

# Modellierung hydrologischer Prozesse und räumlicher Belastungsmuster in einer Leipziger Flußaue

Karin Ulbrich

## Synopsis

The wetlands in the area of Leipzig are threatened by drying up due to the low ground water level. A possible solution of the problem is the flooding by river water. A model was developed to describe the impacts of this process on ecological pattern in the wetland. Spatial-temporal pattern are generated as a result of sediment transport and microbial transformation of PolyAromatic Hydrocarbons. The dynamics of a bacteria population is described by a logistic equation and the sediment transport by a simplified diffusion-advection equation. Impacts of the flow velocity and the input of sediment particles on the pattern of bacteria biomass, the accumulation of PAH and metabolites are investigated. Variations of the flow velocity turn out to show considerable effects on the accumulation of non-degraded PAH, but only few effects on the production of metabolites. Even at low amounts of accumulated PAH in the wetland a considerable »pool« of toxic metabolites can exist as a result of the growth of the considered bacteria population.

*Wetland, modeling, bacteria growth, PAH, metabolites, sediment transport*

*Aue, Modell, Bakterienwachstum, PAK, Metaboliten, Sedimenttransport*

## 1. Einleitung

Flußauen sind terrestrische Ökosysteme, die durch periodische Überflutungen und Wechselwirkungen mit dem Fließgewässerökosystem geprägt sind. Viele Auen sind berühmt für ihren Artenreichtum (SCHÖNBORN 1991). Sie gehören aber auch zu den am meisten schutzbedürftigen Landschaftstypen. Das Wassermanagement ist in vielen Auen ein Grundproblem des Naturschutzes. Hauptanliegen ist dabei die Erhaltung und Wiederherstellung natürlicher Prozesse mit minimalen Störungen durch den Menschen. Ein prägnantes Beispiel für negative anthropogene Einflüsse ist der Eintrag großer Mengen von Nähr- und Schadstoffen durch das Flußwasser. Wegen der Kontamination von Wasser und Boden stellen sie ei-

ne Bedrohung für die Umwelt dar. Biologische Prozesse werden zum Teil stark beeinflusst. Da viele der Substanzen mikrobiell abbaubar sind, wird die Zusammensetzung der Mikrofauna erheblich verändert (RHEINHEIMER 1991). Die Stoffe selbst und ihre Abbauprodukte können sowohl von Mikroorganismen als auch von höheren Organismen aufgenommen werden und gehen so in die Nahrungsketten ein. Diese Auswirkungen sind abhängig von der Art und Weise der hydrologischen Flutungsprozesse. Dabei entstehen für die einzelnen räumlichen Auenbereiche unterschiedliche Belastungen. Gerade diese räumlichen Strukturen sind für den Ökologen von großem Interesse.

In der vorliegenden Arbeit geht es um die Aue der *Weißer Elster* im Norden der Stadt Leipzig (Sachsen). Diese ist ebenso wie die Auen anderer Leipziger Flüsse vom Austrocknen bedroht. Mit einem mathematischen Modell soll der Einfluß hydrologischer Prozesse auf räumliche Strukturen untersucht werden. Während Prozesse wie Sedimenttransport und Deposition in Feldexperimenten und Modellen recht ausführlich beschrieben wurden (BRÜGGEMANN 1992, MÜLLER 1991), ist noch wenig bekannt über die Kopplung dieser Prozesse mit der Ökosphäre. Für das Verständnis funktioneller Zusammenhänge in Ökosystemen sind konzeptionelle Modelle hilfreich (WISSEL 1989). Deshalb wurde ein solches Modell entwickelt, um mit seiner Hilfe die Frage zu beantworten: Welche Typen von räumlichen Mustern entstehen in der Flußaue als Ergebnis von hydrologischen Prozessen? Die Beantwortung dieser Frage soll dabei helfen, Aussagen für ein Wassermanagement abzuleiten.

## 2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in einer Flußaue im Norden von Leipzig (Sachsen). Wegen des geringen Grundwasserstands sind viele hier lebende Arten vom Aussterben bedroht. Ursachen für den Mangel an Grundwasser sind vor allem die Versiegelung großer Auengebiete durch Bebauungen, die Kanalisation der Flüsse aus Gründen des Hochwasserschutzes sowie die Erschließung riesiger Tage-

baue. Die Flutung der Aue mit Flußwasser würde einerseits das Problem der Trockenheit lösen. Andererseits entsteht aber eine neue Bedrohung, da die Leipziger Flüsse stark belastet sind. Ursache ist die jahrzehntelange Einleitung ungenügend geklärter Abwässer der karbochemischen Industrie. Obwohl diese Einleitungen seit 1990 stark reduziert wurden, lagern große Mengen von Schadstoffen in den Flußsedimenten (STOTTMEISTER & WEIßBRODT 1993). Etwa 1,5 Millionen Tonnen belasteter Sedimente wurden allein im Stadtgebiet von Leipzig festgestellt. An manchen Stellen beträgt die Schichtdicke bis zu zwei Metern. Die Sedimente enthalten vor allem polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Phenole und Schwermetalle (s. Tabelle 1).

Tab. 1  
Gehalte an PAK, Phenolen und Schwermetallen in  
Sedimenten der Weißen Elster in einer Tiefe von 0–50 cm  
(STOTTMEISTER & WEISSBRODT 1993)

Substanz	Gehalt, ppm
PAK und	
Naphthaline	7,2
Phenole	4,8
Cadmium	14
Blei	204
Eisen	58 900

Die Bedrohungen für Fließgewässer und Auen resultieren sowohl aus chemischen Remobilisierungsprozessen als auch aus der mechanischen Mobilisierung belasteter Sedimente. Im Ergebnis von Resuspension und Erosion werden die Sedimentpartikel flußabwärts transportiert (ULBRICH & al. 1994). Bei Überschwemmungen und Bewässerungsmaßnahmen erreichen sie die Aue und setzen sich dort ab. Schwermetalle und chemisch-organische Substanzen sind zum überwiegenden Teil an den Partikeln sorbiert. In einem Grabensystem im Untersuchungsgebiet wurden die stofflichen Beladungen der schwebstoffhaltigen Wasserproben an verschiedenen Standorten gemessen (HANSCHMANN 1992). Dabei wurde die eindeutige Abnahme chemisch-organischer Substanzen mit steigender Entfernung vom Fluß festgestellt. Mit einem einfachen Sedimentationsmodell konnte das Absetzverhalten nachvollzogen werden (ULBRICH & al. 1994). Beim Absetzen in der Aue tragen die Partikel zur Bildung einer neuen Sedimentschicht bei. Vor allem hier vollziehen sich die mikrobiellen Wachstums- und Transformationsprozesse. In Abhängigkeit von den zugeführten Substanzen verändert sich die Zusammensetzung der mikrobiellen Populationen. Im Ergebnis der Abbauprozesse werden die räumlichen Verteilungen der Substanzen und ihrer

Abbauprodukte (Metaboliten) beeinflusst. Mit dem mathematischen Modell soll das Zusammenspiel der einzelnen Prozesse bei der Herausbildung der räumlichen Muster untersucht werden.

## 2. Erarbeitung des Modells

Eine entscheidende Voraussetzung für die Modellbildung ist die Beschränkung auf wesentliche Inhalte des Problems. Hier geht es um die Betrachtung der beiden wichtigsten Prozesse, nämlich des Sedimenttransports und der mit mikrobiellem Wachstum verbundenen Abbauprozesse. Im Mittelpunkt stehen dabei ausgewählte Bakterienpopulationen, die in Abhängigkeit von den im Sediment nachgewiesenen Substanzen wachsen.

### 2.1. Wesentliche Substanzen im Flußsediment

Aufgrund ihres häufigen Vorkommens sind wesentliche Substanzen für die Leipziger Flußsedimente die polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK). Wegen ihrer toxischen, mutagenen und karzinogenen Eigenschaften ist ihr Verbleib in der Umwelt von hohem ökologischem Belang (WALTER & al. 1991). Ihre Entfernung aus dem Ökosystem geschieht hauptsächlich durch mikrobiellen Abbau. Es wurden mehrere Bakterienstämme isoliert, die auf niedermolekularen PAK als einziger C- und Energiequelle wachsen. Der Abbau führt teilweise erst nach mehreren Wochen und auch nur unter optimalen Bedingungen zur vollständigen Mineralisation. Deshalb müssen auch die Zwischenprodukte der Abbaureaktionen betrachtet werden. Diese Metaboliten liegen meist in Form von Phenol- und Karboxylderivaten vor und stellen ihrerseits ein Gefahrenpotential für die in der Aue lebenden Organismen dar. Sie haben die Tendenz, sich in der Bakterienbiomasse anzureichern (MAHRO & KÄSTNER 1993) und können von hier aus in Nahrungsketten gelangen. Da erst wenige Kenntnisse über die Kinetiken der Abbaureaktionen vorliegen, soll an dieser Stelle ein »Pool« von Metaboliten betrachtet werden. Dieser Pool beinhaltet, unabhängig von ihrem späteren Schicksal, die Menge der primären Metaboliten, die durch bakterielle Oxydation niedermolekularer PAK gebildet wurde. Als ein Beispiel betrachten wir die ersten Schritte der bakteriellen Oxydation von Methylanthracen.

### 2.2. Wachstum der Bakterienpopulation

In der aeroben Sedimentschicht konkurrieren eine Vielzahl von Mikroorganismen um Lebensraum, Nährstoffe und Sauerstoff (RHEINHEIMER 1991).

Hinsichtlich der Gesamtbakterienzahl besitzt jedes räumliche Segment in Abhängigkeit von den äußeren Bedingungen eine maximale Kapazität. Die Bakterien, die auf PAK als einziger Energie- und Kohlenstoffquelle wachsen, gehören verschiedenen Arten an wie z. B. *Pseudomonas*, *Alcaligenes* (WEISSENFELS & al. 1990). Das Wachstum dieser Bakterienpopulation resultiert aus Prozessen der Adaptation und Zellteilung. Bei ausreichender Versorgung mit Substrat wächst die Bakterienpopulation  $X$  im jeweiligen Raumsegment  $i$  bis zu ihrer maximalen Größe an. Eine solche Dynamik kann mit einer logistischen Gleichung näherungsweise beschrieben werden (Gl.1). Parameter sind die Wachstumsrate  $\mu$  und die Kapazität  $K$ :

$$\frac{dX(i)}{dt} = \mu * X(i) * \left(1 - \frac{X(i)}{K}\right)$$

Über die Wachstumsrate  $\mu$  koppeln wir nun die mikrobielle Populationsdynamik mit dem Sedimenttransport. Analog zur MONOD-Gleichung gehen wir davon aus, daß die Wachstumsrate abhängig ist vom Substratangebot  $S$  und den Parametern  $\mu_{\max}$  und  $K_s$ . Die Inhibierungskonstante  $K_i$  drückt die Hemmung des Wachstums bei hohen Substratkonzentrationen aus.

$$\mu = \frac{\mu_{\max}}{1 + K_i * S(i)} * \frac{S(i)}{K_2 * S(i)}$$

Die Substratkonzentration  $S$  stellt die Schnittstelle zwischen mikrobiellem Wachstum und Sedimenttransport dar. Der Sedimentationsterm in Gl.3 enthält die mit dem Anteil  $n$  an den Partikeln  $sm$  gebundene PAK-Menge, die mit der Absetzgeschwindigkeit  $w_s$  sedimentiert.  $\Delta l$  ist die Länge des räumlichen Segments,  $V_z$  das Volumen der aeroben Sedimentschicht. Im Term für den mikrobiellen Substratverbrauch stellt  $Y_1$  den Verbrauchskoeffizienten dar (WEIDE & al. 1991).

$$\frac{dS(i)}{dt} = \frac{w_2}{\Delta l} * sm(i) * \frac{n}{V_z} - \frac{1}{Y_1} * \mu * X(i) \quad (3)$$

Der »Pool« an primären Metaboliten  $metab$ , der sich im Ergebnis der mikrobiellen Prozesse bildet, wird über den sogenannten Ertragskoeffizienten  $Y_2$  berechnet:

$$\frac{dmetab(i)}{dt} = \frac{1}{Y_2} * \mu * X(i)$$

Voraussetzung für das Wachstum der »Schlüsselpopulation« ist die Zufuhr des entsprechenden Substrats. Das sind hier also die polyaromatischen Kohlenwasserstoffe, die mit dem Flußwasser in die Aue gebracht werden.

### 2.3. Sedimenttransport

Bei der Beschreibung des Sedimenttransports gehen wir davon aus, daß die Flutung der Aue über einen gleichmäßigen Wasserstrom ähnlich wie in Grabensystemen erfolgt. Die Hydrodynamik ist dadurch sehr einfach, daß sich das Wasser nur in einer Richtung bewegt und die Geschwindigkeit als konstant betrachtet wird. Damit können solche Prozesse wie Erosion oder turbulente Durchmischung vernachlässigt werden. Die Änderung der Partikelmenge im  $i$ -ten Raumsegment kann daher mit einer vereinfachten Advektions-Diffusions-Gleichung beschrieben werden (ULBRICH & al. 1994). Das Wasser strömt mit der Geschwindigkeit  $w$  in das  $i$ -te Raumsegment und transportiert dabei Partikel aus dem  $i-1$ -ten Segment. Die Partikel setzen sich mit der Sinkgeschwindigkeit  $w_s$  ab.  $h$  ist die Höhe der Wassersäule.

$$\frac{dsm(i)}{dt} = \frac{w}{\Delta l} * (sm(i-1) - sm(i)) - \frac{w_s}{h} * sm(i) \quad (5)$$

Das Modell enthält also zwei Kompartimente – Wasser und neugebildete Sedimentschicht. Über drei gekoppelte Differentialgleichungen werden räumliche Muster für die betrachtete Bakterienpopulation, die Akkumulation nicht abgebauter PAK und den »Pool« an primären Metaboliten ermittelt.

### 3. Ergebnisse

Je nach Vorgabe der hydrologischen Parameter ergeben sich sehr unterschiedliche räumliche Muster für die Bakterienpopulation. Zum Zeitpunkt  $t=0$  wird ein Zustrom von Wasser mit 24 bzw. 120 mg/l Schwebstoff angenommen, der den betrachteten Zeitraum (12 Tage) über unverändert anhält. Die Ausdehnung des überströmten Bereichs beträgt 1500 Meter, die Partikel sind zu 10% mit PAK belastet. Bild 1 zeigt das Wachstum der Bakterienpopulation in Abhängigkeit von Raum und Zeit. Bei geringer Strömungsgeschwindigkeit wird das Wachstum der Bakterienpopulation im Anfangsbereich stark gehemmt durch die große Menge der hier sedimentierenden PAK (Bild 1a). In der Mitte erreicht sie ihr Maximum. Auch am Ende des gefluteten Bereichs wird die maximale Kapazität nicht erreicht. Ursache ist hier das Defizit an Substrat wegen der geringen Menge an sedimentierenden Partikeln. Strömt das Wasser mit höherer Geschwindigkeit ein (Bild 1b), werden die Teilchen gleichmäßiger über die geflutete Fläche verteilt. Deshalb ergibt sich auch ein ausgeglicheneres Bild für das Wachstum der Bakterienpopulation, die im Anfangsbereich der Kapazitätsgrenze nahekommt und erst in der zweiten Hälfte wegen mangelnden Substrats abnimmt. Bild 1c zeigt, wie die Zu-

fuhr großer Sedimentmengen eine starke Hemmung beim mikrobiellen Wachstum bewirkt. Der Abbau von PAK wird stark reduziert, und die Folge ist die starke Akkumulation von PAK im gesamten Bereich.

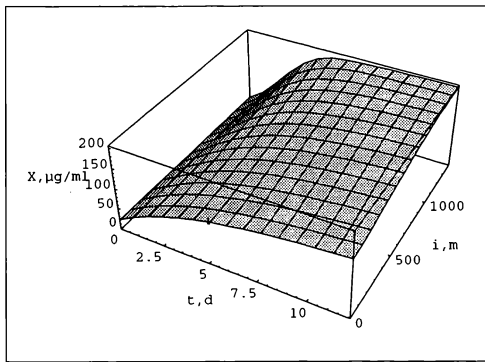
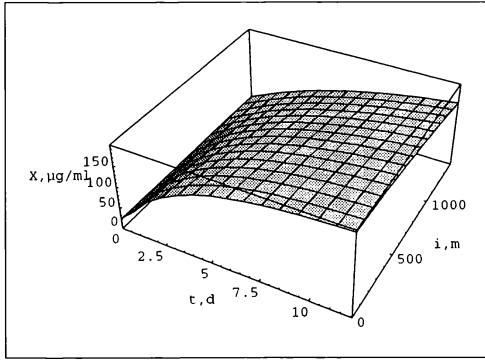
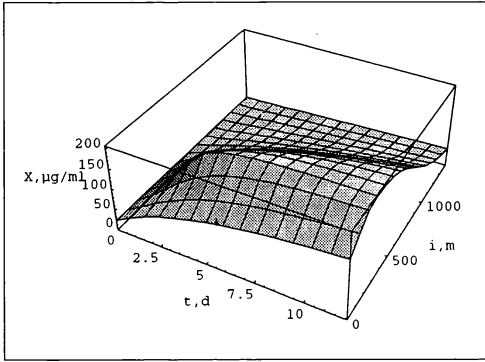


Abb. 1  
Räumliche Muster der Bakterienpopulation in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit  $w$  und dem Anfangsgehalt an Schwebstoff  $sm_0$

- a)  $w = 0,03 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ,  $sm_0 = 24 \text{ mg/l}$ ;
- b)  $w = 0,15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ,  $sm_0 = 24 \text{ mg/l}$ ;
- c)  $w = 0,15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ,  $sm_0 = 120 \text{ mg/l}$

Eine Bewertung dieser Muster kann nur im Zusammenhang mit der Verteilung der nicht abgebauten Schlüsselsubstanzen erfolgen (Bild 2 und 3). Hier wird der Zustand untersucht, der sich nach 12 Tagen eingestellt hat. Die drei Balken stellen jeweils das erste, zweite und letzte Drittel des gefluteten Bereichs dar und entsprechen Ausdehnungen von je 500 Metern. Bei steigender Strömungsgeschwindigkeit werden im ersten Drittel immer weniger nicht abgebaute PAK angesammelt, da die eingetragene Stoffmenge weiter nach hinten verlagert wird. Für den mittleren Bereich ergab sich ein Maximum bei  $w = 0,09 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ , und im letzten Drittel stieg die Belastung mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit an (Bild 2). Die PAK-Verteilungen der einzelnen lokalen Bereiche reagieren also sehr unterschiedlich auf die Änderung hydrologischer Parameter.

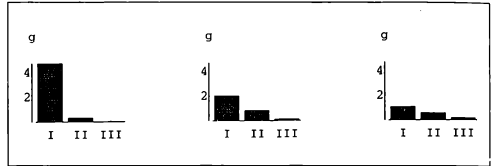


Abb. 2  
Einfluß der Strömungsgeschwindigkeit  $w$  auf die Akkumulation von PAK. Die Balken stellen das erste, zweite und letzte Drittel des gefluteten Bereichs dar. ( $w = 0,03, 0,09$  und  $0,15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ )

Wesentlich weniger sensitiv gegenüber der Strömungsgeschwindigkeit sind die Werte, die sich für den »Pool« der Metaboliten ergeben (Bild 3). Besonders im mittleren Bereich ist kaum eine Änderung zu erkennen. Die Menge der Metaboliten ist in erster Linie abhängig von der Bakterienbiomasse (Gl.4) und nur indirekt beeinflussbar über die Zufuhr von Substrat. Das Erreichen der Kapazitätsgrenze der Bakterienpopulation ist gleichzusetzen mit der maximalen Metabolitenproduktion. Sie kann aus zwei Gründen unterdrückt werden: durch Substratinhibierung bei zu großen Substratmengen und durch nicht ausreichende »Versorgung« der Bakterien bei zu geringen Substratmengen.

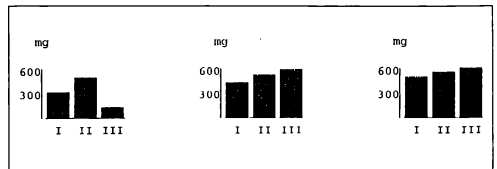


Bild 3  
Bildung von Metaboliten in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit  $w$ . Bedeutung der Balken s. Bild 2.

Vergleicht man die Ergebnisse für nicht abgebaute PAK (Bild 2) und für Metaboliten (Bild 3), so wird deutlich, daß die Belastung der einzelnen Auenbereiche durch PAK wesentlich leichter durch die Strömungsgeschwindigkeit zu steuern ist als die Belastung durch Metaboliten. Geringe Strömungsgeschwindigkeiten (z. B.  $w = 0,03 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ) eignen sich für das Anlegen einer »Pufferzone« hinsichtlich der Ansammlung der Hauptmenge an Sediment. Der mittlere und Endbereich sind dann weitgehend frei von eingetragenen Flußsediment (Bild 2). Bild 3 zeigt jedoch, daß dabei besonders im mittleren Bereich ebensoviele Metaboliten gebildet werden wie bei höheren Geschwindigkeiten. Da diese unter Umständen über längere Zeit bestehen bleiben und die Tendenzen haben, sich in der Bakterienbiomasse anzuhäufen, sind sie ebenfalls eine Belastung für das Ökosystem. Diese Belastung kann über die Strömungsgeschwindigkeit kaum beeinflußt werden.

#### 4. Zusammenfassung

Die Flußauen im Gebiet von Leipzig (Sachsen) sind vom Austrocknen bedroht. Flutungen mit Flußwasser stellen wegen der Schadstoffgehalte neue Gefahren für die Ökosysteme der Auen dar. Beim mikrobiellen Abbau entstehen teilweise toxische Metaboliten. Mit einem konzeptionellen Modell wird untersucht, welche Auswirkungen hydrologische Prozesse auf die Herausbildung von Raum-Zeit-Mustern haben. Dabei wird eine spezielle Bakterienpopulation betrachtet, die niedermolekulare PAK als einzige Kohlenstoff- und Energiequelle nutzt. Änderungen hydrologischer Parameter wie Strömungsgeschwindigkeit und Schwebstoffgehalt bewirken sehr unterschiedliche räumliche Verteilungen dieser Bakterienpopulation. Die Akkumulation nicht abgebauter PAK ist in allen räumlichen Abschnitten des gefluteten Bereichs stark abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit und kann deshalb durch diese gezielt beeinflußt werden. Dagegen ist die Belastung des Ökosystems der Aue durch Metabolitenbildung kaum durch die Strömungsgeschwindigkeit steuerbar. Besonders wenig sensitiv ist dabei der mittlere Bereich des betrachteten Gebiets.

#### Literatur

- BRÜGGEMANN R. & S. TRAPP, 1991: Models predicting the Fate of Pollutants in Rivers. - Toxicol. Env. Chem. 31-32, 489
- HANSCHMANN G., GEYER W., ZIEGLER M., MORGENSTERN P. & J. MATTUSCH, 1993: Tracer Applications of Optical Spectroscopy to Water Quality. Final report of the summercamp 1993. - UFZ-Centre for Environmental Research Leipzig-Halle Ltd.
- MAHRO B. & M. KÄSTNER, 1993: Mechanisms of Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Soil-compost Mixtures. - F. Ahrendt, G.J. Annokkée, R. Bosman and W. J. van den Brink (eds.), Contaminated Soil '93, 1249-1256. - Kluwer Academic Publishers.
- 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.-29.11.1991 im Wissenschaftszentrum Bonn-Bad Godesberg. - AGF, Bonn-Bad Godesberg: 20-24
- 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 Altlasten der braunkohlenverarbeitenden Industrie. - Projektbericht, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, 15.6.1993.
- ULBRICH K., WEISSBRODT E., MARSULA R. & F. JELTSCH, 1994: Modellierung ökotoxikologischer Belastungsmuster in Fließgewässern anhand von Experimentaluntersuchungen an der Weißen Elster. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd. 23, 399-406. - Freising-Weihenstephan.
- ULBRICH K., HANSCHMANN G. & E. WEIßBRODT, 1994: Modelling Possible Impacts of River Sediments on a Watered Meadow Ecosystem. Computational Methods in Water Resources X. - Kluwer Academic Publishers, 1365-1372.
- WEISSENFELS W.D., M. BEYER & J. KLEIN, 1990: Degradation of phenanthrene, fluorene and fluoranthene by pure bacterial cultures. - Appl. Microbial Biotechnol. 32: 479-484.
- WISSEL C., 1989: Theoretische Ökologie. - Springer-Verlag: 293 S.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1995

Band/Volume: [24\\_1995](#)

Autor(en)/Author(s): Ulbrich Karin

Artikel/Article: [Modellierung hydrologischer Prozesse und räumlicher Belastungsmuster in einer Leipziger Flußbaue 561-565](#)