



Originally published as:

Pech, I., Boborowski, M., Lindenschmidt, K.-E. (2008): Auswahl der Modellkomplexität für die Beschreibung der Sauerstoffverhältnisse in Fließgewässern und Poldern während Hochwasserereignissen. - Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 60, 9-10, 139-148

DOI: 10.1007/s00506-008-0020-1.

Auswahl der Modellkomplexität für die Beschreibung der Sauerstoffverhältnisse in Fließgewässern und Poldern während Hochwasserereignissen

Selection of model complexity for describing oxygen conditions in water courses and polder during floods

Ina Pech¹, Martina Baborowski² und Karl-Erich Lindenschmidt³

¹Helmholtz Zentrum Potsdam, Deutsches GeoForschungsZentrum GFZ, Sektion 5.4 Ingenieurhydrologie, Telegrafenberg, D-14473 Potsdam, pech@gfz-potsdam.de

²Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Fließgewässerökologie, Brückenstr. 3a, D-39114 Magdeburg, martina.baborowski@ufz.de

³Mott MacDonald Group, Demeter House, Station Road, Cambridge CB1 2RS, UK, kel@gmx.net

Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird eine computerbasierte Methode zur Modellierung der Gewässergüte vorgestellt. Die Simulationen wurden dabei mit WASP5 durchgeführt und stützen sich auf einen quasi-2D Ansatz, der eine räumliche Präsentation der Wasserausbreitung und des Stofftransportes erlaubt. Die Ergebnisse der hydrodynamischen Simulation (DYNHYD) bildeten die Grundlage für die anschließende Gütemodellierung (EUTRO). Die Frage nach der benötigten Komplexität für eine zufrieden stellende Simulation des gelösten Sauerstoffs stand im Vordergrund. Dafür wurden zunächst Simulationen anhand von Zeiträumen mit Mittelwasser durchgeführt. Weiterhin wurde das Hochwasser vom August 2002 in die Betrachtung einbezogen. Neben dem Vergleich von Mittel- und Hochwasser im Fluss wurde die Gewässergüte ebenfalls für ein Poldersystem modelliert. Abschließend wurde mit Hilfe einer Monte-Carlo-Simulation bestimmt, welche Parameter im Modell wie sensitiv reagieren.

Summary

This article presents a computer-based method of modelling water quality. The simulations were carried out by use of WASP5, using a quasi-2D approach permitting the spatial presentation of water spread and sediment transport. The results of the hydrodynamic simulation (DYNHYD) formed the basis for modelling quality (EUTRO). The principal aim of this study was to determine the degree of complexity needed to permit satisfactory simulations of dissolved oxygen. At first, simulations were run using periods of mean flow; then, the flood of August 2002 was included in the study. In addition to comparing mean-flow and flood-flow conditions in the river, water quality was modelled of a polder system. Finally, using a Monte-Carlo simulation, we determined which model parameters responded and how sensitively they did so.

1. Einleitung

Sauerstoff ist eine wesentliche Grundlage für das Funktionieren des Ökosystems eines Gewässers. Sauerstoffmangel im Gewässer führt zu Schäden an der aquatischen Flora und Fauna. Für die Elbefische wird eine Konzentration von 3 mg O₂ pro Liter als Schwellenwert angegeben (BÖHME, 2005). Während eines Hochwassers können verschiedene Faktoren, vor allem eine langsame Überflutung der Auen und Polder sowie stagnierender Wasserstand, zu verstärkter Sauerstoffzehrung führen. In den Auen, insbesondere bei Überflutung gedüngter Ackerflächen, kommt es durch das große Nährstoffangebot zu bedeutenden mikrobakteriellen Abbauprozessen mit erhöhtem Sauerstoffbedarf. Ebenso hat die Einleitung ungeklärter Abwässer, als Folge überfluteter oder nur eingeschränkt arbeitender Kläranlagen, einen verstärk-

ten Nährstoffeintrag zur Folge. In rückgestauten Gewässern führen der geringe Wasseraustausch und die absterbende, verfaulende Vegetation zum Absinken der O_2 -Werte und zur H_2S -Bildung (ARGE-ELBE, 2003). Zusätzlich tragen warme Wetterbedingungen während des Ereignisses durch steigende Wassertemperaturen zur Reduzierung des gelösten Sauerstoffgehaltes im Gewässer bei. Ein eindrucksvolles Beispiel für die sog. Ausstickung ist das enorme Fischsterben im Bereich der Havelmündung während bzw. nach dem Augusthochwassers 2002. Dabei kam es in den gefluteten Poldern der Havel und im Fluss selbst zu Sauerstoffkonzentrationen von nur 0,2 bis 0,5 mg O_2/l . Der Schaden wurde durch Verluste von 15-20 Mio. Fischen auf einen Wert von 5 Mio. € geschätzt (BUCHTA, 2003).

Mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) trat im Dezember 2000 eine Richtlinie in Kraft, mit der für die gesamte Europäische Union mit Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen ein guter ökologischer Zustand der Gewässer bis 2015 erreicht werden soll. Um auch den Belangen des Hochwasserschutzes gerecht zu werden, wurde im November 2007 die Europäische Hochwasserrichtlinie (2007/60/EG) verabschiedet, die sich dem oben genannten Ziel mit dem Leitgedanken des Hochwassermanagements angliedert. Die Umsetzung soll in drei Phasen ablaufen und reicht von einer Bewertung des bestehenden Hochwasserrisikos (bis Dezember 2011), über die Erstellung von Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten (bis Dezember 2013) bis zur Veröffentlichung von Hochwassermanagementplänen (bis Dezember 2015).

Die geschilderte Problematik der verstärkten Sauerstoffzehrung während eines Hochwasserereignisses und die daraus entstehenden Schäden an der aquatischen und terrestrischen Umwelt müssen nach den genannten Richtlinien untersucht und bewertet werden. Daher ist es notwendig geeignete Modelle zu finden, die in der Lage sind die Prozesse im Gewässer realitätsnah darzustellen und zu modellieren. Ziel ist es immer, möglichst gute Ergebnisse mit möglichst geringem Rechenaufwand zu erhalten. Daher steht die Frage ‚Wie komplex muss ein Gewässergütemodell sein, um den gelösten Sauerstoffgehalt und seine Zehrung im Fließgewässer während eines Hochwassers abbilden zu können?‘ an oberster Stelle. Neben der notwendigen Komplexität des Modells zur Simulation des Sauerstoffgehaltes ist es dabei ebenfalls von Bedeutung zu prüfen, ob bei Überflutungen auch Bereiche existieren, in denen eine Sauerstoffübersättigung auftreten kann. Ebenso ist der Unterschied bezüglich der Auswirkungen von Mittelwasser und Hochwasser interessant. Eine weitere Frage zielt daher auf die mögliche Verschiebung von Prozessen, wie bspw. Nitrifikation, Denitrifikation oder Phytoplanktonwachstum.

2. Methode

Innerhalb großer Überflutungsflächen können die Sauerstoffkonzentrationen stark variieren. Daher werden für eine gute Simulation 2D Modelle benötigt. Diese sind in der Regel wegen des hohen Rechenaufwandes nur für kleine Gebiete ausgelegt. Außerdem sind sie oft in der Beschreibung der räumlichen Variabilität von Wasserstand, Geschwindigkeit und Durchfluss in den Auen, Poldern oder anderen Überflutungsgebieten begrenzt. Eine Alternative bieten die quasi-2D-Modelle. Sie berechnen die Ausbreitung des Wassers und den Stofftransport auf der Grundlage von 1D-Modellen, jedoch erlaubt der Modellaufbau eine 2D-Darstellung der räumlichen Variationen der Überflutung und des Stofftransportes im Überflutungsgebiet. Die Ergebnisse von quasi-2D-Modellen unterscheiden sich nicht signifikant von 2D-Modellen, da die Unsicherheiten der Input-Parameter in beiden Fällen aus der hohen Variabilität der die Wassergüte bestimmenden Faktoren resultieren. Quasi 2D-Modelle sind jedoch weniger rechenintensiv. Außerdem stellen sie geringere Anforderungen an die Input-Daten. Dieser Umstand ist besonders wichtig, wenn automatisierte Methoden zur Parameteroptimierung oder Monte-Carlo-Methoden zur Unsicherheitsanalyse angewendet werden sollen.

Die Simulationen in der vorliegenden Arbeit wurden mit WASP5 durchgeführt, einer Erweiterung des ursprünglichen 'Water Quality Analysis Simulation Package' WASP (AMBROSE

et al., 1993a, 1993b). Dieses Modell-Paket ist in der Lage Auswirkungen von natürlichen und anthropogenen Einflüssen auf die Gewässergüte vorherzusagen bzw. zu interpretieren. Simulationen von 1D bis 3D werden unterstützt. Das Gesamtpaket setzt sich aus dem Teilpaket DYNHYD und dem Basispaket WASP zusammen. Beide können als jeweils eigenständige Modelle betrachtet werden. Die Ergebnisse der eindimensionalen hydrodynamischen Simulation (DYNHYD) bilden dabei die Grundlage für die anschließende Transport- und Gütemodellierung. WASP wiederum besteht aus einem Untermodul zur Simulation von Nährstoffen, Sauerstoff und Biomasse (EUTRO) und einem Untermodul zur Simulation von Schwermetallen und organischen Schadstoffen (TOXI). Beide sind in der Lage 1- bis 3-dimensional zu rechnen.

2.1 DYNHYD

DYNHYD simuliert die Wasserbewegung (Hydrodynamik). Es liegt das Prinzip der Massen- und Energieerhaltung über Raum und Zeit zugrunde. Das Modell basiert auf der St. Venant Gleichung, nach der jeder Bereich des Fluss-Polder-Systems in Knoten (junctions) und Kanäle (channels) diskretisiert wird. Mithilfe der Knoten wird sichergestellt, dass das Wasservolumen während der Simulation erhalten bleibt und die Kanäle die Grundlage für die 1D-Modellierung zwischen den Knoten bilden. Um einen 2d-Charakter zu erreichen, zweigen von einem Knoten mehrere Kanäle ab. Eine ausführliche Beschreibung von DYNHYD und die Erweiterung zum Quasi-2D-Ansatz wird von Lindenschmidt (im Druck) und Huang et al.(2007) gegeben.

2.2 EUTRO

In EUTRO wird mit Hilfe der Massenbilanzgleichung

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(U_x C) + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(D_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + S_L + S_B + S_K$$

versucht, alle Vorgänge im System zu beschreiben. Dabei sind C die Konzentration der Wasserinhaltsstoffe, t die Zeit, E_x der longitudinale sowie D_y der vertikale Diffusionskoeffizient und U_x die longitudinale advective Geschwindigkeit. S_B, S_K und S_L stellen die jeweiligen Raten für den Eintrag über die Grenzflächen (Boden und Atmosphäre), die kinetische Transformation (Quellen und Senken) sowie punktuelle und diffuse Frachteinträge dar (AMBROSE et al., 1993a).

EUTRO kann bis zu 6 Komplexitäten simulieren, dabei wächst mit der Komplexitätsstufe der Informationsgehalt des Modells (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Die möglichen Komplexitäten in WASP-EUTRO

	Komplexität					
	1	2	3	4	5	6
Ammonium-Stickstoff (NH4-N)		+	+	+	+	+
Nitrat-Stickstoff (NO3-N)			+	+	+	+
Anorganischer Phosphor (PO4-P)				+	+	+
Phytoplankton (Chl-a)				+	+	+
kohlenstoffabhängiger Biochemischer Sauerstoffbedarf (CBOD)	+	+	+	+	+	+
gelöster Sauerstoff (DO)	+	+	+	+	+	+
organischer Stickstoff (O-N)			+	+	+	+
organischer Phosphor (O-P)				+	+	+

In der vorliegenden Arbeit sollen die Stufen 1, 3 und 5 hinsichtlich ihrer Fähigkeit, die Gewässergüte zu simulieren, verglichen werden. Die Wasserqualität wird hierbei vor allem durch den Kreislauf des gelösten Sauerstoffs im Gewässer bestimmt. Daher ist es in erster Linie von Interesse, den Verlauf des Sauerstoffgehaltes zu modellieren.

Für jedes Segment muss die Anfangskonzentration des gelösten Sauerstoffs angegeben werden. Nur so kann die Massenbilanz berechnet werden. In jeder Komplexitätsstufe ist es dem Nutzer möglich, die Konstanten und Parameter zu überarbeiten, um die Prozesse steuern zu können. Ebenso kann über sog. Zeitfunktionen z.B. die Änderung der Wassertemperatur, der Windgeschwindigkeit oder der Globalstrahlung über den betrachteten Zeitraum berücksichtigt werden.

In der ersten Komplexitätsstufe werden der gelöste Sauerstoff (DO) und der kohlenstoffabhängige biochemische Sauerstoffbedarf (CBOD) modelliert. Dies geschieht durch Steeter-Phelps-Gleichungen. Der Sauerstoffverbrauch durch das Sediment wird im Modell durch den Sedimentsauerstoffbedarf (SOD) dargestellt. Sehr wichtig für den Sauerstoff im System ist die Wiederbelüftung (k_A) über die Atmosphäre. Sie wird entweder als Konstante eingegeben oder berechnet. Letzteres geschieht mit Hilfe einer der drei Gleichungen von Owens-Gibbs, Churchill und O'Connor-Dobbins (AMBROSE et al., 1993a).

$$k_A = 5,349v^{0,67}D^{-1,85} \quad (\text{Owens-Gibbs})$$

$$k_A = 5,049v^{0,97}D^{-1,67} \quad (\text{Churchill})$$

$$k_A = 3,93v^{0,5}D^{-0,5} \quad (\text{O'Connor-Dobbins})$$

Hierbei gilt der Koeffizient k_A bei 20°C. Er muss durch einen Korrekturterm an die Wassertemperatur angepasst werden. Die Fließgeschwindigkeit v (in m/s) und die Tiefe D (in m) gehen ebenfalls in die Gleichung ein. Die Gleichung nach Owens-Gibbs gilt nur für eine Tiefe bis 0,6 m. Bei tieferen Gewässern werden die Gleichung von Churchill oder O'Connors-Dobbins angewendet. Diese unterscheiden sich in der Anwendung in einem Zusammenspiel von Tiefe und Fließgeschwindigkeit. Die Gleichung nach Churchill wird bei flacheren, schnell fließenden Gewässern, die Gleichung nach O'Connors-Dobbins bei tiefen langsamer fließenden Flüssen angewendet. EUTRO ist in der Lage die jeweils geltende Gleichung selbstständig zu bestimmen.

Die dritte Komplexität bezieht die Nitrifikation und die Denitrifikation in das System ein. Sauerstoffgewinne und- verluste, die durch Photosynthese und Respiration des Phytoplanktons (Chlorophyll-a) bedingt sind, können ebenfalls einfließen. EUTRO modelliert in der dritten Stufe neben der Sauerstoffkonzentration die Ammonium-Stickstoff- und die Nitrat-Stickstoffkonzentration sowie die Konzentration an organischem Stickstoff.

In der Komplexität 5, der fortgeschrittenen Eutrophierung, werden alle Systeme berücksichtigt. Außer Stickstoff geht auch Phosphor als Nährstoff für das Phytoplanktonwachstum ein. Ebenso kann die Lichtintensität berücksichtigt und so eine zeitliche Variabilität erzeugt werden.

Ein Überblick über die verschiedenen Interaktionen wird in Abbildung 1 gegeben. In diesem Schema sind alle möglichen Eutrophierungsprozesse dargestellt, wie sie nur in der Komplexität 5 stattfinden.

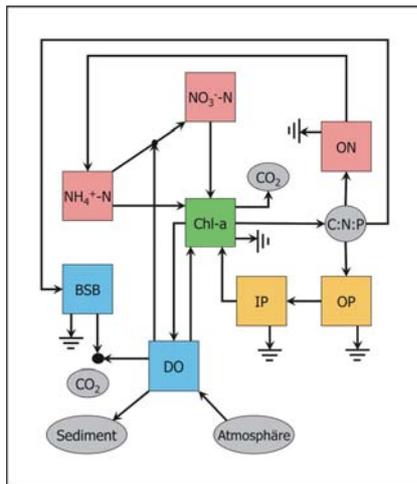


Abbildung 1: Mögliche Prozesse in WASP-EUTRO (AMBROSE et al., 1993a)

2.3 Lokale/Globale Sensitivitätsanalyse

Mit Hilfe einer Globalen Sensitivitätsanalyse kann ermittelt werden an welcher Stelle die größten Unsicherheitsquellen bei der Modellierung von Konzentration und Transport von Wasserinhaltsstoffen zu finden sind. Dabei ist es möglich sowohl die Differenzen in der hydraulischen Situation (Normalwasserstand - Hochwasserereignis) als auch Unterschiede im Raum (Fluss – Polder/Überflutungsflächen) zu untersuchen, sowie den Einfluss auf die Zustandsgrößen zu bemessen. Diese Informationen können sehr dienlich sein, um bei Hochwasserereignissen die Messstrategien zur Bestimmung der Sauerstoffzehrung innerhalb von Überflutungsflächen optimieren zu können oder auch um bei der Planung von Poldern wertvolle Hinweise im Hinblick auf die Bedeutung der Steuerung für die Gewässergüte geben zu können.

Als Grundlage für die Globale Sensitivitätsanalyse, wurde die Monte-Carlo-Analyse (MOCA) durchgeführt. Etwa 1000 Modellläufe wurden gestartet, wobei die Parameter mittels einer Gleichverteilung zufällig gesetzt wurden. Die Spanne wurde anhand der Parameterwerte der gerechneten Simulationen (mittlerer Abfluss der Jahre 1998, 1999, 2000 und Hochwasser 2002) ermittelt. Im Anschluss wurde für jede Variable eine multivariate Regressionsanalyse durchgeführt.

Abschließend wurde mit dem F-Test für jeden Parameter die statistische Signifikanz der Abweichungen abgeschätzt. Je höher der F-Wert, desto höher ist die Sensitivität des betreffenden Parameters. Es wurden drei Abstufungen vorgenommen, bei einem F-Wert von über 100 wird von einer mäßigen Sensitivität gesprochen, über 1000 bedeutet sensitiv und über 10000 sehr sensitiv. Diese Methode orientiert sich an der Arbeit von Tang et al. (2007).

3. Untersuchungsgebiet und Modellerstellung

Das Untersuchungsgebiet liegt an der Mittleren Elbe, zwischen den Pegeln Torgau (Elbe-km 154,2) und Wittenberg (Elbe-km 214,1). Innerhalb dieses Abschnittes mündet die Schwarze Elster. Sie zählt neben Mulde, Saale und Havel zu den Hauptnebenflüssen der Elbe im deutschen Teil des Einzugsgebiets. Die Schwarze Elster fließt bei Elbe-km 194 in Höhe des Ortes Elster in die Elbe. Der betrachtete Elbeabschnitt ist an beiden Ufern weitgehend eingedeicht. Perspektivisch ist in diesem Abschnitt die Anlage von Poldern geplant. Sie sollen nördlich der Grenze zwischen den Bundesländern Sachsen und Sachsen Anhalt eingerichtet werden. Ein Überblick über das Untersuchungsgebiet wird in Abbildung 2 gegeben.

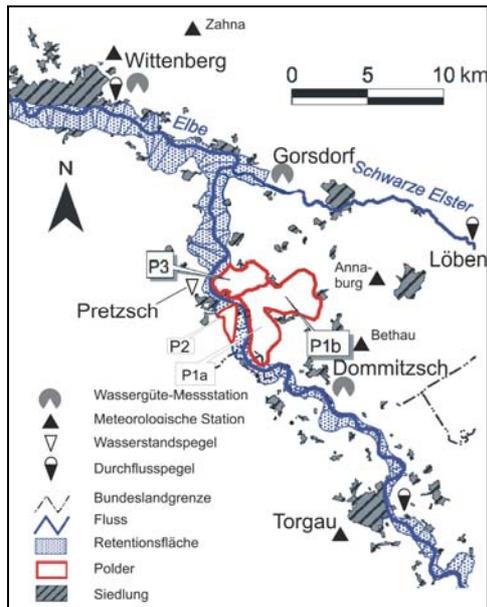


Abbildung 2: Untersuchungsgebiet zwischen Dommitzsch und Wittenberg an der Elbe (IWK, 2004)

In dieser Arbeit sollen die als P1a, P1b und P3 bezeichneten Polder anhand der Simulation des Hochwassers vom August 2002 (10 Tage) genauer betrachtet werden. Die Polder 1a und 1b sind nicht durch einen Deich getrennt, werden jedoch aufgrund ihrer unterschiedlichen hydrodynamischen Eigenschaften gesondert betrachtet. Mit dem Polder 3 ist Polder 1 durch ein Wehr verbunden. Neben der Hochwassersituation werden vergleichend Simulationen bei Mittelwasser durchgeführt. Betrachtet werden 98 Tage lange Zeiträume von Ende April bis Anfang August der Jahre 1998, 1999, 2000. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die betrachteten Zeitabschnitte und die dazugehörigen Abflüsse.

Tabelle 2: Überblick über die durchgeführten Simulationen

Jahr	Zeitraum	Anzahl der Tage	Abflussspanne [m ³]	Mittlerer Abfluss [m ³ /s]
1998	29.04 – 05.08	98	108 - 206	153
1999	28.04 – 04.08	98	132 – 360	228
2000	26.04 – 02.08	98	118 – 464	194
2002	12.08 – 21.08	10	1470 – 4290	2743

3.1 Diskretisierung

Die räumliche Diskretisierung des betrachteten Gewässerlaufs wurde so gewählt, dass entlang des betrachteten Flusslaufs 120 Querprofile, mit einem Abstand von ca. 500 Metern, entstanden. Für die Anpassung der Flächen, war die Berücksichtigung der bei dem Hochwasser 2002 überschwemmten Flächen notwendig.

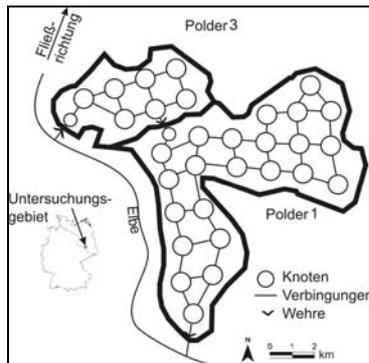


Abbildung 3: Diskretisierung der Polder

Die Diskretisierung der Polder entspricht der von DYNHYD. Sie ist in Abbildung 3 dargestellt. Um die Zunahme der Stoffeinträge nach der Polderflutung realistisch darstellen zu können, waren kleine Zeitschritte erforderlich. Die Variablen der Wasserqualität wurden in EUTRO in Zeitschritten von 5 Sekunden simuliert, wobei die Auflösung der Ausgabedaten 1 Stunde beträgt.

3.2 Randbedingungen

Als Randbedingung für die hydrodynamische Modellierung wurden die Abflusswerte (mittlerer täglicher Abfluss) der Pegel Torgau, Löben und Wittenberg herangezogen (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: Gewässerkundliche Hauptzahlen der Pegel Torgau, Wittenberg und Löben

Pegel	Elbe-km	Reihe	Abfluß [m³/s]				
			NQ (Datum)	MNQ	MQ	MHQ	HQ (Datum)
Torgau	154,2	1936 - 2003	17,5 (02.02.1954)	117	344	1420	4420 (18.08.2002)
Wittenberg	214,1	1961 - 2003	75 (10.08.1964)	139	369	1410	4120 (18.08.2002)
Schwarze Elster (Löben)		1974 - 2003	1,76 (01.09.2003)	6,12	19,1	68,1	115 (01.01.1987)

Für die Modellierung der Wasserqualität standen 14tägliche Messwerte der Wassergüte des ARGE Elbe-Messprogramms (www.arge-elbe.de) zur Verfügung. Dabei wurden die Daten der Messstationen Dommitzsch (Elbe-km 172,5), Gorsdorf (Schwarze Elster km 3,8) und Wittenberg (Elbe-km 214,1) verwendet. Die Daten der Station Wittenberg wurden zur Kalibrierung genutzt, während Daten von Dommitzsch und Gorsdorf die Randbedingungen für die Simulation der Wassergüte lieferten.

Messwerte für den Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB, engl. BOD) standen monatlich zur Verfügung, wobei zwischen dem Sauerstoffverbrauch nach 7 (BOD₇) und nach 21 Tagen (BOD₂₁) unterschieden wurde. Unter der Voraussetzung, dass der Verbrauch nach 21 Tagen mit dem Gesamtsauerstoffbedarf gleichzusetzen ist, wurde die Deoxidationsrate k_D (verändert nach CHAPRA (1997))

$$k_D = -\frac{1}{t} \ln \left(\frac{BOD_7}{BOD_{21}} \right)$$

berechnet. Die Zeit t entspricht dabei 7 Tagen.

Für das Wachstum von Phytoplankton ist die Globalstrahlung ein wichtiger Faktor. Aus den täglichen Mittelwerten von fünf meteorologischen Stationen (Torgau, Bethau, Annaburg, Wittenberg und Zahna; zur Verfügung gestellt vom PIK) wurde der Mittelwert errechnet. Der Extinktions-Koeffizient K_E wurde mit Hilfe der Gleichung

$$K_E = 0,052 * (SS - Phyto) + 0,013 * Chla + 1,06$$

bestimmt (modifiziert nach SCHÖL et al. (2002)). Dabei werden mit SS die Schwebstoffkonzentration (in mg/l), $Phyto$ die Phytoplanktonbiomasse (im mg/l) und $Chla$ die Konzentration von Chlorophyll-a (in $\mu\text{g/l}$) bezeichnet.

Von den meteorologischen Stationen standen ebenfalls Daten zur Windgeschwindigkeit und zur Lufttemperatur zur Verfügung. Daher war es auch möglich die Wiederbelüftung durch die Atmosphäre zu berücksichtigen.

4. Ergebnisse und Diskussion

In der Tabelle 4 sind die für die Simulationen genutzten Parameter zusammenfassend aufgeführt. Dabei sind für die drei betrachteten Komplexitäten (1, 3 und 5) die Parametersetzungen der Simulationen für den Normalabfluss der Jahre 1998, 1999 und 2000 (Mittelwasser, MW) denen des Hochwassers 2002 (HW) gegenübergestellt. Klar zu erkennen ist, dass die für den Stoffhaushalt eines Gewässers entscheidenden Prozesse bei dem Hochwasser eine andere Gewichtung besitzen. Die Raten für Nitrifikation, Denitrifikation und Mineralisation sind im Hochwasserfall deutlich geringer. Ein Grund für die niedrige Nitrifikation ist darin zu sehen, dass während des Ereignisses bspw. erhöhte Ammoniumwerte gemessen wurden, was durch einen erhöhten ungereinigten Abwasseranteil, durch eingeschränkt oder nicht arbeitende Kläranlagen zu erklären ist. Die Denitrifikation wird während des Hochwassers wiederum durch die turbulenteren Durchmischung herabgesetzt.

Tabelle 4: Parametersetzungen in den betrachteten Komplexitäten 1, 3 und 5 für die Jahre 1998, 1999, 2000 (MW) und 2002 (HW)

Parameter	Parameterbeschreibung	Einheit	Komplexität 1		Komplexität 3		Komplexität 5	
			MW	HW	MW	HW	MW	HW
Nitrifikation								
K12C	Nitrifikationsrate	1/d			8 - 9	0,003	1 - 3	0,003
K12T	Temperatur Koeffizient	-			1,08	1,08	1,08	1,08
KNIT	Halb-Sättigungskonstante für Sauerstoff-Limitierung	mg N/l			0,1	0,1	0,1	0,1
Denitrifikation								
K20C	Denitrifikationsrate	1/d			1,05 - 2,05	0,1	1,05	0,1
K20T	Temperatur Koeffizient	-			1,08	1,08	1,08	1,08
KNO3	Halb-Sättigungskonstante für Sauerstoff-Limitierung	mg N/l			0,95	0,95	0,95	0,95
Phytoplanktonwachstum								
K1C	Phytoplankton-Wachstumsrate	1/d			0,6 - 2	2	2	1,5
K1T	Temperatur Koeffizient	-			1,068	1,068	1,068	1,068
CCHL	Verhältnis Kohlenstoff zu Chlorophyll	mg C/mg Chl-a					20	20
IS1	optimale Lichtsättigung (max. Wachstum)	ly/d					200	300
K1RC	Respirationsrate	1/d					0,105	0,105
Nährstoffe								
KMNG1	Halb-Sättigungskonstante für Sauerstoff-Limitierung durch pfl. Aufnahme	mg N/l					0,03	0,025
KMPG1	Halb-Sättigungskonstante für Phosphor-Limitierung durch pfl. Aufnahme	mg P/l					0,003 - 0,02	0,03

NCRB	Verhältnis Stickstoff zu Kohlenstoff	mg N/mg C					0,3	0,3
PCRB	Verhältnis Phosphor zu Kohlenstoff	mg N/mg C					0,02	0,2
Deoxidation								
KDC	Deoxidationsrate	1/d	0,08	0,08	0,08	0,08	0,04	0,08
KDT	Temperaturkoeffizient	-	1,05	1	1,05	1	1,05	1
Mineralisation								
K71C	Mineralisationsrate für Org. Stickstoff	1/d			2	0,1	0,5 - 2	0,05
K71T	Temperaturkoeffizient	-			1,08	1,08	1,08	1,08
K83C	Mineralisationsrate für Org. Phosphor	1/d					0,22	0,2
K83T	Temperaturkoeffizient	-					1,08	1,08
Ke	Extinktionskoeffizient	1/m					0,1 - 0,25	2
SOD	Sediment-Sauerstoffbedarf	g/(m ² d)	0,5	1	0,5	1	0,5	1

Die Ergebnisse der Simulationen für die Jahre 1998 bis 2000 sind in den Diagrammen der Abbildung 4 dargestellt. Die Graphen zeigen einerseits die Simulationsergebnisse für Sauerstoff (DO), die Sauerstoffsättigung und Phytoplankton (Chl-a), wobei letzteres nur in der 5. Komplexität simuliert wird. Des Weiteren sind die Messwerte der Stationen Dommitzsch und Wittenberg aufgezeigt, Messwerte für Chlorophyll lagen nur für Wittenberg vor. Im rechten Teil der Abbildung sind die Resultate für den anorganischen Stickstoff (TIN) und den organischen Stickstoff (TON) veranschaulicht. Wobei sich der anorganische Stickstoff zu 95% aus Nitrat und unter 0,1% aus Ammonium zusammensetzt. Auch hier sind die Messwerte von Dommitzsch und Wittenberg enthalten.

Es ist zu erkennen, dass es erst mit der Komplexität 5 möglich ist, den gelösten Sauerstoff (DO) gut zu simulieren, nur bei dem Jahr 2000 wird er überschätzt. Erst in dieser Komplexität ist auch Chlorophyll als Zustandsgröße erfasst. So kann auch eine eventuelle Übersättigung angezeigt werden, die allein durch den Streeter-Phelps-Ansatz (in Komplexität 1) nicht modelliert wird. In Komplexität 3 geht das Chlorophyll nur als Mittelwert in die Berechnung ein, was auch zu keiner befriedigenden Lösung führt.

Ähnlich sind die Ergebnisse für die Simulation des Stickstoffs. Erst die 5. Komplexität zeigt gute Resultate. Der Gang des Stickstoffs wird unmittelbar von der Nitrifikation und der Denitrifikation gesteuert, die wiederum stark vom Phytoplankton abhängig sind.

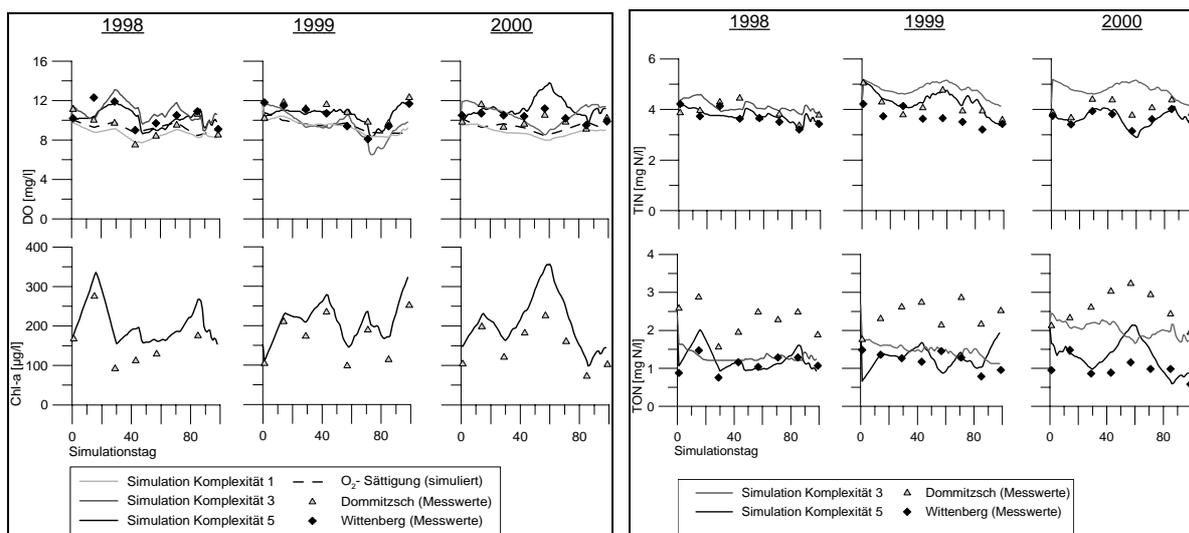


Abbildung 4: Simulationsergebnisse für die Jahre 1998, 1999 und 2000 – gelöster Sauerstoff (DO) und Chlorophyll-a linkes Bild; gesamter anorganischer (TIN) und organischer (TON) Stickstoff rechtes Bild

In der Abbildung 5 sind die Simulationsergebnisse für das Hochwasser 2002 für die Polder 1a, 1b und 3 zusammengestellt. Analog der Darstellung in Abbildung 4 zeigen die Graphen die Resultate für den gelösten Sauerstoff (DO), die Sauerstoffsättigung und das Phytoplankton (Chl-a). Hier sind nur die Messwerte der Station Wittenberg angegeben. Im rechten Teil der Abbildung sind Ergebnisse für Ammonium (NH₄-N), Nitrat (NH₃-N) und den organischen Stickstoff (TON) darlegt. Zur besseren Veranschaulichung ist in allen Fällen der Graph für den simulierten Fluss mit aufgenommen. Dieser zeigt meist eine sehr gute Anpassung an die Messwerte von Wittenberg.

Der Plan zur Einrichtung der Polder sieht folgende Strategie für das Fluten und Leeren des Poldersystems vor. Um den Hochwasserscheitel der Elbe zu kappen, wird das Einlasswehr an Polder 1 geöffnet (Tag 5), kurz darauf auch das Wehr zwischen den Poldern 1 und 3. Dieses wird etwa am Tag 6, wenn der Polder 3 gefüllt ist, wieder geschlossen. Am 7. Tag wird auch das Einlasswehr am Polder 1 wieder geschlossen. Zum Leeren der Polder werden am Tag 9 das Auslasswehr an Polder 3 und das Zwischenwehr geöffnet.

Polder 1 fasst bei einer mittleren Tiefe von 3,3 m und einer Fläche von 24,5 km² ein Wasservolumen von ca. 85 Mio. m³. Der Polder 3 ist kleiner und flacher, die mittlere Tiefe beträgt 2,3 m, die Fläche 8,2 km² und das Volumen ca. 20 Mio. m³.

Für die Polder kann der gelöste Sauerstoff mit jeder Komplexität gut simuliert werden. In Abbildung 5 ist zu erkennen, dass sich die Graphen des gelösten Sauerstoffs überlagern. Die Simulation des Sauerstoffs ist eng an die Wiederbelüftung geknüpft, diese wiederum ist eine Funktion von Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Temperatur und Wind. Da die Fließgeschwindigkeit bei gefülltem Polder gegen Null geht, ist der Wind die einflussreichste Größe. Im August 2002 war eine Hochdruckwetterlage vorherrschend. Daher kam, neben der geringen Windgeschwindigkeit, der steigenden Wassertemperatur eine große Bedeutung zu. Deutlich ist die schnelle Abnahme des Sauerstoffgehaltes in der Simulation zu sehen. Nur in den Phasen der Füllung kommt es aufgrund der erhöhten Fließgeschwindigkeit und durch Turbulenzen zu Sauerstoffübersättigung. Ebenso führt verstärktes Phytoplanktonwachstum, begünstigt durch die geringe Wassertiefe und den geringen Lichtlimitierungsfaktor, zu einer Übersättigung. Die relativ hohen Werte von Chlorophyll und den Nährstoffen in Polder 3 während des Einstaus rühren daher, dass dieser Polder flacher ist. Daraus folgt stärkeres Wachstum aber auch stärkere Mineralisation und somit Nährstofffreisetzung.

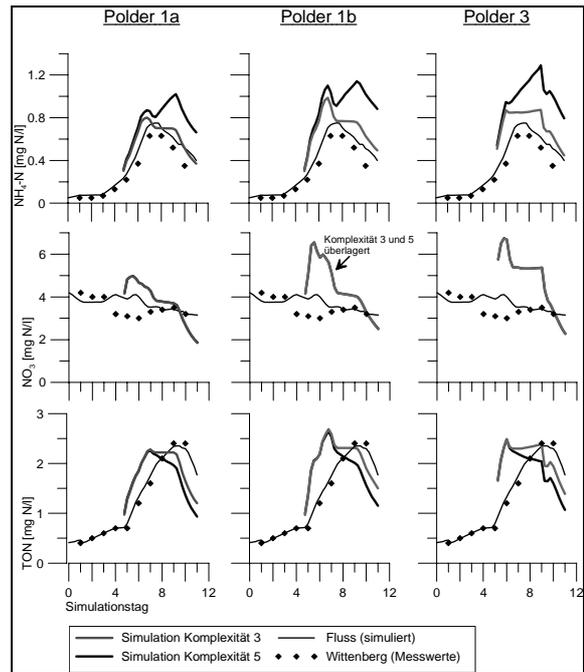
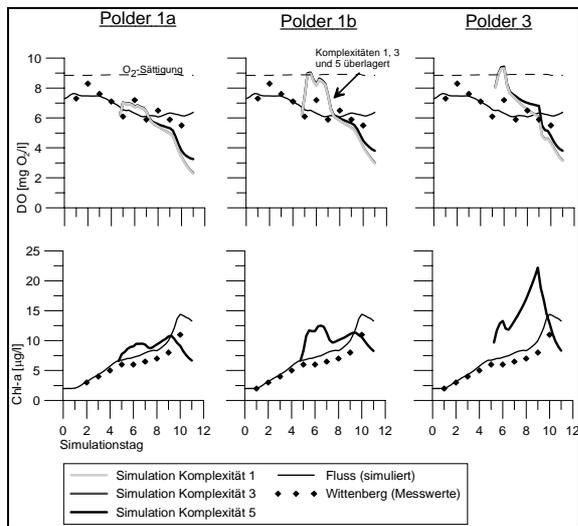


Abbildung 5: Simulationsergebnisse für August 2002 – gelöster Sauerstoff (DO) und Chlorophyll-a linkes Bild; Ammonium (NH₄-N), Nitrat (NO₃) und organischer Stickstoff (TON) rechtes Bild

Zu bemerken ist, dass der Sauerstoffgehalt des Flusswassers nach der Öffnung der Wehre zum Leeren der Polder nicht wesentlich absinkt. Anders als in der zu Beginn geschilderten Situation an der Havelmündung wird hier der Schwellenwert nicht unterschritten. Das Wasser in Polder 3 wird dabei auch soweit verdünnt, dass der Gehalt des Phytoplanktons bis auf das Niveau des Polder 1 sinkt. Es ist entscheidend, den Chlorophyllgehalt und seine durch Verdünnung verursachte Reduktion nicht falsch einzuschätzen.

Beabsichtigt man für ein Hochwasserereignis nur den gelösten Sauerstoff in den Überflutungsflächen zu modellieren, ist die Komplexität 1 durchaus geeignet. Sollen jedoch weitergehende Aussagen zur Ökologie (Phytoplanktonwachstum und Nährstoffhaushalt) getroffen werden, muss mit den höheren Komplexitäten simuliert werden, weil diese unter Berücksichtigung aller Prozesse die größtmögliche Aussage liefern können.

Wie erwähnt, wurde abschließend eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt.

Dabei zeigte sich, dass in den Poldern die Abbauprozesse (Nitrifikation, Mineralisation) empfindlicher reagieren als die Wachstumsprozesse. In

Tabelle 5 sind die Ergebnisse der Globalen Sensitivitätsanalyse für den Polder 1 zusammenfassend dargestellt. Die Resultate von Polder 3 zeigten vergleichbare Tendenzen.

Tabelle 5: Ergebnisse der Globalen Sensitivitätsanalyse für den Polder 1; schwarz = sehr sensitiv, dunkelgrau = sensitiv, hellgrau = schwach sensitiv, weiß = nicht sensitiv; F = Füllen, R = Retention, L = Leeren

Parameter	NH ₄ -N			NO ₃ -N			TIP			Chl-a			BSB			DO			TON			TOP		
	F	R	L	F	R	L	F	R	L	F	R	L	F	R	L	F	R	L	F	R	L	F	R	L
K12C																								
K12T																								
KNIT																								
K20C																								
K20T																								
KNO3																								
KTC																								
KIT																								
CCHL																								
ISI																								
K1RC																								
KMNG1																								
KMPG1																								
PCRB																								
NCRB																								
KDC																								
KDT																								
K71C																								
K71T																								
K83C																								
K83T																								
SOD																								
KE																								

Die Nitrifikation (K12C, K12T) ist für den gelösten Sauerstoff (DO) in allen Phasen der Poldernutzung der sensitivste Prozess. Folglich zeigt die Nitrifikation auch für Nitrat (NO₃-N) und Ammonium (NH₄-N) eine hohe Sensitivität. Ebenso weist die Sauerstoffzehrung (KDC, KDT) vor allem in der Phase der Polderfüllung eine Sensitivität für den Sauerstoff auf, die sogar höher ist als das Phytoplanktonwachstum. Die Denitrifikation (K20C, K20T, KNO3) wiederum ist sensitiv gegenüber dem Nitrat und dem Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB), bei letzterem bedeutsamer als die Zehrung. Der Temperaturkoeffizient des Phytoplanktonwachstums (K1T) reagiert des Weiteren sensitiv bei dem Ammonium und dem gesamten organischen Stickstoff (TON), ebenso wie bei der Stickstoff-Mineralisationsrate (K71C). Es kann gefolgert werden, dass die Mineralisation (Stickstoff und Phosphor) von organischem Material in Poldersystem sensibler reagiert als der Aufbau desselben.

Die folgende Tabelle 6 präsentiert die Resultate der Globalen Sensitivitätsanalyse für den simulierten Fluss bei Wittenberg. Dabei wurde ein Vergleich zwischen dem Geschehen bei Mittelwasser (hier 1998) und Hochwasser (2002) angestrebt.

Tabelle 6: Ergebnisse der Globalen Sensitivitätsanalyse – Vergleich zwischen Mittelwasser (MW, 1998) und Hochwasser (HW, 2002); schwarz = sehr sensitiv, dunkelgrau = sensitiv, hellgrau = schwach sensitiv, weiß = nicht sensitiv;

Parameter	NH ₄ -N		NO ₃ -N		TIP		Chl-a		BSB		DO		TON		TOP	
	MW	HW	MW	HW	MW	HW	MW	HW	MW	HW	MW	HW	MW	HW	MW	HW
K12C																
K12T																
KNIT																
K20C																
K20T																
KNO3																
K1C																
K1T																
CCHL																
IS1																
K1RC																
KMNG1																
KMPG1																
PCRB																
NCRB																
KDC																
KDT																
K71C																
K71T																
K83C																
K83T																
SOD																
KE																

Es ist deutlich zu erkennen, dass die Parameter bei der Simulation einer Mittelwassersituation überwiegend sensitiver reagieren, als bei Hochwasser. Ausnahmen bilden die Nitrifikation (K12C, K12T) für den gelösten Sauerstoff (DO); die Denitrifikation (K20C) für den Biochemischen Sauerstoff (BSB), DO und das Nitrat (NO₃-N); die Zehrung (KDC) für DO und die jeweiligen Mineralisationsraten K71C für den Organischen Stickstoff (TON) und K83C für den organischen Phosphor (TON). Auffallend ist auch, dass alle das Phytoplanktonwachstum charakterisierenden Parameter (K1C, K1T, CCHL, IS1, KMNG1, KMPG1, PCRB, NCRB) bei Hochwasser weniger sensitiv reagieren. Das kann neben der Verdünnung des Planktons durch die höhere Wasserführung auf die höhere organische Belastung des Gewässers während des Ereignisses zurückzuführen sein. Durch den hohen Eintrag von organischem Material aus den überfluteten Bereichen, sind die Abbauprozesse bedeutender als das Wachstum. Es ist zu erwarten, dass bei winterlichen Hochwassern, aufgrund von gehemmtem Phytoplanktonwachstum ein relatives Gleichgewicht zwischen Wachstums- und Abbauprozessen herrscht.

5. Schlussfolgerung

Hochwässer gehen mit verstärkter Sauerstoffzehrung einher, z.B. durch den erhöhten Eintrag von organischen Stoffen während des Ereignisses, durch die erweiterte Sedimentationsfläche

der überfluteten Gebiete für Schadstoffe oder durch das Absterben von Algen bzw. den Abbau von Pflanzenbiomasse.

Der Gehalt des gelösten Sauerstoffes und dessen Zehrung in Überflutungsflächen kann bei Hochwasser mit einem einfachen Streeter-Phelps-Ansatz (Komplexität 1) abgebildet werden. Für Bereiche in denen eine Phytoplankton sukzession (steigende Chlorophyll-a-Werte) zu erwarten ist, muss die Modellkomplexität erhöht werden. Von großer Wichtigkeit ist dieser Aspekt vor allem in den Stillwasserbereichen wie Altarmen, Poldern und Rückhaltebecken. In diesen Bereichen kommt es zu verstärkter Sedimentation, Rücklösung von Nährstoffen aus dem überfluteten Boden und, aufgrund der geringeren Wassertiefe, zu erhöhter Sonneneinstrahlung. Vor allem bei längerem Einstau wird der kritische Wert des Sauerstoffgehaltes für Fische ($< 3 \text{ mg O}_2/\text{l}$) schnell erreicht. Daher ist eine vorausschauende Steuerung der Polder erforderlich. Hierbei kann die Modellierung auf der Basis des vorgestellten Modellpakets ein hilfreiches Werkzeug sein.

Literatur

- AMBROSE, R. B., WOOL, T. A. & MARTIN, J. L. (1993a): The Water Quality Simulation Program, WASP5: Part A: Model Documentation. US Environmental Protection Agency. Athens, GA.
- AMBROSE, R. B., WOOL, T. A. & MARTIN, J. L. (1993b): The Water Quality Simulation Program, WASP5: Part B: The WASP5 Input Dataset. US Environmental Protection Agency. Athens, GA.
- ARGE-ELBE (2003): Hochwasser 2002 - Einfluß auf die Gewässergüte der Elbe - Wassergütestelle Elbe. Hamburg.
- BÖHME, M. (2005): Probleme mit dem Sauerstoff. in: BÖHME, M., KRÜGER, F., OCKENFELD, K. & GELLER, W.: Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Magdeburg. UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle GmbH. 67-74.
- BUCHTA, R. (2003): Hochwasserschutz und Landnutzung in der Unteren Havelniederung - Schlussfolgerungen aus dem Elbe-Hochwasser vom August 2002. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 12(3): 80-84.
- CHAPRA, S. (1997): Surface water quality modeling. McGraw Hill.
- HUANG, S., RAUBERG, J., APEL, H. & LINDENSCHMIDT, K.-L. (2007): The effectiveness of polder systems on peak discharge capping of floods along the middle reaches of the Elbe River in Germany. Hydrology and Earth Sciences 11: 1391 - 1401.
- IWK (2004): Untersuchungen von Hochwasserretentionsmaßnahmen entlang der Elbe im Bereich der Landkreise Wittenberg und Anhalt-Zerbst (Kurzfassung). Institut für Wasserbau und Kulturtechnik. Universität Karlsruhe.
- LINDENSCHMIDT, K.-L. (im Druck): Quasi-2D approach in modelling the transport of the contaminated sediments in floodplains during river flooding - model coupling and uncertainty analysis. Environmental Engineering Science.
- SCHÖL, A., KIRCHESCH, V., BERGFELD, T., SCHÖLL, F., BORCHERDING, J. & MÜLLER, D. (2002): Modelling the chlorophyll a content of the river Rhine - interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. International Review of Hydrobiology 87(2-3): 295-317.
- TANG, Y., REED, P., WAGENER, T. & VAN WERKHOVEN, K. (2007): Comparing sensitivity analysis methods to advance lumped watershed model identification and evaluation. Hydrology and Earth Sciences 11: 793 - 817.