

Modellierung ökotoxikologischer Belastungsmuster in Fließgewässern anhand von Experimentaluntersuchungen an der Weißen Elster

Karin Ulbrich, Erika Weißbrodt, Ralf Marsula und Florian Jeltsch

Synopsis

In polluted rivers of the Leipzig area, mainly the Weiße Elster, interactions between sediment and river ecosystem are investigated by experimental and mathematical methods. The main problems dealt with are the transport of sediment particles and the resulting spatio-temporal distribution of these particles. This leads to an ecotoxicological risk pattern. The dependence of the risk pattern on the specific particle load, the flow characteristic and the river geometry is shown.

Sediment, Schwebstoffe, Schadstoffbelastung, Transportmodell, Ökosystem, mikrobieller Abbau.
Sediment, suspended particles, pollution, transport modelling, ecosystem, microbial degradation.

1. Einleitung

In die Flüsse des Leipziger Raumes wurden bis 1990 ungenügend geklärte Abwässer der karbochemischen Industrie eingeleitet. Obwohl sich die Situation der Gewässer spürbar verbessert hat, stellen die in den Sedimenten akkumulierten Altlasten ein Gefährdungspotential dar. Zusätzliche Belastungen resultieren aus Substanzen, die bei Remobilisierungsprozessen neu entstehen (STOTTMEISTER & al. 1993). Für die Weiße Elster und die Pleiße werden Sedimentcharakterisierungen vorgenommen. Dabei geht es sowohl um die Identifizierung chemischer Substanzen als auch um deren Auswirkungen auf biologische Prozesse.

Eine Vielzahl der in Sedimenten belasteter Flüsse festgelegten Substanzen dienen heterotrophen Mikroorganismen als Lebensraum (RHEINHEIMER 1991) und können zu Massenentwicklungen von Bakterien und Pilzen führen. An Orten mit hoher Konzentration von Giftstoffen wird dagegen die Mikroflora in ihrer Entwicklung beeinträchtigt oder sogar weitgehend vernichtet. Solche toxischen Wirkungen üben z.B. Schwermetallverbindungen aus.

Mit der Wasserströmung werden ständig Partikel aus dem Sediment gelöst und als Schwebteilchen flußabwärts transportiert. Mit ihnen breitet sich auch das ökotoxikologische Gefährdungspotential der Sedimente aus. Da die verschiedenen Partikelfractionen in unterschiedlicher Weise mit toxischen Substanzen belastet sind (UMLAUF & BIERL 1987), ist die Herausbildung von Belastungsmustern entlang des Flußverlaufs sehr wahrscheinlich.

Gegenstand der vorliegenden Untersuchung ist die Entwicklung eines mathematischen Modells, das

- a) für die Beschreibung des Sedimenttransports in der Weißen Elster geeignet ist und
- b) die Ermittlung der wesentlichen Einflußgrößen gestattet, die für die Ausprägung von Belastungsmustern entscheidend sind.

2. Wechselwirkungen zwischen Sediment und Ökosystem

Im Stadtgebiet von Leipzig lagern Flußsedimente von etwa 1 Million Tonnen. Mehr als die Hälfte davon befindet sich in einem Staubecken der Weißen Elster. Hier wurden Schichtdicken bis zu 2 m festgestellt.

Die Sedimente sind belastet mit PAK's, Phenolderivaten und Schwermetallen (STOTTMEISTER & al. 1993). Toxizitätsmessungen mit Leuchtbakterientest (*Photobacterium phosphoreum*) ergaben z. T. toxisch wirkende Sedimente mit EC_{50} -Werten von 170 mg/l.

Die Porenwässer sind nahezu nicht toxisch ($EC_{50} = 900$ ml/l), was auf ein hohes Festlegungspotential der Schadstoffe an Sedimenten schließen läßt. Wäßrige Eluate von Sedimenten wiesen jedoch infolge der Desorption von Schadstoffen geringe Toxizitäten von z. B. EC_{50} von 450 ml/l auf. Es erfolgt eine schnelle Einstellung des Gleichgewichts.

Die Elution von organischem Material, gemessen am DOC (Dissolved Organic Carbon), war selbst nach 15 aufeinanderfolgenden Elutionsschritten noch nicht abgeschlossen. Hieraus leitet sich eine zusätzliche ökotoxische Gefährdung durch resuspendiertes Sediment ab. Andererseits wurde sowohl für den aeroben als auch anaero-

ben Bereich mikrobielle Aktivität festgestellt. Es wurden Keimzahlen von $7,7 \cdot 10^8$ bis $1,5 \cdot 10^9$ gemessen. Hinweise auf die biologische Aktivität der aeroben Schicht ergeben sich aus dem über 10 Tage gemessenen biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₁₀). Für die Sedimente im Elsterbecken sind Werte von 5000 bis 7000 mg/kg Naßsediment charakteristisch. Der anaerobe Abbau (Methanogenese) führte zu maximal 2,8l Faulgas pro kg Naßsediment.

Infolge veränderter hydrochemischer Bedingungen kommt es zu Remobilisierungsprozessen, die die stoffliche Beladung der resuspendierten Sedimente verändern. Verschiebungen im pH-Wert führen z. B. zur Veränderung der Bindungsart der Metalle und damit zur Löslichkeit von Metallsalzen. In dieser Form wirken sie wesentlich toxischer als vorher. Erhöhte Sauerstoffkonzentrationen bewirken oxydative Umsetzungen.

Einwertige Phenolverbindungen autoxydieren unter Bildung von Makromolekülen unterschiedlicher Struktur und Größe. Diese Autoxydationsprodukte sind toxischer als ihre Ausgangsstoffe. Beim Aufwirbeln anaerober Schichten kommt es zu einem sprunghaft erhöhten Sauerstoffbedarf durch das reduktive Milieu (Ammonium, Sulfide). Einsetzende aerobe mikrobielle Umsetzungen führen ebenfalls zu erhöhter Sauerstoffzehrung, die über einen wesentlich längeren Zeitraum andauert.

Mit der Strömung werden kontinuierlich Partikel vom Sedimentkörper abgetrennt und weiter transportiert. Sie wirken als "Vehikel" für adsorbierte Substanzen und Mikroorganismen. Die Partikel lagern sich nach einer gewissen Verweilzeit wieder auf der Gewässersohle ab. Neben festen Teilchen gelangen auch echt bzw. kolloidal gelöste Stoffe vom Sediment ins Wasser. Es wird jedoch davon ausgegangen, daß der weitaus größere Teil der im Sediment festgelegten Substanzen an die festen Partikel gebunden ist.

Deshalb ist die Ausbreitung dieser Partikel als vom Fluß transportierte Schwebstoffe von großer Bedeutung für die Ausbreitung des ökotoxikologischen Potentials. Sowohl während des Transports als Schwebstoffe als auch nach erneuter Sedimentation gibt es vielfache Wechselwirkungen zwischen Sediment und Ökosystem des Flusses. Dazu zählen mikrobiologischer Abbau verbunden mit erhöhter Sauerstoffzehrung, Beeinflussung der Photosynthese durch Trübung und Schädigung von Organismen infolge toxischer Wirkungen. Sedimentauflagerungen können Artenverschiebungen bei Makrophyten bewirken (REMY 1993). Starke Sedimentablagerungen an seichten Stellen führen zu Anstauungen und gefährden die Durchflußfähigkeit. Aus diesen Aspekten heraus wird die hohe Komplexität der Wechselwirkungen zwischen Sediment und Ökosystem des Flusses deutlich.

Die Entwicklung eines mathematischen Modells erfolgte mit dem Ziel, die hier ablaufenden Prozesse besser einordnen und verstehen zu können. Dazu sollte untersucht werden, inwiefern sich bei der Ausbreitung des ökotoxikologischen Potentials Belastungsmuster ausbilden und von welchen Einflußfaktoren sie entscheidend bestimmt werden.

3. Modell

3.1 Struktur und Gleichungen

Entsprechend dem instationären Charakter der in Fließgewässern ablaufenden Prozesse wurde ein zeitabhängiges Modell erarbeitet. Es ist nicht möglich, die Komplexität aller Prozesse, die beim Sedimenttransport eine Rolle spielen, in Modellrechnungen wiederzugeben. Wir beschränkten uns auf folgende Vorgänge (s. Abb. 1):

- Erosion
- Advektion (Transport durch Strömung)
- Diffusion
- Sedimentation

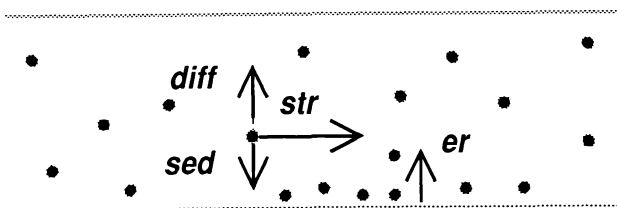


Abb. 1: Prozesse, die im Modell beschrieben werden: Erosion, Advektion, Sedimentation, Diffusion.

Fig. 1: Processes, described by the model: erosion, advection, sedimentation, diffusion.

Das Modell basiert auf einer Diskretisierung von Advektions-Diffusionsgleichungen, die bei der Beschreibung des Transports von Schwebstoffen üblich sind (MÜLLER & al.1991).

Für jede Partikelfraktion wurde die zeitlich-örtliche Konzentrationsänderung ermittelt nach der Gleichung

$$\frac{\Delta s_f}{\Delta t} = W + A + S + D$$

Dabei bedeuten:

- s Partikelkonzentration, mg
- t Zeit, s
- f Partikelfraktion
- E Erosionsrate, $\text{mg}\cdot\text{s}^{-1}$
- A Advektionsrate, $\text{mg}\cdot\text{s}^{-1}$
- S Sedimentationsrate, $\text{mg}\cdot\text{s}^{-1}$
- D Diffusionsrate, $\text{mg}\cdot\text{s}^{-1}$

Der Fluß wurde in Abschnitte (z. B. 10 m) unterteilt. Zusätzlich wurde der Wasserkörper in Höhenschichten untergliedert. So gebildete Zellen von z. B. $0,4\cdot 10\text{ m}^2$ werden als homogene Flußbereiche verstanden (s. Abb. 2), die die strukturelle Basis des Modells darstellen. Die Untergliederung in Wasserschichten hat das Ziel, das Vertikalprofil des Flusses zu untersuchen. Dabei ist besonders die Schicht von Interesse, die sich unmittelbar über dem Sediment befindet.

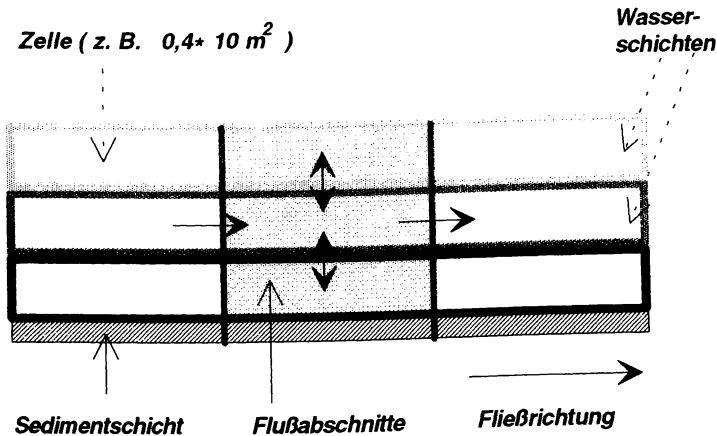


Abb. 2: Prinzipskizze der Modellstruktur: Wechselwirkungen zwischen den Zellen.

Fig. 2: Basic scheme of the model structure: Interactions between the cells.

Die Zellen stehen miteinander im Austausch über die in Abbildung 1 genannten Prozesse. Die Dynamik der Sedimentschicht ist gekennzeichnet vom Wechselspiel sedimentierender und resuspendierender Teilchen. Im Modell wird von der Annahme einer "aktiven" Sedimentschicht ausgegangen (KAMP-NIELSEN 1983, BRÜGGE-MANN & al. 1991). Von dieser wenige Zentimeter starken Sedimentschicht wird angenommen, daß sie gut durchmischt ist und in ständigem Austausch mit dem Wasserkörper steht.

Für die Beschreibung der genannten Prozesse wurden einfache Submodelle entwickelt. Der Berechnung der Erosionsrate liegt folgende Vorstellung zugrunde:

Ein gewisser Anteil der "aktiven" Sedimentschicht wird pro Zeiteinheit resuspendiert und geht in den Wasserkörper über. Die Größe dieses Anteils wird vom Erosionskoeffizienten bestimmt.

$$E(i) = er(i) \cdot as$$

- $er(i)$ Erosionskoeffizient, $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$
- as "aktive" Sedimentschicht, cm
- i Flußabschnitt

Der Beitrag des strömungsbedingten Transports ergibt sich zu

$$A(i,j) = [str(i-1,j) \cdot s_f(t-1,i-1,j)] - [str(i,j) \cdot s_f(t-1,i,j)]$$

j Wasserschicht
 $str(i,j)$ Strömungsparameter, s^{-1}

Der Strömungsparameter wird ermittelt aus Strömungsgeschwindigkeit und Länge des Flußabschnitts. Das Submodell "Advektion" gibt wieder, welcher Anteil der Partikelmenge der vorgelagerten Zelle im betrachteten Zeitintervall durch Strömung in die nächste Zelle gelangt.

Analog wird bei der Beschreibung der Sedimentation vorgegangen.

$$S(i,j) = [sed \cdot s_f(t-1,i,j-1)] - [sed \cdot s_f(t-1,i,j)]$$

sed Sedimentationsparameter, s^{-1}

Der Sedimentationsparameter läßt sich berechnen aus der Sinkgeschwindigkeit der Partikel und der Höhe der Wasserschicht. Infolge turbulenter Rückvermischung, die auch als effektive Diffusion betrachtet werden kann, kommt es zur Aufwärtsbewegung von Teilchen in die darüberliegenden Wasserschichten. Das Submodell für die Diffusion hat die Form:

$$D(i,j) = [diff(i) \cdot s_f(t-1,i,j+1)] - [2 \cdot s_f(t-1,i,j)] + [s_f(t-1,i,j-1)]$$

$diff$ Diffusionsparameter, s^{-1}

Die folgenden 4 Annahmen werden getroffen:

1. Es wurden 3 Partikelfractionen ausgewählt, die sich in ihrem Transportverhalten deutlich unterscheiden:

- Sand
- Schluff
- Ton

Jede Fraktion läßt sich durch eine mittlere Absetzgeschwindigkeit charakterisieren. Die Aggregation von Teilchen wurde vernachlässigt.

2. Aufgrund ihrer physiko-chemischen Eigenschaften unterscheiden sich die Partikelfractionen hinsichtlich ihrer spezifischen Adsorptionsfähigkeit. UMLAUF & BIERL (1987) fanden heraus, daß die mittlere Schlufffraktion etwa 60% der gesamten Sedimentbelastung an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen enthält. Demgegenüber ist bekannt, daß Schwermetalle vor allem an Tonpartikel gebunden sind. Sandpartikel werden als weitgehend unbelastet angenommen.

3. Die stoffliche Belastung der Schwebeteilchen entscheidet wesentlich über die Art der ökologischen Wirkung. Organische Kohlenstoffverbindungen sind im allgemeinen biologisch abbaubar. Schwermetalle üben toxische Wirkung aus. Sedimentpartikel jeder Art können durch Trübung des Wassers zur Beeinträchtigung der Photosynthese führen (SCHÖNBORN,1992). REMY (1992) untersuchte Artenverschiebungen bei Makrophyten infolge von Sedimentauflagerung auf den Pflanzensprossen.

4. Die jahreszeitliche Dynamik des mikrobiellen Abbaus von Schwebstoffen (GREISER,1988) wurde vernachlässigt.

3.2 Szenarien

Mit Hilfe des mathematischen Modells wurden anhand zweier Szenarien räumlich-zeitliche Verteilungen der einzelnen Partikelfractionen simuliert.

Den Szenarien liegen die folgenden Annahmen zugrunde:

Szenario 1:

Die Sedimentablagerung im Staubecken der Weißen Elster wird durch die ersten 50 Meter des Flusses simuliert. Im Wasserstrom am Beckenausgang sind alle 3 Partikelfractionen enthalten. Der Fluß strömt mit einer konstanten Geschwindigkeit von $0,3 \text{ ms}^{-1}$. Während ständig Schwebstoffteilchen sedimentieren, werden auch kontinuierlich Sedimentpartikel in Mengen von wenigen Milligramm pro Liter vom Wasser aufgenommen. In Berei-

chen "geringerer" bzw. "stark verringerter" Strömung geht die Strömungsgeschwindigkeit auf z. B. $0,15 \text{ ms}^{-1}$ bzw. $0,03 \text{ ms}^{-1}$ zurück. Das sind Bereiche anderer Flußgeometrien, d. h. der Querschnitt verbreitert sich an diesen Stellen.

Dieses Szenario entspricht dem Verhalten des Flusses in Ruhigwasserperioden (z. B. im Herbst).

Szenario 2:

Im Staubecken der Weißen Elster werden infolge stärkerer Strömung größere Mengen an Sediment aufgewirbelt. Dabei werden auch tiefere, anaerobe Schichten berührt. Die Strömungsgeschwindigkeit beträgt dabei z. B. $0,4 \text{ ms}^{-1}$. In einer Entfernung vom Beckenausgang von 1000 m verbreitert sich der Fluß, sodaß die Strömungsgeschwindigkeit auf $0,15 \text{ ms}^{-1}$ verringert wird. Dieses Szenario entspricht z.B. einem Hochwasser im Frühjahr.

3.3 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Modellrechnungen werden anhand der Abbildungen 3 und 4 dargestellt.

Szenario 1:

Man erkennt deutlich unterschiedliches Transportverhalten der einzelnen Partikelfractionen (s. Abb. 3). Die Sandpartikel sedimentieren wesentlich eher als die Schluff- und Tonfractionen. Daraus wird ersichtlich, daß in den ersten 200 m vor allem mit Sandablagerungen zu rechnen ist. Zu starke Anhäufungen können die Durchflußfähigkeit gefährden. Die Schlufffraction, die aufgrund ihres hohen organischen Gehalts stark mit Mikroorganismen besiedelt ist, setzt sich über einen Bereich von 2000 m hin ab. Der mikrobielle Abbau vollzieht sich also aufgrund der hohen Verweilzeit sowohl im Wasser an den suspendierten Partikeln als auch im neugebildeten Sediment.

Lokale Bereiche mit besonders starker Sauerstoffzehrung aufgrund hoher Sedimentkonzentration sind bei diesem Szenario scheinbar nicht zu erkennen. Für die Fraction der Schluffe wurde das Vertikalprofil der Schwebstoffverteilungen untersucht (s. Abb. 3d). Besonders in den ersten Flußabschnitten ist die unterste Wasserschicht stark mit Sedimentteilchen beladen. Da diese mikrobiell abbaubare organische Substanzen enthalten, läßt sich hier nun also doch ein Bereich mit hohem Sauerstoffbedarf erkennen (s. Abb. 3d, Kurve B3). Im weiteren Verlauf gleichen sich die Konzentrationen aller 3 Schichten auf einem insgesamt niedrigeren Niveau an.

Breiter als bei den anderen Fractionen ist die Verteilung bei den leichten Tonpartikeln. Sie enthalten vor allem ionisch gebundene Metallverbindungen. Die Teilchen dieser Fraction werden weit flußabwärts transportiert. Die Sedimentablagerungen sind gering, können aber dennoch eine "schleichende Vergiftung" der Wasserorganismen bewirken.

Das Sedimentations- und damit auch das Belastungsmuster werden entscheidend von der Flußgeometrie beeinflusst (s. Abb. 3b und 3c). Je schwächer die Strömung, desto mehr Sedimente lagern sich ab. Bei einer Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit von $0,3 \text{ ms}^{-1}$ auf $0,03 \text{ ms}^{-1}$ sedimentiert die gesamte Menge der hier betrachteten leichten Partikelfractionen (s. Abb. 3c).

Szenario 2:

Es wird ersichtlich, daß sich die Sedimentpartikel wie eine Front ausbreiten (s. Abb. 4a). Ein zeitlich konstantes Ausbreitungsmuster wird in diesem Simulationsbeispiel nach 150 Minuten erreicht (s. Abb. 4b). Ein Vergleich mit Abbildung 1b zeigt, daß sich bei vergleichbaren Strömungsgeschwindigkeiten die Menge der aufgewirbelten Partikeln nicht wesentlich auf das Sedimentationsmuster auswirkt. Die Partikel der einzelnen Fractionen sedimentieren etwa in den gleichen Flußabschnitten wie in Abbildung 1b, obwohl die Schwebstoffmenge am Beckenausgang das Hundertfache betrug.

Da es sich in diesem Szenario zum großen Teil um Partikel aus anaeroben Schichten handelt, ist insgesamt mit starker Sauerstoffzehrung zu rechnen. Ab einer kritischen Schwebstoffmenge kommt es zum "Umkippen" des Flusses, d. h. akuter Sauerstoffmangel führt zum Absterben fast aller Organismen. Dieser Effekt tritt auch dann auf, wenn z. B. durch Baggerarbeiten große Mengen an Sediment aufgewirbelt werden.

Aus den Abbildungen wird deutlich, daß die Orte, an denen sich resuspendierte Sedimentpartikel abgelagern, wesentlich vom Strömungsregime und von der Flußgeometrie bestimmt werden.

Aus den zeitlich-örtlichen Sedimentverteilungen lassen sich ökotoxikologische Belastungsmuster ableiten. In Bereichen, in denen vorwiegend Schluffpartikel sedimentieren, ist eine aktive mikrobielle Tätigkeit zu erwarten. Der hohe Gehalt an organischen Verbindungen läßt auf hohe Abbauleistungen schließen. Bei zu starker Sauerstoffzehrung kann es zur Artenverschiebung zugunsten von anaeroben Mikroorganismen und dadurch auch zu einer Beeinträchtigung des mikrobiellen Abbaus kommen. Sauerstoffmangel wirkt sich auf das gesamte Ökosystem schädigend aus.

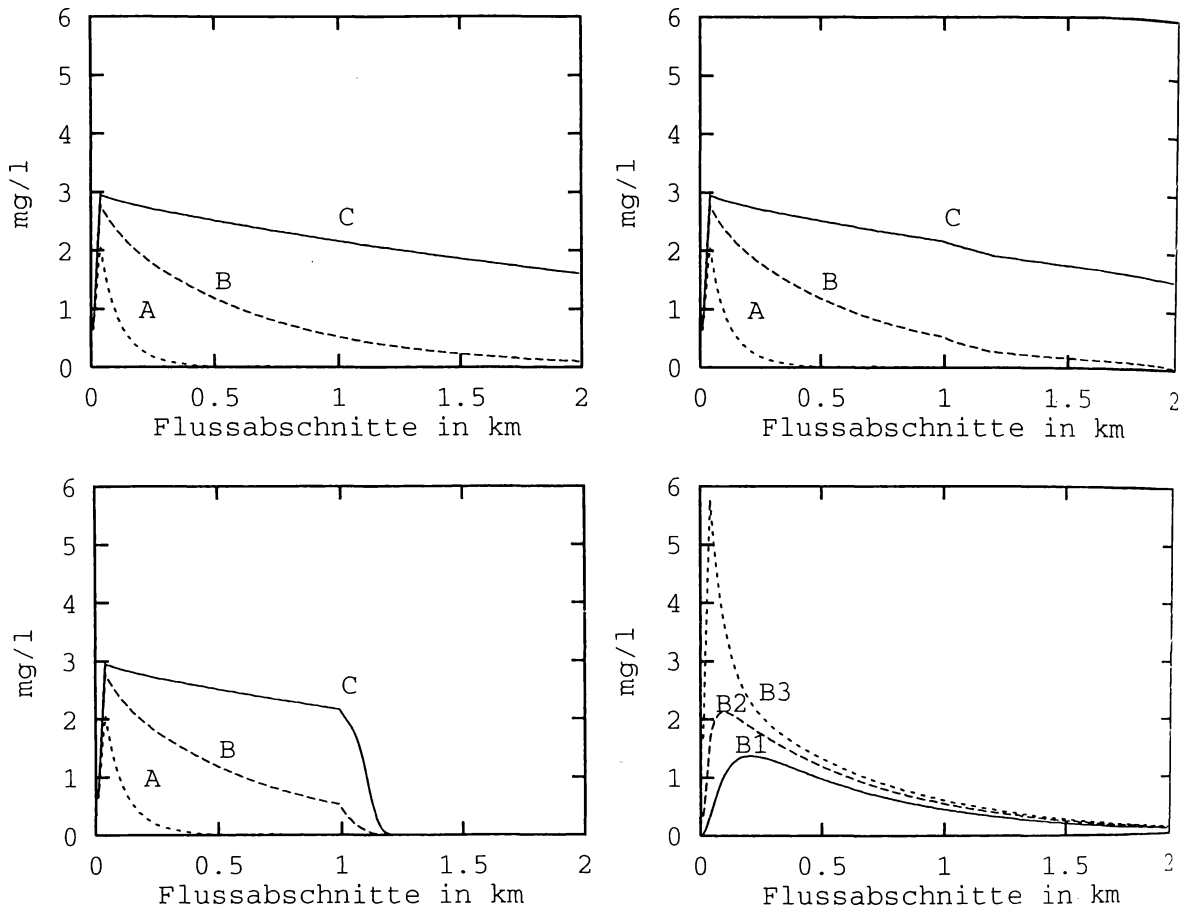


Abb. 3: Szenario 1: Ausbreitung von Sediment aus dem Elsterbecken (dargestellt durch die Flußabschnitte 0...50 m) bei stationärer, ruhiger Strömung (Herbst).

Partikelfractionen: A Sand, B Schluffe (organische Fracht), C Tone (Schwermetallbeladung)

3a) Monotoner Flußverlauf, 3b) Flußverbreiterung auf Flußkilometer 1 - 1,2, 3c) Starke Flußverbreiterung (Absetzbecken), 3d) Verteilung der Schluffpartikel auf 3 Wasserschichten.

Fig. 3: Scenario 1: Sediment transport out of the Elster basin (located on the river segments 0...50 m), stationary river flow (autumn).

Particle fractions: A sand, B silt (organic load), C clay (loaded with heavy metals)

3a) all river segments with equal cross-sections, 3b) larger cross-sections on river kilometer 1...1.2, 3c) Basin on river kilometer 1...1.2, 3d) Distribution of the silt particles between 3 fluid layers.

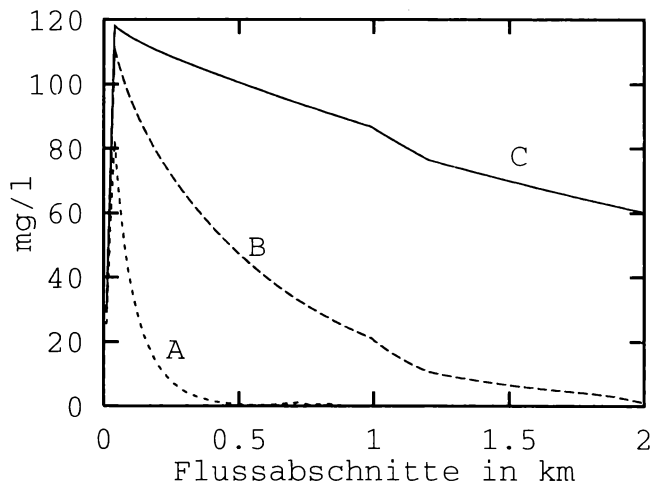
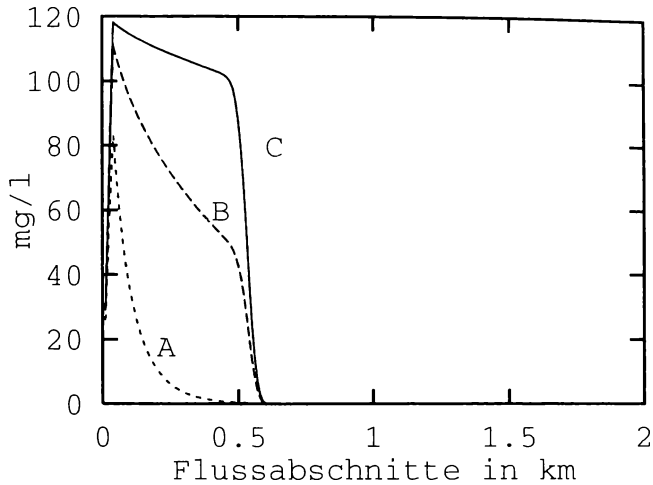


Abb. 4: Szenario 2: Instationäre Ausbreitung von Sediment aus dem Elsterbecken (dargestellt durch die Flußabschnitte 0...50 m) nach starkem Aufwirbeln (Frühjahrshochwasser).

A Sand, B Schluffe (organische Fracht), C Tone (Beladung mit Schwermetallen)

4a) 30 min nach Beginn des Aufwirbelns, 4b) Einstellung konstanter Verteilungen nach 150 min.

Fig. 4: Scenario 2: Non-stationary sediment transport out of the Elsterbasin (located on the river segments 0...50 m) resulting from strong erosion (high water in spring).

Particle fractions: A sand, B silt (organic load), C clay (loaded with heavy metals)

4a) 30 min after beginning of erosion, 4b) 150 min after beginning of erosion: stationary distribution.

Schädigungen der Organismen durch toxische Substanzen werden hier mit der Verteilung der schwermetallhaltigen Tonpartikel in Verbindung gebracht. In Zonen wirksamer Beruhigung der Strömung setzen sich diese feinen Partikel ab. Damit kann ihr weiterer Transport weitgehend eingeschränkt werden.

4. Zusammenfassung

Am Beispiel der Weißen Elster wurden Einflüsse von Sedimenten auf das Ökosystem des Flusses untersucht. Eine besondere Rolle spielen dabei die im Laufe der Jahrzehnte akkumulierten Schadstoffe. Anhand eines 2-dimensionalen Transportmodells wurde die strömungsbedingte Ausbreitung des Sediments beschrieben. Dabei betrachteten wir 3 typische Partikelfractionen. Im Zusammenhang mit der spezifischen stofflichen Beladung der einzelnen Fraktionen ergaben sich ökotoxikologische Belastungsmuster. Die Modellrechnungen zeigten, daß für die Ausprägung dieser örtlich-zeitlichen Muster sowohl die Partikeleigenschaften als auch Strömungsverhalten und Geometrie des Flusses entscheidend sind.

Literatur

- BRÜGGEMANN, R., TRAPP, S. & M. MATTHIES, 1991: Behaviour assessment of a volatile chemical in the Rhine river. - Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 10: 1097-1103.
- GREISER, N., 1988: Zur Dynamik von Schwebstoffen und ihren biologischen Komponenten (Diss.) - Hamburger Küstenforschung, Heft 45.
- KAMP-NIELSEN, L., 1983: Sediment-water exchange models. Developments in Environmental Modelling 4 A. - Elsevier, Amsterdam: 387-416.
- MÜLLER, A., GRABEMANN, I., KROHN, J., KUNZE, B. & M. LOBMEYR, 1991: Modellierung des Transportes von Wasserinhaltsstoffen in Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung des Schwebstoffs. - Tagung der AGF vom 28. bis 29.11.1991 im Wissenschaftszentrum Bonn-Bad Godesberg. - AGF, Bonn-Bad Godesberg: 20-24.
- REMY, D., 1993: Auswirkungen von Strömung und Schwebstoffführung auf die Verbreitung und Verteilung von Fließgewässermakrophyten. - Ver. Ges. Ökol. 22: 279-284.
- RHEINHEIMER, G., 1991: Mikrobiologie der Gewässer. - Fischer, Jena: 282 S.
- SCHÖNBORN, W., 1992: Fließgewässerbiologie. - Fischer, Jena: 504 S.
- STOTTMEISTER, U. & E. WEIßBRODT, 1993: Gefährdungen der Gewässer im Raum Leipzig durch Abwasserlasten der braunkohlenverarbeitenden Industrie. - Projektbericht, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, 15.6.1993.
- UMLAUF, G. & R. BIERL, 1987: Distribution of Organic Micropollutants in Different Size Fractions of Sediment and Suspended Solid Particles of the River Rotmain. - Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 20: 203-209.

Adresse

Karin Ulbrich, Erika Weißbrodt, Ralf Marsula, Florian Jeltsch, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ), Sektion Ökosystemanalyse (ÖSA), Postfach 2, D-04301 Leipzig.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: [23_1994](#)

Autor(en)/Author(s): Ulbrich Karin, Marsula Ralf, Jeltsch Florian,
Weißbrodt Erika

Artikel/Article: [Modellierung ökotoxikologischer Belastungsmuster in Fließgewässern anhand von Experimentaluntersuchungen an der Weißen Elster 399-406](#)