

STRATEGIEN ZUR ERFASSUNG UND BEWERTUNG VON STOFFFLÜSSEN ALS BESTANDTEIL EINES FLUSSGEBIETSMANAGEMENTS

Andreas Kurtenbach^{1,2} & Tom Gallé²

¹Universität Trier, Abteilung Hydrologie, Behringstr. 21, Campus II, 54286 Trier

²Centre de Ressources des Technologies pour l'Environnement (CRTE), CRP Henri Tudor, 66, rue de Luxembourg, 4002 Esch-sur-Alzette, Luxembourg

1 EINLEITUNG

Die Identifizierung von Schadstoffquellen und die adäquate Berechnung von Stoffflüssen in einem Flusseinzugsgebiet sind für die Beurteilung der Gewässerbeschaffenheit und ein effektives Gewässerqualitätsmanagement unerlässlich. So können Stoffflüsse im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie beispielsweise herangezogen werden, um das Erreichen des guten ökologischen Zustands von Fließgewässern zu überprüfen, zum Nachweis der Minderung einer Stoffimmission oder auch zur Validierung einzugsgebietsweiter Modellansätze zur Charakterisierung von Schadstoffeinträgen in Flusseinzugsgebiete.

Die hohe raumzeitliche Dynamik des Wasser- und Stofftransports in Flusseinzugsgebieten führt dazu, dass zur Beantwortung der Frage nach dem wann, wo und wie der Probenahme eine Vielzahl von Einflussfaktoren berücksichtigt werden muss, um verlässliche Aussagen zur Gewässerbelastung und zu den Schadstofffrachten an einzelnen Messstellen zu treffen. Fließgewässer können dabei sowohl aus verschiedensten diffusen Quellen wie z.B. oberflächlichen Abspülungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen, Siedlungen und Straßen oder kontinuierlichen Grundwasserzuflüssen als auch aus punktuell einleitenden kommunalen Kläranlagen und/oder Industriebetrieben nachhaltig mit Schadstoffen belastet werden. Durch die Unterschiede in der natur- und kulturräumlichen Ausstattung der Einzugsgebiete variiert diese Beeinflussung der Gewässerqualität unter räumlichen und zeitlichen Gesichtspunkten erheblich.

Für die Auswahl einer effektiven Monitoringstrategie ist die Kenntnis des Umweltverhaltens der eingeleiteten Stoffe eine wichtige Grundvoraussetzung, da hiervon die Transportdynamik im Fließgewässer gesteuert wird. Hydrophobe organische Schadstoffe, spezifische Schwermetalle und Nährstoffe neigen zu einer Anlagerung an Gewässerpartikel, womit den Schwebstoffen und Sedimenten eines Fließgewässers eine zentrale Bedeutung als Transportmedium für diese Stoffe zukommt (DROPPA & JASKOT 1995, GALLÉ et al. 2004a, HELLMANN 1999). Die Verteilung zwischen der gelösten und partikulären Phase bedingt, dass Schadstoffe auf ganz unterschiedlichen Transportwegen und in unterschiedlichen Zeitspannen zu einer Messstelle gelangen. Beispielsweise führen Sedimentationsprozesse in Überschwemmungsflächen und/oder die kurzfristige Speicherung im Gerinne bei den transportierten Schwebstoffen zu deutlichen Verzögerungen beim Transport in Richtung Einzugsgebietsauslass oder gar zu kompletten Materialverlusten. Diese Verluste können in einer Größenordnung von 10-60 % des jährlichen Gesamtsedimenteintrags in das Gerinnesystem liegen und z.B. bei partikulärem Blei bis zu 50 % der transportierten Stoffmenge ausmachen (OWENS et al. 1999, WALLING et al. 2003). Wann und ob überhaupt ein eingeleiteter Stoff eine Gewässergütemessstelle passiert wird zudem entscheidend von dessen Reaktivität, also den biologisch-chemischen Transformations- und/oder Abbauprozessen auf seinem Weg zur Messstelle bestimmt.

Erschwerend für die Interpretation der Gewässerbeschaffenheit an einer Messstelle und die Wahl der Monitoringstrategie wirkt die Tatsache, dass die Konzentrationsschwankungen vieler Stoffe und insbesondere die partikulären Stofffrachten an Hochwasserereignisse

geknüpft sind und von der raumzeitlich hoch variablen Aktivierung und Erschöpfung der Stoffquellen gesteuert werden. Der größte Teil der partikelgebundenen Gesamtfracht an einer Messstelle kann dabei in einer äußerst kurzen Zeitspanne von nur wenigen Prozent des Abflusskontinuums transportiert werden (WALLING et al. 1992, WALLING 1996).

Als weiterer wichtiger Aspekt muss bei einem Gewässermonitoring die Skalenabhängigkeit von Stofftransport- und Abflussprozessen berücksichtigt werden. So gewinnen mit zunehmender Einzugsgebietsgröße die raumzeitliche Niederschlagsverteilung, die Länge der Stofftransportwege, die Gerinneprozesse und die Überlagerung von Wellen aus Teileinzugsgebieten für das Messsignal immer mehr an Bedeutung. Hinzu kommt, dass mit zunehmender Fließgewässergröße die Variabilität speziell der partikulären Stoffgehalte im Querprofil z.B. im Verlauf von Hochwasserereignissen deutlich zunehmen kann und auch Zuflüsse oder Einleitungen immer längere Strecken benötigen, um sich vollständig mit dem Vorfluter zu durchmischen (Droppo & JASKOT 1995, HOROWITZ et al. 1990, RODE & SUHR 2006).

Für eine akkurate Quantifizierung von Schadstofffrachten ist neben einem adäquaten Stoffmonitoring eine zeitlich hoch aufgelöste Erfassung der Wasserflüsse erforderlich, da sich Frachten aus dem Produkt von Abfluss mal Konzentration errechnen. Weil Abflussdaten in der Regel in weit höherer zeitlicher Auflösung (meist 15 min) zur Verfügung stehen als Stoffkonzentrationsdaten (z.B. wöchentliche Beprobung), entstehen bei der Frachtberechnung die größten Unsicherheiten bei der Abschätzung der Konzentrationen zwischen den Messterminen. So können auch die besten Extrapolations- und/oder Interpolationstechniken zur Quantifizierung dieser Stoffgehalte zwischen einzelnen Messterminen in der Regel den Fehler einer unzureichenden Monitoringstrategie nicht kompensieren (DEGENS & DONOHUE 2002, DE VRIES & KLAVERS 1994, RICHARDS 1999). Da zudem stets auch Ungenauigkeiten und Fehler in den Abflussdaten, der Probenahme, der Analytik und der Berechnungsmethodik über die Fehlerfortpflanzung in das Endresultat einer Frachtberechnung mit eingehen, kann im Extremfall der Erfolg einer Flussbewirtschaftungsmaßnahme mangels Genauigkeit der zur Verfügung stehenden Monitoringdaten nicht signifikant nachgewiesen werden.

Um verlässliche Aussagen zu Stoffflüssen in Flusseinzugsgebieten machen zu können ist somit eine eingehende Kenntnis des Umweltverhaltens des Stoffes, der Dynamik der Stoffquellen, des jeweiligen Einzugsgebiets und der hydrologischen und (bio)chemischen Prozesse, die die Stoffflüsse bestimmen, erforderlich.

Ziel des vorliegenden Beitrags ist es, die Bedeutung hydrologischer Prozesse für die Stofftransportdynamik herauszustellen und potentielle Strategien für das Monitoring, die Berechnung und die Bewertung speziell von partikulären Stoffflüssen am Beispiel des stark anthropogen überprägten, 1072 km² großen Einzugsgebiets der Alzette in Luxemburg zu diskutieren.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET, MATERIAL UND METHODEN

Das mesoskalige Einzugsgebiet der Alzette bedeckt mit einer Fläche von 1.072 km² einen großen Teil Süd-Luxemburgs. Die Alzette entspringt bei Villerupt (Frankreich) und mündet bei Ettelbrück in die Sauer (Bild 1). Das Alzette - Einzugsgebiet ist stark anthropogen überprägt. Deutliche Einflüsse auf die Gewässerqualität haben insbesondere die Hauptstadt Luxemburg, die Stahlindustrie im Süden Luxemburgs, die Einleitungen von über 60 Kläranlagen in die Alzette und deren Nebenflüsse sowie vereinzelte, industrielle Punktquellen.

Untersucht wurden die drei Transportsysteme Wasser, Schwebstoff und Sediment in ihrer zeitlichen und räumlichen Variabilität. Die durch die Heterogenität des Alzette Einzugsgebiets bedingte hohe Zahl an potentiellen Stoffquellen und Einflussgrößen erforderte eine multivariate, modulartig aufgebaute und dynamische Monitoringstrategie mit den folgenden Bausteinen:

- der wöchentlichen Probenahme und Analyse von gelösten und partikulären Stoffen an sechs an amtlichen Pegeln eingerichteten Hauptmessstellen, die für industrielle, urbane und ländliche Regionen typisch sind sowie den Einfluss wichtiger Nebengewässer beschreiben,
- der räumlichen Identifikation von Stoffquellen mit Hilfe von Längsprofilen an über 20 zusätzlichen Messstationen im Längsprofil der Alzette und wichtiger Nebenflüsse,
- der zeitlich hochaufgelösten Analyse des partikulären und gelösten Stofftransports mit YSI OMS 600 Trübungssensoren (Messprinzip: nephelometrisch, ISO 7027) und Leitfähigkeitsmesssonden,
- der Beprobung von Hochwasserereignissen mit ISCO Autosamplern in periodischen Messkampagnen und an ausgewählten Messstationen,
- der Entnahme von Schwebstoffproben mit einer mobilen Großzentrifuge und/oder 20 Liter PE-Kanistern mit anschließender Zentrifugation im Labor sowie von Wasserproben zur Bestimmung des Schwebstoffgehalts im Verlauf von ausgewählten Hoch- und Niedrigwasserperioden.

Die Beprobung der Wasserphase erfolgte in der Regel per Hand nahe des Stromstrichs von Brücken aus und wurde im Rahmen spezieller Messkampagnen (z.B. durchflussorientierte Beprobung einzelner Hochwasserwellen) zum Teil automatisiert. Die Lage der Messstellen wurde so gewählt, dass Abflussmessstellen als Basis für die spätere Frachtberechnung in unmittelbarer Nähe lagen. Es wurden immer Stichproben entnommen, da ein Fokus auf der Relevanz der hydrologischen Prozessdynamik für den jeweiligen Monitoringbefund lag.

Die Wasserproben wurden mit Braunglasflaschen entnommen, schnellstmöglich ins Labor transportiert und mit einer Druckfiltrationseinheit über vorgeglühte Glasfaserfilter (WHATMAN GF/F) am Tag der Probenahme filtriert. Der Schwebstoffgehalt wurde gravimetrisch aus den Filterrückständen bestimmt. Für die Analyse der gelösten Schwermetalle stand das ICP-MS-System 7500i der Fa. AGILENT zur Verfügung. Die Analyse der leicht verfügbaren, partikulär gebundenen Schwermetalle (AAP - acid available phase) erfolgte in Anlehnung an NEAL et al. (1997) nach Ansäuerung einer unfiltrierten Probe mit conc. HNO₃, 24stündiger Überkopfschüttelung und anschließender Filtration über Acetat-



Bild 1: Lage des Untersuchungsgebiets.
(grau schattiert: Großherzogtum Luxemburg)

Filter ebenfalls mit dem ICP-MS. Die Bestimmung der Anionen Nitrat, Chlorid und Sulfat erfolgte ionenchromatographisch mit Leitfähigkeitsdetektion (METROHM Compact IC 761). Die photometrische Bestimmung von Ammonium sowie gelöstem und partikulärem Phosphat wurde am Lambda 2-Spektralphotometer der Fa. PERKIN-ELMER durchgeführt.

Die Schwebstoffe wurden mit Durchlaufzentrifugen gewonnen. Die Sedimente wurden mit einem Sedimentschöpfergerät entnommen und in einer Standardprozedur auf $<63\mu\text{m}$ gesiebt (GALLE et al. 2004a, SCHORER 1998). Die Schwebstoff- und Sedimentproben wurden zur Bestimmung der partikulär gebundenen Elemente einer standardisierten Festphasenextraktion unter Druck und Temperatureinfluss und der Metallanalytik per AAS zugeführt (KURTENBACH et al. 2005). Die Analyse von partikulärem Gesamtkohlenstoff und Stickstoff erfolgte mit dem Elementaranalysator Euro EA 3000 CNS. Für die Partikelgrößenanalysen der Schwebstoffe aus den zum jeweiligen Probenahmetermin entnommenen Wasserproben sowie der Sedimente stand das Laserpartikelzählgerät CIS-1 der Fa. GALAI zur Verfügung (KURTENBACH et al. 2005). Im Rahmen der analytischen Qualitätssicherung erfolgten Mehrfachbestimmungen und die Analyse von Referenzmaterialien in jedem Probenzyklus sowohl für die gelösten als auch die partikelgebundenen Stoffe.

3 ERGEBNISSE

3.1 Raumzeitliche Stofftransportdynamik und Lokalisierung von Schadstoffquellen

Bei der Aufstellung eines Monitoringnetzes für die Stoffflussanalyse in Fließgewässern ist es zunächst entscheidend, sinnvolle Bilanzierungspunkte im Einzugsgebiet zu setzen, die die Immissionslage verlässlich abbilden. Ein potentieller Weg hierfür ist, die Auswahl der Bilanzierungspunkte an den vorhandenen gewässerkundlichen Pegeln zu orientieren, da der Abfluss in die Stoffflussberechnung eingehen muss. Allerdings sollte beachtet werden, dass diese Pegel meist nach rein hydrologischen Kriterien (z.B. Gewässernetz, Hochwasserschutz) eingerichtet wurden und daher nur bedingt die Immissionslage und die relevanten Gewässerabschnitte für die Stoffflussanalyse widerspiegeln. Das Emissionsmuster der punktuellen und diffusen Quellen (z.B. stetig oder dynamisch) im Einzugsgebiet, das hydrologische Geschehen und das stoffabhängige Transportverhalten (z.B. Sedimentation, Abbau) bestimmen als wesentliche Faktoren die zeitlichen Fenster in der ein emittierter Stoff sich im Einzugsgebiet bewegt und damit am Bilanzierungspunkt auftritt. Diese zeitliche Dynamik muss für eine valide Stofffrachtberechnung repräsentativ erfasst werden. Jedoch wird die Wahl einer adäquaten Beprobungsfrequenz unter anderem dadurch erschwert, dass sich mit zunehmender Entfernung zur Stoffquelle das Messsignal an den Bilanzierungspunkten u.a. aufgrund der dispergierenden hydrologischen Prozesse deutlich abschwächt. Hinzu kommt, dass stoffspezifisch hohe zeitliche Variabilitäten, die insbesondere für den Schwebstofftransport typisch sind, erfasst werden müssen. Hierauf wird in Abschnitt 3.2 und 3.4 näher eingegangen. Im Kontext eines Flussgebietsmanagements sollte mit einem Bilanzierungspunkt somit stets das Ziel verfolgt werden, ein Teileinzugsgebiet mit identifizierbaren punktuellen und diffusen Stoffquellen räumlich und zeitlich integrierend zu überwachen.

Flusslängsprofile mit Messungen in der Wassersäule, im Schwebstoff und im Sediment können zur immissionsorientierten Lokalisierung punktueller und diffuser Quellen eingesetzt werden und somit auch bei der Auswahl der Bilanzierungspunkte helfen. In Bild 2 sind exemplarisch die gelösten, partikulären und sedimentären Blei- und Kupferkonzentrationen in einem Niedrigwasser-Längsprofil im Alzette - Einzugsgebiet vom 22.05.2002 dargestellt. An diesem Beprobungstermin zeigen sich in allen Transportmedien hohe Blei-Konzentrationen an der Messstelle Colmar-Berg in der Attert, was auf eine stetig emittierende, industrielle Punktquelle einige Kilometer flussaufwärts zurückzuführen ist. Das Schwermetall Blei ist dabei ein typisches Beispiel für die Stoffe, die überwiegend partikulär gebunden transportiert werden, was an allen Messstellen zu signifikant höheren partikulären Blei-Gehalten und niedrigen Gehalten in der gelösten Phase führt.

Das Muster der sedimentgebundenen Schwermetalle hilft zudem, zwischen punktuellen und diffusen Quellen zu differenzieren (Bild 2, untere Grafik). So sind die hohen Konzentrationen von Blei und Kupfer in den Sedimenten der Messstellen Beggen und Walferdange hauptsächlich auf diffuse, meist nicht stetige Einträge zurückzuführen, die infolge von Niederschlagsereignissen aus Kanalisationssystemen und Regenüberläufen sowie Straßen- und Dachabspülungen aus dem Bereich der Stadt Luxemburg in das Gerinnesystem eingetragen werden und in den Sedimenten akkumulieren können.

Bei der Interpretation von Flusslängsprofilen muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Ergebnisse stets Momentaufnahmen der Gewässerqualität sind. So stellt z.B. die Sedimentation von Schwebstoffen gerade in Fließgewässern häufig nur eine vorübergehende Zwischenlagerung im Gewässer dar. Im Verlauf des nächsten Hochwassers kann in Abhängigkeit der vorhergehenden Konsolidierungsdauer, der

Sedimenteigenschaften und der Sohlschubspannung eine erneute Remobilisierung der Sedimente erfolgen, wovon auch die partikelgebundenen Schadstoffe betroffen sind. Die hochdynamischen Resuspensions- und Sedimentationsprozesse und der Eintrag neuer Schwebstoffe führen zu einem ständigen Nebeneinander von Partikeln unterschiedlicher Herkunft, Zusammensetzung und Alters und somit zu einer mehr oder weniger zufälligen Verteilung der Sedimente in Fließgewässern. Dies bedingt, dass eine exakte Beziehung zwischen Schadstoffquelle und Sedimentbelastung erschwert wird. Daher müssen auch variierende Schadstoffgehalte nicht zwingend von einer nahe gelegenen Quelle verursacht werden. Als Beispiel für diese Problematik sind in Bild 2 zusätzlich die Blei-Konzentrationen in den Sedimenten eines Trockenwetter-Längsprofils vom 12.03.2002 dargestellt. Im Gegensatz zum 22.05.02 zeigt sich in diesem Längsprofil keine deutliche Erhöhung der Blei-Konzentrationen in Colmar-Berg im Vergleich zu den Konzentrationen in den Sedimenten der Messstellen Ettelbrück und Essingen. Ein Blick auf die hydrologischen Randbedingungen verdeutlicht eine mögliche Ursache für diese Dynamik. Die fehlende Konzentrationserhöhung kann in diesem Fall auf den verdünnenden Eintrag von unbelasteten Erosionsschwebstoffen infolge von Hochwasserereignissen vor der Probenahme im März 2002 zurückgeführt werden. Trotz dieser Einschränkung können Sedimente als Speicherpool für Schadstoffe in einem Gewässer angesehen werden und auch längerfristige Belastungen mit Schadstoffen integrierend widerspiegeln (FOSTER & CHARLESWORTH 1996, GALLÉ et al. 2004a, SCHORER 1998).

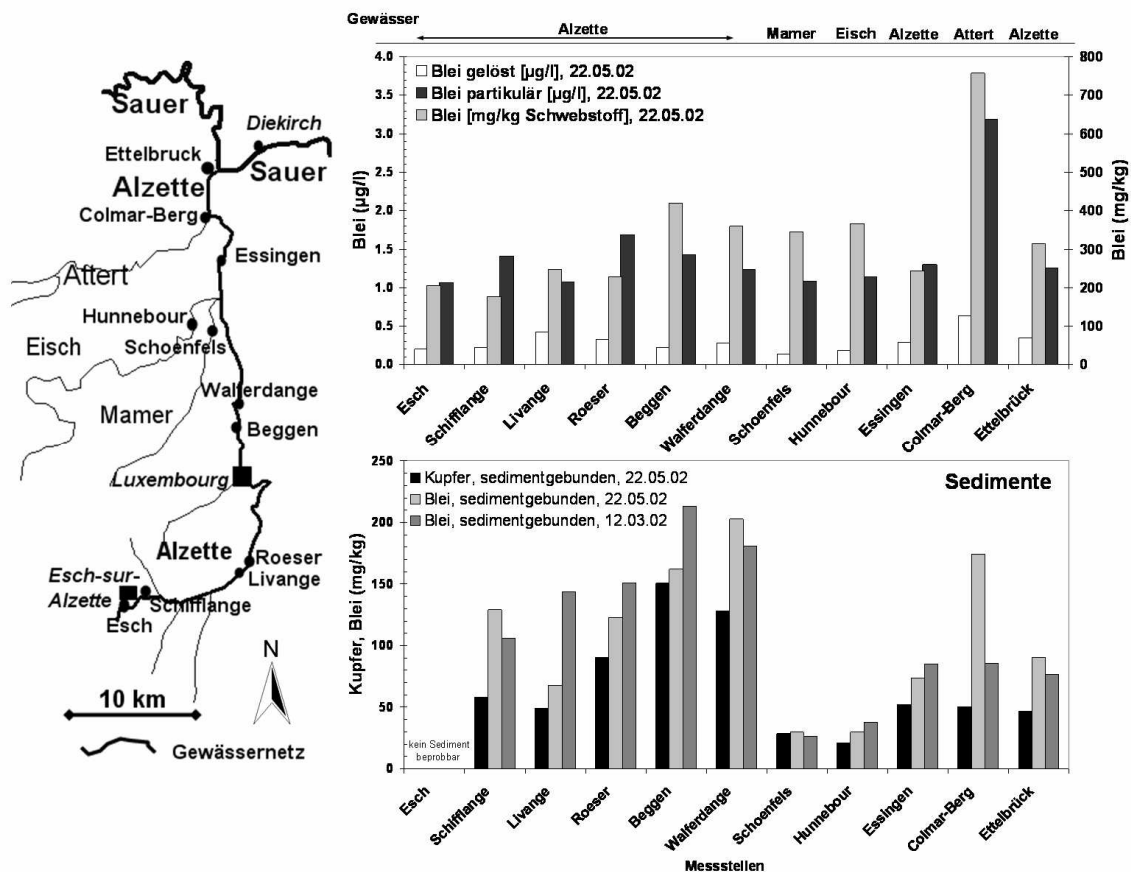


Bild 2: Räumliche Variabilität von gelöstem und partikulärem Blei sowie sedimentgebundenem Kupfer und Blei im Alzette - Längsprofil.

Aus Bild 3 wird ersichtlich, dass neben dem Schwermetall Blei auch der Nährstoff Phosphor zu einem großen Teil schwebstoffgebunden oder inkorporiert in der partikulären Biomasse transportiert wird. Auch Stickstoff

wird je nach Lage und Art der beitragenden Stoffquellen zu einem nicht unwesentlichen Teil partikelgebunden transportiert. Unter räumlichen Aspekten steigen die Stickstoff- und Phosphorfrachten in Richtung des Einzugsgebietsauslasses in Ettelbrück (Bild 3, oben), was primär auf die zunehmenden Abflussvolumina zurückgeht. Eine Ausnahme zeigt sich bei Ammonium, wo die Gesamtfracht im Jahr 2002 an der Messstelle Walferdange trotz der erheblich geringeren Abflüsse höher als in Ettelbrück ist. Dies wird hauptsächlich durch den Einfluss einer punktuell einleitenden Kläranlage verursacht. Die Normierung auf die Einzugsgebietsgröße (Bild 3, unten) hebt die Gewässerbelastung an der Messstelle Walferdange hervor, wobei insbesondere für die hohen Phosphorspenden auch diffuse Einträge aus dem Stadtbereich Luxemburg verantwortlich sind. Alleinige Messungen am Einzugsgebietsauslass sind somit je nach Einzugsgebietscharakteristika nur

bedingt repräsentativ für eine Typisierung der Belastung im oberhalb gelegenen Einzugsgebiet. Die Entscheidung, wo Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität anzusetzen sind, setzt daher eine eingehende Kenntnis des oberhalb der Messstellen gelegenen Einzugsgebiets voraus und macht eine raumzeitlich hochaufgelöste Analyse und Bewertung der Dynamik und des Einflusses diffuser und punktueller Quellen notwendig.

Die bisherigen Ausführungen zeigen, dass die Wasserinhaltsstoffe Blei und der Nährstoff Phosphor hauptsächlich partikelgebunden transportiert werden und somit eine verlässliche Berechnung der Frachten für diese Stoffe eng an eine ebenso zuverlässige Charakterisierung der Schwebstoffdynamik geknüpft ist. Ob Substanzen in Fließgewässern primär in der gelösten oder partikelgebundenen Phase transportiert werden ist jedoch von Stoff zu Stoff sehr unterschiedlich und hängt entscheidend von deren physikalisch-chemischen Eigenschaften wie z.B. dem koordinationschemischen Verhalten von Metallen und der chemischen Zusammensetzung und Struktur der Schwebstoffmatrix ab. Speziationsberechnungen mit dem Programm SCAMP (LOFTS & TIPPING 2000) zeigten beispielsweise für ein Flusseinzugsgebiet in Mittelengland, dass dort die Schwermetalle Blei und Kupfer zu über 80 % partikulär gebunden transportiert werden, das Schwermetall Nickel, wie Blei ein prioritärer Stoff nach EU-WRRL, hingegen vorwiegend in der gelösten Phase aufzufinden ist. Zudem ist der relative Anteil der in partikulärer Form transportierten Stoffmenge u. a. abhängig von den hydrologischen Randbedingungen, den chemisch-biologischen Gewässerbedingungen, saisonalen Effekten und den beitragenden punktuellen und diffusen Quellen und kann z.B. mit zunehmendem Schwebstoffgehalt im Verlauf von

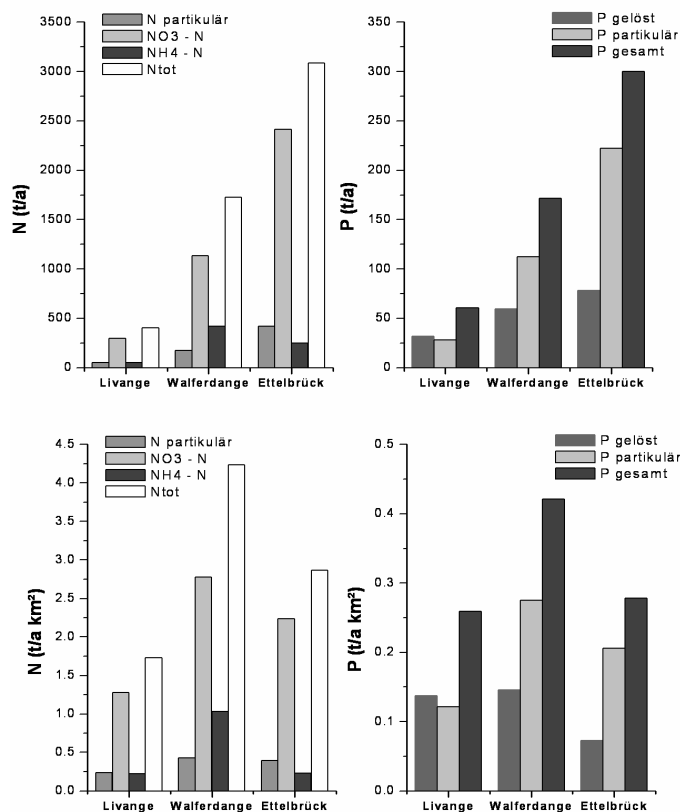


Bild 3: Räumliche Variabilität von Stickstoff- und Phosphor-Frachten (oben) und den auf die Einzugsgebietsgröße normierten Nährstoffspenden (unten) für das Jahr 2002.

Hochwasserereignissen deutlich steigen (DROPPA & JASKOT 1995). Neben der Relevanz der Schwebstoffe als Trägermedium für eine Vielzahl von Schadstoffen können sedimentierte Feststoffe aber auch als Partikel selbst beispielsweise benthische Lebensgemeinschaften nachteilig beeinflussen oder zu immensen Problemen bei der Bewirtschaftung von Flusstauhaltungen in Binnenwasserstraßen führen. Dies unterstreicht die Relevanz der Erfassung des quantitativen Schwebstofftransports.

3.2 Quantitativer Schwebstofftransport in Fließgewässern

Zur Charakterisierung des quantitativen Feststofftransports werden in dem hier vorgestellten Projekt drei Hauptstrategien verfolgt. Dazu gehört die wöchentliche Entnahme von Schwebstoffproben an sechs Hauptmessstellen, die kontinuierliche Registrierung der partikulären Transportdynamik mit Trübungssonden sowie die Beprobung von Hochwasserwellen mit Autosamplern. Da die Trübungswerte stets auch ein Ausdruck der jeweiligen Partikeleigenschaften wie der Partikelgröße und -form, der Zusammensetzung und der Oberflächeneigenschaften der Schwebstoffmatrix sind, ist immer eine Kalibrierung mit gravimetrisch ermittelten Schwebstoffgehalten, z.B. in den mit Autosamplern beprobten Hochwasserwellen, erforderlich (GALLÉ et al. 2004b, GIPPEL 1995, SCHMIDT 2003).

Bild 4 verdeutlicht für zwei unterschiedlich große Einzugsgebiete die prinzipiell entstehende Problematik, wenn nur zeitlich festliegende und gering aufgelöste, in diesem Fall wöchentliche Schwebstoffentnahmen als Basis für die Erstellung von Abfluss-Konzentrationsbeziehungen und die daran anschließende Frachtberechnung zur Verfügung stehen. An beiden Messstellen zeigt sich die asymmetrische Verteilung des Parameters Schwebstoffgehalt mit nur einigen wenigen Schwebstoffentnahmen zu Zeiten hoher Abflüsse. Dies verdeutlicht, dass die Variable Schwebstoffgehalt an beiden Stationen nicht normalverteilt ist, mathematisch-statistische Beziehungen somit mit Bedacht angewendet und interpretiert werden sollten und im Kontext einer Frachtberechnung schlussendlich mit Hilfe von einigen wenigen „Ausreißern“ auf die Grundgesamtheit rückgeschlossen wird. Zudem variieren die Schwebstoffkonzentrationen bei hohen Abflüssen immens, was mit dem Einfluss einer Vielzahl von Faktoren wie beispielsweise der raumzeitlich variablen Niederschlagsverteilung und -intensität, der hoch variablen Aktivierung und Erschöpfung der Stoffquellen, differierenden antezedenten Vorbedingungen (Bodenwassersättigung, remobilisierbares Sediment, Vegetationsbedeckung) oder der saisonal und zwischen den hydrologischen Jahren unterschiedlichen Bereitstellung von Erosionsmaterial erklärt werden kann.

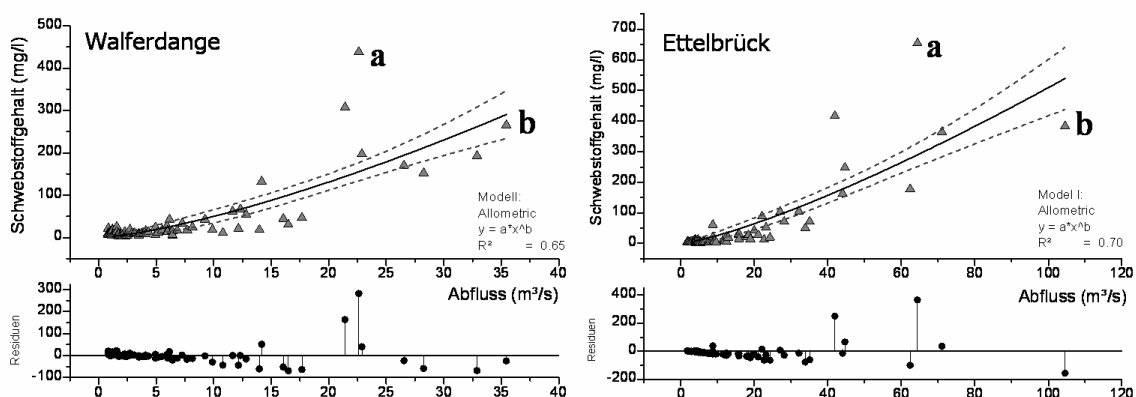


Bild 4: Unsicherheiten in den Beziehungen zwischen Abfluss und Schwebstoffkonzentrationen, induziert u.a. von lang anhaltenden Trockenwetterphasen (a) und Ausräumungseffekten (b), Messstellen Walferdange/Steinsel (408 km²) und Ettelbrück (1072 km²), gestrichelt: 95%-Konfidenzbänder.

Für die Probenahmestrategie bedeutet dies, dass an den dargestellten Messstationen Beprobungen zu Zeiten niedriger Abflüsse nur noch redundante Informationen für die

Abfluss-Konzentrationsbeziehung liefern und gezielte Entnahmen zu Zeiten hoher Abflüsse und damit verbunden hoher Stoffflüsse die Datenbasis beträchtlich verbessern können (z.B. DEGENS & DONOHUE 2002).

Die größten residualen Abweichungen (Bild 4a) treten bei den Proben auf, die in einer Hochwasserwelle entnommen wurden, der eine lang anhaltende Trockenwetterphase vorausging. Dies unterstreicht die Bedeutung der hydrologischen Vorbedingungen für die Ergebnisse einer Schwebstoffbeprobung in Fließgewässern. So betrug im Fall 4a die 31tägige Vorregensumme an einer Messstation in Luxemburg-Stadt 24.6 mm und im Attert Einzugsgebiet 25.4 mm. Hingegen führten bedeutende Vorwellen im Gerinnebett und die Ausräumung von Sedimentquellen im Einzugsgebiet durch Vorregenereignisse im Fall 4b zu deutlich niedrigeren Schwebstoffkonzentrationen trotz höherer Abflüsse. Die 31tägige Vorregensumme war dabei im Fall 4b mit 177.8 mm in Luxemburg-Stadt und 158.8 mm im Attert – Einzugsgebiet um ein Vielfaches höher als im Fall 4a. Der variierende Einfluss hydrologischer Randbedingungen führt somit dazu, dass Abfluss-Konzentrationsbeziehungen in der Regel nicht zeitinvariant angewendet werden können und zur Verifizierung der Frachtschätzung zeitlich hoch aufgelöste Datensätze zum Schwebstofftransport erforderlich sind.

Eine potentielle Möglichkeit, den Schwebstofftransport zeitlich hochaufgelöst zu erfassen, stellt die Trübungsmessung dar (GIPPEL 1995, HELLMANN, 1999, SCHMIDT 2003). Bild 5 verdeutlicht die hohe zeitliche Dynamik des Schwebstofftransports anhand von 15minütigen Trübungsmessungen an der Messstelle Ettelbrück. Leicht ersichtlich ist auch hier, dass mit einer wöchentlichen Probenahme der Schwebstofftransport nur mehr oder weniger zufällig charakterisiert werden kann und auch dynamische Prozesse wie die Hysterese zwischen Abfluss und Schwebstoffkonzentration (Bild 5, untere Grafik) nicht erfasst werden können. In dem hier dargestellten Beispiel zeigt sich eine Hysterese im Uhrzeigersinn mit deutlich höheren Trübungswerten im ansteigenden Ast als bei gleichem Abfluss im abfallenden Ast. Dies kann z.B. auf eine Erschöpfung von nahe gelegenen Sedimentquellen im Gerinnebett und/oder dem Einzugsgebiet, den schnellen Beitrag von Kanalisationssystemen und Regenüberläufen und/oder den frühen Sedimenteintrag von nahe gelegenen Zuflüssen in die Alzette zurückgeführt werden. Da statistisch gesehen zufällige Probenahmen eher im absteigenden Ast einer Hochwasserwelle stattfinden, kann eine solche Hystereseschleife somit signifikant zu dem Fehlerpotential in den Abfluss-Schwebstoffkonzentrations-Beziehungen beitragen und zu einer erheblichen Unterschätzung der Schwebstoffkonzentrationen und -frachten führen.

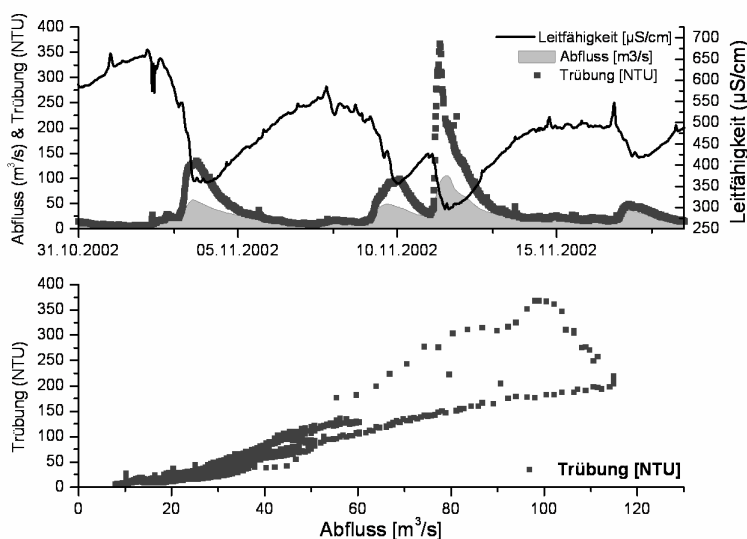


Bild 5: Zeitliche Variabilität von Abfluss, Trübung und Leitfähigkeit sowie Hystereseeffekte im Verlauf von Hochwasserereignissen, Messstelle Ettelbrück.

Form, Richtung und Ausprägung der Hysterese können sich je nach hydrologischen Randbedingungen von Ereignis zu Ereignis, zwischen den Jahreszeiten und auch zwischen den hydrologischen Jahren ändern (DROPPA & JASKOT 1995, SYMADER 1988, WALLING 1996).

Beispielhaft zeigen sich in der in Bild 6 dargestellten Hochwasserwelle in der Attert höhere Schwebstoffgehalte im abfallenden Ast des Ereignisses. Diese Welle wurde durch ein doppelgipfliges Regenereignis in den oberen Einzugsgebietsteilen ausgelöst. Durch die unterschiedliche Fortpflanzungsgeschwindigkeit von Hochwasserwelle und Wasserkörper, auch als kinematischer Welleneffekt bekannt (KURTENBACH et al. 2005), ist eine fünfständige Verzögerung des ersten Schwebstoffpeaks auf das Abflussmaximum festzustellen. Bodenbürtige gelöste Stoffe, hier dargestellt am Beispiel des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), erfahren eine noch größere zeitliche Verzögerung. Die Reaktion des Einzugsgebiets ist somit für den Stofffluss im Vergleich zum Abfluss auch in diesem Beispiel völlig verzerrt.

Die Ungenauigkeiten, die sich bei der Berechnung von Schwebstofffrachten ergeben, wenn der Einfluss der hydrologischen Prozessdynamik nicht durch zeitlich hochaufgelöste Daten berücksichtigt werden kann, lässt sich an dieser Hochwasserwelle in der Attert exemplarisch berechnen. Auf der Grundlage von 52 Wochenproben, die über den Zeitraum eines Jahres bei unterschiedlichen hydrologischen Randbedingungen entnommen wurden, wurde eine Abfluss-Konzentrations-Beziehung erstellt und auf dieser Basis die Konzentrationen extrapoliert, die in die Stoffflussberechnung eingehen (GALLÉ et al. 2004b).

Der Vergleich zwischen den aus der Extrapolation berechneten und den realen, aus den zeitlich hochaufgelösten Trübungsmessungen

berechneten Stoffflüssen fällt ernüchternd aus. Für die Schwebstofffracht kann die Extrapolation (5.600 kg) nur 1/3 der realen Fracht (16.500 kg) voraussagen (Bild 6). Obwohl in der Literatur meist Hystereseschleifen im Uhrzeigersinn dokumentiert sind (KREIN & DE SUTTER 2001) bleibt

die Frage, ob sich die Auswirkungen der unterschiedlich ausgeprägten Hystereseschleifen im Jahresverlauf gegeneinander aufwiegen. Dies ist jedoch wiederum abhängig von dem hydrologischen Geschehen und dem betrachteten Einzugsgebiet und kann nur mit zeitlich hoch aufgelösten Trübungsdatensätzen evaluiert werden.

Als Konsequenz aus den bisherigen Ausführungen ergibt sich: Je weniger eine Monitoringstrategie die Variabilität der Prozesse abbildet, die die partikulären Stoffflüsse steuern, desto größer kann schlussendlich der Fehler in einer Stoffflussberechnung sein. Mit Hilfe einer breiten Datenbasis zum Schwebstofftransport, sei es über kontinuierliche Trübungsmessungen oder zeitlich hoch aufgelöste Schwebstoffgehaltsbestimmungen können dann auch unterschiedliche Regressionsbeziehungen beispielsweise für hydrologische Winter- und Sommerhalbjahre oder für auf- und absteigende Äste von Hochwasserwellen aufgestellt werden, um saisonal und durch Hystereseeffekte bedingte Unsicherheiten in den Abfluss-Konzentrations-Beziehungen zu minimieren. Damit kann der Fehler einer Schwebstoff-Frachtberechnung beträchtlich reduziert werden (ASSELMAN 2000).

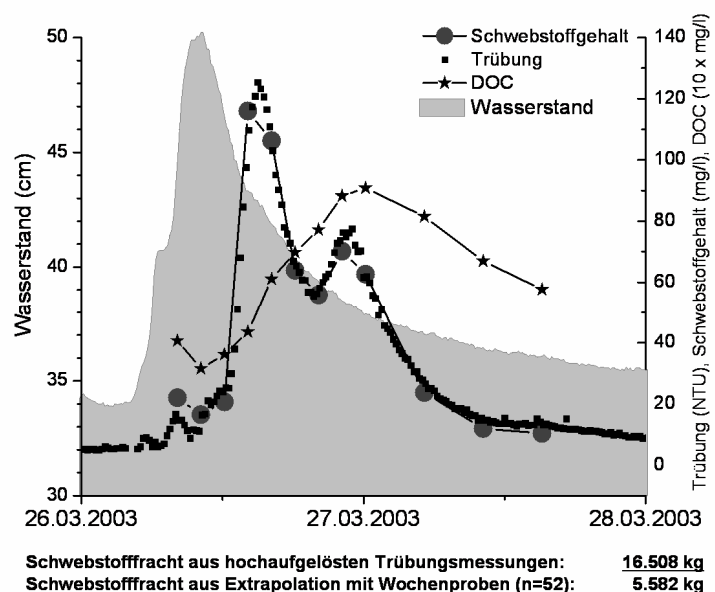


Bild 6: Dynamik des Stofftransports im Verlauf einer Hochwasserwelle im 323 km² großen Attert-Einzugsgebiet, Messstelle Colmar-Berg.

3.3 Qualitative Schwebstoffbelastung und partikuläre Stofffrachten

Die Erfassung von spezifischen Belastungen der Schwebstoffe mit anorganischen und organischen Schadstoffen ist mit hohem Aufwand und Kosten bei der Probenahme, -aufbereitung und Analytik verbunden. Zeitlich hoch aufgelöste Beprobungen sind daher meist aufgrund finanzieller, personeller und logistischer Einschränkungen nicht realisierbar, wodurch auch die Berechnung von partikulären Stofffrachten erschwert wird. Eine potentielle Möglichkeit, mit relativ geringem Aufwand und Kosten partikuläre Stofffrachten zu erfassen geht von der Annahme aus, dass die Schwebstoffkonzentrationen meist wesentlich stärker und über mehrere Größenordnungen variieren als die Stoffkonzentrationen in den Schwebstoffen selbst (WALLING et al. 1992, LAWA 2003).

Die Tabelle 1 verdeutlicht dies an einer Gegenüberstellung von wöchentlich entnommenen Schwebstoffproben mit Proben, die in Hochwasser- und Niedrigwasserperioden mit Zentrifugen gewonnen wurden. In beiden Fällen zeigen sich höhere Variationskoeffizienten bei den Schwebstoffkonzentrationen im Vergleich zu den Konzentrationen von schwebstoffgebundenem Blei, Zink, Kupfer und den partikulären Phosphat- und Stickstoffgehalten. Die im Vergleich zur Messstelle Walferdange höheren Blei - Variationen in Ettelbrück können auf den Einfluss der schon beschriebenen Punktquelle in der Attert (vgl. Bild 2) zurückgeführt werden.

Tab. 1: Variationen in den Schwebstoffkonzentrationen und den spezifischen Schwebstoffbelastungen an den Messstationen Ettelbrück und Walferdange und alternative Möglichkeiten für die Berechnung von partikulären Stofffrachten.

Wochenproben: n = 76		Schwebstoff	Schwebstoff	Blei	Blei	Zink	Kupfer	PO ₄	N
Zentrifugenkampagnen: n=8		mg/l	wöchentlich, mg/l	mg/kg	wöchentlich, mg/kg	mg/kg	mg/kg	g/kg	%
Messstelle Ettelbrück		n = 8	n=76	n = 8	n=76	n = 8	n = 8	n = 8	n = 8
	Mittelwert	76.4	33.2	139.3	179.0	614.2	84.2	11.9	1.2
	Standardabw.	141.2	73.8	162.2	211.4	179.2	26.1	3.1	0.4
	Variation (%)	184.9	222.5	116.5	118.1	29.2	31.0	25.8	29.8
Messstelle Walferdange									
	Mittelwert	62.7	30.8	96.6	142.4	939.6	118.3	20.3	1.8
	Standardabw.	101.0	55.6	14.1	102.3	156.2	46.4	6.5	0.7
	Variation (%)	161.0	180.4	14.5	71.8	16.6	39.2	31.8	36.9

Blei Gesamtfracht 2002 in Walferdange mit einfacher Extrapolation mit wöchentlichen Blei-Gehalten (n=76): 1.73 t
 Blei Gesamtfracht 2002 in Walferdange mit arithmetischem Mittelwert berechnet (96.6 mg/kg, n=8): 2.34 t

Auf dieser Datenbasis wurden exemplarisch die Blei-Stofffrachten für das Jahr 2002 in Walferdange auf zwei alternativen Wegen hochgerechnet. Im 1. Fall wurden die Frachten auf Basis einer Abfluss-Konzentrations-Beziehung mit den wöchentlich ermittelten partikulären Blei-Gehalten im Wasserkörper ($\mu\text{g/l}$) berechnet (n=76), im 2. Fall auf Basis einer Abfluss-Konzentrations-Beziehung mit den wöchentlich ermittelten Schwebstoffkonzentrationen (mg/l) und anschließender Multiplikation mit dem arithmetischem Mittelwert der spezifischen Blei-Belastung der Schwebstoffe (mg/kg, n=8). Bei beiden Verfahren liegen die Gesamtfrachten für 2002 in einer vergleichbaren Größenordnung (siehe Tab.1), zumal Stofffrachten aufgrund der zahlreichen Unsicherheiten und dem großen Fehlerpotential stets als Schätzungen zu werten sind. Eine konsistente Anwendung dieser Vorgehensweise mit der gezielten Entnahme weniger Schwebstoffe zu ausgewählten Hoch- und Niedrigwasserperioden und anschließender Extrapolation mit Hilfe von zeitlich hoch aufgelösten Schwebstoffdaten ist daher auch für andere partikulär transportierte Schadstoffe denkbar. Dies muss jedoch stoff- und messstellenspezifisch evaluiert werden und wird beispielsweise durch varianzerhöhende Einflüsse von Punktquellen wie z.B. an der Messstelle Ettelbrück (Tab. 1), erschwert.

Die Berechnung der Stofffrachten basiert in dem hier vorgestellten Fallbeispiel auf zwei unterschiedlichen Konzentrationen, der Blei-Konzentration im Wasserkörper in $\mu\text{g/l}$ auf der einen und der spezifischen Blei-Belastung der Schwebstoffe in mg/kg auf der anderen Seite. In Bild 7 sind beide Konzentrationen für die Messstelle Walferdange gegen den Abfluss aufgetragen. Es zeigt sich, dass für beide Stoffgehalte ganz unterschiedliche Dynamiken in einem Fließgewässer typisch sind. Die Blei-Konzentrationen in der Wasserphase steigen mit zunehmendem Abfluss (Bild 7a) aufgrund der ebenfalls zunehmenden Schwebstoffkonzentrationen. Hingegen sinkt die spezifische Belastung der Schwebstoffe (mg/kg) mit zunehmendem Abfluss insbesondere aufgrund des verdünnenden Einflusses von Erosionsschwebstoffen (Bild 7c). Die Maxima der spezifischen Belastung der Schwebstoffe treten in Niedrigwasserperioden auf (Bild 7b), in denen der relative Anteil von belasteten Abwasserschwebstoffen und der Einfluss kleinerer diffuser Schadstoffeinträge im Vergleich zu Hochwasserperioden deutlich ansteigen kann. Somit zeigt sich, dass gewässerökologisch auch solche Niedrigwasserperioden für die Biozönose von enormer Relevanz sein können und daher beide Konzentrationen, die in Abhängigkeit des Schwebstoffgehaltes signifikant variieren können, in eine Bewertung der Gewässerqualität und von partikulären Stoffflüssen mit einfließen sollten (KURTENBACH et al. 2002).

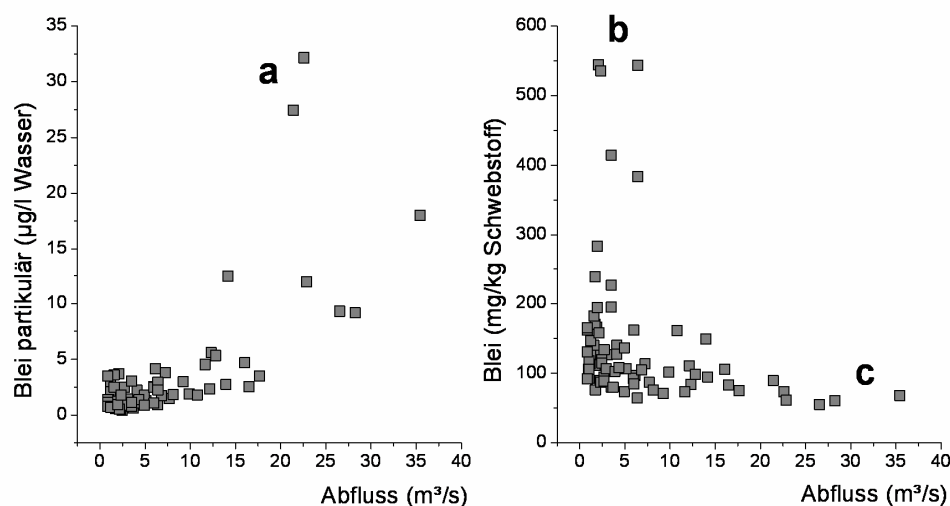


Bild 7: Vergleich der Beziehungen zwischen Abfluss und partikulärer Bleikonzentration in der Wasserphase (in $\mu\text{g/l}$, links) und Abfluss und spezifischer Bleikonzentration im Schwebstoff (in mg/kg , rechts), wöchentliche Beprobung, Messstelle Walferdange.

3.4 Berechnung von Stofffrachten in Fließgewässern

In den bisherigen Ausführungen wurden für die Berechnung der Stofffrachten meist einfache Extrapolationsmethodiken bevorzugt. In der Literatur wird jedoch eine Vielzahl von Möglichkeiten diskutiert, wie man am besten Stoffflüsse berechnet. PHILLIPS et al. (1999) zeigen beispielsweise anhand der Überprüfung von über 20 verschiedenen Verfahren zur Berechnung von Schwebstofffrachten, dass neben Extrapolationstechniken auch bestimmte Interpolationsansätze geeignet sind, um Schwebstofffrachten verlässlich zu berechnen. Einen Überblick über die verschiedenen Frachtberechnungsverfahren und deren Fehlerpotentiale geben weiterhin DEGENS & DONOHUE (2002) und RICHARDS (1999) sowie mit Schwerpunkt auf der Schätzung gelöster Stofffrachten die LAWLA (2003). Je nach Umweltverhalten der Stoffe, der Probenahmestrategie, der Dauer des Beobachtungszeitraumes, der Dynamik der beitragenden Stoffquellen und der Einzugsgebietsgröße können bei allen Berechnungsansätzen signifikante Über- und

Unterschätzungen der realen Stofffracht auftreten. Da eine Generalisierung des Fehlerpotentials aufgrund der stoff- und messstellenspezifischen Abhängigkeit der Frachtberechnung nur bedingt möglich ist, muss die Eignung der einzelnen Methoden in Kombination mit den hydrologischen Gegebenheiten stets neu evaluiert werden. So können beispielsweise mit Hilfe von hochaufgelösten Trübungsdaten Referenzfrachten berechnet werden, anhand derer verschiedene Probenahmestrategien und Berechnungsmethoden zur Erfassung partikulärer Frachten bewertet werden können. Gerade in dynamischen Messjahren und bei Monitoringstrategien mit niedriger Probenahmefrequenz sollten zudem vergleichende Frachtberechnungen mit unterschiedlichen Methoden zur Absicherung der Ergebnisse durchgeführt werden. Häufig können dabei gelöste Stofffrachten mit geringeren Beprobungsfrequenzen noch adäquat abgebildet werden, da die Konzentrationsganglinien vieler gelöster Stoffe eine geringere Variabilität aufweisen als die der partikulären (siehe z.B. Bild 5 und 6). Die Fehler, die aufgrund einer niedrigen Probenahmefrequenz entstehen sind zudem abhängig von der Einzugsgebietsgröße. Sie sinken beispielsweise in größeren Fließgewässern, da hier sowohl die hydrologischen als auch hydrochemischen Reaktionen meist gedämpfter ausfallen (ASSELMAN 2000, DEGENS & DONOHUE 2002, GALLÉ et al. 2004b, LAWA 2003, PHILLIPS et al. 1999, RODE & SUHR 2006, WALLING et al. 1992).

COATS et al. (2002) konnten weiterhin zeigen, dass die Anwendbarkeit der untersuchten Frachtberechnungsverfahren abhängig von den hydrologischen Randbedingungen (Trocken- oder Nassjahr) ist. Im Verlauf des Nassjahres bildeten für Schwebstoffe und partikulär transportierten

Phosphor regressionsanalytische Berechnungsansätze die realen Stofffrachten besser ab. Gerade die Extrapolationstechniken sollten jedoch stets mit Bedacht angewendet und interpretiert werden und auf der Basis von Stichproben basieren, die zu unterschiedlichsten hydrologischen Randbedingungen entnommen wurden. Zudem muss stoffspezifisch bewertet werden, ob eine Beziehung zum Abfluss überhaupt existiert respektive plausibel ist. So zeigt sich beispielsweise bei gelöstem Nitrat, dass zu einem großen Teil über das Grundwasser eingetragen wird, oftmals keine Abhängigkeit der Stoffkonzentration vom Abflussgeschehen (HELLMANN 1999, SYMADER 1988). Bild 8 zeigt zudem beispielhaft anhand der Abfluss-Konzentrationsbeziehung von Ammonium in Walferdange für das Jahr 2002, dass Regressionsbeziehungen auch bei gelösten Stoffen nicht zeitinvariant angewendet werden können und dynamisch angepasste Berechnungsverfahren je nach betrachtetem Stoff sowie eine Aufteilung nach hydrologischen Kriterien wie Abflussverhältnissen, Jahreszeit und Trocken- oder Nassjahr sinnvoll erscheinen. Da sowohl Probenahmefehler als auch Fehler in den Abflussmessungen zu Zeiten hoher Abflüsse und speziell bei den Stoffen, deren Frachten mit steigendem Abfluss stark ansteigen überproportional in die Berechnung eingehen können, sollte eine Extrapolation in Bereiche, die nicht durch Konzentrationsmessungen abgedeckt sind, möglichst vermieden werden (DEGENS & DONOHUE 2002, HELLMANN 1999, SYMADER 1988).

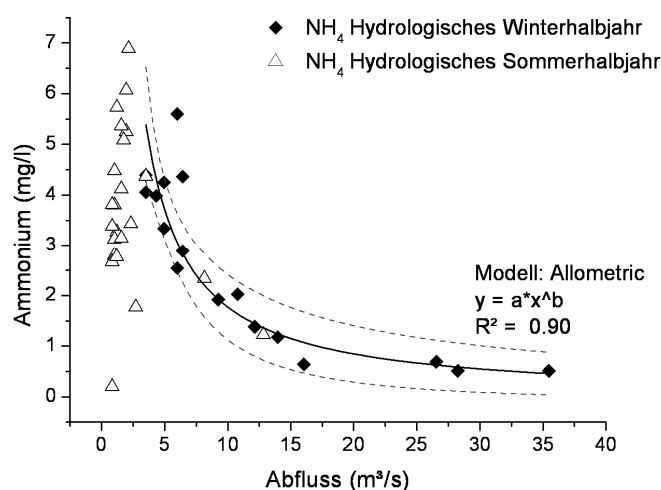


Bild 8: Abfluss-Konzentrationsbeziehung von gelöstem Ammonium in Walferdange, 2002 (gestrichelt: 95% - Konfidenzbänder).

Dies zeigt, dass eine Ermittlung von plausiblen Stofffrachten in Fließgewässern alles andere als trivial ist und eine universelle Vorgehensweise aufgrund der Heterogenität vieler Einzugsgebiete, der differierenden Dynamik der Stoffquellen und der Unterschiede in den

physikalisch-chemischen Eigenschaften der jeweilig relevanten Stoffe nicht existiert. Somit ist es erforderlich, bei der Erfassung und Bewertung von Stoffflüssen in Abhängigkeit der Fragestellung und Zielsetzung stoff- und messstellenspezifisch vorzugehen.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

Zusammenfassend können die folgenden Punkte festgehalten werden, die speziell im operativen und investigativen Monitoring nach EU-WRRL Berücksichtigung finden sollten:

- Messstrategien mit zeitlich festliegenden Beprobungsintervallen können prinzipiell problematisch bei der Erfassung des Schadstofftransports in Fließgewässern sein, da das Probenahmeintervall meist nicht der relativ kurzfristigen Dynamik des Stoffeintrags und -transports gerecht wird. Dies gilt insbesondere für den an Hochwasserereignisse gebundenen partikulären Stofftransport.
- Dynamische Situationen bedürfen daher einer Verknüpfung mit dem Abflussgeschehen, wobei jedoch Faktoren wie Hystereseeffekte, antezedente Vorbedingungen, die raumzeitliche Niederschlagsverteilung und -charakteristik, kinematische Welleneffekte oder saisonale Unterschiede in der Materialbereitstellung zu hohen Unsicherheiten in der Frachtschätzung führen. Mit einer Kombination von Basismessprogramm, durchflussorientierten Autosamplerbeprobungen und zeitlich hochaufgelöst detektierendem Online - Equipment können diese Unsicherheiten quantifiziert und minimiert werden. Monitoring - Messstellen zur qualitativen Erfassung des Stofftransports sollten zudem möglichst nahe bei Durchflussmessstationen installiert werden.
- Obwohl die Realisierung einer hohen raumzeitlichen Probenahmedichte in der Praxis limitierenden Faktoren in logistischer, finanzieller und personeller Hinsicht unterliegt, sollte eine Monitoringstrategie so angelegt sein, dass die ereignisgebundene Reaktion eines Einzugsgebietes speziell für die partikulären Stofffrachten berücksichtigt werden kann. Hier kann die Kombination von relativ günstigen, zeitlich hochaufgelösten Trübungs- und Schwebstoffgehaltsmessungen mit gezielten Messungen einiger weniger Stoffkonzentrationen in Schwebstoffen im Verlauf von Niedrigwasser- und Hochwasserperioden helfen.
- Zum Verständnis der steuernden Faktoren für Stoffflüsse ist eine räumliche Analyse mit Flusslängsprofilen der Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentmatrix ein hilfreicher Ansatz, um immissionsorientiert diffuse und punktuelle Quellen zu lokalisieren und differenzieren. Dabei müssen bei der Interpretation die hydrologischen Randbedingungen wie antezedente Hochwasserereignisse und damit verbundene Ausräumungs- und Verdünnungseffekte mit einbezogen werden.
- Eine Reduzierung des Probenahmeintervalls führt insbesondere bei den Variablen, die signifikant mit dem Abfluss korrelieren, stets zu Informationsverlust. Höhere Probenahmefrequenzen in Kombination mit angepassten Beprobungsstrategien verbessern in der Regel sowohl die Ergebnisse der Frachtberechnungen von gelösten Stoffen als auch die von partikelgebundenen Substanzen. Eine unzureichende Datengrundlage kann auch mit den besten Extrapolations- und Interpolationstechniken zur Berechnung von Stofffrachten nicht kompensiert werden.

Danksagung

Die vorgestellten Arbeiten werden im Rahmen des Forschungsprojekts „Material flows in the catchment area of the river Alzette: impacts of contaminants on the water resources quality“ am Centre de Ressources des Technologies pour l'Environnement (CRTE) in Esch, Luxemburg in Kooperation mit der Universität Trier, Abteilung Hydrologie durchgeführt. Dem Fonds National de la Recherche in Luxemburg danken wir für die finanzielle Unterstützung. Unser Dank gilt weiterhin den Mitarbeitern des CRTE, insbesondere Dipl.-Biochem. Joëlle Welfring für die Organisation des Gesamtprojekts sowie die hilfreichen inhaltlichen Anregungen und dem Laborteam der Abteilung Hydrologie für die analytischen Arbeiten. Der Wasserwirtschaftsverwaltung in Luxemburg danken wir für die Bereitstellung von Abflussdaten aus dem Alzette - Einzugsgebiet.

5 LITERATURVERZEICHNIS

- ASSELMAN, N.E.M. (2000): Fitting and interpretation of sediment rating curves. - *Journal of Hydrology*, 234, 228-248.
- COATS, R., LIU, F., GOLDMANN, C.R. (2002): A Monte Carlo test of load calculation methods, Lake Tahoe basin, California-Nevada. - *Journal of the American Water Resources Association*, 38 (3), 719-730.
- DEGENS, B.P., DONOHUE, R.D. (2002): Sampling mass loads in rivers – a review of approaches for identifying, evaluating and minimising estimation errors. - *Water and Rivers Commission, Water Resource Technical Series, Report No. 25.*
- DE VRIES, A., KLAVERS, H.C. (1994): Riverine fluxes of pollutants: monitoring strategy first, calculation method second. - *European Water Pollution Control*, 4 (2), 12-17.
- DROPPO, I.G., JASKOT, C. (1995): Impact of river transport characteristics on contaminant sampling error and design. - *Environmental Science & Technology*, 29, 161-170.
- FOSTER, I.D.L., CHARLESWORTH, S.M. (1996): Heavy metals in the hydrological cycle: Trends and explanation. - *Hydrological Processes*, 10, 227-261.
- GALLÉ, T., VAN LAGEN, B., KURTENBACH, A., BIERL, R. (2004a): An FTIR-DRIFT Study on River Sediment Particle Structure: Implications for Biofilm Dynamics and Pollutant Binding. - *Environmental Science & Technology*, 38 (17), 4496-4502.
- GALLÉ, T., KURTENBACH, A., WELFRING, J., WEIDENHAUPT, A. (2004b): Monitoringstrategien und Berechnungsgrundlagen für Stoffflüsse im Kontext eines Flussgebietsmanagements. - Online Publikation der Vorträge zur Tagung „Abflussbildungsprozesse und deren Modellierung“, Universität Trier, http://ubt.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2004/284/pdf/04_Kapitel_2_Galle.pdf.
- GIPPEL, J.A. (1995): Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. - *Hydrological Processes*, 9, 83-97.
- HELLMANN, H. (1999): *Qualitative Hydrologie – Wasserbeschaffenheit und Stoff-Flüsse*. - Lehrbuch der Hydrologie, Band II, Berlin, Stuttgart.
- HOROWITZ, A. J., RINELLA, F. A., LAMOTHE, P., MILLER, T. L., EDWARDS, T. K., ROCHE, R. L., RICKERT, D. A. (1990): Variations in suspended sediment and associated trace element concentrations in selected riverine cross sections. - *Environmental Science & Technology*, 24, 1313-1320.
- KREIN, A., DE SUTTER, R. (2001): Use of artificial flood events to demonstrate the invalidity of simple mixing models. - *Hydrological Sciences Journal*, 46 (4), 611-622.
- KURTENBACH, A., KREIN, A. & SYMADER, W. (2005): Die Bedeutung der Gerinneprozesse für die Verknüpfung von Abflussbildung und Stofftransport - eine Analyse mit Hilfe künstlicher Hochwasserwellen in zwei mesoskaligen Mittelgebirgseinzugsgebieten. - *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 49 (4), 172 - 181.
- KURTENBACH, A., BIERL, R., SYMADER, W. (2002): Der Einfluss der Morphologie und Landnutzung auf die Schwebstoff- und Sedimentqualität im Einzugsgebiet der Sauer. - Müller, P., Rumpf, St., Monheim, H. [Hrsg.]: *Umwelt und Region - Aus der Werkstatt des Sonderforschungsbereiches 522*, Trier, 211-217.
- LAWA (Hrsg., 2003): *Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern - Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren*. - Reihe Konzepte und Strategien - Oberirdische Gewässer, Berlin.
- LOFTS, S., TIPPING, E. (2000): Solid-solution metal partitioning in the Humber rivers: Application of WHAM and SCAMP. - *The Science of the Total Environment*, 251/252, 381-399.
- NEAL, C., ROBSON, A.J., JEFFERY, H.A., HARROW, M.L., NEAL, M., SMITH, C.J., JARVIE, H.P. (1997): Trace element inter-relationships for the Humber rivers: inferences for hydrological and chemical controls. - *The Science of the Total Environment*, 194/195, 321-343.
- OWENS, P.N., WALLING, D.E., LEEKS, G.J.L. (1999): Deposition and storage of fine-grained sediment within the main channel system of the river Tweed, Scotland. - *Earth Surface Processes and Landforms*, 24, 1061-1076.
- PHILLIPS, J.M., WEBB, B.W., WALLING, D.E., LEEKS, G.J.L. (1999): Estimating the suspended sediment loads of rivers in the LOIS study area using infrequent samples. - *Hydrological Processes*, 13, 1035-1050.
- RICHARDS, R.P. (1999): *Estimation of Pollutant Loads in Rivers and Streams: A Guidance Document for NPS Programs*. Prepared under Grant X998397-01-0. U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Water Quality Research, Heidelberg College, Tiffin, Ohio.

- RODE, M., SUHR, U. (2006): Uncertainties in selected surface water quality data. - Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 3, 2991-3021.
- SCHMIDT, A. (2003): Effiziente Probenahme zur Schätzung von Schwebstofffrachten - Fallbeispiele an Rhein und Elbe. – in: Bundesanstalt für Gewässerkunde [Hrsg.]: Schwebstoffe und Schwebstofftransport in Binnenwasserstraßen. - BfG-Veranstaltungen, 3, 19-41.
- SCHORER, M. (1998): Raumzeitliche Dynamik von anorganischen und organischen Schadstoffen in Sedimenten eines Fließgewässers. - Dissertation Universität Trier, Aachen.
- SYMADER, W. (1988): Zur Problematik der Frachtermittlung. - Vom Wasser, 71, 145-161.
- WALLING, D. E., WEBB, W. B., WOODWARD, J. C. (1992): Some sampling considerations in the design of effective strategies for monitoring sediment associated transport. - IAHS Red Books, 210, 279-288.
- WALLING, D. E. (1996): Suspended sediment transport by rivers: a geomorphological and hydrological perspective. - Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol., 47, 1-27.
- WALLING, D.E., OWENS, P.N., CARTER, J., LEEKS, G.J.L., LEWIS, S., MEHARG, A.A., WRIGHT, J. (2003): Storage of sediment associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. - Applied Geochemistry, 18, 195-220.