

Modellierung von Einträgen, Retention und Frachten in Flusssystemen mit MONERIS

Teil IV

Schwermetalle - Datengrundlage und Modellergebnisse

Anschrift der Verfasser:

Ulrike Scherer, Stephan Fuchs, Ramona Wander
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasser- und Wassergütewirtschaft
Universität Karlsruhe (TH)
Kaiserstr. 12
76131 Karlsruhe

Thomas Hillenbrand, Frank Marscheider-Weidemann
Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI)
Breslauer Straße 48
76139 Karlsruhe

Horst Behrendt, Markus Venohr, Dieter Opitz
Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Abteilung Limnologie von Flusseen
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

1 Einleitung

Im Rahmen des UBA F+E Vorhabens FKZ 204 24 218 „Prioritäre Stoffe“ wird parallel zu dem UBA F+E Vorhaben FKZ 205 24 204 „Nährstoffe“ der Eintrag von Schwermetallen in die Oberflächengewässer von Deutschland quantifiziert. Die Berechnung basiert für beide Stoffgruppen auf den gleichen Modellgebieten, Grundlagendaten und methodischen Ansätzen (VENOHR et al., 2008, MONERIS Teil II in diesem Band). Nach Abschluss der beiden Vorhaben liegt für Deutschland ein methodisch einheitliches datenbankgestütztes Modellsystem zur Quantifizierung der Emissionen von Nährstoffen und Schwermetallen in die Oberflächengewässer von Deutschland vor. Dieses Instrumentarium dient zur Erfüllung der Berichtspflichten im Rahmen der WRRL sowie für internationale Meeres- und Flussgebietsabkommen.

2 Datengrundlage

In den folgenden Abschnitten werden die stofflichen Eingangsdaten für Schwermetalle über den betrachteten Zeitraum 1983-2005 dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung wird in FUCHS et al. (2008) veröffentlicht.

2.1 Punktquellen

Als punktförmige Eintragspfade werden für Schwermetalle die Emissionen von kommunalen Kläranlagen, industriellen Direkteinleitern und dem Altbergbau erfasst.

Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der Emissionen aus kommunalen Kläranlagen basiert auf der behandelten Abwassermenge und länderspezifischen Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf. Hierzu wurden für die betrachteten Bilanzzeiträume Messwerte zu Ablaufkonzentrationen bei den Länderbehörden recherchiert (BÖHM et al., 2001; FUCHS et al., 2002; FUCHS et al., 2008). Für den Bilanzzeitraum 1983-1987 liegen keine belastbaren Messwerte im Kläranlagenablauf vor. Die Emissionen für diesen Zeitraum konnten deshalb nur anhand der Änderung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm abgeschätzt werden (FUCHS et al., 2008).

Während im Rahmen der ersten Datenerhebung für den Bilanzzeitraum 1993-1997 für alle Bundesländer Messwerte vorlagen (BÖHM et al., 2001) wurden für 1999/2000 noch aus 14 Ländern Daten gemeldet (FUCHS et al., 2002). Für die letzte Abfrage (2000-2005) haben allerdings nur 9 Länder Daten zur Verfügung gestellt. Es zeigte sich, dass zwischenzeitlich nur wenige Länder Schwermetallkonzentrationen im Ablauf von kommunalen Kläranlagen standardmäßig erfassen und in Datenbanken vorhalten.

Umfang und Güte der recherchierten Datensätze zu Schwermetallablaufkonzentrationen variieren für die einzelnen Bundesländer zum Teil erheblich. Insbesondere die

große Bandbreite der angegebenen Bestimmungsgrenzen verursacht erhebliche Unsicherheiten bei der Quantifizierung der Emissionen aus kommunalen Kläranlagen. Da Messwerte kleiner der Bestimmungsgrenze mit dem halben Wert in die Berechnung einfließen, ist es erforderlich, Bestimmungsgrenzen, die analytisch nicht gerechtfertigt sind, auszuschließen. Auf Basis des tatsächlich gemessenen Wertespektrums wurde für jedes Metall eine maximal zulässige Bestimmungsgrenze definiert (BÖHM et al., 2001). Als zusätzliches Qualitätskriterium wurde festgelegt, dass für ein Bundesland mindestens 10 % der Messwerte über der Bestimmungsgrenze liegen müssen, damit der Datensatz berücksichtigt wird. Insbesondere für die Metalle Cd, Hg und Pb liegt ein Großteil der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze.

Aus den resultierenden Ablaufkonzentrationen für die Länder wurde anschließend ein anhand der Einwohnerwerte gewichteter Mittelwert für Deutschland berechnet, der für alle Länder verwendet wurde, für die keine Daten vorhanden waren. In Tabelle 1 sind die mittleren Schwermetallablaufkonzentrationen für Deutschland dargestellt. Für den Bilanzzeitraum 1993-1997 wurde zwischen Alten (ABL) und Neuen (NBL) Bundesländern unterschieden, da die Ablaufkonzentrationen signifikant verschieden waren.

Tabelle 1: Schwermetallablaufkonzentrationen von kommunalen Kläranlagen in Deutschland

in µg/l	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1993-1997 (ABL) ¹	0,25	5,08	13,21	0,19	7,86	3,29	70,53
1993-1997 (NBL) ¹	0,76	8,78	15,53	0,37	13,06	7,64	93,66
1998-2002 ²	0,20	3,30	11,77	0,13	7,46	2,82	46,85
2003-2005 ³	0,15	2,25	9,05	0,10	5,05	1,73	47,29

¹ FUCHS et al. (2002), ² FUCHS et al. (2002) überarbeitet, ³ FUCHS et al. (2008)

Industrielle Direkteinleiter

Schwermetallemissionen von industriellen Direkteinleitern werden seit 2001 im Europäischen Schadstoffemissionsregister (European Pollutant Emission Register, EPER) für alle Betriebe erfasst, die Frachten oberhalb eines metallspezifischen Schwellenwertes in die Oberflächengewässer einleiten. Zusätzlich wurden über das Umweltbundesamt Daten zu industriellen Direkteinleitern bei den Länderbehörden abgefragt, um auch Betriebe erfassen zu können, die unterhalb des EPER-Schwellenwertes liegen.

Für die älteren Bilanzzeiträume konnte auf Daten aus früheren Recherchen (BÖHM et al., 2001; FUCHS et al., 2002) zurückgegriffen werden. Während das EPER Informationen zu den Koordinaten der Einleitstellen enthält, wurden bei den früheren Datenerhebungen nur die Flussgebiete erfasst, in die eingeleitet wurde. Für die Anwendung der Daten im Rahmen der MONERIS-Berechnung und die Bereithaltung in der Datenbank mussten die alten Daten ebenfalls einem Modellgebiet zugeordnet werden, was über die Adressen der Industriebetriebe erfolgte. Von einigen Bundesländern wurde ein

Teil der Betriebe nicht namentlich gemeldet. Die Emissionen der „anonymen“ Betriebe wurden summiert und dem letzten Modellgebiet des jeweiligen Bundeslandes zugeordnet (FUCHS et al, 2008). Tabelle 2 enthält die Schwermetallemissionen von industriellen Direkteinleitern für Deutschland aggregiert für die Bilanzzeiträume 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005.

Tabelle 2: Schwermetallemissionen in kg/a von industriellen Direkteinleitern in Deutschland

in kg/a	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-1987 ¹	21.350	459.640	398.490	21.710	178.780	124.800	2.814.300
1993-1997 ²	730	33.170	31.100	230	28.940	20.670	192.410
1998-2002 ³	490	17.750	33.500	140	19.440	15.800	125.940
2003-2005 ⁴	570	19.090	29.160	130	16.240	14.350	118.210

¹ FUCHS et al. (2002), ² BÖHM et al. (2001), ³ FUCHS et al. (2002), ⁴ FUCHS et al. (2008)

Altbergbau

Bei ehemaligen Standorten zur Metallerzgewinnung können Oberflächengewässer auch nach der Einstellung von Bergbauaktivitäten durch abfließendes Wasser aus gefluteten Gräben oder durch Haldensickerwässer lokal erheblich mit Schwermetallen belastet werden. Die Konzentrationen sind in der Regel gering, auf Grund der großen Wassermengen können aber dennoch relevante Frachten aus diesem Eintragspfad entstehen.

Zur Erfassung der Emissionen aus dem Altbergbau wurde eine Abfrage zu den vorliegenden Informationen und Frachtdaten über das Umweltbundesamt bei den Bundesländern durchgeführt. Im Gegensatz zu früheren Abfragen (FUCHS et al., 2002) konnten deutlich mehr Einleitstellen (ca. 120) erfasst werden. Allerdings liegen nur für die Hälfte der gemeldeten Einleitstellen auch Frachtangaben vor. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die großen Einleitungen weitgehend berücksichtigt werden. In Tabelle 3 sind die bisher gemeldeten Frachten aus dem Altbergbau in die Oberflächengewässer von Deutschland dargestellt.

Tabelle 3: Erfasste Schwermetallemissionen von Altbergbaustandorten in Deutschland

in kg/a	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-2005	2.010	260	13.930	10	17.050	9.020	370.830

Bild 1 zeigt die Lage und Bedeutung der bisher erfassten Einleitstellen von Altbergbaustandorten am Beispiel des Metalls Cd. Bedeutende Einleitstellen liegen im Erzgebirge (Sachsen), im Osthaz (Sachsen-Anhalt) und in der Eifel (Nordrhein-Westfalen).

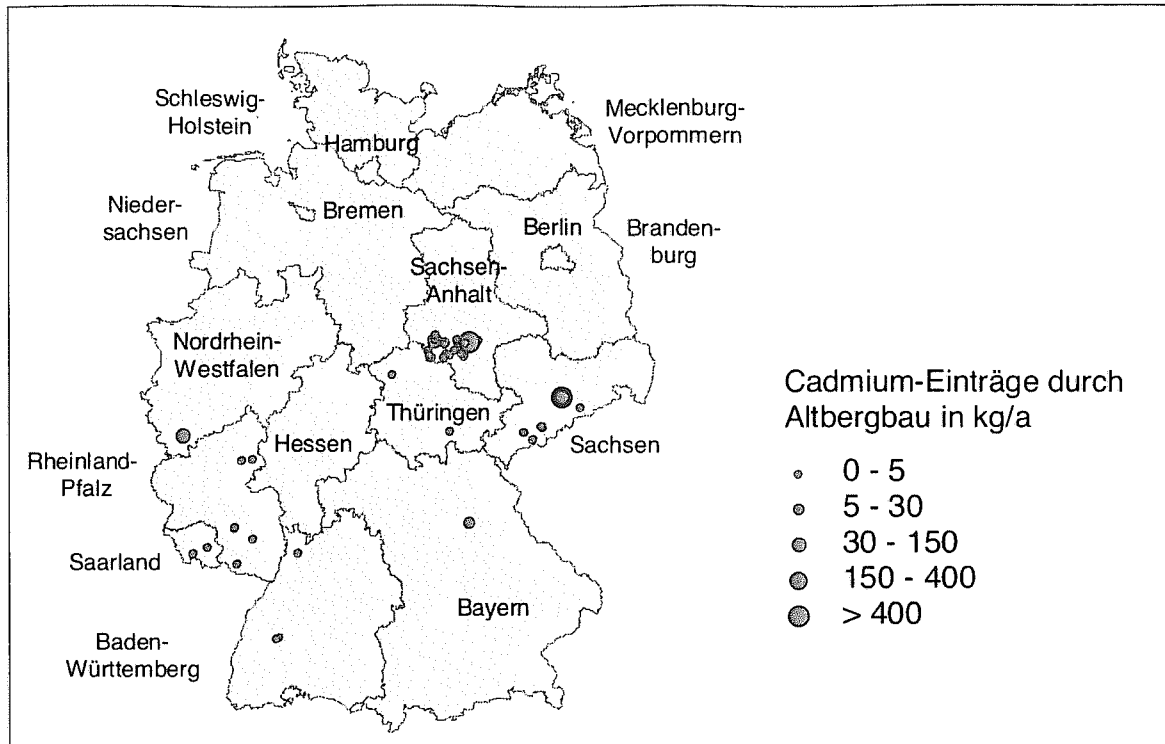


Bild 1: Lage und Emissionen der bisher erfassten Einleitstellen von Altbergbaustandorten für Cd in Deutschland

2.2 Diffuse Quellen

Für Schwermetalle werden die gleichen diffusen Quellen berücksichtigt wie für die Nährstoffe (vgl. VENOHR et al., 2008, MONERIS Teil II in diesem Band).

Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Im Rahmen des "Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe (EMEP)" wird vom Meteorological Synthesizing Center East (MSC-East, Moskau) die atmosphärische Deposition für die prioritären Schwermetalle Cd, Hg und Pb in einem 50 x 50 km Raster für Europa modelliert. Bisher konnten Daten von 1996-2004 berücksichtigt werden. Bild 2 zeigt die Depositionsraten für das Jahr 2004.

Vom Umweltbundesamt (BIEBER, 2007) wird die atmosphärische Deposition (bulk deposition) für Schwermetalle an zwei Messstellen in Deutschland (Waldhof, Niedersachsen und Deuselbach, Rheinland-Pfalz) beobachtet. Datenreihen liegen für Cd, Cu und Pb seit 1989 und für die anderen Metalle seit 1994/1995 vor. Aus den Jahresdepositionsraten beider Messstellen wurde jeweils ein Mittelwert für Deutschland gebildet. Die Depositionsraten für die älteren Zeiträume wurden aus der Literatur ergänzt. Dabei wurde bis zum Jahr 1989 zwischen Alten und Neuen Bundesländern unterschieden (vgl. FUCHS et al., 2002).

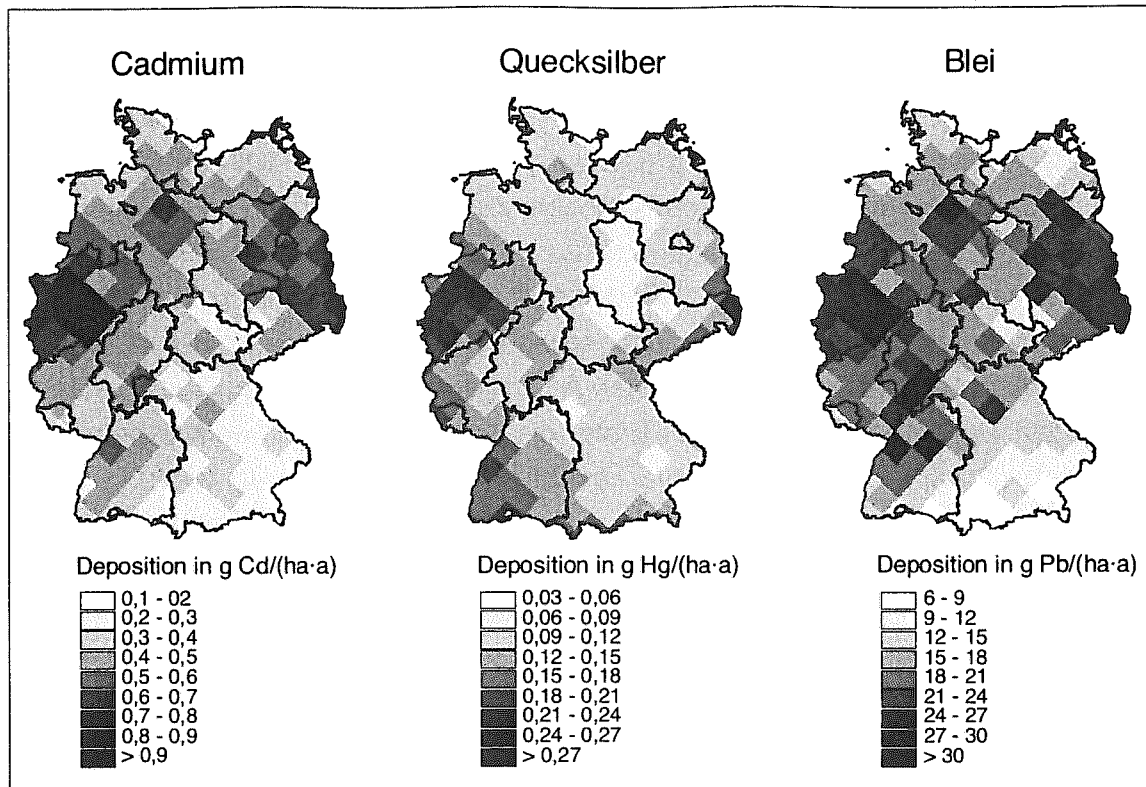


Bild 2: Depositionsraten für die Metalle Cd, Hg und Pb im Jahr 2004 (EMEP, 2007)

Für alle Metalle zeigt sich eine deutliche Verminderung der atmosphärischen Deposition von 1985-2005. Die größte Reduktion wurde im Osten Deutschlands erzielt. Hier wurden nach der Wiedervereinigung im Jahr 1990 zahlreiche veraltete Feuerungs- und Industrieanlagen stillgelegt bzw. auf den aktuellen Stand der Technik nachgerüstet.

Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen

Die in Folge von Starkregenereignissen von unbefestigten Flächen in die Oberflächen-gewässer gelangende Stofffracht wird auf zwei Eintragspfade aufgeteilt. Der Eintrags-pfad „Erosion“ umfasst den partikulären Anteil, während die gelöst transportierten An-teile in dem Eintragspfad „Oberflächenabfluss“ erfasst werden.

Messwerte zur Schwermetallkonzentration im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen liegen nicht vor. Ersatzweise wurden deshalb Konzentrationen im Nieder-schlag zu Grunde gelegt. Hierzu wurden Messwerte des Umweltbundesamtes von mehreren Messstellen in Deutschland verwendet (BIEBER, 2007). Daten zu älteren Zeiträumen wurden aus der Literatur ergänzt (vgl. FUCHS et al., 2002).

Erosion

Von der Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO, 2003) wurden Hintergrundwerte für Schwermetalle in Ackeroberböden auf Ebene der Bundesländer zusammengestellt. Je nach Bundesland wurden mehrere Werte in Abhängigkeit von den geologischen Gege-benheiten und/oder der Nutzungsintensität angegeben. Aus diesen Daten wurden mitt-

lere Gehalte für die Bundesländer bestimmt. Die Messwerte wurden überwiegend in den 1990er Jahren erhoben (LABO, 2003), weshalb sie als repräsentativ für das Bezugsjahr 1995 angenommen wurden. Infolge der atmosphärischen Deposition und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Düngung) kommt es langfristig zu einer Anreicherung der Schwermetalle in Ackeroberböden. Zur Berücksichtigung dieser Anreicherung über den gesamten betrachteten Zeitraum 1983–2005 wurde eine Bilanz der Ein- und Austräge in Ackeroberböden aufgestellt. Auf der Eintragsseite wurden die Düngung mit Mineral- und Wirtschaftsdünger sowie mit Klärschlamm und die atmosphärische Deposition bilanziert. Die wichtigsten Austragspfade für Schwermetalle im Ackeroberboden stellen der Entzug durch Ernte, die Auswaschung mit dem Sickerwasser und die Abschwemmung durch Oberflächenabfluss dar (FUCHS et al., 2002).

Auf Grund des bevorzugten Transportes von feinen Bodenpartikeln kommt es während des Erosionsprozesses zu einer Anreicherung feiner Kornklassen des in die Oberflächengewässer transportierten Sediments. Da Schwermetalle vermehrt an feine Kornklassen gebunden sind, reichern sich diese durch den Erosionsprozess ebenfalls an. Das Anreicherungsverhältnis (Enrichment Ratio, ER) wird durch das Verhältnis der Gehalte eines Stoffes im Erosionsgut und im Ackeroberboden beschrieben. Es wurde für 16 Einzugsgebiete aus verschiedenen Regionen in Deutschland anhand von Messwerten zum Schwermetallgehalt in Schwebstoffen und im Ackeroberboden bestimmt (FUCHS et al., 2002). Insbesondere für Cr sind die partikulären Gehalte in Gewässerschwebstoffen auf den Eintragspfad „Erosion“ zurück zu führen, da dieser Eintragspfad eine bedeutende Rolle spielt und Emissionen aus dem urbanen Bereich, die ebenfalls eine maßgebliche Quelle für partikuläre Stoffeinträge darstellen, für dieses Metall vernachlässigbar sind. Deshalb wurden die für Cr ermittelten Anreicherungsverhältnisse für alle Metalle zu Grunde gelegt. Die Variation des Anreicherungsverhältnisses kann in Abhängigkeit vom spezifischen Sedimenteintrag (SED) beschrieben werden und ist in Bild 3 dargestellt.

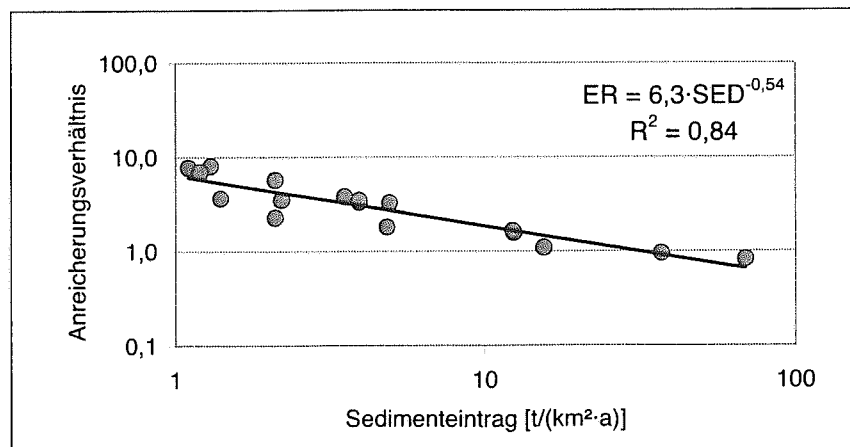


Bild 3: Korrelation zwischen dem Anreicherungsverhältnis (ER) für Cr und dem flächenspezifischen Sedimenteintrag (SED) für 16 Einzugsgebiete in Deutschland (FUCHS et al., 2002)

Für Deutschland ergibt sich ein mittleres Anreicherungsverhältnis von 1,3 für Schwermetalle, was im Bereich von Messungen an Hochwasserrückhaltebecken in Baden-Württemberg liegt (FUCHS & SCHWARZ, 2007).

Drainagen

Für die Quantifizierung der Emissionen aus Drainagen wurden Konzentrationen im Sickerwasser von landwirtschaftlichen Böden herangezogen. Im Rahmen eines UBA-Forschungsvorhabens wurden in Lysimeterversuchen insgesamt 340 Sickerwasserproben aus 16 Ackerböden von verschiedenen Standorten in Deutschland analysiert (BIELERT et al., 1999). Ein Vergleich der Medianwerte der Sickerwasserkonzentrationen der verschiedenen Böden ergab keinen einheitlichen Trend. Weder die Klassifikation nach der Bodenart noch nach dem Bodentyp zeigte ein spezifisches Verhalten, das über den natürlichen Schwankungsbereich hinausging. Für die Bilanzierung der Einträge aus Drainagen wurden die Medianwerte aller 340 Sickerwasserproben verwendet (Tabelle 4).

Tabelle 4: Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (BIELERT et al., 1999)

in $\mu\text{g/l}$	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-2005	0,14	4,60	4,00	<0,14 ¹	8,90	0,28	19,00

Grundwasser

Die Quantifizierung der Schwermetallemissionen durch Grundwasserzufluss basiert auf den Messwerten des Neuen Geochemischen Atlas von Deutschland (BIRKE et al., Stand 2007). Diese wurden überwiegend in Quellen von Fließgewässern 1. und 2. Ordnung bei Niedrigwasser (repräsentativ für den Basisabfluss) erhoben und beschreiben somit die Fracht, die tatsächlich durch Grundwasserzufluss in die Oberflächengewässer gelangt. Insgesamt wurden 954 Messstellen berücksichtigt. Von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, Außenstelle Berlin) konnte bisher der Median aller Messwerte zur Verfügung gestellt werden (Tabelle 5). Es kann angenommen werden, dass die großen Flussgebiete durch den Median hinreichend repräsentiert werden, da die Probenahmepunkte gleichmäßig in einer Rasterweite von 350-400 km² über Deutschland verteilt sind. Eine Regionalisierung der Daten kann erst nach Fertigstellung des Neuen Geochemischen Atlas erfolgen. Diese ist in Zukunft

¹ Für Hg lagen die gemessenen Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze, weshalb die halbe Bestimmungsgrenze als Konzentration für die Quantifizierung der Hg-Emissionen verwendet wurde. Die berechneten Frachten sind in diesem Fall jedoch mit hohen Unsicherheiten behaftet.

jedoch anzustreben, da die geogen bedingte Schwermetallbelastung lokal eine bedeutende Rolle spielen kann (FUCHS et al., 2007).

Tabelle 5: Schwermetallkonzentrationen im Quellwasser (BIRKE et al., Stand 2007)

in $\mu\text{g/l}$	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-2005	0,02	0,26	1,03	<0,01 ¹	3,39	0,11	3,00

Urbane Systeme

Hauptquellen für die Schwermetallbelastung des Niederschlagsabflusses von versiegelten urbanen Flächen sind die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr (Abrieb von Reifen, Bremsbelägen, Asphalt und Abgase), die Korrosion metallischer Oberflächen sowie Verunreinigungen versiegelter Areale (HILLENBRAND et al., 2005). Erfahrungen aus der Urbanhydrologie haben gezeigt, dass die von befestigten Flächen ab gespülten jährlichen Schadstofffrachten in erster Linie von der Schmutzstoffdeposition auf der Oberfläche und weniger von der Niederschlagsabflussmenge bestimmt werden (FUCHS et al., 2002). In MONERIS wird deshalb für die Quantifizierung der Emissionen von urbanen Systemen (Kanalisationen und nicht angeschlossene Haushalte) ein stoffspezifisches Schmutzstoffpotenzial für Siedlungsflächen verwendet (VENOHR et al., 2008, MONERIS Teil II in diesem Band). In der Literatur liegen in der Regel jedoch nur Messdaten zur Konzentration in Niederschlagsabflüssen vor. Unter Berücksichtigung der mittleren langjährigen (1983-2005) Niederschlagsabflussmenge in urbanen Gebieten und der an die Kanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche in Deutschland wurden aus Konzentrationsangaben Schmutzstoffpotenziale der Oberflächen rückgerechnet.

Zur Abbildung der zeitlichen Entwicklung wurde eine umfangreiche Literaturrecherche zu Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von befestigten Flächen aus Mitteleuropa durchgeführt. Bild 4 und Bild 5 zeigen am Beispiel der Metalle Cd, Pb, Cu und Zn die für die Einzeljahre gemittelten Konzentrationen von 1980 bis 2005.

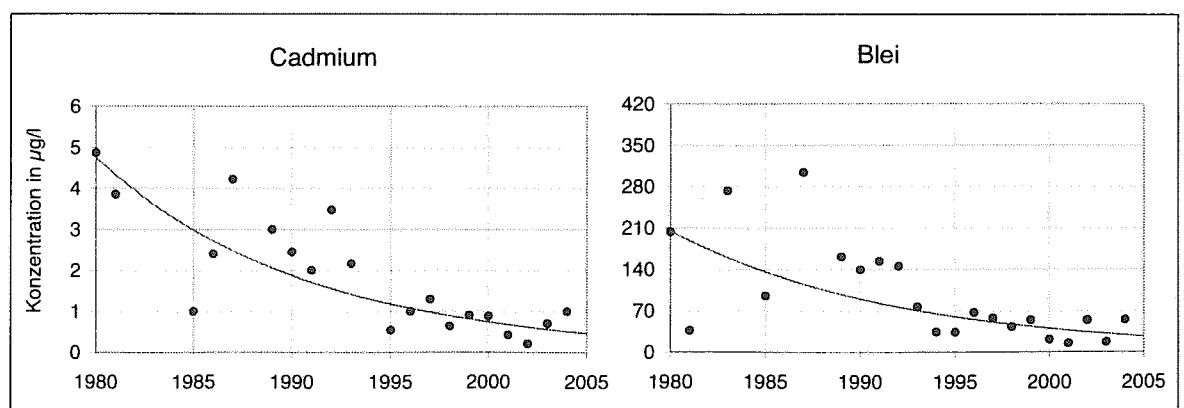


Bild 4: Konzentrationen im Niederschlagsabfluss für Cd und Pb von befestigten Flächen

Die Heterogenität der Probenahmestellen (Kanalisationen, Dachabflüsse, Straßenabflüsse etc.) und die Komplexität der Einflussgrößen wie z. B. die Dauer von Trocken- und Niederschlagsperioden führen zu einer großen Bandbreite der Ereigniskonzentrationen. Dennoch zeigt sich für die Metalle Cd und Pb ein deutlicher Abwärtstrend seit den 1980er Jahren (Bild 4). Für Cd gelten Verbrennungsprozesse, industrielle Emissionen in die Luft und der Verkehr als wichtigste Verschmutzungsquellen für befestigte Flächen. Die Verringerung der Emissionen in die Atmosphäre stellt somit die Hauptursache für die Reduzierung der gemessenen Konzentrationen im Niederschlagsabfluss dar (FUCHS et al., 2002). Für Pb wurde die Verminderung der Konzentrationen im Niederschlagsabfluss hauptsächlich durch den Einsatz von Pb-freien Kraftstoffen erzielt. Zudem wurden Pb-haltige Bauteile von Fahrzeugen in den letzten Jahren weitgehend substituiert (z. B. Auswuchtgewichte, HILLENBRAND et al., 2005).

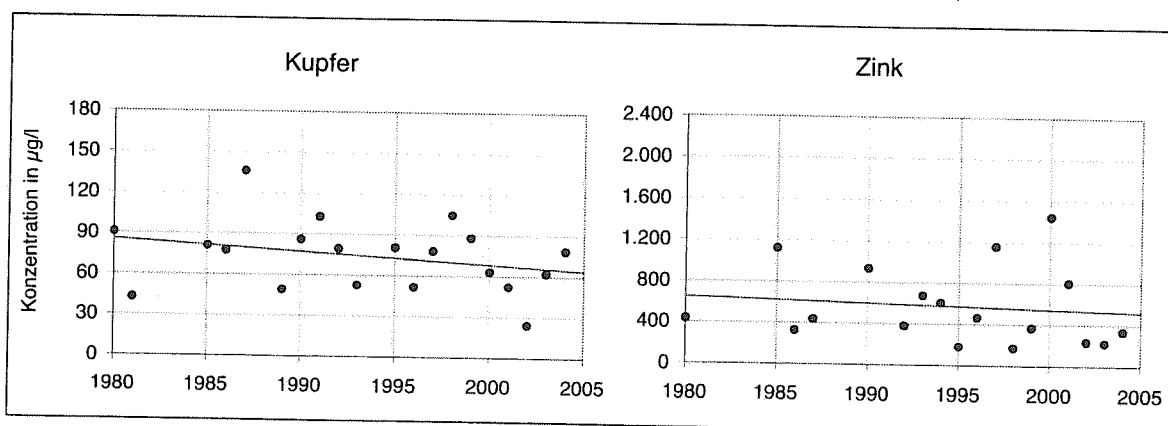


Bild 5: Konzentrationen im Niederschlagsabfluss für Cu und Zn von befestigten Flächen

Für Cu und Zn zeigt sich hingegen kaum eine Verminderung der Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von 1980 bis 2005 (Bild 5). Die Hauptquellen für die Freisetzung von Cu und Zn im urbanen Bereich stellen die Korrosion von metallischen Oberflächen (Dächer und Regenrinnen sowie verzinkte Produkte) und der Fahrzeugverkehr (Abrieb von Reifen und Bremsbelägen) dar (HILLENBRAND et al., 2005). Für beide Herkunftsbereiche fand während des betrachteten Zeitraums keine Verminderung der Emissionen statt. Die Verkehrsbelastung hat seit 1980 sogar zugenommen. Weiterhin wurde die Reduktion der Korrosionsraten von Metalloberflächen auf Grund der verminderten SO_2 - und NO_x -Konzentration im Niederschlag seit den 1980er Jahren durch den Zuwachs der exponierten Cu- und Zn-Flächen zu einem Großteil kompensiert (HILLENBRAND et al., 2005).

Für die Eintragspfade „Mischwasserüberläufe“, „Kanalsysteme ohne Anschluss an eine Kläranlage“ und „Haushalte ohne Anschluss“ werden neben den Emissionen von der versiegelten urbanen Fläche eine einwohnerspezifische Schwermetallabgabe sowie ein Beitrag von gewerblichen Flächen berücksichtigt (FUCHS et al., 2008).

3 Ergebnisse

Die Schwermetallemissionen wurden für alle betrachteten Einzeljahre (1983-2005) berechnet und anschließend zu 5-Jahreszeiträumen (1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005) aggregiert. In Tabelle 6 sind die gesamten resultierenden Emissionen sowie die punktförmigen und diffusen Anteile in die Oberflächengewässer von Deutschland für die Bilanzzeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 2003-2005 dargestellt. Bild 6 zeigt die relative Bedeutung aller Eintragspfade für die gleichen Perioden.

Tabelle 6: Gesamte Schwermetallemission und Reduktion sowie punktförmige und diffuse Anteile in die Oberflächengewässer von Deutschland für 1983-1987, 1993-1997 und 2003-2005

Metall	Emission in t/a			Reduktion in %	
	1983-1987	1993-1997	2003-2005	1985-1995	1985-2005
Punktförmige Eintragspfade					
Cd	30	6	4	-80	-86
Cr	577	91	43	-84	-93
Cu	572	179	134	-69	-77
Hg	25	2	1	-91	-95
Ni	337	134	86	-60	-75
Pb	198	67	42	-66	-79
Zn	4.184	1.280	936	-69	-78
Diffuse Eintragspfade					
Cd	33	9	5	-73	-85
Cr	281	239	205	-15	-27
Cu	479	401	320	-16	-33
Hg	6	3	2	-57	-74
Ni	562	463	390	-18	-31
Pb	778	324	220	-58	-72
Zn	2.956	2.210	1.791	-25	-39
Summe aller Eintragspfade					
Cd	63	15	9	-77	-85
Cr	858	329	248	-62	-71
Cu	1.051	579	454	-45	-57
Hg	31	5	3	-84	-91
Ni	899	597	476	-34	-47
Pb	975	392	262	-60	-73
Zn	7.141	3.490	2.727	-51	-62

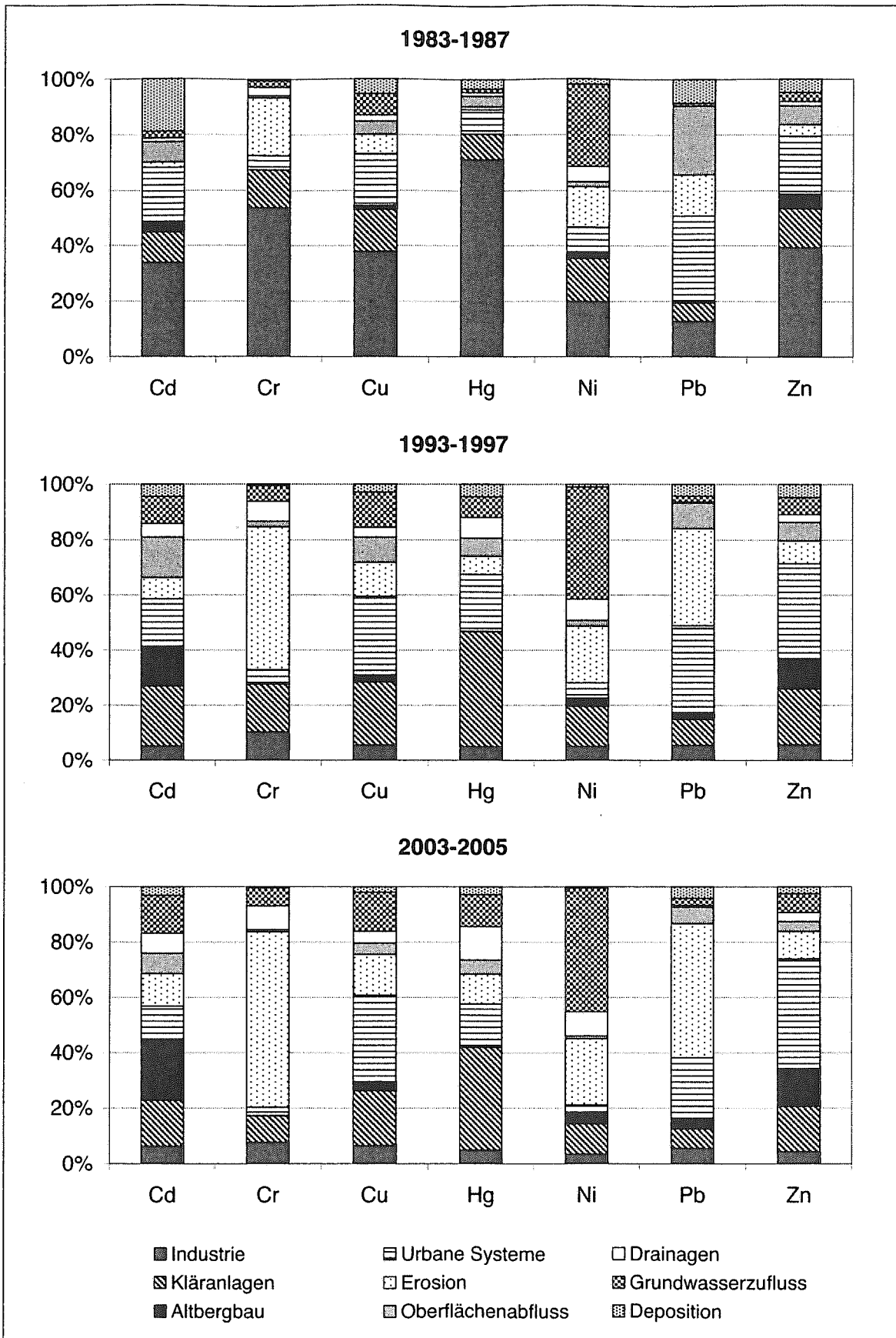


Bild 6: Relative Bedeutung der Eintragspfade für Schwermetalle in den Bilanzzeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 2003-2005

Für Deutschland zeigt sich ein starker Rückgang der Schwermetallemissionen von 1985 bis 2005, wobei ein Großteil der Reduktion bereits bis zur Mitte der 1990er Jahre stattgefunden hat (vgl. Tabelle 6). In Abhängigkeit von dem betrachteten Metall liegen die erreichten Emissionsminderungen bis 2005 zwischen 47 % für Ni und 91 % für Hg. Einen entscheidenden Anteil an dieser Umweltentlastung haben Maßnahmen im Bereich der Industrie, die im Rahmen der sich verschärfenden Wassergesetze durchgeführt wurden, aber vor allem der seit 1990 vollzogene massive Industrierückbau in den Neuen Ländern. Während im Bilanzzeitraum 1983-1987 ein Großteil der Emissionen von „industriellen Direkteinleitern“ verursacht wurde, ist deren Anteil seit den 1990er Jahren mit weniger als 10 % an den Gesamtemissionen von untergeordneter Bedeutung (vgl. Tabelle 2).

Auch für Emissionen aus „kommunalen Kläranlagen“ wurde eine bedeutende Minderung von 1985 bis 2005 erreicht, die zwischen 43 % für Cu und 80 % für Cr variiert. Als wichtigste Ursachen sind Maßnahmen im Bereich der Einzugsgebiete (Indirekteinleiter, Verminderung der Schwermetallkonzentration im Niederschlagsabfluss) sowie der Ausbau kommunaler Kläranlagen anzuführen. Durch die weitergehende Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen wurde auch der durchschnittliche Wirkungsgrad für Schwermetalle verbessert. Insbesondere die biologische Abwasserreinigung und die Phosphatfällung führen zu höheren Abscheidegraden für Schwermetalle (FUCHS et al., 2002). Im Bilanzzeitraum 1993-1997 stellen Emissionen aus kommunalen Kläranlagen den bedeutendsten punktförmigen Eintragspfad dar.

Die Emissionen aus dem „Altbergbau“ wurden über den gesamten betrachteten Zeitraum als konstant angenommen. Insbesondere für Cd und Zn ergibt sich im Bilanzzeitraum 2003-2005 ein nennenswerter Anteil von 22 % für Cd bzw. 14 % für Zn. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass die Emissionen aus diesem Bereich in der Realität höher sind, da noch nicht alle Einträge erfasst werden konnten (Abschnitt 2.1).

Durch den Rückgang der punktförmigen Emissionen wird seit der Mitte der 1990er Jahre ein Großteil der Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer von Deutschland durch diffuse Quellen verursacht. Bedeutende Eintragspfade sind „urbane Systeme“, „Erosion“ und „Grundwasserzufluss“.

Emissionen aus „urbanen Systemen“ stellen für Cu und Zn im Bilanzzeitraum 2003-2005 mit einem Anteil von 31 % für Cu bzw. 40 % für Zn den bedeutendsten Eintragspfad dar. Aber auch für Cd, Hg und Pb liegt der Anteil dieses Eintragspfades an den Gesamtemissionen in dem aktuellen Bilanzzeitraum über 10 %.

Für die Metalle Cr und Pb ist die „Erosion“ im Bilanzzeitraum 2003-2005 der größte Eintragspfad. Die Emissionen durch Erosion haben sich über den gesamten betrachteten Zeitraum nur geringfügig vermindert, wobei Änderungen in der Niederschlagsituation die Haupteinflussgröße darstellen. Die steigende Bedeutung dieses Eintragspfades

des ist somit auf die Verminderung der Emissionen aus anderen Eintragspfaden zurück zu führen.

Emissionen aus dem Eintragspfad „Grundwasserzufluss“ sind insbesondere für Ni von Bedeutung. Im Bilanzjahr 2003-2005 resultieren 45 % der Ni-Emissionen aus dem Grundwasser. Auch für diesen Eintragspfad wird die Änderung über den gesamten Zeitraum von 1985 bis 2005 maßgeblich von der Hydrologie beeinflusst.

Für die diffusen Eintragspfade variiert die berechnete Minderung über den gesamten betrachteten Zeitraum zwischen 27 % für Cr und 85 % für Cd. Generell lässt sich feststellen, dass die Hauptursache für eine Reduktion der diffusen Emissionen in der Abnahme der atmosphärischen Deposition begründet ist. Neben der direkten Verminderung der Emissionen durch „atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche“ kommt es ebenfalls zu einer Reduzierung der Emissionen durch „Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen“ und „urbanen Systemen“. Die Änderungen bei den Eintragspfaden „Erosion“, „Grundwasserzufluss“ und „Drainagen“ sind gering und lediglich durch die Variation des Niederschlagsabflusses begründet.

4 Schlussfolgerungen

Mit Abschluss dieses Forschungsvorhabens liegt ein Instrumentarium vor, das die Identifikation der wichtigsten Quellen und Belastungsschwerpunkte für Schwermetalle in größeren Flussgebieten ermöglicht und die Basis für weitere Analysen zur Formulierung zielführender, belastungsmindernder Maßnahmen bildet.

Im Rahmen der beiden UBA F+E-Vorhaben „Nährstoffe“ und „prioritäre Stoffe“ konnte insbesondere die Datenbasis für Grundlagendaten deutlich verbessert und in einer hohen räumlichen Auflösung bereit gestellt werden. Bezüglich der stofflichen Eingangsdaten für Schwermetalle ist jedoch festzuhalten, dass valide Messdaten nach wie vor nur begrenzt und nicht in der wünschenswerten räumlichen Auflösung zur Verfügung stehen. Schwermetalle werden häufig gemessen, um die Einhaltung von Grenzwerten zu überwachen. Dabei werden teilweise Analyseverfahren mit zu hohen Bestimmungsgrenzen verwendet, weshalb diese Daten für die Emissions- und Immissionsberechnung unbrauchbar sind. Insbesondere für die Metalle Cd und Hg sind die dargestellten Ergebnisse deshalb mit erhöhten Unsicherheiten behaftet.

Zielorientierte und an aktuelle Fragestellungen angepasste Monitoringprogramme unter definierten und vergleichbaren Bedingungen, die eine Übertragbarkeit der Messergebnisse gewährleisten, sind sowohl für die Wirksamkeitskontrolle von Maßnahmenpaketen als auch für die Emissionsberechnung in mittleren bis kleinen Einzugsgebieten unerlässlich.

5 Literaturverzeichnis

- BIEBER, E. (2007): Bereitstellung von Messwerten zur atmosphärischen Deposition. Umweltbundesamt, Außenstelle Langen.
- BIELERT, U.; HEINRICHS, H.; BECKER, K.-W. (1999): Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk/BbodSchV. UBA-Texte 86/99, Dessau.
- BIRKE, M.; RAUCH, U.; SIEWERS, U., KANTOR; W.; WEHNER, H.: Geochemischer Atlas (Stand 2007). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin. In Vorbereitung.
- BÖHM, E.; HILLENBRAND, T.; MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F.; SCHEMPP, C.; FUCHS, S.; SCHERER, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. UBA-Texte 29/01, Dessau.
- EMEP (2007): Bereitstellung von Modellergebnissen zur atmosphärischen Deposition. <http://www.msceast.org/>
- FUCHS, S. et al. (2008): Modell-basierte Quantifizierung und Internet-basierte Visualisierung der Einträge prioritärer Stoffe in die Flussgebiete Deutschlands. Endbericht zum UBA F+E Vorhaben FKZ 204 24 218. In Vorbereitung.
- FUCHS, S.; SCHERER, U.; HILLENBRAND, T.; MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F.; BEHRENDT, H.; OPITZ, D. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Texte 54/02, Dessau.
- FUCHS, S.; SCHWARZ, M. (2007): Ableitung bodenspezifischer Anreicherungsfaktoren zur Bestimmung des Phosphor- und Schwermetalleintrages in Oberflächengewässer durch Erosion. Abschlussbericht BWPLUS. Vorhabensnummer BWR 24017.
- FUCHS, S.; WANDER, R.; SCHERER, U. (2007) Relative Bedeutung der verschiedenen Zink-Emissionen für die regionalen Zinkkonzentrationen in deutschen Oberflächengewässern (FKZ 360 12 015). Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- HILLENBRAND, T.; TOUSSAINT, D.; BÖHM, E.; FUCHS, S.; SCHERER, U.; RUDOLPHI, A.; HOFFMANN, F. (2005): Einträge von Kupfer, Blei und Zink in Gewässer und Böden. UBA-Texte 19/05, Dessau.
- LABO, Länderarbeitsgemeinschaft Boden (2003): Tabellen der Hintergrundwerte für Böden. <http://www.labo-deutschland.de/pdf/LABO-HGW-Anhang.pdf>
- VENOHR, M.; BEHRENDT, H.; HIRT, U.; HOFMANN, J.; OPITZ, D.; SCHERER, U.; FUCHS, S.; WANDER, R. (2008): Modellierung von Einträgen, Retention und Frachten in Flusssystemen mit MONERIS - Teil II: Datengrundlage und Methodik. In diesem Band.

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG)
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
Universität Karlsruhe (TH)

**Stoffströme in Flussgebieten -
Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung**

Tagungsband der Karlsruher Flussgebietstage 2008

Herausgegeben von: Stephan Fuchs
 Susanne Fach
 Hermann H. Hahn

Universität Karlsruhe (TH)
Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe
Schriftenreihe SWW – Band 128 – Karlsruhe 2008

Stoffströme in Flussgebieten -

Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung

Tagungsband der Karlsruher Flussgebietstage 2008

S. Fuchs; S. Fach; H. H. Hahn (Hrsg.); Schriftenreihe SWW (Bd. 128)

Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe

ISBN 978-3-9811461-1-0

Alle Rechte vorbehalten

Satz: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
 Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
 Universität Karlsruhe (TH)

Druck: E&B printware, Digital- und Schnelldruck GmbH, 76131 Karlsruhe

Printed in Germany