Aqua Urbanica 2012, 08.05.2012, IFAT ENTSORGA München
Siedlungsentwässerung im Wandel
Copyright © 2012, Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Band 32, TU Kaiserslautern (2012), S. I1 – I22

Schweizweite Bilanzierung der Einträge von Mikroverunreinigungen aus Mischwasserentlastungen

Philipp Staufer und Christoph Ort

Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Überlandstrasse 133, CH – 8600 Dübendorf

Key-Words: Stoffflussanalyse, Pharmazeutika

1 Einleitung

Arzneimittel, deren Transformationsprodukte und viele andere Mikroverunreinigungen gelangen über verschiedene Wege in die Gewässer. Viele dieser Substanzen sind selbst in sehr geringen Konzentrationen wirksam. Daher wird befürchtet, dass sie sich negativ auf die aquatische Umwelt oder sogar die menschliche Gesundheit auswirken könnten [1]. Bereits wurden verschiedene Mikroverunreinigungen in relevanten Gewässerkonzentrationen nachgewiesen [1-4]. Obwohl Substanzen, die überwiegend im häuslichen Abwasser enthalten sind und grundsätzlich zu Kläranlagen geleitet werden, könnten Mischwasserentlastungen ein relevanter Eintragspfad sein. Aus Mischwasserüberläufen wird kanalisiertes Regenwasser gemeinsam mit häuslichem Abwasser direkt in die Umwelt freigesetzt. Diese Ereignisse treten zwar vergleichsweise selten auf, emittieren aber im Entlastungsfall grosse Abwassermengen. Es erscheint daher folgerichtig, diesen Eintragspfad genauer zu charakterisieren.

Ziel der Untersuchungen ist es, die Einträge von Mikroverunreinigungen aus Mischwasserentlastungen für die Schweiz zu quantifizieren. In diesem Artikel liegt der Fokus auf Substanzen aus dem häuslichen Abwas-

ser. Als Bilanzierungsraum werden die Mischsysteme der gesamten Schweiz betrachtet.

Hierzu wurde ein Stoffflussmodel für Mischwasserentlastungen erstellt, das die schweizerischen Verhältnisse abbildet. Grundlage ist die Formulierung der Wasserbilanz für das Mischsystem und die Berechnung der Mobilisierung von Substanzen im Einzugsgebiet. Die Berechnungsergebnisse sind mittlere jährliche Frachten. Die mittleren Jahresfrachten aus einem Worst-Case Szenario werden anschliessend Zielgrössen für die Gewässer gegenüber gestellt. Mit Hilfe der Monte-Carlo-Simulation ist es möglich, weitere Schlüsse über das Systemverhalten und über die Einordung des Worst-Case Szenarios zu ziehen.

2 Methoden

2.1 Urbane Wasserbilanz

2.1.1 Wasserbilanz im Mischsystem

Die Wasserbilanz weist aus, wie sich die Abflussvolumina innerhalb eines Mischsystems aufteilen. Abbildung 1 illustriert die vorhandenen Volumenströme bei Regenwetter. Im Einzelnen sind dies der Abfluss des häuslichen Abwassers und des Fremdwassers (Trockenwetterkomponenten), der Regenabfluss sowie der Entlastungsabfluss. Der Entlastungsabfluss gelangt direkt ins aufnehmende Gewässer. Der Rest wird zur Abwasserreinigungsanlage geführt. Um die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Entwässerungssystemen (z.B. Gemeinden) herzustellen, werden die jährlichen Abflüsse auf die reduzierte Fläche (A_{red})[1] bezogen[2].

---

[1] Im DWA-Arbeitsblatt A128 wird entsprechend von undurchlässiger Fläche (A_u) gesprochen

[2] Wenn ein Abfluss auf eine Fläche bezogen wird, wird allgemein von einer Abflussspende gesprochen [L/s/ha], z.B. Regenabflussspende

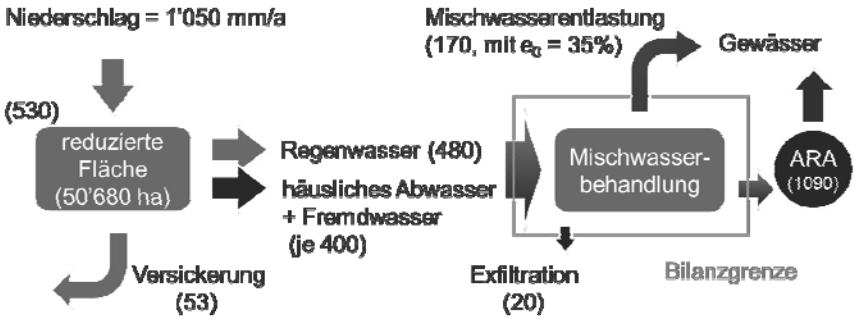

Abbildung 1: Vereinfachte Wasserbilanz für das Mischsystem in der Schweiz (Flüsse in Mio. m^3/a). Im Mischsystem wird das abfliessende Regenwasser gemeinsam mit dem häuslichen Abwasser und dem (unverschmutzen) Fremdwasser abgeleitet. Weil die Abwasserreinigungsanlage (ARA) nicht den gesamten Abfluss bewältigen kann, sind Entlastungsstellen und Speicher im Mischwassernetz angeordnet. Die Entlastungsrate (e_0) bezeichnet das entlastete Mischwasservolume bezogen auf den kanalisierten Regenabfluss. Technische Versickerungsanlagen vermindern das gesammelte Regenwasservolumen (siehe Text für Details)

***Regenwasser*:** Mit den Abflussbeiwerten (z.B. [5]) wird die Siedlungsfläche zu einer quasi undurchlässigen Fläche abgemindert. Die dafür genutzten Geoinformationen sind dem Landschaftsmodell [3] der Schweiz entnommen. Konzeptionell spricht man von der *reduzierten Fläche*. Das abfliessende Regenwasservolumen ergibt sich direkt aus der Jahresniederschlagshöhe und der reduzierten Fläche. Jedoch sind die Veränderungen durch die Modifizierung der Systeme[4] bei der Wasserbilanz zu berücksichtigen. Es liegen aber nur wenige Informationen über die Anzahl von Versickerungsanlagen vor, sodass diese Zahl geschätzt wird. Die Schätzung wird auf der statistischen Erhebung der Neubauten, die seit 1990 errichtet wurden, gegründet [6]. Der Anteil der befestigten Fläche, die an Versickerungsanlagen angeschlossen wurde (r_V), liegt zwischen 5 % und 15 %. Daher wird 10 % angenommen. Untersuchungen im Einzugsgebiet der Töss zeigten, dass lediglich bei 28 % der entwäs-

[3] Vektor25 „Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (JA100119)“

[4] Regenwasserbewirtschaftung: Durch den Vorrang der Versickerung vor der Ableitung werden zunehmend die Systeme modifiziert. Dadurch verändert sich die Wasserbilanz in den Städten allmählich.

serten Fläche eine technische Versickerung unter den örtlichen Gegebenheiten möglich wäre. In der Schweiz werden rund 70% der Flächen im Mischsystem entwässert [7]. Mit einer gesamten reduzierten Fläche von 72‘400 ha für die Schweiz im Misch- und Trennsystem, ergibt sich eine reduzierte Fläche von 50‘680 ha für das Mischsystem. Mit einer mittleren Niederschlagshöhe von 1‘050mm für das dicht besiedelte Mittelland berechnet sich der Regenabfluss im Mischsystem zu rund 480 Mio. m^3/a.

Häusliches Abwasser: Das häusliche Abwasser wird über die Einwohnerzahl (7.8 Mio. E) in den schweizerischen Gemeinden berechnet. Grundlage ist ein Abwasseranfall von 200 L/E/d. Die Exfiltration von häuslichem Abwasser in den Untergrund wurde zu 5.5%[5] angenommen [8]. Der kanalisierte Nettoabfluss des häuslichen Abwassers ist somit 380 Mio. m^3/a.

Fremdwasser: Die Infiltration von Grundwasser ist im Mischsystem die wichtigste Fremdwasserquelle. In Anlehnung an die Bemessung von Kanalisationsnetzen wird der Fremdwasseranfall zu 100% des häuslichen Abwasserabflusses angenommen (400 Mio. m^3/a).

Trockenwetterabfluss (Summe aus häuslichem Abwasser und Fremdwasser): Untersuchungen der Abflussverhältnisse an mehr als 200 ARAs zeigen eine gute Übereinstimmung mit einem personenbezogenen Abwasseranfall bei Trockenwetter von 400 L/E/d (Auswertung VSA Zahlen, Daten nicht veröffentlicht).

Regenwasserbehandlung in der Abwasserreinigungsanlage (ARA): Im Mischsystem haben ARA Kapazitäten, um bei Regenwetter zusätzliches Mischwasser zu behandeln. Bei vielen ARA ist die Regenwasserkapazität auf ein Mehrfaches des Trockenwetteranfalls ausgelegt. Massgebend ist dabei aber nicht der Trockenwetterabfluss im Jahresmittel. Für die hydraulische Belastung wird der 85%-Wert[6] zugrunde gelegt. Zusätzlich wird die Gemeindegrösse und der zu erwartende Spitzenabfluss berücksichtigt. Mit der jeweiligen Einwohnerdichte der 2‘520 Gemeinden, den Grundlagen für das häusliche Abwasser und für das Fremdwasser

---

[5] als arithmetischer Mittelwert aus der Spanne zwischen 1 und 11%

[6] Tagestrockenwetterabfluss, der an 85% der Tage unterschritten wird

lässt sich die Verteilung der Regenabflussspende nach DWA A-198[7] ermitteln, die von den ARAs aufgenommen werden kann [9]. Die Verteilung stellt Abbildung 2 dar. Der Median liegt bei rund 1.1 L/s/ha_{red}. Die Daten über die Gemeinden stammen aus der Infrastrukturdatenbank [10]. Für die schweizweite Betrachtung wird der Median von 1.1 L/s/ha_{red} genutzt.

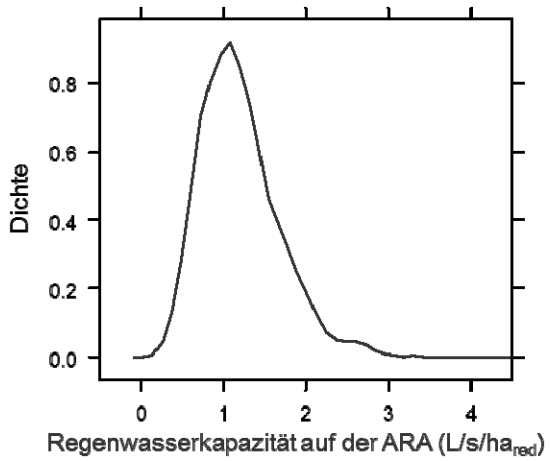

Abbildung 2: Verteilung der berechneten Regenabflussspenden in der ARA der schweizerischen Gemeinden basierend auf einem spezifischen Trockenwetterabfluss von 400 L/E/d und der Behandlungskapazität nach DWA- A198 [9] (siehe Text). Median: 1.1 l/s/ha_{red}; 95%-Perzentil: 2.0 L/s/ha_{red}; Standartabweichung: 0.5 L/S/ha_{red}.

2.1.2 Entlastungsvolumen

Die urbane Wasserbilanz im Mischsystem wird des Weiteren durch das vorhandene Volumen der Mischwasserbehandlung beeinflusst. Das Speichervolumen erhöht die Regenwassermenge, die verzögert zur ARA geleitet wird. Die gemeinsame Wirkung von der Regenwasserbehandlungskapazität in der ARA (qr) und des Speichervolumens (Vs) kann durch die Entlastungsrate (e_0) quantifiziert werden. Die Entlastungsrate ist das Verhältnis der entlasteten Mischwassermenge zum Vo-

[7] Im Arbeitsblatt der DWA A 198 sind die grundlegenden Gleichungen enthalten. Ebenso wird ein Vergleich zwischen der alten Anwendung des ATV-A131 von 1991 und den neuen Vorgaben im Hinblick auf den Mischwasserzufluss der ARA gezogen.

lumen des Regenabflusses, der ins Kanalnetz gelangt. Der Vergleich über die Entlastungsrate gründet nicht auf dem gesamten kanalisierten Abwasser, damit die Vergleichbarkeit mit dem Regenwasserkanal des Trennsystems einfach möglich ist. Die Entlastungsrate beschreibt ebenfalls indirekt das häusliche Abwasservolumen, das unbehandelt in ein Gewässer eingeleitet wird.

Erfahrungsgemäß resultieren Entlastungsraten von 25% bis 45% des abflusswirksamen Volumens, wenn ein spezifisches Speichervolumen von 20 bis 40 m^3/ha_{red} vorhanden ist [11]. Basierend auf dem vereinfachten Aufteilungsverfahren des Arbeitsblattes A 128, kann die Entlastungsrate aus Vs und qr ermittelt werden [12][8].

Im Kanton Bern beläuft sich der Median der spezifischen Regenbeckenvolumina auf 26 m^3/ha_{red} (log-normalverteilte Daten, Minimum 7 m^3/ha_{red}, Maximum 76 m^3/ha_{red}; Daten: [13]). Mit diesem Wert im Hintergrund berechnet sich die Entlastungsrate zu 35% (vgl. gelbe Pfeile in Abbildung 3). Mit einer Entlastungsrate von 35% berechnet sich das Entlastungsvolumen zu rund 170 Mio. m^3/a. Dieses Entlastungsvolumen entspricht einem Fünftel der kanalisierten Abwassermenge bestehend aus Regenwasser und häuslichem Abwasser bzw. 14%, wenn die gesamte kanalisierte Abwassermenge[9] zugrunde gelegt wird (vgl. Abbildung 4: die Kurvenschar rückt mit abnehmender Einwohnerdichte näher an den Wert von 3.5%).

In Abhängigkeit der lokalen Randbedingungen sind jedoch höhere, aber auch niedrigere Entlastungsraten als im Durchschnitt zu erwarten. Zu den Einflussgrössen gehören neben dem spezifischen Speichervolumen die Konzentrationszeit im Einzugsgebiet, dessen Grösse und Struktur. Da das Mischsystem mit einem Anteil von 70% überwiegt, ist räumlich eine grosse Variabilität dieser Einflussfaktoren anzunehmen. Der Wert von e_0 = 35% soll die mittleren Verhältnisse repräsentieren, um zwischen (i) den Vereinfachungen des Ansatzes, (ii) der Spannbreite der Systemgrössen in den Gemeinden und (iii) der Komplexität der Mischwasserbe-

---

[8] Die zugrundeliegenden Gleichungen des Nomograms sind im Anhang des Arbeitsblattes der DWA-A 128 enthalten.

[9] bestehend aus häuslichem Abwasser, Fremdwasser und Regenwasser

handlung auszugleichen. Dabei ist zu beachten, dass bei vielen Regenereignissen kein Mischwasser entlastet wird und bei Starkregen ein bedeutend höherer Anteil des Regenwassers. Im vorliegenden Fall ist zur stofflichen Bewertung der Mischwasserentlastungen der Anteil massgeblich, der die Menge des häuslichen Abwassers beschreibt, der über die Mischwasserentlastungen in die Gewässer gelangt.

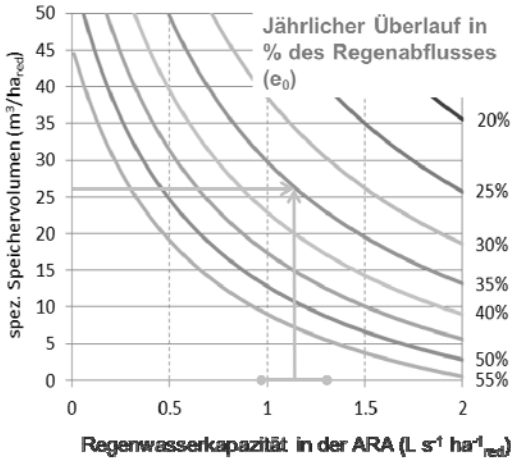

Abbildung 3: Jährlicher Überlauf in % des Regenabflusses (e_0) in Abhängigkeit von (i) der Regenwasserkapazität in der ARA und (ii) dem spez. Speichervolumen (m^3/ha_{red}) (Bild, [12], modifiziert; Annahmen siehe Text)

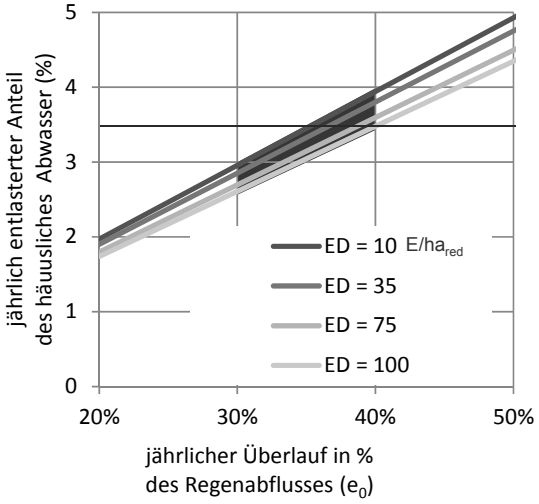

Abbildung 4: Entlasteter Anteil der Jahresmenge des häuslichen Abwassers (%) in Abhängigkeit von (i) der Einwohnerdichte (ED, d.h. spez. Abwasseranfall) und (ii) dem jährlichen Überlauf in % des Regenabflusses (e_0); rote Line: e_H = 3.5%, rote Fläche: möglicher Bereich für mittleren Wert (siehe Text für Erklärung).

2.1.3 Anteil des häuslichen Abwassers am Entlastungsvolumen

Für die Belastung der Gewässer durch Substanzen aus dem häuslichen Abwasser ist entscheidend, welche aus dem häuslichen Abwasser stammende Fracht entlastet wird. Der entlastete Anteil des häuslichen Abwassers wird im Weiteren auf die Jahresmenge des häuslichen Abwassers bezogen und als *entlasteter häuslicher Abwasseranteil (e_H)* bezeichnet. Maximal kann die Menge häusliches Abwasser abgeschlagen

werden, die gleichzeitig mit dem Regenabfluss abfliesst[10]. Wenn es beispielsweise während 10% der Zeit eines Jahres regnet (880 Stunden pro Jahr), können maximal 10% des häuslichen Abwassers über Mischwasserentlastungen das System verlassen. Die Speicherwirkung und die Abflussaufteilung zur ARA bewirken jedoch eine deutliche Reduktion, wie an der Entlastungsrate abgelesen werden kann. Der Anteil des häuslichen Abwassers am Entlastungsvolumen wird nachfolgend über eine Mischungsrechnung konservativ ermittelt. In die Berechnung des Mischungsfaktors *m* gehen das Regenabflussvolumen (V_R [m^3]), die Regendauer (RD [d]), das Volumen des Fremdwassers (V_F [m^3]) und das Volumen des häuslichen Abwassers (V_H [m^3]) ein. Mit

$$V_{H,RW} = \frac{RD}{365d} \cdot V_H \quad \text{und} \quad V_F = V_H$$

ist der dimensionslose Mischungsfaktor:

$$m = \frac{V_R + V_{H,RW} + V_{F,RW}}{V_{H,RW}} = 2 + \frac{V_R}{V_{H,RW}} .$$

Unter diesen Randbedingungen[11] ist in der Schweiz bei einer durchschnittlichen Regendauer von 880 Stunden pro Jahr (= 10% eines Jahres) der Mischungsfaktor 14. D.h. mit e_0 = 35%, einer Einwohnerdichte von 108 E/ha_{red} und RD = 36.5 d werden ca. 3.1% der Jahresmenge des häuslichen Abwassers über Mischwasserentlastungen direkt in die Gewässer abgeschlagen. Das Ergebnis verhält sich recht sensitiv im Hinblick auf die Parameter Entlastungsrate (e_0) und Regendauer (RD). Der Anteil des entlasteten häuslichen Abwassers (e_H) strebt bei e_0 = 35% und geringen Einwohnerdichten gegen den Wert von 3.5%, wie Abbildung 4 illustriert. Deswegen wird für die deterministische Berechnung des Worst-Case Szenarios im Weiteren e_H = 3.5% genutzt.

---

[10] Etwaige Prozesse wie Adsorption am Biofilm und Ablagerungen sowie Beiträge aus Drucksystemen werden nicht berücksichtigt.

[11] für Substanzen im häuslichen Abwasser

Tabelle 1: Quantifizierung der Stoff- und Quellenkombination häusliches Abwasser

Name	**Einsatzmenge CH**		**Anteil unverändert ausgeschieden**	**häusliches Abwasser**	**Eintrag ins Mischsystem (70%)**	**Zielwerte ZHK[4] /JDK[5] µg/L [1]**
	kg/a		(-)	kg/a	kg/a	
Atenolol	2‘233	[14] aus [1]	0.73	1‘630	1‘141	330 / 150 [6]
Azithromycin	401	[14] aus [1]	(1)	401	281	0.09 / 0.09 [6]
Carbamazepin[2]	4‘400	[15]		441	309	2’550 / 0.5 [6]
	3‘912	[16] aus [1]	0.1			
Diclofenac	5‘411		0.16	866	606	(700)[6]/ 0.05
Erythromycin	139	[14]	0.42	58	41	0.04 [6]
Ethinylöstradiol	158	[17]	0.28	44	31	--- / 0.00004
Ibuprofen	24‘047	[17]	0.3	7‘214	5‘050	23/ 0.3
Mefenaminsäure	21‘687	[14] aus [1]	(1)	21‘687	15‘181	40/ 4 [6]
Metoprolol	4‘381	[14] aus [1]	0.1	438	307	76/ 64 [6]
Sulfamethoxazol	2079	[17]	0.2	416	291	2.7/ 0.6 [6]
Trimethoprim[2]	520	[15]	0.5	260	182	1’100 / 60
NTA	116‘158	[18]	-	116‘158	81‘311	9’800 / 190 [6]
Benzotriazol	16‘000	[2]	-	16‘000	11‘200	120 / 30 [6]
Bisphenol A	1‘912	[1]	-	1‘912	1‘338	/1.5 [6]
Triclosan	7‘500	[19] [3]	-	7‘500	5‘250	0.05 [7] [4]

[1] aus Daten Zulauf Vorklärung aus Micropol 2 extrapoliert (unveröffentlicht), [2] Eingangsdaten Stoffflussmodell ARA [3] [3] Bevölkerungsäquivalente umgerechnet auf die Schweiz, [4] zulässige Höchstkonzentration;
[5] Jahresdurchschnittskonzentration,
[6] aus [1] s. a. http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege/index
[7] predicted no effect concentration (PNEC); in Klammern Transformation nicht bekannt

2.2 Verbrauchsmengen, Mobilisierung und Eintrag in die Kanalisation ausgewählter schmutzwasserbürtiger Abwasserinhaltsstoffe

Die Gruppe der schmutzwasserbürtigen Abwasserinhaltsstoffe enthält viele Haushalts- und Reinigungschemikalien sowie Arzneimittel. Der Massstab zur Frachtermittlung sind mittlere Trockenwetterfrachten. Diese werden

- aus der personenbezogenen Verkaufsmenge und einem Faktor für die Menge, die unverändert in die Kanalisation gelangt (Arzneimittel, Benzotriazol, Triclosan) oder
- gemessenen Konzentrationen und einem typischen mittleren Abwasseranfall (NTA, Bisphenol A)

berechnet. Eine Variation im Tagesgang wird nicht berücksichtigt. Wenn der Faktor für den Metabolismus nicht ermittelt werden konnte, wurde er zu Eins gesetzt. Tabelle 1 fasst diese Werte für 11 Arzneimittel und vier weitere Substanzen aus dem häuslichen Abwasser zusammen. Es wurden nur Stoffe ausgewählt, bei denen ein Zielwert auf Basis einer ökologischen Wirkung vorgeschlagen wurde.[12]

2.3 Worst-Case-Szenario zum Austrag über Mischwasserentlastungen

Die deterministische Berechnung basiert auf dem Austrag über Mischwasserentlastungen von 3.5% des jährlichen häuslichen Abwassers, das in die Mischwasserkanalisation gelangt. Wie eingangs erläutert, bildet sich ein Worst-Case Szenario für die durchschnittliche emittierte Jahresfracht.

2.4 Probabilistische Untersuchungen zum Austrag über Mischwasserentlastungen

Um die Bandbreite in der Wasserbilanz aufzuzeigen, wurde der Effekt einzelner Einflussgrössen der Wasserbilanz auf die mittleren jährlichen

---

[12] Weitere Informationen zu den Zielwertvorschlägen sind am Ökotoxzentrum verfügbar: http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege

Entlastungsfrachten analysiert. Um mittels Monte-Carlo-Simulation eine Verteilung der Erwartungswerte der Emissionen zu erhalten, sind vorab Annahmen über die Verteilung der Parameter zu treffen. Diese Annahmen beschreiben (bisweilen subjektiv) wie vertrauenswürdig bestimmte Annahmen einzuschätzen sind.

In dieser Monte-Carlo-Simulation werden sieben Gruppen von Parametern variiert. Alle Parameter werden mit einer Normalverteilung geschätzt bzw. variiert. Es werden 10‘000 Simulationen durchgeführt.

Weil sowohl das spez. Speichervolumen als auch die Trockenwetterabflussspende (über die Einwohnerdichte) verändert wird, wird die Aufnahmekapazität von Regenwasser in der ARA in jeder Simulation mit dem Zweifachen des Trockenwetteranfalls neu berechnet. Daher wird insbesondere die Entlastungsrate und der entlastete Anteil des häuslichen Abwasser in jeder Simulation aktualisiert (im Gegensatz zum deterministischen Berechnung, in der e_0 = 35% und e_H =3.5% ist).

Tabelle 2: Übersicht zu den Parametergruppen und der zugrundeliegende Verteilungen in der Monte-Carlo-Simulation.

	Verkaufsmenge	**unverändert ausgeschieden**	**Niederschlagshöhe**	**spez. Speichervolumen**	**reduzierte Fläche**	**Einwohnerzahl**	**Anteil Versickerung**
	VM	a_f	hn_a	Vs	A_{red}	EZ	r.v
	kg/a	-	mm	m^3/ha_{red}	ha_{red}	E	-
Mittelwert	stoffspezifisch		1‘050	26	72‘400	7‘800‘000	0.1
CV[2)]	20%	10%[1)]	10%	20%	10%	10%[3)]	10%

[1)] Mittelwert multipliziert mit dem Faktor a_f; untere Grenze 0, bzw. obere Grenze 1.
[2)] CV: Coefficient of variation (= Standardabweichung /Mittelwert)
[3)] Die Variation der Einwohnerzahl beschreibt die Unsicherheit des Trockenwetteranfalls.

2.5 Vergleich mit Zielwerten

Mit der Stoffflussanalyse werden die im Mittel aus Mischwasserentlastungen emittierten Jahresfrachten berechnet. Um den Beitrag auf nationaler Ebene aus dieser Quelle zu bewerten, werden die Frachten mit der maximalen jährlichen Dauerbelastung (MAL[13]) verglichen. Der Ansatz geht auf die US-amerikanischen Bestimmungen des *total maximum daily load* zurück (TMDL). Die MAL berechnet sich jeweils aus einem sub-

[13] MAL – maximum annual load

stanzspezifischen Zielwert (vgl. Tabelle 1) und der jährlichen Abflussmenge[14] der Schweiz. Die jährliche Abflussmenge von 53 Mrd. m^3/a wurde der Literatur entnommen [20]. Stoffspezifisch werden - soweit vorhanden - die Zielwerte für die Dauerbelastung (Jahresdurchschnittskonzentration) verwendet. Für die Bewertung des probabilistischen Ergebnisses wird der Median ins Verhältnis zur MAL gesetzt. Obwohl es sich bei Mischwasserentlastungen um kurzzeitige, pulsartige Immissionen handelt, erscheint der Vergleich mit den Durchschnittskonzentrationen gerechtfertigt, weil die über das gesamte Land verteilten Emissionen aggregiert werden. Die Prozesse innerhalb des Gewässernetzes, die stoffabhängig zu einer weiteren Reduktion der Frachten führen können, werden nicht berücksichtigt.

3 Ergebnisse der nationalen Stoffflussanalyse

3.1 Worst-Case-Szenario zum Austrag über Mischwasserentlastungen

Die deterministische Berechnung gibt Auskunft welche Jahresfrachten unter ungünstigen Bedingungen aus Mischwasserüberläufen zu erwarten sind. In Tabelle 3 werden die Ergebnisse der vereinfachten Modellrechnungen aufgeführt. Bei den meisten Substanzen, die betrachtet wurden, liegen die berechneten Frachten weit unterhalb der maximalen jährlichen Dauerbelastung (MAL), die auf den Zielwerten basiert. Von den Stoffen, die mehr als 1% der MAL beitragen, sind Ethinylöstradiol (46%) und Triclosan (7%) zu nennen.

3.2 Probabilistische Untersuchungen zum Austrag über Mischwasserentlastungen

3.2.1 Verteilung der Erwartungswerte in der urbanen Wasserbilanz

Den Berechnungen liegen verschiedene Annahmen zu Grunde. Dies betrifft insbesondere die Wasserbilanz und darin die Berechnungsgrössen

[14] natürliche und urbane Einzugsgebiete

e_0 und e_H. Aus der Monte-Carlo Simulation lassen sich die a posteriori Verteilungen dieser beiden Parameter analysieren. Die Wahrscheinlichkeitsdichteverteilungen sind in Abbildung 5 und Abbildung 6 dargestellt. Sie unterstreichen, dass der Vertrauensbereich der Erwartungswerte eine relativ weite Spanne aufweist. 95% der Werte um den Mittelwert liegen innerhalb der folgenden Intervalle:

- Entlastungsrate (e_0): 28.7% < e_0 < 47.5%
- Anteil entlastetes häusl. Abwasser (e_H): 2.5% < e_H < 4.2%.

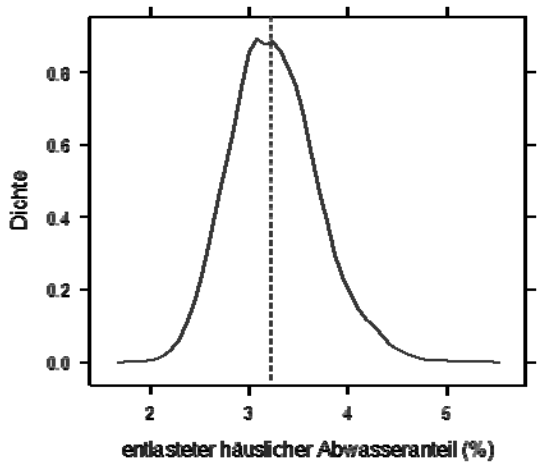

Abbildung 5: entlastete häusliches Abwasser als Teil der Jahresmenge (Wahrscheinlichkeitsdichteverteilung: Median: 3.2%, σ = 0.4%).

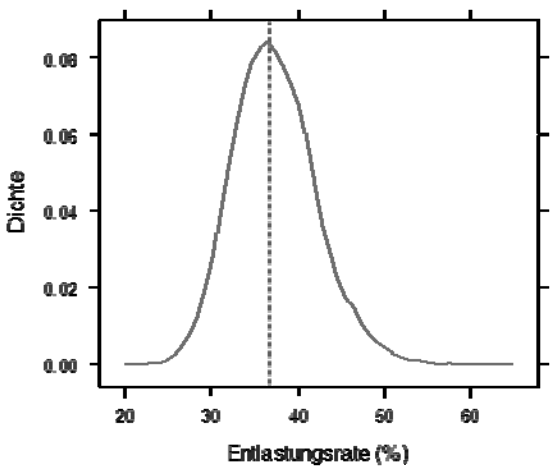

Abbildung 6: Entlastungsrate (e_0) (Wahrscheinlichkeitsdichteverteilung: Median: 37%, σ = 3%).

Tabelle 3: Ergebnisse zu den Modellrechnungen und berechnete Vergleichswerte als maximale jährliche Dauerbelastung (MAL)

Substanz	**determ. Ergebnis WCS**	**MAL**	**Probabilistisches Ergebnis**			
			Median	**σ**	**Anzahl L > MAL**	**Median/MAL**
	(kg/a)	(kg/a)	(kg/a)	(kg/a)	(-)	(%)
Atenolol	40	8’100’000	25	6	0	<< 1
Azithromycin	10	4’860	6	2	0	< 1
Carbamazepin	11	27’000	6	1	0	<< 1
Diclofenac	21	2’700	13	3	0	< 1
Erythromycin	1	2’160	0.87	0.23	0	<< 1
Ethinylöstradiol	1	2	0.67	0.17	0	34
Ibuprofen	177	16’200	109	28	0	< 1
Mefenaminsäure	531	216’000	327	84	0	< 1
Metoprolol	11	3’456’000	7	2	0	<< 1
Sulfamethoxazol	10	32’400	6	2	0	<< 1
Trimethoprim	6	3’240’000	4	1	0	<< 1
Triclosan	184	2’700	113	29	0	4
Benzotriazol	392	1’620’000	240	62	0	<< 1
Bisphenol A	47	795‘000	29	7	0	<< 1
NTA	2’846	10’260’000	1’751	447	0	<< 1

L: Fracht; MAL: maximale jährliche Dauerbelastung; σ: Standardabweichung, WCS: Worst-Case Szenario

3.2.2 Frachtberechnungen

Aus den 10‘000 Monte-Carlo-Simulationen lassen sich Aussagen zu den Unsicherheiten der Stoffflussanalyse und der Wahrscheinlichkeit kriti-

scher Jahre ableiten. Tabelle 3 stellt zur Monte-Carlo-Simulation (i) den jeweiligen Median, (ii) die Standardabweichung (σ), (iii) die Anzahl von Läufen, bei dem die Entlastungsfracht die MAL überschreitet, und (iv) den Anteil des Medians an der MAL zusammen. Erwartungsgemäss liegen die substanzspezifischen Mediane der Modellberechnungen unterhalb der MAL wie in der deterministischen Berechnung. Bei den meisten Substanzen wird der Anteil von 1% nicht überschritten. Die Ausnahmen sind wiederum Ethinylöstradiol (31 und Triclosan (4%). Des Weiteren ergibt die Analyse der berechneten Jahresfrachten[15], dass die MAL in keinem der Läufe erreicht wird.

Die kumulierten relativen Häufigkeitsverteilungen ermöglichen eine Beurteilung des Worst-Case Szenarios. Der Anteil der Simulationsläufe, der unterhalb des deterministischen Ergebnisses liegt, ist bei Ethinylöstradiol 95.8% und Triclosan 98.6%.

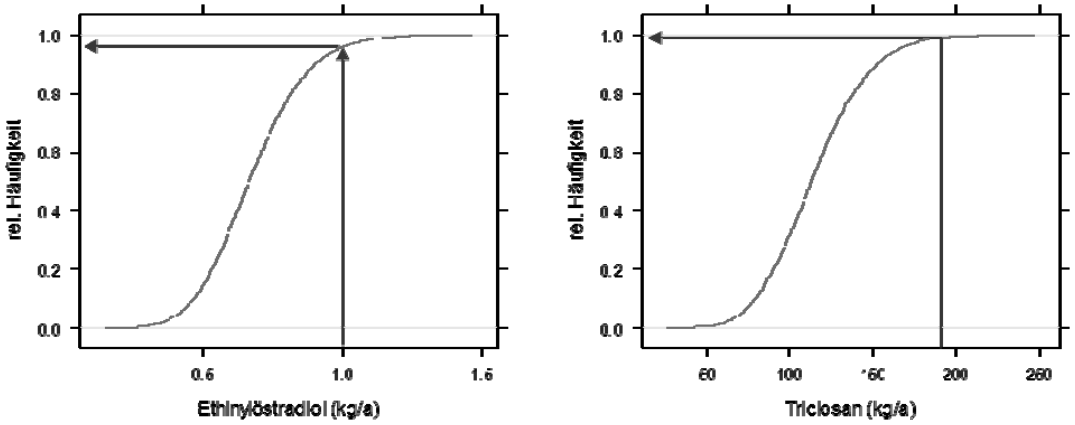

Abbildung 7: kumulierte relative Häufigkeitsverteilung der Ergebnisse zur Monte-Carlo-Simulation ausgewählter Stoffe (blau) im Vergleich zum Worst-Case-Szenario (rot).

[15] pro Substanz 10‘000 Werte

4 Diskussion

4.1 Grundannahmen des Worst-Case Szenarios

Mit der Monte-Carlo-Simulation lassen sich die Grundannahmen für das Worst-Case Szenario einordnen. Das 95%-Vertrauensintervall des entlasteten häuslichen Abwasseranteils liegt zwischen 2.5% und 4.2% (vgl. Abbildung 5). Das 95%-Vertrauensintervall der Entlastungsrate liegt zwischen 28.8% und 47.5%, wie Abbildung 6 zeigt. Während beim entlasten häuslichen Abwasseranteil der zugrundeliegende Wert im Worst-Case Szenario (e_H = 3.5%) sich innerhalb des vierten Quartils befindet, liegt die Entlastungsrate von 35% knapp unterhalb des Medians der Monte-Carlo-Simulation. Für die Belastung mit Stoffen aus dem häuslichen Abwasser ist der entlastete häusliche Abwasseranteil massgeblich. Folglich ist das Worst-Case Szenario als konservatives Szenario einzustufen, das aber nicht ausserhalb des Vertrauensintervalls der Erwartungswerte liegt.

4.2 Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation

Die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation fallen insgesamt weniger kritisch aus als das Worst-Case-Szenario. Die Unterschiede zwischen Median in der Monte-Carlo-Simulation auf der einen Seite und dem Ergebnis des Worst-Case Szenarios auf der anderen Seite sind jedoch nicht für alle Substanzen gleich. Der Unterschied ist am geringsten bei Erythromycin (13%). Es ist allerdings der einzige Wert der kleiner als 30% ist. Bei Carbamazepin (45%) ist der relative Unterschied mehr als dreimal so hoch. Der höhere Anteil des entlasteten häuslichen Abwassers kann nur teilweise die Diskrepanz erklären. Die e_H als Median der Monte-Carlo-Simulation fällt lediglich um 14% geringer aus als im Worst-Case-Szenario. Bei den Arzneimitteln ist zudem festzustellen, dass die Abweichungen zwischen Median und Worst-Case Szenario sowohl bei einem hohen als auch bei einem geringen Metabilismusfaktor[16] die

[16] Faktor, der den Anteil eines Arzneimittels beschreibt, der unverändert ausgeschieden wird

grössten Differenzen auftreten. Dieses Verhalten stammt zu einem weiteren Teil aus dem Modellmodul der Mobilisierung. Die Transferfaktoren besitzen ganz natürlich eine obere und eine untere Grenze. Hier ist es möglich, dass die Grenzen bei Null und Eins (Werte dürfen nicht negativ werden und kein zusätzlich Material produzieren), zu asymmetrisch verteilten Resultaten führen. Basis für die Parametervariation sind Normalverteilungen, die durch den Mittelwert und die Standardabweichung beschrieben wurden. Liegt nun ein Mittelwert nah an einer der Grenzen, ist es bei gegebener Standardabweichung möglich, dass ein Teil des Parameterraumes ausserhalb dieser Grenze liegt. Diese Werte sind nicht gültig und werden während der Monte-Carlo-Simulation verworfen. Diese Prozedur verändert die symmetrische Grundverteilung zu einer asymmetrischen Verteilung, aus der effektiv die Parameter ausgewählt werden. Diese Umbildung pflanzt sich anschliessend in die Ergebnisse fort. Substanzen mit niedrigen bzw. mit hohen Transferfaktoren sind am stärksten beeinflusst. Daher weicht der Median bei diesen Substanzen am weitesten von dem deterministischen Ergebnis ab.

4.3 Maximale jährliche Dauerbelastung

Als Vergleichsgrösse für die berechneten jährlichen Frachten aus Mischwasserentlastungen wurde die maximale jährliche Dauerbelastung eingeführt. Sie basiert auf der gesamten Abflussmenge der Schweiz und auf substanzspezifischen Zielwerten (nicht zu überschreitende Konzentration), die teilweise aus möglichen ökologischen Wirkungen abgeleitet wurden.

Bei den Einleitungen von Mischwasserentlastungen handelt es sich um pulsartige Belastungen. Für eine Aggregation dieser Vielzahl von Quellen und Pulsen ist der Vergleich mit der Jahresabflussmenge sicher angemessen, weil Jahresfrachten auf nationaler Ebene ermittelt werden sollten. Andere Untersuchungen ziehen zum Vergleich Niedrigwasserstände heran (z.B. für Abwasserreinigungsanlagen [3]). Sie nutzen allerdings auch eine höhere räumliche Auflösung, die weitere Information über die Aggregation der Substanzfrachten liefert. Diese räumliche Analyse ist unter den getroffen Annahmen für Mischwasserentlastungen (noch) nicht möglich.

4.4 Grenzen der Untersuchung

Der Rahmen der Untersuchung ist begrenzt auf die Quantifizierung der mittleren Frachten aus Mischwasserentlastungen in der Schweiz. Um die Berechnungsergebnisse in einen sinnvollen Kontext zu setzen, wurden die mittleren jährlichen Frachten mit einer Vergleichsgrösse (maximale jährliche Dauerbelastung) verglichen. Weil die Vergleichsgrösse den gesamten Jahresabfluss einbezieht, lassen die Ergebnisse jedoch keine direkten Rückschlüsse auf die tatsächliche Umweltrelevanz zu. Dieses grobe Verfahren kann kein Urteil über Wirkungen der Stoffe im Gewässer oder über die Relevanz der Substanzen in einzelnen Gewässerabschnitten fällen. Dies ist insbesondere dort wichtig, wo der stoffspezifische Zielwert auf Vorsorgewerten basiert oder ein saisonal geprägter Einsatz zu erwarten ist. Im konkreten Einzelfall sind die Emissionscharakteristika in eine umfassende Bewertung mit einzubeziehen. Die Emissionen aus Mischwasserentlastungen treten pulsartig und zeitlich begrenzt auf. Daher sind Frequenz der Ereignisse und tatsächlicher Gewässerabfluss von entscheidender Bedeutung. Beide Punkte können auf national aggregierter Ebene nicht beantwortet werden. Zur Lösung dieser Fragestellungen sind Berechnungen unter lokalen Randbedingungen durchzuführen.

Die Modellierung berücksichtigt keine Transformation der Stoffe innerhalb des Gewässernetzes. In einigen Seen übersteigen die hydraulischen Aufenthaltszeiten mehrere Wochen. Dadurch werden auch langsame Abbauprozesse relevant. Substanzspezifisch kann das erheblich Auswirkungen auf die zu erwartenden Gewässerkonzentrationen haben.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Mikroverunreinigungen wurden bereits vielfach in der Umwelt in relevanten Konzentrationen nachgewiesen [1-4]. Möglicherweise sind bei einzelnen Substanzen auch Wirkungen in der aquatischen Umwelt oder eine Beeinträchtigung der Trinkwasserressourcen nicht auszuschliessen. Aus Mischwasserentlastungen wird häusliches Abwasser (verdünnt mit Regenwasser) direkt in die Gewässer geleitet. Um die Relevanz dieser

Quelle in einen geeigneten Kontext zu setzen, wurde eine Massenflussanalyse durchgeführt. Die Massenflussanalyse basiert auf der urbanen Wasserbilanz für das Mischsystem sowie stoffspezifischer Informationen wie beispielsweise Verkaufsmenge und Transformation bei der Anwendung. Im Modell für die Substanzen aus dem häuslichen Abwasser wurden 16 Arzneimittel und vier weitere Substanzen untersucht. Die Massenflüsse wurden deterministisch in einem Worst-Case-Szenario und als Monte-Carlo-Simulation analysiert. Anschliessend wurden die berechneten mittleren jährlichen Frachten einer Vergleichsgrösse gegenübergestellt. Diese Vergleichsgrösse (maximale jährliche Dauerbelastung) wurde aus stoffspezifischen Zielwerten und der schweizweiten Jahresabflussmenge im Gewässer berechnet. Aus den Berechnungen lassen sich folgende Ergebnisse zusammenfassen:

- *Urbane Wasserbilanz:* Der grösste Teil des Wassers, das in die Mischkanalisation gelangt, wird über die ARA geleitet. Bezogen auf die verunreinigten Abwasseranteile (häusliches Abwasser und Regenwasser) wird etwa ein Fünftel der jährlichen kanalisierten Abwassermenge entlastet. Im Mittel ist das häusliche Abwasser im Entlastungsvolumenstrom um einen Faktor 14 mit Regenwasser verdünnt.
- *Worst-Case-Szenario (e_0 = 35%; e_H = 3.5%):* Die Substanzen, deren Emission durch Mischwasserentlastungen mehr als 1% der maximalen jährlichen Dauerbelastung betragen, sind Ethinylöstradiol (46%) und Triclosan (7%).
- *Monte-Carlo-Simulation:*
    - Aus der probabilistischen Untersuchung ergab sich ein Konfidenzintervall des Erwartungswertes (i) für die Entlastungsgrate (e_0) von 27.8% bis 47.5% und (ii) für den Anteil entlastetes häusliches Abwasser (e_H) von 2.5% bis 4.2%.
    - Aus dem Vergleich der berechneten mittleren Frachten (Median) zu der Vergleichsgrösse tragen im Modell Mischwasserentlastungen bei einigen Substanzen Frachten grösser als 1% der Zielgrösse bei. Dies sind Ethinylöstradiol (31%) und Triclosan (4%).
- *Grenzen der Untersuchungen:*

- Der numerische Vergleich über mittlere jährliche Frachten lässt noch keine Rückschlüsse auf die tatsächliche Umweltrelevanz zu.
- Die Modellierung berücksichtigt keine Transformation der Stoffe innerhalb des Gewässernetzes. Substanzspezifisch kann das erhebliche Auswirkungen auf die zu erwartenden Gewässerkonzentrationen haben.
- Die Emissionen aus Mischwasserentlastungen treten pulsartig und zeitlich begrenzt auf. Die Frachten, die in die einzelnen Gewässer kurzzeitig eingeleitet werden, sind daher um ein Vielfaches höher.

Weil die Emissionscharakteristik von Mischwasserentlastungen gerade durch kurzzeitige und pulsartige Ereignisse geprägt ist, sind die lokalen und räumlich disaggregierten Verhältnisse von Interesse. Geoinformationssysteme gepaart mit Langzeitsimulationen könnten daher in der Lage sein, lokale Randbedingungen, insbesondere kleiner Gewässer, zu analysieren.

Danksagung: Diese Studie ist Teil des vom Bundesamt für Umwelt beauftragten Projektes „Diffuse Mikroverunreinigungs-Emissionen aus Siedlungsgebieten“ (Dimes). Für die konstruktiven Gesprächsbeiträge danken die Autoren M. Schärer, C. Leu, I. Wittmer, C. Stamm und M. Maurer.

Literatur

[1] Götz, C. W., Kase, R., and Hollender, J., 2010, "Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser," Eawag, Dübendorf.

[2] Musolff, A., Leschik, S., Reinstorf, F., Strauch, G., and Schirmer, M., 2010, "Micropollutant Loads in the Urban Water Cycle," Environmental Science & Technology, 44(13), pp. 4877-4883.

[3] Ort, C., Hollender, J., Schaerer, M., and Siegrist, H., 2009, "Model-Based Evaluation of Reduction Strategies for Micropollutants from Wastewater Treatment Plants in Complex River Networks," Environmental Science & Technology, 43(9), pp. 3214-3220.

[4] Singer, H., Muller, S., Tixier, C., and Pillonel, L., 2002, "Triclosan: Occurrence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: Field measurements in wastewater treatment plants, surface waters, and lake sediments," Environmental Science & Technology, 36(23), pp. 4998-5004.

[5] DWA, 2004, "ATV-DVWK-M 165: Anforderungen an Niederschlag-Abfluss-Berechnungen in der Stadtentwässerung (Requirements for the Precipitation-Runnoff-Calculation for urban drainage)," Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (German Water Association), Hennef.

[6] BfS, 2009, "Gebäude- und Wohnungsstatistik 2009 (Housing and building statistics 2009)," http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/infothek/onlinedb/stattab.html.

[7] Brombach, H., Gruber, G., and Maurer, M., 2011, "Kanalisation - Status und quo vaids ? (Sewers - Status and quo vadis)," Aqua Urbanica 2011: Niederschlags- und Mischwasserbehandlung im urbanen Bereich, Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft TU Graz Bd. 62, Graz.

[8] Dohmann, M., 1999, Wassergefährdung durch undichte Kanäle Erfassung und Bewertung, Springer, Berlin.

[9] DWA, 2003, "ATV-DVWK-A 198: Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen," Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

[10] Maurer, M., Wolfram, M., and Anja, H., 2010, "Factors affecting economies of scale in combined sewer systems," Water science and technology, 62(1), pp. 36-41.

[11] Munz, W., 1984, "Wirkung von Regenbecken," Bundesamt für Umweltschutz (Hrsg).

[12] DWA, 1992, "ATV-A 128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen," Deutsche Vereinging für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

[13] Maurer, M., and Herlyn, A., 2006, "Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung," Eawag, Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Dübendorf.

[14] IMS-Health, 2009, "Zusammenstellung der Top 100 Wirkstoffe von Arzneimitteln für das Jahr 2009," IMS Health GmbH.

[15] Ort, C., Schaerer, M., Siegrist, H., and Hollender, J., 2009, "Belastungslage Mikroverunreinigungen in der Schweiz," Mikroverunreinigungen in den Gewässern, Bundesamt für Umwelt, Bern.

[16] IMS-Health, 2004, "Zusammenstellung der Top 100 Wirkstoffe von Arzneimitteln für das Jahr 2004," IMS-Health GmbH.

[17] Gälli, R., Ort, C., and Schärer, M., 2009, "Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung," Bundesamt für Umwelt, Bern.

[18] Welker, A., 2007, "Occurrence and fate of organic pollutants in combined sewer systems and possible impacts on receiving waters," Water science and technology, 56(10), pp. 141-148.

[19] UBA-Aut, 2010, "Fact-Sheet: Triclosan, Triclocarbon, Hexachlorophen," Umweltbundesamt Österreich, Wien.

[20] SVGW, 2012, "Wasserbilanz Schweiz," http://www.trinkwasser.ch/dt/html/download/pdf/wabilanz.pdf.

Korrespondenz an:

Philipp Staufer
eawag – aquatic research
Siedlungswasserwirtschaft
Ueberlandstr. 133
CH-8600 Dübendorf
Tel: +41 58 765 5271
Fax: +41 58 765 5389
Email: philipp.staufer@eawag.ch