

**Anhang B:      Methodenpapier - Regionalisierte Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE**

---

# **Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGewV in Deutschland**

## **Methodenpapier**

### **Regionalisierte Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE**

Bearbeitung:

- Fuchs, S.; ,Dimitrova, S.; Kittlaus, S., Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft (SWW)
- Tettenborn, F.; Hillenbrand, T., Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI

Arbeitsstand: Oktober 2013



# Anlagen

## Inhalt

1	Einführung/Hintergrund .....	8
2	Methodik/Eingangsdaten.....	8
2.1	Schwermetalle .....	8
2.1.1	Kommunale Kläranlagen.....	9
2.1.2	Industrielle Direkteinleiter.....	12
2.1.3	Altbergbau .....	13
2.1.4	Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen .....	13
2.1.5	Oberflächenabfluss.....	14
2.1.6	Erosion .....	16
2.1.7	Grundwasser .....	17
2.1.8	Dränagen.....	17
2.1.9	Urbane Systeme.....	18
2.1.10	Bewertung der verwendeten Eingangsdaten.....	19
2.2	PAK.....	21
2.2.1	Kommunale Kläranlagen.....	21
2.2.2	Industrielle Direkteinleiter.....	22
2.2.3	Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen .....	22
2.2.4	Oberflächenabfluss.....	22
2.2.5	Erosion .....	23
2.2.6	Grundwasser und Dränagen.....	23
2.2.7	Urbane Systeme.....	23
2.2.8	Bewertung der verwendeten Eingangsdaten.....	23
2.3	Diethylhexylphthalat (DEHP).....	25
2.3.1	Kommunale Kläranlagen.....	25
2.3.2	Industrielle Direkteinleiter.....	26
2.3.3	Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen .....	26
2.3.4	Oberflächenabfluss.....	26
2.3.5	Erosion .....	27
2.3.6	Grundwasser und Dränagen.....	27
2.3.7	Urbane Systeme.....	27
2.3.8	Bewertung der verwendeten Eingangsdaten.....	28
2.4	Isoproturon .....	30
2.4.1	Kommunale Kläranlagen.....	31
2.4.2	Industrielle Direkteinleiter.....	33
2.4.3	Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen .....	33
2.4.4	Landwirtschaft .....	34
2.4.5	Urbane Systeme.....	36
2.4.6	Bewertung der verwendeten Eingangsdaten.....	37
2.5	Diuron.....	39
2.5.1	Kommunale Kläranlagen.....	39
2.5.2	Industrielle Direkteinleiter.....	41
2.5.3	Urbane Systeme.....	41
2.5.4	Bewertung der verwendeten Eingangsdaten.....	43
2.6	Nonylphenol.....	44
2.6.1	Kommunale Kläranlagen.....	44
2.6.2	Industrielle Direkteinleiter.....	46

2.6.3	Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen .....	46
2.6.4	Oberflächenabfluss .....	47
2.6.5	Erosion .....	47
2.6.6	Grundwasser und Drainage .....	47
2.6.7	Urbane Systeme .....	48
2.6.8	Bewertung der verwendeten Eingangsdaten.....	49
	Literaturverzeichnis.....	50

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Methodischer Ansatz (Regionalisierte Pfadanalyse) zur Abschätzung der Schwermetalleinträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer.....	9
Abbildung 2: Ermittlung der maximal zulässigen Bestimmungsgrenze für Blei.....	10
Abbildung 2: Prozentuale Schwermetall-Anreicherung im Boden über die Jahre bezogen auf das Referenzjahr 1995 .....	17
Abbildung 3: Methodischer Ansatz (Regionalisierte Pfadanalyse) zur Abschätzung der PAK-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer .....	21
Abbildung 4: Methodischer Ansatz zur Abschätzung der DEHP-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer .....	25
Abbildung 5: Methodischer Ansatz (Regionalisierte Pfadanalyse) zur Abschätzung der Isoproturon-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer .....	30
Abbildung 6: Isoproturon-Konzentration im Ablauf kommunaler Kläranlagen (Jahresverlauf) (Schneider et al., 2010; UBA, 2011).....	32
Abbildung 7: Methodischer Ansatz (Regionalisierte Pfadanalyse) zur Abschätzung der Diuron-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer .....	39
Abbildung 8: Diuron-Konzentrationsverlauf im Jahresverlauf (Schneider et al., 2010; UBA, 2011).....	40
Abbildung 9: Methodischer Ansatz zur Abschätzung der Nonylphenol-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer .....	44

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Maximal zulässige Bestimmungsgrenzen für Schwermetalle im Kläranlagenablauf .....	10
Tabelle 2:	Mittlere Schwermetall-Konzentrationen für Länder ohne aktuelle Datenlieferung.....	11
Tabelle 3:	Bundeslandspezifische Schwermetallkonzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen als Grundlage für die Regionalisierte Pfadanalyse .....	12
Tabelle 4:	Schwermetalleinträge durch Altbergbau [kg/a].....	13
Tabelle 5:	Mittlere Schwermetall-Depositionsraten für Deutschland und Einträge über direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberflächen für den Zeitraum 2006-2008 .....	13
Tabelle 6:	Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag und Schwermetall-Eintrag aus Regenabfluss über den Eintragspfad Oberflächenabfluss als 3 jähriges Mittel für den Zeitraum 2006-2008. ....	14
Tabelle 7:	Schwermetall-Gehalt im Mineral- und Wirtschaftsdünger .....	15
Tabelle 8:	Schwermetall-Eintrag aus Dünger über den Oberflächenabfluss im Mittel für den Zeitraum 2006-2008.....	16
Tabelle 9:	Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Quellwasser (Birke et al. 2007).....	17
Tabelle 10:	Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (Bielert 1999). ....	17
Tabelle 11:	Mittlere Schwermetall-Oberflächenpotentiale für die innerörtlichen versiegelten Flächen für den Bilanzzeitraume 2006-2008.....	18
Tabelle 12:	Gelöste Anteile der einwohnerspezifischen Schwermetallabgabe (Fuchs et al., 2002) .	19
Tabelle 13:	Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser (Schäfer, 1999).....	19
Tabelle 14:	Mittlere PAK <sub>16</sub> -Konzentration im Kläranlagenablauf.....	22
Tabelle 15:	Ergebnisse der Literaturrecherche zur atmosphärischen Depositionsrate von DEHP	26
Tabelle 16:	Literaturdaten zu DEHP-Konzentrationen in urbanen Abflusskomponenten .....	28
Tabelle 17:	Eingangsdaten für die DEHP-Eintragsmodellierung aus Kanalisationssystemen der verschiedenen Abflusskomponenten.....	28
Tabelle 18:	Konzentrationen von Isoproturon im Ablauf kommunaler Kläranlagen aus Literaturquellen .....	31
Tabelle 19:	Berechnung der Isoproturon-Fracht aus kommunalen Kläranlagen in monatlicher Auflösung .....	33
Tabelle 20 :	Vergleich der ermittelten Isoproturon-Konzentrationen im Kläranlagenablauf.....	33
Tabelle 21:	Atmosphärische Depositionsrate von Isoproturon .....	34
Tabelle 22:	Isoproturon-Eintrag aus der Landwirtschaft nach Bach et al. (2000) und angepasste Einträge 2008 .....	35
Tabelle 23:	Von Wasserversorgungsunternehmen gemeldete Maximalkonzentrationen [µg/l] von Isoproturon im Grundwasser (Sturm et al., 2007).....	35
Tabelle 24:	Konzentrationen von Isoproturon in urbanen Abflüssen .....	37
Tabelle 25:	Eliminationsleistung der Kläranlagen von Isoproturon .....	37
Tabelle 26:	Konzentrationen von Diuron im Ablauf kommunaler Kläranlagen aus Literaturquellen ..	39
Tabelle 27:	Berechnung der Diuron-Fracht in monatlicher Auflösung .....	41
Tabelle 28:	Vergleich der ermittelten Diuron-Konzentrationen im Kläranlagenablauf .....	41
Tabelle 29:	Konzentrationen von Diuron in urbanen Abflüssen .....	42
Tabelle 30:	Eliminationsleistung der Kläranlagen für Pflanzenschutzmittel .....	42
Tabelle 31:	Nonylphenolkonzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen.....	45
Tabelle 32:	Anzahl der Messwerte insgesamt und der Messwerte über BG von 0,05 µg/l (in Klammern) aus Sondermessprogrammen der Bundesländer (UBA, 2011) zu Nonylphenol .....	45
Tabelle 33:	Mittelwerte von Kläranlagen-Ablaufkonzentrationen Nonylphenol aus Sondermessprogrammen der Bundesländer (UBA, 2011) zu Nonylphenol .....	46
Tabelle 34:	Nonylphenol-Konzentrationen in Niederschlagswasser aus urbanen Abflüssen .....	48





# 1 Einführung/Hintergrund

Im Rahmen der Durchführung der ersten Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der Richtlinie (RL) 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGWV wird in Deutschland für ausgewählte Stoffe die Regionalisierte Pfadanalyse (RPA) mittels des Modellinstruments MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) durchgeführt. Dieser methodische, komplexe Ansatz benötigt eine Vielzahl von Eingangsdaten, lässt aber eine nach Eintragspfaden differenzierte und zusätzlich räumlich differenzierte (Analysegebiete einer mittleren Größe von 100-130 km<sup>2</sup>) Aussage zu Stoffeinträgen in die Oberflächengewässer zu. Die Stoffauswahl basiert sowohl auf der Bedeutung, d.h. Relevanz der einzelnen Stoffe in den Flussgebietseinheiten (s. Arbeitspapier-1 „Relevanzabschätzung“ zur Durchführung der Bestandsaufnahme) als auch auf Datenverfügbarkeit. Das Vorgehen zur Stoffauswahl ist im Arbeitspapier-3 „Auswahl des stoffspezifischen methodischen Vorgehens“ zur Durchführung der Bestandsaufnahme beschrieben. Im Rahmen der ersten Bestandsaufnahme wurden folgende Stoffe für die Regionalisierte Pfadanalyse ausgewählt: Cadmium, Blei, Quecksilber, Nickel, PAK<sub>16</sub> als Summenparameter, Isoproturon, Diuron, BDEs und Nonylphenol. Aufgrund der, wie sich im Verlauf der Arbeiten herausstellte, unzureichenden Datenlage kann eine Modellierung der BDE Einträge nicht erfolgen. Dafür werden die Einträge von DEHP mittels Regionalisierter Pfadanalyse dargestellt.

Dieses Methodenpapier dient der Darstellung des methodischen Ansatzes und der verwendeten Eingangsdaten der Modellierung, nicht zuletzt zur Einschätzung der Aussagekraft der Ergebnisse der Modellierung und zur Identifikation von Datenlücken.

## 2 Methodik/Eingangsdaten

Eine ausführliche Beschreibung des grundsätzlichen methodischen Ansatzes und der allgemeinen Eingangsdaten der Modellierung der Regionalisierten Pfadanalyse ist Fuchs et al. (2010) zu entnehmen. Dort sind neben den Methoden auch die Eingangsdaten und Ergebnisse der Modellierung für Schwermetalle und PAK bis zum Jahr 2005 veröffentlicht.

Eine detaillierte Beschreibung des verwendeten Modellinstruments MoRE findet sich unter <http://iswww.iwg.kit.edu/MoRE.php>. In diesem Methodenpapier werden die aktuell verwendeten Eingangsdaten, wenn abweichend zu Fuchs et al. (2010) und das methodische Vorgehen für weitere Stoffe (DEHP, Isoproturon, Diuron und Nonylphenol) beschrieben.

### 2.1 Schwermetalle

Für die Abschätzung der Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer werden die im Modellansatz vorgesehenen punktuellen und diffusen Eintragspfade (als Punktquellen: industrielle und kommunale Punktquellen und Altbergbau, als diffuse Eintragspfade: Erosion, Oberflächenabfluss, Dränagen, atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche, Kanalisationssysteme (nicht angeschlossene Haushalte, Regenwassereinleitungen des Trennsystems, Überleitungen des Mischsystems), und Grundwasser) berücksichtigt (s. Abbildung 1). Mit dem Modellinstrument MoRE werden die Schwermetalle Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn) abgebildet. Im Rahmen der Bestandsaufnahme werden die Schwermetalle Cd, Hg, Ni und Pb betrachtet.

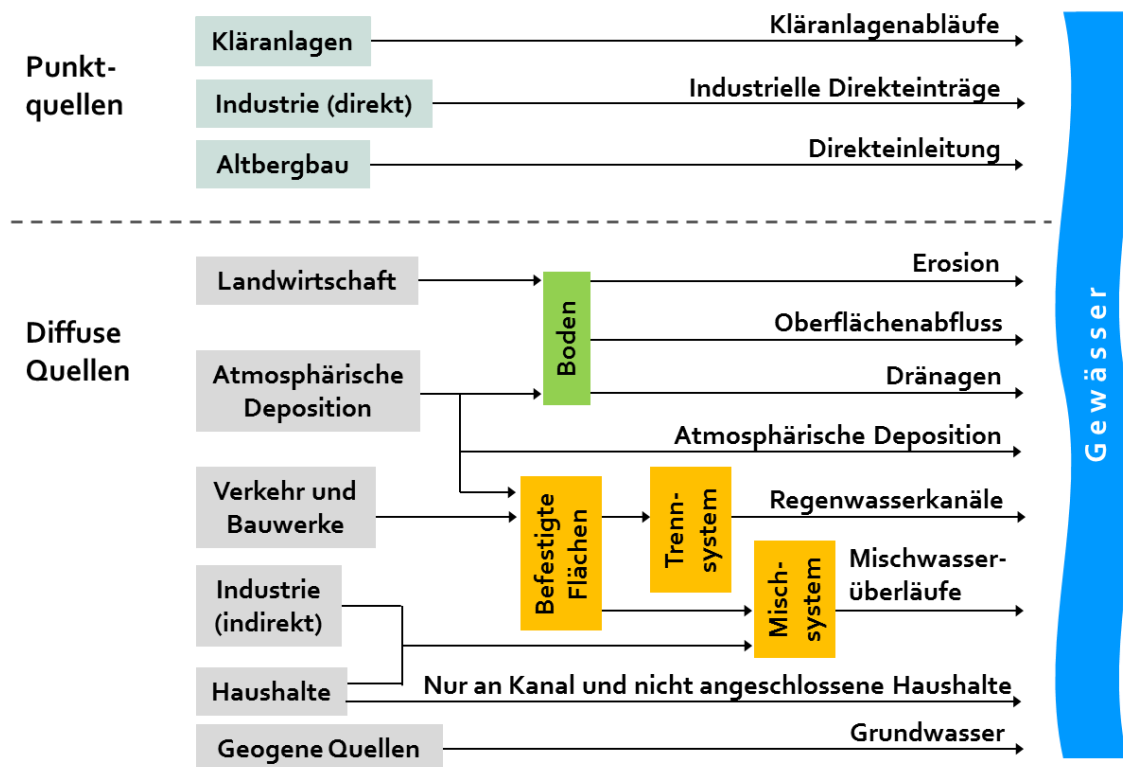


Abbildung 1: Methodischer Ansatz (Regionalisierte Pfadanalyse) zur Abschätzung der Schwermetalleinträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer

## 2.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der Schwermetalleinträge aus kommunalen Kläranlagen basiert auf der behandelten Abwassermenge und den Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf.

Die Schwermetalleinträge über kommunale Kläranlagen werden mittels mittlerer bundeslandspezifischer Konzentrationswerte in Kläranlagenabläufen berechnet **Fehler!**

**Verweisquelle konnte nicht gefunden werden..**

Basierend auf den Erkenntnissen der Auswertung aktueller Monitoringergebnisse zeigte sich die Notwendigkeit, die bisher verwendeten Konzentrationswerte zu aktualisieren.

Im Rahmen der Arbeit der Bund/Länder-ad hoc-Arbeitsgruppe zur Koordinierung der Durchführung der aktuellen Bestandsaufnahme nach Art 5 der RL 2008/105/EG haben einige Bundesländer aktuelle Daten zu Konzentrationen prioritärer Stoffen, u.a. prioritäre Schwermetalle, in Abläufen von Kläranlagen und in Klärschlämmen zur Verfügung gestellt. Diese Daten wurden überwiegend im Rahmen von Sondermessprogrammen erhoben. Die Daten wurden in einer Datenbank zusammengefasst und vom IWG-SWW ausgewertet.

Die Auswertung der Daten zeigt, dass die analytische Bestimmungsgrenze (BG) große Auswirkung auf die Berechnung der mittleren Ablaufkonzentrationen hat, da für Messwerte kleiner der analytischen BG mit dem halben Wert dieser BG gerechnet wird. Je höher die verwendete BG ist, umso höher liegen die statistischen Kenngrößen Median und Mittelwert und desto größer ist in der Regel der Anteil der Messwerte unterhalb der BG (Dimitrova 2011). Dies führt zu einer Abschwächung der Aussagekraft bezüglich eines plausiblen Konzentrationsbereiches.

Um die Qualität der ermittelten Konzentrationen zu gewährleisten, wurden zwei Qualitätskriterien angewendet. Um aussagekräftige und plausible mittlere Schwermetallkonzentrationen in Kläranlagenabläufen auszuweisen, wurden aus dem gesammelten Datenkollektiv maximal zulässige stoffspezifische Bestimmungsgrenzen abgeleitet – erstes Kriterium. Dabei wurde die Verteilung der Messwerte nur oberhalb der verwendeten BG berücksichtigt. Dort, wo der Median der Summenhäufigkeit die kumulierten Messwerte schneidet, ist die Grenze der halben maximal zulässigen BG (Abbildung 2). Nur Messreihen, die diese BG nicht überschreiten, werden berücksichtigt.

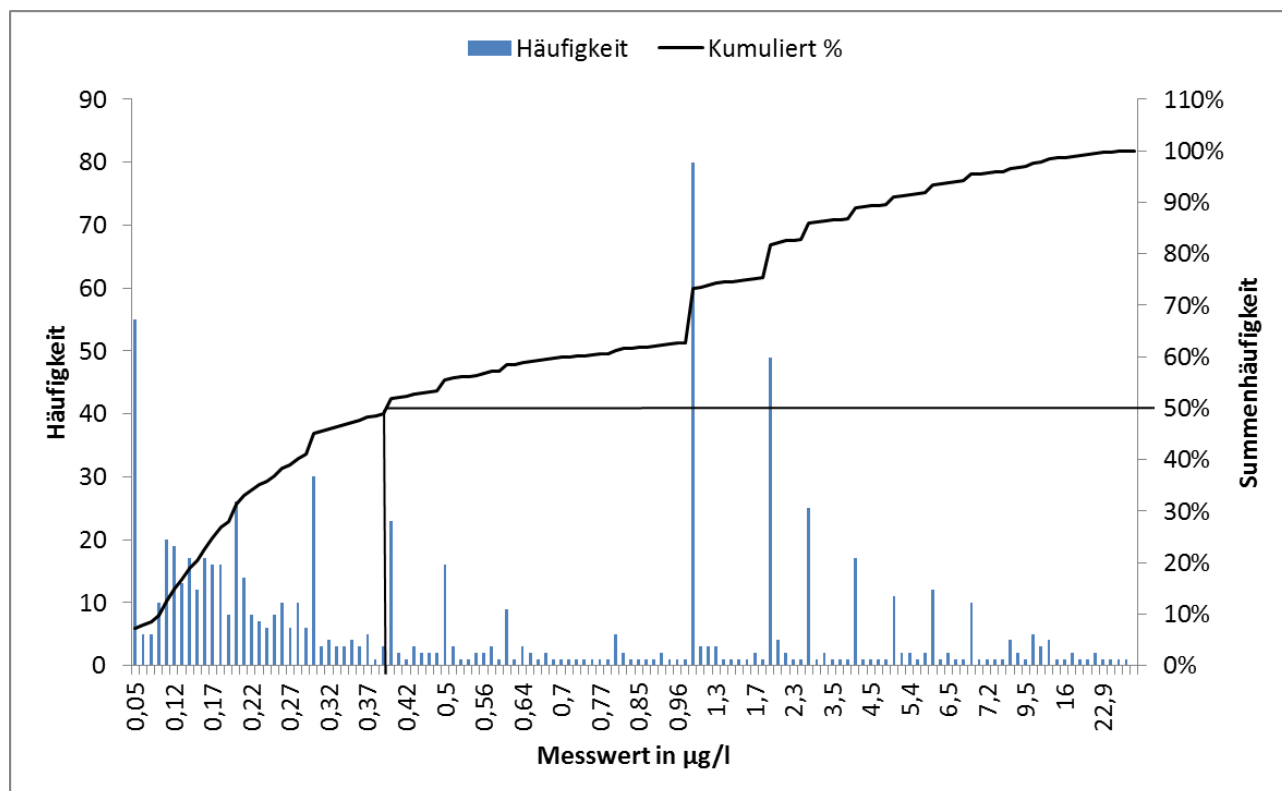


Abbildung 2: Ermittlung der maximal zulässigen Bestimmungsgrenze für Blei

Die neu abgeleiteten maximal zulässigen BG sind in Tabelle 1 den BG aus dem alten Datenbestand (Fuchs et al. 2010) gegenübergestellt. Es wird ersichtlich, dass die maximal zulässigen BG stark gesunken sind, bis zu Faktor 7,4 für Blei.

Tabelle 1: Maximal zulässige Bestimmungsgrenzen für Schwermetalle im Kläranlagenablauf

in µg/l	Cd	Hg	Ni	Pb
<b>BG</b>	0,5	0,2	10	6
<b>Fuchs et al. (2010)</b>				
<b>BG</b>	0,2	0,05	11	0,8

Als zweites Qualitätskriterium für eine Messreihen wurde geprüft, ob mindestens 10 % der Messwerte über der BG liegen. Außerdem wurden nur Konzentrationsmessungen ab dem Jahr 2006 berücksichtigt.

Die von den Bundesländern im Rahmen der Bestandsaufnahme bereitgestellten Daten wurden nach den oben beschriebenen Qualitätskriterien ausgewertet und aktuelle

Konzentrationen prioritärer Schwermetalle im Ablauf der kommunalen Kläranlagen einiger Bundesländer ermittelt.

Bei den Ländern, die keinen Datensatz mit Einzelmessungen zur Verfügung gestellt haben, wurde aus dem gesamten Datenkollektiv (Datenlieferung aller Länder und diverse Literaturquellen: Bachor et al. (2011), Hutter (2009), Loos et al. (2012), Lambert et al. (2013), Erftverband (2013)) eine aktuelle mittlere Konzentration abgeleitet. Dabei werden die Kriterien der maximal zulässigen BG und den Test auf 10 % der Messwerte einer Messkampagne oberhalb der BG durchgeführt. Zudem werden Ausreißer eliminiert. Die Ergebnisse dieser Analyse sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Zusätzlich angegeben sind die Anzahl der Messungen, die in die Auswertung einfließt und die Anzahl der Messwerte oberhalb der BG. Wenn eine Datenlieferung von den Ländern nicht die Anforderungen der oben beschriebenen Qualitätskriterien erfüllen kann und die Ableitung mittlerer Schwermetall-Konzentration nicht möglich ist, wird ebenfalls auf die aus dem gesamten Datenkollektiv abgeleiteten mittleren Konzentrationen zurückgegriffen (Tabelle 2).

Tabelle 2: Mittlere Schwermetall-Konzentrationen für Länder ohne aktuelle Datenlieferung.

Stoff	Mittelwert	Variationskoeff.	Anzahl (N)	Anzahl > BG
<b>Cd</b>	0,06	1,04	1.493	659
<b>Hg</b>	0,0055	0,80	603	270
<b>Ni</b>	3,86	0,70	3.744	2.144
<b>Pb</b>	0,20	0,79	640	463

In Tabelle 3 sind die verwendeten Konzentrationen für die Eintragsberechnung über Kläranlagen zusammengefasst. Bei der Aktualisierung der Schwermetallkonzentrationen in Kläranlagenabläufen nimmt Hg eine Sonderstellung ein. Bisher wurde eine mittlere Hg-Konzentration im Kläranlagenablauf von 0,1 µg/l (mittlerer Wert für alle Bundesländer) in der Modellierung verwendet. Aktuelle Untersuchungen zeigen allerdings, dass dieser Wert die tatsächliche Konzentration weit überschätzt. Im Rahmen der Durchführung der Bestandsaufnahme nach RL 2008/105/EG haben die Bundesländer Daten aus eigenen Sondermessprogrammen zur Verfügung gestellt. Im Land Hessen wurde eine Hg-Messkampagne (Untersuchung von insgesamt 326 kommunalen Kläranlagen) durchgeführt und die Analytik wurde mit deutlich sensibleren Methoden (BG = 0,002 µg/l) durchgeführt. Im Rahmen dieser Studie wurde eine mittlere Hg-Konzentration in Kläranlagenabläufen von 0,0027 µg/l ermittelt. Zu einem ähnlichen Ergebnis (mittlere Hg Konzentration von 0,003 µg/l) kommen auch andere Studien, bspw. die der Bezirksregierung Arnsberg in Nordrhein-Westfalen (Drüke 2011). In Baden-Württemberg werden im Jahr 2013 im Rahmen von einem Sondermessprogramm 3 Kläranlagen mit der BG von 0,001 µg/l untersucht. Aus den Untersuchungen geht eine mittlere Konzentration von 0,001 µg/l hervor (Lambert et al. 2013). In einer Studie des Landes Schleswig-Holstein (Untersuchung von 12 kommunalen Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 5) wurde mit der BG von 0,001 µg/l eine mittlere Ablaufkonzentration von 0,001 µg/l für Hg ermittelt. Da Hg-Problematik an Bedeutung gewonnen hat und die aktuellsten Untersuchungen (Lambert et al. 2013) tatsächlich auf eine mittlere Konzentration von 0,001 µg/l hindeuten, wird für die Modellierung statt den Wert aus Tabelle 2 den Wert von 0,001 µg/l verwendet.

Tabelle 3: Bundeslandspezifische Schwermetallkonzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen als Grundlage für die Regionalisierte Pfadanalyse

in µg/l	Cd	Hg	Ni	Pb
<b>Brandenburg</b>	0,17 <sup>1)</sup>	0,001	2,27 <sup>1)</sup>	0,20
<b>Berlin</b>	0,06	0,001	3,86	0,20
<b>Baden-Württemberg</b>	0,06	0,001	3,86	0,20
<b>Bayern</b>	0,074 <sup>1)</sup>	0,001	3,59 <sup>*1)</sup>	0,20
<b>Bremen</b>	0,06	0,001	3,86	0,20
<b>Hessen</b>	0,06	0,0027 <sup>1)</sup>	3,86	0,20
<b>Hamburg</b>	0,023 <sup>1)</sup>	0,0052 <sup>1)</sup>	9,17 <sup>1)</sup>	0,11 <sup>1)</sup>
<b>Mecklenburg-Vorpommern</b>	0,017 <sup>1)</sup>	0,001	4,04 <sup>1)</sup>	0,38 <sup>1)</sup>
<b>Niedersachsen</b>	0,06	0,001	3,86	0,20
<b>Nordrhein-Westfalen</b>	0,033 <sup>1)</sup>	0,003 <sup>2)</sup>	4,9 <sup>1)</sup>	0,22 <sup>1)</sup>
<b>Rheinland-Pfalz</b>	0,06	0,001	3,86	0,20
<b>Schleswig-Holstein</b>	0,013 <sup>1)</sup>	0,0011 <sup>1)</sup>	4,3 <sup>1)</sup>	0,26 <sup>1)</sup>
<b>Saarland</b>	0,06	0,001	3,86	0,20
<b>Sachsen</b>	0,46 <sup>1)</sup>	0,001	6,9 <sup>1)</sup>	0,48 <sup>*1)</sup>
<b>Sachsen-Anhalt</b>	0,06	0,001	3,86	0,20
<b>Thüringen</b>	0,06	0,001	3,86	0,20

Quellen: <sup>1)</sup> Datenlieferung der Länder im Rahmen der Bestandsaufnahme ; <sup>2)</sup> Drücke (2011)  
<sup>\*)</sup> hier wurden aus dem Datensatz unplausibel hohe Konzentrationen nicht berücksichtigt

Als Datenbasis für die kommunalen Kläranlagen  $\geq 2.000$  Einwohnerwerten (EW) wurden die Daten aus der Berichterstattung der EU-Kommunalabwasserrichtlinie verwendet, welche nach Anforderung durch die EU Kommission von den Bundesländern zur Verfügung gestellt werden. Diese Daten stehen aktuell für die Jahre 2005, 2008 und 2010 zur Verfügung. Der Datensatz liefert eine punktgenaue Information über die Lage der Kläranlagen und ihre Einleitstellen sowie die Jahresabwassermenge, womit die ermittelten Stofffrachten (aus Jahresabwassermenge und Schwermetallkonzentrationen) lagegetreu auf die Analysegebiete übertragen wurden.

Für die kommunalen Kläranlagen  $< 2.000$  EW wurden die Angaben über die Jahresabwassermenge aus der Statistik der öffentlichen Abwasserbehandlung des Forschungsdatenzentrums der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) FDZ (2012) für das Jahr 2007 verwendet. Im Gegensatz zu den FDZ-Daten des vorherigen Erhebungsjahr (2004) wurden die Daten statt auf Kreisebene auf Gemeindeebene geliefert, was eine höhere räumliche Auflösung zur Folge hat.

## 2.1.2 Industrielle Direkteinleiter

Zur Abschätzung der Schwermetalleinträge in Oberflächengewässer über industrielle Direkteinleiter wurde der PRTR-Datensatz (Pollutant Release and Transfer Register) für die Jahre 2007 und 2008 verwendet. Die Daten der einzelnen Betriebe wurde auf Ebene der Analysegebiete aufsummiert. Da dieser Datensatz ebenfalls Angaben zu kommunalen

Kläranlagen > 100.000 EW enthält, sofern sie einen der festgelegten Schadstoffschwellenwerte überschreiten, wurden die kommunalen Einleiter aussortiert. Die PRTR-Daten liegen ebenfalls als Punktinformation vor, so dass die Einträge lagertreu den Analysegebieten zugeschrieben werden können.

### 2.1.3 Altbergbau

Für den Eintrag von Schwermetallen aus Altbergbaustandorten wurden vom Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI) aktualisierte Daten zur Verfügung gestellt (Marscheider-Weidemann et al., 2013). Die Einträge aus den einzelnen Bergbaustandorten wurden auf Ebene der Analysegebiete aufsummiert. Tabelle 4 zeigt Schwermetalleinträge durch den Altbergbau im Mittel für den Zeitraum 2006-2008.

Tabelle 4: Schwermetalleinträge durch Altbergbau [kg/a]

Jahr	Schwermetalleinträge in kg/a			
	Cd	Hg	Ni	Pb
2006-2008	1.484	12,7	18.232	7.800

### 2.1.4 Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen

Die Quantifizierung der Emissionen durch atmosphärische Deposition basiert auf der Multiplikation der Gewässeroberfläche mit der flächenspezifischen Depositionsrate. Für die Schwermetalle Cd, Hg und Pb wurden die Depositionsraten auf Grundlage der EMEP-Modellergebnisse für die Jahre 2006–2009 ermittelt (EMEP/MSCEast, 2012). Für das Schwermetall Ni wurden die Depositionsraten anhand der Daten der deutschen Messstationen über die Schwermetallkonzentration im Niederschlag, die Schwermetallkonzentration in der Luft PM<sub>10</sub>-Feinstaub<sup>1</sup> und die jährliche Niederschlagssumme für denselben Zeitraum berechnet (EMEP/NILU, 2012; TA Luft 2002). Unter Berücksichtigung der Berechnungsergebnisse für die deutschen und benachbarten ausländischen Messstationen wurden die Depositionsraten über den gesamten deutschen Raum durch die Ordinary-Kriging-Methode interpoliert. Tabelle 5 zeigt die verwendeten Schwermetall-Depositionsraten für Deutschland und die resultierenden Schwermetalleinträge.

Tabelle 5: Mittlere Schwermetall-Depositionsraten für Deutschland und Einträge über direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberflächen für den Zeitraum 2006-2008

Schwermetall	Depositionsrate	Eintrag
	g/(ha·a)	kg/a
Cd	0,50	304
Pb	0,16	9.880
Ni	6,60	4.378
Hg	17,1	97

<sup>1</sup> PM<sub>10</sub> bezeichnet die Masse aller im Gesamtstaub enthaltenen Partikel, deren aerodynamischer Durchmesser kleiner als 10 µm ist.

## 2.1.5 Oberflächenabfluss

Die Einträge von gelösten Stoffen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen werden über die Multiplikation des Oberflächenabflusses mit der Stoffkonzentration im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen berechnet. Bei den Schwermetallen wird ersatzweise die Konzentration im Niederschlag verwendet. Zusätzlich wird die eingetragene Schwermetallmenge aus Dünger über den Oberflächenabfluss berücksichtigt (für Einzelheiten siehe Fuchs et al. (2010)). Die Niederschlagskonzentrationen aus EMEP/NILU (2012) wurden für jeden Stoff und jede deutsche und benachbarte ausländische Messstationen im Zeitraum 2006-2008 aufbereitet und mit der Ordinary-Kriging-Interpolationsmethode für alle Analysegebiete berechnet. Tabelle 6 gibt eine Übersicht der für den Zeitraum 2006-2008 verwendeten Werte.

Tabelle 6: Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag und Schwermetall-Eintrag aus Regenabfluss über den Eintragspfad Oberflächenabfluss als 3 jähriges Mittel für den Zeitraum 2006-2008.

Schwermetall	Konzentration im Niederschlag in µg/l	Stoffeintrag über Oberflächenabfluss in kg/a
<b>Cd</b>	0,043	673
<b>Hg</b>	0,01	138
<b>Ni</b>	0,47	4.507
<b>Pb</b>	1,33	15.632

Die Abschwemmung von in Düngemitteln enthaltenen Schwermetallen wird jahresweise anhand statistischer Daten für die landwirtschaftlich genutzten Flächen berechnet. Die Berechnung erfolgt auf Bundeslandebene.

Im ersten Schritt wurden auf Bundeslandebene die Aufwandmengen von Mineraldüngern (N-, P-, K-, Ca-, Mehrelementdünger) und Wirtschaftsdüngern (Schweine-, Rindergülle und Festmist und Geflügelkot) erhoben (Statistisches Bundesamt (DESTATIS), 2012b; 2010; 2009a; 2009b; 2008; 2007b; 2007a; 2006b; 2006a; 2006c). Für die Jahre 2006, 2008 und 2009 wurde die Geflügelanzahl interpoliert. Die Schwermetallgehalte in Düngemittel wurden anhand der Veröffentlichungen von Kratz et al. (2007) aktualisiert (s

Tabelle 7). Anhand der Düngermengen und der Schwermetallgehalte wird die absolute Menge an Schwermetalle ausgerechnet, die auf die landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht wird.

Darüber hinaus wurde zur Abschätzung der mittleren Schwermetallgehalte im landwirtschaftlich verwendeten Klärschlamm eine Länderabfrage (2012) durchgeführt. Diese Ergebnisse wurden durch die Daten des Statistischen Bundesamtes (Statistisches Bundesamt (DESTATIS), 2012a) ergänzt. Angaben zu Mengen des in der Landwirtschaft verwendeten Klärschlammes stammen vom Statistischen Bundesamt (Statistisches Bundesamt (DESTATIS), 2013). Anhand dieser Mengen und der Schwermetallgehalte im Klärschlamm wurden die mit dem Klärschlamm ausgebrachten Schwermetall-Mengen ausgerechnet.

Der in die Oberflächengewässer gelangende Anteil an Mineral- und Wirtschaftsdünger infolge Abschwemmung beträgt nach Angaben der Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (1999) 0,3 %. Für Klärschlamm wurden ebenfalls 0,3 % angenommen.

Die detaillierte Vorgehensweise zur Berechnung der Einträge über den Oberflächenabfluss ist in Fuchs et al. (2002) ausführlich beschrieben.

Tabelle 7 fasst die aktuell verwendeten Schwermetallgehalte im Mineral- und Wirtschaftsdünger zusammen.

Tabelle 7: Schwermetall-Gehalt im Mineral- und Wirtschaftsdünger

Dünger	Schwermetallgehalte in mg/kg TS (Trockensubstanz)			
	Cd	Hg	Ni	Pb
<b>Kalkammonsalpeter</b>	0,17*	0,010*	2,3*	16,0*
<b>AHL</b>	0,03	0,000	0,3	0,2
<b>Harnstoff</b>	0,03*	0,070*	0,3*	0,1*
<b>Andere Einnähr-stoffdünger</b>	0,07	0,017	17,3	18,0
<b>Superphosphat</b>	17,70*	0,130*	33,9*	31,0*
<b>Thomasphosphat</b>	0,30	0,025	31,0	8,8
<b>Andere P-Dünger</b>	7,80	0,070	15,6	1,3
<b>Kalirohsalz</b>	0,03	0,015	5,4	0,6
<b>Kaliumchlorid</b>	1,00*	0,090*	2,3*	3,1*
<b>Kaliumsulfat</b>	0,11	0,015	4,1	2,5
<b>NP-Dünger</b>	7,80*	0,120*	16,4*	5,1*
<b>PK-Dünger</b>	4,50*	0,070*	17,5*	4,2*
<b>NPK-Dünger</b>	4,50*	0,020*	5,5*	6,1*
<b>Kohlensaurer Kalk</b>	0,30	0,040	6,1	5,9
<b>Branntkalk</b>	0,82*	0,015*	2,9*	25,4*
<b>Hüttenkalk</b>	0,12*	0,010*	8,0*	1,5*
<b>andere Kalkdünger</b>	0,50	0,015	1,0	2,5
<b>Rindergülle</b>	0,28	0,040	5,4	4,7
<b>Rindermist</b>	0,24*	0,080*	7,4*	5,8*
<b>Schweinegülle</b>	0,29*	0,030*	9,8*	4,5*
<b>Schweinemist</b>	0,36*	0,070*	5,2*	1,9*
<b>Festmist Huhn</b>	0,86*	0,040*	7,7*	7,2*

Quellen: Fuchs et al. (2002); \* Kratz et al. (2007)



Tabelle 8 zeigt die Zusammenstellung der Einträge aus Dünger über Oberflächenabfluss.

Tabelle 8: Schwermetall-Eintrag aus Dünger über den Oberflächenabfluss im Mittel für den Zeitraum 2006-2008

Schwermetall	Eintrag in kg/a
Cd	75
Hg	9
Ni	973
Pb	952

### 2.1.6 Erosion

Über das Produkt aus Bodenabtrag, Sedimenteintragsverhältnis, Stoff-Anreicherungsfaktor und dem Schwermetallgehalt im Oberboden wird der Stoffeintrag durch Erosion quantifiziert. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik ist in Fuchs et al. (2010) zu finden.

Die Schwermetallgehalte im Oberboden werden mittels Akkumulation ausgehend von einem Referenzjahr fortgeschrieben. Die Daten für das Referenzjahr 1995 stammen aus LABO (2003). Die Akkumulation wird als jährliche Bilanz auf Ebene der Bundesländer berechnet.

Die Schwermetalleinträge auf die Fläche ergeben sich aus der Summe der Schwermetalleinträge aus Wirtschafts- und Mineraldünger, Klärschlamm und atmosphärischer Deposition. Die Austräge resultieren aus der Summe der Austräge über Oberflächenabfluss, über das Sickerwasser und über die Ernte. Es werden die landwirtschaftlichen Nutzflächen von EEA (2010) und die aktuellen Werte für die Schwermetalldepositionsraten pro Bundesland berücksichtigt. Weitere Einzelheiten zu dieser Vorgehensweise sind in Fuchs et al. (2002) ausführlich beschrieben. Abbildung 3 veranschaulicht die prozentuale Akkumulation der Schwermetallgehalte im Boden mit der Zeit. Bis auf Nickel ist die Akkumulationsbilanz für alle Schwermetalle positiv. Für Nickel ist die berechnete Akkumulationsbilanz negativ (Austrag ist größer als der Eintrag). Daher wurde der Wert des Referenzjahres unverändert für alle Jahre verwendet.

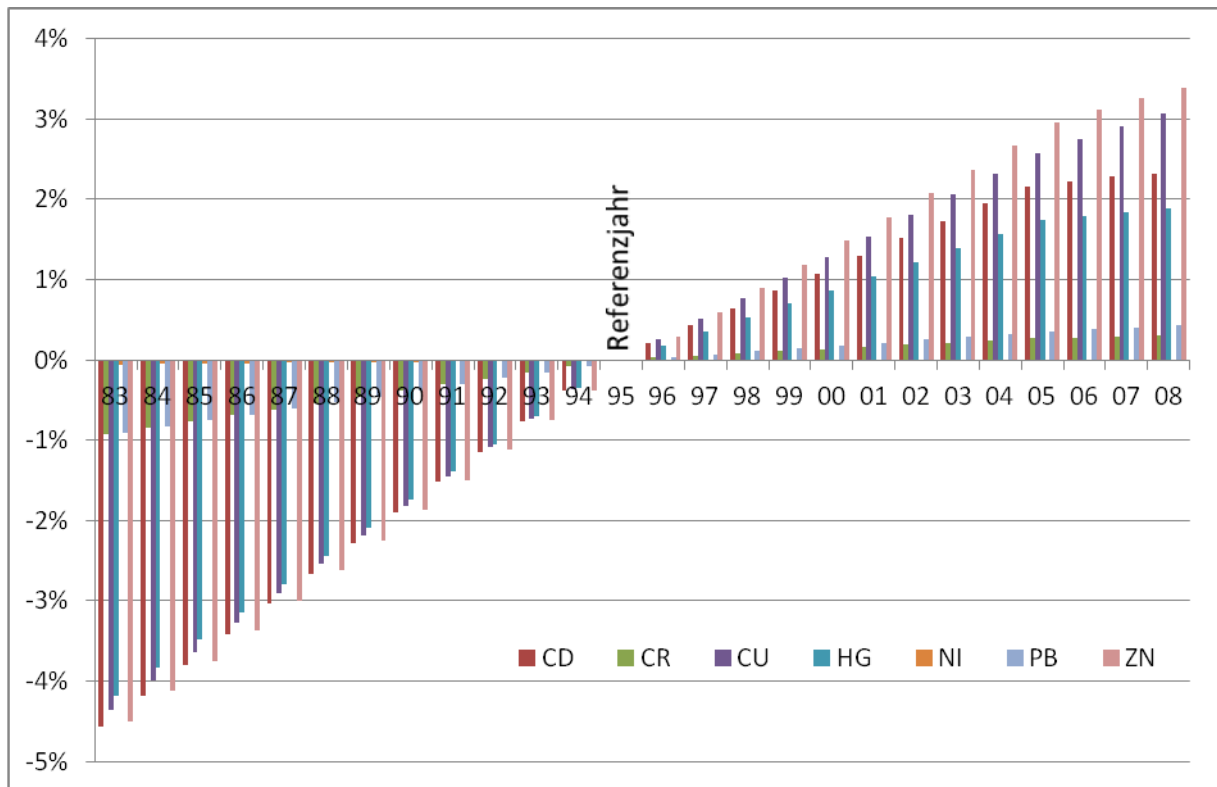


Abbildung 3: Prozentuale Schwermetall-Anreicherung im Boden über die Jahre bezogen auf das Referenzjahr 1995

### 2.1.7 Grundwasser

Die Stoffeinträge durch Exfiltration von Grundwasser werden aus dem Produkt des Grundwasserabflusses und der Stoffkonzentration im Grundwasser berechnet und schließen den natürlichen Zwischenabfluss und den Basisabfluss ein.

Es liegen keine regionalisierten Daten für die Grundwasserschwermetallkonzentrationen in Deutschland vor. Dementsprechend wird weiterhin mit den in Fuchs et al. (2010) beschriebenen Konzentrationen im Quellwasser gerechnet (Tabelle 9).

Tabelle 9: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Quellwasser (Birke et al. 2007)

	Schwermetalle			
	Cd	Hg	Ni	Pb
Konzentrationen in µg/l	0,02	< 0,01*	3,39	0,11

\*Für Hg wurde die halbe Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

### 2.1.8 Dränagen

Die Quantifizierung der Stoffemissionen aus Dränagen erfolgt über die Größe der dränierten Fläche, die Dränspende und die Stoffkonzentration des Dränwassers. Die ausführliche Beschreibung der Methodik ist Fuchs et al (2010) zu entnehmen. Die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser stammen aus Bielert (1999).

Tabelle 10: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (Bielert 1999).

	Schwermetalle			
	Cd	Hg	Ni	Pb
Konzentrationen in µg/l	0,14	< 0,14*	8,9	0,28

\*Für Hg wurde die halbe Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

### 2.1.9 Urbane Systeme

Die Einträge aus urbanen Systemen setzen sich aus vier verschiedenen Eintragspfaden zusammen:

- Einträge von versiegelten urbanen Flächen über Regenwasserkanäle,
- Einträge von Haushalten, Gewerbe und versiegelten urbanen Flächen über Mischkanalisationsüberläufe,
- Einträge von Haushalten, Gewerbe und versiegelten urbanen Flächen, die an eine Kanalisation, aber nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind und
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind.

Die Stoffemission in die Oberflächengewässer über das Trennsystem ergibt sich aus der Multiplikation der flächenspezifischen Schmutzstoffpotenziale der versiegelten Oberflächen mit der an das Trennsystem angeschlossenen versiegelten Fläche.

Die Oberflächenpotentiale urbaner Flächen wurden nach der Methodik von Fuchs et al. (2010) aktualisiert. Dafür wurde der Datenpool Brombach und Fuchs (2003) mit neuen Untersuchungen ergänzt und für den Zeitraum 2000-2012 ausgewertet und mittlere Konzentrationen in urbanen Abflüssen abgeleitet. Diese wurden dann mithilfe der versiegelten urbanen Fläche und der langjährigen mittleren Abflussmenge im Trennsystem in Oberflächenpotentiale umgerechnet. Für Quecksilber wurde aufgrund zu weniger Messwerte analog zu Fuchs et al. (2010) vorgegangen und nur die atmosphärische Deposition auf die innerörtlichen versiegelten Flächen berücksichtigt. Dafür wurden aktuelle Datensätze (EEA, 2010; Bontemps et al., 2010; geoland2, 2012) für die Ableitung der innerörtlich versiegelten Flächen aufbereitet.

Tabelle 11: Mittlere Schwermetall-Oberflächenpotentiale für die innerörtlichen versiegelten Flächen für den Bilanzzeitraum 2006-2008

Schwermetall	Oberflächenpotential in g/ha/a
<b>Cd</b>	0,9
<b>Hg</b>	0,2
<b>Ni</b>	21
<b>Pb</b>	73

Die Schwermetall-Einträge über das entlastete Mischwasser berücksichtigen neben dem Niederschlagsabfluss auch einen Schmutzwasseranteil von Haushalten und Gewerbebetrieben. Die Abschätzung der Schmutzwasserfracht erfolgt über die Anzahl der entlastungswirksamen Regentage. Die Fracht aus Haushalten wird anhand der an das Mischsystem angeschlossenen Einwohner sowie eine stoffspezifische Einwohnerabgabe bestimmt (

Tabelle 12). Für Gewerbebetriebe wird eine mittlere Stoffkonzentration in gewerblichem Abwasser angesetzt (Tabelle 13).

Tabelle 12: Gelöste Anteile der einwohnerspezifischen Schwermetallabgabe (Fuchs et al., 2002)

	<b>Schwermetalle</b>			
	<b>Cd</b>	<b>Hg</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>
<b>Konzentration in µg/l</b>	75,0	83,3	78,6	95,7

Tabelle 13: Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser (Schäfer, 1999)

	<b>Schwermetalle</b>			
	<b>Cd</b>	<b>Hg</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>
<b>Konzentration in µg/l</b>	4,6	1,5	50,0	152,0

Für die Ermittlung der Schmutzwasserfracht von Einwohnern, die an die Kanalisation, jedoch nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind, werden die gleichen Annahmen wie für das Mischsystem zu Grunde gelegt. Für den Eintrag über die Flächen wird der Anteil dieser Flächen an der gesamten versiegelten Fläche auf Basis des Bevölkerungsanteils ermittelt, der nur an eine Kanalisation angeschlossen ist. Hinsichtlich des Stoffeintrags können diese Flächen wie die an das Trennsystem angeschlossenen Flächen betrachtet werden. Zusätzlich wird das gesamte Schmutzwasser von Haushalten und Gewerbebetrieben eingeleitet.

Für Haushalte und versiegelte Flächen ohne Anschluss an eine Kanalisation wird davon ausgegangen, dass ein Teil der Feststoffe aus den Sickergruben abgepumpt und den Kläranlagen zugeführt wird. Dieser Anteil wird jedoch rechnerisch nicht zusätzlich berücksichtigt, da er in den Abauffrachten aus Kläranlagen bereits enthalten ist. Aus den Sickergruben gelangt somit nur ein Anteil der gelösten Abwasserinhaltsstoffe nach unterschiedlicher Bodenpassage in die Gewässer. Einträge von gewerblichen Betrieben sind bei diesem Eintragspfad nicht zu erwarten.

Die Quantifizierungsansätze sind ausführlich in Fuchs et. al (2010) beschrieben.

### **2.1.10 Bewertung der verwendeten Eingangsdaten**

Für die Schwermetalle liegt eine im Wesentlichen gute Eingangsdatenbasis zur Durchführung der Regionalisierten Pfadanalyse vor. Deviant sind bei den Schwermetallen Cd und Hg teilweise große Unsicherheiten in den Eingangsdaten zu verzeichnen. Diese beruhen hauptsächlich auf der anspruchsvolleren Analytik für Cd und Hg, da diese in geringeren Konzentrationen als die anderen modellierten Schwermetalle in der Umwelt vorkommen. Die verbesserten Bestimmungsgrenzen bei der Analytik von Hg in den neueren Untersuchungsprogrammen zeigt, wie signifikant und maßgebend diese Größe für die daraus abgeleiteten Daten ist. Ein markantes Beispiel dafür sind die abgeleiteten Hg-Kläranlagenablaufkonzentrationen, die um den Faktor 100 niedriger liegen, als jene in Fuchs et al. (2010) verwendeten. Daraus resultiert eine völlig neue Gewichtung der Eintragspfade untereinander und gleichzeitig stellt sich die Frage, wie zuverlässig die verwendeten Eingangsdaten der anderen Pfade sind, welche teilweise noch auf älteren Untersuchungen beruhen.

Es sind Defizite in den Eingangsdaten für alle Schwermetallen festzustellen, insbesondere bei der fehlenden Regionalisierung der Eingangsdaten für die Pfade Grundwasser und Dränagen. Hier wären bundesweite Messungen der Schwermetall-Konzentrationen im Dränabfluss und im Grundwasser erforderlich. Zusätzlich wären aktualisierte Messungen der Oberbodengehalte hilfreich, um die Akkumulationsbilanz zu plausibilisieren. Im Bereich der

urbanen Systeme sind Messungen im Misch- und Trennsystem unverzichtbar, um die Stoffströme besser abbilden zu können. Aktuelle und repräsentative Schwermetall-Konzentrationen im gewerblichen Abwasser werden dringend benötigt. Ein vollständiger Datensatz mit allen industriellen Direkteinleiter und ihren Stofffrachten ist essentiell für Komplettierung dieses Eintragspfads.

Trotz der Unsicherheiten bei der Modellierung wurden die Ergebnisse der Eintragsberechnung mit den validierten Ergebnissen aus dem Bericht Fuchs et al. (2010) verglichen und plausibilisiert.

## 2.2 PAK

In der Regionalisierten Pfadanalyse werden die PAK als Summenparameter PAK<sub>16</sub> nach US-EPA abgebildet.

Für die Abschätzung der PAK-Einträge in die Oberflächengewässer werden die im Modellansatz vorgesehenen punktuellen und diffusen Eintragspfade (als Punktquellen: industrielle und kommunale Punktquellen, als diffuse Eintragspfade: Schifffahrt und Stahlwasserbau, Erosion, Oberflächenabfluss, Dränagen, atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche, Kanalisationssysteme (nicht angeschlossene Haushalte, Regenwassereinleitungen des Trennsystems, Überleitungen des Mischsystems), und Grundwasser) berücksichtigt (s. Abbildung 4).

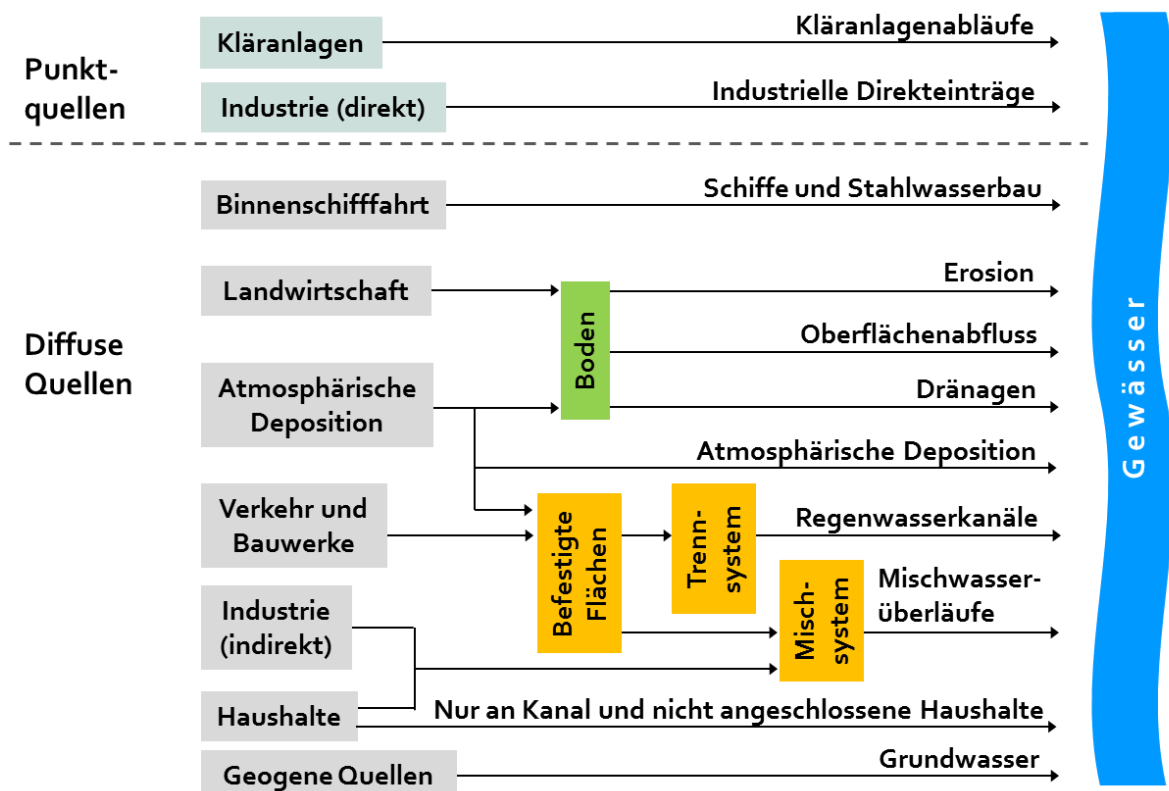


Abbildung 4: Methodischer Ansatz (Regionalisierte Pfadanalyse) zur Abschätzung der PAK-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer

Die Recherche der Eingangsdaten wurde durch Fraunhofer-ISI durchgeführt und in einem Bericht zusammengefasst (Tettenborn et al., 2012), dem alle Einzelheiten zu entnehmen sind.

### 2.2.1 Kommunale Kläranlagen

Die Abschätzung der Stoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen erfolgt über mittlere Ablaufkonzentrationen, die anhand von Klärschlammdaten rückgerechnet wird, und die Jahresabwassermenge.

Für alle Bundesländer, für die nicht explizit ein belastbares Messprogramm (ausreichende Anzahl an validen Messwerten) vorliegt, wird ein PAK<sub>16</sub> Wert von 5,5 mg/kg Trockenmasse (TM) nach Kratz et al. (2007) angenommen. Für Bayern kann ein mittlerer Gehalt von PAK<sub>16</sub>

in Klärschlämmen von 3,9 mg/kg TM (UBA, 2011), und für Schleswig-Holstein ein mittlerer Gehalt von 0,38 mg/kg TM (Bahr et al., 2007) angenommen werden. Die Klärschlammkonzentrationen aus Bundesländern, aus denen singuläre Messungen oder nur eine geringere Anzahl an belastbaren Messwerten vorliegen, liegen in der Größenordnung der für Gesamtdeutschland ermittelten Werte.

Ausgehend von den genannten PAK-Konzentrationen im Klärschlamm und den jeweils entsprechenden Klärschlamm-mengen (bspw. 1,9 Mio. Tonnen Trockensubstanz (TS) in Deutschland 2010, BMU, 2012), 0,27 Mio. Tonnen TS in Bayern (Tausch, 2012) und 0,08 Mio. Tonnen TS für Schleswig-Holstein (Statistisches Bundesamt (DESTATIS), 2013)), werden insgesamt ca. 10 t PAK<sub>16</sub> pro Jahr (/a) mit dem Klärschlamm abgeschieden. Unter Annahme eines Wirkungsgrades der vorhandenen Klärverfahren für PAK<sub>16</sub> von mindestens 90 % (Ivashechkin, 2006), der sich vor allem aufgrund von Adsorption an den Klärschlamm ergibt, errechnet sich eine PAK<sub>16</sub> Fracht im Zulauf der Kläranlagen in Deutschland von 11,13 t PAK<sub>16</sub>/a. Unter Berücksichtigung des genannten Wirkungsgrades der Klärverfahren gelangen maximal 10 % und somit etwa 1,11 t PAK<sub>16</sub>/a in die Oberflächengewässer. Unter Verwendung der in Deutschland 2007 behandelten Abwassermenge gemäß dem Statistischen Bundesamt (DESTATIS) (2009a) von 10.070 Mio. Kubikmeter (m<sup>3</sup>) kann eine mittlere PAK<sub>16</sub> Ablaufkonzentration kommunaler Kläranlagen von 0,11 µg/l abgeschätzt werden. Tabelle 14 listet die in der Modellierung verwendeten mittleren PAK<sub>16</sub>-Konzentrationen im Kläranlagenablauf auf.

Tabelle 14: Mittlere PAK<sub>16</sub>-Konzentration im Kläranlagenablauf

Räumliche Gültigkeit	Konzentration in µg/l
Bayern	0,08
Schleswig-Holstein	0,02
restl. Länder	0,11

## 2.2.2 Industrielle Direkteinleiter

Zur Abschätzung der PAK<sub>16</sub> Einträge in Oberflächengewässer über industrielle Direkteinleiter wurde der PRTR-Datensatz verwendet. Zum methodischen Vorgehen s. Kapitel 2.1.2.

## 2.2.3 Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen

Die Quantifizierung der PAK<sub>16</sub> Einträge über atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche erfolgt wie bei den Schwermetallen (s. Kapitel 2.1.4). Für die Modellierung der PAK<sub>16</sub> Einträge über die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche werden die EMEP-Modellergebnisse für Benzo(a)pyren als Leitsubstanz verwendet (EMEP/MS-Cost, 2012) und auf PAK<sub>16</sub> extrapoliert.

## 2.2.4 Oberflächenabfluss

Die PAK<sub>16</sub> Einträge über den Oberflächenabfluss werden über eine Multiplikation der Stoffkonzentration im Niederschlag und dem Oberflächenabfluss quantifiziert. Somit ist die PAK<sub>16</sub>-Konzentration im Niederschlag die stoffspezifische Eingangsgröße.

Zur Abschätzung der PAK-Konzentration im Niederschlag werden u.a. die Messergebnisse der Stationen des EMEP-Messnetzes (EMEP/NILU, 2012) ausgewertet. Der Mittelwert der Konzentrationen der Jahre 2006–2010 liegt bei rund 0,1 µg/l für die PAK<sub>11</sub>. Dabei unterliegen die Messwerte nur einer geringen Schwankungsbreite. 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. Ein weiterer Punkt ist das Verhalten der verbleibenden fünf PAK (Umrechnung von PAK<sub>6</sub> oder PAK<sub>11</sub> auf PAK<sub>16</sub> in diesem Medium).

Nach Welker (2004) beträgt die mittlere PAK<sub>16</sub> Konzentration im Niederschlag ca. 1,3 µg/l. Während die zu Grunde liegenden Werte hierbei zwischen 0,25 bis 9,4 µg/l schwanken, liegen die Werte der PAK-Einzelstoffe von Welker (2004) nicht weit entfernt von den EMEP-Werten bspw. Benzo(a)pyren: 2-50 ng/l (ATV-DVWK, 2003 zitiert nach Welker, 2004). Die EMEP-Werte (2-5 ng/l) liegen im unteren Bereich der ATV-DVWK-Werte. Auch die anderen bei Welker (2004) aufgeführten, dominierenden PAKs (Fluoranthen, Phenanthren, Benzo(g,h,i)perylen, Pyren, z.T. auch Naphthalin) sind bei EMEP erfasst; die Summenwerte liegen in einem ähnlichen Größenbereich.

Aufgrund von Wechselwirkungen mit dem Bodensubstrat wird nach Empfehlung von Fuchs et al. (2010) für großräumige Betrachtungen der niedrigste erfasste Wert von Welker (2004) – hier 0,25 µg/l – eingesetzt. Eine weitere Korrektur der Empfehlung von Fuchs et al. (2010) nach unten erscheint aufgrund des Vergleichs der verschiedenen Quellen nicht sinnvoll.

### **2.2.5 Erosion**

Zur Berechnung der Stoffeinträge in Oberflächengewässer über Erosion, wird das gleiche methodische Vorgehen wie bei den Schwermetallen verwendet (s. Kapitel 2.1.6). Die Informationen zu PAK<sub>16</sub>-Oberbodengehalt werden nach LABO (2003) verwendet (s. Fuchs et al., 2010).

Jedoch wird für die PAK nicht von einer Akkumulation ausgegangen und daher keine Akkumulationsbilanz berechnet.

### **2.2.6 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 Abfluss-Komponenten multipliziert. Der bisher für die Modellierung der PAK<sub>16</sub> Einträge verwendete Wert für die PAK<sub>16</sub>- Konzentration im Grund- und Dränagewasser von 0,02 µg/l ist nach Duijnsveld et al. (2008) zu hoch, da in Duijnsveld et al. (2008) fast alle Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 0,01 µg/l liegen. Aus diesem Grund wird für die Berechnung der Einträge mit dem halben Wert dieser Nachweisgrenze, also mit 0,005 µg/l gerechnet.

### **2.2.7 Urbane Systeme**

Die Berechnung der PAK-Einträge über den Pfad Urbane Systeme erfolgt wie bei den Schwermetallen (s. Kapitel 2.1.9). Die Oberflächenpotenziale urbaner Flächen wurden nach der Methodik von Fuchs et al. (2010) aktualisiert. Als mittlere Konzentration in urbanen Abflüssen wird ein Wert von 2,7 µg/l abgeleitet. Daraus errechnet sich ein Oberflächenpotenzial von 8,41 g/(ha·a).

### **2.2.8 Bewertung der verwendeten Eingangsdaten**

Für die PAK<sub>16</sub> liegt eine verhältnismäßig gute Eingangsdatenbasis zur Durchführung der Regionalisierten Pfadanalyse vor. Zur Berechnung der Stoffeinträge in Oberflächengewässer über Erosion, wird das gleiche methodische Vorgehen wie bei den Schwermetallen verwendet (s. Kapitel 2.1.6). Die Informationen zu PAK<sub>16</sub>-Oberbodengehalt sind hier notwendig. Die Werte werden nach LABO (2003) verwendet (s. Fuchs et al., 2010).



Unsicherheiten ergeben sich zum einen aus der schwierigen Analytik, und zum anderen aus der Extrapolation von Einzelsubstanzen auf den Summenparameter EPA-PAK<sub>16</sub>. Ähnlich wie bei den Schwermetallen sind bedeutende Lücken in den Eingangsdaten zu füllen, insbesondere bei der fehlenden Regionalisierung vieler Eingangsdaten: PAK<sub>16</sub> – 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. Ein vollständiger Datensatz mit allen industriellen Direkteinleiter und ihren Stofffrachten ist essentiell für Komplettierung dieses Eintragspfads. Trotz der Unsicherheiten bei der Modellierung wurden die Ergebnisse der Eintragsberechnung mit den validierten Ergebnissen aus dem Bericht Fuchs et al. (2010) verglichen und plausibilisiert.

## 2.3 Diethylhexylphthalat (DEHP)

Im Rahmen der Durchführung der ersten Bestandsaufnahme in Deutschland nach Art. 5 der RL 2008/105/EG werden erstmals die Einträge des Wehlmachers DEHP für Gesamt-Deutschland modelliert. Um die Einträge dieses Stoffs in die Gewässer pfadspezifisch zu quantifizieren, werden entsprechend der Modellanforderungen stoffspezifische Daten in guter räumlicher und zeitlicher Auflösung benötigt.

DEHP wurde in jüngster Vergangenheit in Standard-Messprogrammen nicht erfasst. Somit liegen nur sehr wenige Analysewerte aus Deutschland vor. Deswegen wurde u.a. auch auf weitere europäische Daten zurückgegriffen. Da aktuell keine räumlich und zeitlich differenzierten Datensätze zur Verfügung stehen (ausgenommen der Daten zu industriellen Direkteinleitungen im PRTR), wurden verfügbare Daten für das gesamte Bundesgebiet einheitlich verwendet. Die Regionalisierung erfolgt daher nur über die nicht stoffspezifischen Eingangsdaten. Abbildung 5 zeigt die für DEHP mit der Regionalisierten Pfadanalyse (Modellinstrument MoRE) abgebildeten Eintragspfade in die Oberflächengewässer.

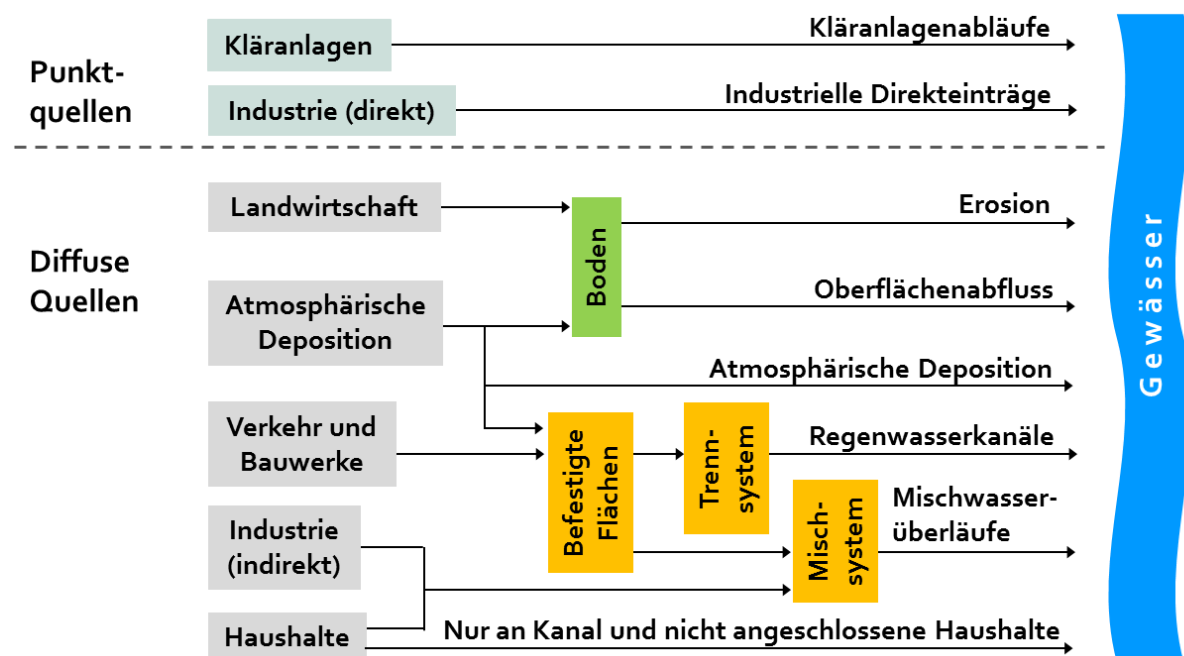


Abbildung 5: Methodischer Ansatz zur Abschätzung der DEHP-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer

Die Ergebnisse der Modellierung der Einträge von DEHP in die Oberflächengewässer beziehen sich auf das Jahr 2008. Grund dafür ist, dass nur für 2007 und 2008 die PRTR-Daten zu industriellen Direkteinleitungen verfügbar sind. Darüber hinaus bildet das Jahr 2008 mit einem durchschnittlichen Niederschlag von 98,9 % des 30ig jährigen Mittels (1971-2000) für Deutschland die mittleren hydrologischen Verhältnisse gut ab (DWD, 2013).

### 2.3.1 Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der DEHP-Einträge aus kommunalen Kläranlagen basiert auf der behandelten Abwassermenge und der DEHP-Konzentration im Kläranlagenablauf. Die an dieser Stelle notwendige mittlere Kläranlagenablaufkonzentration von DEHP wurde aus den vorliegenden Daten der Sondermessprogramme der Bundesländer ermittelt und

liegt bei 0,46 µg/l. Eine Differenzierung nach Kläranlagen-Größenklasse ließ sich mit dem aktuell vorliegenden Datensatz statistisch nicht absichern.

### 2.3.2 Industrielle Direkteinleiter

Zur Abschätzung der DEHP-Einträge in Oberflächengewässer über industrielle Direkteinleiter wurde der PRTR-Datensatz verwendet. Zum methodischen Vorgehen s. Kapitel 2.1.2.

### 2.3.3 Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen

Die Quantifizierung der Emissionen durch atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen basiert auf der Multiplikation der Gewässeroberfläche mit der flächenspezifischen Depositionsrate. Die Ergebnisse der durchgeführten Literaturrecherche zu Depositionsraten zeigt Tabelle 15.

Tabelle 15: Ergebnisse der Literaturrecherche zur atmosphärischen Depositionsrate von DEHP

Untersuchung	Ort der Messungen	Jahr der Messung	Depositionsrate [µg/m <sup>2</sup> /a]
Schleyer und Raffius, (2000): Berechnung aus Regenwasserkonzentrationen verschiedener Untersuchungen (Literaturquellen)		vor 1996	nur nasse Deposition: 1000
Carlsen et al. (2001)	Roskilde (DK)	1996/1997	140-540
Teil et al. (2006)	Paris (FR)	2002/2003	870
	Quévreville-la-Poterie (FR)	2005	171
Dargnat et al. (2007)	Villiers-sur Orge (FR)	2005	78
	Paris (FR)	2005	373

Für die Modellierung wurden zwei Werte aus der Studie von Dargnat et al. (2007) verwendet, da dies die aktuellste Studie ist und daraus eine Differenzierung für urbane Belastungsschwerpunkte abgeleitet werden kann: Für die urbanen Agglomerationsräume und Großstädte wurde mit dem in Paris gemessenen Wert von 373 µg/m<sup>2</sup>/a gerechnet. Für alle anderen Gebiete wurde der in Quévreville-la-Poterie gemessene Wert von 171 µg/m<sup>2</sup>/a verwendet.

### 2.3.4 Oberflächenabfluss

Über die Multiplikation des Oberflächenabflusses mit der Stoffkonzentration im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen wird der DEHP-Eintrag berechnet. Für den Oberflächenabfluss von natürlich bedeckten Flächen und landwirtschaftlichen Nutzflächen stehen aktuell keine Informationen zur Verfügung. Daher wurde für die Modellierung davon ausgegangen, dass ausschließlich das im Niederschlag enthaltene DEHP für die Abflussbildung relevant ist. Ein Stoffaustrag durch Lösung aus dem Oberboden bleibt in der Bilanzierung unberücksichtigt, da dieser durch die starke Partikelaffinität von DEHP und den schnellen Abbau im Oberboden (vgl. Kapitel 2.3.5) nicht in nennenswertem Umfang zu erwarten ist.

Eine Auswertung von unterschiedlichen Untersuchungen zu Phthalaten im Niederschlag findet sich bei Schleyer und Raffius (2000). Die dort aufgeführten Messwerte liegen in einer Wertespanne von 580-1430 ng/l. Für die Modellierung (Regionalisierte Pfadanalyse) der DEHP-Einträge über den Oberflächenabfluss wird der Mittelwert aus diesem Wertebereich (800 ng/l) einheitlich für das gesamte Bundesgebiet verwendet.

### **2.3.5 Erosion**

Das methodische Vorgehen bei der Berechnung der DEHP-Einträge über Erosion ist das gleiche wie bei den Schwermetallen (s. Kapitel 2.1.6). DEHP gelangt hauptsächlich durch Klärschlammausbringung auf landwirtschaftliche Flächen in den Oberboden. Die Bioverfügbarkeit von hydrophoben organischen Verbindungen, wie Phthalaten, hängt von ihrer Adsorption an Mineralen und organischen Substanzen im Boden ab. Die Rate des biologischen Abbaus dieser Verbindungen ist je nach Boden unterschiedlich (Moura Carrara et al., 2011).

Eine Studie aus Dänemark weist DEHP-Gehalte in wenig, normal und stark klärschlammgedüngten Böden von im Mittel 12, 38 und 1110 µg/kg (Vikelsøe et al., 2002) nach. Nach Kratz et al. (2007) variiert der DEHP-Gehalt in klärschlammgedüngten Böden in Deutschland zwischen < 50 µg/kg (in Hessen) bis zu 533 µg/kg (in Niedersachsen). Nach Kratz et al. (2007) ist die Datenbasis allerdings nicht geeignet, um gesicherte räumlich differenzierte Aussagen zu treffen. Daher wird für die Modellierung der von Kratz et al. (2007) ausgewiesene mittlere Wert von 132 µg/kg für das gesamte Bundesgebiet verwendet.

### **2.3.6 Grundwasser und Dränagen**

Für Grundwasser liegen keine Untersuchungen mit DEHP-Konzentrationswerten über der Bestimmungsgrenze vor. Aufgrund der hohen Partikelaffinität und des guten Abbaus im Oberboden, entspricht dies den Erwartungen. Daher wurden diese Pfade als nicht relevant angenommen und nicht modelliert.

### **2.3.7 Urbane Systeme**

Die Einträge aus urbanen Systemen setzen sich aus vier verschiedenen Eintragspfaden zusammen:

- Einträge von versiegelten urbanen Flächen über Regenwasserkanäle,
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen über Mischkanalisationsüberläufe,
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die an eine Kanalisation, aber nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind und
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind.

Die DEHP-Einträge über das Trennsystem, Mischwasserüberläufe und über versiegelten Flächen, Einwohner und Gewerbe, die nur an die Kanalisation angeschlossen sind, werden über das Produkt der Stoffkonzentration und die Wassermenge berechnet. Bei den nicht an die Kanalisation angeschlossen versiegelten Flächen und Einwohner wird zusätzlich der Anteil des von Klärgruben zu Kläranlagen transportierten Feststoffs berücksichtigt.

Die wichtigsten Eingangsdaten zur Modellierung der Einträge aus Kanalisationssystemen sind Konzentrationen von DEHP in den verschiedenen Abflusskomponenten. Tabelle 16 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse unterschiedlicher europaweiter Studien

(Literaturrecherche). Tabelle 17 zeigt die daraus vorläufig abgeleiteten Eingangsdaten für die Regionalisierte Pfadanalyse.

Tabelle 16: Literaturdaten zu DEHP-Konzentrationen in urbanen Abflusskomponenten

Untersuchung	Abflusskomponente	Jahr der Messung	Konzentration [ $\mu\text{g/l}$ ]
Gasperi und Moilleron (2010)	Abwasser (Zulauf KA)	2009-2010	19
Roslev et al. (2007)		2005	72
Vikelsøe et al. (2001)		1999	35,4
Clara et al. (2010)		2008	18
Gasperi und Moilleron (2010)	Mischwasserüberlauf	2009-2010	10
Holten Lützhof et al. (2011)	Niederschlagsabfluss im Trennsystem	2010	3
Zgheib et al. (2011)		2009-2010	30
Björklund et al. (2009)		2006	<1
Rule et al. (2006a)		2004	0,75-1,25
Clara et al. (2010)		2008	Mittel: 6,2
Gasperi und Moilleron (2010)		2009-2010	Median: 16,4 Mittel: 22,2

Tabelle 17: Eingangsdaten für die DEHP-Eintragsmodellierung aus Kanalisationssystemen der verschiedenen Abflusskomponenten

Eingangsgröße	Wert	Quelle
Konzentration in Mischwasserüberläufen	10 $\mu\text{g/l}$	Gasperi und Moilleron (2010)
Konzentration in der Trennkanalisation	3 $\mu\text{g/l}$	Holten Lützhof et al. (2011)
Konzentration im Rohabwasser	18 $\mu\text{g/l}$	Clara et al. (2010)
Abbau und Rückhalt in Abwässern aus nicht angeschlossenen Klärgruben bei der Boden- und Grundwasserpassage	99 %	Schätzung

### 2.3.8 Bewertung der verwendeten Eingangsdaten

Für DEHP lieferte die Literaturrecherche zu Konzentrationen keine zufriedenstellenden Ergebnisse. Es liegen keine flächendeckenden räumlich und zeitlich differenzierten Datensätzen 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 diskreter Werte für die Modellierung schwierig und unsicher.

Um die Datenlage zu verbessern, werden zuverlässige und möglichst flächenhafte Untersuchungen zu den DEHP-Depositionsraten, Konzentrationen im Dränwasser,

Grundwasser, Niederschlagsabfluss, Oberboden, Mischwasserüberläufe und Regenwasserkanal des Trennsystems benötigt. Ein vollständiger Datensatz mit allen industriellen Direkteinleiter und ihren Stofffrachten ist essentiell für Komplettierung dieses Eintragspfads.

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

## 2.4 Isoproturon

Im Rahmen der Durchführung der ersten Bestandsaufnahme in Deutschland nach Art. 5 der RL 2008/105/EG werden erstmals die Einträge des Pflanzenschutzmittels Isoproturon für Gesamt-Deutschland modelliert. Um die Einträge dieses Stoffs in die Gewässer pfadspezifisch zu quantifizieren, werden entsprechend der Modellanforderungen stoffspezifische Daten in guter räumlicher und zeitlicher Auflösung benötigt.

Dabei ist die Datenlage zu diffusen Quellen unzureichend.

Isoproturon wird sowohl aus dem urbanen als auch aus dem landwirtschaftlichen Bereich in die Gewässer eingetragen (s. Abbildung 6).

Aufgrund der inhomogenen Datenbasis und der Unsicherheit bei den Transportprozessen (Windrichtung, Stärke, Verfrachtungspotential etc.) wurde keine Modellierung über den Eintragspfad „Direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche“ durchgeführt. Die Verfrachtung von Isoproturon in der Luft wurde durch die landwirtschaftlichen Einträge über Abdrift berücksichtigt.

Für die Berechnung der Stoffeinträge in die Gewässer über Erosion ist die entscheidende Größe der Oberbodengehalt. Für Isoproturon sind aktuell keine Daten zu Konzentrationen in Oberböden verfügbar. Aufgrund der chemischen und physikalischen Stoffeigenschaften der Pestizide ist auch davon auszugehen, dass sie überwiegend gelöst transportiert werden und somit die Erosion keine bedeutende Rolle bei dem Stoffeintrag spielt.

Die Einträge von Pflanzenschutzmittel aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands wurden von Bach et al. (2000) für das Bezugsjahr 1993/1994 modelliert. Basierend auf dieser Veröffentlichung wird eine alternative Vorgehensweise zur Abschätzung der Pestizideinträge gewählt. Sie wird im Folgenden ausführlich dargestellt.

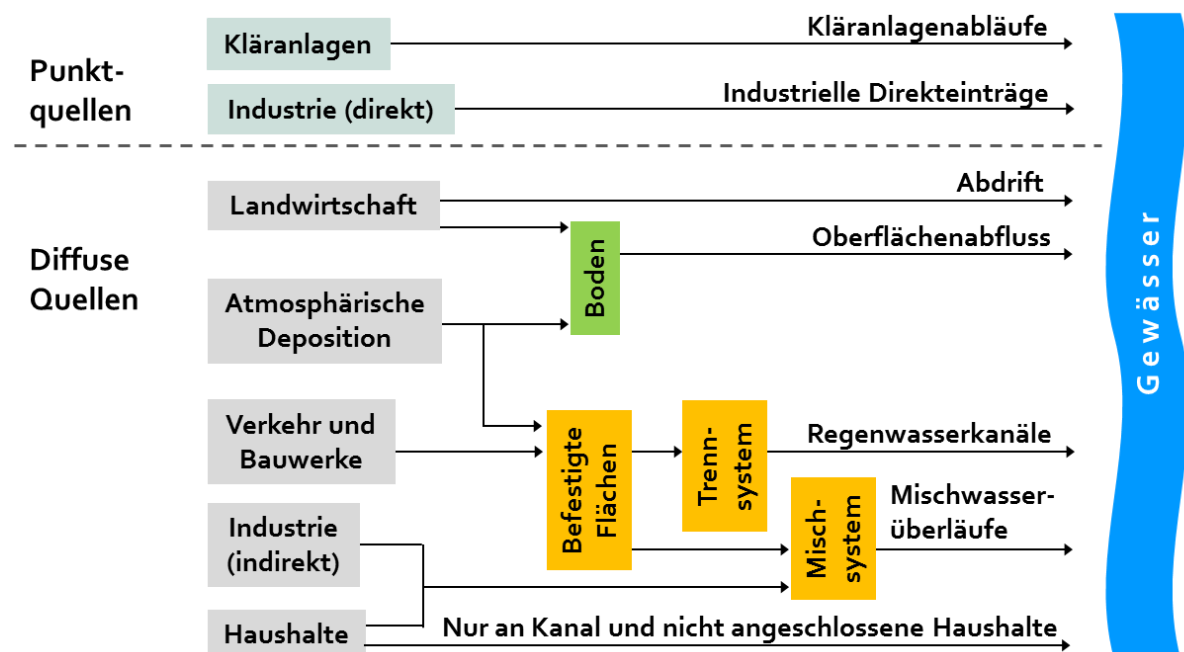


Abbildung 6: Methodischer Ansatz (Regionalisierte Pfadanalyse) zur Abschätzung der Isoproturon-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer

Die Ergebnisse der Modellierung der Einträge von Isoproturon in die Oberflächengewässer beziehen sich auf das Jahr 2008. Grund dafür ist, dass nur für 2007 und 2008 die PRTR-

Daten zu industriellen Direkteinleitungen verfügbar sind. Darüber hinaus bildet das Jahr 2008 mit einem durchschnittlichen Niederschlag von 98,9 % des 30ig jährigen Mittels (1971-2000) für Deutschland die mittleren hydrologischen Verhältnisse gut ab (DWD, 2013).

## 2.4.1 Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der Isoproturon-Einträge aus kommunalen Kläranlagen basiert auf der behandelten Abwassermenge und den Isoproturon-Konzentrationen im Kläranlagenablauf.

Für die Abschätzung der Einträge von Isoproturon über Kläranlagen wird eine mittlere repräsentative Ablaufkonzentration benötigt. Um diese zu ermitteln, wurde eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt und die gesammelten Daten ausgewertet. Tabelle 18 listet mittlere gemessener Konzentrationen unterschiedlicher Studien. Dabei wurde, die saisonale Eintragsdynamik von Isoproturon soweit die Daten es zuließen, berücksichtigt. Häufig werden die Messergebnisse in der Literatur nicht nach Zeitpunkt der Probenahme differenziert.

Tabelle 18: Konzentrationen von Isoproturon im Ablauf kommunaler Kläranlagen aus Literaturquellen

Quelle	Konzentration Mittelwert in µg/l
Abegglen und Siegrist (2012)	0,012
UBA (2011)	0,026
Lambert et al. (2013)	0,043
Clara et al. (2012) (*Median)	0,022*
BAFU (2013)	0,041

Um die Eintragsdynamik von Isoproturon bei der Frachtberechnung zu betrachten, liefern die im Rahmen der Bestandsaufnahme von den Bundesländern zur Verfügung gestellten Daten eine gute Basis (UBA, 2011). Monatliche Messungen aus den Jahren 2006-2009 fließen in die Berechnung der mittleren monatlichen Stoffkonzentration ein (Abbildung 7).



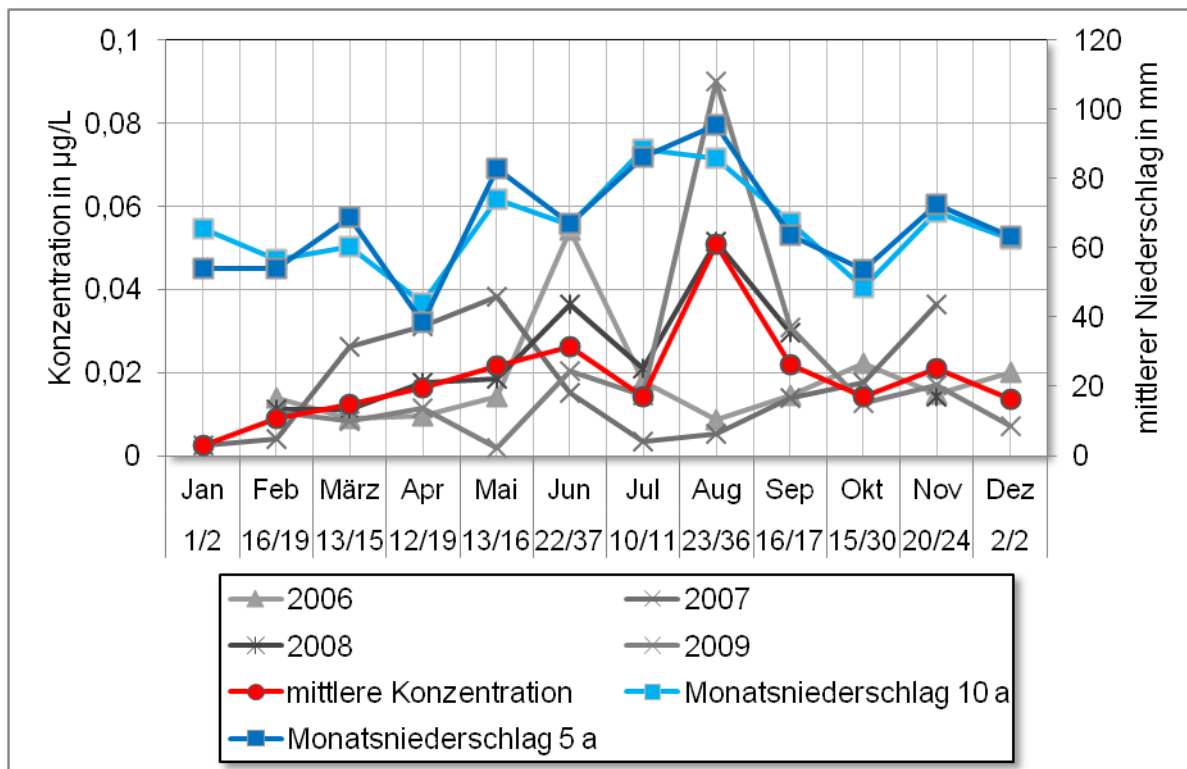


Abbildung 7: Isoproturon-Konzentration im Ablauf kommunaler Kläranlagen (Jahresverlauf) (Schneider et al., 2010; UBA, 2011).

Zudem ist in Abbildung 7 neben der Gesamtanzahl der Messwerte die Anzahl der Messwerte über der Bestimmungsgrenze für die Jahre 2006-2009 angegeben. Wenn der Messwert unterhalb der Bestimmungsgrenze liegt, wird mit der halben Bestimmungsgrenze gerechnet. Zum Vergleich mit den Ablaufkonzentrationen werden die monatlichen Niederschläge als Mittelwert aus fünf Jahren für die Periode 2006-2010 und aus zehn Jahren für 2001-2010 (gemittelte Werte aus dem GPCC-Datensatz Schneider et al., 2010) abgebildet. Es wird deutlich, dass in Abhängigkeit von hohen Niederschlägen in den Sommermonaten Peaks der mittleren Konzentration in Kläranlagenabläufen auftreten. Das Niederschlagsverhalten ist letztendlich mit der anfallenden Abwassermenge gleichzusetzen. Um die jährlichen hydrologischen Besonderheiten möglichst auszugleichen, werden in der Modellierung mit dem 10-jährigen Mittelwert der Niederschläge verwendet. Die jährlichen Konzentrationen zeigen für Isoproturon einen schwach ausgeprägten zweigipfligen Verlauf.

Tabelle 19 fasst die Vorgehensweise zur Ermittlung der mittleren Konzentration für Isoproturon im Ablauf kommunaler Kläranlagen unter Berücksichtigung eines saisonalen Eintragsverhaltens zusammen. Die mittleren monatlichen Konzentrationen wurden abgeleitet aus den Daten der Bundesländer (Sonderuntersuchungen der Länder: BB, HB, HH, MV und SN). Die Niederschlagsmenge repräsentieren monatliche 10 Jahresmittelwerte. Daraus wird der jeweilige Anteil des Monatsniederschlags am Jahresniederschlag berechnet (Faktor). Die monatliche Isoproturon-Fracht errechnet sich als Produkt aus dem langjährigen bundesweiten Mittelwert der Jahresabwassermenge aus kommunalen Kläranlagen (10.006 Mio m<sup>3</sup> (MoRE-Ergebnis)), den monatlichen Faktoren und der mittleren monatlichen Isoproturon-Konzentration. Da der Hauptapplikationstermin für Herbizide im Juni (Bach et al., 2000) ist, sind die erhöhten Frachten in den darauf folgenden Monaten durch Auswaschung von den Flächen erklärbar.

Tabelle 19: Berechnung der Isoproturon-Fracht aus kommunalen Kläranlagen in monatlicher Auflösung

Monat	mittlere Isoproturon-Konz. [ $\mu\text{g/L}$ ]	mittlerer Niederschlag über 10 Jahre) [mm]	Faktor [-]	Isoproturon-Fracht [kg]
Jan	0,003	65,5	0,08	2,1
Feb	0,009	56,7	0,07	6,3
März	0,012	60,5	0,08	9,5
Apr	0,016	44,0	0,06	9,1
Mai	0,022	74,0	0,09	20,2
Jun	0,026	66,4	0,08	22,2
Jul	0,014	88,4	0,11	16,0
Aug	0,051	85,6	0,11	55,1
Sep	0,022	67,5	0,09	18,7
Okt	0,014	48,5	0,06	8,8
Nov	0,021	70,4	0,09	18,8
Dez	0,014	62,6	0,08	10,7

Bei der Rückrechnung der unter Berücksichtigung saisonaler Aspekte berechneten Jahresfracht und der langjährigen Abwassermenge ergeben sich mittlere Isoproturon-Konzentrationen von  $0,02 \mu\text{g/l}$  (s. Tabelle 20). Verglichen mit dem einfachen arithmetischen Mittelwert aller Messwerte, liegt die Isoproturon-Konzentration um 23 % niedriger. Damit liefern die Monate Mai bis November 81 % der Isoproturon-Jahresfracht. Für die Modellierung wird der Wert von  $0,02 \mu\text{g/l}$  verwendet.

Tabelle 20 : Vergleich der ermittelten Isoproturon-Konzentrationen im Kläranlagenablauf

Statistische Größen	Werte
arithmetisch gemittelt der Konzentration in $\mu\text{g/l}$	0,026
saisonal differenzierte Konzentration in $\mu\text{g/l}$	0,020
Änderung in %	- 23 %

## 2.4.2 Industrielle Direkteinleiter

Für die Abschätzung der Stoffeinträge über industrielle Direkteinleiter wurden die PRTR-Daten für das Jahr 2008 verwendet. Zum methodischen Vorgehen s. Kapitel 2.1.2.

## 2.4.3 Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen

Für die Berechnung der Einträge von Isoproturon durch die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberflächen wird die Depositionsrate benötigt. Die in der Literatur gefundenen Werte sind in Tabelle 21 zusammengefasst.

Tabelle 21: Atmosphärische Depositionsrate von Isoproturon

Quelle	Depositionsrate g/(ha·a)
Kroiss et al. (2003)	0,018
Sauret et al. (2009) (nur nasse Deposition)	0,22
Siebers et al. (1994)	0,075-0,210
Gath B. et al. (1993) zitiert in Bach et al. (2000)	0,16-0,33

Aufgrund der inhomogenen Datenbasis und der Unsicherheit bei den Transportprozessen (Windrichtung, Stärke, Verfrachtungspotential etc.) wurde keine Modellierung über den Eintragspfad „Direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche“ durchgeführt. Die Verfrachtung von Isoproturon in der Luft wurde durch die landwirtschaftlichen Einträge über Abdrift berücksichtigt.

#### 2.4.4 Landwirtschaft

Die Modellierung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus dem landwirtschaftlichen Bereich in die Gewässer ist eine sehr komplexe Aufgabe (Huber et al., 1998; Huber et al., 2000; Bach et al., 2000; Röpke et al., 2004b; Röpke et al., 2004a; Bach et al., 2005). Um den Aufwand gering zu halten und das bestmögliche Ergebnis im Rahmen dieser ersten Bestandsaufnahme zu erzielen, wurde für die Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus dem landwirtschaftlichen Bereich auf die Modellierungsergebnisse von Bach et al. (2000) zurückgegriffen. Sie modellierten die Einträge von 42 Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen (ohne Diuron) in Feldkulturen, im Weinbau und im Obstbau für die Jahre 1993/1994.

Die Schätzung der Einträge über Dränagen wurde mit dem Modell PELMO<sup>2</sup> simuliert.

Die Einträge über den Oberflächenabfluss wurden in Abhängigkeit von der Eintrittswahrscheinlichkeit eines Niederschlagsereignisses von 10 mm in 24 h, dem Oberflächenabflussvolumen und der mittleren Konzentration des Pflanzenschutzmittelwirkstoffs im Oberflächenabfluss modelliert. Ausführlich beschrieben ist die Vorgehensweise in Huber et al. (1998) und Bach et al. (2000).

Die Modellierung der Gewässereinträge über Abdrift basiert auf Angaben der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) zu Abdrift-Eckwerten, mittleren Entfernungen zum Gewässer während der Applikation, das Ackerland-Grünland-Verhältnis am Oberflächengewässer und der Dichte des Gewässernetzes.

Die Ergebnisse der Modellschätzung von Bach et al. (2000) sind mit einem großen Unsicherheitsbereich verbunden. Für die Summe der 42 modellierten Wirkstoffe liegt zwischen der unteren und oberen Grenze des Vertrauensbereichs der Faktor 21. Dies resultiert hauptsächlich aus der Variation des sensitivsten Parameters der Modellierung - der Halbwertszeit (DT50).

Für die Abschätzung der Frachten von Isoproturon aus dem landwirtschaftlichen Bereich wird die mittlere Schätzung von Bach et al. (2000) verwendet. Durch Herrn Dr. Bach wurden darüber hinaus die relativen Applikationsmengen von Isoproturon der Firma Kleffmann

<sup>2</sup> PELMO ist ein eindimensionales Modell, welches den vertikalen Transport von Pestiziden im Boden mittels chromatographischen Auswaschens simuliert. Die erste Version von PELMO wurde 1991 veröffentlicht Klein, 2000.

GmbH, Lüdinghausen der Jahre 1996 bis 2006 zur Verfügung gestellt. Aus diesem Datensatz wird eine Reduktion der Absatzmengen um 37 % für zehn Jahre abgeleitet. Da die Absatzmengen für die Jahre 2003 bis 2006 relativ gleich geblieben sind, wird in der Modellierung angenommen, dass die Absatzmengen für das Jahr 2008 in der gleichen Größenordnung wie im Jahr 2006 liegen. Darüber hinaus wird angenommen, dass die Absatzmengen im direkten Zusammenhang mit den Verbrauchsmengen und respektive mit den Einträgen in die Gewässer stehen. Entsprechend werden die ermittelten mittleren Einträge von Bach et al. (2000) ebenfalls um 37 % reduziert, um sich der Situation im Jahr 2008 anzunähern. Zusätzlich wurden zur Plausibilisierung der angenommenen Frachtreduktion Daten an sechs ausgewählten Gütemessstellen (1996 bis 2006) ausgewertet. Die Daten an allen Messstellen belegen eine Reduktion der Flussfrachten um über 55 %. Dieses Ergebnis unterstützt die Annahme über den Zusammenhang zwischen Absatz- und Eintragsmengen. Ob die oben beschriebenen Annahmen die reale Situation treffend charakterisieren, ist umstritten und nicht nachgewiesen (Bach und Frede, 2012). Tabelle 22 listet die von Bach et al. (2000) abgeschätzten Einträge für das Bezugsjahr 1993/1996 und die um 37 % reduzierten Einträge.

Tabelle 22: Isoproturon-Eintrag aus der Landwirtschaft nach Bach et al. (2000) und angepasste Einträge 2008

Eintragspfad	Einträge aus der Landwirtschaft in kg/a	
	Bach et al., 2000 (1993/1994)	Reduktion um 37 % (2008)
Dränagen	947	597
Oberflächenabfluss	1.278	805
Abdrift	20	13
<b>Gesamt</b>	<b>2.245</b>	<b>1.414</b>

Die resultierenden Frachten für 2008 wurden unter Berücksichtigung der Verteilung der Ackerflächen für die Einträge über Oberflächenabfluss und Abdrift und der dränierten Flächen für die Einträge über Dränagen regionalisiert.

Die Berücksichtigung der Eintragspfade Grundwasser oder Erosion hat sich als schwierig erwiesen. Es liegen keine flächendeckend übertragbaren Daten zu Isoproturon-Konzentrationen im Grundwasser vor. Sturm et al. (2007) ermittelten über eine Abfrage bei Wasserversorgungsunternehmen für das Jahr 2004 die gemessenen Maximalkonzentrationen von Isoproturon in Grundwassermessstellen (Tabelle 23). Diese Werte spiegeln allerdings den oberen Konzentrationsbereich wider und sind nicht repräsentativ für mittlere Bedingungen. Zusätzlich geht aus der Auswertung der Grundwasserdatenbank von Baden-Württemberg (Schuhmann und Maisch, 2012) auf Jahresbasis hervor, dass für die Jahre 2006 bis 2010 bei Isoproturon weniger als 1 % der Messergebnisse über der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l liegen.

Tabelle 23: Von Wasserversorgungsunternehmen gemeldete Maximalkonzentrationen [µg/l] von Isoproturon im Grundwasser (Sturm et al., 2007)

Stoff	Anzahl Messungen	Konzentrationen µg/l		
		Median	Mittelwert	Maximum

Isoproturon	26	0,09	0,33	3,10
-------------	----	------	------	------

Für die Berechnung der Stoffeinträge in die Gewässer über Erosion ist die entscheidende Größe der Oberbodengehalt. Für Isoproturon sind aktuell keine Daten zu Konzentrationen in Oberböden verfügbar. Aufgrund der chemischen und physikalischen Stoffeigenschaften der Pestizide ist auch davon auszugehen, dass sie überwiegend gelöst transportiert werden und somit die Erosion keine bedeutende Rolle bei dem Stoffeintrag spielt.

### 2.4.5 Urbane Systeme

Für die Berechnung der Einträge von Isoproturon über urbane Systeme wird zur Berechnung der Frachten ein einfacher Berechnungsansatz gewählt: Stoffeintragsfracht ( $E_{\text{Stoff}}$ ) ist Produkt aus Abflussmenge ( $Q$ ) und Stoffkonzentration ( $C_{\text{Stoff}}$ ) im Abfluss.

$$E_{\text{Stoff}} = C_{\text{Stoff}} \cdot Q$$

Die Isoproturon-Einträge über das Trennsystem, Mischwasserüberläufe und über versiegelten Flächen, Einwohner und Gewerbe, die nur an die Kanalisation angeschlossen sind, werden über das Produkt der Stoffkonzentration und die Wassermenge berechnet. Bei den nicht an die Kanalisation angeschlossen versiegelten Flächen und Einwohner wird im Gegensatz zu Schwermetallen und DEHP der Anteil des von Klärgruben zu Kläranlagen transportierten Feststoffs nicht berücksichtigt, da Isoproturon als Pflanzenschutzmittel keine Partikelaffinität zeigt.

Da die Stoffkonzentration in diesem Berechnungsfall eine sehr sensitive Größe ist, müssen die zu verwendeten Messwerte sehr sorgfältig gewählt werden. Tabelle 24 listet Ergebnisse von Untersuchungen im Regenabfluss von versiegelten Flächen und Mischwasserabflüsse bei Trocken- und Regenwetter. Diese Daten lassen allerdings keine Abschätzung der saisonalen Eintragsunterschiede zu. Folglich ist davon auszugehen, dass Übertragung der Konzentrationswerte auf die Jahresebene eine Fehlschätzung der Eintragsmengen resultiert, die nicht quantifizierbar ist.

Tabelle 24: Konzentrationen von Isoproturon in urbanen Abflüssen

Abflusskomponente	Quelle	Konzentration µg/l	
		Literaturwerte	Modellierung
Mischwasserüberlauf	Müller et al. (2002)	0,21	0,03
	Gasperi und Moilleron (2010)	0,03	
	Zgheib et al. (2011)	0,03	
Regenwasserkanal (Niederschlagsabfluss im Trennsystem)	Holten Lützhof et al. (2011)	0,044	0,04
	Kroiss et al. (2003)	0,04	
	Becouze et al. (2009)	0,034	
	Gasperi und Moilleron (2010)	0,05	
Mischwasserkanal Trockenwetter	Clara et al. (2012)	0,02	
	Gasperi und Moilleron (2010)	0,02	

Die Konzentrationen im Kanal beim Trockenwetter (s. Tabelle 24 Angaben Mischwasserkanal Trockenwetter) sind niedriger als die Konzentrationen im Kläranlagenablauf (vgl. Tabelle 18). Da im Abwasserkanal kein Abbau von Isoproturon zu erwarten ist, scheinen diese Werte im Gegensatz zu den gemessenen Kläranlagenablaufkonzentrationen (vgl. Tabelle 18) als mittlere Konzentrationen für Deutschland nicht repräsentativ und werden nicht verwendet. Daher wird im weiteren Vorgehen anhand der mittleren Konzentration im Ablauf der Kläranlage mit dem abgeleiteten mittleren Wirkungsgrad von 15 % (Tabelle 25) zurück auf die Zulaufkonzentration gerechnet. Dabei ergibt sich ein Wert von 0,023 µg/l für die Konzentration im Abwasser von Einwohnern, die nicht an Kläranlage und/oder Kanalisation angeschlossen sind. Als Eingangsdatum für die Modellierung wurden anhand der vorliegenden Studien mittlere Isoproturon-Konzentrationen abgeleitet (s. Tabelle 24).

Tabelle 25: Eliminationsleistung der Kläranlagen von Isoproturon

Quelle	Eliminationsleistung [%]
Abegglen und Siegrist (2012)	0 - 35
Clara et al. (2012)	9
Seel et al. (1994)	15

## 2.4.6 Bewertung der verwendeten Eingangsdaten

Für Isoproturon lieferte die Literaturrecherche zu Konzentrationen keine zufriedenstellenden Ergebnisse. Es liegen keine flächendeckenden räumlich- und zeitlich differenzierten Datensätzen 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 diskreter Werte für die Modellierung schwierig und unsicher. Vor allem wird darauf hingewiesen, dass die Grenzen des Vertrauensbereichs der Isoproturon-Einträge aus dem landwirtschaftlichen Bereich weit auseinander liegen.

Um die Datenlage zu verbessern, werden zuverlässige und möglichst flächenhafte und saisonal aufgelöste Untersuchungen zu den Isoproturon-Konzentrationen im Dränwasser, Grundwasser, Niederschlagsabfluss, Oberboden, Mischwasserüberläufe und Regenwasserkanal des Trennsystems. Ein vollständiger Datensatz mit allen industriellen Direkteinleiter und ihren Stofffrachten ist essentiell für Komplettierung dieses Eintragspfads. Die schwierige Datenlage sowie der fehlende Vergleich mit gemessenen Gewässerfrachten lassen keine belastbaren Aussagen über die Güte der Ergebnisse zu.

## 2.5 Diuron

Im Rahmen der Durchführung der ersten Bestandsaufnahme in Deutschland nach Art. 5 der RL 2008/105/EG werden erstmals die Einträge des Pflanzenschutzmittels Diuron für Gesamt-Deutschland modelliert. Um die Einträge dieses Stoffs in die Gewässer pfadspezifisch zu quantifizieren, werden entsprechend der Modellanforderungen stoffspezifische Daten in guter räumlicher und zeitlicher Auflösung benötigt.

Die Konzentrationen von Diuron wurden in den verschiedenen Umweltkompartimenten recherchiert. Die Datenlage zu diffusen Quellen ist unzureichend.

Diuron ist ein urbanes Pestizid und wird im landwirtschaftlichen Bereich in der Regel nicht verwendet. Deswegen ist davon auszugehen, dass der Wirkstoff hauptsächlich aus dem urbanen Bereich in die Gewässer eingetragen wird. Eine Modellierung der landwirtschaftlichen Eintragspfade (Erosion, Dränagen, Oberflächenabfluss, Grundwasser, Abdrift) erfolgt nicht. Darüber hinaus sind Informationen zu Depositionsraten von Diuron nach aktuellem Kenntnisstand nicht verfügbar. Dieser Eintragspfad bleibt aus diesem Grund ebenfalls unberücksichtigt (s. Abbildung 8).

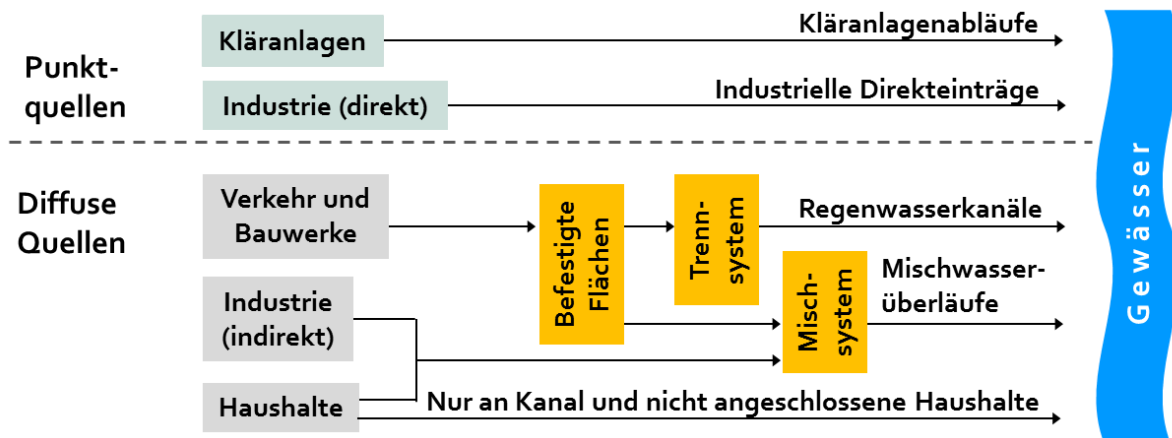


Abbildung 8: Methodischer Ansatz (Regionalisierte Pfadanalyse) zur Abschätzung der Diuron-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer

Die Ergebnisse der Modellierung der Einträge von Diuron in die Oberflächengewässer beziehen sich auf das Jahr 2008. Grund dafür ist, dass nur für 2007 und 2008 die PRTR-Daten zu industriellen Direkteinleitungen verfügbar sind. Darüber hinaus bildet das Jahr 2008 mit einem durchschnittlichen Niederschlag von 98,9 % des 30ig jährigen Mittels (1971-2000) für Deutschland die mittleren hydrologischen Verhältnisse gut ab (DWD, 2013).

### 2.5.1 Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der Diuron-Einträge aus kommunalen Kläranlagen basiert auf der behandelten Abwassermenge und den Diuron-Konzentrationen im Kläranlagenablauf. Für die Abschätzung der Einträge von Diuron über Kläranlagen wird eine mittlere repräsentative Ablaufkonzentration benötigt. Um diese zu ermitteln, wurde eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt und die gesammelten Daten ausgewertet. Tabelle 26 listet mittlere gemessener Konzentrationen unterschiedlicher Studien.

Tabelle 26: Konzentrationen von Diuron im Ablauf kommunaler Kläranlagen aus Literaturquellen



Quelle	Konzentration Mittelwert in µg/l
Abegglen und Siegrist (2012)	1,379
UBA (2011)	0,056
Lambert et al. (2013)	0,048
Clara et al. (2012) (*Median)	0,073*
Herbst et al. (2012)	0,060
BAFU (2013)	0,073

Zur Abbildung der saisonalen Eintragsdynamik von Diuron wurden ebenfalls die im Rahmen der Bestandsaufnahme bereitgestellten Daten der Bundesländer verwendet. Zum methodischen Vorgehen siehe Kapitel 2.4.1. Bei Diuron zeigt sich ein deutlicher jährlicher Konzentrationsverlauf mit deutlich ausgeprägtem zweigipfligen Peak (s. Abbildung 9).

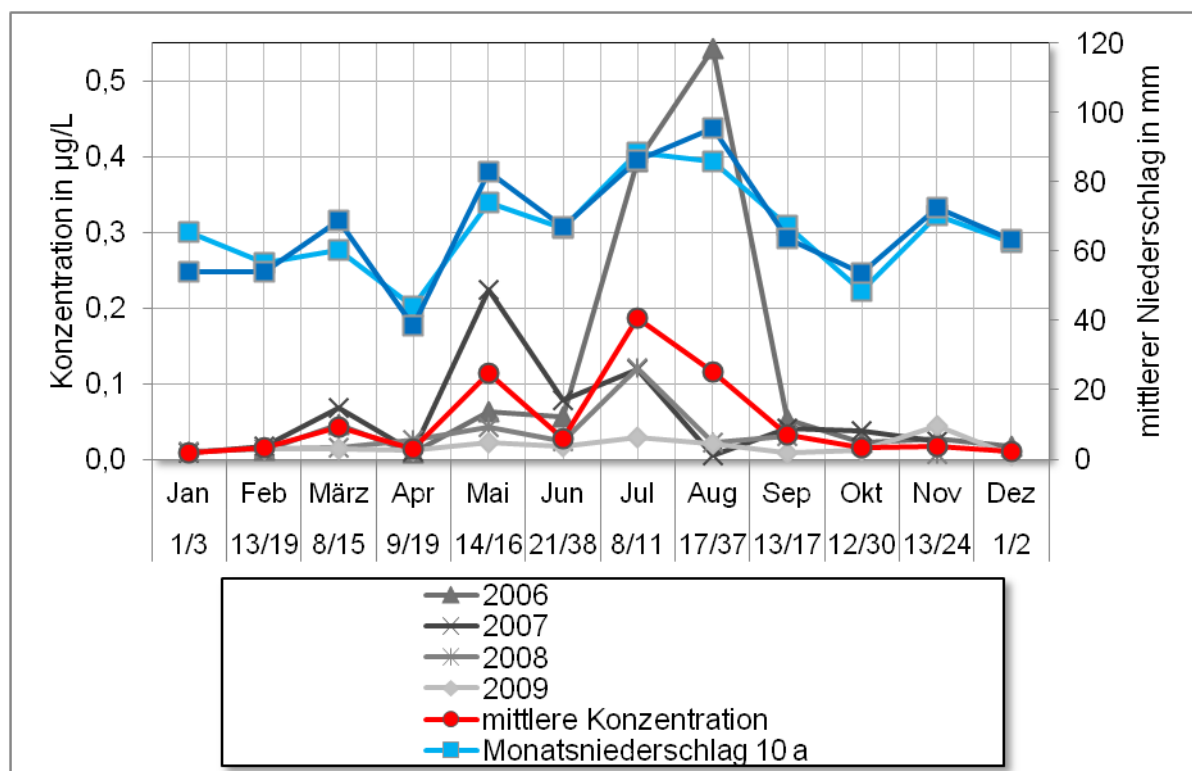


Abbildung 9: Diuron-Konzentrationsverlauf im Jahresverlauf (Schneider et al., 2010; UBA, 2011)

Entsprechend des beschriebenen methodischen Vorgehens (Kapitel 2.4.1) ergeben sich monatlich Diuron-Frachten (s. Tabelle 27).

Tabelle 27: Berechnung der Diuron-Fracht in monatlicher Auflösung

Monat	mittlere Diuron-Konz. [µg/L]	mittlerer Niederschlag [mm]	Faktor [-]	Diuron-Fracht [kg]
Jan	0,009	65,5	0,08	7,7
Feb	0,015	56,7	0,07	10,8
März	0,042	60,5	0,08	32,0

<b>Apr</b>	0,013	44,0	0,06	7,3
<b>Mai</b>	0,113	74,0	0,09	106,2
<b>Jun</b>	0,026	66,4	0,08	22,2
<b>Jul</b>	0,186	88,4	0,11	208,2
<b>Aug</b>	0,115	85,6	0,11	125,2
<b>Sep</b>	0,033	67,5	0,09	28,2
<b>Okt</b>	0,015	48,5	0,06	9,5
<b>Nov</b>	0,017	70,4	0,09	15,3
<b>Dez</b>	0,011	62,6	0,08	8,7

Bei der Rückrechnung der unter Berücksichtigung saisonaler Aspekte berechneten Jahresfracht und der langjährigen Abwassermenge ergeben sich mittlere Diuron-Konzentrationen von 0,058 µg/l (s. Tabelle 28). Verglichen mit dem arithmetischen Mittelwert, welches aus den Messwerten der Bundesländer abgeleitet wurde, zeigt sich eine leichte Zunahme der Diuron-Konzentration um 4 %. Damit liefern die Monate Mai bis August 79 % der Diuron-Jahresfracht.

Für die Modellierung wird der Wert von 0,058 µg/l verwendet.

Tabelle 28: Vergleich der ermittelten Diuron-Konzentrationen im Kläranlagenablauf

<b>Statistische Größe</b>	<b>Wert</b>
arithmetisch gemittelte Konzentration in µg/l	0,056
saisonal differenzierte Konzentration in µg/l	0,058
Änderung in %	+ 4

## 2.5.2 Industrielle Direkteinleiter

Für die Abschätzung der Stoffeinträge über industrielle Direkteinleiter wurden die PRTR-Daten für das Jahr 2008 verwendet. Zum methodischen vorgehen s. Kapitel 2.1.2.

## 2.5.3 Urbane Systeme

Für die Berechnung der Einträge von Diuron über urbane Systeme wird zur Berechnung der Frachten ein einfacher Berechnungsansatz gewählt (s. Kapitel 2.3.7). Wie bei Isoproturon wird auch bei Diuron der Anteil des von Klärgruben zu Kläranlagen transportierten Feststoffs nicht berücksichtigt, da Diuron als Pflanzenschutzmittel keine Partikelaffinität zeigt.

Tabelle 29 listet Ergebnisse von Untersuchungen im Regenabfluss von versiegelten Flächen und Mischwasserabflüsse bei Trocken- und Regenwetter.

Tabelle 29: Konzentrationen von Diuron in urbanen Abflüssen

<b>Abflusskomponente</b>	<b>Quelle</b>	<b>Konzentration µg/l</b>
Mischwasserüberlauf	Gasperi et al. (2008)	1,4
	Müller et al. (2002)	0,2
	Gasperi und Moilleron (2010)	0,38 (Mittel) 0,42 (Median)

Regenwasserkanal	Zgheib et al. (2011)	0,37
	Holten Lützhof et al. (2011)	0,055
	Kroiss et al. (2003)	2,1
	Becouze et al. (2009)	0,023
	Gasperi und Moilleron (2010)	0,46 (Mittel) 0,35 (Median)
	Gasperi et al. (2008)	0,24
Mischwasserkanal Trockenwetter	Clara et al. (2012)	0,025
	Gasperi und Moilleron (2010)	0,07 (Mittel) 0,04 (Median)

Für das Herbizid Diuron hat sich als schwierig erwiesen, repräsentative Konzentrationen aus den vorliegenden Studien abzuleiten. Die Datenlage ist sehr heterogen und deckt ein weites Wertespektrum ab.

Die für die Modellierung verwendete Konzentrationen im Kanal beim Trockenwetter wird aus der mittleren Konzentration im Ablauf der Kläranlage (0,058 µg/l) mit dem abgeleiteten mittleren Wirkungsgrad von 20 % (Tabelle 30) zurück auf die Zulaufkonzentration gerechnet. Dabei ergibt sich ein Wert von 0,07 µg/l für die Konzentration im Abwasser von Einwohnern, die nicht an Kläranlage und/oder Kanalisation angeschlossen sind.

Tabelle 30: Eliminationsleistung der Kläranlagen für Pflanzenschutzmittel

Quelle	Diuron [%]
Lambert et al. (2013)	ca. 23
Abegglen und Siegrist (2012)	15
Clara et al. (2012)	22
Klein (1998) zitiert in Bach et al. (2000)	9
Seel et al. (1994)	0

Für den Niederschlagsabfluss im Trennsystem wird ein Wert 0,35 µg/l aus den vorliegenden Literaturquellen abgeleitet. Für die Diuron-Konzentration im Mischwasserüberlauf wird über das Mischungsverhältnis vom Schmutzwasser (0,07 µg/l) mit Niederschlagswasser (0,35 µg/l) von 1:7 (Arbeitsblatt ATV-A 128, 1992) eine mittlere Konzentration von 0,32 µg/l abgeleitet und für die Eintragsmodellierung verwendet.

## 2.5.4 Bewertung der verwendeten Eingangsdaten

Für Diuron lieferte die Literaturrecherche zu Konzentrationen keine zufriedenstellenden Ergebnisse. Es liegen keine flächendeckenden räumlich- und zeitlich differenzierten Datensätzen 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 Wertespannen der Messwerte in den aufgeführten Untersuchungen machen die Ableitung diskreter Werte für die Modellierung schwierig und unsicher.

Um die Datenlage zu verbessern, werden zuverlässige und möglichst flächenhafte Untersuchungen zu den Diuron-Konzentrationen im Mischwasserüberläufe und Regenwasserkanal des Trennsystems benötigt. Ein vollständiger Datensatz mit allen industriellen Direkteinleiter und ihren Stofffrachten ist essentiell für Komplettierung dieses Eintragspfads.

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

## 2.6 Nonylphenol

Im Rahmen der Durchführung der ersten Bestandsaufnahme in Deutschland nach Art. 5 der RL 2008/105/EG werden erstmals die Einträge von Nonylphenol für Gesamt-Deutschland modelliert. Um die Einträge dieses Stoffs in die Gewässer pfadspezifisch zu quantifizieren, werden entsprechend der Modellanforderungen stoffspezifische Daten in guter räumlicher und zeitlicher Auflösung benötigt.

Die Konzentrationen von Nonylphenol wurden in den verschiedenen Umweltkompartimenten recherchiert. Die Datenlage zu diffusen Quellen ist lediglich unzureichend.

Aufgrund fehlender Daten erfolgt 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 (s. Abbildung 10).

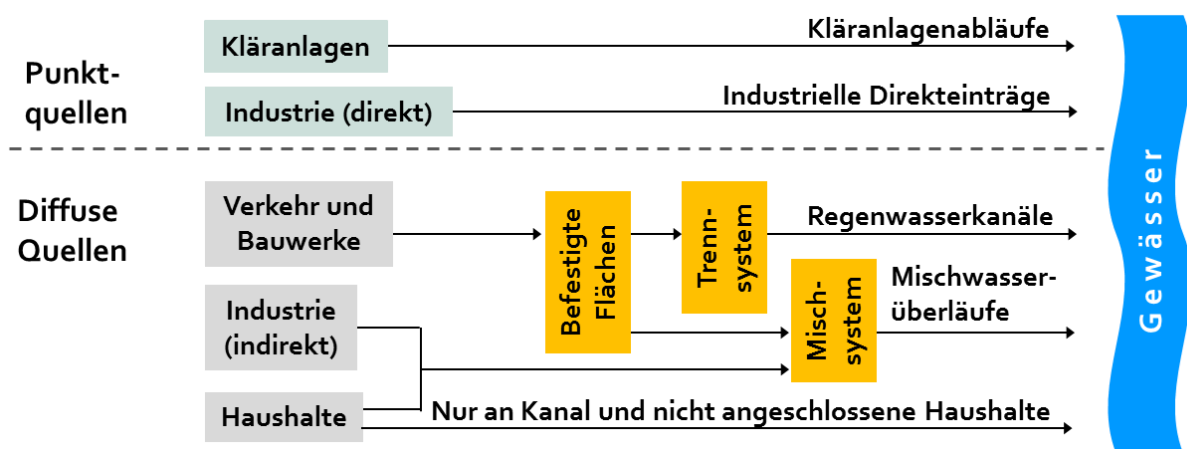


Abbildung 10: Methodischer Ansatz zur Abschätzung der Nonylphenol-Einträge über unterschiedliche Eintragspfade in die Oberflächengewässer

Die Ergebnisse der Modellierung der Einträge von Nonylphenol in die Oberflächengewässer beziehen sich auf das Jahr 2008. Grund dafür ist, dass nur für 2007 und 2008 die PRTR-Daten zu industriellen Direkteinleitungen verfügbar sind. Darüber hinaus bildet das Jahr 2008 mit einem durchschnittlichen Niederschlag von 98,9 % des 30ig jährigen Mittels (1971-2000) für Deutschland die mittleren hydrologischen Verhältnisse gut ab (DWD, 2013).

### 2.6.1 Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der Einträge von Nonylphenol aus kommunalen Kläranlagen basiert ebenfalls auf der behandelten Abwassermenge und der Nonylphenol-Konzentration im Kläranlagenablauf. Zur Abschätzung mittlerer repräsentativer Konzentrationswerte wurde eine umfangreiche Datenrecherche durchgeführt. Bei Auswertung der vorliegenden Ablaufkonzentrationen von Nonylphenol von kommunalen Kläranlagen (s. Tabelle 31) ergibt sich ein mittlerer Wert von rund 0,3 µg/l. Literaturwerte aus den Jahren vor 2006 sind zum Teil deutlich höher und werden aufgrund der starken Reduktion bei den eingesetzten Stoffmengen und der inzwischen verbesserten Analytik hier nicht berücksichtigt.

Tabelle 31: Nonylphenolkonzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen

<b>Mittelwert der Konzentration in µg/l</b>	<b>Quelle</b>
0,10	Fahlenkamp et al. (2006)
0,25	Clara et al. (2009)
0,27	UBA (2011)& Abegglen und Siegrist (2012)
0,30	Grünebaum (2011)
0,35	Herbst et al. (2012)
0,21	Lambert et al. (2013)
0,27	Hamburg GK5 (2008)
0,46	Bachor et al. (2011)

Zusätzlich zu den genannten Literaturwerten liegen rund 180 Messwerte zu Ablaufkonzentrationen von para-Nonylphenol (technisch) aus Sondermessprogrammen der Bundesländer (UBA, 2011) vor. Dabei sind Werte von rund 40 Kläranlagen (Größenklassen 2-5) aus Sachsen aus den Jahren 2006-2009 in die Betrachtung eingegangen. Die vorliegenden Werte wurden u.a. Größenklassen spezifisch ausgewertet um zu prüfen ob entsprechende statistisch sinnvolle mittlere repräsentative Ablaufkonzentrationen für die unterschiedlichen Größenklassen abgeleitet werden können.

In Tabelle 32 ist die Anzahl an Messwerten insgesamt und an Messwerten über der Bestimmungsgrenze 0,05 µg/l abgebildet.

Tabelle 32: Anzahl der Messwerte insgesamt und der Messwerte über BG von 0,05 µg/l (in Klammern) aus Sondermessprogrammen der Bundesländer (UBA, 2011) zu Nonylphenol

<b>Größenklasse (GK)</b>	<b>Anzahl der Messwerte</b>			
	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>
<b>GK2</b>	16 (16)			
<b>GK3</b>	30 (28)	4 (4)		
<b>GK4</b>		45 (44)	9 (6)	36 (33)
<b>GK5</b>		5 (0)	35 (21)	

Mit Ausnahme der Daten für das Jahr 2007 zu Kläranlagen der Größenklasse (GK) 5, für die grundsätzlich nur wenig Messwerte vorliegen, liegen deutlich mehr als die Hälfte der Messwerte oberhalb der BG (Tabelle 32). Werden Werte kleiner BG mit  $\frac{1}{2} \cdot BG$  angesetzt, ergeben sich die in Tabelle 33 dargestellten Größenklassen spezifischen Mittelwerte. Der Mittelwert über die Messwerte aller Größenklassen und die Jahre 2006-2009 liegt bei 0,45 µg/l. Ein Trend abhängig von Größenklasse oder Jahr lässt sich nur schwer erkennen. Bei einer genaueren Betrachtung von einzelnen Anlagenspezifika können z.T. Anlagen mit einer hohen Verdünnung, bspw. durch einen einleitenden lebensmittelproduzierenden Betrieb und Anlagen mit einer weitergehenden Ablaufreinigung (Sandfiltration und Membranfiltration) erkannt werden. In diesen Fällen lagen alle Messwerte unter 0,3 µg/l. Die Messwerte der Anlagen der GK 5 lagen ebenfalls im Schnitt unter 0,3 µg/l. Bei allen andern

Anlagen, lagen die Ablaufkonzentrationen von Nonylphenol (technisch) im Mittel bei 0,51 µg/l.

Tabelle 33: Mittelwerte von Kläranlagen-Ablaufkonzentrationen Nonylphenol aus Sondermessprogrammen der Bundesländer (UBA, 2011) zu Nonylphenol

Größenklasse (GK)	mittlere Kläranlagenablaufkonzentrationen in µg/l			
	2006	2007	2008	2009
GK2	0,403			
GK3	0,578	0,330		
GK4		0,333	0,575	0,667
GK5		0,025	0,310	

Die vorliegende Datenbasis erlaubt allerdings noch keine statistisch gesicherte Aussage zu größenklassenspezifischen Ablaufkonzentrationen. Daher wird aktuell für die Modellierung auf Basis der in Tabelle 32/Tabelle 31 dargestellten Werte, bundesweit ein mittlerer Wert von 0,3 µg/l bei der Berechnung des Eintragspfades kommunale Kläranlagen verwendet.

## 2.6.2 Industrielle Direkteinleiter

Zur Abschätzung der Einträge von Nonylphenol in Oberflächengewässer über industrielle Direkteinleiter wird der PRTR-Datensatz für die Jahre 2007 und 2008 verwendet. Zum methodischen Vorgehen s. Kapitel 2.1.2.

## 2.6.3 Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen

Zur Relevanz des Eintrags von Nonylphenol über den Pfad atmosphärischer 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/m<sup>3</sup> in der Luft im küstennahen Bereich der Nordsee gemessen, im küstenferneren Bereichen lagen die gemessenen Nonylphenol-Konzentrationen im Bereich von 0,03 ng/m<sup>3</sup>. Messwerte von Bressy et al. (2011) zu nasser und trockener Deposition ergeben einen Median von 0,17 µg/l (n=15). Die atmosphärische Deposition wird von Bressy et al. (2011) für urbane Gebiete dementsprechend auf 44-84 µg/m<sup>2</sup>/a geschätzt.

Bislang liegt allerdings in Hinblick auf die trockene Deposition noch keine ausreichende Datenbasis vor. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass atmosphärisches Nonylphenol keinem Langstrecken-Transport 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 in Oberflächengewässer in der Regionalisierten Pfadanalyse zurzeit nicht berücksichtigt.

## 2.6.4 Oberflächenabfluss

Die Einträge von gelösten Stoffen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen werden über die Multiplikation des Oberflächenabflusses mit der Stoffkonzentration im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen berechnet. 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 Stoff-Konzentration im Düngemittel (Kratz et al., 2007), den ausgebrachten Klärschlammengen (Statistisches Bundesamt (DESTATIS), 2013) und der Menge an Mineral- und Wirtschaftsdünger (Statistisches Bundesamt (DESTATIS), 2009a, 2008, 2009b). 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 wurden ebenfalls 0,3 % angenommen. Auf dieser Grundlage ergibt sich für Deutschland ein Eintrag von weniger als 55 g/a, was übertragen auf die gesamte landwirtschaftliche Fläche vernachlässigbar wenig ist.

## 2.6.5 Erosion

Über das Produkt aus Bodenabtrag, Sedimenteintragsverhältnis, Stoff-Anreicherungsfaktor und dem Stoffgehalt im Oberboden wird der Eintrag durch Erosion quantifiziert (s. Fuchs et al., 2010).

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. (2003) und Kratz et al. (2007) untersuchen 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.

## 2.6.6 Grundwasser und Dränage

Die Quantifizierung der Einträge über Grundwasser und Dränagen erfolgt auch bei Nonylphenol über Multiplikation der Stoffkonzentrationen im Grundwasser- und Dränageabfluss mit den Wassermenge der Abfluss-Komponenten (s. Fuchs et al., 2010). Messwerte zu NP-Konzentrationen im Grundwasser liegen nur sehr vereinzelt vor (s. bspw. 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) ermittelte Nonylphenol in Dränwasser von landwirtschaftlichen Flächen in Polen zwischen 0,5 bis 6 µg/l. Da jedoch keine Hintergrundangaben zu möglichen Ausbringung von Nonylphenol-haltigen Klärschlämmen in der Region vorliegen und Nonylphenol -Konzentrationsangaben aus anderen europäischen Ländern nur bedingt auf Deutschland übertragbar sind (s. Kapitel 2.2.7), wird dieser Eintragspfad bei der Berechnung von Nonylphenol-Einträgen zunächst nicht berücksichtigt.



## 2.6.7 Urbane Systeme

Die Berechnung der Nonylphenol-Einträge über den Pfad Urbane Systeme erfolgt wie bei DEHP (s. Kapitel 2.3.7).

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 34).

Tabelle 34: Nonylphenol-Konzentrationen in Niederschlagswasser aus urbanen Abflüssen

Kompartiment	Quelle	Konzentration 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 Mischwasserkanalisatio n 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 (Mehtonen et al., 2011).

Auch wenn aufgrund der national z. T. 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 Kläranlagen und denen die nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossenen angeschlossenen sind, kann über die Kläranlagenzulaufkonzentrationen abgeschätzt werden. Rückgerechnet von mittleren Ablaufkonzentrationen (s.o. 0,3 µg/l) und einer angenommenen Eliminationsleistungen von 80-90 % ergeben sich Abwasserkonzentrationen von 1,5-3 µg/l. Diese liegen größenordnungsmäßig im Bereich von verschiedenen Literaturquellen (vgl. Rule et al., 2006b; Clara et al., 2009; Clara et al., 2012), bzw. im Rahmen des FuE-Vorhabens „Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Teil 2“ in NRW (Fahlenkamp et al., 2006) (Bei n=42, Mittelwert: 3,03 µg/l).

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 (s. o. 3 µg/l) zu Regenwasser (s. o. 0,37 µg/l)) angenommen, was der Auslegung nach Arbeitsblatt ATV-A 128 (1992) entspricht und zu einer Nonylphenol-Eintragskonzentration von 0,7 µg/l für diesen Eintragspfad führt.

### **2.6.8 Bewertung der verwendeten Eingangsdaten**

Für Nonylphenol lieferte die Literaturrecherche zu Konzentrationen keine zufriedenstellenden Ergebnisse. Es liegen keine flächendeckenden räumlich- und zeitlich differenzierten Datensätzen 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 diskreter 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 Direkteinleiter und ihren Stofffrachten ist essentiell für Komplettierung dieses Eintragspfads.

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

## Literaturverzeichnis

- Abegglen, C.; Siegrist, H. (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 01.07.2013.
- Abwassertechnische Vereinigung e.V. -ATV-, Hennef; 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).
- ATV-DVWK (2003): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Arbeitsbericht der ATV-DVWK Arbeitsgruppe IG 4.2 „Gefährliche Stoffe in kommunalen Kläranlagen. In: *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser Abfall* 2 (50), S. 222–228.
- Bach, M.; Frede, H.-G. (2012): Trend of herbicide loads in the river Rhine and its tributaries. In: *Integrated Environmental Assessment and Management* 8 (3), S. 543–552.
- Bach, M.; Huber, A.; Frede, H.-G.; Mohaupt, V.; Zullei-Seibert, N. (2000): Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. Umweltbundesamt. Berlin (UBA-Texte, 3/00).
- Bach, M.; Röpke, B.; Frede, H.-G. (2005): Pesticides in rivers – Assessment of source apportionment in the context of WFD. In: *European Water Management Online*.
- Bachor, A.; Schumann, A.; Röpke, A.; Scharf, E.-M.; Dethloff, M.; Nakari, T. et al. (2011): COHIBA WP3, National Report. German Results. Agency for Environment, Nature Conservation and Geology Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow. Online verfügbar unter [www.cohiba-project.net/publications](http://www.cohiba-project.net/publications).
- BAFU (2013). Bundesamt für Umwelt: Datensätze der Schweiz zu Konzentrationen von Kläranlagenläufen. Auszug aus Datenbank. Unter Mitarbeit von Nicole Munz.
- Bahr, C.; Günther, T.; Perner, J.; Pohl, A.; Schneider, P.; Müller, V. et al. (2007): Bewertung der (organischen) Schadstoffbelastung kommunaler Klärschlämme in Schleswig-Holstein hinsichtlich der zukünftigen landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig Holstein. Kiel. Online verfügbar unter [http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/Abfall/05\\_Siedlungsabfaelle/005\\_VerwertungDuenger\\_Klaerschlamme/005\\_Schadstoffbelastung\\_Klaerschlaemme/PDF/Bericht\\_Bewertung\\_Schadstoffbelastung\\_\\_blob=publicationFile.pdf](http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/Abfall/05_Siedlungsabfaelle/005_VerwertungDuenger_Klaerschlamme/005_Schadstoffbelastung_Klaerschlaemme/PDF/Bericht_Bewertung_Schadstoffbelastung__blob=publicationFile.pdf), zuletzt geprüft am 09.08.2012.
- 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>.
- Bielert, U. (1999): Hydrogeochemie von Spurenelementen in Sicker-, Grund- und Trinkwässern. von der Sickerwasserpassage bis zur Aufbereitung. Dissertation. Georg-August-Universität zu Göttingen, Göttingen. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultäten. Online verfügbar unter <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2000/bielert/>.

- 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.
- Birke, M.; Rauch, U.; Siewers, U.; Kantor, W.; Wehner, H. (2007): Geochemischer Atlas. Stand BGR 2001. In Vorbereitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin.
- Björklund, K.; Cousins, A. P.; Strömvall, A.-M.; Malmqvist, P.-A. (2009): Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. In: *Science Of The Total Environment* 407 (16), S. 4665–4672.
- Bontemps, S.; Defourny, P.; van Bogaert, E. (2010): GlobCover 2009 land cover map. Product Description and Validation Report. Unter Mitarbeit von O. Arino und Kalogirou Vasileios European Space Agency; Université Catholique de Louvain.
- 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.
- Brombach, H.; Fuchs, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalesationen. In: *KA - Abwasser, Abfall* 50 (4), S. 441–450.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft). TA Luft, vom 24.07.2002. In: *Gemeinsames Ministerialblatt* (25-29), S. 511–605. Online verfügbar unter <http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/taluft.pdf>, zuletzt geprüft am 15.10.2012.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2012): Entsorgung und Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft, zuletzt geprüft am April 2012.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. Aufl. Online verfügbar unter <http://www.labo-deutschland.de/pdf/LABO-HGW-Anhang.pdf>.
- Carlsen, L.; Sørensen, P. B.; Vikelsøe, J.; Fauser, P.; Thomsen, M. (2011): On the fate of Xenobiotics. The Roskilde region as case story. Roskilde Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute (NERI Technical Report., 366). Online verfügbar unter [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_publicationer/3\\_fagrappporter/rapporter/fr366.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/fr366.pdf), zuletzt geprüft am 08.03.2013.
- Clara, M.; Denner, M.; Gans, O.; Scharf, S.; Windhofer, G.; Zessner, M. (2009): Emissionen organischer und anorganischer Stoffe aus kommunalen Kläranlagen. Wien Umweltbundesamt GmbH (Report / Umweltbundesamt, REP-0247).
- Clara, M.; Windhofer, G.; Hartl, W.; Braun, K.; Simon, M.; Gans, O. et al. (2010): Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. In: *Chemosphere* 78 (9), S. 1078–1084. Online verfügbar unter [http://ac.els-cdn.com/S0045653510002778/1-s2.0-S0045653510002778-main.pdf?\\_tid=9c1547b679d0b325e1681c1961e6cd54&acdnat=1343996303\\_589c6fc6f5508514249d6145375f4022](http://ac.els-cdn.com/S0045653510002778/1-s2.0-S0045653510002778-main.pdf?_tid=9c1547b679d0b325e1681c1961e6cd54&acdnat=1343996303_589c6fc6f5508514249d6145375f4022).

- 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.
- Dargnat, C.; Blanchard, M.; Teil, M.-J.; Chevreuil, M. (2007): Contamination des dépôts atmosphériques par des plastifiants du PVC. Les phtalates. In: *European journal of water quality (Eur. j. water qual.)* 38 (2), S. 143–154.
- 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%2FKlIdaten\\_\\_kostenfrei%2Fdaten\\_\\_gebietsmittel\\_\\_node.html%3F\\_\\_nnn%3Dtrue](http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2FKlIdaten__kostenfrei%2Fdaten__gebietsmittel__node.html%3F__nnn%3Dtrue).
- Dimitrova, S. (2011): Einträge prioritärer Stoffe aus Kläranlagen in die Gewässer. Diplomarbeit im Fach Geoökologie. Karlsruher Institut für Technologie, Karlsruhe. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung - Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft.
- DIN EN 14902, 2005-10: Außenluftbeschaffenheit - Standardisiertes Verfahren zur Bestimmung von Pb/Cd/As/Ni als Bestandteil der PM10-Fraktion des Schwebstaubes, Deutsche Fassung.
- Dreher, P.; Hartmann, E.; Schneider, J.; Wenzel, A. (2003): Schadstoffe in klärschlammgedüngten Ackerböden Baden-Württembergs. Hg. v. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LFU). Karlsruhe. Online verfügbar unter [http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/13541/schadstoffe\\_klaerschlammgeduengt.pdf?command=downloadContent&filename=schadstoffe\\_klaerschlammgeduengt.pdf](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/13541/schadstoffe_klaerschlammgeduengt.pdf?command=downloadContent&filename=schadstoffe_klaerschlammgeduengt.pdf), zuletzt geprüft am 28.06.2013.
- Drücke, J. (2011): Hg-Konzentration in Kläranlagenabläufen, NW. Arnsberg, 12.08.2011. E-Mail an Stephan Fuchs.
- Duijnisveld, W. H.; Godbersen, L.; Dilling, J.; Gäbler, H.-E.; Uttermann, J.; Klump, G.; Scheeder, G. (2008): Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). 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](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.
- EEA (2010). European Environment Agency: 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.
- EMEP/MSC-East (2012). EMEP-Meteorological Synthesizing Centre - East: Bereitstellung von Modellergebnissen zur atmosphärischen Deposition von Cd, Hg und Pb. Unter Mitarbeit von Iliya Ilyin.

- EMEP/NILU (2012). EMEP/Norwegian Institute for Air Research: Measurement data online. Kjeller. Online verfügbar unter <http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>.
- Ertfverband (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
- Fahlenkamp, H.; Nöthe, T.; Nowotny, N.; Ries, T. H. C.; Peulen, C.; Kuhn-Joeressen, S.; Sonntag, C. von (2006): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Teil 2. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV). Online verfügbar unter [http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht\\_Elimination%20Teil2.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Elimination%20Teil2.pdf), zuletzt geprüft am 18.03.2013.
- FDZ (2012). Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder: Statistische Daten zur Wassereigenversorgung, Abwasserbehandlung und -beseitigung. Online verfügbar unter <http://www.forschungsdatenzentrum.de/>.
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Behrendt, H.; Opitz, D. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. 1. Aufl. Unter Mitarbeit von H. Herata. Umweltbundesamt. Berlin (UBA-Texte, 54/02).
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, H.; Venohr, M.; Opitz, D. 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).
- Gasperi, J.; Garnaud, S.; Rocher, V.; Moilleron, R. (2008): Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. In: *Science of The Total Environment* 407 (1), S. 263–272.
- Gasperi, J.; Moilleron, R. (2010): Data on stormwater pollution. Observatory of urban Pollutants (OPUR).
- Gasperi, J.; Zgheib, S.; Cladière, M.; Rocher, V.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers. In: *Water Research* 46 (20), S. 6693–6703, zuletzt geprüft am 09.04.2013.
- Gath B.; Jaeschke W.; Kubiak R.; Ricker I.; Schmider F.; Zietz E. (1993): Depositionsmonitoring von Pflanzenschutzmittel n-Teil 2: Süddeutscher Raum. In: *Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzdienstes* 7 (45), S. 134–143.
- geoland2 (2012): Degree of Imperviousness 2009 -Pan-European. Online verfügbar unter <http://www.geoland2.eu/portal/order/PrepareOperation.do?servicId=CB80D480&operation=Search>.
- Grünebaum, T. (2011): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Schlussbericht Phase 1. Düsseldorf. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Hansen, B.; Munn, S.; 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>.

- Herbst, H.; 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](http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf), zuletzt geprüft am 18.01.2013.
- Hesselsøe, M.; Jensen, D.; Skals, K.; Olesen, T.; Moldrup, P.; Roslev, P. 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. Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es010024I>.
- Holten Lützhof, H.-C.; Birch, H.; Eriksson, E.; Mikkelsen, P. S. (2011): Comparing chemical analysis with literature studies to identify micropollutants in a catchment of Copenhagen (DK). Konferenzbeitrag. International Water Association (IWA) (12nd International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 11-16 September 2011), zuletzt geprüft am 19.02.2013.
- Huber, A.; Bach, M.; Frede, H.-G. (1998): Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. In: *Science Of The Total Environment* 223, S. 177–191.
- Huber, A.; Bach, M.; Frede, H.-G. (2000): Pollution of surface waters with pesticides in Germany: Modeling nonpoint source inputs. In: *Agriculture Ecosystems & Environment* 80 (3), S. 191–204.
- Hutter, Urs (2009): Metallbestimmung im gereinigten Kläranlagenabwasser. Hg. v. Amt für Umwelt und Energie des Kantons St. Gallen, Schweiz (AFU).
- Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hg.) (IKSR) (1999): Bestandaufnahme zur Einleitung rheinrelevanter Stoffe im Deutschen Rheineinzugsgebiet –Stand 2000. KoblenzDKSR.
- Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hg.) (IKSR) (Hg.) (2012): Stoffdatenblatt Industriechemikalien - Diglyme, Bisphenol A, Nonylphenol. Bericht 202 d. Anlage C.
- Ivashechkin, P. (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](http://darwin.bth.rwth-aachen.de/opus3/volltexte/2006/1726/pdf/Ivashechkin_Pavel.pdf), zuletzt geprüft am 13.08.2012.
- Klein, M. (1998): Einsatz von Simulationsmodellen zur nationalen Bilanzierung der ungewollten Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 10240306 "Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland" des Umweltbundesamtes. Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie. Schmallenberg.
- Klein, M. (2000): Modellbeschreibung PELMO. Online verfügbar unter <http://viso.ei.jrc.it/focus/gw/models/PELMO/index.html>, zuletzt geprüft am 22.08.2013.
- Knappe, F.; Möhler, S.; Ostermayer, A.; Lazar, S.; Kaufmann C. (2008): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau (UBA-Texte, 36/08).
- Kratz, S.; Fleckenstein, J.; Schnug, E.; Kördel, W. (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. Umweltbundesamt. Dessau (UBA Texte, 30/07).

- Kroiss, H.; Lampert, C.; Zessner, M. (2003): Flussgebietsmanagement am Beispiel des Nährstoffmanagements im Donaeinzugsgebiet. In: *Wiener Mitteilungen* 183, S. 1–23.
- Lambert, Benedikt; Fuchs, Stephan; Sacher, Frank (2013): Entwicklung eines Bilanzierungsinstruments 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.
- Länderabfrage (2012): Bereitstellung von Daten über Schwermetallkonzentrationen im landwirtschaftlich genutzten Klärschlamm und Klärschlammkomposten. Abfrage des IWG an die Bundesländer.
- Loos, Robert; Carvalho, Raquel; Comero, Sara; António Diana C.; Ghiani, Michela; Lettieri, Teresa et al. (2012): EU Wide Monitoring Survey on Waste Water Treatment Plant Effluents. European Commission. Online verfügbar unter <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/111111111/26927/1/lb-na-25563-en.pdf.pdf>, zuletzt geprüft am 16.12.2013.
- Mao, Z.; Zheng, X.-F.; Zhang, Y.-Q.; Tao, X.-X.; Li, Y.; Wang, W. (2012): Occurrence and Biodegradation of Nonylphenol in the Environment. In: *IJMS* 13 (12), S. 491–505.
- Marscheider-Weidemann, F.; Tettenborn, F.; Hillenbrand, T. (2013): Daten zu Schwermetallemissionen aus Altbergbaustandorten. 2006-2010. Karlsruhe. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung.
- Mehtonen, J.; Munne, P.; Londesborough, S.; Andersson, H.; Dudutyte, Z.; Krupanek, J. 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.
- Moura Carrara, S. M. C. de; Morita, D. M.; Boscov, M. E. G. (2011): Biodegradation of di(2-ethylhexyl)phthalate in a typical tropical soil. In: *Journal of Hazardous Materials* 197, S. 40–48.
- Müller, K.; Bach, M.; Hartmann, H.; Spitteller, M.; Frede, H.-G. (2002): Point-and Nonpoint-Source Pesticide Contamination the Zwester Ohm Catchment, Germany. In: *Environmental Quality* (31), S. 309–318.
- Musolff, A. (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](http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/11_Musolff.pdf).
- Röpke, B.; Bach, M.; Frede, H.-G. (2004a): DRIPS—a DSS for estimating the input quantity of pesticides for German river basins. In: *Environmental Modelling & Software* 19 (11), S. 1021–1028.
- Röpke, B.; Bach, M.; Frede, H.-G. (2004b): Significance of land use data for risk assessment pesticide pollution in German river basins. In: CORINE Land Cover 2000 in Germany and Europe and its use for environmental applications. Workshop. Berlin, 20-21 January 2004. Online verfügbar unter [http://www.corine.dfd.dlr.de/media/download/ws-clc2000\\_roepke\\_et-al.pdf](http://www.corine.dfd.dlr.de/media/download/ws-clc2000_roepke_et-al.pdf), zuletzt geprüft am 17.12.2012.



- Roslev, P.; Vorkamp, K.; Aarup, J.; Frederiksen, K.; Nielsen, P. H. (2007): Degradation of phthalate esters in an activated sludge wastewater treatment plant. In: *Water Research* 41 (5), S. 969–976, zuletzt geprüft am 11.04.2013.
- Rule, K.; Comber, S.; Ross, D.; Thornton, A.; Makropoulos, C.; Rautiu, R. (2006a): Sources of priority substances entering an urban wastewater catchment-trace organic chemicals. In: *Chemosphere* 63 (4), S. 581–591. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653505010143>.
- Rule, K.; Comber, S.; Ross, D.; Thornton, A.; Makropoulos, C.; Rautiu, R. (2006b): Survey of priority substances entering thirty English wastewater treatment works. In: *Water & Environment J* 0 (0), zuletzt geprüft am 25.02.2013.
- Sauret, N.; Wortham, H.; Streckowski, R.; Herckès, P.; Nieto, L. I. (2009): Comparison of annual dry and wet deposition fluxes of selected pesticides in Strasbourg, France. In: *Environmental Pollution* 157 (1), S. 303–312.
- Schäfer, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen. Dissertation. Universität Fridericiana zu Karlsruhe, Karlsruhe. Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen.
- Schleyer, R.; Raffius, B. (2000): Grundwassergefährdung durch organische Luftschadstoffe. Hennef (DVWK-Materialien, 1/2000).
- Schneider, P.; Günther, T.; Gottschalk, N.; Zänder, D. (2010): Gefährliche Stoffe in Kläranlagen. Untersuchungen zu Vorkommen, Quellen und Eliminationsmöglichkeiten bestimmter gefährlicher Stoffe in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in Sachsen. Schriftenreihe, Heft 5/2010. 1. Aufl. Sachsen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- Schumann, D.; Maisch, M. (2012): Jahresdatenkatalog Grundwasser. Baden-Württemberg. Weboberfläche. Karlsruhe. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- Seel, P.; Kneipper, T.; Gabriel, S.; Weber, A.; Haberer, K. (1994): Einträge von Pflanzenschutzmitteln in ein Fließgewässer - Versuch einer Bilanzierung. In: *Vom Wasser* 83, S. 357–372.
- Siebers, J.; Gottschild, D.; Nolting, H.-G. (1994): Pesticides in precipitation in Northern Germany. In: *Chemosphere* 28 (8), S. 1559–1570.
- Statistisches Bundesamt (2006a): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2004. Fachserie 19, Reihe 2.1. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2006b): Viehbestand. Fachserie 3, Reihe 4.1. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (2006c): Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2005/2006. Fachserie 4 Reihe 8.2. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS). Statistisches Bundesamt. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (2007a): Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2006/2007. Fachserie 4, Reihe 8.2. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS). Wiesbaden.

- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (2007b): Viehhaltung der Betriebe  
Agrarstrukturerhebung 2007. Fachserie 3, Reihe 2.1.3. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS). Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (2008): Viehbestand. Fachserie 3, Reihe 4.1. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS). Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (2009a): Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2008/2009. Fachserie 4, Reihe 8.2. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS). Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (2009b): Viehbestand. Fachserie 3, Reihe 4.1. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS). Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (2010): Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2009/2010. Fachserie 4, Reihe 8.2. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS). Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (2012a): Bereitstellung von Daten über Schwermetallkonzentrationen im landwirtschaftlich genutzten Klärschlamm für die Berichtsjahre 2007 - 2010. Unter Mitarbeit von M. Harbs.
- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (2012b): Öffentliche Abwasserentsorgung - Klärschlamm. Klärschlammbehandlung aus der biologischen Abwasserbehandlung. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS). Wiesbaden. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/Tabellen.html>, zuletzt geprüft am 29.11.2012.
- Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (Hg.) (2013): 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>.
- Sturm, S.; Kiefer, J.; Eichhorn, E. (2007): Befunde von Pflanzenschutzmitteln in Grund- und Oberflächenwässern und deren Eintragspfade - Bedeutung für die Wasserwirtschaft und das Zulassungsverfahren -. DVGW-Forschungsvorhaben W 1/02/05. In: W. Kühn (Hg.): Pflanzenschutzmittel in Böden, Grund- und Oberflächenwasser. Vorkommen, Abbau und Zulassung. Karlsruhe (Schriftenreihe des TZW, 31).
- Tausch, C. (Hg.) (2012): Klärschlamm. Entsorgungssituation. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Online verfügbar unter <http://www.lfu.bayern.de/abfall/abfallgruppen/index.htm>, zuletzt aktualisiert am Sept. 2012, zuletzt geprüft am 01.10.2012.
- Teil, M.-J.; Blanchard, M.; Chevreuil, M. (2006): Atmospheric fate of phthalate esters in an urban area (Paris-France). In: *Science Of The Total Environment* 354 (2-3), S. 212–223, zuletzt geprüft am 28.02.2013.
- Tettenborn, F.; Marscheider-Weidemann, F.; Wodarz, S. (2012): Aktualisierung der Daten zu PAK - Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. Karlsruhe.
- UBA (2011). Umweltbundesamt: Datensätze der Bundesländer zu Konzentrationen von Kläranlagenläufen 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.

Vikelsøe, J.; Fauser, P.; Sørensen, P. B.; Carlsen, L. (2001): Phthalates, nonylphenols and LAS in Roskilde wastewater treatment plant. Fate modelling based on measured concentrations in wastewater and sludge. Roskilde Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute (Faglig rapport fra DMU, 354). Online verfügbar unter [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_publicationer/3\\_fagrapporter/rapporter/fr354.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrapporter/rapporter/fr354.pdf), zuletzt geprüft am 10.04.2013.

Vikelsøe, J.; Thomsen, M.; Carlsen, L. (2002): Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils. In: *The Science of the Total Environment* 296, S. 105–116, zuletzt geprüft am 19.03.2012.

Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Habilitationsschrift. Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft.

Xie, Z.; Lakaschus, S.; Ebinghaus, R.; Caba, A.; Ruck, W. (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.

Zereini, F. (2010): Konzentrationen und räumliche Ausbreitung von Platingruppenelementen (Pt, Pd, Rh) und Schwermetallen (As, Sb, Cd, Ce, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Zn) in PM10, PM2.5, PM1 und im fraktionierten Luftstaub. Abschlussbericht. Goethe-Universität Frankfurt am Main, Institut für Atmosphäre und Umwelt. Frankfurt am Main.

Zgheib, S.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2011): Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. In: *Water Research*.

Zgoła-Grzeškowiak, A.; Grzeškowiak, T.; Rydlichowski, R.; Łukaszewski, Z. (2009): Determination of nonylphenol and short-chained nonylphenol ethoxylates in drain water from an agricultural area. In: *Chemosphere* 75 (4), S. 513–518.

Anhang A: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf für Deutschland  
(Fuchs et al. 2010)

Bundesland	Schwermetallkonzentrationen in µg/l			
	Cd	Hg	Ni	Pb
<b>BW</b>	0,18	0,11	5,29	1,85
<b>BY</b>	0,12	0,11	3,61	1,67
<b>BE</b>	0,15	0,10	5,05	1,73
<b>BB</b>	0,15	0,10	5,05	1,73
<b>HB</b>	0,11	0,10	6,15	1,30
<b>HH</b>	0,20	0,07	9,00	1,46
<b>HE</b>	0,15	0,10	5,05	1,73
<b>NI</b>	0,15	0,10	3,61	1,73
<b>MV</b>	0,06	0,03	3,54	0,30
<b>NW</b>	0,15	0,10	5,05	1,73
<b>RP</b>	0,15	0,10	5,05	1,73
<b>SL</b>	0,15	0,10	5,10	1,73
<b>SN</b>	0,34	0,17	12,35	4,05
<b>ST</b>	0,15	0,10	5,05	1,73
<b>SH</b>	0,05	0,03	3,05	0,66
<b>TH</b>	0,15	0,10	10,91	1,73