

Auswirkungen von Strassenabwasser auf Oberflächengewässer

Gewässerökologische Beurteilung

Effets des eaux de chaussée sur les eaux de surface

Évaluation basée sur l'écologie des cours d'eaux

L'eau de chaussée survient par temps de pluie. Elle se compose d'un mélange de diverses substances (entre autres des métaux lourds et des hydrocarbures), qui peuvent se retrouver sous forme dissoute ou particulaire dans les eaux de surface, en fonction du mode d'écoulement des eaux. Les effets écologiques des eaux de chaussée (immissions) se manifestent sous forme hydraulique, morphologique, matérielle ou biologique, selon les circonstances et le cours d'eau. Des quantités élevées de polluants sont principalement associées à la fraction particulaire. A cause de ces dépôts de boue, des effets toxiques chroniques sont attendus, principalement pour les organismes filtrants, les habitants des sédiments et les consommateurs de sédiments fins.

Impact of Road Runoff on Surface Water

Water Ecology Assessment

Road runoff occurs when it rains. It consists of a mixture of different substances (e.g. heavy metals, hydrocarbons), which depending on the drainage system may either dissolved or partly make their way into surface water. The impact on the water ecology (immissions) manifests itself hydraulically, morphologically, materially or biologically depending on the conditions and type of water. High pollutant loads are predominantly associated with particles. These road sludge deposits are likely to have severe toxic effects on filter feeders, sediment populations and fine sediment feeders.

Joachim Hürlimann



Strassenabwasser fällt bei Regenwetter an. Es besteht aus einem Gemisch von verschiedenen Stoffen (u. a. Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe), die je nach Entwässerungsart gelöst oder partikulär in die Oberflächengewässer gelangen können. Die gewässerökologischen Auswirkungen (Immissionen) manifestieren sich je nach Gegebenheiten und Gewässertyp hydraulisch, morphologisch, stofflich oder biologisch. Hohe Schadstofffrachten sind mehrheitlich mit Partikeln assoziiert. Durch diese Strassenschlammablagerungen sind chronisch toxische Effekte eher bei Filtrierern, Sedimentbewohnern und Feinsedimentfressern zu erwarten.

1 Ausgangslage

Das Strassennetz der Schweiz besteht aus rund 1900 km Nationalstrassen, 18 000 km Kantonsstrassen und 50 000 km Gemeindestrassen [1]. Die Strassenfläche umfasst damit rund 82 000 ha, was etwa 2% der Landesfläche entspricht. Insgesamt wurden in der Schweiz im Jahr 2007 durch den motorisierten Individualverkehr rund 93 Milliarden Personenkilometer zurückgelegt, was in etwa 2,2 Millionen Erdumrundungen entspricht [2]. Aus topografischen Gründen befinden sich

Strassen oft in der Nähe eines Gewässers und beeinflussen dieses mit ihrer Entwässerung (Abb. 1, 2 und 3). Obwohl heute zur Behandlung des Strassenabwassers insbesondere bei stark befahrenen Strassen gemäss der Wegleitung des Bundes [3] Anstrengungen unternommen werden, dürfte noch ein Grossteil des abfliessenden Strassenabwassers unbehandelt in Oberflächengewässern fließen. Der Druck auf die

Gewässer wird sich bis ins Jahr 2030 aufgrund der prognostizierten Zunahme des motorisierten Individualverkehrs von bis zu 20 % (Basis Jahr 2000) noch erhöhen [2]. Im Rahmen einer Studie wurde eingeschätzt, welche gewässerökologischen Auswirkungen die Einleitung von unbehandeltem und stark verschmutztem Strassenabwasser haben kann [4]. Als Grundlage diente eine umfassende Literaturstudie

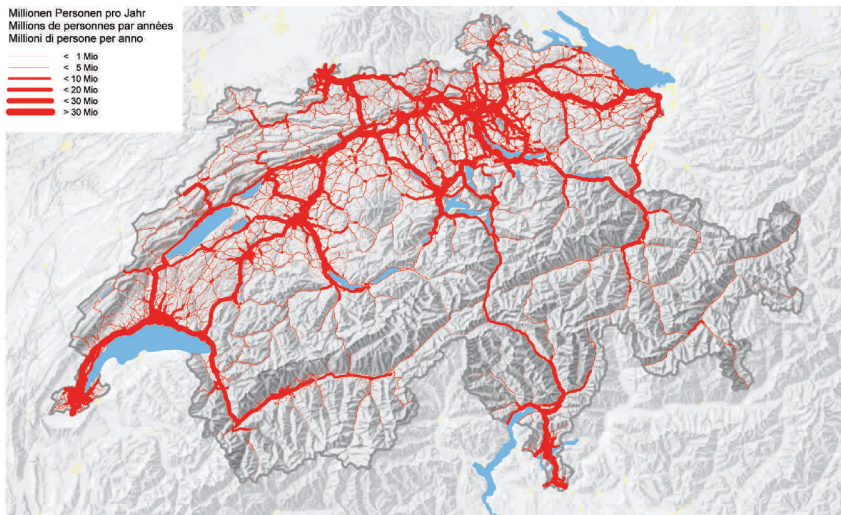


Abb. 1 Netzbelastung im Personenverkehr auf dem schweizerischen Strassennetz des Jahres 2008. Der Verkehr innerhalb der Gemeinden wurde in dieser Karte nicht berücksichtigt.
(Quelle: Verkehrsmodellierung VM-UVEK (ARE), INFOPLAN-ARE, BFS-GEOSTAT, swisstopo. © ARE)



Abb. 2 Strassen- und Gewässernetz im Raum Autobahnkreuz Wiggertal der A1/A2 bei Oftringen und Zofingen.
(Quelle: BAFU/swisstopo)



Abb. 3 Autobahnentwässerungen in unterschiedliche Gewässertypen.

Oben: Bach (Urtenen, A6, Foto: Elmar Scheiwiller)
Mitte: Flusstau (Limmat westlich von Oetwil a.d.L., A1)
Unten: Flachwasserzone (Lauerzersee, A4)

von insgesamt 220 nationalen und internationalen Arbeiten und Publikationen sowie eine Expertenbefragung mittels Fragebogens. 25 der 43 angeschriebenen Fachleute der Bereiche Gewässerschutz sowie Strassen- und Siedlungsentwässerung (Bund, Kantone, Universitäten, Hochschulen und Firmen) gaben eine Rückmeldung. Das Thema Strassenabwasser wird in der Literatur seit den 1970er-Jahren thematisiert, wobei es gehäuft erst seit den 1990er-Jahren auftritt.

2 Charakterisierung von Strassenabwasser

Im Strassenabwasser treten eine Vielzahl verschiedener Stoffe auf, wobei das saisonale Vorkommen sowie die Konzentrationen und

Frachten relativ stark variieren, da sie von unterschiedlichsten Quellen stammen und von zahlreichen Parametern beeinflusst werden können. Beeinflusst werden diese Emissionen u. a. durch Strassenzustand, Witterung, Regenintensität, Dauer der Trockenperiode vor dem Regenereignis, Verkehrsaufkommen und Schwerverkehr, Fahrverhalten, Fahrgeschwindigkeit, seitliche Barrieren (Standspuren, Wände), Verwehungen, Entwässerungssystem sowie Strassenlängs- und -quergefälle [5, 6]. Zudem gibt es verschiedene Stoffquellen. So kann Zink beispielsweise von Leitplanken, Autokomponenten, Reifenpartikeln, Bremsstäuben, Autoschmierstoffen oder auch durch atmosphärische Deposition auf die Fahrbahn gelangen.

Tabelle 1 gibt eine Übersicht jener Schmutzstoffe und deren Konzentrationsbereiche, die in Strassenabwasser bereits gemessen wurden. Daneben können aber auch eine Vielzahl weniger bekannter Stoffe – anthropogener und natürlicher Herkunft – vorkommen. Viele dieser Stoffe sind eher von kommunalem Abwasser bekannt wie nichtionische Tenside, Phytoesterole, Flammenschutzmittel, Holzschutzmittel und Antioxidantien [5]. Durch die stoffliche und hydraulische Dynamik während eines Regenereignisses, wie auch durch saisonale Unterschiede (z.B. Strassensalzung) sowie die Sprühverluste, erweist sich die qualitative und quantitative Charakterisierung des Strassenabwassers als schwierig.

Die Tabelle 1 beinhaltet Daten aus amerikanischen, schweizerischen, österreichischen und britischen Studien. Obwohl länderspezifische Unterschiede bei der Beschaffenheit von Strassenabwasser vorhanden sind, bewegen sich die Konzentrationen in der gleichen Bandbreite. Augenfällig ist die grosse Spannweite, in welchen die Konzentrationen auftreten können. So kann beispielsweise die Zinkkonzentration von wenigen µg/l bis gegen 2000 µg/l variieren.

3 Auswirkungen von Strassenabwasser-einleitungen auf Oberflächengewässer

Die Einleitung von verschmutztem Strassenabwasser kann im Gewässer je nach Gewässertyp, Gewässergrösse und Situation im Gewässer ganz unterschiedliche Effekte aufweisen. Grundsätzlich kann zwischen hydraulischen, morphologischen, stofflichen und biologischen Auswirkungen unterschieden werden, wobei es kurz- und langfristige Effekte gibt.

| Parameter | Nachweis | | | | | | | Anteil gelöst |
|-----------------------------|---|------|------|----------|----------|--------|--------|------------------|
| | Einheit | % | EM | Mini-mum | Maxi-mum | Median | Mittel | |
| Konventionell | Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) | mg/l | | 1.2 | 483 | 13.1 | 18.7 | |
| | Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅) ⁶ | mg/l | | 10 | 70 | 40 | | |
| | Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) ⁶ | mg/l | | 30 | 1500 | 100 | | |
| | pH-Wert | pH | | 4.47 | 10.1 | 7 | 7.1 | |
| | Total gelöste Stoffe (TDS) | mg/l | | 3.7 | 1800 | 60.3 | 87.3 | |
| | Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) | mg/l | | 1.6 | 530 | 15.3 | 21.8 | |
| | Gesamte ungelöste Stoffe (GUS, TSS) | mg/l | | 1 | 2988 | 59.1 | 112.7 | |
| Kohlenwasserstoffe | Kohlenwasserstoffindex (C ₁₀ -C ₄₀) ⁴ | µg/l | | | | | 293 | |
| | Benzol ³ | µg/l | 0.21 | | | | | |
| | Toluol ³ | µg/l | 0.37 | | | | | |
| | Ethylbenzol ³ | µg/l | 0.15 | | | | | |
| | m- und p-Xylol ³ | µg/l | 0.39 | | | | | |
| | o-Xylol ³ | µg/l | 0.24 | | | | | |
| | Isopropylbenzol ³ | µg/l | 0.02 | | | | | |
| Metalle | MTBE (Methyl-tert-butylether) ^{3,5} | µg/l | | 0.13 | 0.21 | | | |
| | Aluminium (Al), total ³ | µg/l | | 9000 | | | | |
| | Arsen (As), total | µg/l | 62% | | 0.5 | 70 | 1.1 | 2.7 |
| | Bor (B), total ³ | µg/l | | 80 | | | | 30 - 60% |
| | Barium (Ba), total ³ | µg/l | | 200 | | | | |
| | Cadmium (Cd), total | µg/l | 76% | | 0.2 | 30 | 0.44 | 0.73 |
| | Cobalt (Co), total ⁴ | µg/l | | | 2.5 | 15 | | 30% |
| | Chrom (Cr), total | µg/l | 97% | | 1 | 94 | 5.8 | 8.6 |
| | Kupfer (Cu), total | µg/l | 100% | | 1.2 | 270 | 21.1 | 33.5 |
| | Eisen (Fe), total ^{2,3,4} | µg/l | | | 791 | 22000 | | 50% |
| | Quecksilber (Hg), total | µg/l | 39% | | 0.0078 | 0.16 | 0.026 | 0.0367 |
| | Mangan (Mn), total ^{2,3} | µg/l | | | 100 | 1500 | | |
| | Molybdän (Mo), total ^{2,3} | µg/l | | | 1 | 32 | | |
| | Nickel (Ni), total | µg/l | 95% | | 1.1 | 130 | 7.7 | 11.2 |
| | Blei (Pb), total ^{1,2,3,4,5} | µg/l | | | 1 | 200 | | 15 |
| | Palladium (Pd), total ⁷ | µg/l | 30% | | | 7 | | 0.38 |
| | Platin (Pt), total ⁷ | µg/l | 3% | | | 120 | | 4 |
| | Rubidium (Rb), total ³ | µg/l | | 10 | | | | |
| | Antimon (Sb), total ^{1,2} | µg/l | | | 1.5 | 48 | 11 | 13 |
| | Titan (Ti), total ³ | µg/l | | 4 | | | | |
| | Vanadium (V), total ^{2,3} | µg/l | | | 6 | 58 | | |
| | Zink (Zn), total | µg/l | 100% | | 5.5 | 1'680 | 111.2 | 187.1 |
| Nährstoffe | Brom (Br), total ⁴ | µg/l | | 30 | | | | |
| | Ammonium (NH ₄ -N) | mg/l | 100% | | 0.33 | 3.9 | 0.77 | 1.08 |
| | Nitrat (NO ₃ -N) | mg/l | 90% | | 0.011 | 48 | 0.6 | 1.07 |
| | Nitrit (NO ₂ -N) ¹ | mg/l | | 0.06 | | | | |
| | Ortho-Phosphat (PO ₄ -P), gelöst | mg/l | 64% | | 0.014 | 204 | 0.06 | 0.11 |
| | Gesamtphosphor (P), total | mg/l | 89% | | 0.03 | 4.69 | 0.18 | 0.29 |
| | Sulfat (SO ₄) ² | mg/l | | | 23 | 52 | | |
| | Kjeldahl-Stickstoff (TKN) | mg/l | 94% | | 0.1 | 17.7 | 1.4 | 2.06 |
| PAK ^{3,5,7} | | µg/l | | | 1.4 | 10 | | |
| Anilin ¹ | | µg/l | | | | | | |
| Benzothiazol ¹ | | µg/l | | | | | | |
| Cyclohexylamin ¹ | | µg/l | | | | | | |

Tab. 1 Schmutzstoffe im Strassenabwasser stark befahrener Strassen.

Statistische Zusammenfassung von staatsweiten Daten von Autobahnanlagen (2000–2003). California Department of Transportation [7]: Discharge Characterization – Study Report. Verändert und ergänzt mit: ¹Scheiwiller, E. [6]; ²Umweltinstitut Vorarlberg [8]; ³Parriaux A. et al. [9]; ⁴Steiner, M.; Goose, P. [10]; ⁵Langbein, S. et al. [11]. ⁶Herrera Environmental Consultants [12]; ⁷Crabtree et al. [13].

Legende: % = Auftretenswahrscheinlichkeit in den Proben; EM = Einzelmessungen oder nicht näher definierte Messungen, PAK (polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe).

Anmerkung: In der Studie vom California Department of Transportation (2003) [7] werden sehr hohe Bleikonzentrationen erwähnt. Da in der Schweiz solche Konzentrationen in neueren Studien nicht bestätigt werden konnten, wurden die hohen amerikanischen Konzentrationen nicht berücksichtigt.

3.1 Hydraulische Auswirkungen

Die gewässerökologischen Auswirkungen einer hydraulischen Belastung durch die Einleitung von Strassenabwasser sind vielfältig und stark abhängig von der Gewässerart (stehend oder fliessend), der Gewässergrösse und vom morphologischen Gewässerzustand. Die häufige Einleitung von Strassenabwasser kann das natürliche Abflussregime insbesondere von kleineren Fliessgewässern verändern und öfters zu Hochwasserspitzen führen. Zudem besteht die Gefahr, dass hydraulische Belastungen die Zahl der Abflüsse mit Geschiebetrieb atypisch erhöhen, was morphologische Veränderungen im Gewässer sowie eine Verarmung der Lebensgemeinschaften bedingen kann. Kurzlebige Pionierarten werden gefördert und die Individuendichte nimmt ab. Die Einleitmenge an Strassenabwasser sollte daher unter Berücksichtigung des Hochwasserswellenwertes von 60 % des einjährigen Hochwasserabflusses (HQ_1) erfolgen, da ab diesem Abfluss in etwa Geschiebetrieb ausgelöst werden kann [14].

3.2 Morphologische Auswirkungen

Morphologische Auswirkungen durch die Einleitung von Strassenabwasser zeigen sich im Gewässer hauptsächlich in Form von Verschlammung, Erosion, Auflandungen und Umlagerung von Feinsedimenten (Abb. 4). Feinsedimentablagerungen können zur Verstopfung der Gewässersohle (Kolmation) führen. Dies kann negative Auswirkungen auf die Qualität und Beschaffenheit des Lebensraumes «Interstitial» und damit auf die Organismen (v.a. Fauna) haben, wie auch generell auf den hydrologischen Austausch mit dem Grundwasser. Solche Ablagerungen müs-

sen verhindert werden, denn gemäss Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung (GSchV), darf sich infolge Abwassereinleitungen im Gewässer kein Schlamm bilden.

3.3 Chemische und physikalische Auswirkungen

Die *Wassertemperatur* ist ein entscheidender Faktor bei vielen biologischen Prozessen. Sie kann im Gewässer infolge Einleitung von Strassenabwasser z.B. während eines Sommergewitters erhöht werden. Gemäss Anhang 2 GSchV darf die Temperatur eines Fliessgewässers durch Wärmeeintrag gegenüber dem möglichst unbeeinflussten Zustand um höchstens 3°C , in Gewässerabschnitten der Forellenregion um höchstens $1,5^\circ\text{C}$, verändert werden; dabei darf die Wassertemperatur 25°C nicht übersteigen. Diese Anforderungen gelten nach weitgehender Durchmischung. Im sommerkalten Grienbach ZG (Q_{347} ca. $< 10 \text{ l/s}$) stieg die Wassertemperatur infolge Einleitung von Strassenabwasser um maximal 3°C an (Maximaltemperatur $20,4^\circ\text{C}$ basierend auf Online-Messungen während 8 Monaten). Die Zeit mit einer Erwärmung von mehr als $1,5^\circ\text{C}$ dauerte vier Stunden [15]. Erfahrungsgemäss ist eine durch Strassenabwasser bedingte Temperaturerhöhung von kurzer Dauer (Stunden) und dürfte für Flora und Fauna in den meisten Fällen unproblematisch sein [16]. Einzig Organismen von ganzjährig kühlen Gewässern (Quellaufstösse, Giessen, sommerkalte Bäche) dürften sensibel auf solche Temperaturerhöhungen reagieren.

Im Winterhalbjahr vermag die Strassensalzung den *Ionengehalt* (gemessen als elektrische Leitfähigkeit) von kleineren Gewässern stark zu beeinflussen. Messungen zeigten, dass die grösste Salzfracht

ganz zu Beginn eines Regens abfließt; dies bei schon geringen Niederschlagsmengen. Im Grienbach ZG (Q_{347} ca. $< 10 \text{ l/s}$, Leitfähigkeit bei Trockenwetter um $500 \mu\text{S/cm}$) wurden im Winter aufgrund der oben erwähnten Online-Messungen Leitfähigkeiten von $> 2500 \mu\text{S/cm}$ festgestellt [15]. Insgesamt veränderte die Strassensalzung den Ionengehalt des Grienbaches während Wochen massiv.

Chlorid wirkt sich grundsätzlich auf alle Kiemenatmer aus, weil die Ionen- und Osmoregulation gestört wird. Inwieweit sich aber nur kurzfristig erhöhte Chloridkonzentrationen und damit ein erhöhter Ionengehalt (v.a. Win-



Abb. 4 Verschiedene Ablagerungen von Feinsedimenten aus der Strassentwässerung.

terhalbjahr) auf aquatische Organismen auswirken, ist unklar. Wiederkehrende impulsartige Belastungen bedeuten für Einzeller und Mehrzeller mit geringer Differenzierung und Spezialisierung der Zellen einen physiologischen Stress. Aufgrund von Angaben im BAFU Modul Chemie [17] sind Chloridkonzentrationen $> 200 \text{ mg/l}$ toxisch für Pflanzen, insbesondere Algen. Bei den Fischen, insbesondere Salmoniden, ist die Nitrittoxizität umso geringer, je höher die Chloridkonzentration ist. Die Einleitung von Strassenabwasser kann zumindest kurzfristig zu erhöhten Schadstoffkonzentrationen im Wasser und langfristig zu erhöhten Schadstoffgehalten in Sedimenten führen. Gemäss *Ochsenbein* und *Scheiwiller* [18] überschreiten *Schwermetalle* wie Zink, Kupfer und Blei in der Urtenen BE bei mittleren bis grösseren Regenereignissen oft die numerischen Anforderungen für Fliessgewässer gemäss Anhang 2 GSchV.

Die GSchV stellt keine expliziten Anforderungen an die Einleitung von Strassenabwasser in Gewässer. Anhang 3.3 GSchV hält fest, dass die Anforderungen an die Einleitung aufgrund der Beschaffenheit des Abwassers, des Standes der Technik und des Zustandes des Gewässers im Einzelfall festgelegt werden müssen. Im Anhang 2 GSchV befinden sich – neben verbalen Anforderungen – auch numerische Anforderungen an die Wasserqualität oberirdischer Gewässer, die *nach weitgehender Durchmischung* des eingeleiteten Abwassers im Gewässer gelten. Sie basieren auf ökotoxikologischen Untersuchungen. Die *Abbildung 5* setzt diese numerischen Anforderungen in Bezug zu den auftretenden Schadstoffkonzentrationen im Strassenabwasser stark befahrener Strassen. Daraus ist ersichtlich, dass Strassenabwasser grundsätzlich das Potenzial hat, Gewässer zu verschmutzen und deshalb, sofern es in ein Gewässer eingeleitet wird, behandelt werden muss. Die Mittelwertkonzentrationen im reinen Strassenabwasser sind etwa bis zu einer Grössenordnung, die Maximalwerte im Bereich von bis zu zwei (DOC bis drei) Grössenordnungen über den numerischen Anforderungen an Gewässer.

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist ein Mass für die Konzentrationen aller gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen. Gemäss *ASTRA* [19] weist der DOC im Strassenabwasser eine andere Zusammensetzung auf als der DOC im gereinigten Abwasser einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage. DOC kann generell Schwermetalle und PAK

(polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe) adsorbieren und somit deren Mobilität erhöhen. Der Summenparameter DOC ist somit auch in Zusammenhang mit Strassenabwasser relevant. Die Konzentrationen variieren aber stark (*Tab. 1, Abb. 5*). Sofern biologisch gut abbaubare Stoffe enthalten sind, kann ein erhöhter DOC-Gehalt abwasertolerante Arten fördern und damit die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft verändern.

Die stofflichen Auswirkungen manifestieren sich nicht nur mit erhöhten Konzentrationen in der fliessenden Welle, sondern auch mit *Feinsedimentablagerungen* an Seeufern, in Kleinseen, Stauräumen oder in strömungsberuhigten Hinterwas-serzonen von allenfalls revitalisier-ten Fliessgewässern, Aufweitungen usw. Dabei akkumulieren sich diese Stoffe in Fliessgewässern je nach Gefälle und hydraulischen Bedingungen nicht unmittelbar unterhalb

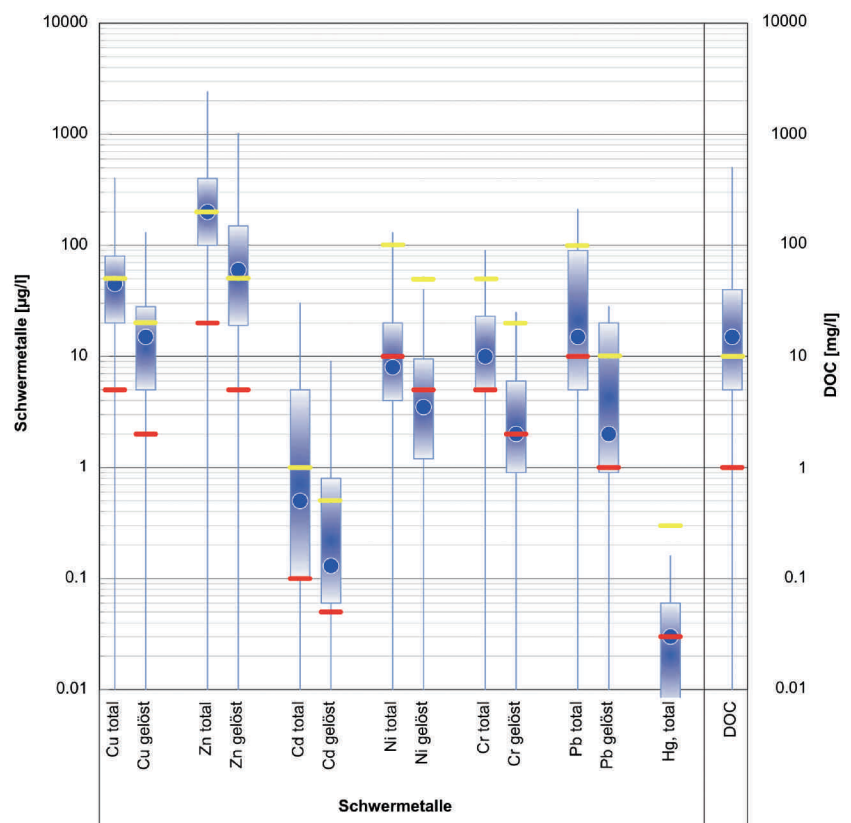


Abb. 5 Zu erwartende Konzentrationsbereiche im Strassenabwasser jener Parameter, für welche in Anhang 2 Ziffer 12 der Gewässerschutzverordnung eine numerische Anforderung für Fliessgewässer formuliert ist.

Diese Darstellung erhebt nicht den statistischen Anspruch eines Box-Plots, sondern dient nur der Veranschaulichung verschiedener Untersuchungen gemäss *Tabelle 1*. Blau sind die Konzentrationen im verschmutzten Strassenabwasser. Es sind die Maximal- und die Minimalkonzentration dargestellt (blauer senkrechter Strich), wobei angenommen wurde, dass das Minimum theoretisch immer bei Null liegen kann. Der dicke blaue senkrechte Balken stellt den Bereich in einer Probe wahrscheinlich anzutreffenden Konzentrationen dar, wobei der Punkt eine Art Mittelwert bezeichnet. Die numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 GSchV sind rot eingezeichnet. Diese Anforderungen gelten für das Gewässer nach weitgehender Durchmischung des eingeleiteten Abwassers. Schadstoffkonzentrationen über der gelben Markierung erfüllen diese numerischen Anforderungen auch bei einer 10-fachen Verdünnung im Gewässer nicht.

der Einleitstelle, sondern allenfalls erst in einiger Entfernung zur Einleitstelle bachabwärts im Bereich von Auflandungen. Solch belastete Feinsedimente sind oft im Feld schon infolge Schwarzfärbung und mittels Geruch nach Kohlenwasserstoffen wie Öl, Petrol oder Teer erkennbar (Abb. 4 und 6, Äusserer Aspekt gemäss [20]). Meist ist ein grosser Teil der im Strassenabwasser vorkommenden Schadstoffe wie Metalle oder Kohlenwasserstoffe an Schlammpartikel gebunden. Langfristig kann dies zu erhöhten Schadstoffgehalten in Sedimenten führen.

Bei den Kohlenwasserstoffen wie auch bei den Schwermetallen zeigen Messungen in *Sedimenten*, die in Zusammenhang mit Strassenabwasser an Seeufern und Fliessgewässern entnommen wurden, dass die Schadstoffgehalte, bezogen auf die Trockensubstanz, auch höher als die Beurteilungswerte der IGKB (*Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee*) oder die Zielvorgaben der IKSR (*Internationale Kommission zum Schutz des Rheins*) sein können (Tab. 2).

Bei Zink und dem KW-Index C₁₀-C₄₀ traten Konzentrationen auf, die gar den T-Wert der Aushubrichtlinie [21] überschritten. Wird solch belastetes Sediment gestört oder entnommen, muss es im Sinne von verschmutztem Aushub TVA-konform deponiert werden.

Die *Modellierung* eines punktuellen Zinkeintrages in ein Seeufer ergab, dass je nach Steilheit des Ufers in einem Umkreis der Punkteinleitung von 30 bis 100 m mit einer Überschreitung der Zielvorgabe gemäss IKSR (200 mg/kg TS) gerechnet werden muss [4]. Unbehandeltes Strassenabwasser generiert, basierend auf dieser Modellierung, je nach Verkehrsaufkommen und Steilheit der Flachwasserzone eine mit Zink zu stark belastete Sedimentfläche, welche in etwa 10 bis 25 % der entwässerten Strassenfläche entspricht.

3.4 Biologische Auswirkungen

Die biologischen Auswirkungen, verursacht durch Schadstoffe im Strassenabwasser, können vielfältig sein. Denkbar sind Schadstoffakkumulation im Gewebe der Organis-

men sowie chronische Effekte wie Wachstums hemmung, Embryotoxizität, Verhaltensstörungen usw. Insbesondere bei wenig mobilen und sessilen Organismen wie Algen, submersen (untergetauchten) Moosen und Wasserpflanzen, Schnecken, Muscheln sowie bei Feinsedimentfressern und -bewohnern sind toxische Effekte zu erwarten (Abb. 7). Dies, weil Feinsedimente für viele Organismen zugleich Lebensraum, Entwicklungsort (Eigelege, Larven) und Nahrung (organische Partikel) darstellen. Unter den Schwermetal-

| Parameter | | Konzentrationen | | | | | | | Bewertungen | | |
|---------------|------------------|-----------------|----|------|------|--------|--------|-----|-------------|------|--------|
| | | Einheit | n | Min. | Max. | Median | Mittel | SD | IGKB | IKSR | T-Wert |
| Schwermetalle | Cadmium | mg/kg TS | 26 | 0.1 | 3.1 | 0.4 | 0.5 | 0.6 | 0.8 | 1 | 5 |
| | Kupfer | mg/kg TS | 43 | 1.3 | 167 | 24 | 33 | 32 | 50 | 50 | 250 |
| | Blei | mg/kg TS | 43 | 5.0 | 90 | 23 | 29 | 21 | 50 | 100 | 250 |
| | Zink | mg/kg TS | 33 | 13.3 | 800 | 80 | 131 | 145 | 200 | 200 | 500 |
| KW | PAK | mg/kg TS | 33 | 0.2 | 7.8 | 0.8 | 1.3 | 1.4 | 1.5 | | 15 |
| | Benzo(a)-pyren | mg/kg TS | 33 | 0.0 | 0.9 | 0.07 | 0.11 | 0.2 | 0.15 | | 1 |
| | KW-Index C10-C40 | mg/kg TS | 41 | 17.2 | 2250 | 125 | 251 | 372 | 100 | | 250 |

Tab. 2 Sedimentkonzentrationen stehender und fliessender Gewässer in Zusammenhang mit Einleitung von Strassenabwasser und Bewertungsmöglichkeiten.

KW = Kohlenwasserstoffe
PAK = polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
SD = Standardabweichung
TS = Trockensubstanz
n = Anzahl Proben
IGKB = Beurteilungswert der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee

IKSR = Zielvorgabe der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins
T-Wert = tolerierbares Aushubmaterial gemäss Aushubrichtlinie [20].
(Quelle: Diverse unpublizierte Untersuchungen, die AquaPlus im Auftragsverhältnis durchführte.)



Abb. 6 Beeinträchtigungen des Äusseren Aspektes durch Strassenabwasser.
Oben: Schaumbildung (Scheibenwaschmittel)
Mitte: Verschlämzung, Eisensulfid, Geruch
Unten: Trübung eines Kleinsees

len können besonders Kupfer (bis 400 µg/l Cu total) und Zink (bis 2000 µg/l Zn total) in höheren Konzentrationen auftreten. Selbst bei einer angenommenen 10-fachen Verdünnung und der Berücksichtigung des gelösten Anteils können Konzentrationen auftreten, welche ökotoxikologisch wirksam sind. So reagieren viele aquatische Organismen empfindlich auf Kupfer. Die bei uns verbreitete Spitzschlammschnecke (*Lymnaea stagnalis*) reagiert bei Langzeitexposition sehr sensitiv auf Kupfer (30 Tage Exposition, EC20: < 3 µg/l Cu



Abb. 7 Vertreter von gegenüber Strassenabwasser möglicherweise besonders sensiblen Organismen.

Oben: Wasserpflanzen (sessile Organismen, Foto: Arno Schwarzer)
Mitte: Muscheln (Sedimentbewohner, Sedimentresser, Filtrierer, Foto: Patrick Steinmann)
Unten: Kriebelmückenlarven (Filtrierer, Foto: Patrick Steinmann)

gelöst, nach [22]) und Konzentrationen um 70 µg/l Cu gelöst wirken tödlich bei Wasserflöhen und Bachflohkrebsen [23]. Ebenso sind viele Bakterien und Algen zinksensitiv. Erhöhte Zinkkonzentrationen können bei Forellen die Aufnahme von Calcium unterbinden und 50 µg/l Zn gelöst rufen Beeinträchtigungen in der Fortpflanzung hervor [24]. Rund 70 µg/l Zn gelöst wirken tödlich auf die Regenbogenforelle (LC50/96 Std., *Salmo gairdneri*, [23]).

Die auftretenden Höchstkonzentrationen (*Peaks*) sind ökotoxikologisch schwierig zu bewerten, da sie einerseits oft nur für eine kurze Zeit und an Stellen im Gewässer ohne weitgehende Durchmischung vorhanden sind und andererseits kaum als Einzelstoffe auftreten, sondern als Stoffgemische (Mischungseffekte). Zudem wurden viele ökotoxikologischen Studien unter Laborbedingungen mit Einzelstoffen durchgeführt, bei welchen Konzentrationen über eine längere Zeit (≥ 1 Tag) konstant gehalten wurden. Die Verhältnisse *in situ* sind viel komplexer, da Stoffgemische vorhanden sind (Mischungstoxizitäten), mobile Organismen die Möglichkeit haben, auf Störungen zu reagieren und die Konzentrationsverhältnisse in Raum und Zeit stark schwanken.

Da neben Strassenabwasser oft gleichzeitig weitere Faktoren aus der Siedlungsentwässerung wie auch aus der Landwirtschaft als Stressoren wirken oder eine Vorbelastung vorhanden ist, kann der durch das Strassenabwasser allein verursachte biologische Schaden selten einfach ermittelt werden. Es fehlen dazu umfassende Studien, mit dem Ziel, die ökotoxikologischen Risiken einschätzen zu können. Insbesondere sollten Sedimentbewohner sowie pulsartige

Belastungen in die Untersuchungen einbezogen werden.

3.5 Auswirkungen auf Lebensräume

Die Einleitung von Strassenabwasser wirkt sich je nach Belastung und je nach betroffenem Lebensraum unterschiedlich aus. Besonders gefährdet sind aquatische Lebensräume:

- mit erhöhtem Potenzial zu Sedimentation (Seeufer, Flachwasserzonen, Kleinseen, Stauhaltungen, Hinter- und Stillwasserbereiche in Auengebieten und revitalisierten Fließgewässern, Fließgewässer mit wenig Gefälle usw.),
- mit geringer Grösse (Bachbreite < 2 m, Seefläche < 50 ha, mittlerer jährlicher Abfluss < 100 l/s),
- mit quellnaher Lage (Quelltöpfe, Quellbäche),
- mit Versickerung (Einfluss auf das Grundwasser),
- mit kaum oder keiner Dynamik (wenig bis kein Geschiebetrieb, feines Substrat),
- die Grundwasser gespiesen sind (sommerkalte und winterwarme Gewässer, Giessen usw.),
- mit geringer Wasserführung (Restwasserstrecken, erhöhte Sedimentation infolge geringerer Fließgeschwindigkeit und geringer Verdünnung).

Im Weiteren sind folgende Nutzungen und Schutzgebiete sensibel, so dass kein oder nur behandeltes Strassenabwasser zugeführt werden sollte:

- Fischaufzuchtgewässer,
- Fischzuchtanlagen, die Wasser eines Gewässers entnehmen,
- Naturschutzgebiete mit aquatischem Bezug (Auen, Feuchtgebiete, Flach- und Hochmoore, Amphibienlaichgewässer, Wasser- und Zugvogelreservate).

Zudem ist die Versickerung von Strassenabwasser in die Grundwasserschutzzonen S1 und S2 sowie in Gewässerschutzzonen verboten.

4 Anforderungen an die Strassenabwasserbehandlung

Strassenabwasser von Autobahnen und anderen stark befahrenen Strassen weisen Schadstoffkonzentrationen auf, bei welchen mit nachteiligen Einwirkungen im Gewässer gerechnet werden muss. Es kann davon ausgegangen werden, dass bei Einhaltung der verbalen und numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 GSchV nachteilige Einwirkungen vermieden werden können. Allerdings erfordert dies die Behandlung des Strassenabwassers.

Bei der Strassenentwässerung fallen relativ grosse Mengen an Strassenschlamm an; ab stark befahrenen National- und Hauptstrassen schätzungsweise eine Menge von jährlich 10000 bis 20000 Tonnen an gesamten ungelösten Stoffe (GUS). Da sich gemäss Anhang 2 der GSchV durch Abwassereinleitungen kein Schlamm im Gewässer bilden darf, spielt der Rückhalt von GUS grundsätzlich eine wichtige Rolle bei der Strassenabwasserbehandlung. Wichtige im Strassenabwasser vorhandene Schadstoffe (Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe, PAK) sind zudem grösstenteils partikulär an die GUS gebunden, deshalb ist ein effizienter Rückhalt der GUS der zentrale Faktor in der Strassenabwasserbehandlung. Zusätzlich lassen sich bei einer Retention die ökotoxikologisch schwer zu beurteilenden wiederkehrenden Konzentrationsspitzen brechen.

Wenn man beispielsweise bei Zink von einer mittleren Konzentration von 200 µg/l, von 70% an GUS gebundenem Zink und einer GUS-

Elimination von 80% ausgeht, dann können von den ursprünglichen 200 µg/l mindestens 112 µg/l zurückgehalten werden. Die 88 µg/l, die den-

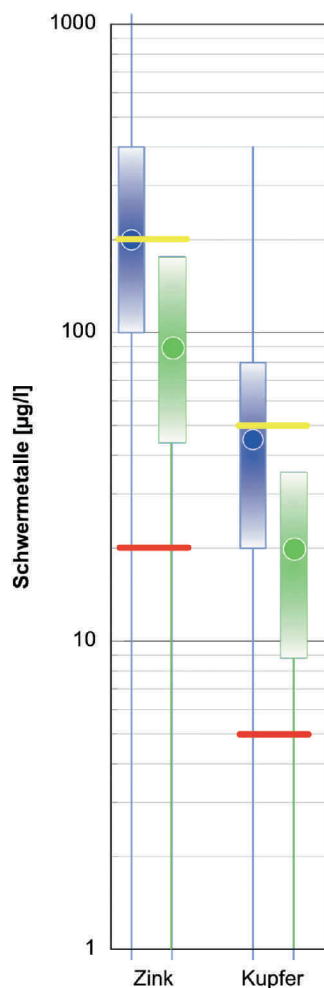


Abb. 8 Zu erwartende Konzentrationsbereiche von Kupfer und Zink in verschmutztem unbehandeltem und behandeltem Strassenabwasser.

Blau sind die Konzentrationen im Strassenabwasser und grün die berechneten Konzentrationen nach einer teilweisen Elimination (Annahme: 70% des Schwermetalls sind gebunden an GUS und 80% GUS werden eliminiert). Neben einer Reduktion der Konzentrationen werden normalerweise bei der Behandlung auch Konzentrationsspitzen eliminiert. Die numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 GSchV sind rot eingezeichnet. Diese Anforderungen gelten für das Gewässer nach weitgehender Durchmischung des eingeleiteten Abwassers. Schadstoffkonzentrationen über der gelben Markierung erfüllen diese numerischen Anforderungen auch bei einer 10-fachen Verdünnung im Gewässer nicht.

noch ins Gewässer gelangen, liegen zwar über der numerischen Anforderung an Fließgewässer von 20 µg/l Zink total (Anhang 2 GSchV), sollten aber infolge der Verdünnung bzw. nach weitgehender Durchmischung im Gewässer in vielen Fällen keine Verletzung der GSchV nach sich ziehen (Abb. 8). Ebenso ist die Schlambildung im Gewässer stark vermindert.

Die realen Verhältnisse sind aber nicht immer mit mittleren Konzentrationen abbildbar. Die Variationsbreite der auftretenden Konzentrationen kann sehr gross sein; deshalb ist bei Spezialsituationen (Einleitungen in Seeufer-schutzzonen, kleine Gewässer, Naturschutzgebiete, Flachwasserzonen, geringem Platzbedarf usw.) immer eine Einzelfallbeurteilung nötig. In solchen Fällen gilt es neben Sedimentations- und Filtrationstechniken auch die Möglichkeiten der Adsorbertechnik zu prüfen, um auch hohe Konzentrationen gelöster Stoffe vom Gewässer fernzuhalten [25].

5 Fazit

Der Stand des Wissens ist insbesondere hinsichtlich der biotischen Auswirkungen von Strassenabwasser auf Flora und Fauna gering. Es fehlen gezielte und umfassende chemische, ökologische und ökotoxikologische Untersuchungen und Risikoeinschätzungen, insbesondere solche in Zusammenhang mit Sedimentbewohnern. Daher ist eine abschliessende Situationsanalyse erschwert.

Die Expertenbefragung, die Auswertung von 220 Literaturstudien sowie eigene Erfahrungen ergaben, dass sich Belastungen durch Strassenabwasser oft als Stoffbelastungen im Sediment manifestieren. Sie sind zudem je nach örtlichen Gegebenheiten erkennbar beim Äusseren Aspekt (Trübung, Geruch, Schaum, Eisensulfid) und als morphologische Effekte (Verschlammung, schwarze Ablagerungen). Offensichtliche biotische Auswirkungen auf Flora und Fauna wie Veränderung in der Artenvielfalt, Bioakkumulation oder Artensterben wurden bis anhin gemäss Expertenbefragung selten beobachtet. Die diesbezüglichen Untersuchungen waren aber oft auch nicht gezielt auf die Untersuchung von Strassenabwasser ausgerichtet.

Die im Strassenabwasser stark befahrene Strassen auftretenden Schadstoffkonzentrationen haben aber grundsätzlich das Potenzial, Gewässer zu verschmutzen und Flora und Fauna zu beeinträchtigen. Wichtige Schad-

stoffe sind grösstenteils an Strassenschlamm-partikel (GUS) gebunden. Strassenschlamm-ablagerungen im Gewässer sind denn vermut-lich auch eines der Hauptprobleme, welche toxische Effekte bei Filtrierern, Sedimentbe-wohnern und Feinsedimentfressern erwarten lassen. Schadstoffhaltige Sedimente dürften vor allem in Gewässern vorkommen, welche sich entlang stark befahrener Strassen befin-den. Sie sind – bis auf Flachwasserzonen und Stauhaltungen – kaum grossflächig ausgeprägt und können auch von der Einleitung aus ab-wärts verfrachtet werden. Erste Priorität bei Strassenabwasserbehandlung hat daher ein effizienter GUS-Rückhalt.

Da die Bewertung schadstoffhaltiger Sedi-mente heute aufgrund der Gewässerschutzge-setzgebung nicht möglich ist, wäre es für den Vollzug wünschenswert, wenn z.B. die numeri-schen Anforderungen an die Wasserqualität gemäss Anhang 2 GSchV bezüglich der Sedi-mentqualität ergänzt würden (Angaben bezo-gen auf das Trockengewicht).

Literaturverzeichnis

- [1] ASTRA (2009): Strassen und Verkehr – Zahlen und Fakten 2009: Jährliche Publikation des Bundesamtes für Strassen. www.astra.admin.ch/dokumentation/00119/00214/index.html?lang=de
- [2] UVEK (2011): Faktenblätter 2011, Verkehrspolitik des Bun-des. 89 S.
- [3] BUWAL (2002): Wegleitung: Gewässerschutz bei der Ent-wässerung von Verkehrswegen. Vollzug Umwelt, 57 S.
- [4] AquaPlus und wst21 (2010): Strassenabwasser in der Schweiz. Literaturarbeit und Situationsanalyse Schweiz hinsichtlich gewässerökologischer Auswirkungen (Immissionen). Studie im Auftrag des BAFU, 109 S.
- [5] Smith, K.; Granato, G. (2010): Quality of Stormwater Runoff Discharged from Massachusetts Highways, 2005–07.
- [6] Scheiwiller, E. (2008): Schadstoffabschwemmungen – Am Beispiel von Hochleistungsstrassen, Gas Wasser Abwasser Nr. 7: 539–546.
- [7] California Department of Transportation (2003): Discharge Characterization – Study Report.
- [8] Umweltinstitut Vorarlberg (2007): Retentionsfilterbecken L 202, Abwasser- und Bodenuntersuchungen.
- [9] Parriaux, A.; Piguet, P.; Zigliani, J. (2009): Rétention des pol-luants des eaux de chaussées selon le système «infiltrations sur les talus», Bulletin n°1253 de la VSS et Office fédéral des routes, Berne.
- [10] Steiner, M.; Goose, P. (2009): Monitoring SABA Attinghausen – Schlussbericht, wst21.
- [11] Langbein, S.; Steiner, M.; Boller, M. (2006): Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbermaterial. Eawag, HSB/HTI Burgdorf, GSA Kt. Bern, ASTRA, BAFU.
- [12] Herrera Environmental Consultants (2007): Untreated High-way Runoff in Western Washington, White Paper prepared for Washington State Department of Transportation.
- [13] Crabtree, B.; Moy, F.; Whitehead, M. (2005): Pollutants in high-way runoff. 10th Internatio-nal Conference on Urban Drain-age, Copenhagen/Denmark.
- [14] BAFU (2011): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Hydrologie – Abflussregime Stufe F (flä-chendeckend). Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Voll-zug Nr. 1107: 113 S.

- [15] AquaPlus (2005): Strassenentwässerung Tal-acher. Gewässerökologische Untersuchung des Grienbaches vor Inbetriebnahme und während des Betriebs. Im Auftrag der Abtei-lung Strassenbau, Tiefbauamt des Kt. ZG. 35 S. und Anhang.
- [16] Rossi, L.; Hari, R. (2004): Temperaturverände-rungen im Gewässer bei Regenwetter. Gas Wasser Abwasser Nr. 11: 795–805.
- [17] BAFU (2010): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Voll-zug Nr. 1005: 44 S.
- [18] Ochsenbein, U.; Scheiwiller, E. (2010): Fach-tagung Strassenabwasser. VSA/VSS vom 18. März 2010. Hotel National, Bern.
- [19] ASTRA (2010): Strassenabwasserbehand-lungsverfahren: Stand der Technik. Dokumen-tation. ASTRA 88 002, Ausgabe 2010 V1.00, 130 S.
- [20] BAFU (2007): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Äusserer Aspekt. Bundesamt für Umwelt, Bern. Um-welt – Vollzug Nr. 0701: 43 S.
- [21] BUWAL (1999): Richtlinie für die Verwertung, Behandlung und Ablagerung von Aushub-, Abraum- und Ausbruchmaterial (Aushub-richtlinie).
- [22] Brix, K.V.; Esbaugh, A.J.; Grosell, M. (2011): The toxicity and physiological effects of cop-per on the freshwater pulmonate snail, *Lym-naea stagnalis*. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C 154: 261–267.
- [23] ECOTOX (2011): Ecotox Database (Release 4.0), U.S. Environmental Protection Agency. Siehe: http://cfpub.epa.gov/ecotox/quick_query.htm
- [24] Hogstrand, C.; Wood, C.M. (1995): The physio-logy and toxicology of zinc in fish. In: Taylor, E.W. (1996): Toxicology of aquatic pollution. Physiological, molecular and cellular approa-ches. Society for experimental biology. Semi-nar series 57: 61–79.
- [25] Burkhardt, M.; Bode, J.; Stoll, J.-M.; Boller, M. (2011): Verschmutzte Regenwasserabflüsse. Adsorbentechnik zur Elimination von Pestizi-den und Schwermetallen. Umwelt Perspekti-ven Nr. 4: 11–13.

Keywords

Strassenabwasser – Situationsana-lyse Schweiz – Gewässerökologie – Ökotoxikologie – Flora – Fauna

Dank

Die Autoren danken dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) für die finanzielle Unter-stützung sowie den Herren Patrick Fi-scher, Christian Leu und Urs Helg, alle BAFU, Abteilung Wasser, Bern, für die wertvollen Diskussionen und Anregun-gen zu diesem Manuskript sowie die Er-stellung der Karte (Abb. 2).

Den Herren Elmar Scheiwiller, AWA/GBL, Bern, Patrick Steinmann, AWEL Zürich, so-wie Arno Schwarzer, Ecolo-GIS, Lüsslingen, danken wir für die Benutzung der Bilder.

Adressen

Joachim Hürlimann
joachim.huerlimann@aquaplus.ch

Sarah Fässler
sarah.faessler@aquaplus.ch

Silvia Wyss
silvia.wyss@aquaplus.ch

AquaPlus
Elber Hürlimann Niederberger
Bundesstrasse 6
CH-6300 Zug
Tel. +41 (0)41 729 30 00





Gas-Detection

LAUPER

INSTRUMENTS

www.lauper-instruments.ch

Neuer 4-Gas Monitor MX4 Ventis
für O₂, UEG, CO oder SO₂, H₂S oder NO₂
robust, handlich, einfach, wasserdicht IP67
JETZT MIT PUMPE ERHÄLTlich !

LAUPER INSTRUMENTS AG, Irisweg 16B, 3280 Murten
Tel 026 672 30 50, Fax 026 672 30 59, info@lauper-instruments.ch