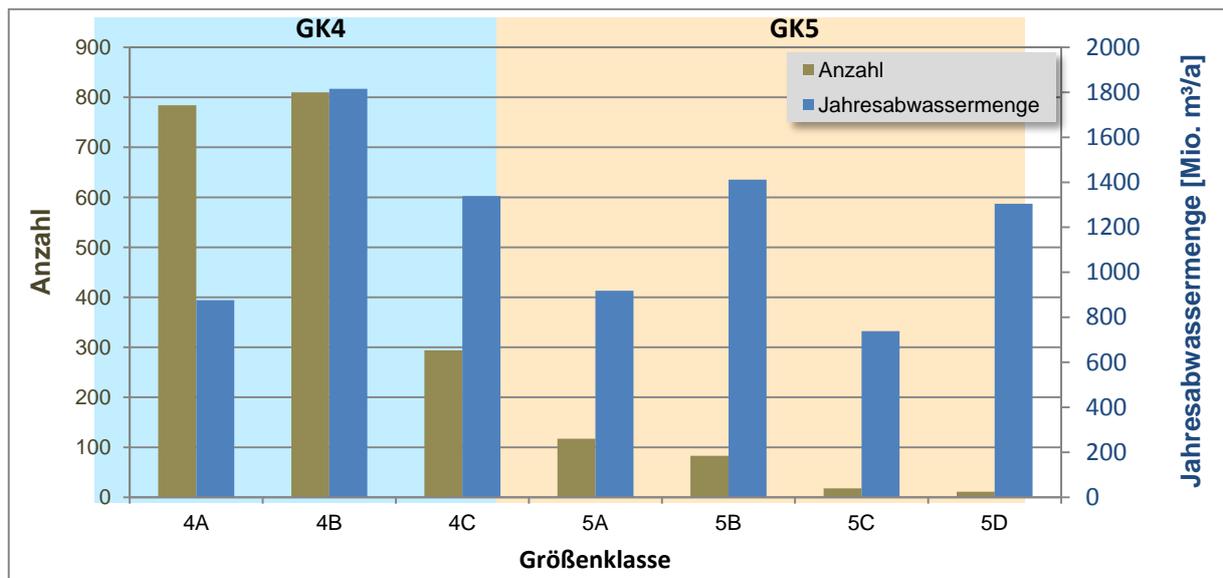
Tabelle 49: Aufteilung der GK 4 und 5 in Untergruppen

GK	Untergruppe	Ausbaugröße in EW	Anzahl	Jahresabwassermenge in m³/a
4	A	10.001–20.000	784	876.380.677
	B	20.001–50.000	810	1.815.689.469
	C	50.001–100.000	294	1.339.036.670
5	A	100.001–200.000	117	918.148.982
	B	200.001–500.000	83	1.411.770.224
	C	500.001–1.000.000	18	738.730.013
	D	> 1.000.000	11	1.304.706.963
Gesamt			2.117	8.404.462.997

Quelle: KomAbwRL-Datenbank 2010

Die Untergruppen 4A und 4B beinhalten die meisten Kläranlagen (vgl. Abbildung 51). Die Untergruppe 5D hingegen weist die geringste Kläranlagenanzahl auf. Die größte Jahresabwassermenge wird in den Kläranlagen der Untergruppe 4B gereinigt (22 %, vgl. Abbildung 51). Die geringste Jahresabwassermenge resultiert aus der Gruppe 5C (9 %). Trotz unterschiedlicher Anzahl an Kläranlagen wird in den Kläranlagen der Untergruppen 4C, 5B und 5D sowie in den beiden Untergruppen 4A und 5A jeweils in etwa die gleiche Abwassermenge behandelt.

Abbildung 51: Anzahl und Jahresabwassermenge der einzelnen Untergruppen von GK 4 und 5



Aus der Datenbank ist herauszulesen, dass ein Teil der registrierten Kläranlagen bereits eine Nachbehandlungsstufe besitzt. In Tabelle 50 sind die Anzahl der Kläranlagen mit einer Nachbehandlungsstufe und deren behandelte Jahresabwassermenge aufgelistet. Insgesamt besitzen aktuell 229 Kläranlagen eine Nachbehandlungsstufe. Gemessen an der Gesamtanzahl an Kläranlagen in Deutschland entspricht das einem Anteil von 5,4 Prozent. Diese Kläranlagen behandelten im Jahr 2010 zusammen über 1.200 Mio. Kubikmeter Abwasser. Das heißt, demnach werden etwa 13 % der gesamten Jahresabwassermenge bereits heute in einer entsprechenden Nachbehandlungsstufe gereinigt.

Zu den registrierten Nachbehandlungsstufen gehören folgende Verfahrenstechniken:

- ▶ Sandfilter,
- ▶ Tuchfilter,
- ▶ Trommelfilter,
- ▶ Schönungsteiche,
- ▶ Rieselwiese,
- ▶ Biofiltration,
- ▶ bepflanzter Bodenfilter und
- ▶ Membrananlage.

Tabelle 50: Anzahl an Kläranlagen mit einer Nachbehandlungsstufe sowie die nachbehandelte Jahresabwassermenge

GK	Anzahl		Jahresabwassermenge	
	[n]	%-Anteil an GK	in m³/a	%-Anteil an GK
2	37	3,0	13.557.786	3,6
3	28	3,1	21.041.660	3,9
4A	29	3,7	30.284.517	3,5
4B	58	7,2	123.977.231	6,8
4C	29	9,9	118.453.193	8,9
5A	22	18,8	160.025.658	17,4
5B	16	19,3	203.711.341	14,4
5C	5	27,8	208.733.356	28,3
5D	5	45,5	336.060.973	25,8
Gesamt	229	5,4	1.215.845.715	13,0

Quelle: KomAbwRL-Datenbank 2010

Im Kapitel 6.2.6 ist bereits erwähnt, dass die vierte Reinigungsstufe, unabhängig von dem gewählten Verfahren, stets eine weitere Nachbehandlungsstufe benötigt. Bei den Kläranlagen, die bereits über eine Nachbehandlung verfügen, ist eine Einsparung der Investitionskosten durch die Nutzung der vorhandenen Bauwerke grundsätzlich möglich. Inwiefern sich faktisch die vorhandenen Nachbehandlungsstufen mit einer Spurenstoffstufe kombinieren lassen, bedarf allerdings einer Einzelfallbetrachtung. Bei den restlichen Kläranlagen in Deutschland muss im Falle einer Erweiterung um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination eine entsprechende Nachbehandlungsstufe ebenfalls neu errichtet werden.

Die Angaben in der Datenbank lassen allerdings keine Aussagen über den Zustand der bestehenden Bauwerke als auch über die Funktionstüchtigkeit der als Nachbehandlung zu nützenden Reinigungsstufen zu. Aus diesem Grund wurde für die Kostenabschätzung angenommen, dass bei allen Kläranlagen neben der Spurenstoffstufe die Nachbehandlungsstufe ebenfalls neu zu errichten ist.

6.3.2 Ermittlung der spezifischen Kostenkennzahlen für die 4. Reinigungsstufe

6.3.2.1 Verwendete Kostenangaben

Folgende Kostenkennzahlen werden gemäß LAWA bei der Kostenauswertung der Literaturangaben berücksichtigt:

- ▶ Investitionskosten

Investitionskosten sind einmalig aufzuwendende Kosten, die zur Erstellung, zum Erwerb oder zur Erneuerung von Anlagen (Reinvestition) erforderlich sind. Sie setzen sich aus den Kosten für die Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik sowie alle sonstige Nebenkosten zusammen, die bei dem Bau der Anlage entstehen.

- ▶ Betriebskosten

Betriebskosten sind die regel- oder unregelmäßigen wiederkehrenden Aufwendungen, die zum Betrieb, zur Wartung, Unterhaltung und Überwachung von Anlagen erforderlich sind. Zu diesen Kosten zählen neben den Betriebsmittelkosten auch die Energie-, Personal-, Wartungs- und Entsorgungskosten.

- ▶ Jahreskosten

Die Jahreskosten setzen sich aus den über die Nutzungsdauer aufgeteilten Investitionskosten und den jährlichen Betriebskosten zusammen. Zur Ermittlung der Jahreskosten aus den Investitionskosten wird die Annuitätenmethode nach den KVR-Leitlinien (LAWA 2005) angewendet. Dabei werden die Investitionskosten über die Nutzungsdauer auf jährlich gleich hohe Raten verteilt. Der Umrechnungsfaktor, der zwischen den Jahreskosten und den Investitionskosten besteht, wird Annuitäts- bzw. Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR genannt. Der Faktor lässt sich aus Zinssatz i und Nutzungsdauer n wie folgt berechnen:

$$KFAKR = \frac{i \cdot (1 + i)^n}{(1 + i)^n - 1}$$

Für Anlagenteile, die nicht innerhalb des Betrachtungszeitraums neu angeschafft werden müssen (Reinvestitionen) wäre zunächst der Barwert zum Entscheidungszeitpunkt bzw. Zeitpunkt der Erstinvestition zu bestimmen. Die Summe aus den Barwerten aller Investitionsbestandteile und Reinvestitionen wird dann mit dem Kapitalwiedergewinnungsfaktor über die gesamte Planungsperiode in jährlich gleichhohe Kosten aufgeteilt. Mathematisch gleichwertig ist die Bestimmung der Annuitäten aus den einzelnen Investitionsbestandteilen mit unterschiedlicher Nutzungsdauer, wobei diese nach der tatsächlichen Nutzungsdauer anhand des KFAKR berechnet werden.

6.3.2.2 Verwendete Literaturquellen zur Ermittlung der spezifischen Kostenfaktoren

Insgesamt wurden 17 Veröffentlichungen mit detaillierten Kostenangaben ausgewertet. Zwei dieser Veröffentlichungen stammen dabei aus der Schweiz. In den Veröffentlichungen sind Kostenangaben zu 30 Kläranlagen dargestellt. Bei 16 dieser Anlagen handelt es sich um deutsche Kläranlagen (3 in Baden-Württemberg und 13 in Nordrhein-Westfalen), 7 Schweizer Kläranlagen und 7 Modellkläranlagen.

Die Ermittlung der spezifischen Kosten basiert auf 82 Kostenangaben. Drei davon stammen aus realisierten Vorhaben in Baden-Württemberg. Weitere fünf Kostenangaben leiten sich aus Erkenntnissen von halbertechnischen Untersuchungen und Pilotversuchen in Nordrhein-Westfalen und der Schweiz ab. Die restlichen Kostenangaben stammen aus theoretischen Studien sowie Machbarkeitsstudien.

Es werden nur Kostenangaben für die Ozonung sowie für Adsorptionsverfahren mittels Pulveraktivkohle und granulierter Aktivkohle in die Kostenauswertung miteinbezogen. Die dargestellten Kostenangaben basieren auf folgenden Verfahrens- und Anwendungsformen:

- ▶ Ozonung (28 Kostenangaben),
- ▶ granulierter Aktivkohlefilter (7 Kostenangaben),
- ▶ nachgeschalteter granulierter Aktivkohlefilter (10 Kostenangaben),
- ▶ simultane Pulveraktivkohleanwendung (8 Kostenangaben),
- ▶ Direktdosierung von Pulveraktivkohle vor einen Filter (6 Kostenangaben),
- ▶ Anwendung von Pulveraktivkohle in einer separaten Stufe (23 Kostenangaben).

Eine Übersicht über die verwendeten Veröffentlichungen sowie die für die Kostenangaben zugrundegelegten Verfahrenstechniken ist in Tabelle 51 dargestellt.

Tabelle 51: Literaturquellen der Kostenangaben und die dargestellten Verfahren

Quelle	betrachteter Kläranlagenstandort	Status	Verfahren / Anwendungsform
Ivashechkin (2006)	3 Modellkläranlagen	Studie	Ozon PAC (simultan)
Fahlenkamp et al. (2008)	3 Modellkläranlagen	Studie	PAC (simultan) GAC (nachgeschaltet)

Tacke et al. (2008)	1 Modellkläranlage	Studie	Ozon PAC (simultan) PAC (separate Stufe) PAC (Dosierung vor Filter)
Hunziker Betatech AG (2008)	Untersee Aadorf Furt Au Luzern Werdhölzli	Studie	Ozon PAC (separate Stufe)
Abegglen et al. (2009)	Regensdorf	Versuchsbetrieb	Ozon
Alt (2011)	Lage	Studie	PAC (separate Stufe) PAC (Dosierung vor Filter) GAC (nachgeschaltet) GAC
Bornemann et al. (2012)	Dülmen Wuppertal-Buchenhofen	Studie Versuchsbetrieb	PAC (Dosierung vor Filter)
Blank; Alt (2012)	Harsewinkel	Studie	Ozon PAC (separate Stufe) GAC (nachgeschaltet) GAC
Mauer; Alt (2012)	Bad Oeynhausen	Studie	Ozon PAC (separate Stufe) GAC (nachgeschaltet) GAC
Kuhlmann; Alt (2012)	Detmold	Studie	Ozon PAC (separate Stufe) GAC (nachgeschaltet)
Herbst; Hilbig (2012) Herbst; Maus (2013)	Neuss Ost	Studie	PAC (Dosierung vor Filter) GAC
Rölle; Weißert (2013)	Kressbronn Stockacher Aach Böblingen-Sindelfingen	Betrieb	PAC (separate Stufe)
Mertsch; Herbst; Alt (2013)	Duisburg-Vierlenden Obere Lutter Bad Sassendorf	Versuchsbetrieb	Ozon GAC Ozon
Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW	Espelkamp	Studie	Ozon
Dahlem Beratende Ingenieure GmbH & Co. (2013)	Paderborn-Sande	Studie	Ozon PAC (separate Stufe) GAC GAC (nachgeschaltet)
Knollmann; Hübner (2013)	Rietberg	Studie	Ozon PAC (simultan) PAC (separate Stufe) PAC (Dosierung vor Filter) GAC (nachgeschaltet) GAC

Die Höhe der Kosten ist von mehreren Faktoren abhängig. Die Wahl der Verfahren und Anwendungsformen spielen dabei eine entscheidende Rolle. Sie bestimmen vor allem die erforderlichen Bauwerke, Maschinenteknik sowie die benötigten Betriebsmittel, welche sich sowohl in den Investitionskosten als auch in den Betriebskosten widerspiegeln.

Die Investitionskosten werden außerdem von den Anforderungen in der jeweiligen Kläranlage, wie bspw. der verfügbaren Flächengröße, dem natürlichen Gefälle sowie der notwendigen Redundanz geprägt. Die Nutzung von vorhandenen Bauwerken wirkt sich dementsprechend vergünstigend auf die Investitionskosten aus. Dies ist meistens bei der simultanen PAC-Anwendungsform, der PAC-Dosierung vor einem Filter oder der Umrüstung eines bestehenden Filters zu einem GAC-Filter der Fall. Ungünstige Rahmenbedingungen, wie z. B. ungünstige Gefälle oder beschränkte Nutzfläche, erfordern oftmals kreative Lösungen, die zusätzliche technische Einrichtungen benötigen. Derart kreative Lösungen können je nach Bauaufwand überdurchschnittlich teuer sein.

Bei den Betriebskosten ist die Menge der zu verwendeten Betriebsmittel entscheidend. Hierbei gilt: Je höher die Dosiermenge, desto höher die Betriebskosten. In den verwendeten Literaturen variiert die angegebene Dosiermenge je nach Anwendungsform, Abwassermatrix und erzielter Eliminationsleistung sehr stark. Die verzeichneten Betriebskosten sind dementsprechend unterschiedlich hoch. Folgende Dosieraten bzw. Verbrauchsmengen sind in den Literaturen verzeichnet:

- ▶ nachgeschaltete Pulveraktivkohleanwendung: 5–20 mg PAC/L,
- ▶ simultane Pulveraktivkohleanwendung: 20–60 mg PAC/L,
- ▶ Ozonanwendung: 2–15 mg O₃/L,
- ▶ granulierter Aktivkohlefilter: 5.000–20.000 Bettvolumina.

Die Bandbreite an Verfahren und Dosiermengen in den Literaturen stellen den möglichen Umfang von zukünftig realisierten Anlagen in Deutschland dar. Für die Ermittlung der spezifischen Kostenkennzahlen wird daher keine Differenzierung der einzelnen Kostenangaben nach Verfahren bzw. Verbrauchsmenge an Betriebsmittel vorgenommen. Es wird davon ausgegangen, dass mit den in den Literaturangaben genannten Verbrauchsmengen an Ozon oder Aktivkohle eine dauerhaft umfassende Mikroschadstoffelimination sichergestellt werden kann.

6.3.2.3 Literaturgestützte Ermittlung der spezifischen Kosten

Die aus der Literatur entnommenen Angaben zu den Kostenbestandteilen unterschiedlicher Anlagen müssen auf ein einheitliches Bewertungsschema angepasst werden, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Unterschiede zwischen den einzelnen Studien können sich ergeben aus:

- ▶ der Verwendung von Brutto- oder Nettobeträgen der Kostenpositionen,
- ▶ unterschiedlichen Preisen, die aus unterschiedlichen Betrachtungsjahren stammen (und damit entsprechenden Preisniveauunterschieden unterliegen),
- ▶ unterschiedlichen Währungsangaben,
- ▶ unterschiedlichen Kalkulationszinssätzen sowie
- ▶ unterschiedlichen Kostenniveaus zwischen Regionen, Ländern oder Betreibern (auch bei homogenen, also ubiquitär einsetzbaren Gütern wie z. B. Energie).

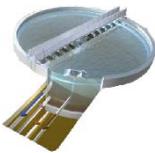
Die Anpassung der einzelnen Kostenbestandteile hat das Ziel zu verfolgen, Aussagen über die Kosten einer neu zu errichtenden, technisch vergleichbaren Anlage in Deutschland zu ermöglichen. Die Kostenangaben aus der Literatur werden für die weitere Auswertung daher in folgender Weise modifiziert:

- (1) Es werden jeweils die Nettobeträge für die einzelnen Kostenbestandteile bestimmt, um den reinen Transferanteil, der keinen volkswirtschaftlich relevanten Ressourcenverzehr widerspiegelt, außer Acht zu lassen.

- (2) Homogene Kostenbestandteile werden in der Mengengröße erfasst und mit einem für den Betrachtungszeitpunkt (hier: 2012) gültigen Preis multipliziert zu werden. Dies betrifft die Energiekosten, für die in allen verwendeten Studien die eingesetzten kWh ermittelt und mit einem einheitlichen Energiepreis in Höhe von netto 15 ct/kWh bewertet werden.
- (3) Die in Schweizer Studien angegebenen Kosten in CHF werden anhand von Kaufkraftparitäten in Euro-Beträge umgerechnet (siehe unten).
- (4) Kostenangaben aus unterschiedlichen Bezugsjahren der verwendeten Studien werden mithilfe von spezifischen Preisindizes auf den einheitlichen Betrachtungszeitpunkt (2012) umgerechnet. Weitere Preissteigerungen werden nicht betrachtet, der Preisstand von 2012 somit als realer Preis als konstant angenommen.
- (5) Als Kalkulationszinssatz wird ein realer Zinssatz (ohne die Berücksichtigung eines Inflationsausgleichs im nominalen Zinssatz) in Höhe von 3 % verwendet.
- (6) Nutzungsdauern für unterschiedliche Anlagenbestandteile wurden vereinheitlicht (Bauwerke: 30 Jahre; Maschinenteile: 15 Jahre; EMSR-Geräte: 10 Jahre).
- (7) Als Betrachtungszeitraum wird eine Spanne von 30 Jahren verwendet.
- (8) Um den volkswirtschaftlichen Ressourcenverzehr für die 4. Reinigungsstufe zu bestimmen, werden Transferzahlungen in Form von Zuschüssen oder einer Veränderung der Abwasserabgabe außer Acht gelassen.

Der Verwendung von **Kaufkraftparitäten** bei der Umrechnung zwischen unterschiedlichen Währungen liegt das Ziel zugrunde, dass die Kosten einer vergleichbaren Anlage in Deutschland bestimmt werden sollen. Hierbei ist es erforderlich, die strukturell unterschiedlichen Preisniveaus zwischen verschiedenen Gütern in zwei Ländern zu berücksichtigen und bei der Umrechnung auszuschließen. Beispielfhaft kann dies an der Frage veranschaulicht werden, wie viel ein Gebäude für eine 4. Reinigungsstufe in der Schweiz in Deutschland gekostet hätte. Bei Baukosten von 1 Mio. CHF ergäbe sich nach dem reinen Wechselkurs von 0,65 Euro je CHF eine Kostengröße von 650.000 Euro. Wenn dagegen alternativ die Baukosten unterschiedlicher Standardbauwerke zwischen den Ländern verglichen werden, ergeben sich für die Schweiz Baukosten in Höhe von 400.000 CHF für ein Standardbauwerk, in Deutschland Kosten in Höhe von 200.000 Euro. Die Kaufkraftparität für Bauleistungen liegt somit bei 0,50 Euro je CHF. Das Bauwerk für die 4. Reinigungsstufe, das in der Schweiz 1 Mio. CHF gekostet hat, würde in Deutschland somit Kosten in Höhe von 500.000 Euro erzeugen (vgl. Abbildung 52).

Abbildung 52: Schema der Berechnung und Verwendung von Kaufkraftparitäten

Vergleich: Standardbauwerk		
	 400.000 CHF	 200.000 €
Kaufkraftparität	0,50 €/CHF	
Bauwerk 4. Reinigungsstufe		
	 1.000.000 CHF	
	× 0,50 €/CHF	
		= 500.000 € 

Die OECD, EUROSTAT (Eurostat, OECD 2012) und die Internationale Arbeitsorganisation (ILO)⁵⁸ weisen Kaufkraftparitäten bzw. vergleichbare Kosten für unterschiedliche Gütergruppen und Staaten aus. Für das Jahr 2008 sind die dort angegebenen Kaufkraftparitäten in Tabelle 52 angegeben. Für andere Bezugsjahre wurden die Kaufkraftparitäten zwischen den mehrjährig ausgewiesenen Kaufkraftparitäten interpoliert.

Tabelle 52: Kaufkraftparitäten

Umrechnungsgrundlage	Faktor in € je CHF
Wechselkurs	0,6303
Bruttoinlandsprodukt (PPP-GDP)	0,5241
privater Konsum (PPP-PRC)	0,5075
aktueller individueller Konsum (PPP-AIC)	0,4928
Strom, Gas, Treibstoff (PPP-17: Housing, water, electricity, gas and other fuels)	0,3971
Maschinen (PPP-30: Machinery and equipment)	0,6135
Bauleistungen (PPP-31: Construction)	0,5581
Lohnniveau (Lohn-P: Average annual wages)	0,3936
Lohnniveau im Wassersektor (Lohn-P: E. Water supply; sewerage, waste management and remediation activities)	0,4945

Quelle: OECD, lfd.; ILO, lfd.a; eigene Berechnungen

Zur Vereinheitlichung der in Euro erhobenen bzw. umgerechneten Kostenbestandteile ist eine Anpassung auf die Preise des Bezugsjahres (hier 2012) vorzunehmen. Die Preisanpassung wird durch **Preisindizes** vorgenommen, die für jedes Jahr vorliegen. Hierbei ist die Preisentwicklung bei den unterschiedlich eingesetzten Bestandteilen der Anlagen zur 4. Reinigungsstufe jeweils differenziert zu erfassen und zu kalkulieren. Die Umrechnung erfolgt nach:

$$Kosten_{\text{Bezugsjahr}} = Kosten_{\text{Erhebungsjahr}} \cdot \frac{Preisindex_{\text{Bezugsjahr}}}{Preisindex_{\text{Erhebungsjahr}}}$$

Umfangreiche Preisindexreihen werden regelmäßig vom Statistischen Bundesamt (Destatis) und der ILO (ILOwages) veröffentlicht.⁵⁹ Ausgewählte Preisindizes sind in Tabelle 53 dargestellt.

⁵⁸ OECD (lfd.): Purchasing Power Parities (PPP) Statistics, URL: <http://stats.oecd.org/Index.aspx>; ILO (lfd.): Labour Cost, URL: http://laborsta.ilo.org/data_topic_E.html. Vgl. auch für weitere methodische Grundlagen: Eurostat; OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development (2012): Eurostat-OECD methodological manual on purchasing power parities. 2012 edition (Eurostat Methodologies and Working papers), Paris.

⁵⁹ Vgl. Destatis (lfd.): Preise, URL: <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/>; ILO (lfd.): Wages, URL: <http://laborsta.ilo.org/>.

Tabelle 53: Preisindizes (Auszug)

Kostenbestandteil/statistische Kategorie	2000	2012
Gewerbliche Betriebsgebäude	95,7	119,5
Maschinen	93,7	113,3
Elektrische Ausrüstungen	98,6	110,1
Instandhaltung von Wohngebäuden Bauarbeiten (Instandhaltung)	95,8	118,5
Kokereierzeugnisse	76,4	168,1
Kokereierzeugnisse	76,4	168,1
Industriegase	93,8	130,2
Chemische Grundsto., Düngemi., Stickstoffverbindung	88,8	130,0
Energieversorgung	75,2	134,0
Wasserversorg., Entsorg., Beseitig. v. Umweltverschm.	91,9	110,2
DL d. Rückgew. nicht-metall. Sekundärrohst.	93,3	131,0

Quelle: Destatis, lfd.; ILO, ldf. b

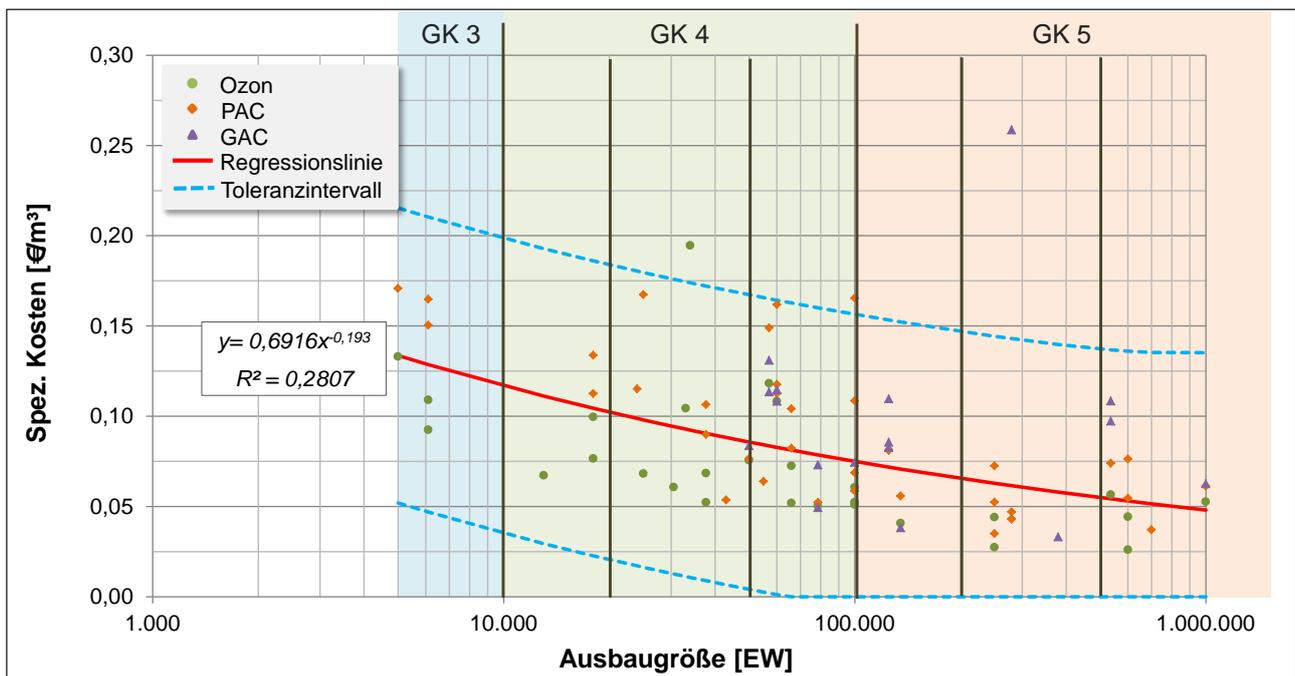
Spezifische Kosten für die 4. Reinigungsstufe

Die Angaben für die 82 ausgewerteten Kostenangaben wurden, wie dargestellt, vereinheitlicht und in spezifische Kosten umgerechnet nach:

$$\text{spez.}Kosten_i = \frac{Jahreskosten_i}{Jahresabwassermenge_i}$$

In Abbildung 53 sind die spezifischen Kosten in Abhängigkeit von der Anlagengröße (gemessen in Einwohnerwerten – EW) dargestellt. Zusätzlich wird aus den vorliegenden Werten eine Funktion der spezifischen Kosten in Abhängigkeit von der Ausbaugröße geschätzt und als Regressionslinie abgebildet. Diese Regressionsfunktion dient im weiteren Verlauf der Untersuchung als Grundlage der Kostenschätzung des zukünftigen Ausbaus weiterer Kläranlagen in Deutschland.

Abbildung 53: Regressionsanalyse der Literaturangaben



Da die Kostenschätzung für zukünftige Ausbaumaßnahmen aus vorhandenen Kostenangaben abgeleitet wird, ist die hierbei auftretende **statistische Unsicherheit** zu beachten. Die in Abbildung 53 dargestellte Regressionsfunktion ist in der Lage, ca. 28,1 % der Unterschiede der verwendeten Einzelanlagen zu erklären ($R^2 = 0,2807$). Für die Prognose zukünftiger Kosten einer neu zu errichtenden 4. Reinigungsstufe ist unter Beachtung der Anlagengröße mit einer deutlichen Unsicherheit zu rechnen. Eine zukünftig zu errichtende 4. Reinigungsstufe wird entsprechend ihrer Anlagengröße spezifische Kosten erwarten lassen, die (als statistischer Erwartungswert, \hat{y}_i) auf der Regressionslinie in Abbildung 53 liegen. Mit welcher Wahrscheinlichkeit eine zukünftige Anlage höhere oder geringere Kosten aufweist, ist anhand der Regressionslinie nicht zu erkennen. Diese Unsicherheit kann im sog. *Toleranzintervall* abgebildet werden. Es berechnet sich anhand der vorliegenden Angaben der spezifischen Kosten der erhobenen Anlagen und der verwendeten Schätzwerte aus der Regressionslinie nach (in Anlehnung an Eichner 2012):

$$y_i^* = \hat{y}_i \pm t_{(\alpha/2; n-2)} \cdot s_{y|x} \cdot \sqrt{1 + \frac{1}{n} + \frac{(x_i - \bar{x})^2}{n \cdot s_x^2}}$$

Mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % liegen die spezifischen Kosten in Abbildung 53 zwischen den beiden eingezeichneten Linien des Toleranzintervalls. Da negative Kosten nicht plausibel sind wird die untere Grenze des Toleranzintervalls bei dem Wert 0 €/m³ abgeschnitten.

Die Bandbreite des Toleranzintervalls (und die damit ausgedrückte statistische Unsicherheit bei der Prognose zukünftiger Werte) steigt,

- ▶ je geringer die Anzahl n der ausgewerteten Beobachtungen ist (Literaturangaben zu den Kosten);
- ▶ je größer die Kovarianz $s_{y|x}$ zwischen der abhängigen und unabhängigen Größe der Regressionsfunktion ist (je weiter die Punktwolke in Abbildung 53 zerstreut ist) oder
- ▶ je außergewöhnlicher die Anlagengröße ist, die mithilfe der Regressionsfunktion geschätzt werden soll, $(x_i - \bar{x})^2$ (wenn also mit der Regression sehr große oder sehr kleine Anlagen geschätzt werden sollen).

Unter Beachtung der statistischen Unsicherheiten bei der Interpretation der spezifischen Kosten der 4. Reinigungsstufe werden die spezifischen Kosten der betrachteten Größenklassen der Kläranlagen (vgl. Tabelle 49) anhand der Regressionswerte der jeweiligen Klassenmitte geschätzt. In Tabelle 54 reichen die spezifischen Kosten von 0,124 €/m³ in der Größenklasse 3 bis 0,051 €/m³ in der Größenklasse 5C bzw. 5D.

Tabelle 54: Spezifische Kosten nach Größenklassen der Kläranlagen

Größenklasse		Klassenmittel in EW	Spezifische Kosten in €/m ³	
			Spurenstoffstufe	Nachbehandlung
3	7.500	7.500	0,124	0,10
	10.001–20.000 EW	15.000	0,108	
4	20.001–50.000 EW	35.000	0,092	0,08
	50.001–100.000 EW	75.000	0,079	
	100.001–200.000 EW	150.000	0,069	
5	200.001–500.000 EW	350.000	0,059	0,05
	500.001–1.000.000 EW	750.000	0,051	
	> 1.000.000 EW			

Für die Kosten der Nachbehandlung sind in der Literatur keine umfangreichen Angaben für eine Datenauswertung mittels Regressionsanalyse verfügbar. Die Angaben in Tabelle 60 wurden daher nach Diskussion mit Kläranlagenbetreibern und Experten im Abwasserbereich aus Erfahrungswerten abgeleitet. Basis für die Kostenangaben stellt der Bau und Betrieb eines Zweischichtfilters dar. Je nach Verfahrenswahl können die Kosten für die Nachbehandlung im Einzelfall von den hier abgeschätzten Kosten abweichen.

6.3.3 Kostenabschätzung

Basierend auf der Auswertung der KomAbwRL-Datenbank und den Ergebnissen der Regressionsanalyse werden die Kosten für einen flächendeckenden Ausbau im gesamten Deutschland abgeschätzt. Die Berechnung erfolgt nach der Gleichung in Kap. 6.1.2 für Kläranlagen ab GK 3.

Aufgrund der fehlenden Kostendaten für Kläranlagen der GK 2 wird auf eine Kostenabschätzung dieser Größenklasse verzichtet. Für Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von über 1 Mio. Einwohnerwert (Größenklasse 5D) sind ebenfalls keine Kostendaten in der Literatur vorhanden. Diese Kläranlagengruppe behandelt jedoch einen großen Anteil an Abwasser und leitet somit frachtmäßig eine große Menge an Mikroschadstoffen in die Gewässer ein. Für die Kostenabschätzung dieser Größenklasse werden daher die spezifischen Kosten der GK 5C herangezogen.

Bei der Kostenabschätzung wird zwischen den Kosten für die Spurenstoffstufe und den Kosten für die Nachbehandlung differenziert. Unabhängig davon, ob die Kläranlagen bereits eine geeignete Stufe zur Nachbehandlung besitzen, wird angenommen, dass eine Nachbehandlung stets neu zu errichten ist.

In Tabelle 61 sind die Kosten für die Erweiterung um eine 4. Reinigungsstufe aller deutschen Kläranlagen der Größenklassen 3 bis 5 (= 3.013 Kläranlagen) aufgeführt. Bei den Kostenangaben handelt es sich um Netto-Beträge. Die errechneten jährlichen Gesamtkosten von knapp 1,3 Milliarden Euro beinhalten die Investitionen und Betriebskosten sowohl für die Spurenstoffstufe als auch für die Nachbehandlung. Sonstige Vergünstigungen durch Fördermittel oder Möglichkeiten zur Verrechnung der Abwasserabgabe sind bei der Berechnung nicht berücksichtigt.

Tabelle 55: Spezifische Kosten und berechnete Jahreskosten für einen flächendeckenden Ausbau der 4. Reinigungsstufe in Deutschland ab Größenklasse 3

GK	Kläranlagen- anzahl	Jahres- abwassermenge in Mio. m ³ /a	Spezifische Kosten in €/m ³		Jahreskosten in Mio. €/a		
			Spurenstoff- stufe	Nachbeh.- stufe	Spurenstoff- stufe	Nachbeh.- stufe	Summe
3	-	896	0,124	0,10	67	54	121
4	A	784	0,108	0,08	95	70	165
	B	810	0,092		167	145	312
	C	294	0,079		106	107	213
5	A	117	0,069	0,05	64	46	110
	B	83	0,059		83	71	154
	C	18	0,051		37	37	74
	D	11	1.305		66	65	131
Gesamtkosten (netto)					685	595	1.280

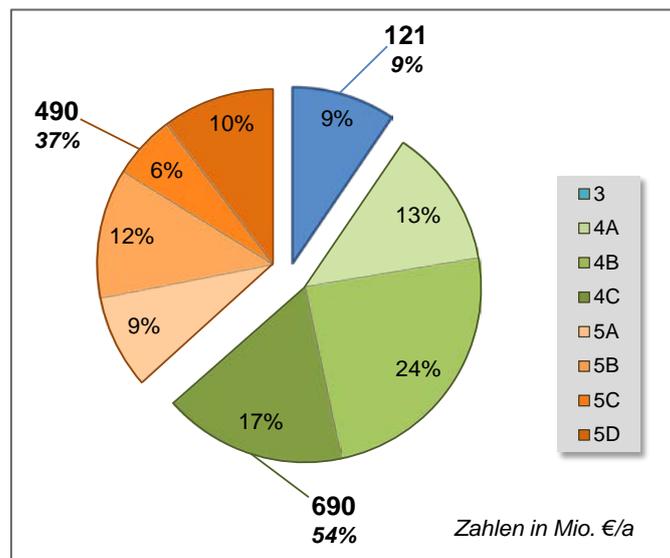
Rund 47 % der abgeschätzten Gesamtkosten resultiert aus der Notwendigkeit einer Nachbehandlung (Tabelle 55). Bei einer Kostenbetrachtung der 4. Reinigungsstufe gilt es daher, die Kosten für die Nachbehandlung entsprechend zu berücksichtigen.

Abbildung 54 zeigt die Kostenverteilung zwischen den Kläranlagengrößenklassen bzw. deren Unterklasse für einen flächendeckenden Ausbau der 4. Reinigungsstufe. Die meisten Kosten entfallen dabei auf die Erweiterung der Kläranlagen der GK 4B. Der Ausbau und Betrieb von 810 Kläranlagen dieser Größenklasse kostet jährlich 312 Millionen Euro. Dies entspricht einem Anteil von 24 % an den gesamten abgeschätzten Jahreskosten. Die Jahreskosten für eine gezielte Mikroschadstoffelimination in den Kläranlagen der GK 4C haben ebenfalls einen hohen Anteil an den Gesamtkosten: Für eine Nachrüstung der 294 Kläranlagen dieser Größenklasse sind rund 17 % der Gesamtkosten notwendig, was einer jährlichen Summe von etwa 213 Millionen entspricht.

Die Erweiterung aller Kläranlagen der GK 5B und 4A trägt jeweils zu 12 bzw. 13 % der jährlichen Gesamtkosten bei. Jeweils weitere 10 % resultieren aus der Erweiterung der Kläranlagen der GK 3, 5A und 5D um eine 4. Reinigungsstufe. Die anteilmäßig geringsten Jahreskosten von 74 Millionen Euro werden durch den Ausbau und Betrieb der Kläranlagen der GK 5C verursacht. Diese Summe entspricht einem Anteil von 6 % an den Gesamtkosten.

Insgesamt betrachtet resultieren rund 50 % der jährlichen Gesamtkosten für die Erweiterung der kommunalen Abwasserbehandlung um eine 4. Reinigungsstufe aus dem Ausbau der Kläranlagen der GK4, weitere knapp 40 % entfallen auf die Nachrüstung der Kläranlagen der GK5. Für die Erweiterung der Kläranlagen der GK3 sind knapp 10 % der geschätzten jährlichen Gesamtkosten notwendig.

Abbildung 54: Verteilung der Jahreskosten für die 4. Reinigungsstufe inkl. Nachbehandlungsstufe zwischen den Kläranlagen der Größenklassen 3 bis 5



6.4 Zwischenfazit der Betrachtung von Kosten und Effizienz einer 4. Reinigungsstufe

Mikroschadstoffe können mit den heutigen Verfahrenstechniken kommunaler Kläranlagen nur unzureichend aus dem Abwasser entfernt werden. Für deren Elimination bedarf es daher der Reinigung des Abwassers in gesonderten Verfahrenstechniken, welche auch mit dem Begriff der „4. Reinigungsstufe“ bezeichnet werden.

Aus der Vielzahl der im deutschsprachigen Raum durchgeführten Pilotprojekte sowie den bislang auf kommunalen Kläranlagen realisierten Reinigungsverfahren erweisen sich die Anwendung von Ozon als auch der Einsatz von Aktivkohle als praxistaugliche Verfahren zur gezielten Mikroschadstoffelimination. Mit beiden Verfahrenstechniken kann ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen in vergleichsweise hohem Umfang aus dem Abwasser entfernt werden. Sie weisen zudem eine gute Integrierbarkeit in den bestehenden Reinigungsprozess einer Kläranlage auf. Bei beiden Verfahrenstechniken ist nach dem als „Spurenstoffstufe“ bezeichneten Verfahrensschritt eine weitere Stufe zur Nachbehandlung des Abwassers nachzuschalten. – Im Falle der Anwendung von Pulveraktivkohle, um feinste Pulveraktivkohlepartikel, die mit Spurenstoffen beladen sind, weitestgehend zurückzuhalten, beim Betrieb einer Ozonung, um die entstehenden Transformationsprodukte abzubauen, die meist eine gute biologische Abbaubarkeit und im Einzelfall toxische Wirkung aufweisen.

Aus zahlreichen Untersuchungen geht hervor, dass die Eliminationsrate der einzelnen Substanzen im Wesentlichen von der Dosiermenge des eingesetzten Hilfsstoffs (= Aktivkohle oder Ozon), der Stoffeigenschaft sowie der gelösten Restorganik des Abwassers abhängig ist. Mit steigender Hilfsstoffdosiermenge lässt sich eine höhere Eliminationsrate erzielen. Die Stoffeigenschaft entscheidet dabei, ob eine Substanz durch die dosierte Hilfsstoffmenge ausreichend eliminiert wird. Darüber hinaus gilt es zu beachten, dass die Effizienz der Elimination von Spurenstoffen mittels Aktivkohle oder Ozon von der absoluten Konzentration der gelösten organischen Restverschmutzung abhängig ist, welche in direkter Konkurrenz zur Entfernung der Mikroschadstoffe steht. Es gilt: Bei einer höheren organischen Hintergrundbelastung des Abwassers bedarf es zur Entnahme von Spurenstoffen einer spezifisch höheren Hilfsstoffdosiermenge. Insgesamt verdeutlichen die bisherigen Untersuchungsergebnisse zahlreicher Studien, dass mit beiden Verfahrenstechniken ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen in hohem Maße eliminiert werden kann. Gleichzeitig zeigt sich aber auch, dass es Substanzen gibt, die nicht oder nur in geringem Umfang mit den Verfahrenstechniken zur Mikroschadstoffentfernung aus dem Abwasser eliminiert werden können.

Neben der Entfernung von Spurenstoffen ist festzustellen, dass durch den Betrieb der zur Mikroschadstoffentfernung als geeignet erachteten Verfahrenstechniken sekundäre Reinigungseffekte erzielt werden. Der Einsatz von Aktivkohle hat beispielsweise eine Verringerung der CSB-Ablaufwerte zur Folge. Bei der Anwendung von Pulveraktivkohle ist durch die verfahrensbedingte Zugabe von Fällmittel eine Absenkung der P_{ges} -Werte im Kläranlagenablauf zu verzeichnen. Erste Erfahrung aus dem Praxisbetrieb der Verfahrenstechniken zeigen, dass bei beiden Parametern im Kläranlagenablauf dauerhaft Werte im Bereich bzw. unterhalb des im Abwasserabgabengesetz aufgeführten Schwellenwertes erzielt werden können. Die Anwendung von Ozon hat eine Verbesserung der hygienischen Situation im Kläranlagenablauf zur Folge. Weitere zusätzliche positive Reinigungseffekte ergeben sich durch die Notwendigkeit zur Nachbehandlung des Abwassers nach der eigentlichen Spurenstoffstufe. Durch die Ausbildung dieser Stufe in Form eines Filter ist ein verbesserter Rückhalt von Feinstpartikeln zu erzielen, was wiederum eine weitere C- und P-Elimination sowie einen Rückhalt von partikulär gebundenen Mikroschadstoffen zur Folge hat. Darüberhinaus zeigt sich, dass mit der Anwendung von Aktivkohle oder Ozon eine Entfärbung des Abwassers sowie eine Geruchsminderung des Abwassers einhergeht.

Kombinationen verschiedener Verfahren sind grundsätzlich möglich. Zahlreiche denkbare Verfahrenskombinationen sind in verschiedenen Literaturen genannt. Die meisten sind jedoch praktisch noch nicht erprobt. Es bedarf weiterführenden Untersuchungen, um ihre Wirkung und Einsatzmöglichkeit zu erkunden. Die Entscheidung, welches Verfahren für die Erweiterung einer bestehenden Kläranlage geeignet ist, ist von den örtlichen Randbedingungen abhängig. Hierbei spielen die ortsspezifische Abwasserzusammensetzung, die Verfügbarkeit von Baufläche und vorhandenen Bauwerken sowie ökonomischen Aspekte (Kosten der Verfahren unter den jeweiligen Randbedingungen, mögliche Verrechnungsmöglichkeiten) eine entscheidende Rolle. Darüber hinaus sind bei der Auswahl einer Verfahrenstechnik ökologische und soziale Aspekte ebenfalls mit in Betracht zu ziehen. Es ist stets zu hinterfragen, ob die gewählten technischen Maßnahmen zur Mikroschadstoffelimination den Nachhaltigkeitsprinzipien entsprechen.

Unter Beachtung der statistischen Unsicherheiten bei der Interpretation der spezifischen Kosten ergeben sich für den Ausbau der insgesamt 3.013 deutschen Kläranlagen der Größenklasse 3 bis 5 auf Basis des Preisstandes von 2012 jährliche Gesamtkosten von rund 1,3 Milliarden Euro (netto). Dieser Betrag beinhaltet sowohl die für die Investitionskosten berechneten Jahreskosten als auch die für den Betrieb der zusätzlichen Verfahrenstechniken notwendigen Kosten. Sonstige Vergünstigungen durch Fördermittel oder Möglichkeiten zur Verrechnung der Abwasserabgabe sind bei der Berechnung nicht in Ansatz gebracht worden. Etwa die Hälfte der Gesamtkosten resultiert aus der Notwendigkeit einer Nachbehandlung des Abwassers. Bei einer Kostenbetrachtung zur 4. Reinigungsstufe gilt es daher die Kosten für die Nachbehandlung immer mit zu berücksichtigen.

In Bezug auf die einzelnen Größenklassen zeigt sich, dass die meisten Kosten auf die Erweiterung der Kläranlagen der GK 4 und 5 entfallen. Rund 50 % der geschätzten jährlichen Gesamtkosten sind für einen Ausbau der Kläranlagen der GK 4 notwendig; weitere knapp 40 % entfallen auf die Nachrüstung der Kläranlagen der GK 5. Für eine Erweiterung der Kläranlagen der GK 3 bedarf es rund 10 % der geschätzten jährlichen Gesamtkosten.

7 Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen und deren Rahmenbedingungen

7.1 Methode

7.1.1 Methodik der Bewertung von Maßnahmenkombinationen

Die Ermittlung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen, als Entscheidungsgrundlage für die Erstellung von Maßnahmenprogrammen, basiert auf der vorangegangenen Zusammenstellung von stoffspezifischen Einzelmaßnahmen. Um allgemeingültigere Aussagen zu Empfehlungen für Maßnahmenkombinationen, die zur Verminderung und Vermeidung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer führen, treffen zu können, werden die zwölf ausgewählten Stoffe des Vorhabens in vier Gruppen mit jeweils ähnlichen Rahmenbedingungen zusammengefasst.

- ▶ Stoffe mit Anwendungen/Emissionen im Außenbereich (Terbutryn, z. T. PAK),
- ▶ Stoffe mit Haupteintragspfad über das häusliche Abwasser (Triclosan, Nonylphenol),
- ▶ Arzneistoffe (Anwendung im häuslichen Bereich und in Gesundheitseinrichtungen) und
- ▶ Industriechemikalien (PFOS, HBCDD).

Arzneistoffe werden aufgrund der hohen Präsenz innerhalb des Vorhabens in einer separaten Gruppe geführt. Außerdem sind bei den Arzneistoffen die beiden Anwendungsbereiche Haushalte und Gesundheitseinrichtungen mit den beiden entsprechenden Emissionspfaden, häusliches Abwasser und sogenannte Hot-Spots durch Gesundheitseinrichtungen, zu unterscheiden.

Der zeitlicher Verlauf der Maßnahmenwirkung, Startpunkt und Verlauf werden qualitativ beschrieben.

Die Auswahl von geeigneten stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen erfolgt in Anlehnung an Interwies et al. (2004), basierend auf der vorangegangenen Bewertung der stoffspezifischen Einzelmaßnahmen. Die Anzahl der theoretischen Kombinationsmöglichkeiten wird nach praktischen Gesichtspunkten (bspw. Effizienz, Realisierbarkeit) eingegrenzt. Die Wechselwirkungen der relevanten Maßnahmen werden über eine Matrix der Maßnahmenkombinationen dargestellt (s. Abbildung 55). Die Bewertungen innerhalb der Matrix erfolgen anhand von Zweierkombinationen verbal, da die Beeinflussung verschiedener Maßnahmen oftmals komplex ist und sich nicht über ein einfaches Bewertungsschema darstellen lässt. Zusätzlich erfolgt eine kurze separate Beschreibung der jeweiligen Bewertung.

Als Ergebnis werden die jeweils geeignetsten sinnvollen Stoff-/Gruppenspezifischen Maßnahmenkombinationen sowie weitere ergänzende Maßnahmen zur kurz- bis mittelfristigen Zielerreichung aufgeführt. Eine Bewertung der Effektivität erfolgt für ausgewählte Maßnahmenkombinationen in Kapitel 7.3.

Abbildung 55: Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen

	Kombination mit Maßnahme 1-4			
Einzelmaßnahme	Maßnahme 1	Maßnahme 2	Maßnahme 3	Maßnahme 4
Maßnahme 1	Wirkung der Maßnahme 1 (zeitlicher Horizont/ Einschränkungen)	Wirkung von Maßnahme 2 auf Maßnahme 1	Wirkung von Maßnahme 3 auf Maßnahme 1	Wirkung von Maßnahme 4 auf Maßnahme 1
Maßnahme 2	Wirkung von Maßnahme 1 auf Maßnahme 2	Wirkung der Maßnahme 2 (zeitlicher Horizont/ Einschränkungen)	Wirkung von Maßnahme 3 auf Maßnahme 2	Wirkung von Maßnahme 4 auf Maßnahme 2
Maßnahme 3	Wirkung von Maßnahme 1 auf Maßnahme 3	Wirkung von Maßnahme 2 auf Maßnahme 3	Wirkung der Maßnahme 3 (zeitlicher Horizont/ Einschränkungen)	Wirkung von Maßnahme 4 auf Maßnahme 3
Maßnahme 4	Wirkung von Maßnahme 1 auf Maßnahme 4	Wirkung von Maßnahme 2 auf Maßnahme 4	Wirkung von Maßnahme 3 auf Maßnahme 4	Wirkung der Maßnahme 4 (zeitlicher Horizont/ Einschränkungen)

7.1.2 Methodik der Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen

Im folgenden Unterkapitel werden die technischen Modellanpassungen erläutert, die es ermöglichen, Maßnahmen bei der Stoffeintragsmodellierung über MoRE abzubilden. Anschließend werden die relevanten Maßnahmen definiert sowie die dafür verwendeten Eingangsdaten dokumentiert.

7.1.2.1 Punktquellenverwaltung

Bislang wurden in MoRE alle Ergebnisse auf Ebene der Analysegebiete erzeugt. Um Punktdaten anlagenscharf zu berücksichtigen, was insbesondere im Rahmen der Maßnahmenimplementierung in das Modell und bei den Berechnungen wichtig ist, wurde ein Tool zur Integration von Punktdaten in MoRE entwickelt. Die Punktquellenverwaltung in MoRE ermöglicht es, Ergebnisse für die einzelnen Punktquellen zu erzeugen und diese für die Analysegebiete zu aggregieren. Diese Vorgehensweise der Aggregation von der Ebene der Punktquellen auf die Ebene der Analysegebiete ist sehr vorteilhaft, da eine weitergehende Berechnung mit anderen Ergebnissen auf Analysegebietsebene ermöglicht wird. So können, beispielsweise für kommunale Kläranlagen von vorhandenen Verfahrensstufen und Anlagengröße abhängig, zielgerichtete Maßnahmen implementiert werden.

Diese Modellerweiterung war ausschlaggebend für die Abbildung von Maßnahmen der vierten Reinigungsstufe bei dem Eintragspfad „Kommunale Kläranlagen“.

7.1.2.2 Implementierung von Maßnahmenkombinationen

Um die Effizienz von Maßnahmen in MoRE untersuchen zu können, wurde eine flexible Funktionalität entwickelt, um Maßnahmen an verschiedenen Eintragspfaden im Modell einzufügen und Kombinationen von Maßnahmen zu erstellen.

Die implementierte Funktionalität ermöglicht das Anlegen und die Verwaltung verschiedener Varianten von Eingangsdaten. Hiermit ist es möglich, Maßnahmenwirkungen zu implementieren. Die Wirkung einer Einzelmaßnahme ist in der Regel über eine Variante eines Eingangsdatums realisiert. Alle Maßnahmen sollen durch Varianten von Eingangsdaten abgebildet werden. Diese Eingangsdatenvarianten können sein:

- ▶ Im GIS-Präprozessing räumlich und zeitlich aufgelöste Datensätze,
- ▶ Faktoren, die je nach Maßnahme und Umsetzungsgrad einen unterschiedlichen Wert einnehmen (Maßnahmenspezifische Variablen).

Mehrere Maßnahmen bilden Maßnahmenkombinationen.

Durch diese Vorgehensweise müssen für die Umsetzung nur die maßnahmenspezifischen Variablen in die Berechnungsansätze integriert werden.

Ausgehend vom Handlungsbedarf, der sich aus der Eintragsberechnung bzw. aus der Relevanz der einzelnen Eintragspfade ableitet, können Reduktionspotenziale beliebiger Einzelmaßnahmen oder Maßnahmenkombinationen abgeschätzt werden. Diese Funktionalität bildet damit eine Grundlage der strategischen Planung im Gewässerschutz und beim Flussgebietsmanagement.

7.1.2.3 Definition von Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen

Die Reduzierung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer wird auf nationaler und europäischer Ebene derzeit intensiv diskutiert. Die möglichen Reduktionsmaßnahmen – hauptsächlich im Bereich der vierten Reinigungsstufe an kommunalen Kläranlagen – sind Gegenstand diverser Untersuchungen.

Aus den Modellierungsergebnissen des Ist-Zustands (Kapitel 3.3.3) wird deutlich, dass für PAK₁₆ die Kanalisationssysteme von größter Bedeutung sind. Der Eintrag über die Atmosphäre, der sich in den Eintragspfaden „Oberflächenabfluss“, „direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberflächen“ und „Urbane Systeme“ widerspiegelt, ist jedoch nicht zu vernachlässigen. Bei beiden Pfaden wurde das größte Reduktionspotenzial identifiziert. Deswegen werden hierfür Reduktionsmaßnahmen abgebildet. Die Einträge über kommunale Kläranlagen sind ebenfalls als relevant einzustufen. Jedoch wird bei einer derzeitigen Rückhalteleistung der Abwasserbehandlungsanlagen von mehr als 90 % wenig Spielraum und Reduktionspotenzial gesehen. Zudem liegen kaum Angaben zur Wirksamkeit der vierten Reinigungsstufe für PAK vor.

Für Nonylphenol und die Arzneistoffe stellen die Einträge über kommunale Kläranlagen den Haupteintragspfad dar und haben damit das größte Reduktionspotenzial. Aus diesem Grund wird bei den o. g. Stoffen vorrangig die kommunale Kläranlage bei der Abbildung von Szenarien betrachtet.

Um zu überprüfen, welches Reduktionspotenzial verschiedene Ausbaustrategien bei Kläranlagen auf die Einträge haben, werden in MoRE Maßnahmen über die Kläranlagenausstattung modelliert.

Im Hinblick auf die Gesamtreduktion der Stoffeinträge werden Kläranlagen > 10.000 EW und > 50.000 EW mit einer vierten Reinigungsstufe ausgestattet. Diese Grenzen wurden gewählt, weil die Kläranlagen > 50.000 EW mehr als die Hälfte der Jahresabwassermenge behandeln (s. Kapitel 3.1.2.1). Der Schwellenwert von > 10.000 EW wird als „best-case“-Szenario angesehen, da eine flächendeckende Umsetzung der Maßnahme mittelfristig noch nicht abzusehen ist. Die Einbindung der kommunalen Kläranlagen als Punktquellen im System bietet die Möglichkeit, ohne aufwändiges Präprozessing die verschiedenen Maßnahmen abzubilden sowie den für die auszurüstenden Kläranlagen zu erreichenden Schwellenwert leicht anzupassen.

Es werden für die betrachteten Stoffe bzw. Stoffgruppen sowohl Maßnahmen an der Quelle als auch End-of-pipe-Maßnahmen sowie die Kombination abgebildet.

Für die PAK₁₆ werden die folgenden Maßnahmen definiert:

- a) Strengere Anforderungen für Hausfeuerungsanlagen über die BImSchV (2010): Annahme der Reduktion der atmosphärischen Einträge um 20 %. Diese Maßnahme wirkt sich auf die Eintragspfade „Atmosphärische Deposition“, „Oberflächenabfluss“ und „Urbane Systeme“ aus.
- b) Erhöhung der klärtechnischen Wirksamkeit im Mischsystem: Regenüberlaufbecken (RÜB) und Retentionsbodenfilter (RBF).
- c) Maßnahmenkombination: Reduktion der atmosphärischen Einträge um 20 % und Erhöhung der klärtechnischen Wirksamkeit im Mischsystem.

Für Nonylphenol werden die folgenden Maßnahmen definiert:

- a) Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit 4. Reinigungsstufe;
- b) Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit 4. Reinigungsstufe;
- c) Produktlabeling & Informationskampagne: Annahme 20 % Reduktion des Eintrags über den Abwasserpfad;
- d) Maßnahmenkombination: Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit 4. Reinigungsstufe und 20 % Reduktion über den Abwasserpfad.

Für die Arzneistoffe werden die folgenden Maßnahmen definiert:

- e) Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit 4. Reinigungsstufe;
- f) Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit 4. Reinigungsstufe;
- g) Reduzierung des Verbrauchs an Arzneistoffen um 20 %;
- h) Maßnahmenkombination:
Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit 4. Reinigungsstufe und 20 %ige Verbrauchsreduzierung von Arzneistoffen.

7.1.2.4 Eingangsdaten für Maßnahmen

Die modellierten Maßnahmen entsprechen den folgenden zwei Gruppen: End-of-pipe-Maßnahmen (Einführung der vierten Reinigungsstufe an Kläranlagen und Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbehandlung) und Maßnahmen an der Quelle (Reduktion der atmosphärischen Einträge (PAK), Produktlabeling und Informationskampagne (Nonylphenol) und geringerer Arzneimittel-Verbrauch).

Auf die Abbildung von dezentralen Maßnahmen in MoRE wird aufgrund fehlender Eingangsdaten verzichtet.

End-of-pipe-Maßnahmen

Für die definierten Szenarien im Bereich kommunaler Kläranlagen (vierte Reinigungsstufe) werden mittlere Eliminationsleistungen benötigt.

Für PAK₁₆ wurden keine Untersuchungen gefunden. Zudem sind Verfahren wie Pulveraktivkohle und Ozonung eher auf gut lösliche Verbindungen ausgerichtet. Über die zusätzliche Elimination von PAK aufgrund der Nachfiltrationsstufe bei einer 4. Reinigungsstufe liegen keine näheren Informationen vor.

Für die Nonylphenol-Eliminationsleistung des Pulveraktivkohle-Verfahrens konnte nur eine Literaturquelle gefunden werden. Abegglen und Siegrist (2012) geben einen Wert von 11 % an. Die Eliminationsleistung des oxidativen Verfahrens mit Ozonung wurde hingegen von mehreren Autoren untersucht. Abegglen und Siegrist (2012) berichten eine Eliminationsleistung von 87 % für die Ozonung. Fahlenkamp et al. (2006) geben einen Abbaugrad in Abhängigkeit von der Ozondosis zwischen 50 und 78 %. Spätere Untersuchungen von Fahlenkamp et al. (2008) ergaben eine Eliminationsleistung der Ozonung bei Nonylphenol von 51 bis 68 %. Weitere Autoren wie Kreuzinger et al. (2011) ermitteln eine Eliminationsleistung für die Ozonung in der Größenordnung von 50 %. Ähnliche Ergebnisse sind in Schaar et al. (2009) festgehalten. Ivašević (2006) zitiert die Angaben von Nakagava (2002) und Wintgens et al. (2004) für die Nonylphenol-Eliminierung durch Ozonung von 55 bis 96 % bzw. 67 bis 99 % in Abhängigkeit von der Ozondosierung.

Die vorliegenden Angaben sind widersprüchlich. Deswegen wird für die Modellierung mit einer mittleren Eliminationsleistung für die Ozonung von 50 % ausgegangen und für Pulveraktivkohle von 11 %.

Die für die Modellierung verwendeten Daten zur Rückhalteleistung von Arzneistoffen wurde von den Projektpartnern KomS und VSA zur Verfügung gestellt (Tabelle 56).

Tabelle 56: Verwendete Eliminationsleistung der Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe nach Verfahren

Eliminationsleistung in %	Nonylphenol	Diclofenac	Ibuprofen	Iomeprol	Sulfamethoxazol
Pulveraktivkohle	11	80–85	80	50	30–40
Ozonung	50	95	60	40	95

Wie aus Tabelle 56 ersichtlich, ist der Wertebereich der erreichbaren Eliminationsleistung der zwei Verfahren bei den Stoffen Diclofenac, Ibuprofen und Iomeprol relativ eng. Deswegen wird für diese Stoffe mit einer mittleren Eliminationsleistung unabhängig von der Verfahrensart gerechnet. Für Diclofenac wird eine mittlere Eliminationsleistung von 90 %, für Ibuprofen von 70 % und für Iomeprol von 45 % verwendet. Bei Sulfamethoxazol zeigt die Ozonung ähnlich wie bei Nonylphenol eine deutlich höhere Eliminationsleistung als die Pulveraktivkohle. Daher werden bei der Modellierung von Maßnahmen die Verfahren differenziert betrachtet.

Auf Basis der oben dargestellten Eliminationsleistung kann in MoRE eine Voll- und/oder Teilstrombehandlung berechnet werden. Von Teilstrombehandlung spricht man, wenn bei größeren Niederschlagsereignissen ein Teil des Abwasserstromes nicht behandelt wird. Dies erlaubt eine kleinere Dimensionierung der Anlagen. Die bisher vorliegenden Praxiserfahrungen zeigen, dass häufig über eine Teilstrombehandlung 85 % der Jahresabwassermengen behandelt werden. Nach Wunsch des Auftraggebers werden die Maßnahmen der vierten Reinigungsstufe mit einer Vollstrombehandlung simuliert.

Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbehandlung können einerseits der Bau von Regenbecken und andererseits die Optimierung von bestehenden Regenbecken sein. Die Steigerung des Schadstoffrückhaltes bei bestehenden Regenbecken beruht i. d. R. auf der Reduzierung der Oberflächenbeschickung. Dies kann über unterschiedliche Maßnahmen umgesetzt werden:

- ▶ Erhöhung der Absetzfläche (z. B. durch Schrägklärer),
- ▶ Vergleichmäßigung der Durchströmung (z. B. durch Anbringung einer Prallplatte),
- ▶ Drosselung des Ab- bzw. Zuflusses oder
- ▶ Vergrößerung des Beckenvolumens.

Die Regenwasserbehandlung im Mischsystem wird an dieser Stelle vorrangig betrachtet, da der Großteil der PAK-Einträge über die Kanalisation aus den Mischwasserüberläufen erfolgt. Überläufe aus dem Mischsystem können durch Regenüberlaufbecken (RÜB) reduziert werden. Das gespeicherte Volumen wird bei dieser Maßnahme nach Ende des Starkregens wieder dem Kanal und damit dem Klärwerk zugeführt. In RÜB findet zusätzlich zum Volumenrückhalt ein stofflicher Rückhalt zwischen Zulauf und Klärüberlauf statt. An einem RÜB kann zusätzlich eine Filteranlage angeschlossen sein wie z. B. ein Retentionsbodenfilter (RBF).

Problematisch ist die Tatsache, dass Angaben zur Verbreitung und Leistung von weitergehenden Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbewirtschaftung fehlen. Somit wird im Modell mit einem pauschalen Wirkungsgrad gerechnet, um das Reduktionspotenzial darstellen zu können.

Der Wirkungsgrad ist abhängig von den Stoffeigenschaften. Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung besitzen ein Rückhaltepotenzial i. d. R. nur für partikulär gebundene Stoffe. Für gelöste Stoffe ist dieses Potenzial dagegen sehr niedrig. Da bislang in Bezug auf PAK keine Untersuchungen zum Minderungspotenzial vom RÜB und RBF vorhanden sind, wird die Rückhalteleistung der Anlagen für abfiltrierbare Stoffe (AFS) verwendet.

Das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2013) gibt für AFS als mittleren Wirkungsgrad bis zu 26 % für bestehende RÜB in Bezug auf die entlastete Wassermenge an. Bei einer Nachrüstung durch Einbau von Schrägklärern in RÜB (Mischsystem) können nach Fuchs et al. (2013c) 60 % Wirkung für AFS erreicht werden. Bei einer Nachrüstung von einem Retentionsbodenfilter bzw. einer Filteranlage im Mischsystem werden für AFS bis zu 95 % Rückhalt erreicht. Das tatsächliche Umsetzungspotenzial aufgrund räumlicher Begrenzungen der Maßnahme RBF wird auf 50 % geschätzt. Modelltechnisch wird deshalb nur die Hälfte der Wassermenge behandelt. Im Modell resultiert bei einer Kombination von RÜB mit RBF ein mittlerer Wirkungsgrad von ca. ≥ 60 %.

Da für Nonylphenol und Arzneistoffe die Einträge über Kanalisationssysteme deutlich geringere Bedeutung als die Einträge über kommunale Kläranlagen haben, werden für diese Stoffe keine Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung modelliert.

Maßnahmen an der Quelle

Zu jeder Maßnahme an der Quelle wird im Modell ein Abminderungsfaktor eingebaut, der auf die benötigten Stellen zugreift.

Für die Maßnahme „Strengere Anforderungen für Hausfeuerungsanlagen über BImSchV: Reduktion der atmosphärischen Einträge“ werden pauschal 20 % angenommen. Diese Maßnahme wirkt sich mit einer Minderung der stoffspezifischen Eingangsdaten bei den Pfaden „Direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche“, „Oberflächenabfluss“ und „Urbane Systeme“ aus.

Analog dazu wird auch die Maßnahme „Produktlabeling & Informationskampagne“ umgesetzt, für die als Wirkung eine 20 %ige Nonylphenol-Reduktion über den Abwasserpfad angenommen wird. Diese Maßnahme wirkt auf die Pfade „Kommunale Kläranlage“ und „Kanalisationssysteme“.

Bei den Arzneistoffen wird als Maßnahme an der Quelle ein verringerter Verbrauch mit pauschal 20 % abgebildet. Diese Maßnahme wirkt sich sowohl auf den Pfad „Kommunale Kläranlage“ als auch „Kanalisationssysteme“ aus.

Es stellt sich die Frage, ob die gewählten Abminderungsfaktoren plausibel sind. Diese Frage kann zumindest in zwei der drei Fälle beantwortet werden. Die gewählten pauschalen Abminderungsfaktoren für die Maßnahme „Reduktion des atmosphärischen PAK-Eintrags“ und „weniger Verbrauch bei Arzneimitteln“ erscheinen sinnvoll und realisierbar, da bereits die Schwankungsbreite der PAK-Depositionsrate zwischen den Jahren 2009–2011 bei rund 20 % liegt (vgl. Kapitel 3.1.2.3). Bei den Arzneistoffen sind die Verbrauchsmengen in den letzten Jahren teilweise stark variabel. Beispielsweise sind die Ibuprofen- und Iomeprol-Verbrauchsmengen in Deutschland von 2006 bis 2012 um mehr als 40 % gestiegen. Eine pauschale Abminderung der Verbrauchsmengen der vier modellierten Arzneistoffe in einer vergleichbaren Größenordnung (hier um 20 %) erscheint plausibel.

Die Maßnahmen sind so angelegt, dass jederzeit neue Varianten von Abminderungsfaktoren eingebaut werden können.

7.2 Darstellung stoffspezifischer Maßnahmenkombinationen (Ergebnisse)

7.2.1 Zeitlicher Horizont bis zur Wirksamkeit sowie dynamischer Verlauf der Maßnahmenwirkungen

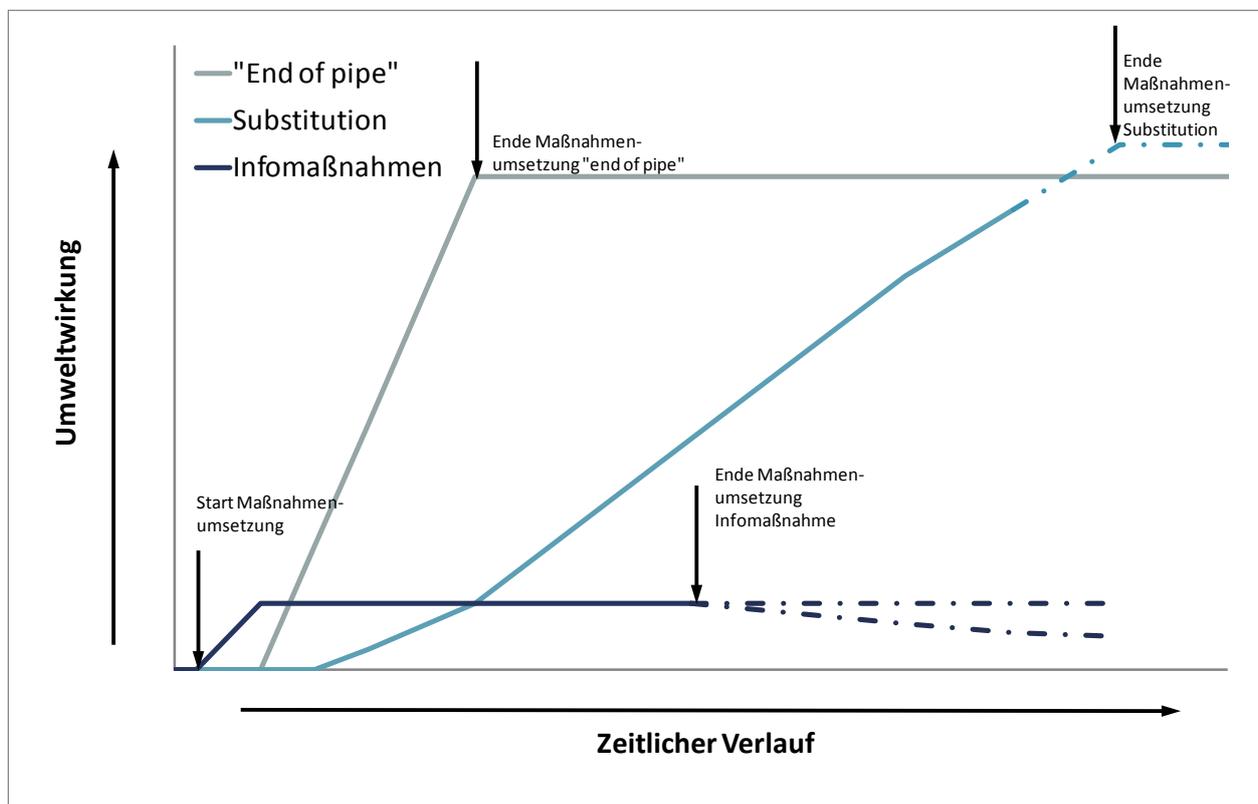
Der zeitliche Horizont bis zur Wirksamkeit einer Maßnahme ist von Maßnahme zu Maßnahme sehr unterschiedlich. Eine schematische Darstellung ist in Abbildung 56 gegeben.

Informationsmaßnahmen können in der Regel relativ schnell umgesetzt werden und erreichen ebenso schnell ihre maximale Wirksamkeit. Die Umweltwirkung bleibt hierbei begrenzt. Die Wirksamkeit der Maßnahme nach Ende der Umsetzung kann auf einem vergleichbaren Niveau bleiben wie während der Maßnahmenumsetzung. Unter ungünstigen Bedingungen nimmt die Umweltwirkung im weiteren zeitlichen Verlauf ab. Zu berücksichtigen ist, dass oftmals für jeden Teilbereich separate Informationsmaßnahmen umgesetzt werden müssen.

Bei sogenannten End-of-pipe-Maßnahmen ist in der Regel ein längerer Zeitraum notwendig, bis es zum Start der Umsetzung und einer flächendeckenden Implementierung kommt. Sobald diese erreicht ist, ist von einer hohen, andauernden Umweltwirkung auszugehen.

Für Substitutionsmaßnahmen sind in der Regel umfangreichere Vorlaufforschungen notwendig. Eine Umsetzung findet oft zunächst in geringerem Rahmen statt (early adaptors). Nach Erreichen eines Schwellenwertes, bei dem eine weitere Umsetzung überproportional viel Aufwand bedeuten würde, nimmt der Umsetzungsumfang in der Regel weniger schnell zu. Ob ein hohes Niveau erreicht werden kann, hängt unter anderem davon ab, ob der zu substituierende Stoff in allen relevanten Bereichen ersetzt werden kann, oder ob es Ausnahmen gibt. Zu berücksichtigen ist, dass im Allgemeinen für jeden Teilbereich separate Substitutionsmaßnahmen umgesetzt werden müssen.

Abbildung 56: Schematische Darstellung des zeitlichen Verlaufs der Wirksamkeit unterschiedlicher Maßnahmentypen



7.2.2 Stoffspezifische Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Stoffen mit Anwendungen im Außenbereich

Die stoffspezifischen Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen mit Anwendungen im Außenbereich wurde in Kapitel 4.2.2 am Beispiel Terbutryn aufgezeigt. Die wesentlichen Potenziale und Einschränkungen der wichtigsten Maßnahmen sind in Tabelle 57 zusammengefasst.

Tabelle 57: Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen mit Anwendungen im Außenbereich

Maßnahmen- verfügbarkeit	Potenzial / Einschränkungen	Effekt
Stoff-Substitution / Ersatzstoffe	<ul style="list-style-type: none"> • 100 % im Neubaubereich; aber <ul style="list-style-type: none"> • Eigenschaften der Ersatzstoffe; • langfristige Wirkung; • keine Auswirkung auf Bestand 	hoch
Produktveränderung	<ul style="list-style-type: none"> • 50 % im ersten Jahr im Neubaubereich; aber <ul style="list-style-type: none"> • zeitliche Verlagerung; • keine Auswirkung auf Bestand 	mittel
Veränderung im Anwen- dungsbereich	<ul style="list-style-type: none"> • nur im Neubaubereich; aber <ul style="list-style-type: none"> • nur teilweise anwendbar; • keine Auswirkung auf Bestand 	mittel
Dezentrale Behandlung von Niederschlagswasser	Wirkung für Bestand und Neubaubereich	hoch
Zentrale Behandlung Niederschlagswasser	<ul style="list-style-type: none"> • Wirkung für Bestand und Neubaubereich; • komplettes Einzugsgebiet; aber <ul style="list-style-type: none"> • direkt versickertes Niederschlagswasser und Ein- träge in Mischwasser nicht erfasst 	mittel
4. Reinigungsstufe	<ul style="list-style-type: none"> • Wirkung für Bestand und Neubaubereich; • komplettes Einzugsgebiet; aber <ul style="list-style-type: none"> • getrennt abgeleitetes bzw. direkt versickertes Nie- derschlagswasser nicht erfasst 	mittel

Betrachtet man - entsprechend Abbildung 55 - die Wechselwirkung von jeweils zwei Maßnahmen aufeinander, erhält man die in Abbildung 57 dargestellten Einflusspotenziale.

Abbildung 57: Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen mit Anwendungen im Außenbereich

Einzelmaßnahme	Kombination mit Maßnahme ... (Substitution; Produktveränderung; Veränderung im Anwendungsbereich; Dezentrale Niederschlagsbehandl.; Zentrale Niederschlagsbehandl.; 4. Reinigungsstufe)					
	Subst	PrdV	VAnw	DzNsB	ZNsB	4.RS
Subst	100% (langfristig)	ergänzend für Übergangszeit (bereits in Umsetzung)	Vollständiger Verzicht von Bioziden möglich	Ergänzend für Bestand und Neubaugebiete; kurz- bis mittelfristig umsetzbar; (zus. Reduktion anderer Schadstoffe);	Ergänzend v.a. für Bestand; kurz- bis mittelfristig umsetzbar; (zus. Reduktion anderer Schadstoffe)	zus. Reduktion anderer Schadstoffe aus weiteren Eintragungspfaden
PrdV	langfristige Ablösung	50% (zu Beginn)				
VAnw	Ergänzend für nicht abgedeckte Bereiche	Ergänzend für nicht abgedeckte Bereiche in Übergangszeit	Im Einzelfall 100% (teilweise anwendbar)			
DzNsB	Langfristige Ergänzung für Neubaugebiete	Ergänzung für Neubaugebiete; kurz- bis mittelfristig	Ergänzung für Neubaugebiete; kurz- bis mittelfristig	nur behandeltes Regenwasser (Eli.>90%)	Einzelfallentscheidung	
ZNsB				Einzelfallentscheidung	nur behandeltes Regenwasser (Eli.>90%)	
4.RS				zus. Reduktion von Schadstoffe aus getrennt erfasstem Niederschlag		

Basierend auf den in Abbildung 57 dargestellten Wechselwirkungen und Einflusspotenzialen verschiedener Maßnahmen aufeinander, ergeben sich die folgenden stoffspezifische Maßnahmenkombination zur Reduktion von Stoffen mit Anwendungen im Außenbereich als effektive Maßnahmenswerpunkte:

- ▶ Substitution zur langfristigen, stoffspezifischen Reduktion von Einträgen in die Gewässer;
- ▶ Dezentrale und zentrale Niederschlagsbehandlung sowie 4. Reinigungsstufe zur Reduktion stoffspezifischer Spitzeneinträge entsprechend identifiziertem Handlungsbedarf nach Einzelfallprüfung.

Ergänzende Maßnahmen, die kurz- bis mittelfristig zur Zielerreichung führen und somit den Prozess der Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer unterstützen:

- ▶ Produktveränderung; Veränderung im Anwendungsbereich;
- ▶ Informationsmaßnahmen / Labeling zur Schaffung von Problembewusstsein und in der Öffentlichkeit.

7.2.3 Stoffspezifische Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Stoffen aus Importprodukten

Die stoffspezifischen Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen aus Importprodukten wurden in Kapitel 4.2.2 am Beispiel Nonylphenol aufgezeigt. Die wesentlichen Potenziale und Einschränkungen der wichtigsten Maßnahmen sind in Tabelle 58 zusammengefasst.

Tabelle 58: Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen aus Importprodukten

Maßnahmen-verfügbarkeit	Potenzial / Einschränkungen	Effekt
Stoffsubstitution	<ul style="list-style-type: none"> • flächendeckende Wirkung; aber <ul style="list-style-type: none"> • Einsatznotwendigkeit im Ausland 	hoch
Informationsmaßnahmen / Labeling	<ul style="list-style-type: none"> • flächendeckende Wirkung; aber <ul style="list-style-type: none"> • Effekt nur begrenzt und evtl. nur temporär 	gering-mittel
4. Reinigungsstufe	<ul style="list-style-type: none"> • Wirkung für komplettes Einzugsgebiet 	mittel-hoch

Betrachtet man - entsprechend Abbildung 55 - die Wechselwirkung von jeweils zwei Maßnahmen aufeinander, erhält man die in Abbildung 58 dargestellten Einflusspotenziale.

Abbildung 58: Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Stoffen aus Importprodukten

Einzel-maß-nahme	Kombination mit Maßnahme ... (S ubstitution; I nformation/Labeling; 4 . R einigungs S tufe)		
	Subst	Info/L	4.RS
Subst	100% (langfristig)	Kurz-/Mittelfristige Ergänzung	zus. Reduktion anderer Schadstoffe
Info/L	Langfristige Ablösung	gering-mittel (kurz-mittelfristig)	
4.RS		Kurz-/ Mittelfristige Ergänzung	90-95% (mittelfristig)

Basierend auf den in Abbildung 58 dargestellten Wechselwirkungen und Einflusspotenzialen verschiedener Maßnahmen aufeinander, ergeben sich die folgenden stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Stoffen aus Importprodukten als effektive Maßnahmenswerpunkte:

- ▶ Substitution zur langfristigen, stoffspezifischen Reduktion von Einträgen in die Gewässer;
- ▶ 4. Reinigungsstufe zur mittelfristigen Reduktion stoffspezifischer Spitzeneinträge entsprechend identifiziertem Handlungsbedarf nach Einzelfallprüfung, insb. bei großen Kläranlagen bzw. in Einzugsgebieten hoch belasteter Gewässer.

Ergänzende Maßnahmen, die kurz- bis mittelfristig zur Zielerreichung führen und somit den Prozess der Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer unterstützen:

- ▶ Informationsmaßnahmen / Labeling zur Schaffung von Problembewusstsein und in der Öffentlichkeit.

7.2.4 Stoffspezifische Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Industriechemikalien

Die stoffspezifischen Maßnahmen zur Reduktion von Industriechemikalien wurden in Kapitel 4.2.2 am Beispiel PFOS aufgezeigt. Die wesentlichen Potenziale und Einschränkungen der wichtigsten Maßnahmen sind in Tabelle 59 zusammengefasst.

Tabelle 59: Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Industriechemikalien

Maßnahmen- verfügbarkeit	Potenzial / Einschränkungen
Substitution bzgl. PFOS: Galvanik: a) polyfluorierte Substitute b) fluorfreie Substitute	<ul style="list-style-type: none"> • 100 %; aber <ul style="list-style-type: none"> • Eigenschaften der Ersatzstoffe (a); • Akzeptanz der Betreiber (besonders Hartverchromung a/b) → Produktqualität, „lag time“ bis zur Entwicklung geeigneter Substitute und Akzeptanz, aber langfristige Wirkung
geschlossene Reaktoren Galvanik	<ul style="list-style-type: none"> • 99 %; aber <ul style="list-style-type: none"> • Technologie verfügbar (Hartverchromung); • „lag time“ aufgrund von Reinvestitionszyklen
EoP Galvanik	<ul style="list-style-type: none"> • >90 %; aber <ul style="list-style-type: none"> • Eingriff in Betriebsabläufe → Erfassung aller belasteten Prozesswässer
Informationsmaßnahmen / Labeling	für Betreiber von Galvaniken: Aufklärung und Fachinformationen für Öffentlichkeit: Aufklärung und Labeling: „PFC freie / PFC frei hergestellte Produkte“ (PFOS, PFOA und andere PFC)
4. Reinigungsstufe	<ul style="list-style-type: none"> • 30–70 %; aber <ul style="list-style-type: none"> • typischerweise sehr niedrige Konzentrationsniveau → niedrige Eliminationsleistung, • Regenerierung Aktivkohle schwierig

Betrachtet man - entsprechend Abbildung 55 - die Wechselwirkung von jeweils zwei Maßnahmen aufeinander, erhält man die in Abbildung 59 dargestellten Einflusspotenziale.

Abbildung 59: Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Industriechemikalien

Einzelmaßnahme	Kombination mit Maßnahme ... (Substitution; Veränderung im Anwendungsbereich; Dezentrale End of Pipe; 4. Reinigungsstufe; Information/Labeling)				
	Subst	VAnw	Dz-EoP	4.RS	Info-L
Subst	100% (langfristig)	Reduktion der Emission der Substitute, nur langfristig umsetzbar	kurz-mittelfristige Ergänzung, Reduktion der Emission der Substitute (relevant für a: PFC-haltige S.)	mittelfristige Ergänzung, zus. Reduktion Substitute (a) und anderer Schadstoffe	Ergänzend Betreiber von Galvaniken und Öffentlichkeit, Akzeptanz
VAnw	Weitere Reduktion der Restmenge PFOS (<1%) → Emission S.	>99% (langfristig)	kurz-mittelfristige Ergänzung, Einzelfallentscheidung	mittelfristige Ergänzung, zus. Reduktion der Restmenge PFOS und anderer Schadstoffe	
Dz-EoP	Weitere Reduktion der Restmenge PFOS (<1%) → Emission S.	Reduktion des Eintrags von PFOS in KA auf Restmenge (<1%)	>90% (kurz-mittelfristig)	30-70% (mittelfristig)	
4.RS	Eintrag von Substituten (umwelt-relevant für a: PFC-haltige S.), ggf. verminderter Wirkungsgrad (kurzkettig, mobil)		Reduktion des Eintrags von PFOS in KA auf Restmenge (<10%)		
Info-L	Ergänzend Betreiber von Galvaniken und Öffentlichkeit, Akzeptanz				kurz-mittelfristig

Basierend auf den in Abbildung 59 dargestellten Wechselwirkungen und Einflusspotenzialen verschiedener Maßnahmen aufeinander, ergeben sich die folgenden stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Industriechemikalien als effektive Maßnahmenschwerpunkte:

- ▶ Substitution zur langfristigen, stoffspezifischen Reduktion von Einträgen in die Gewässer;
- ▶ Prozessoptimierung und Vorbehandlung, insbesondere bei singulären Indirekteinleitern zur mittelfristigen Reduktion stoffspezifischer Spitzeneinträge;
- ▶ 4. Reinigungsstufe zur mittelfristigen Reduktion stoffspezifischer Spitzeneinträge entsprechend identifiziertem Handlungsbedarf nach Einzelfallprüfung, insb. bei großen Kläranlagen bzw. in Einzugsgebieten hoch belasteter Gewässer.

Ergänzende Maßnahmen, die kurz bis mittelfristig zur Zielerreichung führen und somit den Prozess der Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer unterstützen:

- ▶ Informationsmaßnahmen / Labeling zur Erhöhung der Akzeptanz bei Betreibern und Öffentlichkeit.

7.2.5 Stoffspezifische Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Arzneistoffen

Die stoffspezifischen Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffen wurden in Kapitel 4.2.3 an den Beispielen Diclofenac, Ibuprofen, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Iomeprol aufgezeigt. Die wesentlichen Potenziale und Einschränkungen der wichtigsten Maßnahmen sind in Tabelle 60 zusammengefasst.

Tabelle 60: Stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffen

Maßnahmen-verfügbarkeit	Potenzial / Einschränkungen	Effekt
Stoffsubstitution / Einsatz umweltfreundlicherer Arzneistoffe	<ul style="list-style-type: none"> • flächendeckende Wirkung; aber <ul style="list-style-type: none"> • sehr langfristig; • aufwändig; • F&E-Bedarf 	hoch
Veränderung im Anwendungsbereich (angepasste Verschreibung, alternative, nicht-medikamentöse Therapien)	<ul style="list-style-type: none"> • verhältnismäßig geringe Kosten; • erprobt; aber <ul style="list-style-type: none"> • nur teilweise anwendbar 	gering-mittel
Informationsmaßnahmen (Fachpersonal + Bevölkerung)	<ul style="list-style-type: none"> • geringe Kosten; • Erfahrungen vorhanden; aber <ul style="list-style-type: none"> • Effekt nur begrenzt und evtl. nur temporär 	gering-mittel
Dezentrale Abwasserbehandlung medizinische Einrichtungen	<ul style="list-style-type: none"> • Erfassung von Hot-Spots; aber <ul style="list-style-type: none"> • ungeklärte Kostenumlage 	hoch
4. Reinigungsstufe	<ul style="list-style-type: none"> • Wirkung für komplettes EZG; aber <ul style="list-style-type: none"> • Rückhalt von Arzneistoffen nur teilweise möglich 	gering - hoch

Betrachtet man - entsprechend Abbildung 55 - die Wechselwirkung von jeweils zwei Maßnahmen aufeinander, erhält man die in Abbildung 60 dargestellten Einflusspotenziale.

Abbildung 60: Kombinationsmatrix zur Beschreibung der Wechselwirkungen bei Maßnahmenkombinationen für stoffspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffen

Einzelmaßnahme	Kombination mit Maßnahme ... (S ubstitution; V eränderung im A nwendungsbereich; I nformation/Labeling; D ezentrale A bwasser b ehandl. KH; 4 . R einigungs s tufe)				
	Subst	VAnw	Info	DzAbwKE	4.RS
Subst	100% (langfristig)	ergänzend insb. für Übergangszeit	Kurz-/Mittelfristige Ergänzung	Ergänzend für Hot-Spots	zus. Reduktion anderer Schadstoffe aus weiteren Einträgen
VAnw	langfristige Ergänzung	Im Einzelfall 100% (teilweise anwendbar)			
Info		Kurz-/Mittelfristige Ergänzung	gering-mittel (kurz-mittelfristig)		
DzAbwKE	langfristige Ergänzung (vermutlich nicht für alle probl. AM umsetzbar)		Kurz-/Mittelfristige Ergänzung	Erfassung von Hot-Spots	
4.RS			Kurz-/Mittelfristige Ergänzung	Einzelfallentscheidung	20-100%

Basierend auf den in Abbildung 60 dargestellten Wechselwirkungen und Einflusspotenzialen verschiedener Maßnahmen aufeinander, ergeben sich die folgenden stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Arzneistoffen als effektive Maßnahmenswerpunkte:

- ▶ ggf. Substitution zur langfristigen, stoffspezifischen Reduktion von Einträgen in die Gewässer;
- ▶ Dezentrale Erfassung und Behandlung von Abwässern auf Gesundheitseinrichtungen bei emissionsrelevanten Hot-Spots und schwer abbaubare Stoffe (Bsp. Iomeprol);
- ▶ 4. Reinigungsstufe entsprechend identifiziertem Handlungsbedarf (Bsp. Diclofenac).

Ergänzende Maßnahmen, die zur Zielerreichung führen und somit den Prozess der Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer unterstützen:

- ▶ Veränderung im Anwendungsbereich sowie
- ▶ Informationsmaßnahmen für Fachpersonal und Bevölkerung.

7.3 Ergebnisse der Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen am Beispiel des Neckar-Einzugsgebietes

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen für das Einzugsgebiet vom Neckar dargestellt. Für die Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆), Nonylphenol, Ibuprofen und Iomeprol wird das Ergebnis nur als Frachtreduktion betrachtet, ohne die resultierenden Umwelteffekte zu betrachten. Gründe hierfür sind, dass einerseits für die PAK₁₆ und Iomeprol keine geeigneten Qualitätskriterien vorliegen, die als Referenz für die Beurteilung der Gewässersituation dienen könnten. Andererseits hat der Ist-Zustand für Nonylphenol und Ibuprofen kein kritisches Ergebnis gezeigt (s. Kapitel 3.3.3 und 3.3.4). Diclofenac und Sulfamethoxazol werden sowohl im Hinblick auf die Frachtreduktion als auch auf die Umwelteffekte betrachtet.

7.3.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Das Ergebnis der abgebildeten Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen zur Reduktion der PAK₁₆ gegenüber dem Ist-Zustand zeigt Abbildung 61. Farblich eingblendet sind nur die Eintragspfade, die durch die entsprechenden Maßnahmen beeinflusst werden. Pfade, deren Einträge sich gegenüber dem Ist-Zustand nicht ändern, werden grau hinterlegt. Die Maßnahme „20 % Reduktion des atmosphärischen Eintrags“ beeinflusst die Pfade „atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche“ und „Oberflächenabfluss“, indem sich eine verringerte PAK₁₆-Depositionsrate und Konzentration im PAK₁₆-Niederschlagswasser ergeben. Anhand dieser Maßnahme können bis zu 5 % der Einträge gegenüber dem Ist-Zustand reduziert werden. Die Maßnahmen zur Erhöhung der klärtechnischen Wirksamkeit im Mischsystem wirken sich nur auf den Eintragspfad „Mischwasserüberläufe“ aus. Die Ertüchtigung von Regenüberlaufbecken (RÜB) führt zu einer 8 %-igen Reduktion bezüglich der Gesamteinträge. Wenn nach dem RÜB eine Filteranlage wie Retentionsbodenfilter (RBF) angeschlossen wird (s. Kapitel 7.1.2.3), gehen die Einträge über den Pfad Mischwasserüberläufe um 60 % zurück. Dies führt zu einer Reduzierung der gesamten Ausgangsfracht um bis zu 19 %. Das größte Reduktionspotenzial ergibt sich aus der Maßnahmenkombination Erhöhung der klärtechnischen Wirksamkeit (RÜB & RBF) und gleichzeitige Reduktion des atmosphärischen Eintrags. Dadurch werden bis zu 25 % Reduzierung der Gesamtfracht gegenüber dem Ist-Zustand erreicht.

Die gewählten Maßnahmen sind realitätsnahe Annahmen, die durch den entsprechenden Mittelbedarf und Zeitaufwand umsetzbar sind. Mit den betrachteten Maßnahmen wird ein mittleres Eintragsreduktionspotenzial erreicht. Die resultierenden Konzentrationen an den Gebietsauslässen bei einem mittleren Abfluss sind in Tabelle 61 zusammengestellt. Markant ist es, dass die maximale PAK₁₆-Konzentration um den Faktor 1,7 bei der Maßnahmenkombination gegenüber dem Ist-Zustand zurückgeht. Für eine weitergehende Reduktion der PAK₁₆-Belastungen in den Gewässern müssten vor allem die atmosphärischen Einträge stärker reduziert werden.

Abbildung 61: Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für PAK₁₆

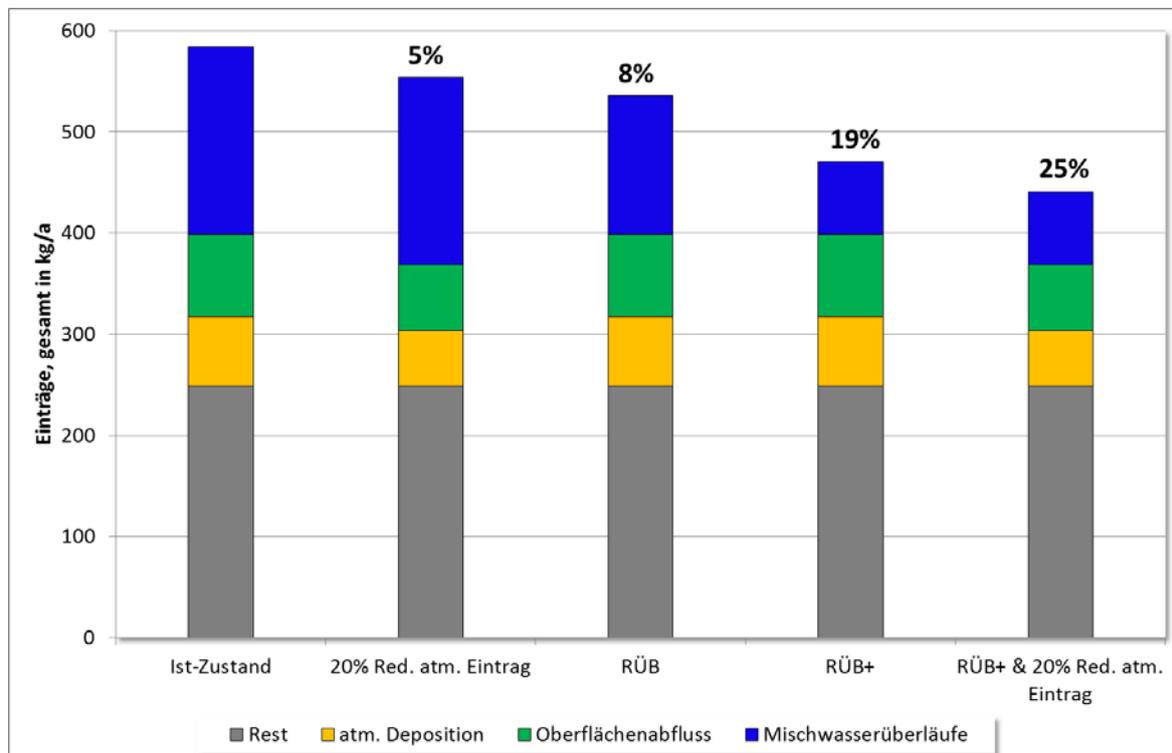


Tabelle 61: Berechnete PAK₁₆-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen

Werte in µg/L	Ist-Zustand	20 % red. atm. Eintrag	RÜB	RÜB +RBF	RÜB +RBF & 20 % red. atm. Eintrag
Min	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Mittelwert	0,12	0,10	0,11	0,09	0,08
Median	0,10	0,10	0,10	0,09	0,08
Max	0,35	0,30	0,30	0,24	0,21

7.3.2 Nonylphenol

Für Nonylphenol ist das Ergebnis der abgebildeten Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen für die Haupteintragspfade Kläranlage und Kanalisation gegenüber dem Ist-Zustand in Abbildung 62 dargestellt. Bei der Kanalisation machen die Mischwasserüberläufe mehr als 93 % der Einträge aus. Deswegen wird hier nicht weiter zwischen den Teileintragspfaden Mischwasserüberlauf und Trennsystem sowie nicht oder nur an den Kanal angeschlossenen Einwohner und Flächen differenziert.

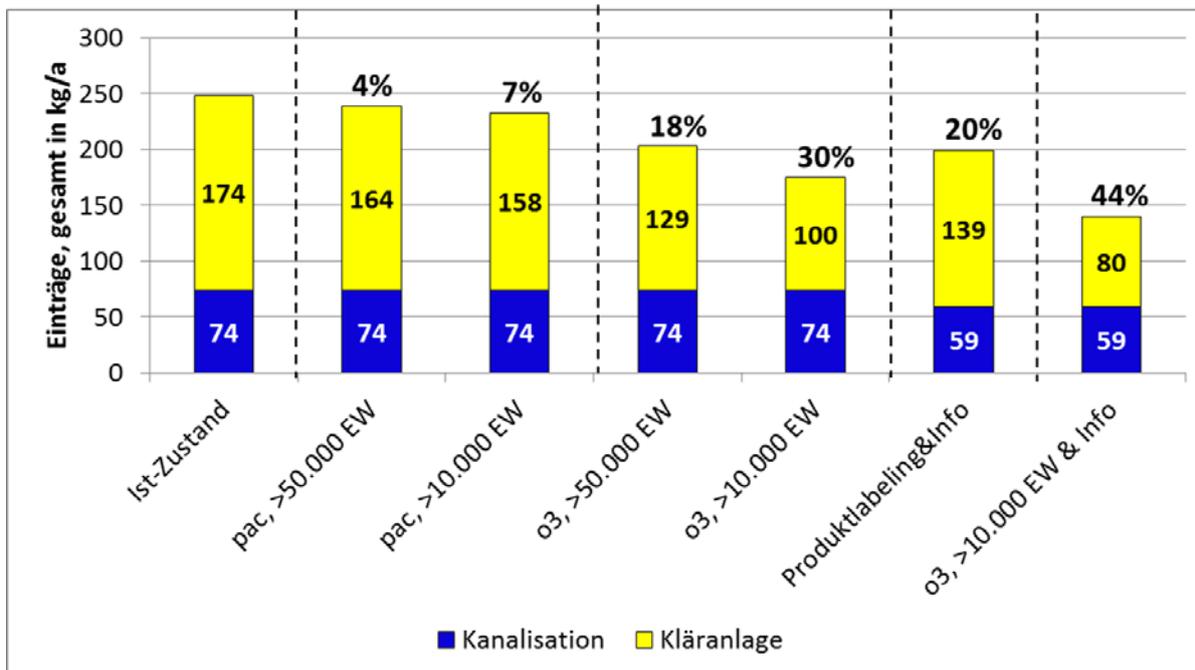
Der relevanteste Eintragspfad sind jedoch Kläranlagen; deswegen bilden sie einen Schwerpunkt bei der Maßnahmenbetrachtung. Die Modellierung zeigt bei der Ausrüstung von Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle ein sehr niedriges Reduktionspotenzial, das auch nach Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW im Gebiet nur zu einer Frachtreduzierung von 7 % führt. Bei der Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit einer Ozonung ergeben sich deutlich höhere Reduktionspotenziale von 30 %, bezogen auf die Gesamt-Einträge. Die Kläranlagenfracht selbst wird dabei um bis zu 42 % verringert.

Die quellenbezogene Maßnahme „Produktlabeling und Informationsmaßnahmen“ wirkt sich auf alle Eintragspfade als pauschaler Abminderungsfaktor für die verwendeten Eingangsdaten wie Konzentration im Kläranlagenzulauf, Mischwasserüberlauf oder im Regenwasserabfluss aus. Da der Zusammenhang an dieser Stelle linear ist, werden dementsprechend auch insgesamt 20 % der Fracht im Vergleich mit dem Ist-Zustand reduziert.

Bei der Kombination der zwei effektivsten Maßnahmen „Ausrüstung aller Kläranlagen größer 10.000 EW mit Ozonung“ und „Produktlabeling und Informationsmaßnahmen“ werden 44 % Frachtreduktion erreicht. Diese Maßnahmen greifen ineinander, indem die Wirkung der Maßnahmen an der Kläranlage mit einer über die Produktlabeling und Informationsmaßnahmen um 20 % verringerter Zulaufkonzentration berechnet werden. Diese Maßnahmenkombination spiegelt eine optimistische Situation mit dem Ziel wider, das höchste Reduktionspotenzial zu identifizieren.

Insgesamt konnte ein mittleres bis hohes Eintragsreduktionspotenzial mit den aufgeführten Maßnahmen ermittelt werden. Da die modellierten Konzentrationen im Ist-Zustand niedriger liegen als das Qualitätskriterium (hier UQN), wird auf die Darstellung von Karten zur Änderung des Gewässerzustandes verzichtet.

Abbildung 62: Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Nonylphenol



7.3.3 Arzneistoffe

Die Ergebnisse der Maßnahmenbetrachtung von Arzneistoffen basieren auf der Eintragsberechnung mit dem einwohnerbezogenen Ansatz. Zunächst werden die Ergebnisse zur Reduktion der Gesamtfracht dargestellt. Anschließend erfolgt die Darstellung der Ergebnisse für die Gewässersituation.

Frachtreduktion

Für die Gruppe der Arzneistoffe ist das Ergebnis der abgebildeten Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen gegenüber dem Ist-Zustand in Abbildung 63 bis Abbildung 67 dargestellt. Je nach Stoff wird ein anderes Eintragsreduktionsmuster beobachtet, das jeweils die unterschiedlichen Eliminationsleistungen der vierten Reinigungsstufe widerspiegelt.

Die quellenbezogene Maßnahme „20 % weniger Verbrauch“ wirkt sich auf alle Eintragspfade als pauschaler Abminderungsfaktor für die verwendeten Eingangsdaten wie Konzentration im Kläranlagenzulauf bei Trockenwetter und mittlere Verbrauchsmenge pro Einwohner aus. Da der Zusammenhang an dieser Stelle linear ist, werden dementsprechend auch insgesamt 20 % der Fracht im Vergleich zu dem Ist-Zustand reduziert.

Da der Eintragspfad „kommunale Kläranlage“ die größte Relevanz bei allen Arzneistoffen hat, stehen die Verfahren der vierten Reinigungsstufe im Fokus der Maßnahmenbetrachtung. Für Diclofenac, Ibuprofen und Iomeprol wird eine mittlere Eliminationsleistung angesetzt, da je nach örtlichen Gegebenheiten der Wirkungsgrad der verschiedenen Verfahren schwanken kann. Trotzdem sind die potenziell erreichbaren Wirkungsgrade sehr ähnlich. Für Sulfamethoxazol wird unterschieden zwischen Pulveraktivkohle und Ozonung (s. Kapitel 7.1.2.4).

Bei Diclofenac zeigt die vierte Reinigungsstufe eine sehr gute Eliminationsleistung, so dass bereits bei der Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW eine Halbierung der Kläranlagenfracht erreicht wird. Bei einer flächendeckenden Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW werden insgesamt bis zu 77 % der Fracht im Vergleich zum Ist-Zustand reduziert. Die Fracht der Kläranlagen selbst wird fünffach kleiner. Bei Ibuprofen zeigt die vierte Reinigungsstufe eine etwas schlechtere Eliminationsleistung. Während bei der Ausrüstung der Kläranlagen > 50.000 EW 29 % des Gesamteintrags eliminiert werden können, sind es bei den Kläranlagen > 10.000 EW 44 %. Ähnlich verhält sich auch das Röntgenkontrastmittel Iomeprol mit einer Eintragsre-

duktion von 26 % bzw. 39 %. Bei Sulfamethoxazol werden nur noch 80 % der Ausgangsfracht bei der Ausrüstung der Kläranlagen > 50.000 EW mit der vierten Stufe und Pulveraktivkohle als Reinigungsverfahren emittiert und bei Kläranlagen > 10.000 EW 70 %. Durch den Einsatz von Ozon können deutlich höhere Wirkungsgrade erreicht werden. Bei der Ausrüstung der Kläranlagen > 50.000 EW und > 10.000 EW werden 54 % bzw. 82 % der Fracht im Ist-Zustand reduziert. Die Fracht der Kläranlagen selbst wird um das sechsfache verringert. Unter den betrachteten Stoffen erreicht Sulfamethoxazol das größte Frachtreduktionspotenzial.

Bei der Kombination der zwei Maßnahmen „Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW“ und „20 % weniger Verbrauch“ wird eine Frachtreduktion für Diclofenac von 60 %, für Ibuprofen von 43 %, für Iomeprol von 41 %, für Sulfamethoxazol von 37 % bei dem Einsatz von Pulveraktivkohle und von 63 % bei Ozonung erreicht. Die Maßnahmen greifen ineinander, indem die Maßnahmen an der Kläranlage mit einer über den verringerten Verbrauch um 20 % geminderten einwohnerspezifischen Fracht gerechnet werden.

Insgesamt konnte ein mittleres Reduktionspotenzial bei Ibuprofen, Iomeprol und Sulfamethoxazol (mit Pulveraktivkohle) ermittelt werden. Ein gutes bis sehr gutes Eintragsreduktionspotenzial ist für Diclofenac und Sulfamethoxazol (mit Ozonung) mit den aufgeführten Maßnahmen festzustellen. Inwieweit die Frachtreduktion ausreichend ist, um Gewässerkonzentrationen unterhalb des Qualitätskriteriums zu erreichen, wird im nächsten Abschnitt diskutiert.

Abbildung 63: Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Diclofenac

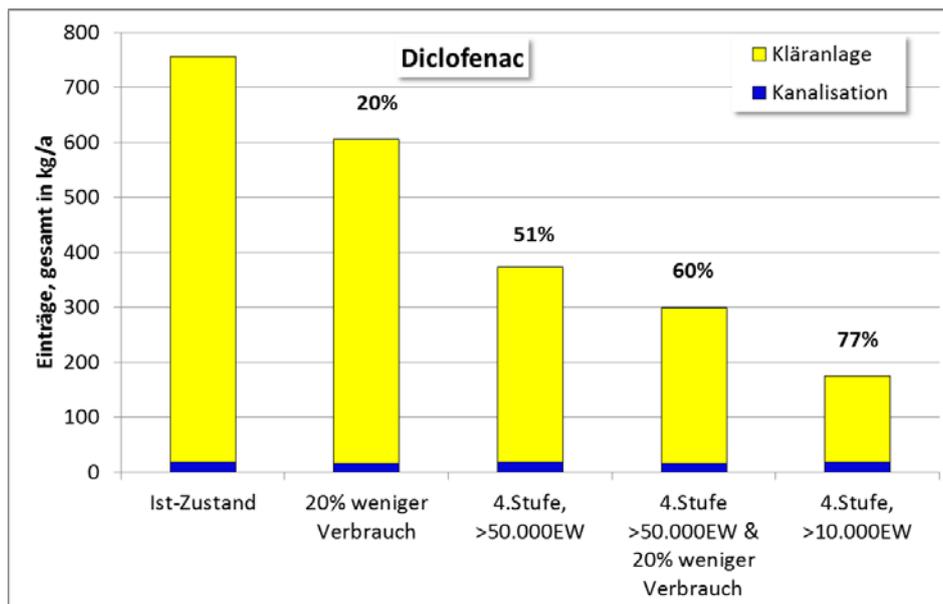


Abbildung 64: Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Ibuprofen

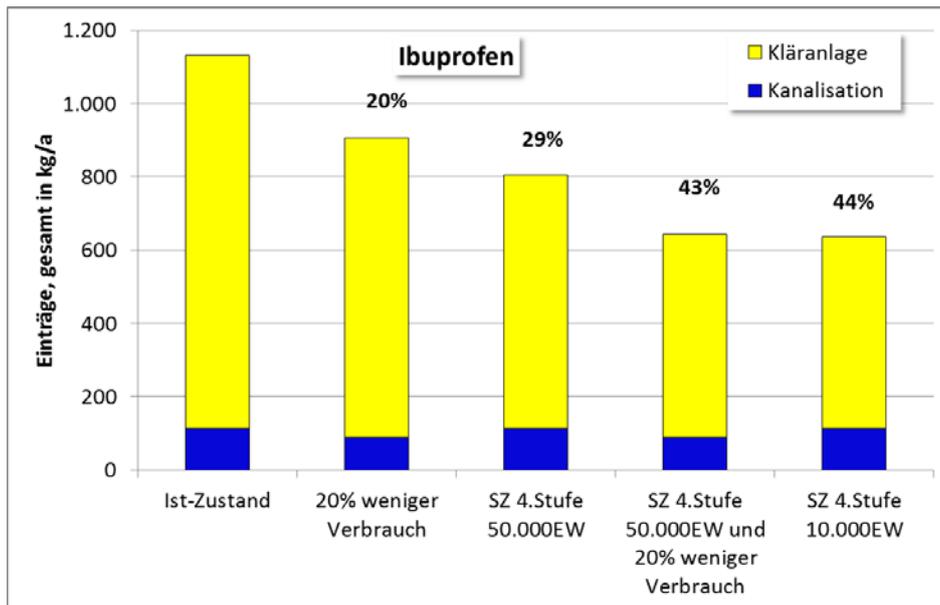


Abbildung 65: Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Iomeprol

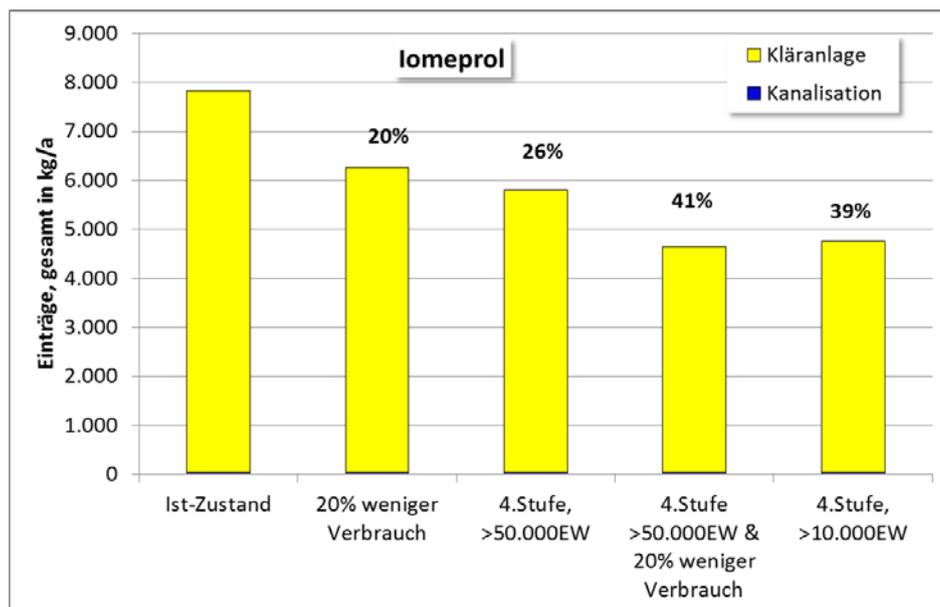


Abbildung 66: Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Sulfamethoxazol (vierte Reinigungsstufe mit Ozonung)

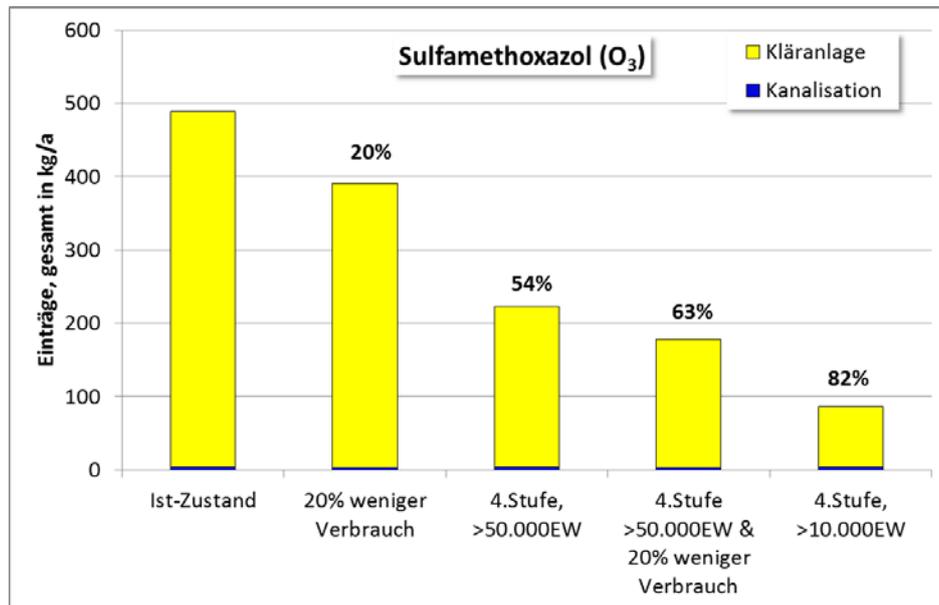
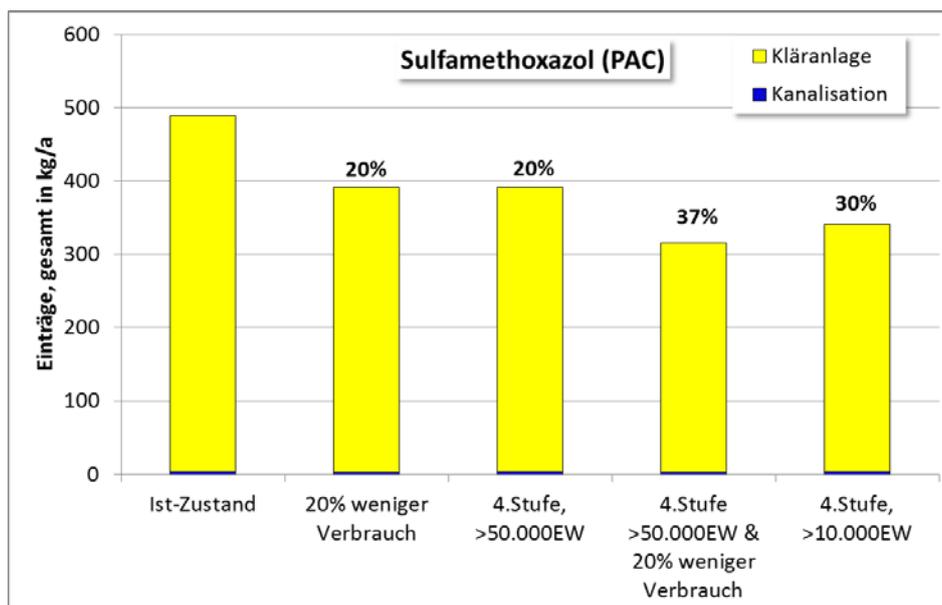


Abbildung 67: Eintragsreduktionspotenzial der modellierten Maßnahmen für Sulfamethoxazol (vierte Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle)



Gewässersituation

Da für Ibuprofen die modellierten Konzentrationen im Ist-Zustand niedriger liegen als das Qualitätskriterium (PNEC-Wert: 60 µg/L), werden keine weiteren Auswertungen dargestellt. Da für Iomeprol kein geeignetes Qualitätskriterium vorliegt, mit dem die modellierten Gewässerkonzentrationen verglichen werden können, wird auch hier keine Betrachtung des Gewässerzustandes in Abhängigkeit von den modellierten Maßnahmen vorgenommen.

Für Diclofenac ist das Ergebnis der modellierten Maßnahmen auf die Gewässerqualität in Abbildung 68 dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass die Maßnahme „20 % weniger Verbrauch“ verglichen mit dem Ist-Zustand zu keiner essenziellen Verbesserung der Gewässersituation beiträgt (siehe Abbildung 33). Währenddessen trägt die Maßnahme der Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit einer vierten Reini-

gungsstufe zu einer sichtbaren Verbesserung der Gewässersituation bei. Eine eindeutige Verschiebung der Risikoquotienten von > 2 zu > 1 bzw. von > 1 zu < 1 je nach Gebiet ist festzustellen. Trotzdem bleiben viele Gebietsauslässe weiterhin stark belastet mit Diclofenac. Auch die Maßnahmenkombination „Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit einer vierten Reinigungsstufe“ und „20 % weniger Verbrauch“ erweist sich als unzureichend für die flächendeckende Unterschreitung des Diclofenac-PNEC-Werts. Erst bei der Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit vierter Reinigungsstufe werden unkritische Gewässerzustände erreicht. Obwohl die Diclofenac-Fracht insgesamt um nahezu 77 % gesenkt wird, sind weiterhin Gebietsauslässe zu identifizieren, wo das Qualitätskriterium überschritten wird.

Die modellierten Diclofenac-Konzentrationen an den Gebietsauslässen sind Tabelle 62 zu entnehmen. Im Ist-Zustand liegt die mittlere Konzentration oberhalb des Qualitätskriteriums von $0,1 \mu\text{g/L}$. Die resultierende mittlere Konzentration nach einer Ausrüstung der Kläranlagen > 50.000 EW und Verringerung der Verbrauchsmengen um 20 % liegt um den Faktor 2,5 niedriger; bei der Maximalkonzentration ergibt sich ein Faktor 3.

Für Ibuprofen und Iomeprol ist keine Kartendarstellung erfolgt; die modellierten Konzentrationen sind in Tabelle 63 und Tabelle 64 zusammengefasst.

Tabelle 62: Berechnete Diclofenac-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen

Werte in $\mu\text{g/L}$	Ist-Zustand	20 % weniger Verbrauch	4. Stufe >50.000 EW	4. Stufe >50.000 EW & weniger Verbrauch	4. Stufe >10.000 EW
Min	$<0,0001$	$<0,0001$	$<0,0001$	$<0,0001$	$<0,0001$
Mittelwert	0,15	0,12	0,08	0,06	0,04
Median	0,12	0,10	0,07	0,06	0,03
Max	0,81	0,64	0,32	0,26	0,14

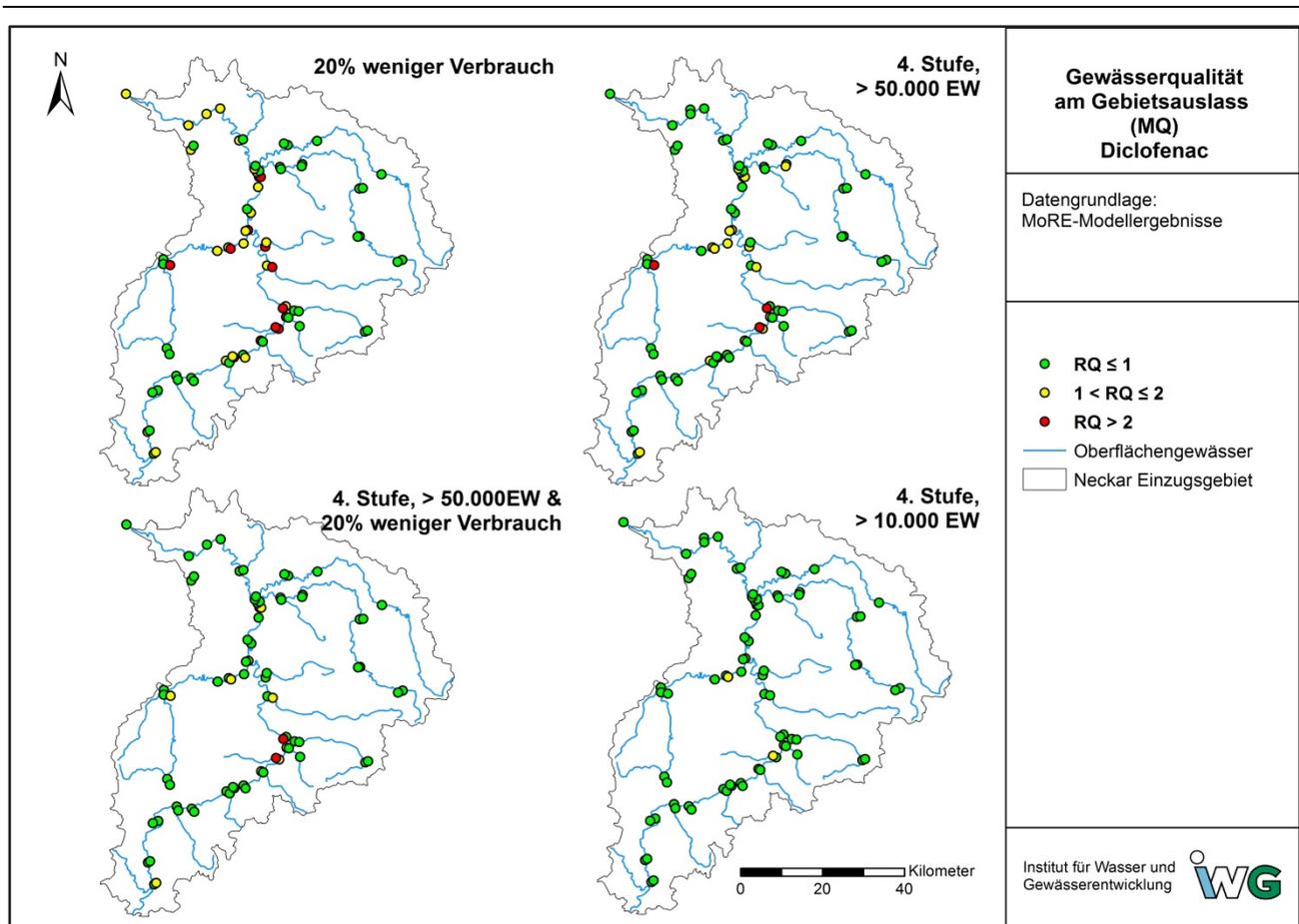
Tabelle 63: Berechnete Ibuprofen-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen

Werte in $\mu\text{g/L}$	Ist-Zustand	20 % weniger Verbrauch	4. Stufe >50.000 EW	4. Stufe >50.000 EW & weniger Verbrauch	4. Stufe >10.000 EW
Min	$<0,0001$	$<0,0001$	$<0,0001$	$<0,0001$	$<0,0001$
Mittelwert	0,22	0,18	0,16	0,13	0,12
Median	0,19	0,15	0,15	0,12	0,12
Max	0,97	0,78	0,44	0,36	0,40

Tabelle 64: Berechnete Iomeprol-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen

Werte in µg/L	Ist-Zustand	20 % weniger Verbrauch	4. Stufe >50.000 EW	4. Stufe >50.000 EW & weniger Verbrauch	4. Stufe >10.000 EW
Min	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Mittelwert	1,53	1,22	1,17	0,94	0,94
Median	1,27	1,02	0,98	0,78	0,78
Max	8,35	6,68	5,02	4,01	4,85

Abbildung 68: Ergebnis der modellierten Maßnahmen für die Gewässerqualität bezüglich Diclofenac



Für Sulfamethoxazol sind die Reduktionsergebnisse der modellierten Maßnahmen auf die Gewässerqualität in Abbildung 69 und Abbildung 70 dargestellt. Bei den Maßnahmen der vierten Reinigungsstufe werden die Verfahren mit Pulveraktivkohle (Abbildung 69) bzw. mit Ozonung (Abbildung 70) aufgrund der starken Unterschiede bei der Eliminationsleistung aus dem Abwasser getrennt betrachtet.

In Abbildung 33 wird ersichtlich, dass die Maßnahme „20 % weniger Verbrauch“ auch bei Sulfamethoxazol ähnlich wie bei Diclofenac nicht zu einer essenziellen Verbesserung der Gewässersituation - verglichen mit dem Ist-Zustand - beiträgt. Positive Änderungen treten nur vereinzelt auf. Die gleiche Aussage kann auch auf

die Maßnahme „Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit vierten Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle“ übertragen werden. Wird jedoch Ozonung eingesetzt, wird an ganz vielen Gebietsauslässen das Qualitätskriterium (PNEC: 0,1 µg/L) unterschritten und nur an vereinzelt Stellen kritische Gewässersituationen modelliert. Bei der Maßnahmenkombination „Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit einer vierten Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle“ und „20 % weniger Verbrauch“ wird eine eindeutige Verschiebung der Risikoquotienten von > 2 zu > 1 bzw. von > 1 zu < 1 ersichtlich. Dennoch bleiben viele Gebietsauslässe weiterhin mit Sulfamethoxazol belastet. Erst durch die Maßnahmenkombination „Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit einer vierten Reinigungsstufe mit Ozonung“ und „20 % weniger Verbrauch“ wird mehr oder weniger flächendeckend eine Unterschreitung des Sulfamethoxazol-PNEC-Werts erzielt. Nur noch an wenigen Gebietsauslässen im Neckar-Hauptstrom liegen die berechneten Risikoquotienten zwischen 1 und 2.

Das Ergebnis der Maßnahme „Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit vierter Reinigungsstufe (Pulveraktivkohle)“ ist vergleichbar mit dem Ergebnis der Maßnahmenkombination „Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 und weniger Arzneistoffverbrauch“ und fällt sogar ein wenig schlechter aus. Bei derselben Maßnahme aber mit Ozonung werden 82 % der Sulfamethoxazol-Fracht reduziert, was offensichtlich ausreichend ist, um an allen Gebietsauslässen ohne Ausnahme das Qualitätskriterium zu unterschreiten und Risikoquotienten von < 1 zu erreichen.

Auch für Sulfamethoxazol verdeutlichen die Modellierungsergebnisse den Handlungsbedarf, der mit steigenden Arzneimittel-Verbrauchsmengen weiter zunehmen wird.

Die berechneten Sulfamethoxazol-Konzentrationen sind in Tabelle 65 zu finden. Im Ist-Zustand entspricht die modellierte mittlere Konzentration dem PNEC-Wert für die betrachteten Gebietsauslässe. Die maximale Konzentration hingegen ist um den Faktor 5 höher. Sie wird auf das Dreifache reduziert durch die Maßnahmenkombination mit Ozonung als Behandlungsverfahren der vierten Reinigungsstufe. Dennoch wird das Qualitätskriterium überschritten.

Die Ergebnisdarstellung der modellierten Maßnahmen insbesondere der vierten Reinigungsstufe illustriert, wie unterschiedlich die stoffspezifischen Wirkungen der verschiedenen Maßnahmen in einem beispielhaft ausgewählten Flussgebiet aussehen können. Je nach betrachtetem Stoff können die verwendeten Zielwerte teilweise erst (wenn überhaupt) durch Maßnahmenkombinationen erreicht werden.

Tabelle 65: Berechnete Sulfamethoxazol-Konzentrationen an Gebietsauslässen im Neckar-Einzugsgebiet für die modellierten Maßnahmen

Werte in µg/L	Ist-Zustand	20 % weniger Verbrauch	4. Stufe >50.000 EW	4. Stufe >50.000 EW & weniger Verbrauch	4. Stufe >10.000 EW
Pulveraktivkohle					
Min	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Mittelwert	0,10	0,08	0,08	0,06	0,07
Median	0,08	0,06	0,06	0,05	0,06
Max	0,52	0,42	0,36	0,29	0,35
Ozonung					
Min	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Mittelwert	0,10	0,08	0,05	0,04	0,02
Median	0,08	0,06	0,04	0,03	0,02
Max	0,52	0,42	0,21	0,17	0,06

Abbildung 69: Ergebnis der modellierten Maßnahmen für die Gewässerqualität bezüglich Sulfamethoxazol (vierte Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle)

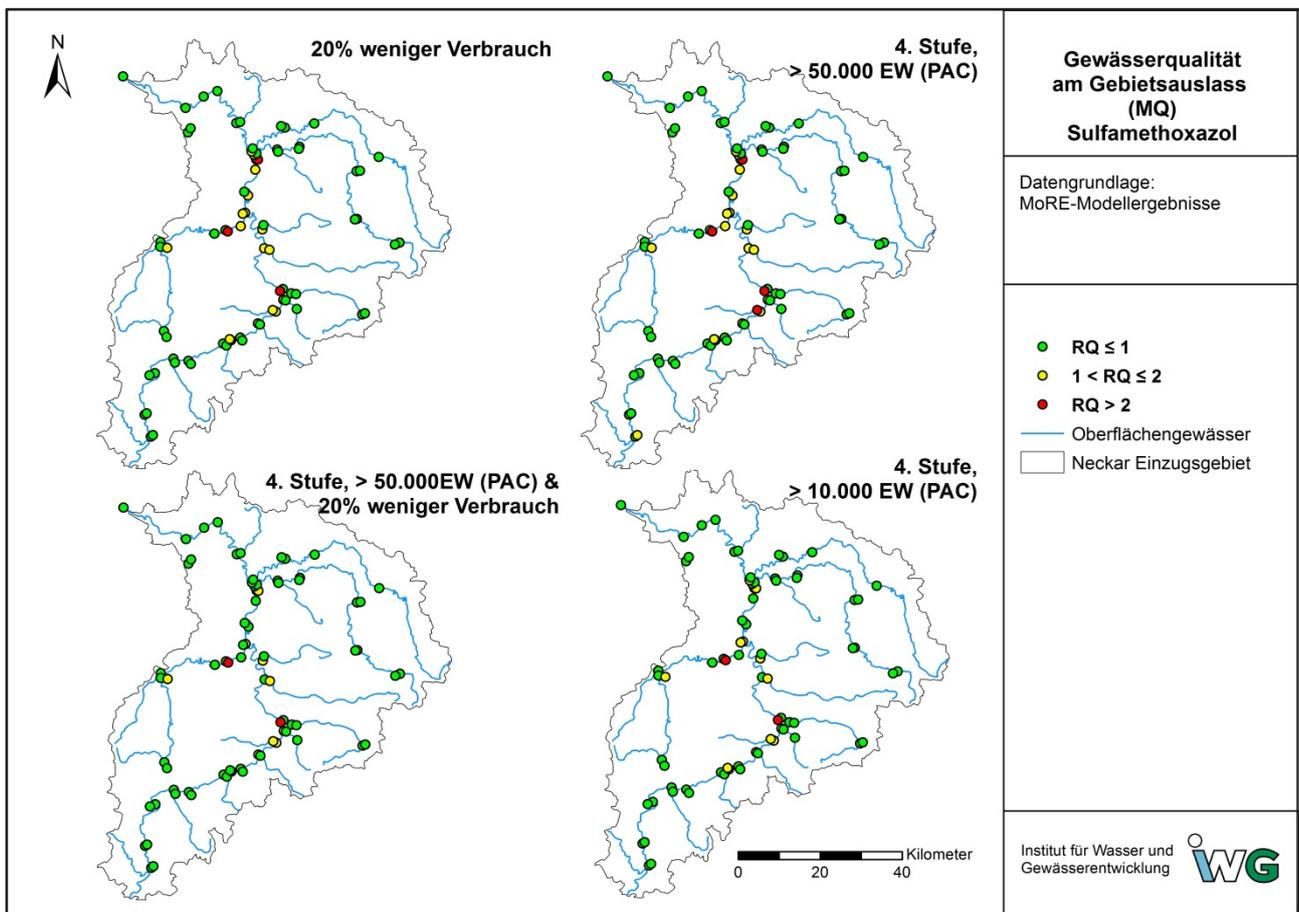
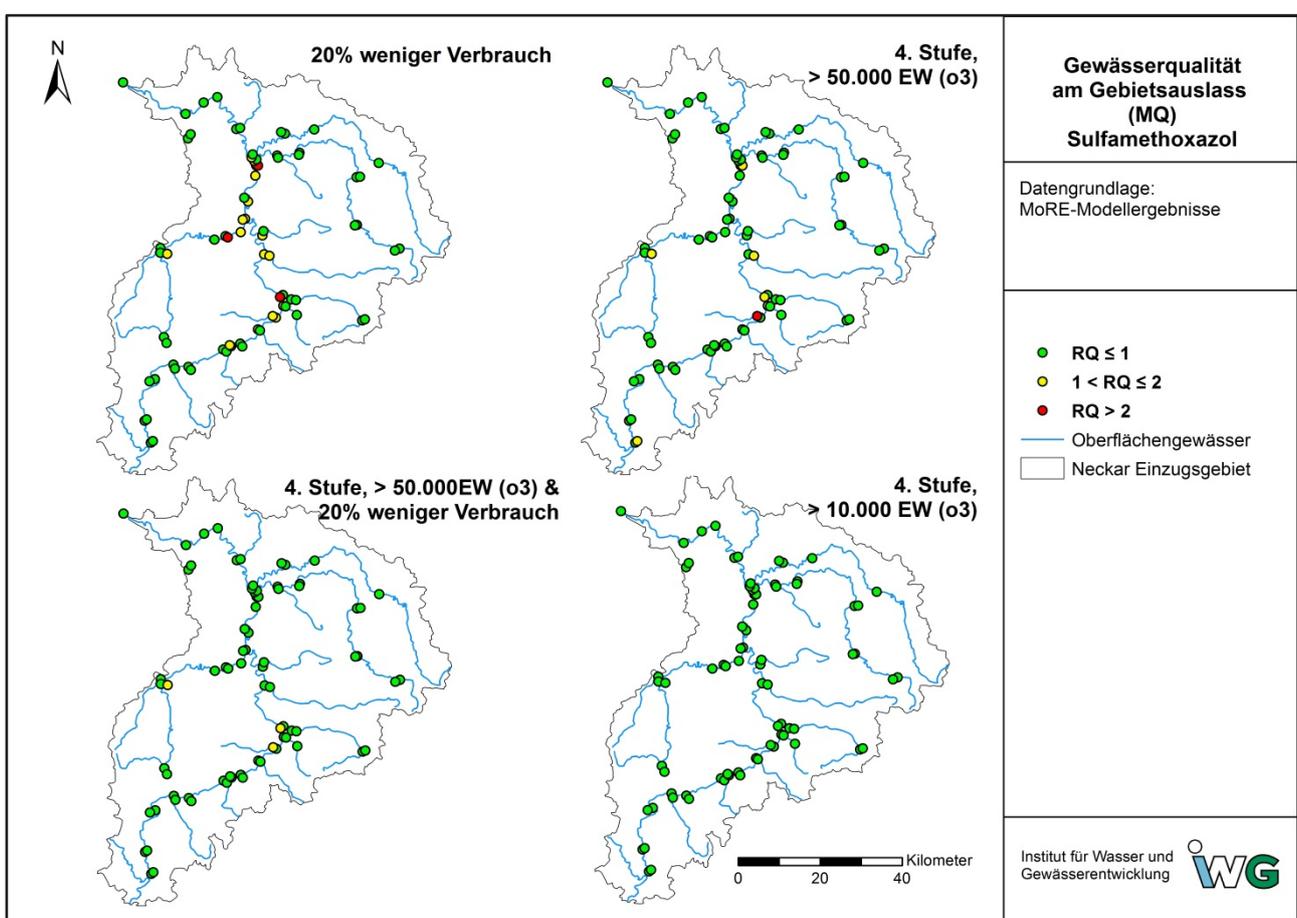


Abbildung 70: Ergebnis der modellierten Maßnahmen für die Gewässerqualität bezüglich Sulfamethoxazol (vierte Reinigungsstufe mit Ozonung)



7.4 Zwischenfazit Auswahl von Maßnahmenkombinationen

Die Gewässerbelastungen mit den betrachteten Mikroschadstoffen können sowohl durch quellenbezogene, dezentrale als auch nachgeschaltete Maßnahmen reduziert werden; auf die Abbildung von dezentralen Maßnahmen wurde aufgrund fehlender Eingangsdaten verzichtet. Durch keine der Maßnahmen können alle Eintragspfade erfasst bzw. alle relevanten Stoffeinträge verringert werden. Bei der Maßnahmenwirkung ist zum Teil mit deutlichen Verzögerungen zu rechnen.

Aufgrund des Vorsorge- und Verursacherprinzips erscheinen stoffspezifische Maßnahmen an der Quelle (bspw. Substitution) insbesondere für besonders problematische Stoffe notwendig. Zur Bewusstseinsbildung und Schaffung von Akzeptanz dienen unterstützend Informationsmaßnahmen wie Aufklärungskampagnen und Produktlabeling. Konzentrierte Einträge von sehr stark durch Arzneistoffe belastetem Krankenhausabwasser, sogenannte „Hot-spots“ können durch dezentrale Teilstromerfassung und –behandlung reduziert werden. Zentrale nachgeschaltete/End-of-pipe-Maßnahmen bieten sich aufgrund der Vielzahl von Mikroschadstoffen mit einem hohen Anteil an Einträgen aus dem Privatbereich (u. a. Arzneimittel-Rückstände, Textil-Chemikalien, Pflegeprodukte) bei großen Kläranlagen zur generellen Frachtreduktion und bei Kläranlagen an relevanten Gewässern, bspw. mit einem ungünstigen Verhältnis der eingeleiteten Abwassermenge zum Gewässerabfluss oder bei einer Relevanz für die Trinkwassergewinnung, an. Neben der hohen Frachtreduktion haben End-of-pipe-Maßnahmen häufig positive Zusatzeffekte durch die zusätzliche Elimination anderer Stoffe (weitere Mikroschadstoffe, Feinstpartikeln, Phosphor, hygienische Situation), die bei der Zusammenstellung effizienter Maßnahmenkombinationen zu berücksichtigen sind. Dies trifft sowohl bei einer

4. Reinigungstufe in kommunalen Kläranlagen als auch bei der weitergehenden Reinigung von Niederschlags- oder Mischwasser zu.

Die Kombinationen von Maßnahmen erlaubt die Berücksichtigung von zeitlichen und räumlichen Besonderheiten, wie beispielsweise langfristige Umsetzungszeiträume oder Emissions-Hot-Spots sowie eine hohe stoffübergreifende und gleichzeitig stoffspezifische Effizienz bei der Reduktion von Einträgen in die Gewässer. Quellenorientierte Maßnahmen können zusätzlich zur Schaffung eines Problembewusstseins bzgl. vermeidbarer Schadstoffe durch den Verbraucher sowie allgemein zu einer erhöhten Akzeptanz beitragen.

Für eine umfassendere Bewertung der Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen sind teilweise zusätzliche Informationen und Arbeiten notwendig, um weitere Effekte und Änderungen wichtiger Rahmenbedingungen berücksichtigen zu können.

8 Empfehlungen für Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Verminderung und Vermeidung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer von Seiten des Bundes

Die erarbeiteten Ergebnisse zeigen deutlich, dass für alle betrachteten Mikroschadstoffe sowohl quellenbezogene als auch nachgeschaltete Maßnahmen zur Emissionsminderung zur Verfügung stehen, teilweise können bzw. müssen auch ergänzend dezentrale Maßnahmen genutzt werden. Nur durch eine effiziente Kombination der unterschiedlichen Ansätze können die verschiedenen Zielsetzungen (ausreichende Emissionsminderung unter Berücksichtigung unterschiedlicher lokaler Belastungen, hohe Effizienz, Umsetzung des Verursacherprinzips, Akzeptanzförderung, etc.) erreicht werden. Die Notwendigkeit aber auch die Grenzen quellenorientierter Maßnahmen sind in Tabelle 66 zusammengefasst. Die Ansatzpunkte der Emissionsminderungsmaßnahmen und damit auch die betroffenen Rechtsbereiche (Wasserrecht, Chemikalienrecht Anlagenrecht, informatorische Maßnahmen) sind entsprechend sehr unterschiedlich. Die wichtigsten Einzelmaßnahmen des Bundes sind als Ergebnis der Analysen in den vorherigen Kapiteln in Tabelle 67 aufgelistet.

Tabelle 66: Quellenorientierte Maßnahmen: Notwendigkeit und Grenzen

Notwendigkeit quellenorientierter Maßnahmen:
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Umsetzung des Verursacher- und Vorsorgeprinzips ▶ flächendeckende, Umweltmedien-übergreifende Minderung der Umweltbelastungen ▶ Reduktion der Emissionen aus Eintragspfaden, die nicht oder nicht ausreichend über nachgeschaltete Maßnahmen erfasst werden können (z. B. Eintragspfad atmosphärische Deposition) ▶ (zusätzliche) Reduktion der Einträge über kommunale Kläranlagen (bspw. bei schlecht abbaubaren Schadstoffen)
Grenzen quellenorientierter Maßnahmen:
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Emissionen aus bereits vorhandenen Anwendungen („Lager“ bzw. „Depots“) ▶ schwer oder nur unvollständig zu begrenzende Anwendungen bzw. Emissionspfade (z. B. Importprodukte, Nischenprodukte, luftbürtige Ferntransporte) ▶ sehr hochwertige, nicht oder kaum zu beschränkende Verwendungen

Der Bund hat auf dem Gebiet des Wasserhaushaltes seit der Föderalismusreform von 2006 die konkurrierende Gesetzgebungskompetenz und besitzt damit die Möglichkeit, auch detaillierte wasserwirtschaftliche Regelungen zu erlassen. Die exekutiven Befugnisse in der Wasserwirtschaft werden dagegen von den Ländern ausgeübt, einschließlich des Vollzugs der wasserrechtlichen Vorschriften der Bundesgesetze. Als zusätzliche Akteure spielen die Flussgebietsgemeinschaften (FGGs) auf nationaler Ebene bzw. die Flussgebietskommissionen auf internationaler Ebene (z. B. IKSr oder IKSE) eine wichtige Rolle, die durch die Wasserrahmenrichtlinie eingeführt bzw. gestärkt wurden. Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme werden auf der Ebene der Flussgebiete erarbeitet und sind wichtige Instrumente des Flussgebietsmanagements. Die von den Bundesländern und den weiteren, auf Flussgebietsebene relevanten Akteure zu erstellenden Programme sind langfristig anzulegen. Um sie sinnvoll auszugestalten sind übergeordnete Veränderungen und Entwicklungen, bspw. aufgrund rechtlicher Veränderungen auf Bundesebene, zu berücksichtigen. Durch die Erweiterung und fortschreitende Aktualisierung der Liste der prioritären Stoffe sowie die Anpassung der Liste der flussgebietspezifischen Schadstoffe nimmt die Relevanz der Thematik Mikroschadstoffe in den Flussgebieten deutlich zu und spielt auch bei der Erarbeitung der Maßnahmenprogramme eine wichtige Rolle (vgl. IKSr 2012). Dies macht eine langfristig orientierte und umfassende Ausgestaltung möglicher Maßnahmen auf Bundesebene im Bereich der Mikroschadstoffe erforderlich.

Vor diesen Randbedingungen (zentrale Kompetenzen des Bundes im Bereich der Wasserwirtschaft, Notwendigkeit paralleler Maßnahmen in sehr unterschiedlichen Bereichen, langfristige Planungshorizonte für das Flussgebietsmanagement) erscheint es sinnvoll, die unterschiedlichen Maßnahmen im Rahmen einer „Strategie Mikroschadstoffe“ des Bundes zu bündeln. Übergeordnete Zielsetzung muss die Einhaltung der über WRRL und MSRL bestehenden Qualitätsziele im Bereich des Gewässerschutzes, wie z. B. die Erreichung des guten chemischen Zustands sein. Über die unterschiedlichen Maßnahmen sind alle relevanten Akteure ausgewogen in die Strategie einzubinden.

Für den Erfolg umweltpolitischer Maßnahmen sind gleichgerichtete und langfristig ausgerichtete Signale in allen relevanten Bereichen entscheidend. Wie in Abbildung 71 dargestellt, sollte die „Strategie Mikroschadstoffe“ auf den 3 Säulen „quellenorientierte Maßnahmen“ (einschließlich informatorischer Maßnahmen), „dezentrale Maßnahmen“ und „End-of-pipe-Maßnahmen“ aufbauen.

Übergreifend können über Forschungsprogramme zusätzliche Maßnahmen der Emissionsminderung in den verschiedenen Bereichen entwickelt bzw. bestehende verbessert und optimiert werden. Dabei ist auf die aktuellen Forschungsschwerpunkte und Ergebnisse, bspw. im Rahmen der BMBF-Förderinitiative "Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf – RiSKWa“ oder der Förderaktivitäten der Bundesländer, insbesondere von Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg aufzubauen. Allerdings liegen hier bislang die Schwerpunkte auf der Untersuchung und Optimierung von nachgeschalteten Maßnahmen. Zukünftig sollten neben vertiefenden Untersuchungen zu Abwasserbehandlungsverfahren stärker quellenorientierte Aspekte mit aufgenommen werden. Vor dem Hintergrund der untersuchten Mikroschadstoffe sind bspw. folgende Fragestellungen relevant:

- ▶ Entwicklung umweltfreundlicher Farben, Fassaden- und Baumaterialien (z. B. zur Substitution kritischer Biozide und Flammschutzmitteln),
- ▶ Entwicklung umweltfreundlicher Textilchemikalien,
- ▶ Entwicklung „grüner Wirkstoffe“ in der Humanmedizin (anknüpfend bspw. an die laufende Förderinitiative der Deutschen Bundesstiftung Umwelt „Nachhaltige Pharmazie“),⁶⁰
- ▶ umweltfreundliche Substitute für Industriechemikalien (bspw. PFOS bei der Metallbearbeitung),
- ▶ Maßnahmen und Organisationskonzepte zur dezentralen Emissionsminderung bei Röntgenkontrastmitteln.

Ein wichtiger Aspekt ist außerdem ein kontinuierliches Monitoring der Umsetzung der Strategie mit folgenden Zielsetzungen:

- ▶ Darstellung der erreichten Verbesserungen und Erfolgskontrolle für die umgesetzten Maßnahmen.
- ▶ Auswertungen zur Effizienz und zum Emissionsminderungspotenzial der umgesetzten Maßnahmen und des sich daraus ggf. ableitenden Anpassungsbedarfs: Die im Projekt verwendeten Methoden der Stoffflussanalyse und Stoffeintragsmodellierung können weitgehende Aussagen zur Wirksamkeit einzelner Maßnahmen bzw. von Maßnahmenbündeln liefern. Allerdings sind bspw. bei informatorischen Maßnahmen die bisherigen Erkenntnisse zu ihrer (dauerhaften) Wirksamkeit noch begrenzt. Anhand eines solchen Monitoring-Programms, ggf. ergänzt durch Ergebnisse aus Forschungs- und Demonstrationsprojekten, können zusätzliche Informationen gewonnen werden, die in die Wirkungsabschätzungen einfließen können. Ein zusätzlicher Aspekt ist außerdem der mögliche zeitliche Verzug zwischen der Initiierung von Maßnahmen, deren Umsetzung und der sich danach entfaltenden, emissionsentlastenden Wirkung für die Gewässer. Hier liegen bislang ebenfalls nur wenige Erfahrungswerte vor.
- ▶ Anpassung der Strategie an veränderte Zielsetzungen bspw. aufgrund der zu erwartenden Aktualisierungen der prioritären Stoffliste und der Qualitätsnormen auf europäischer Ebene (s. o.).

⁶⁰ Vgl. https://www.dbu.de/123artikel32954_335.html.

Abbildung 71: Grundstruktur einer „Strategie Mikroschadstoffe“

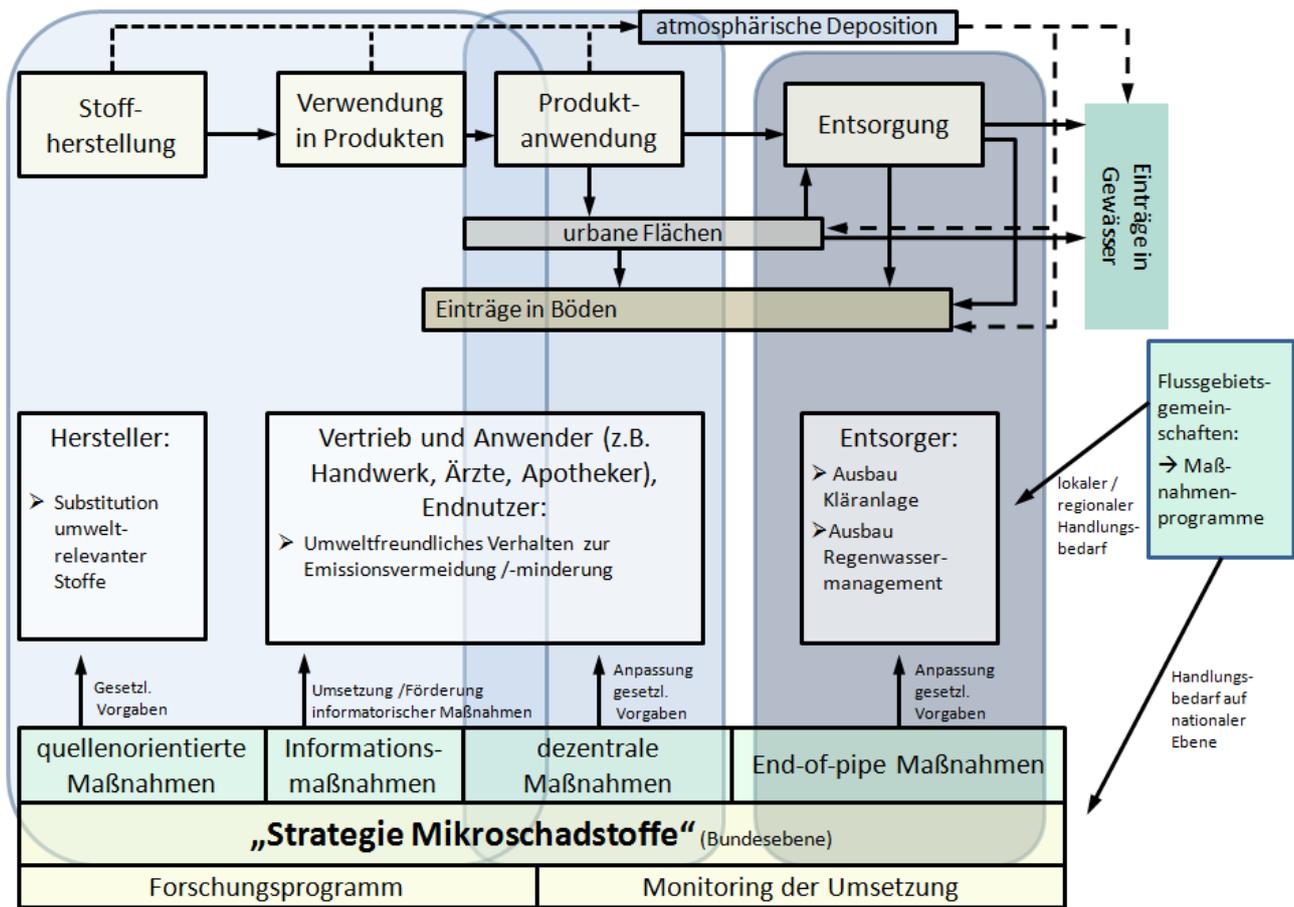


Tabelle 67: Wichtige Ansatzpunkte des Bundes zur Umsetzung von Emissionsminderungsmaßnahmen

Maßnahmen an der Quelle	Maßnahme	Ansatzpunkte des Bundes	Anmerkungen
	Informationsmaßnahmen in den Bereichen: - Fassadenmaterialien - Textilien - Arzneistoffe	Initiierung, Koordination und Unterstützung bei der Umsetzung: Info-Materialien, Labeling, Umweltklassifizierung, Public Procurement, Positivlisten, Entsorgung von Alt-/ unverbrauchten Arzneimitteln	Verbreitung quellenorientierter Maßnahmen in unterschiedlichen Bereichen mit spezifischen Instrumenten
	Importbeschränkungen für Schadstoff-belastete Textilien Beschränkung der PAK-Emissionen auf EU-Ebene	Erweiterung der bestehenden EU-Beschränkungen	aktuell laufende Initiative
Dezentrale Maßnahmen	Weitergehende Anforderungen bei Indirekteinleitern z. B. Krankenhäuser,	- Weiterentwicklung bzw. Erarbeitung von Anhängen zur AbwVO	

	Maßnahme	Ansatzpunkte des Bundes	Anmerkungen
End-of-pipe	Metallbe- und -verarbeitung		
	Einführung einer weitergehenden Abwasserreinigung in besonders relevanten kommunalen Kläranlagen	- Erweiterung der Abwasserverordnung (AbwVO) - Überarbeitung Abwasserabgabengesetz	Differenzierung nach Anlagengröße und Immissionsbetrachtungen
	Weitergehende Behandlung von Niederschlagswasser bzw. Mischwasser	- Überarbeitung Abwasserabgabengesetz - zusätzlicher Anhang Niederschlagswasser zur AbwVO	Berücksichtigung der Mikroschadstoff-Emissionen (ggf. über Referenzparameter AFS fein (< 63 µm))
begleitende Maßnahme	Monitoringprogramm	Weiterentwicklung der Messprogramme; Begleitung der Umsetzung quellenorientierter Maßnahmen	Erfolgskontrolle der umgesetzten Maßnahmen; Anpassungsbedarf
	F&E-Programm	BMBF (z. B. Weiterentwicklung des Forschungsprogramms NaWaM), BMUB/UBA (UFOPLAN, Umweltinnovationsprogramm)	Forschungen einschließlich Demonstrationsprojekte sowohl zu quellenorientierten, dezentralen als auch End-of-pipe-Maßnahmen

Aus der in Tabelle 67 aufgelisteten Aufstellung von Maßnahmen auf Bundesebene wird bereits die Bedeutung des Bundes bei einer Strategie Mikroschadstoffe deutlich. Aus der Wirkungsforschung zu umweltpolitischen Maßnahmen ist bekannt, dass neben der Instrumentenwahl auch den so genannten weichen Kontextfaktoren eine zentrale Bedeutung zukommt (Jänicke und Lindemann 2008). Zu bedenken ist, dass die Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen an Mikroschadstoffen durch eine Mehrebenen- und Multiakteurskonstellation geprägt ist (vgl. Newell et al. 2012). Unter diesen Bedingungen gehören die Widerspruchsfreiheit von Signalen, das Vorliegen ambitionierter aber zugleich realistischer und überprüfbarer Zielsetzungen, aber auch die Etablierung von Kommunikationsforen und die Etablierung von Vertrauen zwischen den beteiligten Akteuren zu Grundvoraussetzungen einer erfolgreichen Politik. Dies trifft umso mehr zu, wenn unterschiedliche Maßnahmen nicht durch Ordnungsrecht angeordnet, sondern in einem Instrumentenmix kombiniert und die resultierenden Interaktionswirkungen abgestimmt werden müssen sowie Interessenskonflikte vorliegen.

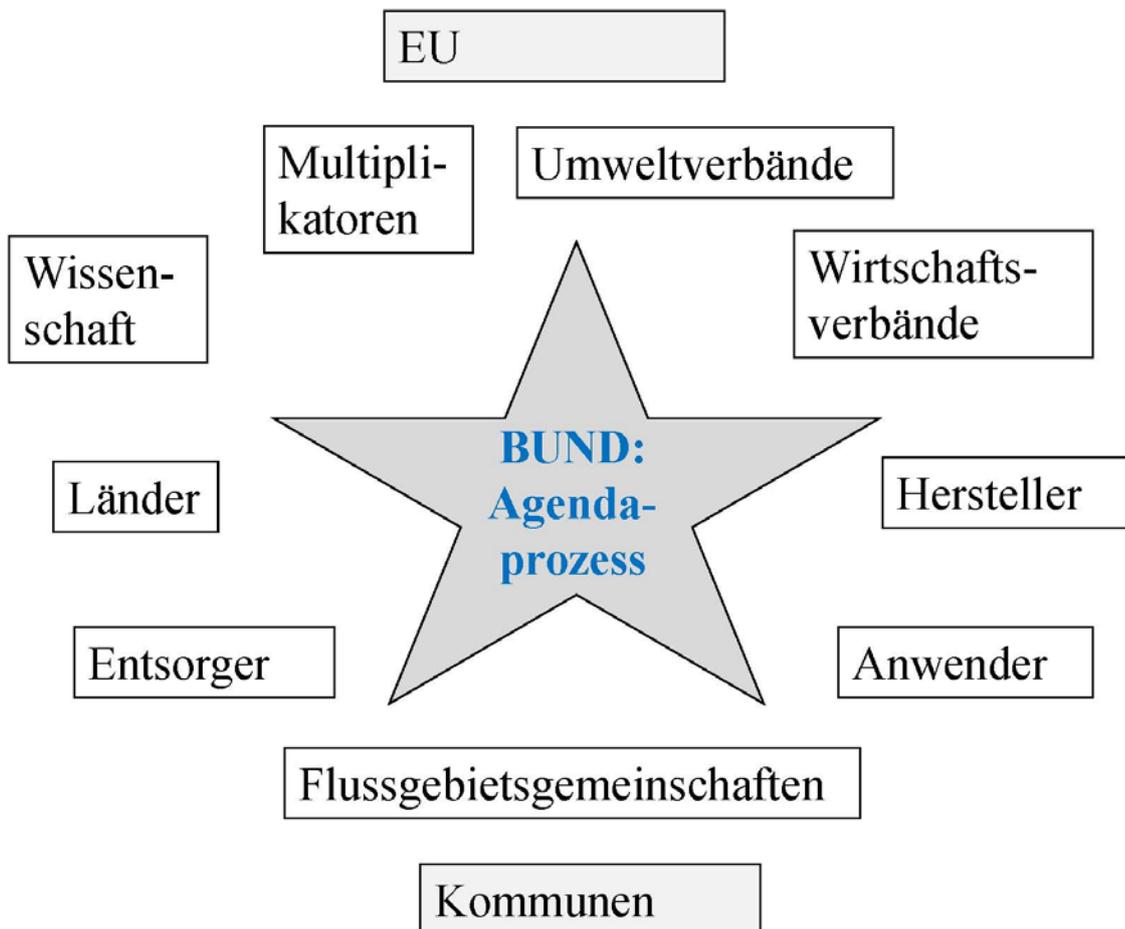
Die aus den umzusetzenden Maßnahmen resultierenden Herausforderungen einer Strategie Mikroschadstoffe bezüglich der Akteursstruktur sprechen dafür, eine solche Strategie durch einen Agenda-Prozess unter Federführung des Bundes zu begleiten:

- ▶ Die Maßnahmen betreffen unterschiedliche Politikfelder: Neben Gewässerschutz und Chemikalienrecht sind hier auch die Forschungs- und Innovationspolitik anzuführen. Dies erfordert eine Integration verschiedener Politikebenen.
- ▶ Die Maßnahmen betreffen nicht nur unterschiedliche Politikfelder, sondern auch verschiedene Politikebenen, was die Komplexität der Abstimmungsprozesse zusätzlich steigert.

- ▶ Bei den erforderlichen Abwägungen hinsichtlich der Bedeutung, die Maßnahmen bei den Quellen gegenüber nachgeschalteten Anlagen einnehmen sollten, kann ein Spannungsfeld widerstreitender Interessen auftreten, was die Notwendigkeit von Diskursprozessen zusätzlich steigert.
- ▶ Gerade bei Maßnahmen, die nicht ordnungsrechtlich durchgesetzt werden können, sondern auf „weichen“ Instrumententypen beruhen wie z. B. Informationsmaßnahmen, bestehen keine standardisierten Abstimmungsprozeduren, wie sie für gesetzliche Maßnahmen standardmäßig etabliert sind.
- ▶ „Weiche“ Maßnahmen sind nur dann von Erfolg gekrönt, wenn sie auf hohe Akzeptanz stoßen. Dies gilt umso mehr, wenn sie an Veränderungen des individuellen Verhaltens - z. B. Rücknahmeverpflichtungen oder verändertes Kaufverhalten einzelner Konsumenten - geknüpft sind. Umso wichtiger wird es bei diesen Bereichen, Akteure der Zivilgesellschaft aktiv in die Maßnahmen einzubinden und die Einbindung von Multiplikatoren zu gewährleisten.
- ▶ Den Flussgebietsgemeinschaften kommt einerseits eine hohe Bedeutung bei der Abwägung von Maßnahmen in den einzelnen Bereichen zu. Andererseits fällt ihnen bisher der Zugang zu den Diskursebenen, auf denen stoffpolitische Maßnahmen diskutiert werden, eher schwer.

Aus all diesen Aspekten schlagen wir vor, die Strategie Mikroschadstoffe durch einen Agenda-Prozess zu flankieren. Hier sollten Vertreter relevanter Akteursgruppen (vgl. Abbildung 72) zusammen kommen, um insbesondere über die Abwägungen bei der Detaillierung der Zielsetzung zu diskutieren, und die Ergebnisse des Monitoringberichtes mit ihren Erfahrungen zu Umsetzungsproblemen abzugleichen.

Abbildung 72: Akteursstruktur eines Agenda-Prozesses zur „Strategie Mikroschadstoffe“



9 Ausblick

Anhand der vorliegenden Arbeiten konnten für ausgewählte Mikroschadstoffe die emissionsrelevanten Verwendungen aufgezeigt und die aus Sicht des Gewässerschutzes wesentlichen Eintragspfade identifiziert werden. Darauf aufbauend wurden mögliche Emissionsminderungsmaßnahmen beschrieben und bewertet sowie effiziente Maßnahmenkombinationen abgeleitet, die den Kern einer umfassenden Strategie Mikrostrategie darstellen können. Im Weiteren sollte es vor allem um die Konkretisierung der einzelnen Maßnahmen, die Analyse ergänzender Zusatzaspekte und die Ableitung konkreter Handlungsschritte gehen. Dazu sind umsetzungsrelevante Hintergründe einschließlich möglicher Treiber und Hemmnisse zu analysieren und konkrete Empfehlungen zum weiteren Vorgehen abzuleiten.

Weiterführende Analyse und Konkretisierung quellenorientierter Maßnahmen / Spezifizierung der Einzelmaßnahmen und der Maßnahmenbündel

Während es im Bereich der End-of-pipe-Maßnahmen, insbesondere hinsichtlich der großtechnischen Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe, bereits zahlreiche Pilot- und Demonstrationsprojekte gibt, ist die Ausgangssituation im Bereich der quellenorientierten Maßnahmen eine deutlich andere. Ihre Relevanz hinsichtlich der Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen in die Umwelt konnte durch die vorangegangenen, oben dargestellten Arbeiten aufgezeigt werden. Sie sind jedoch in sehr unterschiedlichen Themenfeldern und Handlungsbereichen anzugehen und es sind zusätzliche Untersuchungen zur Vorbereitung einer möglichen Umsetzung angezeigt.

Die Problematik zeigt sich beispielsweise bei Maßnahmen im Bereich der Textilchemikalien, bei denen die bisherigen Maßnahmen (bspw. Labeling) zwar seit geraumer Zeit existieren, bislang aber zu keinen umfassenden Eintragsminderungen geführt haben: Hintergrund ist, dass die Anwendung von Textilchemikalien (darunter besonders umweltrelevante Stoffe wie bspw. Nonylphenol, Triclosan, HBCDD) in Ländern außerhalb der deutschen oder europäischen Regulierung verlagert wurde und die entsprechenden Stoffe über den Weg der Importprodukte und die Nutzungsphase der Textilien (u. a. Waschen) in die hiesige aquatische Umwelt gelangen. Kontrollen der Schadstoffkonzentrationen in Importprodukten erfolgen bei der Einfuhr nur stichprobenartig. Auch die Vielzahl von „Öko-Labeln“, die von Textilherstellern eingesetzt werden und die von den Verbrauchern in gewissem Umfang Akzeptanz finden, hat bislang noch zu keiner erkennbaren Verringerung der Eintragsmengen geführt.

Ein weiteres Beispiel ist der Bereich der Arzneistoffe, für die zwar unterschiedliche Ansätze quellenorientierter Emissionsminderungsmaßnahmen zur Verfügung stehen (z. B. Kennzeichnung der Umweltrelevanz, Reduktion der Anwendungsmengen bei umweltrelevanten Wirkstoffen, sachgerechte Entsorgung). Auch hier konnten bislang keine umsetzungsorientierten Initiativen auf nationaler Ebene gestartet werden.

Übergreifend fehlen außerdem für die verschiedenen Ansatzpunkte möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen Untersuchungen zu den damit verbundenen Transaktionskosten (z. B. Informationskosten, Kontrollkosten bei Behörden, Aushandlungskosten).

Verbesserung und Erweiterung der Stofffluss- und Stoffeintragsmodellierung

Während der aktuellen Arbeiten zur Modellierung von Mikroschadstoff-Einträgen in die Gewässer und zur Untersuchung der Wirksamkeit von emissionsmindernden Maßnahmen konnte die grundsätzliche Machbarkeit der Stoffflussanalyse und der Stoffeintragsmodellierung unter Verwendung des Modellierungsansatzes MoRE anhand der beispielhaften Betrachtung des Neckarraums, für den eine verhältnismäßig gute und differenzierte Datenlage vorliegt, gezeigt werden. Die nächsten anstehenden Schritte sind die Übertragung auf weitere Einzugsgebiete mit dem Ziel, für Deutschland insgesamt eine Modellierung zu erreichen, um die mit den Maßnahmenkombinationen zu erzielenden Effekte auf unterschiedlichen Ebenen aufzeigen zu können.

Zusätzlich sollte für weitere Mikroschstoffe (bspw. aus dem Bereich der Biozide) die Datenbasis verbessert werden, so dass diese in die Modellierung mit einbezogen werden können.

Für eine bessere Vergleichbarkeit von Maßnahmen und deren Kosteneffizienz sind weitere Maßnahmen zur Reduktion von Schadstoffeinträgen in die Gewässer in die Modellierung mit einzubeziehen. Ziel sollte sein, das Modellsystem so weiterzuentwickeln, dass es auch für ein begleitendes Monitoring bei der Umsetzung einer Emissionsminderungsstrategie Mikroschadstoffe eingesetzt werden kann.

Kosten- und Effizienzdaten einer vierten Reinigungsstufe

Aufgrund der aktuellen Aktivitäten, insbesondere in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg sowie in der Schweiz, wird bis Ende 2015 mit weiteren Erkenntnisgewinnen bzgl. Kosten und Effizienz, in Abhängigkeit der eingesetzten Verfahren, zu rechnen sein. Die vorliegenden Kostenrechnungen und Effizienzbetrachtungen sind anhand dieser Daten und Informationen fortzuschreiben. Gleichzeitig sind die Sensitivitäten der spezifischen Kosten im Hinblick auf eine Variation einzelner Kostenbestandteile weiter zu untersuchen, um den Kostenvergleich der unterschiedlichen Verfahren valider zu gestalten.

Parallel sind umsetzungsrelevante Details für die mögliche Implementierung einer 4. Reinigungsstufe bei kommunalen Kläranlagen zu konkretisieren, wie z. B. die Festlegung von Indikatorsubstanzen, Überwachungsmodalitäten oder zu behandelnde Abflussmengen.

Fortschreibung der Liste der prioritären Stoffe

Die neuen Stoffe der EU-watch-list sollten hinsichtlich ihrer Relevanz für Deutschland geprüft werden. Ggf. sind Analysen und Bewertungen zu emissionsrelevanten Verwendungen und Eintragungspfaden sowie daraus abzuleitende kosteneffiziente Emissionsminderungsmaßnahmen notwendig.

10 Quellenverzeichnis

- Abegglen, C. (2009): Eliminating micropollutants: wastewater treatment methods. In: Eawag News 67e, S. 25–27, zuletzt geprüft am 11.09.2014.
- Abegglen, Christian; Siegrist, Hansruedi (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Michael Schärer. Bundesamt für Umwelt. Bern (Umwelt-Wissen Nr. 1214: 210 S.). Online verfügbar unter <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01661/index.html?lang=de>, zuletzt geprüft am 09.01.2014.
- Abwassertechnische Vereinigung e. V.; Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V. -GFA-, Hennef (April 1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Arbeitsblatt ATV-A 128. In: ATV-Regelwerk Abwasser - Abfall (Band A 128), zuletzt geprüft am 09.01.2014.
- Ad hoc AG Prioritäre Stoffe (2011): Datensätze der Bundesländer zu Konzentrationen von Kläranlagenzu- und abläufen sowie Schlammgehalte von prioritären Stoffen aus der amtlichen Überwachung sowie aus Sondermessprogrammen. Ad hoc B/L-Arbeitsgruppe "Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste zur Richtlinie 2008/105/EG (Prioritäre Stoffe)". Unter Mitarbeit von Antje Ullrich. Dessau.
- ad-hoc AG Schadstoffe; Sedimentmanagement der FGG Elbe (2013): „Reduktion der signifikanten stofflichen Belastungen aus Nähr- und Schadstoffen“. Teilaspekt Schadstoffe. Erläuterungsdokument zur wichtigen Wasserbewirtschaftungsfrage. Flussgebietsgemeinschaft Elbe.
- AESGP (2012): AESGP Report from the BIO Intelligent Service (BIO IS). Workshop on Pharmaceuticals in the Environment (PIE), zuletzt geprüft am 05.09.2014.
- Agüera, Ana; Fernández-Alba, Amadeo R.; Piedra, Luis; Mézcua, Milagros; Gómez, José M. (2003): Evaluation of triclosan and biphenylol in marine sediments and urban wastewaters by pressurized liquid extraction and solid phase extraction followed by gas chromatography mass spectrometry and liquid chromatography mass spectrometry. Pesticide Residue Research Group, University of Almería (Almería). Unter Mitarbeit von Department of Hydrogeology and Analytical Chemistry, University of Almería. Elsevier Science B.V. Spanien (Analytica Chimica Acta, 480). Online verfügbar unter http://ac.els-cdn.com/S0003267003000400/1-s2.0-S0003267003000400-main.pdf?_tid=0c4f9806-18bc-11e4-938a-00000aacb360&acdnat=1406815846_3a059e40eb9716d1cf3e7ce9b31c7762, zuletzt geprüft am 31.07.2014.
- AHEL, M. (1994): Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment—I. Occurrence and transformation in sewage treatment. In: Water Research 28 (5), S. 1131–1142. DOI: 10.1016/0043-1354(94)90200-3.
- Altrogge, G. (2012): Konsumentenbefragung: Warum Nachhaltigkeit wichtiger als Modebewusstsein werden könnte - Marketingstrategie - News - absatzwirtschaft.de. Unter Mitarbeit von Georg Altrogge. Hg. v. Meedia GmbH & Co.KG. Absatzwirtschaft. Duesseldorf, Germany. Online verfügbar unter <http://www.absatzwirtschaft.de/content/marketingstrategie/news/warum-nachhaltigkeit-wichtiger-als-modebewusstsein-werden-koennte;78251>, zuletzt aktualisiert am 23.06.2014, zuletzt geprüft am 23.06.2014.
- Aqua et Gas (2012) (11). Online verfügbar unter www.aquaetgas.ch.
- ARGE Elbe (1999): Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen. Kiel/Hamburg, November 1999.
- Arzneimittel-Kompendium der Schweiz (2010): Diclofenac rapid Helvepharm. Fachinformation. Arzneimittel-Kompendium der Schweiz. Online verfügbar unter <http://www.compendium.ch/mpro/mnr/19663/html/de?Platform=Desktop>, zuletzt aktualisiert am 14.04.2010, zuletzt geprüft am 19.09.2014.
- Assmann, André; Bauer, Christian; Ernstberger, Hans; Johann, Georg; Merta, Mariusz; Rieger, Wolfgang et al. (2013): DWA-Regelwerk. Merkblatt DWA-M 550. Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung. Entwurf. Frist zur Stellungnahme: 15. Januar 2014. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Hennef. Online verfügbar unter [http://www.dwa.de/dwa/shop/produkte.nsf/69EAA93894DA05CEC1257BF2001B1E82/\\$file/vorschau_dwa_m_550gd.pdf](http://www.dwa.de/dwa/shop/produkte.nsf/69EAA93894DA05CEC1257BF2001B1E82/$file/vorschau_dwa_m_550gd.pdf).

- Bachor, Alexander; Schumann, Andre; Röpke, Andreas; Scharf, Eva-Maria; Dethloff, Mandy; Nakari, Tarja et al. (2011a): Cohiba WP 3 National Report. German Results. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, zuletzt geprüft am 04.09.2014.
- Bachor, Alexander; Schumann, Andre; Röpke, Andreas; Scharf, Eva-Maria; Dethloff, Mandy; Nakari, Tarja et al. (2011b): COHIBA WP3, National Report. German Results. Agency for Environment, Nature Conservation and Geology Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow. Online verfügbar unter www.cohiba-project.net/publications.
- Bahr, C.; Ernst, M.; Jekel, M.; Heinzmann, B.; Luck, F.; Ried, A. (2007): Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion. Hg. v. B. Weigert. Berlin (Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser, Band 5), zuletzt geprüft am 11.09.2014.
- Bareiss Gültzow, Susanne (2011): Rundbrief 1. Geldern: VSR-Gewässerschutz (1). Online verfügbar unter <http://www.vsr-gewaesserschutz.de/resources/Rundbrief+VSR+01+2011.pdf>, zuletzt geprüft am 31.07.2014.
- BASG (2013): Mitteilung des Bundesamts für Sicherheit im Gesundheitswesen über Maßnahmen zur Gewährleistung der Arzneimittelsicherheit: Informationen über neue Kontraindikationen und Warnhinweise bei der Anwendung Diclofenac haltiger Arzneyspezialitäten.
- Baumgarten, Benno (2013): Entfernung von Sulfamethoxazol in der Bodenpassage. genehmigte Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Dr.-Ing. TU Berlin, Fakultät III - Prozesswissenschaften. Berlin. veröffentlicht in: ITU-Schriftenreihe, Schriftenreihe des Instituts für Technischen Umweltschutz der TU Berlin (Hg.), Band 20. 1. Auflage. Papierflieger Verlag Clausthal-Zellerfeld.
- Becouze, C.; Bertrand-Krajewski, J.-L.; Dembélé, A.; Cren-Olivé, C.; Coquery, M. (2009): Preliminary assessment of fluxes of priority pollutants in stormwater discharges in two urban catchments in Lyon, France. In: IWA World Water Congress and Exhibition, Montreal, Canada, Sept. 19-24, 2010. Online verfügbar unter <http://www.esprit-rhodanos.fr/publications/diffuse-pollution-s-oul09.pdf>.
- Behrendt, Horst; Opitz, Dieter; Scholz, Gaby (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Unter Mitarbeit von W. Pagenkopf, Martin Bach und Ulrike Schweikart. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei. Berlin.
- Bergman, Ulla (2013): Annex XV Restriction Report. Proposal for a Restriction. Nonylphenol and Nonylphenoethoxylates in Textiles, S. 251, zuletzt geprüft am 03.07.2014.
- Bergmann, Axel (2011): Organische Spurenstoffe im Wasserkreislauf. Hg. v. © acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften 2011. München (acatech Materialien, 12), zuletzt geprüft am 04.09.2014.
- Bergmann, Axel; Fohrmann, Reinhard; Weber, Frank-Andreas (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Hg. v. Umweltbundesamt. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau (UBA-Texte, 66/2011). Online verfügbar unter <http://www.uba.de/uba-info-medien/4188.html>, zuletzt geprüft am 24.10.2013.
- Bergmann, Sabine; Götz, Christian (2013): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser - Flächendeckende Analyse der Gewässerbelastungen und Reduzierungsmöglichkeiten in Nordrhein-Westfalen. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft 6 (3), S. 139–144. Online verfügbar unter <http://www.dwa.de/dwa/shop/shop.nsf/Produktanzeige?openform&produktid=P-DWAA-95H5UT&navindex=041103&ugruppe=Einzelartikel>.
- Bester, K. (2003): Triclosan in a sewage treatment process—balances and monitoring data. Institute of Environmental Research, University of Dortmund (Dortmund). Pergamon; Elsevier Science B.V. Deutschland (Water Research, 37). Online verfügbar unter http://ac.els-cdn.com/S004313540300335X/1-s2.0-S004313540300335X-main.pdf?_tid=bdc0e5b2-18bd-11e4-872f-00000aab0f6b&acdnat=1406816574_a93fe59150a83e53ccbc6d652b860d32, zuletzt geprüft am 31.07.2014.
- BfR (2006): Triclosan nur im ärztlichen Bereich anwenden, um Resistenzbildungen vorzubeugen. Stellungnahme Nr. 030/2006 vom 08. Mai 2006.
- BfR (2009): BfR unterstützt Verwendungsverbot von Triclosan in Lebensmittelbedarfsgegenständen. Stellungnahme (031/2009). Online verfügbar unter http://www.bfr.bund.de/cm/343/bfr_unterstuetzt_verwendungsverbot_von_triclosan_in_lebensmittelbedarfsgegenstaenden.pdf.

BfR (2011): Organozinnverbindungen in verbrauchernahen Produkten. Aktualisierte Stellungnahme Nr.034/2011 des BfR vom 2. August 2011. Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR). Online verfügbar unter http://www.bfr.bund.de/cm/343/organozinnverbindungen_in_verbrauchernahen_produkten.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

BfR (2012): Einführung in die Problematik der Bekleidungstextilien. Aktualisierte Stellungnahme Nr. 041/2012 vom 6. Juli 2012.

BfR; UBA-A (2003): Desinfektionsmittel nur mit Vorsicht einsetzen! Gemeinsame Presseerklärung des Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR) und der nationalen österreichischen Umweltbundesamt GmbH Wien; 24/2003, 13.11.2003. Online verfügbar unter http://www.bfr.bund.de/de/presseinformation/2003/24/desinfektionsmittel_nur_mit_vorsicht_einsetzen_-2336.html.

Biegel-Engler, A.; Vierke, L.; Staude, C.; Schulte, C. (2014): UBA-Bewertung von Ersatzstoffen – Anforderungen an umweltfreundliche Alternativen, 08.04.2014. Online verfügbar unter http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/analytik_org_stoffe_perfluorierte_chemikalien/fachtagungen/doc/schadensfaelle/uba_bewertung_von_ersatzstoffen.pdf, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Bilitewski, B. (2002): Massenstromanalyse für Papier und Altpapier im Jahr 2000 in Deutschland. Präsentation der INTECUS GmbH, Dresden, auf der Sitzung des ZELLCHEMINGFachausschusses.

Birch, H.; Mikkelsen, P. S.; Jensen, J. K.; Lützhøft, H.-C H. (2011): Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark. In: *Water Science & Technology* 64 (2), S. 485. DOI: 10.2166/wst.2011.687.

Björklund, Karin; Cousins, Anna P.; Strömvall, Ann-Margret; Malmqvist, Per-Arne (2009): Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. In: *Science of The Total Environment* 407 (16), S. 4665–4672. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.04.040.

Blepp, Markus; Bunke, Dirk; Baron, Yifaat; Ralls, Monica (2013): Progress report “Replacement of PFOS with halogen-free substitute materials in galvanisation”. Hg. v. Federal Environment Agency. Federal Environment Agency. Freiburg, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

BMU (2010): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU); Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau.

BMU (2012): Entsorgung und Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/klaerschlamm_landwirtschaft.pdf, Stand: April 2012.

BMU (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland Teil 2: Gewässergüte. Dessau, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

BMUB (2014): Schadstoffe. Hg. v. Bundesumweltministerium. Online verfügbar unter <http://www.thru.de/thrude/wissen/schadstoffe-abfaelle-branchen/schadstoffe/>, zuletzt geprüft am 01.07.2014.

Böhler, M.; Wittmer, A.; Heisele, A.; Wohlhauser, A.; Salhi, L.; Gunten, U. von et al. (2013): Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Ara Neugut. Eawag. Dübendorf, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Böhm, Eberhard; Hillenbrand, Thomas; Liebert, Joachim; Schleich, Joachim; Walz, Rainer (2002a): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. Texte 12/02. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Umweltbundesamt. Berlin (UFOPLAN, 299 21 289). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2101.pdf>, zuletzt geprüft am 03.09.2014.

Böhm, Eberhard; Hillenbrand, Thomas; Marscheider-Weidemann, Frank (2002b): Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland. Texte 68/02. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Unter Mitarbeit von Bodo Müller, Jan Wiederhold, Monika Herrchen und Michael Klein. Umweltbundesamt. Berlin (UFOPLAN, 200 28 234). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2243.pdf>, zuletzt geprüft am 03.09.2014.

- Bolz, U. (2000): Entwicklung und Anwendung von GC/MS-Methoden zum Nachweis phenolischer Xenoestrogene sowie natürlicher und synthetischer Estrogene in aquatischen Umweltproben unter Berücksichtigung einer wirkungsbezogenen Analytik (E-Screen-Assay). Dissertation. Universität Tübingen. Tübingen, zuletzt geprüft am 11.09.2014.
- Bossenmayer, Horst J. (2012): EPS-Hartschaum mit Wärmestrahlungsabsorber (Umwelt-Produktdeklaration nach ISO 14025), 11.12.2012, zuletzt geprüft am 06.03.2014.
- Brain, R. A.; Johnson, D. J.; Richards, S. M.; Sanderson, H.; Sibley, P. K.; Solomon, K. R. (2004): Effects of 25 pharmaceutical compounds to *Lemna gibba* using a seven-day static-renewal test. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (2), S. 371–382, zuletzt geprüft am 05.09.2014.
- Bressy, A.; Gromaire, M.-C.; Lorgeoux, C.; Chebbo, G. (2011): Alkylphenols in atmospheric depositions and urban runoff. In: *Water Science & Technology* 63 (4), S. 671. DOI: 10.2166/wst.2011.121.
- Breuer, Klaus; Mayer, Florian; Scherer, Christian; Schwerd, Regina; Sedlbauer, Klaus (2012): Wirkstoffauswaschung aus hydrophoben Fassadenbeschichtungen: verkapselte versus unverkapselte Biozidsysteme. In: *Bauphysik* 34 (1), S. 19–23. DOI: 10.1002/bapi.201200002.
- Brigden, Kevin (2012): Nonylphenol ethoxylates (NPEs) in textile products, and their release through laundering. Greenpeace Research Laboratories Technical Report 01/2012. In: Greenpeace Research Laboratories Technical Report (01/2012), S. 9. Online verfügbar unter http://www.greenpeace.to/greenpeace/wp-content/uploads/2012/03/dirty_laundry_product_testing_technical_report_01-2012.pdf, zuletzt geprüft am 24.06.2014.
- Bruinen de Bruin, y.; Zweers, P.; Bakker, J.; Beekman, M. (2009): Estimation of emissions and exposures to PFOS used in industry. RIVM report 601780002, zuletzt geprüft am 08.09.2014.
- BSEF, EBFRI: Managing emissions of brominated flame retardants. A Proactive Industry Commitment to Good Practice. A Code of Good Practice for the use of Brominated Flame Retardants in the Plastics sector.
- BUA (2003): BUA-Stoffbericht 238 (Ergänzungsberichte IX): Tributylzinnoxid (Bis-[tri-n-butylzinn]oxid). Stuttgart: S. Hirzel Verlag.
- Bundesamt für Umwelt (2013): Datensätze der Schweiz zu Konzentrationen von Kläranlagenläufen. Auszug aus Datenbank. Unter Mitarbeit von Nicole Munz.
- Bundesanstalt für Gewässerkunde (2013): Hydrologischer Atlas von Deutschland/BfG 2003. GIS-Datensatz zu Abflusskennwerten in Deutschland für Einzugsgebiete größer 500 km². Unter Mitarbeit von Frank Loy, 02.07.2013.
- Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz (2010): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen. 1. BImSchV, vom 26.01.2010. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschv_1_2010/gesamt.pdf.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hg.) (2012): Entsorgung und Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, zuletzt geprüft am April 2012.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2001): Bericht zu endokrinen Störungen verursachenden chemischen Stoffen. Drucksache 14/5515 vom 07. 03. 2001, Deutscher Bundestag, Unterrichtung durch die Bundesregierung. 53003 Bonn. Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 13 20. ISSN 0722-8333. Online verfügbar unter <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/14/055/1405515.pdf>, zuletzt geprüft am 12.06.2014.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Wasserrahmenrichtlinie der EG. In: Wasserrahmenrichtlinie der EG (ABl. L 327), S. 80. Online verfügbar unter <http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/wasserrichtlinie.pdf>, zuletzt geprüft am 01.07.2014.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. Aufl. Online verfügbar unter <http://www.labo-deutschland.de/pdf/LABO-HGW-Anhang.pdf>.

Burkhardt (2013), persönliche Kommunikation.

Burkhardt; Zuleeg; Marti; Vonbank; Simmler; Boller (2008a): Forschungsergebnisse zur Auswaschung von Bioziden aus Fassaden zur Gewässerbelastung, zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Burkhardt, M.; Vonbank, R. (2011): Auswaschung von verkapselten Bioziden aus Fassaden. Hg. v. Schweizer Bundesamt für Umwelt. Bern, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Burkhardt, M.; Zuleeg, S.; Marti, T.; Lamani, X.; Bester, K.; Vonbank, R. et al. (2009a): Auswaschung aus Fassaden versus nachhaltiger Regenwasserentsorgung? Dübendorf, zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Burkhardt, Michael; Bode, János; Stoll, Jean-Marc; Boller, Markus (2012): Organische Schadstoffe in Regenwasserabflüssen und technische Behandlungsmaßnahmen. In: *Aqua Urbanica* (32), S. H1-H8, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Burkhardt, Michael; Dietschweiler, Conrad (2013): Reduction of environmental risks from the use of biocides: Environmental sound use of disinfectants, masonry preservatives, and rodenticides. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Freiburg). Freiburg.

Burkhardt, Michael; Junghans, Marion; Zuleeg, Steffen; Schoknecht, Ute; Lamani, Xolelwa; Bester, Kai et al. (2009b): Biozide in Gebäudefassaden - ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. Regulatorische Ökotoxikologie und Stoffbewertung - Originalarbeit; Springer-Verlag 2009; *Umweltwiss Schadst Forsch* (2009). Unter Mitarbeit von Bastian Etter, Michael Federer, Jan Landert, Thomas Marti und Adrian Wichser. Hg. v. Walter Giger. Online verfügbar unter http://www.researchgate.net/publication/225405904_Biozide_in_Gebuedefassaden_kotoxikologische_Effekte_Auswaschung_und_Belastungsabschtzung_fr_Gewsser, zuletzt geprüft am 01.09.2014.

Burkhardt, Michael; Kägie, Ralf; Sinnet, Brian; Zulegg, Steffen; Simmler, Hans; Vonbank, Roger et al. (2008b): Nanopartikel in Fassadenbeschichtungen. Hg. v. www.coviss.ch (Biozide - Suche nach Alternativen), zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Buser, A.; Morf, L. (2009): Substance flow analysis for Switzerland. Perfluorinated surfactants perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in Switzerland. Hg. v. Federal Office for the Environment. Federal Office for the Environment. Bern, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Buth, Jeffrey M.; Steen, Peter O.; Sueper, Charles; Blumentritt, Dylan; Vikesland, Peter J.; Arnold, William A.; McNeill, Kristopher (2010): Dioxin photoproducts of triclosan and its chlorinated derivatives in sediment cores. In: *Environ. Sci. Technol.* 44 (12), S. 4545–4551. DOI: 10.1021/es1001105.

Cha, Jongmun; Cupples, Alison M. (2009): Detection of the antimicrobials triclocarban and triclosan in agricultural soils following land application of municipal biosolids. Unter Mitarbeit von Department of Civil and Environmental Engineering, Michigan State University. Elsevier Ltd. Michigan (*Water Research*, 43). Online verfügbar unter http://ac.els-cdn.com/S0043135409001456/1-s2.0-S0043135409001456-main.pdf?_tid=ff084080-18c5-11e4-82d2-00000aacb362&acdnat=1406820119_1604ceb46b61ecbf51da6073fded765, zuletzt geprüft am 31.07.2014.

Chemical Compliance Team (2013): Nonylphenol ethoxylates (NPE) in imported textiles. Environment Agency (1), S. 3. Online verfügbar unter https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/296853/13_04_29_Rpt_NPE_textiles_summary_report_LIT_7721__5b9cd4.pdf, zuletzt geprüft am 03.07.2014.

Chen, Zhi-Feng; Ying, Guang-Guo; Liu, You-Sheng; Zhang, Qian-Qian; Zhao, Jian-Liang; Liu, Shuang-Shuang et al. (2014): Triclosan as a surrogate for household biocides: An investigation into biocides in aquatic environments of a highly urbanized region. Unter Mitarbeit von State Key Laboratory of Organic Geochemistry, CAS Centre for Pearl River Delta Environmental Pollution and Control. Elsevier Ltd. China (*Water Research*, 58). Online verfügbar unter http://ac.els-cdn.com/S0043135414002723/1-s2.0-S0043135414002723-main.pdf?_tid=3fee9974-1910-11e4-9324-00000aacb361&acdnat=1406852011_6ed637d913c117d384f52ea2c46306a9, zuletzt geprüft am 01.08.2014.

Clara, M.; Kreuzinger, N.; Strenn, B.; Gans, O.; Kroiss, H. (2005a): The solids retention time—a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. In: *Water Research* 39 (1), S. 97–106. DOI: 10.1016/j.watres.2004.08.036.

- Clara, M.; Strenn, B.; Gans, O.; Martinez, E.; Kreuzinger, N.; Kroiss, H. (2005b): Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. In: *Water Research* 39 (19), S. 4797–4807. DOI: 10.1016/j.watres.2005.09.015.
- Clara, M.; Windhofer, G.; Weilgony, P.; Gans, O.; Denner, M.; Chovanec, A.; Zessner, M. (2012): Identification of relevant micropollutants in Austrian municipal wastewater and their behaviour during wastewater treatment. In: *Chemosphere* 87 (11), S. 1265–1272. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.01.033.
- Clara, Manfred; Denner, Monika; Gans, Oliver; Scharf, Sigrid; Windhofer, Georg; Zessner, Matthias (2009): Emissionen organischer und anorganischer Stoffe aus kommunalen Kläranlagen. Wien: Umweltbundesamt GmbH (Report / Umweltbundesamt, REP-0247).
- Cleuvers, M. (2003): Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. In: *Toxicology Letters* (142), S. 185–194.
- Cobbing, Madeleine; Brodde, Kirsten (2014): Rote Karte für Sportmarken. Giftige Chemikalien in WM-Produkten. Unter Mitarbeit von Manfred Santen, Carolin Wahnbeck, Sabine Schupp, Ortrun Sadik, Anja Oeck und Birgit Matyssek. Greenpeace e. V. Hamburg. Online verfügbar unter <http://www.greenpeace.de/files/publications/20140516-rote-karte-fuer-sportmarken-detox.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.
- COLIPA (2007). COLIPA - The European Association of the Cosmetics Industry.
- Danish Ministry of the Environment (2013): Survey and environmental and health assessment of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in textiles. Survey on chemical substances in consumer products no. 120, 2013 (120), S. 20; 41-42. Online verfügbar unter <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2013/feb/survey-and-environmental-and-health-assessment-of-nonylphenol-and-nonylphenlethoxylates-in-textiles/>, zuletzt geprüft am 23.06.2014.
- Del Río, Héctor; Suárez, Joaquín; Puertas, Jerónimo; Ures, Pablo (2013): PPCPs wet weather mobilization in a combined sewer in NW Spain. In: *Science of The Total Environment* 449, S. 189–198. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.049.
- DESTATIS (2014a): Tabelle - Abwasser: Deutschland, Jahre, Abwassereinleitungsarten, Produktionsbereiche 1991 - 2010., zuletzt geprüft am 27.01.2014.
- DESTATIS (2009): Rückläufiger Energieverbrauch der privaten Haushalte für Wohnen. Pressemitteilung Nr. 055. Wiesbaden. Mayer, Helmut, Helmut Mayer, Tel. (0611) 75-2784. E-Mail: ugr@destatis.de, zuletzt geprüft am 16.05.2014.
- DESTATIS (2012): Haushalte verbrauchen immer weniger Energie für Wohnen. Pressemitteilung Nr. 451. Wiesbaden. Mayer, Helmut, Helmut Mayer, Tel. +49 611 75 2784, zuletzt geprüft am 16.05.2014.
- DESTATIS (2013a): 2012: 5 % weniger Klärschlamm entsorgt. Pressemitteilung vom 12. Dezember 2013 - 421/13. Wiesbaden. Harbs, Martina, Martina Harbs, Tel.: (0611) 75-8191. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/PresseService/Presse/Pressemitteilungen/2013/12/PD13_421_32214pdf.pdf;jsessionid=3D44BCC6EC09553E075410B8E5AB8C9C.cae2?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 19.09.2014.
- DESTATIS (2013b): Auch beim Heizen mehr erneuerbare Energien in den Haushalten. Pressemitteilung Nr. 335. Wiesbaden. Mayer, Helmut, Helmut Mayer, Tel. +49 611 75 2784, zuletzt geprüft am 16.05.2014.
- Deutscher Wetterdienst (2013): Ausgabe der Niederschlagshöhe für die einzelnen Bundesländer und Deutschland (gesamt). Klimadaten des DWD für Deutschland - Gebiete - Zeitreihen von Gebietsmitteln. Excel-Datei. Offenbach a. M. Online verfügbar unter http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2FKlimateilnahmen__kostenfrei%2Fdaten__gebietsmittel__node.html%3F__nnn%3Dtrue.
- Dobner, Ingo; Holthuis, Jens-Uwe (2011): Praxiserprobung und technische Optimierung eines neuartigen Hochleistungs-Pflanzenfilterverfahrens zur Behandlung belasteter Niederschlagswässer. AiF-Vorhaben-Nr: 15508 N/1 und N/2 Gemeinsamer Abschlussbericht für den Zeitraum: 01.02.2008 bis 30.11.2010 Projektförderung: BMWi über die AiF, S. 8. Online verfügbar unter <http://www.membranwissen.de/abwassernews/2011/texte/Bodenfilter%20Halenreie%20AiF%2015508%20N1+2.pdf>, zuletzt geprüft am 09.07.2014.

- Doemer, Lars (CNEHS) (2011): APEO / NPE Investigaion. Summary Report. H&M, S. 2, zuletzt geprüft am 26.06.2014.
- Dooley, M.; Jarvis, B. (2000): lomeprol. In: *Drugs* 59 (5), S. 1169–1186. DOI: 10.2165/00003495-200059050-00013.
- Dreher, Peter; Hartmann, Ermund; Schneider, Jörg; Wenzel, Andrea (2003): Schadstoffe in klärschlammgedüngten Ackerböden Baden-Württembergs. Hg. v. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe. Online verfügbar unter http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/13541/schadstoffe_klaerschlammgeduengt.pdf?command=downloadContent&filename=schadstoffe_klaerschlammgeduengt.pdf, zuletzt geprüft am 28.06.2013.
- DrugBank: Open Data Drug & Drug Target Database: Online Datenbank für Arzneimittelwirkstoffe. Online verfügbar unter www.drugbank.ca.
- Duijnsveld, Wilhelmus H. M.; Godbersen, Levke; Dilling, Jörg; Gäbler, Hans-Eike; Uttermann, Jens; Klump, Gunther; Scheeder, Georg (2008): Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Umweltbundesamt. Hannover. Online verfügbar unter http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/2008_Hintergrundkonz_Schadstoffe_in_SIWA.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 24.10.2012.
- Dye, Christian; Schlabach, Martin; Norwegian Institute for Air Research; Green Jeanette; Remberger, Mikael; Kaj, Lennart et al. (2007): Bronopol, Resorcinol, m-Cresol and Triclosan in the Nordic Environment. *TemaNord* 2007:585. Unter Mitarbeit von Betty Bügel Mogensen, Maria Dam, Juha-Pekka Hirvi, Jaakko Mannio, Albert S. Sigurdsson, Ola Glesne et al. Nordic Council of Ministers. Copenhagen. Online verfügbar unter <http://nordicscreening.org/index.php?module=Pagesetter&type=file&func=get&tid=5&fid=reportfile&pid=2>, zuletzt geprüft am 31.07.2014.
- Ebert, I.; Amato, R.; Hein, A.; Konradi, S. (2014): Arzneimittel in der Umwelt - vermeiden, reduzieren, überwachen. Hintergrundpapier. Hg. v. Umweltbundesamt, Fachgebiet IV 2.2 Arzneimittel, Wasch- und Reinigungsmittel. Dessau-Roßlau, zuletzt geprüft am 02.08.2014.
- EC (2008): Risk Assesment Hexabromocyclododecane. CAS-No.: 25637-99-4 EINECS-No.: 247-148-4. Hg. v. European Commission. European Commission, zuletzt geprüft am 08.09.2014.
- ECHA (2008): Data on manufacture, import, export, uses and releases of HBCDD as well as information on potential alternatives to its use. *ECHA_2008_2_SR04_HBCDD_report_12_01_2009.doc*.
- ECHA (2009): Member State Committee Support document for identification of Coal Tar Pitch, High Temperature as a substance of very high concern because of its PBT and CMR properties. Adopted on 2 December 2009. Substance name: Coal tar pitch, high temperature, EC number: 266-028-2, CAS number: 65996-93-2; SVHC support document. Online verfügbar unter http://echa.europa.eu/documents/10162/13638/svhc_supdoc_pitch_publication_en.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2014.
- Eichner, G. (2012): *Statistische Methoden. Vorlesungsbeilage*. Justus-Liebig-Universität. Gießen.
- Eisenbrand, Gerhard; Schreier, Peter (Hg.) (2006): *RÖMPP Lexikon. Lebensmittelchemie*. Unter Mitarbeit von Alfred Hagen Meyer. 2. völlig überarbeitete und erweiterte Auflage. Stuttgart: Georg Thieme Verlag, zuletzt geprüft am 30.07.2014.
- EMEP/Norwegian Institute for Air Research (2012): Concentrations of heavy metals and persistent organic pollutants in air and precipitation. Measurement data online. Kjeller. Online verfügbar unter <http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>.
- EMEP-Meteorological Synthesizing Centre - East (2012): Bereitstellung von Modellergebnissen zur atmosphärischen Deposition von Cd, Hg und Pb. für den Zeitraum 2006-2009. Unter Mitarbeit von Ilia Ilyin. Online verfügbar unter <http://www.msceast.org/>.
- EMPA (2013): Weltweites Aus für Flammschutzmittel. Empa hilft POP-Liste der Stockholm-Konvention zu ergänzen. Dübendorf, St. Gallen, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Engelmann, Uwe; Rohde, Sylvia; Ziegler, Katrin (2011): Arzneimittelwirkstoffe, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel in Abwassereinleitungen und Fließgewässern in Sachsen. Arzneistoffbericht 2011. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Sachsen. Online verfügbar unter http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/17_Arzneistoffe_Bericht_2011.pdf, zuletzt geprüft am 28.04.2014.

Entec (2010): Terbutryn Sources Measures. Background document in support of the proposal. Entec. Online verfügbar unter <https://circabc.europa.eu/w/browse/b55f4c81-d664-43db-8b27-264b26a7424b>, zuletzt geprüft am 18.09.2014.

Erftverband (2013): Datensatz zur Stoffkonzentrationen im Zulauf von einem Retentionsbodenfilter und einem Regenrückhaltebecken sowie Zu- und Ablaufkonzentrationen von vier Kläranlagen im Einzugsgebiet der Swist. Unter Mitarbeit von Andrea Brunsch, 2013.

Erwood, Steve (2014): Hazardous chemicals in branded luxury textile products on sale during 2013. In: Greenpeace Research Laboratories Technical Report 01/2014, S. 8. Online verfügbar unter <http://www.greenpeace.org/international/Global/international/publications/toxics/2014/Technical-Report-01-2014.pdf>, zuletzt geprüft am 07.07.2014.

ESIS (2012): ESIS Data Sheet. Result for EC#: 246-672-0. European chemical Substance Information System (ESIS). Online verfügbar unter http://esis.jrc.ec.europa.eu/lib/esis_reponse.php?FROM=LISTE_EINECS&ENTREE=246-672-0, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Esslinger, Susanne; Becker, Roland; Jung, Christian; Schröter-Kermani, Christa; Bremser, Wolfram; Nehls, Irene (2011): Temporal trend (1988–2008) of hexabromocyclododecane enantiomers in herring gull eggs from the german coastal region. In: Chemosphere 83 (2), S. 161–167. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.12.047.

EuG, Urteil vom 25.10.2011, Aktenzeichen Rechtssache T-262/10.

Europäischer Rat und Parlament (2006): Richtlinie (EG) Nr. 166/2006/ des Europäischen Parlaments und des Rates. über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates. Text von Bedeutung für den EWR, S. 14. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R0166&from=DE>, zuletzt geprüft am 01.07.2014.

Europäisches Parlament und der Rat der Europäischen Union (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Umweltqualitätsnormenrichtlinie.

Europäisches Parlament und Rat (2006): Verordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission. Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (L 396/1), S. 436. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:396:0001:0851:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 13.06.2014.

European Chemicals Agency (2013): Submitted Restriction proposals - ECHA. Sweden. Hg. v. ECHA. ECHA. Online verfügbar unter <http://echa.europa.eu/de/registry-of-submitted-restriction-proposal-intentions/-/substance/3602/search/+term>, zuletzt geprüft am 17.06.2014.

European Commission (2008): Risk Assessment Hexabromocyclododecane. Final Report.

European Commission (2012a): Impact Assessment accompanying the document "Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy". EU-Impact Assessment, vom 2011. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011SC1547&from=EN>, zuletzt geprüft am 18.09.2014.

European Commission (2012b): Technical guidance on the preparation of an inventory of emissions, discharges and losses of priority and priority hazardous substances. Brussels: European Commission (Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)). Online verfügbar unter <http://www.emissieregistratie.nl/ERPUBLIEK/documenten/Water/WFD%20guidance%20on%20emission%20inventories.pdf>.

European Environment Agency (2010): Corine Land Cover 2006 raster data. Raster data on land cover for the CLC2006 inventory. 13. Aufl. Online verfügbar unter <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster>, zuletzt geprüft am 01.12.2011.

Eurostat-OECD (2012): PPP manual revised 2012. Hg. v. Eurostat Methodologies and Working papers. Paris, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Fahlenkamp, Hans; Nöthe, Tobias; Hannich, Christoph B.; Sonntag, Clemens von; Golloch, Alfred; Sein, Myint (2006): Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen Teil 2b und 3. Abschlussbericht. Hg. v. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Fahlenkamp, Hans; Nöthe, Tobias; Nowatny, Norman; Launer, Martin (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in Kläranlagen, Teil 3. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Technische Universität Dortmund. Dortmund.

Fath, A. (2008): Minimierung des PFT Eintrags in die Galvanikabwässer. Umweltministerium Baden-Württemberg, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Fernandez, Marisa (2010): Triclosan und Antibiotikaresistenz. Basierend auf einer Stellungnahme des SCCS (Wissenschaftlicher Ausschuss "Verbrauchersicherheit") der Europäischen Kommission. Unter Mitarbeit von GreenFacts und Generaldirektorat Gesundheit und Verbraucher der Europäischen Kommission. GreenFacts. o.O. Online verfügbar unter <http://copublications.greenfacts.org/de/triclosan/index.htm#1>, zuletzt aktualisiert am 03.07.2014, zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Ferrari, B.; Paxéus, N.; Lo Giudice, R.; Pollio, A.; Garric, J. (2003): Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: Study of carbamazepine, clofibric acid, and diclofenac. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* (55), S. 359–370.

FGG-Elbe (2014): Koordiniertes Elbmessprogramm (KEMP). Flussgebietsgemeinschaft Elbe. Online verfügbar unter <http://www.fgg-elbe.de/dokumente/messprogramme.html>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

FGG-Rhein (2014). Flussgebietsgemeinschaft Rhein. Online verfügbar unter <http://maps.wasserblick.net:8080/dkrr-zt/>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) (2012a): Statistik der öffentlichen Abwasserbehandlung. Merkmalsträger „Abwasserbehandlungsanlage“. Bezugsjahr 2007. Online verfügbar unter http://dok.fdz-metadaten.de/3/32/322/322130/erheb/200700/Merkmale_Abwasserbehandlungsanlage_2007.pdf, zuletzt geprüft am 03.09.2014.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) (2013b): Statistik der öffentlichen Abwasserbeseitigung. Merkmalsträger „entsorgte Gemeinde“. Bezugsjahr 2010. Online verfügbar unter http://dok.fdz-metadaten.de/3/32/322/322120/erheb/200700/Merkmale_entsorgte_Gemeinde_2007.pdf, zuletzt geprüft am 03.09.2014.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) (2013a): Statistik der öffentlichen Abwasserbehandlung. Merkmalsträger „Abwasserbehandlungsanlage“. Bezugsjahr 2010. Online verfügbar unter http://dok.fdz-metadaten.de/3/32/322/322130/erheb/200700/Merkmale_Abwasserbehandlungsanlage_2007.pdf, zuletzt geprüft am 03.09.2014.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) (2012b): Statistik der öffentlichen Abwasserbeseitigung. Merkmalsträger „entsorgte Gemeinde“. Bezugsjahr 2007. Online verfügbar unter http://dok.fdz-metadaten.de/3/32/322/322120/erheb/200700/Merkmale_entsorgte_Gemeinde_2007.pdf

metadaten.de/3/32/322/322120/erheb/200700/Merkmale_entsorgte_Gemeinde_2007.pdf, zuletzt geprüft am 03.09.2014

Fuchs, Stephan; Dimitrova, Snezhina; Kittlaus, Steffen (2013a): Methodisches Vorgehen zur Abschätzung stoffspezifischer Emissionsfaktoren (prioritäre Stoffe und bestimmte andere Stoffe nach Anhang I, Teil A der Richtlinie 2008/105/EG bzw. Anlage 7, Tabelle 1 OGEV) für den Ablauf kommunaler Kläranlagen. Unter Mitarbeit von Antje Ullrich, November 2013. Online verfügbar unter <http://www.wasserblick.net/Authors/?target=1&stat=no>.

Fuchs, Stephan; Dimitrova, Snezhina; Kittlaus, Steffen; Tettenborn, Felix; Hillenbrand, Thomas (2013b): Regionalisierte Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE. Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGEV in Deutschland. Methodenpapier. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung -IWG-; Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung -ISI-.

Fuchs, Stephan; Dimitrova, Snezhina; Kittlaus, Steffen; Wander, Ramona; Reid, Lucas; Tettenborn, Felix (2014): Aktualisierung der Stoffeintragsmodellierung (Regionalisierte Pfadanalyse) für die Jahre 2009 bis 2011. unveröffentlicht. Karlsruher Institut für Technologie. Karlsruhe.

Fuchs, Stephan; Mayer, Ingo; Haller, Bernd; Roth, Hartmut (2013c): Lamella settlers for storm water treatment - performance and design recommendations. In: *Water Science & Technology* In press. DOI: 10.2166/wst.2013.698.

Fuchs, Stephan; Scherer, Ulrike; Hillenbrand, Thomas; Marscheider-Weidemann, Frank; Behrendt, Horst; Opitz, Dieter (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Unter Mitarbeit von H. Herata. 1. Aufl. Berlin: Umweltbundesamt (Hg.) (UBA-Texte, 54/02).

Fuchs, Stephan; Scherer, Ulrike; Wander, Ramona; Behrendt, Horst; Venohr, Markus; Opitz, Dieter et al. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau (UBA-Texte, 45/10).

Gabriel, Frédéric; Kohler, Hans-Peter (2009): Nonylphenole: Abbau und Östrogenität. Die hormonaktiven Nonylphenole kommen immer als Mix aus verschiedenen Isomeren vor. Neue Resultate zeigen nun, dass Bakterien die Isomere unterschiedlich gut abbauen, wobei sich das östrogene Risiko der Mischung sogar noch verstärken kann. In: *Eawag News* (66d), S. 1–3. Online verfügbar unter http://www.eawag.ch/medien/publ/eanews/news_66/en66d_gabriel_kohler.pdf, zuletzt geprüft am 10.07.2014.

Gälli, Rene; Schmid-Kleikemper, Jutta; Ort, Christoph; Schärer, Michael (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Hg. v. Bundesamt für Umwelt. Bern.

Ganguly, Subha; Mukhopadhyay, Sunit Kumar (2013): Population Threat to Vultures in India. In: *International Journal of Livestock Research* (3), S. 141–144, zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Gartiser, Stefan; Hafner, Christoph; Happel, Oliver; Hassauer, Martin; Kronenberger-Schäfer, Kerstin; Kümmerer, Klaus et al. (2009): Projektbericht: Identifizierung und Bewertung ausgewählter Arzneimittel und ihrer Metaboliten (Ab- und Umbauprodukte) im Wasserkreislauf, FKZ 206 61 202. Hg. v. Institut für Umweltmedizin und Krankenhaushygiene. Universitätsklinikum Freiburg, Institut für Umweltmedizin, DVGW-Technologiezentrum Wasser, Abteilung Analytik, Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH, Hydrotox GmbH, Freiburg (UFOPLAN-Nr. 206 61 202), zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Gasperi, Johnny; Zgheib, Sally; Cladière, Mathieu; Rocher, Vincent; Moilleron, Régis; Chebbo, Ghassan (2012): Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers. In: *Water Research* 46 (20), S. 6693–6703. DOI: 10.1016/j.watres.2011.09.041.

Gaßner, Volker (2014): Zeit zu entgiften - Detox. Unter Mitarbeit von Anja Franzenburg, Beate Steffens, Sigrid Totz. Hg. v. Greenpeace e. V. Greenpeace e. V. Online verfügbar unter <https://www.greenpeace.de/kampagnen/detox>, zuletzt aktualisiert am 18.06.2014, zuletzt geprüft am 18.06.2014.

Gautam, Pradeep; Carsella, James S.; Kinney, Chad A. (2013): Presence and transport of the antimicrobials triclocarban and triclosan in a wastewater-dominated stream and freshwater environment. Unter Mitarbeit von Colorado State University - Pueblo, Chemistry Department. Elsevier Ltd. USA (*Water Research*, 48). Online verfügbar unter <http://ac.els->

cdn.com/S0043135413007240/1-s2.0-S0043135413007240-main.pdf?_tid=8f095cf8-190e-11e4-a48d-00000aab0f01&acdnat=1406851284_a1d5868b59dd449509d71018dbccc592, zuletzt geprüft am 01.08.2014.

Gehring, M.; Tennhardt, L.; Vogel, V.; Weltin, D.; Bilitewski, B. (2009): Altpapier als Quelle für hormonell wirksame Schadstoffe in Abwasser und Klärschlamm. Online verfügbar unter <http://www.MUELLundABFALL.de/MUA.01.2005.033>.

GESTIS Stoffdatenbank (2014): Triclosan. IFA - Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. Online verfügbar unter [http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates\\$fn=default.htm\\$3.0](http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates$fn=default.htm$3.0), zuletzt aktualisiert am 11.07.2014, zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Getta, M., Korber, H.-G. (2005): Gefährliche Stoffe in Gewässern des Emschergebietes. Vortrag auf der Tagung der Emscherregionenschafter „gefährliche Stoffe, neue Parameter“ am 16.3.2005 in Oberhausen.

Giese, P. (2013): Untersuchungen zur Kosteneffizienz von Maßnahmen der Regenwasserbehandlung. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft. Karlsruher Institut für Technologie.

Global Organic Textile Standard International Working Group (2014): Global Organic Textile Standard (GOTS). Version 4.0. Online verfügbar unter http://www.global-standard.org/images/GOTS_Version4-01March2014.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Goetz, Konrad; Strelau, Linda (2013): An EU-wide Environmental Classification System for Pharmaceuticals: A Delphi-Survey with experts in Germany, Hungary and the United Kingdom. Deliverable number: 6.2; Ecological and human health risk assessments of antibiotics and anti-cancer drugs found in the environment. Version: 2.0. Unter Mitarbeit von Linda Strelau, Jutta Deffner, Thomas Heffer und Mátyás Rajnai. PHARMAS. Online verfügbar unter http://www.pharmas-eu.net/images/stories/download/PHARMAS_Del_62_final2.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Gonsior, Stanley J.; Bailey, Robert E.; Rhinehart, Wayne L.; Spence, Mark W. (1984): Biodegradation of o-phenylphenol in river water and activated sludge. In: J. Agric. Food Chem. 32 (3), S. 593–596. DOI: 10.1021/jf00123a043.

Götz, Christian; Kase, Robert; Ort, Christoph; Singer, Heinz; Bergmann, Sabine (2012): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser. Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotentiale für Nordrhein-Westfalen. Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Zofingen. Online verfügbar unter <http://www.oekotoxzentrum.ch/dokumentation/berichte/doc/NRW.pdf>.

Götz, Konrad; Deffner, Jutta (2010): Options for a More Environmentally Friendly Handling. In: Klaus Kümmerer und Maximilian Hempel (Hg.): Green and Sustainable Pharmacy. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 149–164.

Götz, Konrad; Keil, Florian (2007): Medikamentenentsorgung in privaten Haushalten: Ein Faktor bei der Gewässerbelastung mit Arzneimittelwirkstoffen? In: UWSF - Z Umweltchem Ökotox 19 (3), S. 180–188. DOI: 10.1065/uwsf2007.07.201.

Greenpeace (2011): Dirty Laundry 2: Hung Out to Dry. Unravelling the toxic trail from pipes to products. Greenpeace, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Greenpeace (2013): Dirty Laundry. Unravelling the corporate connections to toxic water pollution in China, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Greiselis-Bailer, Stefanie; Kemper, Bernd-Michael (2006): Ermittlung und Minderung der Emissionen krebserzeugender und weiterer besonders gesundheitsgefährdender Stoffe bei Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Kurzfassung zum Vorhaben FKZ 203 44 358. Baden-Württemberg: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Ref. 31 – Umwelttechnologie.

Grossmann, Malte; Behrendt (IGB Berlin), Horst; Venohr (IGB Berlin), Markus (2011): Analyse der Kosten- und Kostenwirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge und -frachten in Flussgebieten mit dem MONERIS Model. Dokumentation des MONERIS CEA - Moduls. Unter Mitarbeit von Bundesministerium für Bildung und Forschung und GLOWA. Technische Universität Berlin Environmental and Land Economics. Berlin. Online verfügbar unter http://www.pik-potsdam.de/glowa/pdf/Schlussbericht_Glowa-Elbe_III/Kapitel_5/Anlage_7_MONERIS-CEA.pdf.

Grünebaum, Thomas (2011): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht Phase 1. Düsseldorf: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Grüning, Helmut; Rönz, Norbert; Schlag, Olaf (2010): Gegenüberstellung der Möglichkeiten zentraler und dezentraler Regenwasserbehandlungsmaßnahmen für zwei Gewässereinzugsgebiete. Abschlussbericht im Auftrag der Stadt Wuppertal und der Remscheider Entsorgungsbetriebe. Unter Mitarbeit von Bernhard Arnold, Udo Laschet und Uwe Teiche. Stadt Wuppertal; Remscheider Entsorgungsbetriebe. Wuppertal. Online verfügbar unter <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht%20aus%204Teilberichten.pdf>.

Grynkiewicz, M.; Polkowska, Ż.; Namieśnik, J. (2002): Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in bulk precipitation and runoff waters in an urban region (Poland). In: *Atmospheric Environment* 36 (2), S. 361–369. DOI: 10.1016/S1352-2310(01)00266-7.

Halbach, Uwe (2003/2010): Kommunale Abwasserbeseitigung. Normative Kosten und Risikoabbau. Handbuch des Institutes für Wasserwirtschaft Halbach. 4 unveränderte. Halbach: Eigenverlag.

Halling-Sørensen, B.; Nors Nielsen, S.; Lanzky, P. F.; Ingerslev, F.; Holten Lützhøft, H. C.; Jørgensen, S. E. (1998): Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. In: *Chemosphere* 36 (2), S. 357–393. DOI: 10.1016/S0045-6535(97)00354-8.

Hanisch, Bernd; Abbas, Bettina; Kratz, Werner (2002): Ökotoxikologische Bewertung von Humanarzneimitteln in aquatischen Ökosystemen. Hg. v. Landesumweltamt Brandenburg. Potsdam, Frankfurt (Oder) (Studien und Tagungsberichte, 39), zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Hansen, B. G.; Munn, S. J.; Bruijn, J. de; Pakalin, S.; Luotamo, M.; Berthault, F. et al. (2002): European Union Risk Assessment Report - 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol. European Communities. Luxembourg. Online verfügbar unter <http://echa.europa.eu/documents/10162/43080e23-3646-4ddf-836b-a248bd4225c6>.

HELCOM (2012a): Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. Part A: Description of the selection process. Helsinki Commission - HELCOM, Baltic Marine Environment Protection Commission. Finland (Baltic Sea Environment Proceedings, 129A). Online verfügbar unter <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP129A.pdf>, zuletzt geprüft am 18.09.2014.

HELCOM (2012b): Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. Part B: Descriptions of the indicators. Helsinki Commission - HELCOM, Baltic Marine Environment Protection Commission. Finland (Baltic Sea Environment Proceedings, 129B). Online verfügbar unter <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP129B.pdf>, zuletzt geprüft am 18.09.2014.

Helmreich, B.; Horn, H. (2010): Prüfung einer Behandlungsanlage für Metaldachabflüsse nach den Prüfkriterien des Bayerischen Landesamts für Umwelt. In: *KA Korrespondenz Abwasser*, Anfall 57 (8), S. 756–764, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Herbst, Heinrich; Hilbig, Ralf (2012): Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost. Machbarkeitsstudie. Hg. v. InfraStruktur Neuss AöR. Köln. Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf, zuletzt geprüft am 18.01.2013.

Hesselsøe, Martin; Jensen, Dennis; Skals, Kim; Olesen, Torben; Moldrup, Per; Roslev, Peter et al. (2001): Degradation of 4-Nonylphenol in Homogeneous and Nonhomogeneous Mixtures of Soil and Sewage Sludge. In: *Environ. Sci. Technol.* 35 (18), S. 3695–3700. DOI: 10.1021/es010024l.

Hillenbrand, Thomas; Marscheider-Weidemann, Frank; Strauch, Manuel; Heitmann, Kerstin; Schaffrin Dora (2007a): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. -Stoffdatenblätter-. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Texte 29/07. Umweltbundesamt (UBA). Dessau (UFOPLAN, 203 21 280). Online verfügbar unter

<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3312.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Hillenbrand, Thomas; Marscheider-Weidemann, Frank; Strauch, Manuel; Heitmann, Kerstin; Schaffrin Dora (2007b): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie - Stoffdatenblätter. UBA - Texte 29/07, ISSN 1862-4804. Hg. v. Umweltbundesamt. Umweltbundesamt, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Hillenbrand, Thomas; Toussaint, Dominik; Böhm, Eberhard; Fuchs, Stephan; Scherer, Ulrike; Rudolphi, Alexander; Hoffmann, Martin (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Texte 19/05. Unter Mitarbeit von Johannes Kreißig und Christiane Kotz. Umweltbundesamt (UBA). Dessau (UFOPLAN, 202 242 220/02). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2936.pdf>, zuletzt geprüft am 18.09.2014.

Hladik, Michael; Erfurth, Uwe; Schläpfer, Walter; Weißert, Markus; Staub, Heinz (2009c): Biozide und Nanopartikel. In: greenbuilding, S. 2–5.

Hladik, Michael; Weißert, Markus; Erfurth, Uwe; Schläpfer, Walter; Staub, Heinz (2009): Biozide in der Sackgasse. In: Ausbau und Fassade 10, S. 48–51, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Huschek, Gerd; Kregel, Dietmar (2003): Mengenermittlung und Systematisierung von Arzneimittelwirkstoffen im Rahmen der Umweltprüfung von Human- und Tierarzneimitteln gemäß § 28 AMG. Potsdam [u. a.].

IKSR (2010a): Auswertungsbericht Humanarzneimittel. Bericht Nr. 182. Hg. v. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Koblenz (182), zuletzt geprüft am 05.09.2014.

IKSR (2010b): Auswertungsbericht Röntgenkontrastmittel. Bericht Nr. 187. Hg. v. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Koblenz (187), zuletzt geprüft am 05.09.2014.

IKSR (2012a): Auswertungsbericht Industriechemikalien. Bericht 202. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, zuletzt geprüft am 09.07.2014.

IKSR (2012b): MIKRO-Stoffdatenblatt Industriechemikalien Perfluorierte Tenside. Anlage B des 202. Auswertungsberichts Industriechemikalien, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

IKW (2013): Bericht Nachhaltigkeit in der Wasch-, Pflege- und Reinigungsmittelbranche in Deutschland 2011-2012. Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e. V.

IMS Health (2013): Verbrauchszahlen ausgewählter Humanarzneimittel (2001-2012). IMS AG. Cham Switzerland.

Internationale Gemeinschaft für Forschung und Prüfung auf dem Gebiet der Textilökologie: Sustainable Textile Production (STeP). Internationale Gemeinschaft für Forschung und Prüfung auf dem Gebiet der Textilökologie. Online verfügbar unter https://www.oeko-tex.com/de/retailers/basics_1/oets_concept_1/step_retailers/step_retailers_1.xhtml, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Internationale Gemeinschaft für Forschung und Prüfung auf dem Gebiet der Textilökologie (2013): OEKO-TEX® Standard 100. German/English. Zürich (Schweiz): Eigenvervielfältigung. Online verfügbar unter https://www.oeko-tex.com/media/init_data/downloads/Allgemeine%20und%20spezielle%20Bedingungen_de.pdf, zuletzt geprüft am 10.09.2014.

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (1999): Bestandaufnahme zur Einleitung rheinrelevanter Stoffe im Deutschen Rheineinzugsgebiet – Stand 2000. Hg. v. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Koblenz.

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hg.) (2012): Stoffdatenblatt Industriechemikalien - Diglyme, Bisphenol A, Nonylphenol. Bericht 202 d. Anlage C.

Interwies, E.; Kraemer, R. A.; Kranz, N.; Görlach, B.; Dworak, T.; Borchardt, D. et al. (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie - HANDBUCH. Forschungsbericht 202 21 210 UBA-FB 000563. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Ecologic,

Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik; Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz e. V. an der Universität Kassel. Berlin (UBA Texte, 02/04), zuletzt geprüft am 21.07.2014.

Isidori, M.; Lavorgna, M.; Nardelli, A.; Pascarella, L.; Parrella A. (2005) (2007): Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms. In: *The Science of the Total Environment*, 346: 87-98. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hg.): *Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie*. Recklinghausen (LANUV-Fachbericht 2). Online verfügbar unter <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe2/fabe2.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Ivašečkin, Pavel V. (2005): *Literatursauswertung zum Vorkommen gefährlicher Stoffe im Abwasser und in Gewässern*. Projekt AZ IV 9- 042 059 für das MUNLV, S.46-49.

Ivašečkin, Pavel V. (2006): „Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser“. Dissertation. RWTH, Aachen. Fakultät für Bauingenieurwesen. Online verfügbar unter http://darwin.bth.rwth-aachen.de/opus3/volltexte/2006/1726/pdf/Ivashechkin_Pavel.pdf, zuletzt geprüft am 13.08.2012.

IVH (2013): *Industrie ist bestrebt, EPS-Flammschutzmittel bis Mitte 2014 auszutauschen*. IVH-Stellungnahme 10/2013. Unter Mitarbeit von U. Hagmann. Hg. v. IVH Industrieverband Hartschaum e. V. Heidelberg, zuletzt geprüft am 04.08.2014.

Jahn, Ulrich (2014): *Nonylphenol*. RÖMPP-Redaktion. Georg Thieme Verlag KG. Online verfügbar unter <https://roempp.thieme.de/roempp4.0/do/data/RD-14-01637>, zuletzt aktualisiert in 2014, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Jämsä, S.; Mahlberg, R.; Holopainen, U.; Ropponen, J.; Savolainen, A.; Ritschkoff, A.-C. (2013): Slow release of a biocidal agent from polymeric microcapsules for preventing biodeterioration. In: *Progress in Organic Coatings* 76 (1), S. 269–276. DOI: 10.1016/j.porgcoat.2012.09.018.

Jandel, B.; Janning, J.; Lau, K.; Schulze, M.; Steffen, D. (2008): *Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer Teil C Chemie*. Hg. v. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) (Wasserrahmenrichtlinie, Band 4). Online verfügbar unter http://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/24316/Leitfaden_Maßnahmenplanung_Oberflaechengewaesser_Teil_C_Chemie_Band_4.pdf, zuletzt geprüft am 14.07.2014.

Jänicke, Martin; Lindemann, Stefan (2010): *Governing environmental innovations*. In: *Environmental Politics* 19 (1), S. 127–141. DOI: 10.1080/09644010903396150.

Janssen, C. (2013): *Informationen nach REACH, Artikel 33 in Anlehnung an das Format des Sicherheitsdatenblattes*, 15.11.2013, zuletzt geprüft am 06.03.2014.

Jedele, K. (2014): *Spurenstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle, Einsatzmöglichkeiten und Betriebsergebnisse*, zuletzt geprüft am 17.07.2014.

Jungnickel, Christian; Stock, Frauke; Brandsch, Thomas; Ranke, Johannes (2008): *Risk assessment of biocides in roof paint*. In: *Environ Sci Pollut Res* 15 (3), S. 258–265. DOI: 10.1065/espr2007.12.465.

Kahle, Maren; Nöh, Ingrid (2009): *Biozide in Gewässern: Eintragungspfade und Informationen zur Belastungssituation und deren Auswirkungen*. Texte 09/09; Umweltbundesamt Für Mensch und Umwelt. Unter Mitarbeit von Redaktion: Fachgebiet IV 1.2. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <http://opus.kobv.de/zlb/volltexte/2009/7730/pdf/3811.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2014.

Fachgespräch über atmosphärische Deposition (2013) (09/ 2013), 09/ 2013. Persönliches Gespräch an Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft, z. Hd. Snezhina Dimitrova.

Katz, David R., Cantwell, Mark G.; Sullivan, Julia C.; Perron, Monique M.; Burgess, Robert M.; Ho, Kay T.; Charpentier, Michael A. (2012): *Factors regulating the accumulation and spatial distribution of the emerging contaminant triclosan in the sediments of an urbanized estuary: Greenwich Bay, Rhode Island, USA*. Elsevier B.V. USA (*Science of the Total Environment*, 443). Online verfügbar unter <http://ac.els-cdn.com/S0048969712013344/1-s2.0-S0048969712013344->

main.pdf?_tid=393e6624-18e1-11e4-8f3b-

00000aab0f6b&acdnat=1406831813_66d844060d47b705e83725713a79fc2f, zuletzt geprüft am 31.07.2014.

Kehrer, A. (2008): Die Wirkung von Pharmaka und Pestiziden einzeln und in Kombination auf die Embryonalentwicklung des Zebrafisches (*Danio rerio*). Hg. v. TU Dresden. Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden. Dresden, zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Keil, Florian (2008): Humanarzneimittelwirkstoffe: Handlungsmöglichkeiten zur Verringerung von Gewässerbelastungen. Eine Handreichung für die Praxis. Forschungsprojekt start. Unter Mitarbeit von et al. Hg. v. Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) GmbH. Online verfügbar unter www.start-project.de, zuletzt geprüft am 23.07.2014.

Kim, Ilho; Yamashita, Naoyuki; Tanaka, Hiroaki (2009): Performance of UV and UV/H₂O₂ processes for the removal of pharmaceuticals detected in secondary effluent of a sewage treatment plant in Japan. In: *J. Hazard. Mater.* 166 (2-3), S. 1134–1140. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.12.020.

Kirhensteine, I.; Clarke, S.; Musgrave, H. (2011): Technical Support for the Impact Assessment of the Review of Priority Substances under Directive 2000/60/EC - Substance assessment: Diclofenac (Final Report). Entec UK Limited.

Kjølholt, Jesper; Vigsø, Dorte; Arnbjerg, Karsten; Hansen, Erik; Ringgaard, Klaus Winther; Rasmussen, Peter Engbo (2007): Possible Control of EU Priority Substances in Danish Waters. Technical and economic consequences examined by three scenarios. Environmental Project No. 1182 2007, Miljøprojekt. Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency. Online verfügbar unter <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2007/978-87-7052-566-4/pdf/978-87-7052-567-1.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Klasmeier, Jörg; Kehrein, Nils; Berlekamp, Jürgen; Matthies, Michael (2011): Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern: Ermittlung des Handlungsbedarfs bei kommunalen Kläranlagen. Hg. v. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Universität Osnabrück, Institut für Umweltsystemforschung.

KNAPPE (2008): Final Report. Hg. v. Knowledge and Need Assessment on Pharmaceutical Products in Environmental Waters, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

KomAbwRL-Datenbank (2010): Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG. Umweltbundesamt (UBA).

Kördel, W.; Herrchen, M.; Müller, J.; Kratz, S.; Fleckenstein, J.; Schnug, E. et al. (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. Umweltbundesamt. Dessau (UBA Texte, 30/07).

Kormos, J. L. (2010): Investigating the Environmental Fate of Iodinated X-ray Contrast Media in the Urban Water Cycle: Identification, Characterization, and Occurrence of Biotransformation Products. Dissertation Zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaft Fachbereich 3: Mathematik/Naturwissenschaften Universität Koblenz-Landau, zuletzt geprüft am 05.09.2014.

Koschorrek, Jan; Conrad, Andre; Körner, Andrea; Rüther, Maria; Schröter-Kermani, Christa; Mohaupt, Volker et al. (2012): Die Umweltprobenbank. Umweltbeobachtung mit Proben von Mensch und Umwelt. Umweltbundesamt. o.O. (Broschüren/Faltblätter). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4319.pdf>, zuletzt geprüft am 31.07.2014.

Kreuzinger, Norbert; Schaar, Heidi; Knasmüller, Siegfried; Ferk, Franziska; Mišić, Miroslav; Sommer, Regina et al. (2011): KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser. Heranführung an den Stand der Technik. Hg. v. Lebensministerium. Wien. Online verfügbar unter http://iwr.tuwien.ac.at/fileadmin/mediapool-wasserguete/Projekte/KomOzon/KomOzon_Endbericht.pdf, zuletzt geprüft am 29.01.2014.

Krinitz, Jutta; Stachel, Burkhard (1999): Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbnebenflüssen. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe.

Kuch, B.; Schneider, C.; Metzger, J. W. (2003a): Monitoring der Desinfektionsmittel Triclosan, Triclocarban und Hexachlorophen in Fließgewässern, Sedimenten, Klärschlämmen, Zu- und Abläufen von Kläranlagen. Forschungsbericht

FZKA-BWPLUS. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart. Stuttgart. Online verfügbar unter <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/40137/BWB21009SBer.pdf?command=downloadContent&filename=BWB21009SBer.pdf&>, zuletzt geprüft am 31.07.2014.

Kuch, B.; Schneider, C.; Schrader, C. (2003b): Untersuchung und Optimierung der Abwasserreinigung zur Eliminierung von organischen Spurenstoffen unter verfahrenstechnischen und ökonomischen Aspekten. Literaturstudie. Hg. v. Universität Stuttgart. Stuttgart.

Kuch, H.; Ballschmiter, K. (1999): Hormonell wirksame Verbindungen in der Umwelt Baden-Württembergs. Arbeitsbericht Nr. 151. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Stuttgart. Online verfügbar unter <http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2004/1710/pdf/ab151.pdf>, zuletzt geprüft am 18.09.2014.

Kümmerer, K.; Alexy, R.; Schöll, A.; Lange, F. T.; Knacker, T.; Gartiser, S. et al. (2007): Antibiotika in der aquatischen Umwelt, Teil2: Wirkung und Risikoabschätzung. In: Jahrestagung der wasserchemischen Gesellschaft in der Gemeinschaft deutscher Chemiker. Bad Saarow, 17.-19. Mai 2004, 113-116. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hg.): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Recklinghausen (LANUV-Fachbericht 2). Online verfügbar unter <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe2/fabe2.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Kümmerer, Klaus; Hempel, Maximilian (Hg.) (2010): Green and Sustainable Pharmacy. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. Online verfügbar unter http://api.ning.com/files/FqUQcxvtwPdquJWYJtnL-lo-nUF0UFagBbrRCVtyPhVfeE6aH*RE5bUCri5ywwqDrT800H1v8LfOhCv7TL4AMLhzh1y0-cfY/GreenandSustainablePharmacy.pdf, zuletzt geprüft am 29.11.2013.

Kümmerer, Klaus; Schuster, Armin; Längin, Andreas; Happel, Oliver; Thoma, Astrid; Schneider, Klaus et al. (2011): Identifizierung und Bewertung ausgewählter Arzneimittel und ihrer Metaboliten (Ab- und Umbauprodukte) im Wasserkreislauf. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Texte 46/2011. Unter Mitarbeit von Hermann H. Dieter. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau (UFOPLAN, 206 61 202). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4149.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Lambert, Benedikt; Fuchs, Stephan; Sacher, Frank (2013): Entwicklung eines Bilanzierungsinstrumentes für den Eintrag von Schadstoffen aus kommunalen Kläranlagen in Gewässer. Forschungsvorhaben finanziert durch die DBU und die Bundesländer. Vorläufige Ergebnisse des Sondermessprogramms zu Stoffkonzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen. Sinsheim.

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2013): Datensatz mit den kommunalen Kläranlagen des Lageberichts 2008 und 2010 in Baden-Württemberg. Unter Mitarbeit von Winfried Matt.

LANUV (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Hg. v. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen (LANUV-Fachbericht 2), zuletzt geprüft am 04.09.2014.

LANUV (2011): Verbreitung von PFT in der Umwelt Ursachen - Untersuchungsstrategie - Ergebnisse - Maßnahmen. LANUV-Fachbericht 34, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Larsen, John; Stovring, Henrik; Kragstrup, Jakob; Hansen, Dorte G. (2009): Can differences in medical drug compliance between European countries be explained by social factors: analyses based on data from the European Social Survey, round 2. In: BMC Public Health 9 (1), S. 145. DOI: 10.1186/1471-2458-9-145.

Lee, Yunho; Gunten, Urs von (2010): Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate VI, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). In: Water Res. 44 (2), S. 555–566. DOI: 10.1016/j.watres.2009.11.045.

LfU (2005): Arbeitshilfen für den Umgang mit Regenwasser in Siedlungsgebieten. Hg. v. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

LFU Bayern (2007): Chemikalien in der Umwelt - Medium Wasser. Hg. v. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg, zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Liebig, M. (2005) (2007): Untersuchungen zu Umweltrisikoaabschätzungen von Humanpharmaka und Inhaltsstoffen von Körperpflegeprodukten vor dem Hintergrund europäischer Bewertungskonzepte. In: Dissertation der Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt, 220 S. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hg.): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Recklinghausen (LANUV-Fachbericht 2). Online verfügbar unter <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe2/fabe2.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Lilienblum, W.; Bülow, W.; Herbst, V.; Jandel, B.; Müller, K. (1998): Endokrin wirksame Schadstoffe (EWS) und pharmakologisch wirksame Stoffe in aquatischen Bereichen Niedersachsens. In: Nachhaltiges Niedersachsen.

Lindström, A.; Buerge, I. J.; Poiger, T.; Bergqvist, P.-A.; Müller, M. D.; Buser, H.-R. (2002): Occurrence and environmental behavior of the bactericide triclosan and its methyl derivative in surface waters and in wastewater. *Environmental Science Technology*. Institute of Environmental Chemistry, Umeå University. Schweden (36(11)), zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Lombard, Adrian (2014): Warnung vor einer ernsthaften Bedrohung europäischer Geier. IAF, zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Loos, Robert; Gawlik, Bernd Manfred; Locoro, Giovanni; Rimaviciute, Erika; Contini, Serafino; Bidoglio, Giovanni (2009): EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. In: *Environmental Pollution* 157 (2), S. 561–568. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.09.020.

Lorusso, V.; Taroni, P.; Alvino, S.; Spinazzi, A. (2001): Pharmacokinetics and Safety of Iomeprol in Healthy Volunteers and in Patients with Renal Impairment or End-Stage Renal Disease Requiring Hemodialysis. In: *Investigative Radiology* 36 (6), S. 309–316, zuletzt geprüft am 05.09.2014.

Lorusso, Vito; Luzzani, Franco; Bertani, Francesco; Tirone, Piero; Haën, Christoph de (1994): Pharmacokinetics and tissue distribution of iomeprol in animals. In: *European Journal of Radiology* 18, S. S13–S20. DOI: 10.1016/0720-048X(94)90090-6.

LUA NRW (2002): Gewässergütebericht 2001 Nordrhein-Westfalen. Berichtszeitraum 1995 - 2000. Hg. v. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW). Essen, zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Luhnstedt, A. L. (2010): Stoffdatenblatt. Triclosan CAS 3380-34-5. LAWA Expertenkreis "Stoffe". Online verfügbar unter [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaesser_\(AO\)/O_5.07/L34_db_Triclosan_Datenblatt_UQN-Vorschlag_100317.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaesser_(AO)/O_5.07/L34_db_Triclosan_Datenblatt_UQN-Vorschlag_100317.pdf), zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Manoli, E.; Samara, C.; Konstantinou, I.; Albanis, T. (2000): Polycyclic aromatic hydrocarbons in the bulk precipitation and surface waters of Northern Greece. In: *Chemosphere* 41 (12), S. 1845–1855. DOI: 10.1016/S0045-6535(00)00134-X.

Mao, Zhen; Zheng, Xiao-Fei; Zhang, Yan-Qiu; Tao, Xiu-Xiang; Li, Yan; Wang, Wei (2012): Occurrence and Biodegradation of Nonylphenol in the Environment. In: *IJMS* 13 (12), S. 491–505. DOI: 10.3390/ijms13010491.

Martindale, W. (1997) (2007): Ibuprofen - the complete drug reference. 32. Auflage. Unter Mitarbeit von K. (Hrsg.) Parfitt. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hg.): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Recklinghausen (LANUV-Fachbericht 2). Online verfügbar unter <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe2/fabe2.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Mathan, Cindy; Marscheider-Weidemann, Frank; Menger-Krug, Eve (2012): COHIBA WP5 - Cost effective Management Options to Reduce Discharges, Emissions and Losses of Hazardous Substances - FINAL REPORT. Online verfügbar unter www.cohiba-project.net/publications/en_GB/publications/_files/87107525717984893/default/WP5_Recommendation_Report.pdf, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Mauer, Christian (2011): Technische und ökonomische Aspekte der separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwasser. Dissertation. Technische Hochschule Aachen, Aachen. Fakultät für Bauingenieurwesen.

McFarland J.W., Avdeef, A., Berger, C., Raevsky, O.A. (2001): Estimating the water solubilities of crystalline compounds from their chemical structures alone. *Chem. Inf. Comput. Sci.*, 2001, 41 (5), pp 1355–1359. Zitiert bei <http://www.drugbank.ca/drugs/DB00264>

McGettigan, Patricia; Henry, David; Turnbull, Fiona Mary (2013): Use of Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs That Elevate Cardiovascular Risk: An Examination of Sales and Essential Medicines Lists in Low-, Middle-, and High-Income Countries. In: *PLoS Med* 10 (2), S. e1001388. DOI: 10.1371/journal.pmed.1001388.

Mehtonen, Jukka; Munne, Päivi (2011): COHIBA Guidance Document No.6 for nonylphenol (NP) and nonylphenol ethoxylates (NPE). MEASURES FOR EMISSION REDUCTION OF NONYLPHENOL (NP) AND NONYLPHENOL ETHOXYLATES (NPE) IN THE BALTIC SEA AREA (6), S. 24. Online verfügbar unter http://www.cohiba-project.net/publications/en_GB/publications/_files/87107451515635296/default/NP-NPE.pdf, zuletzt geprüft am 07.07.2014.

Mehtonen, Jukka; Munne, Päivi; Londesborough, Susan; Andersson, Hanna; Dudutyte, Zita; Krupanek, Janusz et al. (2011): COHIBA Guidance Document NO. 6 – Measures for Emission Reduction of Nonylphenol (NP) and Nonylphenol ethoxylates (NPE) in the Baltic Sea Area. Hg. v. COHIBA Project Consortium. Finnish Environment Institute SYKE, Umweltbundesamt, Fraunhofer ISI.

Meine Vitalität (2014): Eco-Fashion: Nachhaltige Mode im Trend. Unter Mitarbeit von Katrin Weißkopf. Hg. v. Green Vital Media GmbH. Online verfügbar unter <http://www.meine-vitalitaet.de/aussehen/mode/trendsundstile/eco-fashion-nachhaltige-mode-im-trend.html>, zuletzt aktualisiert am 05.06.2014, zuletzt geprüft am 23.06.2014.

Meinecke, Stefan; Feibicke, Michael; Mailahn, Wolfgang; Kohls, Claudia; Schmidt, Ralf (2011): Triclosan, ein persistentes Biozid? Korrespondenz-Autor: stefan.meinecke@uba.de. Umweltbundesamt. Berlin. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/pdfs/fate_triclosan_vgu.pdf, zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Menge, Dieter (2005): Gewässerbelastung durch den Eintrag von Bioziden aus Dachfarben-eine Risikoabschätzung. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW). Essen (Merkblätter, Band 51). Online verfügbar unter <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merk51/merk51.pdf>, zuletzt geprüft am 31.08.2014.

Menger-Krug, Eve; Mathan, Cindy; Marscheider-Weidemann, Frank (2011): COHIBA guidance document No.4: Measures for emission reduction of PFOS and PFOA in the baltic sea area. Helsinki: HELCOM Secretariat.

Metzger, S. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. München: Oldenbourg-Industrieverlag.

Metzger, S.; Kapp, H. (Hg.) (2008): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen. VSA-Fachtagung, 28. Oktober 2008, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Metzger, S.; Röbber, A.; Kapp, H. (2014): Machbarkeitsstudie zum Vorhaben "Erweiterung des Klärwerks Mannheim um eine Adsorptionsstufe zur Verbesserung der Abwasserreinigung" (unveröffentlicht).

Miehe, U. (2010): Wirksamkeit technischer Barrieren zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen. Kläranlagen und Raumfilter. Dissertation. TU Berlin. Berlin, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2013): Überwachung und Optimierung der Leistungsfähigkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen, Teil 1: Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenbecken. Entwurf des Abschlussberichts. unveröffentlicht.

Moeder, M.; Martin, C. (2006): Analytische Charakterisierung des technischen Nonylphenol. Identification of isomeric 4-nonylphenol structures by gas chromatography-tandem mass spectrometry combined with cluster analysis. *Journal of Chromatography*. In: *Journal of Chromatography (A1102)*, S. 32. Online verfügbar unter <http://sundoc.bibliothek.uni-halle.de/diss-online/08/08H158/t5.pdf>, zuletzt geprüft am 11.07.2014.

MUNLV (2005): Ergebnisbericht Niederrhein. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV). Düsseldorf.

Musgrave, Heather; Mistry, Rohit; Warwick, Oliver; Clarke, Simon; Houldin, Martin (2011a): European Commission (DG Environment); Technical Support for the Impact Assessment of the Review of Priority Substances under Directive 2000/60/EC. Substance Assessment: HBCDD. Entec UK Limited. European Commission. Brussels. Online verfügbar unter https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/env/wfd/Library/framework_directive/thematic_documents/priority_substances/supporting_substances/substance_impacts/HBCDD.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Musgrave, Heather; Tattersall, Chris; Clarke, Simon; Comber, Sean; Houldin, Martin (2011b): European Commission (DG Environment); Technical Support for the Impact Assessment of the Review of Priority Substances under Directive 2000/60/EC. Substance Assessment: Terbutryn. Entec UK Limited. European Commission. Brussels. Online verfügbar unter https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/env/wfd/Library/framework_directive/thematic_documents/priority_substances/supporting_substances/substance_impacts/Terbutryn.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2014.

Musolff, Andreas (2012): Zeitliche und räumliche Verteilung von Spurenstoffen im städtischen Grund- und Oberflächenwasser. Vortrag im Rahmen der Weiterbildung »Repräsentative Grundwasserprobennahme« am 06.11. 2012. Arbeitskreis »Grundwasserbeobachtung«. Dresden-Pillnitz, 2012. Online verfügbar unter http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/11_Musolff.pdf.

Musolff, Andreas; Leschik, Sebastian; Reinstorf, Frido; Strauch, Gerhard; Schirmer, Mario (2010): Micropollutant Loads in the Urban Water Cycle. In: Environ. Sci. Technol. 44 (13), S. 4877–4883. Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es903823a?journalCode=esthag&quickLinkVolume=44&quickLinkPage=4877&selectedTab=citation&volume=44>.

Nahrstedt, A.; Burbaum, H.; Mauer, C.; Alt, K.; Sürder, T.; Fritzsche, J. (2014): Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“. In: Korrespondenz Abwasser Abfall 61 (5), S. 408–426, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Nehring, Stefan (2001): Antifouling oder Bioinvasion: Das TBT-Dilemma. Wasserwirtschaft Wassertechnik 2/2001. Hg. v. Stefan Nehring. Koblenz (Wasserwirtschaft Wassertechnik, 2/2001).

Newell, Peter; Pattberg, Philipp; Schroeder, Heike (2012): Multiactor Governance and the Environment. In: Annu. Rev. Environ. Resourc. 37 (1), S. 365–387. DOI: 10.1146/annurev-environ-020911-094659.

NFP 50 (2008): Nationales Forschungsprogramm »Hormonaktive Stoffe« Öffentlicher Schlussbericht. Hg. v. Schweizerischer Nationalfonds. Online verfügbar unter www.nrp50.ch, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Oldenkamp, R. (2011): Realistic worst-case exposure assessment for a selected number of pharmaceuticals. PHARMAS - Ecological and human riskassessment for antibiotics and cancer drugs found in the environment.

Orvos, David R., Versteeg, Donald J.; Inauen, Josef; Capdevielle, Marie; Rothenstein, Arthur; Cunningham, Virginia (2001): Aquatic toxicity of triclosan. Unter Mitarbeit von Sweet Briar College, Department of Environmental Studies, The Procter & Gamble Co., Environmental Safety Department, Cibal Specialty Chemicals, Colgate-Palmolive Company, EOHs-Technical and Regulatory Department, Unilever, Safety Assurance Department und GlaxoSmithKline, Corporate Environmental and Safety. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. USA (7). Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.5620210703/pdf>, zuletzt geprüft am 30.07.2014.

OSPAR (2004): OSPAR List of Chemicals for Priority Action (Revised 2011). OSPAR Convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic (Reference number 2004-12). Online verfügbar unter http://www.ospar.org/documents/dbase/decrecs/agreements/04-12e_list%20of%20chemicals%20for%20priority%20action.doc, zuletzt geprüft am 18.09.2014.

OSPAR ICG EAC (2012): Report of the Intersessional Correspondence Group on Environmental Assessment Criteria (ICG EAC). OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Meeting of the OSPAR Commission. OSPAR Commission. Bonn (Germany).

P&G (2013): Ingredient Safety Information - Alcohol Ethoxylates. Hg. v. Procter & Gamble Belgium. Online verfügbar unter http://www.scienceinthebox.com.de/en_UK/glossary/alcoetho_en.html, zuletzt aktualisiert am 20.11.2013, zuletzt geprüft am 07.07.2014.

Peters, J. RuudB. (2003): Hazardous Chemicals in Precipitation. In: TNO-Report (R2003/198), S. 17–18, zuletzt geprüft am 10.07.2014.

PFOS EQS dossier (2011): Opinion on Chemicals and the Water Framework Directive: Draft Environmental Quality Standards. Perfluorooctane sulphonate (PFOS), zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Pinnekamp, J.; Beier, S.; Cramer, C.; Reiss, M.; Schröder, H. Fr. (2009): Entsorgungskonzept für Abfälle aus der Kläranlage des Kreiskrankenhauses Waldbröl. Hg. v. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. RWTH. Aachen, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Pinnekamp, J.; Kölling, V. (Hg.) (2014): Spurenelimination in Kläranlagen - Erfahrungen in Baden-Württemberg. 47. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft. Essen (234).

Pistocchi, Alberto; Loos, Robert (2009): A map of European emissions and concentrations of PFOS and PFOA. In: Environ. Sci. Technol. 43 (24), S. 9237–9244. DOI: 10.1021/es901246d.

Plume, S.; Matzinger, A.; Rouault, P.; Richter, D. (2008): Spurenstoffe in Mischwassereinleitungen. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.

PubChem: Online Datenbank für Chemikalien. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>.

Quarterman, Paul (2002): European Union Risk Assessment Report. 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol. Existing Substances. Hg. v. Office for Official Publications of the European Communities. Institute for Health and Consumer Protection. Online verfügbar unter http://www.bfr.bund.de/cm/343/4_nonylphenol_und_nonylphenol.pdf, zuletzt geprüft am 13.06.2014.

Quednow, Kristin; Püttmann, Wilhelm (2007): Monitoring terbutryn pollution in small rivers of Hesse, Germany. Hg. v. Journal of Environmental Monitoring (12), zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Quednow, Kristin; Püttmann, Wilhelm (2009): Temporal concentration changes of DEET, TCEP, terbutryn, and nonylphenols in freshwater streams of Hesse, Germany: possible influence of mandatory regulations and voluntary environmental agreements. In: Environ Sci Pollut Res 16 (6), S. 630–640. DOI: 10.1007/s11356-009-0169-6.

REACH-Helpdesk (2014): Bis(tributylzinn)oxid (TBTO). REACH-CLP-Biozid Helpdesk. Online verfügbar unter [http://www.reach-clp-biozid-helpdesk.de/de/REACH/Kandidatenliste/Listen/Bis_\(tributylzinn\)oxid/Bis_\(tributylzinn\)oxid.html](http://www.reach-clp-biozid-helpdesk.de/de/REACH/Kandidatenliste/Listen/Bis_(tributylzinn)oxid/Bis_(tributylzinn)oxid.html), zuletzt aktualisiert am 15.03.2012, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Remberger, Mikael; Sternbeck, John; Strömberg, Katarina (2002): Screening av triclosan och vissa bromerade fenoliska ämnen i Sverige Mikael. IVL report. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. Stockholm (B1477-2). Online verfügbar unter <http://www.ivl.se/download/18.7df4c4e812d2da6a416800071681/1350484216659/B1477.pdf>, zuletzt geprüft am 31.07.2014.

Riße, H.; Gredigk-Hoffmann, S.; Palmowski, L.; Veltmann, K.; Mauer, C.; Simsheuser, C. (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase I. Hg. v. RWTH Aachen. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Aachen, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Royal Society of Chemistry (RSC) (2014), ChemSpider. <http://www.chemspider.com/Chemical-Structure.3600.html>.

Rölle, R. (2014): Betriebserfahrungen mit der Spurenstoffelimination mittels Pulveraktivkohle auf den Kläranlagen Kressborn und Stockacher Aach. Hg. v. KomS-Technologieforum Spurenstoffe. Neu-Ulm.

Rudel, Ruthann A.; Camann, David E.; Spengler, John D.; Korn, Leo R.; Brody, Julia G. (2003): Phthalates, Alkylphenols, Pesticides, Polybrominated Diphenyl Ethers, and Other Endocrine-Disrupting Compounds in Indoor Air and Dust. In: Environ. Sci. Technol. 37 (20), S. 4543–4553. DOI: 10.1021/es0264596.

Rüdel, Heinz; Müller, Josef; Quack, Markus; Klein, Roland (2012): Monitoring of hexabromocyclododecane diastereomers in fish from European freshwaters and estuaries. In: Environ Sci Pollut Res Int 19 (3), S. 772–783. DOI: 10.1007/s11356-011-0604-3.

Rüdel, Heinz; Müller, Martin; Wenzel, Andrea (2004): Retrospektives Monitoring von Triclosan und Methyl-Triclosan in Brassensmuskulaturproben der Umweltprobenbank. Teil II Bewertung der Analysen von Triclosan und Methyl-Triclosan in Brassensmuskulaturproben der Umweltprobenbank. Abschlussbericht; im Auftrag des Umweltbundesamts. Unter Mitarbeit von Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie. Umweltbundesamt - Fachgebiet IV 2.2. Berlin-Spandau. Online verfügbar unter

http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/UPB_Triclosan_Brassen_Teil2_Bewertung.pdf, zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Rüdel, Heinz; Steinhanses, Jürgen; Müller, Josef; Schröter-Kermani, Christa (2009): Retrospektives Monitoring von Organozinnverbindungen in biologischen Proben aus Nord- und Ostsee. Sind die Anwendungsbeschränkungen erfolgreich? Beitragsserie Meeresforschung. Springer-Verlag. Deutschland (Umweltwiss Schadst Forsch, 21). Online verfügbar unter http://download.springer.com/static/pdf/21/art%253A10.1007%252Fs12302-009-0039-3.pdf?auth66=1411289030_69a2c6a1b913f94767c65bad3f7d27b0&ext=.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Rule, K. L.; Comber, S. D. W.; Ross, D.; Thornton, A.; Makropoulos, C. K.; Rautiu, R. (2006): Survey of priority substances entering thirty English wastewater treatment works. In: *Water & Environment J* 0 (0). DOI: 10.1111/j.1747-6593.2005.00016.x.

Sabaliunas, Darius; Webb, Simon F.; Hauk, Armin; Jacob, Martin; Eckhoff, William S. (2003): Environmental fate of Triclosan in the River Aire Basin, UK. Unter Mitarbeit von Procter & Gamble Technical Centers Ltd., Procter & Gamble Eurocor, Ciba Speciality Chemicals und The Procter & Gamble Company. Pergamon; Elsevier Science Ltd. (Water Research, 37). Online verfügbar unter http://ac.els-cdn.com/S0043135403001647/1-s2.0-S0043135403001647-main.pdf?_tid=dbeb04f6-18df-11e4-b343-00000aacb360&acdnat=1406831227_fa695836a279db61eba4dc3305b9a505, zuletzt geprüft am 31.07.2014.

Sacher, Frank; Thoma, Astrid; Lehmann, Markus; Scherer, Isabel; Stier, Katrin (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Hg. v. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg. Online verfügbar unter http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/243039/spurenstoffinventar_2012_2013.pdf?command=downloadContent&filename=spurenstoffinventar_2012_2013.pdf, zuletzt geprüft am 16.10.2014.

Saito, I.; Onuki, A.; Seto, H. (2004): Indoor air pollution by alkylphenols in Tokyo. In: *Indoor Air* 14 (5), S. 328. DOI: 10.1111/j.1600-0668.2004.00250.x.

Santen, Manfred (2012): Schmutzige Wäsche: Gefährliche Chemie aus der Waschtrommel. Wie Modemarken ihre Kunden zu unfreiwilligen Komplizen machen, S. 6, 8. Online verfügbar unter <http://www.greenpeace.de/sites/www.greenpeace.de/files/20120319-Zusammenfassung-Schmutzige-Waesche-Report-3.pdf>, zuletzt geprüft am 24.06.2014.

Santen, Manfred (2014): Rote Karte für Sportmarken, S. 4–7. Online verfügbar unter <http://www.greenpeace.de/files/publications/20140516-rote-karte-fuer-sportmarken-detox.pdf>, zuletzt geprüft am 26.06.2014.

SCA (2013): Annex XV Restriction Report - Proposal For A Restriction. Nonylphenol and Nonylphenoethoxylates in Textiles. Hg. v. Swedish Chemicals Agency. Sundbyberg, SE, zuletzt geprüft am 03.08.2014.

Schaar, Heidemarie; Kreuzinger, Norbert; Kroiss, Helmut (2009): Untersuchungen zur Ozonung von kommunalem Kläranlagenablauf. In: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rheinland-Westfälischen technischen Hochschule Aachen (Hg.): 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. vom 18.03 - 20.03.2009 im Eurogress Aachen. Aachen (Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, 217).

Schaus, Katharina (2013): Gutachten Nachhaltige Kleidung. Der Weg zu nachhaltiger Kleidung - Standards, Siegel und politische Rahmenbedingungen, S. 36. Online verfügbar unter http://www.gruene-bundestag.de/fileadmin/media/gruenebundestag_de/themen_az/verbraucherschutz/Gutachten_Nachhaltige_Kleidung.pdf, zuletzt geprüft am 23.06.2014.

Schindler, Y. (2014): Testverfahren zur Beurteilung der Behandelbarkeit von Abwasser mit Ozon. KomS-Technologieforum Spurenstoffe. Neu-Ulm.

Schitthelm, Dietmar (2014), persönliche Kommunikation.

Schneider, Petra; Günther, Thomas (2010): Gefährliche Stoffe in Kläranlagen. LfULG Schriftenreihe Heft 5/2010 Untersuchungen zu Vorkommen, Quellen und Eliminationsmöglichkeiten bestimmter gefährlicher Stoffe in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in Sachsen (5/2010), S. 5. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15113/documents/18178>, zuletzt geprüft am 09.07.2014.

Schrey, P.; Wilhelm, M. (1999): Rückstände von Arzneimitteln in Wasserproben: Befunde und deren Bewertung aus Sicht der Trinkwasserverordnung. In: *DVGW-Schriftenreihe Wasser* (94), S. 1-70 19, 20, 107.

Schulte-Oehlmann, Ulrike; Oehlmann, Jörg; Püttmann, Wilhelm (2007): Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt: Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. In: *UWSF - Z Umweltchem Ökotox* 19 (3), S. 168–179. DOI: 10.1065/uwsf2007.07.202.

Schulze-Hennings, U.; Montag, D.; Kazner, C.; Kochan, J.; Jardin, N.: Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung“. „Mikrolight“ Phase 1, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Schuster, Petra; Heinzmann, Bernd; Schwarz, Rolf-Jürgen; Wiemann, Matthias; Schulz, Christina (2006): „Getrennte Erfassung von jodorganischen Röntgenkontrastmitteln in Krankenhäusern“. Phase 2: Praktische Durchführung. Abschlussbericht Mai 2006; Forschungsprojekt. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH. Online verfügbar unter http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/RKM/Abschlussbericht_RKM-P2.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Schwabe, U.; Paffrath, D. (2011): *Arzneiverordnungs-Report 2011*. Hg. v. Springer. Berlin.

Schwaiger, J.; Ferling, H.; Mallow, U.; Wintermayr, H.; Negele, R. D. (2004): Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac. In: *Aquatic Toxicology* 68 (2), S. 141–150. DOI: 10.1016/j.aquatox.2004.03.014.

Scientific Committee on Consumer Safety (SCCS) (2010): Opinion on triclosan. Antimicrobial Resistance. Directorate-General for Health & Consumers. European Commission. Brüssel (SCCP/1251/09). Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/docs/sccs_o_023.pdf, zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Seeber, K.; Hoa, E. (2010): Integration and Consolidation of Information on Pharmaceutical Residues in the Urban Water Cycle. - IC Pharma -. Hg. v. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH. Online verfügbar unter http://kompetenz-wasser.net/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/IC-NASRI/IC-Pharma_final.pdf, zuletzt geprüft am 09.05.2014.

Sieker, H. (2000): Bewertung von Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung im Hinblick auf Kosten und Wirkung (DBU Tagungsband, S. 83 - 110).

Singer, H.; Müller, S.; Tixier, C.; Pillone, L. (2002a): Triclosan: occurrence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: field measurements in wastewater treatment plants, surface waters, and lake sediments. Unter Mitarbeit von Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG). *Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG). Schweiz* (36(23)).

Singer, H.; Müller, S.; Tixier, C.; Pillonel, L. (2002b): Triclosan: occurrence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: field measurements in wastewater treatment plants, surface waters and lake sediments. In: *Environmental Science and Technology* (36), S. 4998–5004.

Smolka, Susanne (2013): EU Ecolabel on Textiles and Bed Mattresses: PAN Germany Comments on the criteria proposal of May 2013. Hg. v. Pestizid Aktions-Netzwerk e. V. Hamburg, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

- Sommer, Harald (2014): Bodenfilter. Kompetenz in Sachen Regenwasser. Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker MBH. Online verfügbar unter <http://www.sieker.de/modules/wfsection/article.php?articleid=16>, zuletzt aktualisiert am 2014, zuletzt geprüft am 19.09.2014.
- Stadt Oldenburg (2014): Kampagne für nachhaltige Textilwirtschaft - Stadt Oldenburg. Hg. v. Stadt Oldenburg. Stadt Oldenburg. Online verfügbar unter <http://www.oldenburg.de/microsites/umwelt/lokale-agenda-21/agenda-gruppen/archiv/kampagne-fuer-nachhaltige-textilwirtschaft.html>, zuletzt geprüft am 18.06.2014.
- Statistisches Bundesamt (2007): Viehhaltung der Betriebe Agrarstrukturerhebung 2007. Fachserie 3, Reihe 2.1.3. Hg. v. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2008): Viehbestand. Fachserie 3, Reihe 4.1. Hg. v. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2009a): Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2008/2009. Fachserie 4, Reihe 8.2. Hg. v. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2009b): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2007. Fachserie 19, Reihe 2.1. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/WasserAbwasserOeffentlich2190210079004.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 26.08.2013.
- Statistisches Bundesamt (2009c): Viehbestand. Fachserie 3, Reihe 4.1. Hg. v. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2010): Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2009/2010. Fachserie 4, Reihe 8.2. Hg. v. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (Hg.) (2013a): Fortschreibung des Bevölkerungsstandes. Bevölkerung: Deutschland, Stichtag. Online verfügbar unter https://www-genesis.destatis.de/genesis/online;jsessionid=C73C22E9F25A03D29EF49928E1AB1F8C.tomcat_GO_2_2?operation=prev, zuletzt geprüft am 20.09.2013.
- Statistisches Bundesamt (Hg.) (2013b): Öffentliche Abwasserentsorgung - Klärschlamm. Klärschlammverwertung aus der biologischen Abwasserbehandlung nach Bundesländern. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Wasserwirtschaft.html>.
- Staufer, Philipp; Ort, Christoph (2012a): Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen. Faktenblatt "Diffuse Mikroverunreinigungsemissionen aus Siedlungen (DIMES)". Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt. Eawag. Dübendorf. Online verfügbar unter http://www.eawag.ch/forschung/sww/schwerpunkte/urbane_einzugsgebiete/dimes/DIMES_Faktenblatt.pdf, zuletzt geprüft am 27.08.2013.
- Staufer, Philipp; Ort, Christoph (2012b): Schweizweite Bilanzierung der Einträge von Mikroverunreinigungen aus Mischwasserentlastungen. Eawag. Online verfügbar unter http://www.academia.edu/1627133/Schweizweite_Bilanzierung_der_Eintrage_von_Mikroverunreinigungen_aus_Mischwasserentlastungen, zuletzt geprüft am 18.09.2013.
- Steinemann, Myriam; Schwegler, Regina; Spescha, Gina (2013): Grüne Produkte in Deutschland. Status Quo und Trends, S. 30, zuletzt geprüft am 23.07.2014.
- Stiehl, Thorsten; Körner, Andrea; Ricking, Matthias; Sawal, George; Warmbrunn-Suckrow, Evelyn; Lepom, Peter (2008): PBDE and HBCD levels in surface sediments from German rivers. Organohalogen Compounds, Volume 70, page 001590. Online verfügbar unter <http://www.dioxin20xx.org/pdfs/2008/08-718.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.
- Struschka, Michael; Kilgus, Daniel; Springmann, Maike; Baumbach, Günter (2008): Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. Efficient provision of updated emission data for air quality control. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 205 42 322 im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-FB 001217. UBA-Texte 44/2008. Unter Mitarbeit von Landesinnungsverbände des Schornsteinfegerhandwerks von Baden-Württemberg, Bayern, Sachsen und Nordrhein-Westfalen und Kaminkehrer-Innung

Niederbayern. Umweltbundesamt (UBA-Texte 44/2008). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3677.pdf>.

Ternes, Th., 2001. Vorkommen von Pharmaka in Gewässern. *Wasser & Boden* 53(4), 9-14.

Ternes, T. A.; Janex-Habibi, M-L.; Knacker, T.; Kreuzinger, N.; Siegrist, H. (2004): Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse. Project acronym POSEIDON Contract No. EVK1-CT-2000-00047/Improve the Indirect Potable Water Reuse. Online verfügbar unter <http://www.eu-poseidon.com>, zuletzt geprüft am 11.09.2014.

Ternes, T.H; Hirsch, R.; Stumpf, M.; Eggert, T., Schuppert, B.; Haberer, K. (1999): Nachweis und Screening von Arzneimittelrückständen, Diagnostika und Antiseptika in der aquatischen Umwelt, Abschlussbericht des ESWE-Institutes für Wasserforschung und Wassertechnologie GmbH zum Forschungsvorhaben 02WU9567/3 des BMBF.

Ternes, Thomas A.; Bonerz, Matthias; Herrmann, Nadine; Teiser, Bernhard; Andersen, Henrik Rasmus (2007): Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: an option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. In: *Chemosphere* 66 (5), S. 894–904. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.06.035.

Ternes, Thomas A.; Hirsch, Roman (2000): Occurrence and Behavior of X-ray Contrast Media in Sewage Facilities and the Aquatic Environment. In: *Environ. Sci. Technol.* 34 (13), S. 2741–2748. DOI: 10.1021/es991118m.

Thomas, K. V.; Langford, K. H. (2010): Into the Aquatic Environment. In: *Green and Sustainable Pharmacy*, S. 211–224.

Tixier, C.; Singer, H. P.; Canonica, S., Müller, S.R. (2002a): Phototransformation of ticlosan in surface waters: a relevant elimination process for this widely used biocide - laboratory studies, field measurements, and modeling. *Environmental Science Technology. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG). Schweiz* (36(16)).

Tixier, Céline; Singer, Heinz P.; Canonica, Silvio; Müller, Stephan R. (2002b): Phototransformation of Triclosan in Surface Waters: A Relevant Elimination Process for This Widely Used Biocide Laboratory Studies, Field Measurements, and Modeling. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (16), S. 3482–3489. DOI: 10.1021/es025647t.

Tondera, K.; Koenen, S.; Dahmen, H.; Pinnekamp, J. (2014): Untersuchung der Reduktion von Spurenstoffen, Bakterien, Bakteriophagen und abfiltrierbaren Stoffen im Retentionsbodenfilter Kanten (Nr. 7;), S. 594–600.

Triebskorn, Rita: Qualitative und semiquantitative Bewertung ultrastruktureller Effekte von Arzneimitteln (Diclofenac) in Niere, Leber, Kieme und Darm der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Abschlussbericht April 2002. In: *Ökotoxikologische Auswirkungen von Arzneimitteln Langzeitwirkungen bei Fischen*, S. 117–164. Online verfügbar unter http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/humanarzneimittel_fische/doc/bericht_arzneimittel_juli_2004.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Triebskorn, Rita; Hetzenauer Harald (2012): Micropollutants in three tributaries of Lake Constance, Argen, Schussen and Seefelder Aach: a literature review. *Environmental Sciences Europe (a SpringerOpen Journal)*. Unter Mitarbeit von Stefanie Kraus. Springer. Deutschland (24:8). Online verfügbar unter <http://www.enveurope.com/content/pdf/2190-4715-24-8.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2014.

UBA; BgVV (2000): Produktion und Verwendung zinnorganischer Verbindungen in Deutschland. Bericht des Umweltbundesamtes und des Bundesinstituts für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin. Fachöffentliche Anhörung vom 14. März 2000. Umweltbundesamt (UBA); Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV). Berlin. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/1876.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

UBA (2007a): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung, UBA Texte 30/07. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3295.pdf>.

UBA (2008): Berichterstattung 2008 unter dem Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (UN ECE-CLRTAP), NFR Inventartabellen, http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/archiv/unece_clrtap_de_2008.zip.

UBA (2012a): Maßnahmen zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihrer Rückstände in das Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung. In: Bundesgesundheitsbl. 55 (1), S. 143–149. DOI: 10.1007/s00103-011-1388-9.

UBA (2012b): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. - Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar? Umweltbundesamt (UBA). Online verfügbar unter

<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4372.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

UBA (2012c): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

UBA (2013a): Alkylphenole und deren Ethoxylate. Nonylphenol, Nonylphenol-Ethoxylate, Octylphenol, Octylphenol-Ethoxylate. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA) (REACH-Informationportal). Online verfügbar unter <http://www.reach-info.de/alkylphenole.htm>, zuletzt geprüft am 03.08.2014.

UBA (2013b): Entsorgung von Arzneimitteln. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/arzneimittel/entsorgung-von-arzneimitteln>, zuletzt aktualisiert am 01.08.2014, zuletzt geprüft am 02.08.2014.

UBA (2013c): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (POP). National Trend Tables for the German Atmospheric Emission Reporting (POP). (POP) - 1990 - 2011 (Endstand 28.01.2013). 1990 - 2011 (final version: 28.01.2013). Unter Mitarbeit von Patrick Gniffke (Red.). Umweltbundesamt (UBA). Dessau. Online verfügbar unter

http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/2013_01_28_em_entwicklung_in_d_trendtabelle_pop_v1.1.0_sauber.xlsx, zuletzt geprüft am 16.05.2014.

Uhl, Maria; Gans, Oliver (2007): BALL-POP. Mögliche Risiken für die städtische Bevölkerung durch persistenteorganische Schadstoffe in der Luft (REP-0085), S. 14. Online verfügbar unter

<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0085.pdf>, zuletzt geprüft am 10.07.2014.

UM-BW (2013): Arzneimittel richtig entsorgen - Gewässer schützen. Publikationsart: Faltblatt Format: A4 Seitenzahl: 6 Seiten Publikationsdatum: 07/2013. Hg. v. Baden-Württemberg, Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft. Online verfügbar unter <http://um.baden-wuerttemberg.de/de/presse-service/publikation/did/arzneimittel-richtig-entsorgen-gewaesser-schuetzen/>, zuletzt geprüft am 02.08.2014.

UMWELT (2006): 04/2006, 245-246, Referat IG II 4 „Chemikalien, Risikobewertung und Risikomanagement“, Magazin des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).

Umweltbundesamt (2012): e-Kommunalabwasser. Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie. Auszug erhalten am 20.02.2012. Online verfügbar unter http://wiki.enda.eu/e_kommu/index.php/Hauptseite.

Umweltbundesamt (2013a): Deutsches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (PRTR). Online verfügbar unter <http://www.thru.de/thrude/downloads/>.

Umweltbundesamt (2013b): Weltweites "Aus" für Flammschutzmittel HBCD. Verbot wirkt nach einem Jahr Übergangsfrist. Rathmann, Marc; Stallmann, Martin. Online verfügbar unter

<http://www.umweltbundesamt.de/presse/presseinformationen/weltweites-aus-fuer-flammschutzmittel-hbcd>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Umweltbundesamt (UBA) (2014): Regeln für Biozide noch lückenhaft. Zum Schutz der Umwelt: weniger Biozid.

Ittershagen, Martin, Martin Ittershagen, Tel.: +49-340-2103-2122. Online verfügbar unter

<http://www.umweltbundesamt.de/presse/presseinformationen/regeln-fuer-biozide-noch-lueckenhaft>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

UNEP (2010): Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its sixth meeting. Risk profile on hexabromocyclododecane.

UNEP POPs COP SC-4/17 (2009): Recommendations of the Persistent Organic Pollutants Review Committee of the Stockholm Convention to amend Annexes A, B or C of the Convention, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

UPB (2013): Das methylierte Abbauprodukt von Triclosan ist ein langfristiges Umweltproblem. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Umweltprobenbank. Online verfügbar unter http://www.umweltprobenbank.de/de/documents/selected_results/12372.

US Environmental Protection Agency (2005): Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria - Nonylphenol. In: Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria (EPA-822-R-05-005), S. 1–2. Online verfügbar unter http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2006_05_18_criteria_nonylphenol_final-doc.pdf, zuletzt geprüft am 11.07.2014.

US Environmental Protection Agency (2010): Nonylphenol (NP) and Nonylphenol Ethoxylates (NPEs) Action Plan. In: RIN2070-ZA09, S. 3. Online verfügbar unter http://www.epa.gov/oppt/existingchemicals/pubs/actionplans/RIN2070-ZA09_NP-NPEs%20Action%20Plan_Final_2010-08-09.pdf, zuletzt geprüft am 11.07.2014.

US Environmental Protection Agency (2012): DfE Alternatives Assessment for Nonylphenol Ethoxylates. Design for the Environment. May 2012, OCSPP, OPPT, S. 5-6; 11–12. Online verfügbar unter <http://www.epa.gov/dfe/pubs/projects/npe/aa-for-NPEs-final-version5-3-12.pdf>, zuletzt geprüft am 07.07.2014.

Van Wezel, Annemarie P.; Jager, Tjalling (2001): Comparison of two screening level risk assessment approaches for six disinfectants and pharmaceuticals. Unter Mitarbeit von National Institute for Public Health and the Environment. Pergamon; Elsevier Science Ltd. Niederlande (Chemosphere, 47). Online verfügbar unter http://ac.els-cdn.com/S0045653502000486/1-s2.0-S0045653502000486-main.pdf?_tid=ba29b3c0-190d-11e4-9472-00000aab0f02&acdnat=1406850927_61697c62b068520317117930510dd465, zuletzt geprüft am 01.08.2014.

VECAP (2009): Measurable achievements. Annual progress report 2009.

VECAP (2012): Maintaining momentum. European Annual Progress Report 2012.

Vermeirssen, E.; Burkhardt, M. (2013): Verkapselte Biozide sind weniger ökotoxisch. In: oekotoxzentrum news (7), S. 4–5, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Vidaurre, R. (2011): Results of the Stakeholder Consultation on Requirements for a Possible Environmental Risk and Hazard Classification System for Pharmaceuticals. Ecological and human riskassessment for antibiotics and cancer drugs found in the environment.

Vollmer, Gerald (2010): Disposal of Pharmaceutical Waste in Households – A European Survey. In: Klaus Kümmerer und Maximilian Hempel (Hg.): Green and Sustainable Pharmacy. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 165–178.

VSR-Gewässerschutz (2011): Biozide in Reinigungs- und Waschmittel – Auswirkungen auf unsere Gewässer. Rundbrief 2 / 2011, S. 3.

Walser, Alexander (2008): Gewässerbelastung durch Biozide aus Gebäudefassaden. In: gwa, S. 639–647, zuletzt geprüft am 04.09.2014.

Weber, T. (2014), persönliche Kommunikation.

Werker, Henning; Twardon, Josef; Schmitz, Stefan; Wehming, Ulrike; Hofmann, Janine; Alt, Klaus et al. (2010): Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen - Umsetzung des Trennerlasses. Abschlussbericht im Auftrag des MKULNV NRW . Online verfügbar unter http://lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/20111125_Gesamtbericht.pdf, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

Werker, Henning; Twardon, Josef; Schmitz, Stefan; Wehming, Ulrike; Hofmann, Janine; Alt, Klaus et al. (2011): Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen - Umsetzung des Trennerlasses. Abschlussbericht des Forschungsprojektes. Gefördert vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen und der Bezirksregierung Köln. Durchgeführt von den Stadtentwässerungsbetrieben Köln, AöR, den Stadtbetrieben Königswinter und der Stadtentwässerung Schwerte GmbH. Unter Mitarbeit von Theo Schmitt, Christian Scheid, Martina Dierschke, Antje Welker, Viktor Mertsch, Andrea Kaste et al. Stadtentwässerungsbetriebe Köln, AöR, Stadtbetriebe Königswinter und Stadtentwässerung Schwerte GmbH. Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/20111125_Gesamtbericht.pdf.

Westerdahl, Jenny; Andersson, Hanna; Dudutyte, Zita; Krupanek, Janusz; Leisk, Ülle; Marscheider-Weidemann, Frank et al. (2011): COHIBA Guidance Document No.5 for hexabromocyclododecane (HBCDD). Measures for reducing emissions of hexabromocyclododecane (HBCDD) to the Baltic Sea (5).

Wickman, T. (2011): Hazardous substances management at municipal level: concerns, challenges and ideas from Stockholm. Presentation 12/5/2011. City of Stockholm, Environment and Health Administration, 2011.

WIdO - Wissenschaftliches Institut der AOK (2013): GKV-Arzneimittelindex im Wissenschaftlichen Institut der AOK – Fertigarzneimittel.

Wind, T.; Werner, U.; Jacob, M.; Hauk, A. (2004): Environmental concentrations of boron, LAS, EDTA, NTA and Triclosan simulated with GREATER in the river Itter. Unter Mitarbeit von Henkel KGaA, VTB-Ecology und Ciba Speciality Chemicals Inc. Elsevier Ltd. (Chemosphere, 54). Online verfügbar unter http://ac.els-cdn.com/S0045653503009524/1-s2.0-S0045653503009524-main.pdf?_tid=1422404e-18c4-11e4-9a0a-00000aab0f26&acdnat=1406819295_7dad3f9ba5010fb9e3db098fda7efde, zuletzt geprüft am 31.07.2014.

Wittmer, I.; Moschet, C.; Simovic, J.; Singer, H.; Stamm, C.; Holiender, J. et al. (2014): Über 100 Pestizide in Fließgewässern. In: Aqua et gas (3), S. 38ff.

www.apotheken-umschau.de: Medikamentencheck Wirkstoffliste - Diclo 1A-Pharma. Online verfügbar unter <http://www.apotheken-umschau.de/Medikamente/medizin-wirkstoff-Diclofenac-W213212.html>.

www.voltaren.de: Voltaren Schmerzgel®. Online verfügbar unter <http://www.voltaren.de/produkte/zum-auftragen/voltaren-schmerzgel#>, zuletzt geprüft am (zugegriffen am 03.12.2013).

Xie, Zhiyong; Lakaschus, Soenke; Ebinghaus, Ralf; Caba, Armando; Ruck, Wolfgang (2006): Atmospheric concentrations and air-sea exchanges of nonylphenol, tertiary octylphenol and nonylphenol monoethoxylate in the North Sea. In: Environmental Pollution 142 (1), S. 170–180. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.08.073.

Zangl, Stéphanie; Blepp, Markus; Marquardt, Maurice; Moch, Katja; Wirth, Olaf; Homburg, Burkhard; Temme, Christian (2012): Nationale Umsetzung des Stockholmer Übereinkommens zu persistenten organischen Schadstoffen (POPs) – PBDE und PFOS in Erzeugnissen und im Recyclingkreislauf. UBA, zuletzt geprüft am 08.09.2014.

ZDHC (2014a): Manufacturing Restricted Substances List (MRSL). Zero Discharge of Hazardous Chemicals Programme. Joint Roadmap Deliverable. In: Joint Roadmap, S. 3. Online verfügbar unter <http://www.roadmaptozero.com/programme-documents.php>, zuletzt geprüft am 26.06.2014.

ZDHC (2014b): Roadmap to Zero. Hg. v. ZDHC. Online verfügbar unter <http://www.roadmaptozero.com/members.php>, zuletzt geprüft am 26.06.2014.

Zgheib, Sally; Moilleron, Régis; Chebbo, Ghassan (2011): Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. In: Water Research. DOI: 10.1016/j.watres.2011.12.012.

Zgola-Grzeszkowiak, Agnieszka; Grzeszkowiak, Tomasz; Rydlichowski, Robert; Łukaszewski, Zenon (2009): Determination of nonylphenol and short-chained nonylphenol ethoxylates in drain water from an agricultural area. In: Chemosphere 75 (4), S. 513–518. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.12.022.

Zhao, Jian-Liang; Zhang, Qian-Qian; Chen, Feng; Wang, Li; Ying, Guang-Guo; Liu, You-Sheng et al. (2012): Evaluation of triclosan and triclocarban at river basin scale using monitoring and modeling tools: Implications for controlling of urban domestic sewage discharge. Unter Mitarbeit von State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences. Elsevier Ltd. China (Water Research, 47). Online verfügbar unter http://ac.els-cdn.com/S0043135412007361/1-s2.0-S0043135412007361-main.pdf?_tid=787b185e-190f-11e4-aa70-00000aacb362&acdnat=1406851676_e328b0ea2748785c806f9a1bed11cc5c, zuletzt geprüft am 01.08.2014.