

Einfluß der Gewässermorphologie auf die Nährstoffretention - Modellstudie am Beispiel der mittleren Weißen Elster

Von der Fakultät der Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der
Brandenburgischen Technischen Universität genehmigte

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum naturalium

(Dr. rer. nat.)

vorgelegt von

Diplom-Geologe Dierk Wagenschein

aus Hannover

Gutachter: 1. Prof. Dr. rer. nat. habil. Albrecht Gnauck
 2. Prof. Dr. rer. nat. habil. Gerhard Wiegleb

Tag der mündlichen Prüfung: 6. Juli 2006

*Es gibt keinen ärgeren Feind der Natur als den,
der sich für klüger hält als sie,
die doch unser allerhöchster Lehrmeister ist.*

Paracelsus

Kurzfassung

Hohe Nährstoffkonzentrationen können aquatische Ökosysteme stark belasten. Bei der integrierten Gewässerbewirtschaftung kommt der Quantifizierung der natürlichen Nährstoffsenken eine große Bedeutung zu. Für den anorganischen Stickstoff sind dies die biogene Assimilation und die benthische Denitrifikation. Denitrifikation wurde bisher vor allem auf der Prozessskala untersucht, eine räumlich differenzierte Erfassung auf mesoskaliger Ebene ist noch nicht erfolgt.

Hauptziel dieser Arbeit ist die räumlich aufgelöste Quantifizierung des Nährstoffumsatzes - mit besonderer Berücksichtigung der Stickstoffretention – am Beispiel eines 70 km langen Flussabschnitts der Weißen Elster. Dies wird anhand von Längsschnitt- und Tag/Nacht-Beprobungen, bei denen auch der benthische Biofilm und die Sedimente berücksichtigt wurden, analysiert. Der Schwerpunkt der Arbeit liegt auf der Durchführung von Modellanalysen. Es wurde eine modifizierte Version des Gewässergütemodells WASP verwendet. Damit wurden die Sensitivitäten morphologischer Faktoren untersucht sowie die Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen auf den Nährstoffhaushalt analysiert.

Unter sommerlichen Verhältnissen wurde eine erhebliche Stickstoffretention nachgewiesen. Auf der 70 km langen Fließstrecke werden bis zu 32% der in das Gewässer eingetragenen N-Fracht durch Denitrifikation eliminiert. Die Denitrifikation schwankt räumlich sehr stark: Der Stickstoffrückhalt liegt zwischen 0,2 und 1,25 mgN/(l·d), die mittlere Denitrifikationsrate schwankt zwischen 240 mgN/(m²d) in einem kanalisierten Abschnitt und 639 mgN/(m²d) in einem naturnahen Bereich. Von den untersuchten morphologischen Faktoren hat die Länge der Fließstrecke den größten Einfluss auf den Stickstoffrückhalt. Eine Verlängerung der Fließstrecke um 10% bewirkt eine Verringerung der Nitrat-Konzentration um 2,7%. Die Auswirkungen der im Rahmen einer Szenarienanalyse betrachteten Renaturierungsmaßnahmen auf die Stickstoffbelastung sind gering.

Abstract

There is a high pressure of nutrients for many riverine and coastal ecosystems. For an efficient river water quality management the quantification of the natural sinks of nutrients is one of the main tasks. For inorganic nitrogen the assimilation by algae and the benthic denitrification are the largest sinks. Denitrification was mainly studied on the process scale, but there does not exist any approach, which quantifies denitrification for longer river sections.

The main objective of this work is the spatial differentiated quantification of the nutrient turnover – with special regard to nitrogen retention – for a 70 km river section of the Weisse Elster River. The methodical approach consists of longitudinal measurement campaigns, day/night analyses and the investigation of periphyton and sediments. However, in the main it was focussed on model analyses. Instead a modified version of the water quality model WASP was used. Furthermore, the sensitivities of morphological features on nitrogen and phosphorus was analysed and scenario analyses were carried out.

As a first result it was shown, that significant nitrogen retention takes place at summer conditions. Denitrification is the largest sink of inorganic nitrogen: up to 32% of the nitrogen load was eliminated for the 70 km river section. Nitrogen retention shows a strong spatial variation caused by the variability of denitrification and periphyton assimilation. The modelled values amount between 0.2 and 1.25 mgN/(l·d), the mean denitrification rate varies between 240 mgN/(m²d) in a channelized river section and 639 mgN/(m²d) in a natural river section. The sinuosity is the most sensitive morphological factor. An increase of 10% leads to a nitrate reduction of 2.7% at the end of the river section. The modelled impact of the most feasible river restoration measures on nitrogen load was low. The main reason is their small spatial scale.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	VI
Tabellenverzeichnis.....	IX
Abkürzungen.....	X
1 Einleitung.....	1
2 Grundlagen	4
2.1 Grundlagen zu Morphologie und Nährstoffhaushalt von Fließgewässern.....	4
2.2 Grundlagen der Fließgewässergütemodellierung.....	7
3 Material und Methoden.....	12
3.1 Das Untersuchungsgewässer.....	12
3.1.1 Allgemeiner Überblick.....	12
3.1.2 Charakterisierung des untersuchten Gewässerabschnittes.....	13
3.1.3 Auswertung morphologischer Daten.....	16
3.2 Probenahme- und Nachweisverfahren.....	16
3.2.1 Freiwasserbeprobungen.....	16
3.2.1.1 Beprobungszeiträume und Meßstellen.....	16
3.2.1.2 Untersuchte Wassergüteindikatoren und deren Analytik.....	17
3.2.1.3 ¹⁵ N- und ¹⁸ O-Beprobung des Nitrats.....	19
3.2.2 Untersuchung des benthischen Biofilms.....	19
3.2.3 Ermittlung des Sedimentsauerstoffbedarfs.....	21
3.3 Mathematische Modelle und Modellierungswerkzeuge.....	22
3.3.1 Das Gewässergütemodell WASP5.....	22
3.3.2 Werkzeuge für das Pre- und Postprocessing.....	24
3.3.3 Modellkalibrierung mit PEST.....	24
3.3.4 UNCSIM.....	26
3.4 Modellimplementierung.....	26
3.4.1 Allgemeine Vorgehensweise.....	26
3.4.2 Generierung des Modellnetzes.....	28
3.4.3 Implementierung des hydrodynamischen Modells.....	29
3.4.4 Implementierung des Eutrophierungsmodells.....	30
3.4.4.1 Prozeßbeschreibung und Parameter.....	30
3.4.4.2 Definition von Rand- und Anfangsbedingungen.....	36
3.4.5 Bestimmung der Identifizierbarkeit von Parametern.....	38
3.4.6 Modellkalibrierung und Parameteridentifikation.....	39
3.4.7 Validierung des Modells.....	41
3.4.8 Unsicherheitsanalyse.....	41
3.5 Analyse physikalisch-morphologischer Randbedingungen	42
3.5.1 Einfluß der Wassertemperatur und Globalstrahlung.....	42
3.5.2 Sensitivitäten morphologisch-struktureller Randbedingungen.....	43
3.5.3 Szenarienanalyse: Effekte von Renaturierungsmaßnahmen.....	43
3.5.4 Bedeutung der Größe der Sohlfläche für den autotrophen Nährstoffumsatz....	46

4 Ergebnisse und Diskussion.....	47
4.1 Auswertung morphologischer Daten.....	47
4.2 Meßergebnisse.....	48
4.2.1 Längsschnittuntersuchungen	48
4.2.2 24h-Beprobung der Abschnitte B und D.....	51
4.2.3 Isotopenuntersuchung	54
4.2.4 Räumliche und zeitliche Dynamik des benthischen Biofilms.....	55
4.2.5 Sedimentsauerstoffzehrung.....	57
4.3 Ergebnisse der hydrodynamischen Modellierung.....	58
4.3.1 Einfluß der Segmentgeometrie auf das Rechenergebnis.....	58
4.3.2 Rauigkeitsbeiwert: Sensitivitäten und kalibrierte Werte.....	59
4.3.3 Vergleich von Rechen- und Meßwerten.....	60
4.3.4 Fließzeiten.....	61
4.4 Ergebnisse der Modellierung des Nährstoffhaushaltes.....	62
4.4.1 Sensitivität und Identifizierbarkeit der Modellparameter.....	62
4.4.2 Identifizierte Parameter.....	64
4.4.3 Ergebnisunsicherheit.....	65
4.4.4 Vergleich der Modellierungsergebnisse mit den Meßdaten.....	68
4.4.4.1 Darstellung und Bewertung der kalibrierten Modellzustände.....	68
4.4.4.2 Ergebnisse und Bewertung der Modellvalidierung.....	71
4.4.5 Wachstum der autotrophen Biomasse.....	75
4.4.6 Sauerstoffeinträge und -zehrung.....	77
4.4.7 Stickstoffumsatz und -retention.....	78
4.4.8 Phosphorumsatz und -retention.....	82
4.5 Szenarienanalysen.....	84
4.5.1 Einfluß klimatisch-physikalischer Randbedingungen.....	84
4.5.2 Sensitivität morphologisch-struktureller Faktoren.....	86
4.5.2.1 Einfluß der Fließlänge, des B/T-Verhältnisses und des Mannings-	
Koeffizienten auf die Ausgabevariablen.....	86
4.5.2.2 Einfluß des Rückbaus von Wehren auf die Ausgabevariablen.....	89
4.5.2.3 Einfluß einer erhöhten Beschattung auf die Ausgabevariablen.....	89
4.5.2.4 Vergleich der Elastizitäten morphologieabhängiger Parameter und	
morphologischer Randbedingungen	90
4.5.3 Effekte von Renaturierungsmaßnahmen.....	90
4.5.4 Bedeutung des Periphytons für den Nährstoffumsatz.....	93
5 Zusammenfassung.....	95
6 Literaturverzeichnis.....	99
7 Danksagung.....	110

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage des Einzugsgebietes der Weißen Elster	12
Abbildung 2: Untersucher Gewässerabschnitt der Weißen Elster	14
Abbildung 3: Untersucher Flußabschnitt: Fließschema bei MNQ, Einleitungs- und Entnahmestellen, Wehre und Strukturgüteklassifizierung	15
Abbildung 4: Vorrichtung zur Platzierung von Polykarbonatprobenträgern	20
Abbildung 5: B/T-Verhältnis und Wassertiefe im Gewässerlängsschnitt (bei MQ)	48
Abbildung 6: Chlorophyll-a des Phytoplanktons im Gewässerlängsschnitt	49
Abbildung 7: Gesamtstickstoff (TNb) und Gesamtphosphor (TP) im Gewässer- längsschnitt	50
Abbildung 8: DOC und TOC im Gewässerlängsschnitt	51
Abbildung 9: Ergebnisse der 24h-Messung: Wassertemperaturen und Sauerstoffkonzentrationen am Ende der Fließstrecken B und D	52
Abbildung 10: Ergebnisse der 24h-Beprobung: TP-, SRP und NO ₃ -N-konzentrationen am Beginn und Ende der Abschnitte B und D	53
Abbildung 11: Mittlere $\delta^{15}\text{N}/\delta^{18}\text{O}$ -Verhältnisse in den Abschnitten B (WE10, WE13) und D (WE05, WE08) am 03./04.08.2004 im Vergleich mit den an der mittleren Weißen Elster (Flußabschnitt Plauen – Gera) bestimmten Werten vom 15./16.06.2004	54
Abbildung 12: Mittlere Biofilmdicke und deren Standardabweichung in den an verschiedenen Probenahmestellen im Flußabschnitt B (WE13, WE12, WE11, WE10) und Flußabschnitt D (WE08, WE07, WE06, WE05) von Mai bis Dezember 2003	55
Abbildung 13: CLSM-Bilder von den Biofilmen an den Probenahmestellen WE13 (B) und WE07 (D) im Mai und September 2003	56
Abbildung 14: Fließgeschwindigkeiten im Längsschnitt für Modelle, deren Segmentgeometrien auf vermessenen bzw. synthetischen Querprofilen beruhen (W: Wehr)	59
Abbildung 15: Elastizitäten der Wasserstände an den Pegeln Zeitz und Kleindalzig bezogen auf Mannings n	59
Abbildung 16: Modellerte und gemessene Wasserstände an den Pegeln Zeitz und Kleindalzig im Zeitraum Mai bis Oktober 2001	61
Abbildung 17: Berechnete Fließzeiten im Gewässerlängsschnitt bei MNQ	62
Abbildung 18: Elastizitäten der Modellvariablen für die sechs sensitivsten Parameter	63
Abbildung 19: Vertrauensbereiche der Ausgabevariablen am Ende der Fließstrecke für MOCA-1 und MOCA-2	66

Abbildung 20: Vergleich der modellierten und gemessenen Konzentrationen für zwei Gewässerlängsschnitte mit Angabe der aus der Parameterunsicherheit (MOCA-2) ermittelten 90%-Vertrauensbereiche	69/70
Abbildung 21: Phytoplankton (Chlorophyll-a) und Periphyton-Biomasse: Modellerte und gemessene Konzentrationen an der Meßstelle Zeitz im Zeitraum 01.05.2001 bis 31.10.2001	72
Abbildung 22: Ammonium, Nitrat und Phosphat: Modellerte und gemessene Konzentrationen an der Meßstelle Zeitz im Zeitraum 01.05.2001 bis 31.10.2001	73
Abbildung 23: Vergleich der Modellierungsergebnisse mit den Meßwerten der behördlichen Gewässergüteüberwachung im Zeitraum 01.05. bis 31.10.2001 an den Meßstellen	74
Abbildung 24: Simulierte Wachstumsraten, Sterbe-/Grazingraten und Respirationsraten des Phytoplanktons und Periphytons im Gewässerlängsschnitt	76
Abbildung 25: Mittlere, simulierte Retention des anorganischen Stickstoffs durch autotrophes Wachstum und Denitrifikation im Gewässerlängsschnitt (Zeitraum Mz-I)	79
Abbildung 26: Mittlere, simulierte Retention anorganischen Phosphors durch autotrophes Wachstum und Rückhalt im Sediment im Gewässerlängsschnitt im (Zeitraum Mz-II)	83
Abbildung 27: Mittlere Veränderung der Retention des anorganischen Stickstoffs bei einer Veränderung von Wassertemperatur und Globalstrahlung für die in Zeitraum Mz-I herrschenden Bedingungen	85
Abbildung 28: Elastizitäten der Modellvariablen bezüglich einer Veränderung morphologischer Randbedingungen (Mannings n, B/T-Verhältnis, Lauflänge) am Ende des modellierten Gewässerabschnittes für den Modellierungszeitraum Mz-I	87
Abbildung 29: Prozentuale Veränderung der autotrophen Biomasse im Gewässerlängsschnitt bei einer Verlängerung der Fließstrecke um 10%	87
Abbildung 30: Prozentuale Veränderung der Modellvariablen am Ende der Fließstrecke (*der Gesamtbiomasse) im Vergleich zu Mz-I für die Szenarien 1 – 3 und 90%-ige Vertrauensbereiche	91
Abbildung 31: Für Szenario 2 ermittelte Gewässerabschnitte mit Renaturierungspotential (= Gewässerabschnitte ohne Restriktionen)	91
Abbildung 32: Mittlere Stickstoffaufnahme durch das Phytoplankton (NGP1) und das Periphyton (NGP2) im Gewässerlängsschnitt: Regressionsfunktionen und Schnittpunkte	94

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überblick und Merkmale bedeutender Gewässergütemodelle	8
Tabelle 2: Auswahl von Methoden und Programmen zur Parameteridentifikation und Kalibrierung hydrologischer und ökologischer Modelle	10
Tabelle 3: Zeiten der Meßkampagnen im Untersuchungsabschnitt	17
Tabelle 4: Lage der Meßstellen für die Längsschnitt- und 24h-Beprobung	17
Tabelle 5: Wassergüteindikatoren: Meß- und Analysemethoden	18
Tabelle 6: Modellierungszeiträume für das hydrodynamische Modell (D) und das Eutrophierungsmodell (E) und Zielsetzung	27
Tabelle 7: Mannings n: Verwendete Wertebereiche und zugewiesene Flußabschnitte	29
Tabelle 8: Im Modellnetz berücksichtigte Wehre und deren Eigenschaften	29
Tabelle 9: Parameter der Modellvariablen: Kürzel (KZ), Einheiten, Unsicherheitsklassen (UK) und Wertebereiche	34
Tabelle 10: Im Modell berücksichtigte punktuelle Einleitungen	36
Tabelle 11: Szenario 1: Implementierung von Maßnahmen der behördlichen Gewässerunterhaltung	44
Tabelle 12: Szenario 2: Renaturierung unter Berücksichtigung von Restriktionen und deren Implementierung im Modell	45
Tabelle 13: Szenario 3: Morphologie entsprechend der Referenzbedingungen	45
Tabelle 14: Mittleres Sohlgefälle, Talbodengefälle, Sinuositäten	47
Tabelle 15: Wassertemperatur und elektrische Leitfähigkeit am Beginn und Ende der Fließstrecke, Maxima und Minima des pH-Wertes	49
Tabelle 16: Mittlere Biovolumina der Algen, Cyanobakterien und Bakterien sowie geschätzte Trockenmassen der Algen und deren Standardabweichung in den Abschnitten B und D	57
Tabelle 17: Sauerstoffzehrung bei 20°C der in Abschnitt D entnommenen Sedimentkerne	58
Tabelle 18: Mannings n: Kalibrierte Werte und Standardabweichungen für die einzelnen Flußabschnitte	60
Tabelle 19: Unsicherheitsklassen, Sensitivitätsmaße und Kompensationsindizes der sensitivsten Parameter des Gewässergütemodells; identifizierbare Parameter sind grau hinterlegt	64
Tabelle 20: Identifizierte Parameterwerte und 95%-Vertrauensbereiche	65
Tabelle 21: Grenzen der 90%-igen Vertrauensbereiche der Modellvariablen	67
Tabelle 22: Güte der Anpassung der Modellvariablen an die Meßwerte der Längsschnittbeprobungen I und II	68

Tabelle 23: Mittlere gemessene Einträge und modellierte Umsätze und Austräge des anorganischen Stickstoffs im Gewässerabschnitt Gera-Großschocher	80
Tabelle 24: Mittlere gemessene Einträge und modellierte Umsätze und Austräge des anorganischen Stickstoffs in den Abschnitten B und D am 3./4.08.2004	81
Tabelle 25: Mittlere gemessene Einträge und modellierte Umsätze und Austräge des anorganischen Phosphors im Gewässerabschnitt Gera-Großschocher	84

Abkürzungen

BSB	(maximaler) biochemischer Sauerstoffbedarf
BSB ₅	biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
CBSB	(maximaler) biochemischer Sauerstoffbedarf durch Kohlenstoffoxidation
Chl-a	Chlorophyll-a
CLSM	Confocal Laser-Scanning-Microscopy
EGW	Einwohnergleichwert
FSA	Freistaat Sachsen
IAWQ	International Association on Water Quality
MQ	mittlerer Abfluß
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluß
NBOD	(maximaler) biochemischer Sauerstoffbedarf durch Nitrifikation
NH ₄	Ammonium
NO ₃	Nitrat
O ₂	gelöster Sauerstoff
oh	oberhalb
ON	organischer Stickstoff
OP	organischer Phosphor
PERI	Periphyton-Biomasse
PHYT	Phytoplankton-Konzentration
PO ₄	Ortho-Phosphat
RMSE	Roof of Mean Squared Error
S.A.	Sachsen-Anhalt
SRP	gelöster reaktiver Phosphor
SSB	Sedimentsauerstoffbedarf
THR	Thüringen
uh	unterhalb
WASP	<u>W</u> ater quality <u>A</u> nalysis and <u>S</u> imulation <u>P</u> rogram
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

Vor dem Hintergrund hoher Nährstoffbelastungen ist in den letzten Jahrzehnten der Stoffumsatz in Fließgewässern intensiv untersucht worden. Das besondere Interesse galt dabei den Prozessen, die zu einer Reduzierung der Stofffrachten führen, also Senken darstellen. Häufig wird in diesem Zusammenhang von „Selbstreinigung“ oder auch „Retention“ gesprochen; eine wissenschaftlich exakte Definition beider Begriffe existiert jedoch nicht. So wird Selbstreinigung als „die Summe aller physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse, welche die Fracht von Verunreinigungen auf der Fließstrecke vermindern“ bezeichnet (Wuhrmann 1969). Dies schließt Stoffumsätze in der fließenden Welle, die Überführung von Stoffen aus der fließenden Welle in das Sediment sowie den Austausch mit der Atmosphäre ein. Schwoerbel (1993) bezeichnet Selbstreinigung als die „organismische Aktivität, durch die Fremdstoffe abgebaut, mineralisiert und in den natürlichen Stoffkreislauf einbezogen werden“. Hier werden Stoffe, von denen das Wasser gereinigt werden soll, über ihre Herkunft definiert (allochton).

Beide Definitionen berücksichtigen nicht, daß nur wenige Prozesse zu einer dauerhaften Elimination der Stoffe führen. Zum großen Teil werden diese einfach umgewandelt und temporär in der Biomasse festgelegt. So stellen planktische und benthische Algen einen bedeutenden Nährstoffspeicher in eutrophen Gewässern dar (Alan 1995). Die in der Biomasse gebundenen Nährstoffe gelangen durch Respiration, Absterben oder Erosion wieder in den Wasserkörper. Bei dem Massensterben im Herbst kann es zu starken Belastungen kommen (Brehm & Meijerling 1990). Streng genommen ist der Begriff „Selbstreinigung“ nur auf wenige Prozesse anzuwenden: die Festlegung bestimmter Stoffe im Sediment, falls keine Remobilisierung mehr stattfinden kann, die Ablagerung in der Aue bei Hochwasser und die Denitrifikation, die ein Ausgasen des Stickstoffs bewirkt (Frey 2001). Hingegen schließt der Begriff „Retention“ auch den temporären Rückhalt von Nährstoffen ein.

Basierend auf Massenbilanzen wird Fließgewässern ein hohes Potential zur Retention von Stickstoff zugesprochen: in globalen Studien wird ein N-Rückhalt von 30% angenommen (van Drecht et al. 2003). In europäischen Flußeinzugsgebieten wurden Stickstoffrückhalte von 25 bis 75 % ermittelt (Behrend & Opitz 2000). Diese Größenordnung wird durch Massenbilanzen in mehreren Flußeinzugsgebieten im Nordosten der USA bestätigt (Seitzinger et al. 2002). Dabei ist davon auszugehen, daß die Stickstoffretention in kleinen

Fließgewässern mit geringer Wassertiefe deutlich größer ist als in großen Strömen (Alexander et al. 2000). Zum einen findet in kleineren Fließgewässern der autotrophe Stoffumsatz in stärkerem Maße an der Gewässersohle statt, da das Wachstum benthischer Algen bei geringer Wassertiefe und einer geringeren Biomasse gegenüber dem planktischer Algen begünstigt ist. Zum anderen ist der hydraulische Kontakt zu den Sedimenten des Interstitials größer. Dies begünstigt die benthische Denitrifikation (Borchardt et al. 2001), die insbesondere unter sommerlichen Bedingungen eine bedeutende Stickstoffsinke darstellen kann.

Die Nährstoffbelastung der deutschen Flüsse ist in den vergangenen 10 bis 15 Jahren zum Teil deutlich zurückgegangen (Behrendt et al. 1999). Jedoch ist nach wie vor das Belastungsniveau zu hoch. So zeigte sich bei der im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) durchgeführten Bestandsaufnahme, daß das Erreichen eines „guten ökologischen Zustandes“ in vielen Wasserkörpern aufgrund hoher Nährstoffkonzentrationen als unwahrscheinlich angenommen wird (u.a. Kasimir 2004, Koord. Saale 2004). Dies gilt auch für die Weiße Elster, deren Mittellauf Untersuchungsobjekt dieser Arbeit ist. Bei der Weißen Elster handelt es sich um ein Fließgewässer 4.Ordnung (nach Strahler 1957). Für sie ist das Erreichen des „guten ökologischen Zustandes“ unter anderem aufgrund zu hoher Stickstoffkonzentrationen und zu großer morphologischer Belastungen durch Abflußregulierungen und Gewässerausbau unwahrscheinlich. Daher stellt sich die Frage, ob durch Renaturierungsmaßnahmen, die auf eine Veränderung morphologischer Faktoren zielt, das „Selbstreinigungspotential“ eines Fließgewässers erhöht und die Nährstoffbelastung verringert werden kann. In verschiedenen Studien, die die Renaturierung kleinerer Fließgewässer begleiteten, konnten zwar positive Einflüsse auf die Wasserqualität beobachtet werden, meist blieb jedoch eine nachhaltige Verbesserung aus (Splett 2000). Ursachen dafür waren, daß die komplexen Wechselwirkungen von Morphologie und Stoffhaushalt falsch eingeschätzt wurden, die Maßnahmen zu kleinräumig und die Betrachtungszeiträume nach Umsetzung einer Maßnahme zu kurz waren. Um die zum Teil gegensätzliche Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf einzelne Güteindikatoren (Frey 2001) zu erfassen, erscheint die Anwendung von Modellen zur Entscheidungsunterstützung als sinnvoll.

Ziel dieser Arbeit ist es, unter Anwendung eines Gewässergütemodells die unterschiedlichen Prozesse des Nährstoffumsatzes am Beispiel eines Flußabschnittes der Weißen

Elster quantifizieren. Besonderer Fokus liegt dabei auf dem Stickstoffhaushalt, da dieser eine starke Belastung aufweist. Nach wie vor gibt es keine Studien, die auf mesoskaliger Ebene alle an der Reduktion der Nährstoffbelastung beteiligten Prozesse quantifizieren. Die existierenden Modellstudien betrachten entweder kleine Gewässer und kurze Flußabschnitte (z.B. Frey 2001) oder vernachlässigen den Stoffumsatz im Periphyton (z.B. Lindenschmidt et al. 2005a). Ebenso ist es nicht bekannt, welchen Einfluß morphologische Faktoren auf den Nährstoffhaushalt eines Fließgewässers mittlerer Größe haben und ob im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen zu einer Entlastung des Nährstoffhaushaltes beitragen können.

Somit sind die wesentlichen Ziele dieser Arbeit

- (a) die Quantifizierung des Sauerstoff- und Nährstoffumsatzes in der Weißen Elster mit Hilfe eines Gewässergütemodells mit besonderem Fokus auf die Prozesse, die zu einer Stickstoffretention beitragen.
- (b) die Analyse des Einflusses morphologisch-struktureller Faktoren auf den Nährstoffhaushalt sowie
- (c) die Bewertung der Effektivität von Renaturierungsmaßnahmen bezüglich einer Verbesserung der Nährstoffbelastung.

Als Nährstoffe werden hier nur Stickstoff und Phosphor betrachtet, wohl wissend, daß Kohlenstoffverbindungen ebenfalls bedeutend für das autotrophe und heterotrophe Wachstum sind. Eine wichtige Voraussetzung zur Lösung der Fragestellungen ist die Implementation eines Fließgewässergütemodells, das alle relevanten Prozesse berücksichtigt. Dazu zählen u.a. der autotrophe Stoffumsatz im Periphyton und der Stoffaustausch mit den interstitiellen Sedimenten. Die Modellimplementation beinhaltet die Parameteridentifikation bzw. Kalibrierung des Modells, dessen Validierung sowie die Erfassung von Unsicherheiten.

2 Grundlagen

2.1 Morphologie und Nährstoffhaushalt von Fließgewässern

Die Morphologie eines Fließgewässers wird im wesentlichen durch die geologischen und klimatischen Rahmenbedingungen geprägt (Patt et al. 1998). Diese beeinflussen die erosiven Prozesse und damit die Talbildung und -formen sowie das resultierende Talbodengefälle. Das mittlere Talbodengefälle ist der Energielieferant für gewässerbettbildende Prozesse wie Erosion, Transport und Sedimentation. Diese spiegeln sich in der Linienführung, im Längsschnitt, in der unterschiedlichen Ausformung der Querschnitte sowie der Beschaffenheit der Gewässersohle wider. In einem natürlichen Fließgewässer besteht nach Lane (1955) ein proportionaler Zusammenhang zwischen dem Produkt aus Sedimentfracht Q_s und mittlerer Korngröße D_{50} und dem Produkt aus Abflußmenge Q und dem mittleren Sohlgefälle S (Gl.1).

$$Q_s \cdot D_{50} \sim Q \cdot S \quad (\text{Gl.1})$$

Die Linienführung kann durch die Sinuosität, den Grad der Mäandrierung, beschrieben werden. Sie drückt das Verhältnis von Fließlänge zur Talbodenlänge aus und ist in erster Linie vom mittleren Talbodengefälle und der mittleren Korngröße abhängig. Die Sinuosität nimmt im allgemeinen vom Oberlauf zum Unterlauf zu (Rosgen 1996): Bei Gebirgsbächen sind Werte von 1,0 bis 1,2 üblich, in mäandrierenden Tieflandflüssen können bei geringem Talbodengefälle (0,01 – 0,4%) Sinuositäten von mehr als 2,7 vorkommen.

Der Längsschnitt eines Fließgewässers ist durch eine deutliche Abnahme des mittleren Sohlgefälles vom Ober- zum Unterlauf geprägt. Die daraus resultierenden Strömungsgeschwindigkeiten prägen das Sedimentationsregime: die Gewässerbettssedimente werden mit abnehmendem Sohlgefälle und zunehmender Sinuosität feinkörniger (Schumm 1977). Für die Ober- und Mittelläufe von Fließgewässern sind Wechselfolgen von Schnellen und Kolken charakteristisch, deren Abstand das 5- bis 7-fache der Gewässerbreite beträgt (Leopold et al. 1964).

Die grundlegende Form des Querprofils läßt sich durch das Breiten/Tiefen-Verhältnis (B/T) bei bordvollem Abfluß beschreiben. Während die Querprofile von Gebirgsflüssen bei rolligen Böden relativ flach und breit sind, tendiert ein Flachlandgewässer in kohäsiven Böden zu größeren Wassertiefen (Patt et al. 1998). Nach Schumm (1960) besteht eine direkte Beziehung zwischen dem Lehmgehalt des Sohlenmaterials und dem B/T-Verhältnis. Darüber hinaus hat insbesondere im Flachland der Uferbewuchs einen

erheblichen Einfluß auf die Form des Querprofils. Leopold et al. (1964) haben an Mittelgebirgsbächen und -flüssen eine Beziehung zwischen Abflußmenge und Breite sowie Tiefe des Gewässers ermittelt. Damit ist eine grobe Abschätzung der natürlichen B/T-Verhältnisse möglich. In verzweigten Flüssen des Mittelgebirges können B/T-Werte von mehr als 40 vorkommen, in mäandrierenden Flachlandflüssen Werte von weniger als 12 (Rosgen 1996).

Die Sohlrauhigkeit eines Fließgewässers läßt sich anhand des Strickler-Beiwertes k_{Str} bzw. dessen Kehrwert, dem Manning-Koeffizienten, beschreiben. Die Bestimmung erfolgt auf Basis von Schätzungen, bei denen die Unregelmäßigkeiten der Gewässersohle, die Korngröße der Sedimente und der Bewuchs berücksichtigt werden. Einen Überblick geben Patt et al. (1998). Generell nimmt die Sohlrauhigkeit vom Ober- zum Unterlauf ab.

In anthropogen beeinflussten Fließgewässern ist die Gewässermorphologie häufig stark verändert. Dazu hat eine Kombination von nutzungs- und sicherheitsorientierten Maßnahmen beigetragen (Patt et al. 1998): Durch die intensivierete Flächennutzung wurden Begradigungen notwendig. Dadurch erhöhte sich die Fließgeschwindigkeit, Erosion und Eintiefung der Gewässersohle setzten ein, das B/T-Verhältnis verringerte sich. Um dem entgegen zu wirken, wurden Querbauwerke gebaut und die Uferböschungen befestigt. Dies veränderte das Sedimenttransportregime, die Wirkungen für den Nährstoffhaushalt und damit auch den Nährstoffhaushalt.

Die morphologischen Randbedingungen beeinflussen zahlreiche physikalische und biochemische Prozesse in Fließgewässern. So ist die Fließgeschwindigkeit direkt vom Sohlgefälle und durchflossenen Querschnitt abhängig. Als Motor des Stofftransportes ist sie für die Reaktionskinetik zahlreicher Prozesse und das Wachstum der Biomasse von großer Bedeutung. Eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit bewirkt u.a.

- einen erhöhten hydraulischen und stofflichen Austausch mit dem Porenwasser des Interstitials (Sänger 2001, Borchardt et al. 2001),
- eine verstärkte Erosion und damit Remobilisation partikulär gebundener Stoffe
- eine Zunahme der Sedimentsauerstoffzehrung (Jubb et al. 2001, Nakamura et al. 1994),
- einen Anstieg der physikalischen Belüftung und
- eine Verringerung der Aufenthaltszeit und damit eine geringere Zunahme der planktischen Biomasse.

In den Rückstaubereichen von Wehren kann es infolge geringerer Fließgeschwindigkeiten zu einem Anstieg der autotrophen Biomasse kommen. Damit wird die Tendenz zur Eutrophierung verstärkt (Neumann 1979). Außerdem wird Akkumulation feinkörniger, organischer Sedimente begünstigt. Diese führen zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung und häufig zur Ausbildung anoxischer Milieubedingungen (Wolf et al. 1986). Dadurch werden benthische Denitrifikationsprozesse verstärkt.

Mit einer Zunahme des B/T-Verhältnisses vergrößert sich das „Selbstreinigungsvermögen“ eines Fließgewässers (Neumann 1979). Ursache dafür ist die Erhöhung des hydraulischen Radius oder Benthalfaktors (Esser 1977). Unter Annahme konstanter Stoffflüsse an der Grenzfläche Sediment-Freiwasser nimmt die Bedeutung sohlflächengebundener Stoffumsätze zu:

- Es erhöht sich die Gesamtbiomasse des Periphytons und damit der Anteil (vorübergehend) fixierter Nährstoffe. Dazu tragen neben der vergrößerten Aufwuchsfläche auch die verbesserten Lichtverhältnisse bei, da dessen Wachstum in erster Linie lichtlimitiert ist (Rosemond et al. 2000).
- Die durch Nitrifikation umgesetzte Stoffmenge wird gesteigert, da nitrifizierende Organismen bevorzugt an der Gewässersohle vorkommen (Perchtold et al. 1988).
- Die Stickstoffretention durch Denitrifikation nimmt zu, da diese an die anaeroben Milieubedingungen der Gewässersedimente gekoppelt ist.

Neben dem B/T-Verhältnis beeinflusst die Heterogenität des Querprofils den Nährstoffumsatz. So findet etwa 70 % der Nährstofffixierung und -elimination im ufernahen Flachwasserbereich statt (Geiler 1982). In den Ober- und Mittelläufen haben die Wechsel von Schnellen und Kolken eine große Bedeutung für den Stoffaustausch mit dem Interstitial. Aufgrund der großen Oberfläche für aktive Biofilme können die interstitiellen Sedimente als „Festbettreaktor“ aufgefaßt werden (Borchardt et al. 2001), in dem Prozesse wie Ammonifikation, Nitrifikation und Denitrifikation simultan ablaufen können (Jensen et al. 1994, Lorenzen et al. 1998). In den langsam strömenden Unterläufen und in staugeregelten Flüssen nimmt die Bedeutung der Hydrodynamik für den Stoffaustausch mit dem Interstitial ab. In feinkörnigen Sedimenten und durch Kolmation geprägten Bereichen dominieren physikalisch-chemische und biochemisch angetriebene Wechselwirkungen, wie Diffusion, Gasblasenkonvektion, Bioturbation und katalytisch wirkende Redoxprozesse (Albrecht et al. 1997).

Die Sohlrauigkeit ist in der Manning-Strickler-Formel direkt mit der mittleren Fließgeschwindigkeit verknüpft. Eine Erhöhung der Sohlrauigkeit führt zu einem Anstieg des Wasserspiegels und einer vergrößerten Aufenthaltszeit. Dadurch steigt der Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen und die Nitrifikation, gleichzeitig sinkt der Sauerstoffgehalt, was auch durch eine erhöhte Turbulenz nicht ausgeglichen werden kann (DVWK 1990). Weiterhin wird die Aufwuchsfläche für das Periphyton und der hydraulische Austausch mit dem Interstitial vergrößert und somit der Stoffumsatz erhöht. Aufgrund des tendenziell größeren Benthalfaktors und der größeren Heterogenität kann davon ausgegangen werden, daß in kleineren und in naturnahen Fließgewässern der morphologieabhängige Stoffumsatz höher ist als in großen Strömen.

Durch punktuelle Veränderungen der Morphologie im Rahmen von Renaturierungsprojekten ist in kleinen Fließgewässern keine nachhaltige Beeinflussung des Stoffhaushaltes möglich (Splett 2000). Nach Hübner (1998) ist eine Fließstrecke von 15 bis 30 km notwendig, um den Saprobitätsgrad um eine Stufe zu mindern.

2.2 Grundlagen der Fließgewässergütemodellierung

Im folgenden wird ein kurzer Überblick über die Fließgewässergütemodellierung, die Modellkalibrierung und Unsicherheiten der Modellierung gegeben.

In den letzten zwanzig Jahren wurden eine Vielzahl mathematischer Fließgewässergütemodelle entwickelt. Ihre Einsatzgebiete reichen von der Daten- und Systemanalyse bis zu Kosten-Wirksamkeitsuntersuchungen im Gewässermanagement (BfG 2002). Die numerischen Gewässergütemodelle beruhen auf deterministischen, häufig empirischen Prozeßbeschreibungen. In Abhängigkeit der vom Entwickler verfolgten Fragestellung unterscheiden sie sich in der Anzahl und Komplexität berücksichtigter Prozesse.

Eine Übersicht numerischer Modelle, die die grundlegenden Anforderungen für die Gewässergütemodellierung erfüllen, wurde von der IAWQ Arbeitsgruppe erarbeitet (Rauch et al. 1998; Shanahan et al. 1998, Somlyody et al. 1998): die wichtigsten Entwicklungen sind QUAL2E (Brown & Barnwell 1987), QSIM (Kirchesch & Schöll 1999), WASP5 (Ambrose et al. 1993), Mike11 (DHI 1992), AQUASIM (Reichert 1994) und das FGSM der ATV-DVWK (ATV 1996). Der derzeitige *State-of-the-Art* der Gewässergütemodellierung wurde im River Water Quality Model No.1 (RWQM No.1) zusammengetragen (Reichert et al. 2001a). Als Problem der bestehenden Ansätze wurde dabei u.a. die unzureichende Prozeßbeschreibung der sedimentgebundenen Nitrifikation und Denitri-

fikation sowie das Wachstum benthischer Bakterien, Algen und Makrophyten herausgestellt.

Neben den klassischen Gewässergütemodellen existieren verschiedene Modelle, die ihren Schwerpunkt auf bestimmte Prozesse bzw. Systeme legen: so gibt es Ansätze, die das Wachstum des Periphytons detaillierter beschreiben (Uehlinger et al. 1996, Son et al. 2003). Das Modell RIOVAL (Horn 1999) berücksichtigt die Dynamik der autotrophen und der heterotrophen Organismen des benthischen Biofilms.

Weiterhin gibt es prozeßorientierte Modelle, die den Stoffaustausch zwischen Gewässer-sole und freier Wassersäule detaillierter beschreiben: Ein Beispiel dafür ist das Modell HavelMod (Gnauck et al. 2003), in dem insbesondere die Wechselwirkungen des Ortho-Phosphates mit den Sedimenten betrachtet wird. Auch Wang et al. (2003) beschreiben die Phosphordynamik in den Gewässersedimenten mit einem prozeßbasierten Ansatz. Prozeßmodelle für den Stickstoffumsatz in Sedimenten werden z.B. von Doussan et al. (1997), Sheibley et al. (2003), Kornaros & Lyberatos (1998) vorgestellt. Aufgrund einer zu hohen Komplexität sind die meisten dieser Ansätze nicht auf größere Fließgewässer und längere Fließstrecken übertragbar.

Tabelle 1: Überblick und Merkmale bedeutender Gewässergütemodelle:

R - Randbedingung; V - Modellvariable.

Autoren: (1) Brown & Bornwell (1987); (2) Ambrose et al. (1993), Shanahan et al. (2001); (3) U.S. ACE (1995); (4) ATV-DVWK (1996); (5) DHI; (6) Kirchesch & Schöl (1999).

Merkmal	QUAL2E (1)	WASP5.2 (2)	CE- QUAL- RIV1 (3)	FGSM (4)	MIKE11 (5)	QSIM (6)
Quelltext verfügbar	ja	ja	ja	-	-	-
Dimensionalität	1D	2D/3D	1D	1D	2D/3D	1D
Fließgeschwindigkeit	-	V	V	V	V	V
Regelwerke	-	R	R	R	R	R
Advektion	V	V	V	V	V	V
Dispersion	V	V	V	V	V	V
Temperatur	R	R	V	V	V	R
Sauerstoff	V	V	V	V	V	V
Stickstoff u. Phosphor	V	V	V	V	V	V
Silizium	-	-	-	V	V	V
Phytoplankton	V	V	V	V	V	V
Zooplankton	-	R	-	V	V	V
Benthische Algen	-	V	-	V	V	V
Benthische Bakterien	-	-	-	V	V	-
Sedimentstoffaustausch	-	R/V	-	R/V	R/V	R

Deterministische Modelle beruhen größtenteils auf Prozeßbeschreibungen, für deren Berechnung Koeffizienten bzw. Parameter notwendig sind, deren exakter Wert unbekannt ist und um mehrere Größenordnungen schwanken kann. Bei der Modellkalibrierung wird die Information zur Bestimmung dieser Parameter aus den Meßdaten gewonnen, daher spricht man auch von inverser Modellierung. Prinzipiell nimmt die Bedeutung der Kalibrierung für die Aussagekraft eines Modells zu, wenn der Anteil empirischer Elemente groß ist, die Dimensionalität abnimmt und die Diskretisierung grob ist (Zielke 1998).

Die Kalibrierung eines Modells hat eine möglichst genaue Übereinstimmung der Rechenwerte mit den Meßwerten und eine sichere Bestimmung der Parameter zum Ziel. Daher sind auch die Begriffe Modelloptimierung und Modellidentifikation gebräuchlich. Aufgrund der Komplexität von Gewässergütemodellen ist eine analytische Lösung entsprechender Optimierungsprobleme nicht mit annehmbarem Aufwand zu ermitteln (Luther 2004). Es existieren verschiedene numerische und stochastische Verfahren, die neben dem optimalen Parametersatz größtenteils auch Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Parameter bzw. Vertrauensintervalle ermitteln und damit die Parameterunsicherheit quantitativ erfassen (Tab. 2). Üblich ist auch die Unterteilung in frequentistische und bayesische Verfahren (Omlin & Reichert 1999). Das Grundprinzip der frequentistischen Verfahren beruht auf der Minimierung einer Zielfunktion, die durch die Abweichung von Meßwerten und Modellergebnissen beschrieben wird. Voraussetzung ist die Identifizierbarkeit der verwendeten Parameter. Die einfachste frequentistische Methode stellt die Maximierung der Likelihood-Funktion dar, die die Meßwerte der Modellvariablen als Funktion der Modellparameter beschreibt. Dabei kann der Parametersatz ermittelt werden, mit dem das Modell die Meßwerte am besten wiedergibt. Ein Spezialfall des Maximum-Likelihood Prinzips ist die Methode der Minimierung der Abweichungsquadrate zwischen Meßwerten und Modellergebnissen. Für nicht-lineare Modelle kann dafür das Gauss-Marquardt-Levenberg-Verfahren verwendet werden, welches im Programm PEST (Doherty 2002) implementiert ist. Es beruht auf dem Prinzip der iterativen Veränderung eines zufällig ausgewählten oder „voroptimierten“ Parametersatzes mit dem Ziel, die Abweichungsquadrate zu minimieren. Schrittweite und Suchrichtung werden so gewählt, daß das Optimierungsziel nach möglichst wenigen Suchschritten erreicht ist. Dabei wird ausgehend vom Startwert die Richtung des steilsten Anstieges bestimmt. Daher spricht man auch von einem Gradientenverfahren. Nachteil dieses Verfahrens ist, daß der Parameterraum mehrere lokale Optima enthalten und somit das globale Optimum unter

Umständen nicht ermittelt werden kann. Dieses Problem löst der in der Hydrologie verbreitete Shuffled-Complex-Evolution-Algorithmus (Duan et al. 1992), da die Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Parameter berücksichtigt werden. Damit ist es möglich, lokale Optima geringerer Wahrscheinlichkeit auszuschließen und so das globale Optimum zu bestimmen. Eine gezielte Kombination frequentistischer bzw. iterativer Optimierungsverfahren bietet das Optimierungswerkzeug ISSOP (Krug 2002), welches von Luther (2004) zur Kalibrierung eines Eutrophierungsmodells eingesetzt wird.

Die bayesische Modellidentifikation beruht auf der statistischen Analyse der Verteilungsfunktion der Parameter. Dabei wird ausgehend von einer gegebenen Verteilungsfunktion der Parameter eine nachfolgende Verteilung bestimmt. Grundlegende Methoden sind die Markov-Chain-Monte-Carlo-Analyse sowie das Importance Sampling (Gelman et al. 1995, Reichert 2004). Vorteil des bayesischen Ansatzes ist, daß auch für solche Parameter Werte bestimmt werden können, die mit den frequentistischen Methoden nicht identifizierbar sind (Omlin & Reichert 1999). Nachteil ist der höhere Rechenaufwand von Monte-Carlo-Methoden.

Tabelle 2: Auswahl von Methoden und Programmen zur Parameteridentifikation und Kalibrierung hydrologischer und ökologischer Modelle.

Methoden	Programm	Autoren
Maximum Likelihood	UNCSIM	Reichert 2004
Gauss-Marquardt-Levenberg	PEST	Doherty 2002
Shuffled-Complex-Evolution	SCEM-UA	Duan et al. 1992, Vrugt et al. 2003
Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE)	GLUE	Beven & Binley 1992
Markov-Chain-Monte-Carlo-Analyse Metropolis Algorithm	UNCSIM	Gelman 1995 Reichert 2004
Importance Sampling	UNCSIM	Reichert 2004

Zur Unsicherheit der Modellergebnisse (Ergebnisunsicherheit) tragen neben der Unsicherheit der Parameter (Parameterunsicherheit) auch strukturelle und numerische Unsicherheiten sowie Unsicherheiten der Daten, die zur Beschreibung der Randbedingungen verwendet werden, bei (Beck 1987). Strukturelle Unsicherheiten ergeben sich aus der Tatsache, daß die Prozeßabbildung im Modell auf Vereinfachungen beruht. Sie steht in engem Bezug zur Parameterunsicherheit: Mit zunehmender Komplexität eines Modells nimmt der Parametrisierungsgrad zu und gleichzeitig die Zahl der mit frequentistischen

Verfahren identifizierbaren Parameter ab. Damit erhöht sich die in den Parametern enthaltene Unsicherheit, gleichzeitig reduziert sich aufgrund der detaillierteren Prozeßbeschreibung die strukturelle Unsicherheit des Modells. In der Summe führt dies dazu, daß die Unsicherheit der Modellergebnisse mit zunehmender Modellkomplexität abnimmt (Snowling & Kramer 2001, Lindenschmidt 2005). Voraussetzung ist allerdings, daß für jede Modellvariable identifizierbare Parameter existieren. Bei einer schlechten Identifizierbarkeit nimmt die Ergebnisunsicherheit zu (Janssen & Heuberger 1995).

Die numerische Unsicherheit ergibt sich aus den Fehlern numerischer Algorithmen sowie Rundungs- und Diskretisierungsfehlern. Ihre Bedeutung ist im Vergleich zu den strukturellen Unsicherheiten gering (Beck 1987). Unsicherheiten der Daten, die zur Beschreibung der Randbedingungen verwendet werden, werden durch Meßfehler und Fehler, die sich aus einer mangelnden zeitlichen oder räumlichen Auflösung ergeben, erzeugt. Sie unterscheiden sich für die unterschiedliche Datentypen. Im allgemeinen haben sie ebenfalls eine geringere Bedeutung als die strukturellen Unsicherheiten des Modells (Beck 1999).

Zur qualitativen Bewertung des identifizierten Modells eignet sich die Prüfung des Parametersatzes anhand eines Modellaufes unter veränderten Randbedingungen. Eine schlechte Übereinstimmung von Meßwerten und Modellergebnissen deutet auf Unsicherheiten der verwendeten Parameter bzw. eine unkorrekte Prozeßbeschreibung hin.

Wenn die Unsicherheiten des Modells bekannt sind, kann ihre Wirkung auf das Modellergebnis nach dem Prinzip der Fehlerfortpflanzung quantifiziert werden. Dies erfolgt üblicherweise anhand von Monte-Carlo-Analysen (z.B. Reichert 2004, Bärlund & Tattari 2001, Omlin & Reichert 1999), da sie sehr robust sind und keinen Annahmen bezüglich der Linearisierung des Modells unterliegen: Zunächst ist es notwendig, die eingehenden Unsicherheiten durch Standardabweichungen, Wertebereiche oder Vertrauensintervalle zu beschreiben. Daraus werden Verteilungsfunktionen generiert und gemäß eines definierten Sampling-Verfahrens Stichproben für die Durchführung einer bestimmten Anzahl von Modellläufen ausgewählt. Die Auswahl der Stichproben kann anhand eines gleichförmigen Musters oder zufällig erfolgen. Eine effektive Kombination beider Varianten stellt das Latin-Hypercube-Verfahren dar (McKay et al. 1979), mit dem die Zahl der benötigten Monte-Carlo-Läufe reduziert werden kann. Das Ergebnis beinhaltet Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Ausgabevariablen.

3 Material und Methoden

3.1 Das Untersuchungsgewässer

3.1.1 Allgemeiner Überblick

Die Weiße Elster entspringt im Erzgebirge und mündet nach 257 km bei Halle in die Saale. Hier beträgt der mittlere Gesamtabfluß (MQ) $26,0 \text{ m}^3/\text{s}$. Das Einzugsgebiet der Weißen Elster liegt im wesentlichen in den Bundesländern Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt und hat eine Gesamtfläche von 5154 km^2 (Abb. 1). Davon werden 58% landwirtschaftlich genutzt, 21% der Fläche stellen Waldgebiete dar, 15% Siedlungsgebiete und etwa 3% bergbaulich genutzte Gebiete (Rosenberg et al. 2002). Die mittleren Jahresniederschläge liegen zwischen 620 und 830 mm (Quelle: DWD).

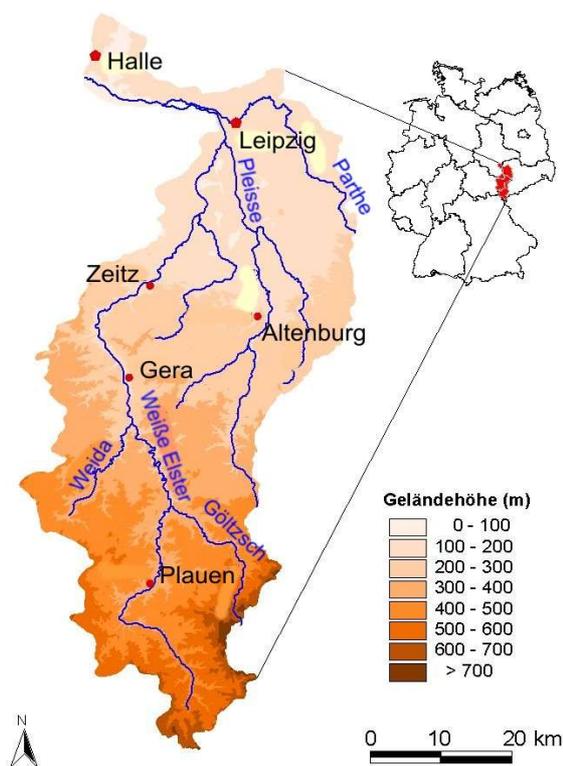


Abbildung 1: Lage des Einzugsgebietes der Weißen Elster.

Die Gewässermorphologie der Weißen Elster ist größtenteils anthropogen beeinflusst, teilweise sogar vollständig verändert: Die Bestandsaufnahme im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL ergab, daß 18% der Wasserkörper erheblich verändert und 3% als künstliche Gewässer anzusehen sind (Koord. Saale 2004). Darüber hinaus ist die Weiße Elster mit 42 Wehren ein stark abflußgeregelter Fluß.

Der Nährstoffhaushalt der Weißen Elster ist erheblich belastet: in den Jahren 1999 – 2001 lagen die 90-Perzentile des Stickstoffs (TN) und Phosphors (TP) im Bereich der LAWA-Gewässergüteklassen II-III bis III. Damit wird der gute Zustand nach EU-Wasserrahmenrichtlinie nicht erreicht, der in allgemeiner Annahme mit Gewässergüteklasse II übereinstimmt (z.B. Kasimir 2004). Insgesamt besteht ein langjähriger Trend zur Stickstoffabnahme: Im Zeitraum 1997 – 2001 reduzierte sich die mittlere Nitratkonzentration am Pegel Zeitz jährlich um etwa 2,5% (StUfa Leipzig 2002). Im Gesamteinzugsgebiet liegt der Anteil diffuser P-Einträge bei 45% und der diffuser N-Einträge bei 61% (Behrendt et al. 1999).

3.1.2 Charakterisierung des untersuchten Gewässerabschnittes

Voraussetzung für die Fließgewässergütemodellierung ist die Verfügbarkeit morphologischer, hydrologischer und hydrochemischer Daten. Diese ist im Gewässerabschnitt Gera bis Großschocher (oberhalb Leipzig) gegeben. Daher steht dieser 70 km lange Abschnitt der Weißen Elster im Fokus dieser Arbeit.

Da in diesem Abschnitt kontinuierliche Messungen der Chlorophyll-a-Konzentrationen des Phytoplanktons fehlen und die Biomasse des Periphytons unbekannt ist, sind eigene Messungen notwendig. Ein Nachteil bei der Bearbeitung dieses Gewässerabschnittes ist dessen Verteilung auf drei Bundesländer (Thüringen, Sachsen-Anhalt, Sachsen), was einen hohen zeitlichen Aufwand für die Datenbeschaffung und -aufbereitung bedeutet.

Nach der von Pottgiesser & Halle (2004) durchgeführten Fließgewässertypisierung läßt sich der Gewässerabschnitt in zwei morphologische Grundtypen unterteilen: die Strecke Gera bis Zeitz entspricht dem Gewässertyp 9.2 (Große Flüsse des Mittelgebirges). Charakteristisch für diesen Gewässertyp sind ein Talbodengefälle von etwa 0,3 %, ein überwiegend aus Steinen, Schottern und Kiesen bestehendes Sohlsubstrat, ein flaches Querprofil und damit ein großes B/T-Verhältnis. Die Fließstrecke von Zeitz bis Leipzig wird als kiesgeprägter Tieflandfluß (Typ 17) beschrieben. Dieser ist durch ein geringeres Talbodengefälle von 0,05-0,15% geprägt. Für das Sohlsubstrat sind gut gerundete Kiese, ungeordnet auch Sande, kennzeichnend. Das B/T-Verhältnis ist tendenziell geringer und die Sinuosität größer als beim Gewässertyp 9.2.

Die charakteristischen Merkmale der Gewässertypen sind in vielen Abschnitten stark anthropogen beeinflusst: Etwa 28 Prozent der Fließstrecke kann in die LAWA-Strukturgüteklassen VI und VII eingeordnet werden und stellen damit erheblich veränderte

Wasserkörper nach der EU-WRRL dar (Koord. Saale 2004). Weiterhin sind acht Wehre mit Fallhöhen zwischen 1,1 und 2,5 Metern kennzeichnend. In Abschnitt B (vgl. Abb. 3) ist das Flußbett auf einer Strecke von acht Kilometern in ein betoniertes Gerinne mit Trapezprofil verlegt worden. Hingegen entspricht Abschnitt D weitgehend dem Gewässertyp entsprechenden Leitbild. Beide Abschnitte erstrecken sich über eine Fließlänge von etwa acht Kilometern und werden in dieser Arbeit besonders betrachtet.

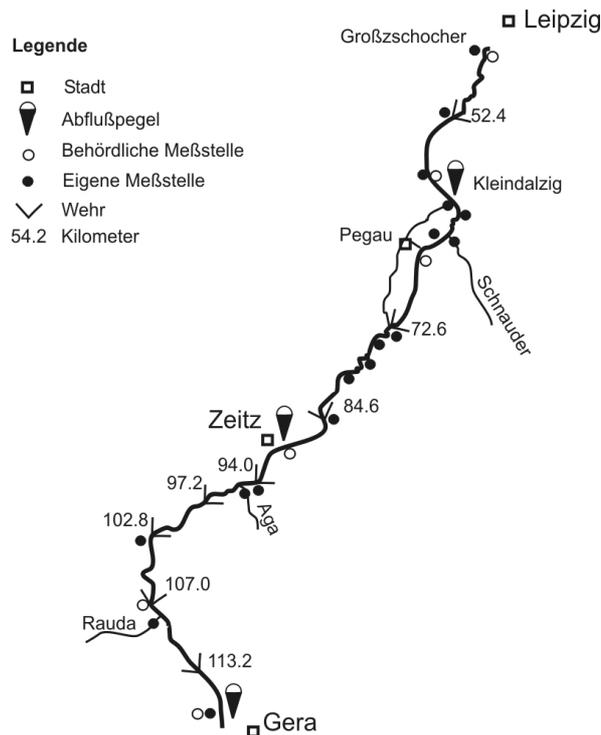


Abbildung 2: Untersuchter Gewässerabschnitt der Weißen Elster.

Die Abflußmenge nimmt entlang der Fließstrecke nur geringfügig zu und liegt bei MNQ zwischen $4,16 \text{ m}^3/\text{s}$ in Gera und etwa $4,45 \text{ m}^3/\text{s}$ bei Großzschocher (StUfa Leipzig 2002). Ursache dafür ist, daß mit Ausnahme der Schmauder, deren Wasserführung weniger als $1/10$ der Weißen Elster beträgt, keine größeren Nebenflüsse einmünden und die Wasserentnahme durch Industrie und Tagebauflutung erheblich ist. Im Gewässerabschnitt zwischen Zeitz und Pegau können zudem Wasserverluste von etwa $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ durch efluente Verhältnisse aufgrund eines durch den Tagebaubetrieb abgesenkten Grundwasserspiegels entstehen (StUfa Leipzig 2002). Daher wurde eine Mindestwasserführung von $4,8 \text{ m}^3/\text{s}$ für den Pegel Zeitz festgelegt, der durch eine Niedrigwasseraufhöhung durch die Talsperre Pöhl sichergestellt werden soll. Oberhalb mehrerer Wehre wird ein Teil des Wassers in

Mühlgräben abgeleitet und unterhalb wieder dem Hauptstrom zugeführt. Bedeutsam ist der bereits im Mittelalter angelegte Profener Elstermühlgraben im Abschnitt C, der acht Kilometer parallel zum Hauptstrom der Weißen Elster verläuft (Abb. 2, 3).

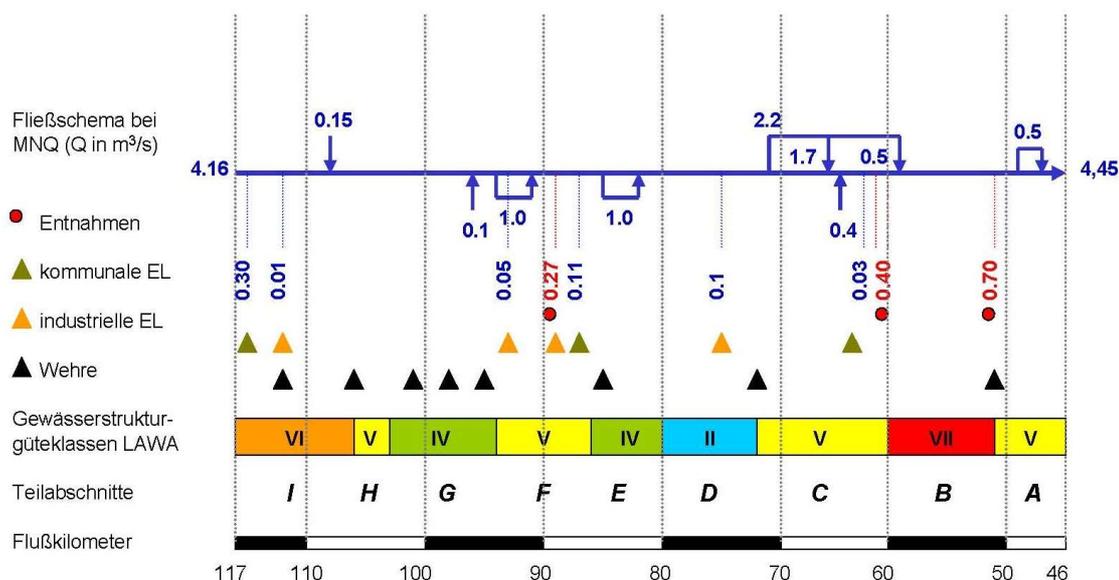


Abbildung 3: Untersuchter Flußabschnitt: Fließschema bei MNQ, Einleitungen und Entnahmestellen, Wehre und Strukturgüteklassifizierung nach LfUG Sachsen (2001) und LAU Halle (1998).

Die anhand der behördlichen Meßdaten ermittelten 90-Perzentile liegen im Jahr 2001 für TN bei 8 bis 10,5 mg/l und für TP bei 2,5 bis 4,5 mg/l. In den Sommermonaten (Juni-September) wurden mittlere TN-Konzentrationen von 4,65 mg/l in Gera bis 6,2 mg/l in Großschocher ermittelt. Auffällig ist, daß die Stickstoffkonzentration zwischen den Meßstellen Zeitz (km 90) und Pegau (km 65) abnimmt. Verdünnungseffekte durch Nebenflüsse können für diesen Abschnitt ausgeschlossen werden.

Der Anteil diffuser Nährstoffeinträge am Gesamteintrag ist an der unteren Weißen Elster (Zeitz bis Mündung) geringer als im Durchschnitt des Einzugsgebietes (Behrendt et al. 1999). Gründe sind ein höherer Anschlußgrad als im Ober- und Mittellauf, größere Grundwasserverweilzeiten und eine geringere Bedeutung erosiver Prozesse (Bräuer et al. 2005). Die punktuellen Einträge stammen aus vier industriellen Einleitungen und drei kommunalen Kläranlagen. Die größten Nährstofffrachten werden von den Kläranlagen Gera-Stublach (EGW: 200.000) und Zeitz-Goebitz (EGW: 65.000) sowie der Südzucker AG in Zeitz eingeleitet (Eberhardt 2005).

3.1.3 Auswertung morphologischer Daten

Anhand der Daten von 876 Querprofilen wurden das mittlere B/T-Verhältnis sowie das mittlere Sohlgefälle für die Flußabschnitte A bis I bestimmt. Aus den Minima der Profile wurde die Tiefenvarianz ermittelt. Weiterhin wurde aus der TK25 das Talbodengefälle ermittelt und als Quotient aus Sohlgefälle und Talbodengefälle die Sinuosität für jeden Flußabschnitt berechnet. Die Sedimentbeschaffenheit wurde anhand von Angaben der Gewässerstrukturgütekartierungen (LAU Halle 1998, StUfa Leipzig 2002) und der Arbeit von Müller et al. (1998) zusammengestellt.

3.2 Probenahme- und Nachweisverfahren

3.2.1 Freiwasserbeprobungen

3.2.1.1 Beprobungszeiträume und Meßstellen

Da die behördlichen Meßstellen größtenteils nur monatlich beprobt werden und an der Meßstelle Gera-Langenberg (obere Grenze des Flußabschnittes) keine Daten zum Phytoplankton (Chlorophyll-a) existieren, war es erforderlich, eigene Probenahmen zur Beschreibung der Randbedingungen des Modells und für die Modellkalibrierung zu erheben. Dabei war es insbesondere Ziel, Konzentrationsänderungen im Gewässerlängsschnitt zu erfassen.

Die Beprobungen fanden unter sommerlichen Niedrigwasserbedingungen statt, da dort die höchsten Nährstoffumsätze zu erwarten sind. Im Gewässerlängsschnitt wurden zwei fließzeitkonforme Beprobungen am 2./3.09.2003 und am 3./4.08.2003 durchgeführt. Dabei wurden der Hauptstrom im Abstand von maximal 12 km und die Nebenflüsse, deren Zustrom bei MNQ mehr als 0,1 m³/s beträgt, untersucht. Die Beprobungszeiten wurden anhand der modellierten Fließgeschwindigkeiten und den daraus ermittelten Fließzeiten ermittelt. Darüber hinaus wurden die Abschnitte B und D, die sich in ihrem Ausbaugrad stark unterscheiden, intensiver beprobt: zum einen wurden zwei weitere fließzeitkonforme Beprobungen in höherer räumlicher Auflösung durchgeführt, zum anderen fand eine 24-h-Untersuchung statt. Eine Übersicht über die Meßstellen und Beprobungszeiträume befindet sich in den Tabellen 3 und 4. Im oberhalb gelegenen Gewässerabschnitt zwischen Plauen und Gera wurde zu Vergleichszwecken eine Längsschnittuntersuchung durchgeführt. Ziel war es, Isotopenverhältnisse des Nitrats zu ermitteln (vgl. Abschn. 3.2.1.3).

Tabelle 3: Zeiten der Meßkampagnen im Untersuchungsabschnitt.

Datum	Abschnitt	Anzahl der Probenahmen pro Meßstelle
02.07.2003	B, D	1
31.07.2003	B, D	1
02./03.09.2003	gesamt	1
03./04.08.2004	B, D	4
03./04.08.2004	gesamt	1

Tabelle 4: Lage der Meßstellen für die Längsschnitt- und 24h-Beprobung.

Abschnitt	Bezeichnung	Ort	Flußkilometer
I	WE01	Pegel Gera-Langenberg	117,2
H	RA01	Rauda, Mdg.	0,0/107,8
G	WE02	Wetterzeube, oh Wehr	102,4
F	AG01	Aga, Mdg.	0,0/95,6
	WE03	Großosida, Furt	94,1
E	WE04	Bornitz, oh Wehr	84,6
	WE05	Ostrau, Brücke	80,5
	WE06	bei Predel	77,1
D	AP01	Ableiter Profen, B	0,2/74,5
	WE07	bei Profen	73,7
	WE08	Profen, oh Wehr	72,7
C	WE09	bei Weideroda	63,4
	SN01	Schnauder, Mdg.	0,0/63,3
B	WE10	Kleindalzig, Geschiebefälle	60
	EM01	Profener Elstermühlgraben, Mdg.	0,0/59,1
	WE11	Zitzschen	57,1
	WE12	Knautnaundorf	54,5
A	WE13	Hartmannsdorf, oh Wehr	52,3
	WE14	Großschocher, oh Wehr	46,5

3.2.1.2 Untersuchte Wassergüteindikatoren und deren Analytik

Bei allen Meßkampagnen wurden In-Situ-Messungen der Wassertemperatur, der elektrischen Leitfähigkeit, des pH-Wertes sowie des Sauerstoffgehaltes durchgeführt und die Stickstoff- und Phosphorverbindungen $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, TN_b , SRP und TP beprobt. Weiterhin wurden die Chlorophyll-a-Konzentration, die organischen Kohlenstoffkomponenten TOC und DOC, der biochemische Sauerstoffbedarf und die Anionen Chlorid und Sulfat untersucht. Zur Messung und Analytik der Wassergüteindikatoren wurden Standardmethoden verwendet (Tab. 5).

Tabelle 5: Wassergüteindikatoren: Meß- und Analysemethoden.

Parameter	Kürzel	Methode
Wassertemperatur	TEMP	WTW-Sonde SenTix41 (in situ)
Elektrische Leitfähigkeit	LF	WTW-Sonde TetraCon325 (in situ)
pH-Wert	pH	WTW-Sonde SenTix41 (in situ)
gelöster Sauerstoff	O ₂	WTW-Sonde Cellox325 (in situ)
Biochemischer Sauerstoffverbrauch durch Kohlenstoffoxidation	CBSB _{MAX}	maximale Sauerstoffzehrung mit Nitrifikationshemmer ATH
Biochemischer Sauerstoffverbrauch	BSB _{MAX}	maximale Sauerstoffzehrung
Ammonium	NH ₄ -N	SFA-N
Nitrat	NO ₃ -N	SFA-N
Gesamtstickstoff	TN _b	SFA-N
Gelöster reaktiver Phosphor	SRP	SFA-P
Gesamtphosphor	TP	Photometrie
Chlorophyll-a	CHL-A	Pigment-HPLC
Gelöster organischer Kohlenstoff	DOC	Dimatec
Organischer Kohlenstoff	TOC	Dimatec
Chlorid, Sulfat	Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻	Ionenchromatographie

Der Biochemische Sauerstoffbedarf wurde ohne und mit Zugabe des Nitrifikationshemmers Allylthioharnstoff gemessen, so daß zwischen einer Gesamtzehrung (BSB) und einem Sauerstoffbedarf durch Kohlenstoffoxidation (CBSB) unterschieden werden kann. Die Differenz stellt den NBSB dar, der den Anteil nitrifizierender Prozesse am BSB beinhaltet. Abweichend von DIN 38409 H51, die das Standardverfahren zur Bestimmung des BSB beinhaltet, wurden jeweils die Maximalwerte bestimmt, da diese für das Eutrophierungsmodell benötigt werden. Dazu wurde die Sauerstoffzehrung solange aufgezeichnet, bis keine weitere Zehrung mehr erfolgte. Für einzelne Proben war eine Messung von bis zu zwei Monaten erforderlich. Die Bestimmung der Maximalwerte erfolgt nach (Gl.2), wobei n die Zeit in Tagen und k_T den Temperaturkoeffizienten darstellen. Diese Gleichung gilt analog auch für den CBSB_{MAX}.

$$BSB_{MAX} = \frac{BSB_n}{1 - e^{(-n \cdot k_T)}} \quad (Gl.2)$$

Zur Bestimmung des Chlorophyll-a im Phytoplankton wurden 500 ml der Probe vor Ort über einen GF/F-Filter filtriert, das Filterpapier in ein Plastikgefäß gegeben und in flüssigem Stickstoff eingefroren. Im Labor wurden die Pigmente in Ethanol gelöst, die Analytik erfolgte mittels HPLC.

3.2.1.3 ¹⁵N- und ¹⁸O-Beprobung des Nitrats

Die isotopische Zusammensetzung des Nitrates kann als Nachweis für Denitrifikationsprozesse in Fließgewässern dienen (Kellmann & Hillaire-Marcel 1998). Bei der Denitrifikation kommt es zu einer Anreicherung der ¹⁵N- und ¹⁸O-Isotopen. Aus den $\delta^{15}\text{N}$ -Werten und den Nitratkonzentrationen am oberen und unteren Ende einer Fließstrecke kann nach Mariotti et al. (1981) unter Annahme eines geschlossenen Systems der Anreicherungs-faktor ϵ berechnet werden. Grundlage dafür ist die Rayleigh-Gleichung (Gl.3).

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{down}} = \delta^{15}\text{N}_{\text{up}} + \epsilon \ln c_{\text{down}}/c_{\text{up}} \quad (\text{Gl.3})$$

Hier wurde bei der Längsschnittuntersuchung im August 2004 eine Isotopenbeprobung durchgeführt, am Beginn und Ende der Flußabschnitte B und D wurden an zwei aufeinanderfolgenden Tagen Proben genommen. Bei einer Längsschnittuntersuchung im Flußabschnitt Plauen bis Gera fand ebenfalls eine Isotopenbeprobung statt. Zur Bestimmung der Isotopen wurde das von Silva et al. (2000) vorgestellte Verfahren verwendet. Dazu wurde zunächst das Nitrat aus 2 l Probenvolumen in Anionenaustauschersäulen fixiert, dann mit Salzsäure eluiert und anschließend durch Zugabe von Silberoxid neutralisiert. Der Silberchlorid-Niederschlag wurde abgefiltert, die Probe gefriergetrocknet und dann in einem Massenspektrometer analysiert.

3.2.2 Untersuchung des benthischen Biofilms

Während in großen Flüssen und Fließgewässern der mikrobiologische Nährstoffumsatz vor allem durch schwebende Organismen erfolgt, wird in kleinen Fließgewässern dem benthischen Biofilm die größte Bedeutung beigemessen (Lock 1993, Pauer & Auer 2000).

In dieser Arbeit wurde untersucht, ob sich die Ausprägung und Zusammensetzung des an der Gewässersohle haftenden Biofilms in den Gewässerabschnitten B und D unterscheidet. Dazu wurden die Volumenanteile autotropher und heterotropher Komponenten bestimmt und zeitliche Veränderungen ermittelt. Weiterhin erfolgte eine Abschätzung der autotrophen Biomasse, die zur Definition der Anfangsbedingungen der Periphyton-Biomasse im Gewässergütemodell herangezogen wurde.

In den beiden Teilabschnitten wurden an jeweils vier Probenahmestellen (vgl. Tab. 4) Probenträger ausgebracht. Sie wurden im Zeitraum Mai bis September 2003 monatlich beprobt. Ein Probenträger besteht aus einem Betonblock, der das Driften der Probenträger verhindern soll, einer Plexiglasplatte und bis zu 20 Polykarbonatstreifen, die bei den

Probenahmen einzeln entnommen werden können (Abb. 4). Die Probenträger wurden einheitlich bei einer Wassertiefe von 40 cm positioniert.



Abbildung 4: Vorrichtung zur Platzierung von Polykarbonatprobenträgern

Der entnommene Aufwuchs wurde mit der Methode der Konfokalen Laser Scanning Mikroskopie (CLSM) untersucht. Nach Surmann et al. (1996) eignet sich die CLSM am besten zur Untersuchung von Biofilmsystemen und kann in Verbindung mit Fluoreszenzfarbstoffen zur Bestimmung der Biofilmzusammensetzung eingesetzt werden (Neu & Lawrence 1997). Die CLSM ermöglicht es, das Probenmaterial optisch zu schneiden. Dabei kann auch von dicken Proben eine einzelne dünne Schicht kontrastreich abgebildet werden. Durch die Aufnahme vieler einzelner Schichten kann eine dreidimensionale Abbildung des Biofilms erfolgen. Die digitalen Bilddaten erlauben später eine qualitative und quantitative Analyse und die Bestimmung der Volumenanteile verschiedenfarbig markierter Zellen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein CLSM des Typs Leica TCS SP eingesetzt, das mit drei Lasern unterschiedlicher Anregungswellenlängen ausgestattet ist. Zum Einsatz kamen ein Argon-Laser (488nm), ein Krypton-Laser (568 nm) und ein Helium-Neon-Laser (633nm). Es wurden Leica-Objektive mit 40-facher Vergrößerung verwendet. Ziel war es, heterotrophe und autotrophe Organismen zu unterscheiden. Zur Markierung der Bakterien wurde der Fluoreszenzfarbstoff SYTO9 eingesetzt, bei den Algen und Cyanobakterien konnte deren Autofluoreszenz genutzt werden. Die Probenvorbereitung erfolgte nach dem von Eitner (2004) beschriebenen Verfahren.

Zur statistischen Absicherung der Ergebnisse wurde jede Probe an fünf Punkten gescannt. Der vertikale Abstand der einzelnen Schnitte hing dabei von der Dicke des Biofilms ab und betrug zwischen 1 und 5 μm . Eine Übersicht existierender Programme zur Analyse

digitaler Bilddaten gibt Eitner (2004). Hier erfolgte die Auswertung mit dem Programm ScionImage, welches unter *www.scioncorp.com* frei verfügbar ist. Vorteil gegenüber anderen Bildanalyseprogrammen ist, daß ScionImage über Makros automatisiert werden kann, was bei der Anzahl der zu untersuchenden Schnitte von großer Bedeutung ist.

Eine direkte Umrechnung der mit dem CLSM ermittelten Volumenanteile in eine Biomasse ist ohne eine ergänzende Bestimmung der AFDM (Ash Free Dry Mass) nicht möglich, da der Wassergehalt der Zellen unbekannt bleibt. Da eine Bestimmung der AFDM im Rahmen dieser Arbeit zu aufwendig war, wurde unter Berücksichtigung allgemeiner Annahmen die Biomasse geschätzt:

- Zunächst wurde an fünf Punkten pro Probe eine mittlere Biofilmdicke und ein mittlerer Volumenanteil des Chlorophylls berechnet. Daraus konnte dann das Feuchtvolumen V_{F-CHL} pro Quadratmeter Sohlfläche ermittelt werden.
- Die Umrechnung des Feuchtvolumens in eine Trockenmasse erfolgte nach der in Gleichung 4 dargestellten empirischen Beziehung von Reynolds (1984). Die Dichte von Algen liegt im Bereich von $1,02 - 1,05 \text{ g/cm}^3$ (Lambert & Sommer 1999).

$$\log(m_{F-CHL}) = 0,99 \cdot \log(V_{F-CHL}) - 0,328 \quad (\text{Gl.4})$$

- Die Chlorophyll-Trockenmasse wurde dann in den Kohlenstoffgehalt der Biomasse umgerechnet, wobei das in Brown (2002) angegebene Kohlenstoff:Chlorophyll-Verhältnis von 30 zugrunde gelegt wurde.

3.2.3 Ermittlung des Sedimentsauerstoffbedarfs

Ziel der Bestimmung der Sedimentsauerstoffzehrung war es, Vergleichswerte zu den im Gewässergütemodell berechneten Werten zu erhalten. Dabei sollte die engräumige Variabilität ermittelt werden, die im Gewässergütemodell nicht berücksichtigt wird.

Zur Messung der Sedimentsauerstoffzehrung existieren eine Reihe von Methoden, die in Abhängigkeit von dem untersuchten Korngrößenspektrum Vor- und Nachteile aufweisen (Truax et al. 1995). Generell sind Methoden, die die Fließgeschwindigkeit des überströmenden Wassers berücksichtigen, zu bevorzugen (Parkhill & Gulliver 1997). Die meisten In-Situ-Verfahren, wie z.B. EROSIMESS (Jubb et al. 2001), sind jedoch sehr aufwendig. In dieser Arbeit wurde ein Verfahren angewendet, bei dem die maximale Sauerstoffzehrung an einem Sedimentkern im Sapromaten ermittelt wird. Das Meßgefäß hat einen Durchmesser von 87 mm. Es enthält ein Acrylgefäß mit dem Sedimentkern ($h =$

70mm, $d = 60$ mm), 350 ml Wasser und einen Magnetrührfisch. Die Rührgeschwindigkeit wurde so hoch eingestellt, daß die entstandene Strömungsgeschwindigkeit nicht mehr limitierend wirkt. In Abhängigkeit von der mittleren Korngröße ist dies bei $v = 10$ bis 25 cm/s der Fall (Nakamura & Stefan 1994).

Im Abschnitt D wurden an vier Probenahmestellen (vgl. Tab. 4) mit einem Mondsee-Corer 60 (UWITEC Niederreiter) je drei Proben entnommen und ungestört in das Probengefäß des Sapromaten überführt. Anschließend wurden die Proben bei 4°C gekühlt und innerhalb von 12h im Sapromaten positioniert. Die Messung wurde gestartet, so bald sich eine Wassertemperatur von 20°C eingestellt hatte, und beendet, als keine Sauerstoffzehrung mehr stattfand. Bei der anschließenden Auswertung läßt sich aus dem linear ansteigenden Bereich der Meßkurve die maximale tägliche Sauerstoffzehrung bei 20°C bestimmen.

3.3 Mathematische Modelle und Modellierungswerkzeuge

3.3.1 Das Gewässergütemodell WASP5

In der vorliegenden Arbeit wird das Gewässergütemodell WASP5 (Water quality Analysis and Simulation Program) verwendet, das von Ambrose et al. (1993) für die amerikanische Umweltbehörde EPA entwickelt wurde. Die Vorteile von WASP5 sind die Verfügbarkeit des Quelltextes, was eine Modifikation der Prozeßbeschreibungen ermöglicht, und die flexible Struktur, die eine räumlich differenzierte Abbildung der Morphologie zuläßt (vgl. Tab. 1). Diese beiden Punkte sind zudem entscheidend für die Einbindung in ein objektorientiertes Modellierungssystem (OMS), dessen Entwicklung ein Ziel des Projektes ist, in dessen Rahmen diese Arbeit durchgeführt wurde.

WASP5 ist ein deterministisches Modell, mit dem instationär und 1- bis 3-dimensional gerechnet werden kann. Aufgrund seiner flexiblen Struktur kann es sowohl in Fließgewässern als auch in Seen und Ästuaren angewendet werden. WASP5 ist in der Programmiersprache FORTRAN geschrieben. Aufgrund der freien Verfügbarkeit des Quelltextes existieren inzwischen verschiedene Version. Ausgangspunkt dieser Arbeit ist die Version 5.2, in die das Periphyton als weitere Modellvariable implementiert wurde (Shanahan 2001). WASP besteht aus dem hydrodynamischen Teilmodell DYNHYD, dem Eutrophierungsmodell EUTRO und dem nicht verwendeten toxikologischen Modell TOXI. DYNHYD basiert auf der numerischen Lösung der Saint-Venant-Gleichungen, die aus Bewegungsgleichung und Kontinuitätsgleichung bestehen und für einen Ausgleich von

Energie und Masse im modellierten System sorgen. Diese Gleichungen werden innerhalb eines *link-node* Netzwerkes gelöst, welche erstmals von Feigner & Harris (1970) angewandt worden sind. So beschreibt die Bewegungsgleichung Fließgeschwindigkeiten und Abflüsse innerhalb von *channels* und die Kontinuitätsgleichung Wasserstände und Volumen von *junctions* (Gl.5, Gl.6). Die Kombination von je einem *channel* und einer *junction* wird nachfolgend als Modellsegment bezeichnet.

$$\frac{\delta v}{\delta t} = -v \cdot \frac{\delta v}{\delta x} + a_{g,\lambda} + a_f + a_{w,\lambda} \quad (\text{Gl.5})$$

$$\frac{\delta A}{\delta t} = -\frac{\delta Q}{\delta x} \quad (\text{Gl.6})$$

Eine Änderung der Fließgeschwindigkeit v ergibt sich aus der Bernoulli-Beschleunigung $-v$ ($\delta v/\delta x$), der gravitativen Beschleunigung $a_{g,\lambda}$, dem Reibungswiderstand a_f und der Windbeschleunigung $a_{w,\lambda}$. Eine Änderung des Abflusses Q auf der Fließstrecke x beeinflusst die durchströmte Querschnittsfläche A und damit die Wassertiefe. Beide Gleichungen werden in jedem Zeitschritt für jedes Segment gelöst, wobei diese in jeder Raumrichtung zueinander stehen können. Die Diskretisierung kann 1-D oder quasi-2-D erfolgen, so daß auch Verzweigungen und Ausbuchtungen darstellbar sind. Hydrodynamischer Austausch läßt sich jedoch nur zwischen Segmenten in Fließrichtung des Flusses abbilden. DYNHYD ist von Warwick (1999) um eine relativ einfache Wehrüberfallsgleichung ergänzt worden, so daß es auch für staugeregelte Fließgewässer anwendbar ist. Sie ist der Bernoulli-Gleichung entlehnt und setzt gerade Strömungslinien und keinen Energieverlust voraus (Boiten 2002). Danach berechnet sich der Durchfluß Q aus der Breite des Wehres b , der Wasserhöhe über der Wehrkrone h und einem Wehrüberfallsbeiwert α (Gl.7), der abhängig von der Form des Wehres ist (Lange & Lechner 1993).

$$Q = \alpha \cdot b \cdot h^{1,5} \quad (\text{Gl.7})$$

Als Ausgabe liefert DYNHYD u.a. Fließgeschwindigkeit sowie Gewässerbreite und -tiefe für jedes Modellsegment und jeden Zeitschritt. Diese werden vom Teilmodell EUTRO eingelesen.

Das Teilmodell EUTRO ermöglicht eine Simulation des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes. Der Berechnung von Konzentrationen liegt das Prinzip der Massenerhaltung zugrunde: Über ein System von Prozeßgleichungen wird für jedes Modellsegment und jeden Zeitschritt eine Konzentration berechnet. Die Massenbilanzgleichung für ein

unendlich kleines Volumen (Gl.8) ist gegeben durch

$$\begin{aligned} \frac{\delta c}{\delta t} = & -\frac{\delta}{\delta x} \cdot v_x \cdot c - \frac{\delta}{\delta y} \cdot v_y \cdot c - \frac{\delta}{\delta z} \cdot v_z \cdot c \\ & + \frac{\delta}{\delta x} \cdot E_x \cdot \frac{\delta c}{\delta x} + \frac{\delta}{\delta y} \cdot E_y \cdot \frac{\delta c}{\delta y} + \frac{\delta}{\delta z} \cdot E_z \cdot \frac{\delta c}{\delta z} , \quad (\text{Gl.8}) \\ & + S_L + S_B + S_K \end{aligned}$$

wobei c die jeweilige Konzentration, t die Zeit in Tagen, $v_{x,y,z}$ advektive Geschwindigkeit in alle Raumrichtungen, $E_{x,y,z}$ den richtungsabhängigen Diffusionskoeffizienten, S_L die punktuellen und diffusen Eintragsfrachten, S_B die Frachten an den Modellgrenzen und S_K die gesamte kinetische Transformation darstellt.

In EUTRO können verschiedene Prozesse sowie Berechnungsansätze unterschiedlicher Komplexität ausgewählt werden. Die höchste Komplexitätsstufe beinhaltet ein vollständiges Eutrophierungsmodell, das zwischen Phytoplankton und Periphyton bzw. Makrophyten unterscheidet und dreidimensionale Netze einschließlich Sedimentkompartimenten berücksichtigt.

3.3.2 Werkzeuge für das Pre- und Postprocessing

Die Implementierung der beiden Teilmodelle erfolgt über jeweils eine Steuerdatei, in denen die morphologischen, hydrodynamischen und biochemischen Randbedingungen, raum- und zeitvariable Parameter sowie Konstanten definiert sind. Das bereits existierende Programm WASP-Builder (Patterson 2000) eignet sich nur bedingt für die Erstellung der Steuerdateien, da die Berechnung von Segmentgeometrien aus Querprofilen nicht möglich ist und keine Möglichkeit zum Einlesen externer Daten bestehen. Zur Generierung des Modellnetzes wurde das JAVA-Programm WASP-Data erstellt (Lindenschmidt & Wagenschhein 2003). Die Bearbeitung der EUTRO-Steuerdatei erfolgte über Excel-Makros.

Zum *Postprocessing* wurde das Excel-Makro WASP-Wizard verwendet, welches von der Firma HydroAnalysis Inc., Massachusetts (www.hydroanalysisinc.com) zur Verfügung gestellt wird.

3.3.3 Modellkalibrierung mit PEST

Zur Modellkalibrierung wird das Kalibrierungswerkzeug PEST (Doherty 2002) verwendet. Die Vorteile von PEST gegenüber anderen Kalibrierungs- und Optimierungstools sind die vorhandenen Schnittstellen für die Anbindung des Modells und dessen freie Verfügbarkeit. PEST basiert auf dem Gauss-Marquardt-Levenberg-Verfahren, mit dem die

die Identifikation von Parametern auch unter nicht-linearen Bedingungen möglich ist. PEST minimiert die Zielfunktion Φ , die die Abweichung von Meßwert und Rechenwert beschreibt. Im linearen Fall berechnet sich Φ aus Summe der Abweichungsquadrate (Gl.9).

$$\Phi = (c - Xb)^T \cdot Q(c - Xb) \quad (\text{Gl.9})$$

Dabei enthält der Vektor c die Meßdaten, X stellt eine $m \times n$ Matrix mit den Modell-eingaben und b die Parameter dar. Q ist eine m -dimensionale, quadratische Diagonal-matrix, die die Wichtung der Meßdaten beschreibt. Dies ist notwendig, wenn unterschiedliche Größenordnungen existieren. Mathematisch ausgedrückt läßt sich die Zielfunktion auch in der Form der Gleichung Gl.10 darstellen,

$$\Phi = \sum_i^m (w_i r_i)^2 \quad (\text{Gl.10})$$

wobei r_i die Differenz der Modellausgabe zu den Meßwerten für den i -ten Meßwert ist.

Die meisten Modelle beinhalten nicht-lineare Zusammenhänge. Für diese erfolgt die Bestimmung der Zielfunktion durch lineare Approximation mit Hilfe der Taylorreihenentwicklung. Dazu wird ein Parameterupgrade-Vektor u eingeführt, der auf Basis der Veränderung der Differenz von Meßwerten und Modellausgaben ermittelt wird, und Richtung und Größe der Veränderung des Parametersatzes b für jede Iteration beschreibt. Dieser Vektor u unterscheidet sich von dem negativen Gradienten der Zielfunktion $-g$ unter anderem um den Faktor α , der nach Marquardt (1963) auch als Marquardt-Parameter bezeichnet wird. Dadurch kann das Phänomen des „Hemstitching“, bei dem der Parametersatz bei jeder Iteration von der einen auf die andere Seite des Tals der Zielfunktion wandert, vermieden werden.

Wenn sich Meßdaten und Parameter in ihren Größenordnungen stark unterscheiden, kann es bei der Ermittlung des Upgrade-Vektors u zu Laufzeitfehlern kommen. Dazu wird in PEST eine Scaling-Matrix eingeführt, dessen größtes Element als λ bzw. „Marquardt Lambda“ bezeichnet wird und den Marquardt-Parameter α beinhaltet. Für den Optimierungsprozeß muß ein Startwert für λ festgelegt werden. Dieser wird nach der ersten Iteration um einen benutzerdefinierten Wert verringert. Wenn die Zielfunktion Φ kleiner wird, so wird λ weiter verringert. Ist dies nicht der Fall, wird λ um den benutzerdefinierten Wert erhöht. Falls nun die Zielfunktion kleiner wird, erhöht sich λ weiter. Dabei werden verschiedene Kriterien angewandt, um den Zeitpunkt des Abbruchs zu bestimmen. In der

folgenden Iteration wird dieser Vorgang wiederholt, indem für λ der Startwert benutzt wird, der die niedrigste Zielfunktion Φ erzeugt. Wenn die drei niedrigsten Werte für die Zielfunktion Φ innerhalb eines benutzerdefinierten Wertebereiches liegen, wird die Optimierung abgeschlossen.

PEST gibt für jeden Parameter 95%-Konfidenzintervalle an. Sie werden aus der Kovarianzmatrix ermittelt und basieren auf der beschriebenen Linearitätsannahme. Daraus resultieren Unsicherheiten. Bei starker Korrelation der Parameter können die Grenzen der Konfidenzintervalle außerhalb der vorgegebenen Wertebereiche liegen.

Die Kopplung mit dem Modell erfolgt über ein *template-file*, das weitgehend der Steuerdatei des Modells entspricht und die Parameter durch Platzhalter lokalisiert, und ein *instruction-file*, das Anweisungen darüber enthält, wo die für die Kalibrierung relevanten Ausgabevariablen in der Ausgabedatei stehen. Die PEST-Steuerdatei enthält die konkreten Parameterdefinitionen und -wertebereiche, Angaben zum Kalibrierungsvorgang (z.B. Werte für Marquardt- λ) und die Namen der benötigten Dateien.

3.3.4 UNCSIM

Vor der Durchführung der Kalibrierung eines komplexen Modells ist es notwendig, die identifizierbaren Parameter zu bestimmen. Ein dafür geeignetes Verfahren stellt die von Reichert & Vanrolleghem (2001) beschriebene Methode dar (vgl. Abschn. 3.4.5). Dazu wurde das Programmpaket UNCSIM (Reichert 2004) verwendet. Darüber hinaus bietet UNCSIM verschiedene Routinen zur Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse, wie z.B. die Generierung von Verteilungsfunktionen, unterschiedliche Sampling-Verfahren und statistische Auswertung. Die in dieser Arbeit durchgeführten Monte-Carlo-Analysen wurden ebenfalls mit UNCSIM durchgeführt (vgl. Abschn. 3.4.8).

Ein Vorteil von UNCSIM ist die relativ einfache Kopplung der einzelnen Routinen mit dem Modell. Dazu wurde ein in JAVA implementiertes Transformationsprogramm erstellt, das auf die PEST-Routinen TEMPCHEK und INSCHEK zugreift und die entsprechenden *template-* und *instruction-files* nutzt.

3.4 Modellimplementierung

3.4.1 Allgemeine Vorgehensweise

Die Modellimplementierung basierte auf der von Zielke (1998) dargestellten Vorgehensweise: Anpassung des Modells, Kalibrierung und Validierung. Sie erfolgte in mehreren

aufeinander aufbauenden Schritten:

- Datenaufbereitung und Generierung eines Modellnetzes
- Erstellung einer Steuerdatei für DYNHYD
- Prozeßdefinition und -modifikation in EUTRO
- Erstellung einer Steuerdatei für EUTRO
- Identifikation sensibler Modellparameter
- Modellkalibrierung anhand der Längsschnittuntersuchungen
- Modellvalidierung über einen Zeitraum von sechs Monaten
- Ermittlung von Unsicherheiten

Es wurden verschiedene Modellierungszeiträume (Mz), die durch unterschiedliche Randbedingungen gekennzeichnet sind, betrachtet (Tab. 6).

Tabelle 6: Modellierungszeiträume für das hydrodynamische Modell (D) und das Eutrophierungsmodell (E) und Zielsetzung.

Bezeichnung	Modellierungszeitraum	Zielsetzung
Mz-0	01.08.2003 – 08.09.2003	Kalibrierung D
Mz-I	26.08.2003 – 08.09.2003	Kalibrierung E, Berechnung Stoffumsätze, Ausgangsszenario für Szenarienmodellierung
Mz-II	23.07.2004 – 05.08.2004	Kalibrierung E, Berechnung Stoffumsätze,
Mz-III	01.05.2001 – 30.10.2001	Validierung D und E

3.4.2 Generierung des Modellnetzes

Die Modellierung der Hydrodynamik erfolgte in einem eindimensionalen, verzweigten Modellnetz. Darin wurden der Hauptstrom der Weißen Elster und der obere Abschnitt des Profener Elstermühlgrabens berücksichtigt. Die Segmentgeometrien (Breite und Tiefe) wurden auf Basis von 872 geodätisch vermessenen Querprofilen und den Wasserständen bei MQ mit WASP-Data (Lindenschmidt & Wagenschein 2003) berechnet. Die Querprofil- daten wurden von den zuständigen Fachbehörden als Rohdaten zur Verfügung gestellt. Da sie zum Teil mit Fehlern behaftet waren, war eine umfangreiche Aufbereitung erforderlich. Für den Profener Elstermühlgraben wurden synthetisch generierte Trapezprofile verwendet, da nur für kurze Abschnitte Querprofil- daten existierten.

Die Länge der Modellsegmente ist prinzipiell frei definierbar. Zu berücksichtigen ist lediglich, daß Wehre und instationäre Zuflüsse an Knotenpunkten liegen müssen. Große

Segmentlängen verkürzen die Rechenzeit, führen jedoch zu einem Informationsverlust bei der Abbildung der Morphologie. Daher wurde untersucht, ob sich die mittlere Fließgeschwindigkeit bei Segmentlängen von 250 bzw. 100 Metern unterscheidet (Abschn. 4.3.1). Da der mittlere Abstand der Querprofile 100 Meter beträgt, wurde eine Diskretisierung in 100-Meter-Schritten als sinnvoll betrachtet. Bei einer Fließstrecke von 70,7 km ergeben sich 707 Modellsegmente. Es werden insgesamt acht Wehre im Modellnetz berücksichtigt (vgl. Abb. 3).

3.4.3 Implementierung des hydrodynamischen Modells

Bei der Anwendung des Programms DYNHYD auf das Untersuchungsgewässer war es erforderlich, die auf 300 begrenzte Anzahl der Modellsegmente aufzuheben und die Schnittstellen für die DOS-Oberfläche im Quelltext zu löschen.

Der erforderliche Zeitschritt Δt_D wird durch die Courant-Bedingung (Gl.11) und hängt somit von der Segmentlänge L_i , der Segmenttiefe d_i und der mittleren Fließgeschwindigkeit v_i ab. Der im Modell berücksichtigte Wehrüberfall führt zu einer Verringerung von Δt_D . Bei den gegebenen Segmentgeometrien ergibt sich im Falle eines Niedrigwasserabflusses (MNQ) ein Δt_D von weniger als 2 Sekunden.

$$\Delta t_D \leq \frac{L_i}{(\sqrt{g \cdot d_i} + v_i)} \quad (\text{Gl.11})$$

Die oberen und unteren Modellgrenzen wurden entsprechend der Neumann-Bedingung über mittlere Tagesabflußwerte definiert. Der Zustrom der Nebenflüsse wurde mangels vorhandener Daten als stationär angenommen, was aufgrund der geringen Wassermenge am Gesamtabfluß zulässig ist.

Das Modell enthält zwei Parameter: den Wehrüberfallsbeiwert α und *Mannings* n . Da α nur kurz oberhalb und unterhalb von Wehren Einfluß auf die Wasserspiegellage hat (Von Saleski et al. 2004) und es an den Wehren der Weißen Elster keine Pegel gibt, hat es für die Modellkalibrierung keine Bedeutung. Es wurde für α ein Wert von 1,7 angenommen, welcher nach Lange & Lechner (1993) für scharfkantige Wehre gilt.

Für *Mannings* n wurden drei unterschiedliche Wertebereiche festgelegt (Tab. 7). Dabei wurden die in Patt et al. (1998) definierten Beschreibungen zugrunde gelegt. Anschließend wurde das Gewässer nach strukturellen Kriterien (z.B. LAU Halle 1998) in fünf Abschnitte unterteilt, für die jeweils dasselbe *Mannings* n angenommen wurde. Die im Modell

berücksichtigten Wehre sind in Tabelle 8 aufgelistet.

Tabelle 7: Mannings n: Verwendete Wertebereiche und zugewiesene Flußabschnitte.

Bez.	Sohl- und Uferbeschaffenheit	Manning n	Flußabschnitte [km]
n_A	kanalisiert, betonierte Sohle	0,020 - 0,025	n_5 (AB)
n_B	begradigt; befestigtes Ufer; schlammige Sohle; wenig bis mäßiges Geschiebe	0,025 - 0,030	n_4 (C), n_2 (E), n_1 (FGHI)
n_C	unbefestigtes Ufer; unregelmäßige, kiesige, auch sandige Sohle; eventuell Makrophyten	0,030 - 0,035	n_3 (D)

Tabelle 8: Im Modellnetz berücksichtigte Wehre und deren Eigenschaften.

Quellen: SUA Gera, LAU Halle, StUFa Leipzig.

Name	km	Segment	Wehrkrone		Wasserspiegellage bei MQ	
			Breite [m]	Höhe [m ü. NN]	OW	UW
Bad Koestritz	113,2	29/30	35,0	178,60	178,80	176,20
Krossen	107,0	98/99	52,0	168,70	168,80	167,30
Wetterzeube	102,8	145/146	40,0	163,40	163,80	161,80
Haynsburg	97,6	196/197	22,0	157,63	157,97	156,73
Großosida	94,0	232/233	65,0	154,49	155,10	152,80
Bornitz	84,6	326/327	30,0	144,70	145,20	142,60
Profen	72,6	446/447	24,0	134,60	135,10	133,10
Hartmannsdorf	52,4	649/650	20,0	117,20	117,60	114,60

3.4.4 Implementierung des Eutrophierungsmodells

3.4.4.1 Prozeßbeschreibung und Parameter

Das Gewässergütemodell baut auf dem Modellnetz und den Abflußberechnungen des hydrodynamischen Modells auf. Es wurde ein eindimensionaler Ansatz verfolgt, bei dem der Stoffaustausch zwischen Sediment und fließender Welle über Umsatzraten abgebildet wird. Grundlage sind die im Programm EUTRO in der VII. Komplexitätsstufe verwendeten Prozeßgleichungen, mit denen neun Ausgabevariablen, einschließlich der Periphyton-Biomasse, berechnet werden. In EUTRO ist für einige Prozesse eine Auswahl verschiedener Berechnungsansätze möglich. Bezüglich des Stoffaustausches an der Sediment-Wassergrenze wurden Ergänzungen in der Prozeßbeschreibung durchgeführt. Im folgenden werden die verwendeten Prozesse und Parameter dargestellt. Die Bedeutung der Parameterkürzel und die aus der Literatur überlieferten Werte(bereiche) sind in Tabelle 9 dargestellt.

Die Veränderung der Biomasse des Phytoplanktons PHYT wird aus dem berechneten Wachstum G_{PI} , der Respirationsrate k_{IR} und der Sterbe- und Grazingrate k_{ID} ermittelt (Gl.12). Die Wachstumsrate G_{PI} hängt ab von der maximalen Wachstumsrate k_{IC} , dem Temperaturkoeffizienten Θ_{IC} , der nach Di Toro et al. (1971) modellintern berechneten Lichtlimitierung X_{RI} und der in Abhängigkeit von Halbsättigungskonzentrationen bestimmten Funktion der Nährstofflimitierung X_{RN} .

Die Biomasse des Periphytons PERI wird ähnlich wie PHYT berechnet (Gl.13). Dabei werden eigenständige Parameter verwendet und zusätzlich ein Faktor zur Dichte-Limitierung X_{RD} berücksichtigt, der von der Biomasse und einer Halbsättigungskonstante (k_{mdg2}) abhängt. PERI wird nicht transportiert und ist von der Massenbilanzgleichung (Gl.8) unabhängig.

$$\frac{\Delta PHYT}{\Delta t} = (G_{PI} - D_{PI}) \cdot PHYT \quad (Gl.12)$$

mit $G_{PI} = k_{1c} \cdot \Theta_{1c}^{T-20} \cdot X_{RI} \cdot X_{RN}$
mit $D_{PI} = k_{1R} + k_{1D}$

$$\frac{\Delta PERI}{\Delta t} = (G_{P2} - D_{P2}) \cdot PERI \quad (Gl.13)$$

mit $G_{P2} = k_{2c} \cdot \Theta_{2c}^{T-20} \cdot X_{2RI} \cdot X_{2RN} \cdot X_{2RD}$
mit $D_{P2} = k_{2R} + k_{2D}$

In die Berechnung des gelösten Sauerstoffs (O_2) gehen folgende Prozesse ein (Gl.14): Die physikalische Belüftung k_2 wird nach zwei verschiedenen Methoden segmentspezifisch berechnet: Bei der bisher in EUTRO implementierten Covar-Methode (Covar 1976) werden in Abhängigkeit von der Gewässertiefe und der Fließgeschwindigkeit drei verschiedene Berechnungsansätze verwendet. Bei dem neu implementierten Berechnungsansatz von Wolf (1974) wird zusätzlich der Rauigkeitsbeiwert berücksichtigt.

Neben der physikalischen Wiederbelüftung wirkt das autotrophe Wachstum positiv auf die Sauerstoffbilanz. Als Senkenterme werden berücksichtigt: die Sauerstoffzehrung durch Oxidation organischen Materials, die Respiration, die Nitrifikation und die Sedimentzehrung. Zur Berechnung der Sedimentzehrung (SSB) wurde der im Gewässergütemodell FGSM (Müller 2001) verwendete Ansatz implementiert. Danach hängt der SSB von einer Grundzehrung SSB_{max} , der Temperatur und der Sauerstoffkonzentration ab (Gl.15). Wenn SSB_{max} größer als 2,5 ist, wird additiv eine Sauerstoffzehrung durch Methanoxidation OX_{CH4}

berücksichtigt. Die Grundzehrung SSB_{max} ist abhängig von der Fließgeschwindigkeit und liegt im Wertebereich 0 bis 4.

$$\begin{aligned}
 \frac{\Delta O_2}{\Delta t} = & \underbrace{k_2 \cdot (O_{2S} - O_2)}_{\text{phys. Belüftung}} - \underbrace{k_D \cdot \Theta_D^{T-20} \cdot \left(\frac{O_2}{k_{BSB} + O_2} \right) \cdot O_2}_{\text{Oxidation}} \\
 & - \underbrace{4,57 \cdot k_{12} \cdot \Theta_{12}^{T-20} \cdot \left(\frac{O_2}{k_{NIT} + O_2} \right) \cdot NH_4}_{\text{Nitrifikation}} - \underbrace{\frac{SSB}{D} \cdot \Theta_S^{T-20} \cdot X_{SSB}}_{\text{Sedimentzehrung}} \\
 & + \underbrace{G_{PI} \cdot (6,6 \cdot (1 - P_{NH_4}))}_{\text{Wachstum PHYT}} \cdot PHYT - \underbrace{2,6 \cdot k_{1R} \cdot \Theta_{1R}^{T-20} \cdot PHYT}_{\text{Respiration PHYT}} \\
 & + \underbrace{G_{P2} \cdot (5,83 \cdot (1 - P_{2NH_4})) \cdot f_A \cdot \frac{A}{V}}_{\text{Wachstum PERI}} \cdot PERI - \underbrace{2,6 \cdot k_{2R} \cdot \Theta_{2R}^{T-20} \cdot f_A \cdot \frac{A}{V}}_{\text{Respiration PERI}} \cdot PERI
 \end{aligned} \tag{Gl.14}$$

$$\text{mit } SSB = SSB_{max} \cdot \Theta^{T-20} \cdot (1,031 \cdot O_2^{0,675}) + OX_{CH_4} \tag{Gl.15}$$

Der biochemische Sauerstoffbedarf wird im Modell unterteilt in die Sauerstoffzehrung durch Oxidation von Kohlenstoffverbindungen (CBSB) und in die Sauerstoffzehrung durch Nitrifikation (NBSB). Quellen des CBSB sind die abgestorbene autotrophe Biomasse und ein benthischer Fluß (F_{BSB}), stellvertretend für den Umsatz der auto- und heterotrophen Biomasse in den Sedimenten. Nach Chapra (1997) beträgt F_{BSB} 77% der Sediment-sauerstoffzehrung (SSB). Senken des CBSB sind der Abbau organischen Kohlenstoffs durch Oxidation und die Denitrifikation (Gl.16).

$$\begin{aligned}
 \frac{\Delta CBSB}{\Delta t} = & \underbrace{a_{OC} \cdot k_{1D} \cdot PHYT}_{\text{Absterben PHYT}} + \underbrace{f_{2WC} \cdot a_{2OC} \cdot k_{2D} \cdot f_A \cdot \frac{A}{V} \cdot PERI}_{\text{Absterben PERI}} + \underbrace{\frac{F_{BSB}}{D} \cdot X_{FBSB}}_{\text{Benthischer Fluß}} \\
 & - \underbrace{2,86 \cdot k_{2D} \cdot \Theta_{2D}^{(T-20)} \cdot \left(\frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + O_2} \right) \cdot NO_3}_{\text{Denitrifikation Freiwasser}} - \underbrace{k_D \cdot \Theta_D^{(T-20)} \cdot \left(\frac{O_2}{K_{BSB} + O_2} \right) \cdot CBSB}_{\text{Oxidation}}
 \end{aligned} \tag{Gl.16}$$

Es werden drei Stickstoffmodifikationen abgebildet: NH_4 , NO_3 und ON . Durch das Wachstum der autotrophen Biomasse (PHYT und PERI) wird dem System Ammonium und Nitrat entzogen. Das Verhältnis der Aufnahme wird durch einen von Thomann & Mueller (1987) definierten Präferenzfaktor (P_{NH_4}) beschrieben, der von den jeweiligen

Konzentrationen und einer Halbsättigungsrate abhängig ist (Gl.18). Weiterhin wird das Stickstoff/Kohlenstoff-Verhältnis (a_{nc}) berücksichtigt. Die vom Periphyton aufgenommene Stickstoffmenge hängt außerdem von der Wassertiefe (A/V) und dem Anteil der besiedelten Sohlfläche ab. Die beim Absterben der autotrophen Biomasse freigesetzte Stickstoffmenge wird als organischer Stickstoff (ON) bezeichnet, der hier als gelöst betrachtet wird und daher nicht sedimentiert. ON wird durch Mineralisation in anorganisches Ammonium überführt. Für das Periphyton gelangt nur der durch f_{2WC} definierte Anteil in die Wassersäule, der Rest wird verbleibt im Sediment.

$$\begin{aligned}
 \frac{\Delta NH_4}{\Delta t} = & - \underbrace{G_{P1} \cdot a_{nc} \cdot P_{NH4} \cdot PHYT}_{\text{Wachstum PHYT}} + \underbrace{D_{P1} \cdot a_{nc} \cdot (1 - f_{on}) \cdot PHYT}_{\text{Absterben PHYT}} \\
 & - \underbrace{G_{P2} \cdot a_{2nc} \cdot P_{2NH4} \cdot f_A \cdot \frac{A}{V} \cdot PERI}_{\text{Wachstum PERI}} + \underbrace{f_{2WC} \cdot D_{P2} \cdot a_{2nc} \cdot (1 - f_{2on}) \cdot f_A \cdot \frac{A}{V}}_{\text{Absterben PERI}} + \underbrace{\frac{F_{NH4}}{D}}_{\text{Sedimentfluß}} \quad (Gl.17) \\
 & - \underbrace{k_{12} \cdot \Theta_{12}^{T-20} \cdot \left(\frac{O_2}{K_{NIT} + O_2} \right) \cdot NH_4 \cdot PERI}_{\text{Nitrifikation}} + \underbrace{k_{71} \cdot \Theta_{71}^{T-20} \cdot \left(\frac{PHYT}{K_{mphy} + PHYT} \right) \cdot ON}_{\text{Mineralisation}} \\
 \frac{\Delta NO_3}{\Delta t} = & - \underbrace{G_{P1} \cdot a_{nc} \cdot (1 - P_{NH4}) \cdot PHYT}_{\text{Wachstum PHYT}} - \underbrace{G_{P2} \cdot a_{2nc} \cdot (1 - P_{2NH4}) \cdot f_A \cdot \frac{A}{V} \cdot PERI}_{\text{Wachstum PERI}} \\
 & + \underbrace{k_{12} \cdot \Theta_{12}^{T-20} \cdot \left(\frac{O_2}{k_{NIT} + O_2} \right) \cdot NH_4}_{\text{Nitrifikation}} \\
 & - \underbrace{k_{2D} \cdot \Theta_{2D}^{T-20} \cdot \left(\frac{k_{NO3}}{k_{NO3} + O_2} \right) \cdot NO_3}_{\text{Denitrifikation Freiwasser}} - \underbrace{\frac{k_{dS}}{D} \cdot \Theta^{T-20}}_{\text{Denitrifikation Sediment}} \quad (Gl.18) \\
 P_{NH4} = & NH_4 \cdot \left(\frac{NO_3}{(k_{mng1} + NH_4)(k_{mng1} + NO_3)} \right) + NH_4 \cdot \left(\frac{k_{mng1}}{(NH_4 + NO_3)(k_{mng1} + NO_3)} \right) \\
 & \text{Ammonium Präferenz Phytoplankton} \\
 P_{2NH4} = & NH_4 \cdot \left(\frac{NO_3}{(k_{mng2} + NH_4)(k_{mng2} + NO_3)} \right) + NH_4 \cdot \left(\frac{k_{mng2}}{(NH_4 + NO_3)(k_{mng2} + NO_3)} \right) \\
 & \text{Ammonium Präferenz Periphyton}
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 \frac{\Delta ON}{\Delta t} = & D_{P1} \cdot a_{nc} \cdot f_{on} \cdot PHYT + f_{2WC} \cdot D_{P2} \cdot a_{2nc} \cdot f_{2on} \cdot f_A \cdot \frac{A}{V} \cdot PERI \\
 & \text{Absterben } PHYT \qquad \qquad \text{Absterben } PERI \\
 & - k_{71} \cdot \Theta_{71}^{T-20} \cdot \left(\frac{PHYT}{K_{mphy} + PHYT} \right) \cdot ON \\
 & \qquad \qquad \qquad \text{Mineralisation}
 \end{aligned} \tag{Gl.19}$$

Die Nitrifikation wird als Funktion einer maximalen Nitrifikationsrate (k_{12}), der Temperatur und der Sauerstoffkonzentration in Abhängigkeit von einer Halbsättigungsrate (k_{NIT}) betrachtet. Sie stellt eine Senke für NH_4 und eine Quelle für NO_3 dar.

Denitrifikation ist eine Senke des Nitrat-Stickstoffs. In der herkömmlichen EUTRO-Version hängt NO_3 von der Konzentration des gelösten Sauerstoffs in der fließenden Welle ab. Bei üblicherweise hohen O_2 -Konzentrationen führt dies dazu, daß nur eine sehr geringe Denitrifikation berechnet wird. Dies ist unkorrekt, da Denitrifikationsprozesse in Fließgewässern hauptsächlich im benthischen Bereich stattfinden (Seitzinger 1990). Daher wurde eine benthische Komponente ergänzt: In die Berechnung gehen die flächenbezogene maximale Denitrifikationsrate k_{ds} in $g_N/(m \cdot s)$, ein Temperaturkoeffizient sowie die Wassertiefe ein (Gl.18). k_{ds} kann raumvariabel definiert werden, so daß bekannte Veränderungen des Denitrifikationspotentials berücksichtigt werden können.

In EUTRO wird zwischen anorganischem Phosphat (PO_4) und organischem Phosphor (OP) unterschieden. PO_4 wird weiterhin in eine gelöste Komponente (DP) und in eine partikuläre (PP) unterteilt (Gl.20),

$$PO_4 = DP + PP = DP + k_p \cdot m_s \cdot DP \tag{Gl.20}$$

wobei k_p den Sorptions- bzw. Verteilungskoeffizienten darstellt und m_s die Masse an Schwebstoffen. Im hier verwendeten Modell werden als Quellen-/Senkenterme das Wachstum und das Absterben der autotrophen Biomasse, die Mineralisation und ein Stofffluß an der Sediment/Wasser-Grenze betrachtet, der für Rücklösung einen positiven und für Sedimentation einen negativen Wert einnehmen kann (Gl.21, Gl.22). Auf eine detaillierte Beschreibung der Sedimentation des partikulär gebundenen Phosphates wird verzichtet, da die Werte des Verteilungskoeffizienten k_p und der Sedimentationsgeschwindigkeit sehr unsicher und die Masse an Schwebstoffen m_s unbekannt ist.

$$\begin{aligned} \frac{\Delta PO_4}{\Delta t} = & -G_{P1} \cdot a_{pc} \cdot PHYT + D_{P1} \cdot a_{pc} \cdot (1-f_{OP}) \cdot PHYT - G_{M1} \cdot a_{2pc} \cdot f_A \cdot \frac{A}{V} \cdot PERI_A \\ & \text{Wachstum PHYT} \quad \text{Absterben PHYT} \quad \text{Wachstum PERI} \\ & + f_{2WC} \cdot D_{P2} \cdot a_{2pc} \cdot (1-f_{2op}) + k_{83} \cdot \Theta_{83}^{T-20} \cdot \left(\frac{PHYT}{k_{mpgl} + PHYT} \right) \cdot OP + \frac{F_{PO4}}{D} \quad (Gl.23) \\ & \text{Absterben PERI} \quad \text{Mineralisation} \quad \text{Sedimentfluß} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{\Delta OP}{\Delta t} = & D_{P1} \cdot a_{pc} \cdot f_{op} \cdot PHYT + f_{2WC} \cdot D_{P2} \cdot a_{2pc} \cdot f_{2op} \cdot f_A \cdot \frac{A}{V} \cdot PERI \\ & \text{Absterben PHYT} \quad \text{Absterben PERI} \\ & - k_{83} \cdot \Theta_{83}^{T-20} \cdot \left(\frac{PHYT}{k_{mPc} + PHYT} \right) \cdot OP \\ & \text{Mineralisation} \end{aligned} \quad (Gl.22)$$

Die Bilanzgleichungen (Gl.14 – Gl.22) enthalten insgesamt 59 Parameter. Davon sind die Temperaturkoeffizienten anhand von Literaturangaben genau definierbar. Andere Parameter werden modellintern segmentspezifisch berechnet. Dazu zählen die physikalische Wiederbelüftung k_2 , der Sedimentsauerstoffbedarf SSB und der benthische CBSB-Fluß (F_{BSB}). Für die verbleibenden 39 Parameter sind aus der Literatur Mittelwerte oder Wertebereiche überliefert, die bei Messungen oder Modellidentifikationen ermittelt wurden (Tab. 9). In Abhängigkeit von der Größe der Wertebereiche (ΔP_j) lassen sie sich in drei Unsicherheitsklassen einteilen (vgl. Omlin et al. 2001): die relativ bekannten Parameter mit einem Wertebereich von $\Delta P_j < 10\%$ werden in Klasse 1, die weniger bekannten mit ΔP_j von 10 – 50% in Klasse 2 und die wenig bekannten ($\Delta P_j > 50\%$) in Klasse 3 eingeordnet.

Tabelle 9: Parameter der Modellvariablen: Kürzel (Kz), Einheiten, Unsicherheitsklassen (UK) und Wertebereiche.

Quellen: (A) WASP-Handbuch (B) EPA 1990, (C) Brown 2002, (D) Schlehf 2004, (E) Warwick et al. 1997, (F) Warwick et al. 1999, (G) Muhammetoglu et al. 2000, (H) Collins & Wlosinski 1989, (I) Birgand 2005, (K) Thomann et al. (1982), (L) Shanahan 2001, (M) Garban et al. (1995).

VAR	PARAMETER			WERTEBEREICH				
	Kz	Beschreibung	Einheit	UK	min	mean	max	Quelle
PHYT	k_{1C}	Max. Wachstumsrate PHYT	1/d	2	1,7		2,3	D
	$cchl$	C / Chl-a Verhältnis	-	3	20		50	A
	isI	Lichtsättigungsintensität	ly/d	3	200		500	A
	k_{mnl}	N-Halbsättigungskonstante	mgN/l	1		0,025		A
	k_{mpl}	P-Halbsättigungskonstante	mgP/l	3	0,001		0,08	C
	k_{1R}	Respirationsrate PHYT	1/d	3	0,09		0,16	A
	k_{1D}	Sterberate PHYT	1/d	3	0,02		0,6	A
	k_{mphy}	Mineralisation-Halbsättigungskonst.	mgC/l	1		1		A

VAR	PARAMETER			WERTEBEREICH				
	Kz	Beschreibung	Einheit	UK	min	mean	max	Quelle
PERI	k_{2C}	Maximale Wachstumsrate PERI	1/d	3	0,3		2,25	C
	k_{mn2}	N-Halbsättigungskonstante	mgN/l	1		0,01		H,G
	k_{mp2}	P-Halbsättigungskonstante	mgP/l	3	0,001		0,08	C
	k_{2R}	Endogene Respirationsrate	1/d	3	0,01		0,8	C
	k_{2D}	Sterbe- und Grazingrate	1/d	3	0,01		0,8	C
	k_{mdg2}	PERI-Halbsättigungskonstante	mgC/m ²	3	300		900	C
O ₂	a_{OC}	O ₂ / C-Verhältnis in PHYT	-	1		2,66		A
	a_{OC2}	O ₂ / C-Verhältnis in PERI	-	1		2,66		A
	X_{SSB}	Korrekturfaktor SSB	-	2		1		-
CBSB	k_D	CBSB Deoxidationsrate	1/day	2	0,16		0,21	A
	k_{BSB}	Halbsättigungsrate O ₂ -Limitation	mgO ₂ /l	2		0,5		A
	f_{2wc}	Anteil des abgestorbenen PERI, der in die Wassersäule gelangt	-	3	0		1	-
	X_{FBSB}	Korrekturfaktor F _{BSB}	-	2		1		-
N	k_{I2}	Nitrifikationsrate	1/d	3	0,09		1	E
	k_{NIT}	Halbsättigungsrate O ₂ -Limitation der Nitrifikation	mgO ₂ /l	3	1,0		2,0	E, A
	k_{2d}	Denitrifikationsrate	1/d	3	0,09		0,4	G, E
	k_{NO3}	Halbsättigungsrate O ₂ -Limitation der Denitrifikation	mgO ₂ /l	3		0,1		A
	k_{ds}	benthische Denitrifikationsrate	gN/(m ² d)	3	0,05		0,80	I
	k_{71}	Stickstoff Mineralisationsrate	1/d	3	0,003		0,075	G, A
	a_{nc}	N/C-Verhältnis in PHYT	mgN/mgC	1		0,25		A
	a_{nc2}	N/C-Verhältnis in PERI	mgN/mgC	2	0,17		0,25	H, A
	f_{on}	Anteil Wiederverwertung PHYT-N	-	3	0,15		1	E, A
	f_{2on}	Anteil Wiederverwertung PERI-N	-	2	0,4		0,65	F, L
F_{NH4}	NH ₄ -Sedimentfluß	mgN/(m ² d)	3	18,6		750	M	
P	k_{83}	P-Mineralisationsrate	1/d	3	0,01		0,75	G, E
	a_{pc}	P/C-Verhältnis in PHYT	mgP/mgC	1		0,025		A
	a_{pc2}	P/C-Verhältnis in PERI	mgP/mgC	3	0,005		0,025	H, A
	f_{op}	Anteil Wiederverwertung PHYT-P	-	3	0,2		1	F, A
	f_{2op}	Anteil Wiederverwertung PERI-P	-	3	0,1		0,7	F, L
	k_P	Sorptionskoeffizient	l/kg	3	1000		16000	K
	F_{PO4}	PO ₄ -Sedimentfluß	mgP/(m ² d)	3	-100		100	-

3.4.4.2 Definition von Rand- und Anfangsbedingungen

Die an den Modellgrenzen vorgegebenen Konzentrationen sind für Mz-I und Mz-II stationär. Es werden die Werte der eigenen Meßkampagnen verwendet. PO₄ wird nach Gl.20 aus dem gemessenen SRP berechnet, wobei für m_s der Mittelwert abfiltrierbarer Stoffe bei sommerlichem Niedrigwasser der behördlichen Meßstelle Gera-Langenberg angenommen wird und für k_P der Mittelwert des aus der Literatur überlieferten

Wertebereiches (Tab. 9). In Mz-III (Validierung) erfolgt die Betrachtung der oberen Modellgrenze instationär: es werden, soweit vorhanden, die Daten des behördlichen Monitorings an der Meßstelle Gera-Langenberg verwendet. Da Chlorophyll-a-Daten nicht vorliegen, werden abgeleitete Konzentrationen von der unterhalb gelegenen Meßstelle Zeitz verwendet. Dabei wurden die bei den eigenen Messungen ermittelten Konzentrationsunterschiede zugrunde gelegt. Der CBSB wurde nach Gleichung 23 aus den gemessenen BSB₅- und dem CSB-Werten ermittelt (mdl. Mitt. Kirchesch).

$$CBSB = BSB_5 \cdot \left(\frac{BSB_5}{CSB} \right)^{-0,48} \quad (Gl.23)$$

Die Einträge der kommunalen Kläranlagen und industriellen Einleiter gehen in das Modell als Tagesfrachten ein. Für die Kläranlagen Gera, Crossen und Kleindalzig wurden diese aus den Betriebsjahresmittelwerten und der Jahresschmutzwassermenge ermittelt und daher als zeitlich konstant betrachtet. Für die Kläranlage Zeitz-Göbitz standen die Eigenkontrollwerte und monatlichen Schmutzwasserlasten zur Verfügung. Die mittleren Tagesfrachten der industriellen Einleiter wurden auf Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis (WRE) ermittelt. Die so bestimmten Werte dürften die tatsächlichen Werte meistens übertreffen. So kann z.B. für INFRA Zeitz gemäß mündlicher Mitteilung der Betreiber im Mittel die Hälfte der in der WRE vorgeschriebenen Konzentrationen angenommen werden.

Tabelle 10: Im Modell berücksichtigte punktuelle Einleitungen.

Quellen: SUA Gera, LAU Halle, StUFa Leipzig, Stadtwerke Zeitz

Erläuterungen: KA: kommunale Kläranlage, NF: Nebenfluß, I: industrielle Einleitung;

BM: Betriebsjahresmittelwert, M: eigene Messung, WRE: Wasserrechtliche Erlaubnis, EK: mittlerer Eigenkontrollwert im Rechenzeitraum; CBSB berechnet nach F23, I/II/III: Rechenzeitraum

Nr.	Typ	Segment	Q [m ³ /s]	N [kg/d]	P [kg/d]	CBSB [kg/d]	Datengrundlage
1	KA	16	0,240	64,4	2,00	150,0	BM 2003
2	NF	89	0,100	33,4	3,50	27,8	M
3	KA	114	0,016	7,8 ^{I/III}	9,20 ^{I/III}	68,7 ^{I/III}	BM 2003
4	NF	223	0,070	44,4	0,97	26,3	M
5	I	254	0,050	53,2	1,00	187,1	80%WRE
6	I	315	0,004	17,2	-	7,3	50%WRE
8	KA	331	0,044	4,6 ^{I/II} 5,8 ^{III}	1,89 ^{I/II} 2,2 ^{III}	59,2 ^{I/II} 70,0 ^{III}	EK
9	I	427	0,100	2,7	0,05	25,9	M
10	NF	539	0,400	192,2	1,38	254,0	M
11	KA	580	0,031	8,0	2,20	25,4	80%WRE

Weiterhin werden folgende zeitvariable Randbedingungen definiert:

- Die Globalstrahlung wird durch eine aus Stundenwerten (Mz-I und Mz-II) bzw. Tageswerten (Mz-III) generierten Zeitfunktion beschrieben. Die verwendeten Daten stammen von der Klimastation Leipzig-Brandis bzw. Halle (DWD).
- Die Lufttemperatur wird durch eine Zeitfunktion definiert, die aus den vom DWD gemessenen Tagesmaxima und -minima generiert wurde.
- Die Wassertemperatur wird als wichtiger Parameter vieler Umsetzungsprozesse zeit- und raumvariabel betrachtet: der Tagesgang der Wassertemperatur wird anhand der Ergebnisse der 24h-Messung bestimmt. Zur Bestimmung der räumlichen Veränderung im Gewässerlängsschnitt werden die zeitkorrigierten Meßergebnisse der Längsschnittbeprobungen herangezogen. Für Mz-III werden die Meßwerte des behördlichen Monitorings verwendet.

Als raumvariable Randbedingung geht die Beschattung (TOTLIM) in das Modell ein. Sie wird als prozentuale Minderung der Globalstrahlung dargestellt und ergibt sich aus der Art, Dichte und Höhe der Ufervegetation und der Breite des Gewässers. Dazu werden die im Fließgewässergütemodell FGSM (Müller 2001) verwendeten Vegetationstypen und Parametersetzungen verwendet. Daraus ergibt sich z.B. bei einer Flußbreite von 25 m und beidseitiger Weichholzaue (5 m Kronenbreite, 1 m Uferabstand, 43% Strahlungsminderung) eine totale Strahlungsminderung von 13,7%. Die räumliche Ausrichtung des Flußabschnittes sowie der vom Breitengrad abhängende Sonnenwinkel werden nicht berücksichtigt, da sie aufgrund der Gewässerbreite und der Länge des betrachteten Abschnittes nicht ins Gewicht fallen. Die Art der Ufervegetation wurde nach Auswertung der TK25 und der Strukturkartierung (LAU Halle 1998) abgeschätzt.

Zum Start der Modellrechnung ist es notwendig, für jede Modellvariable und jedes Segment eine Anfangskonzentration zu definieren. Dazu wurden zwischen den Meßstellen interpolierte Werte verwendet. Für die Periphyton-Biomasse wird der Mittelwert der in den Abschnitten B und D ermittelten Biomasse verwendet. Für Mz-II wurde der Vorjahreswert (08.08.2003) verwendet, für Mz-III der Mittelwert vom 15.05.2003 (vgl. Abschn. 3.2.2).

3.4.5 Bestimmung der Identifizierbarkeit von Parametern

Das Eutrophierungsmodell enthält 39 Parameter, die anhand der definierten Wertebereiche in verschiedenen Unsicherheitsklassen eingeordnet wurden (vgl. Tab. 9). Aufgrund der Korrelationen, die bei einer so großen Anzahl von Parametern bestehen, ist eine Modell-

identifikation im Rahmen frequentistischer Verfahren unmöglich. Daher ist eine Vorauswahl der sensitiven bzw. identifizierbaren Parameter notwendig. Dabei ist zu beachten, daß für jede Modellvariable mindestens ein sensibler Parameter berücksichtigt wird, der nicht durch andere kompensiert wird.

Zur Ermittlung dieser Parameter wurden zwei verschiedene Verfahren miteinander kombiniert: zum einen wurde eine lokale Sensitivitätsanalyse durchgeführt, zum anderen das von Reichert & Vanrolleghem (2001) beschriebene, ebenfalls lokale Verfahren, das die Kompensationswirkung von Parametern berücksichtigt. Bei lokalen Sensitivitätsanalysen ist die Verwendung eines guten Basisparametersatzes empfehlenswert. Dazu wurde aus 5000 Monte-Carlo-Läufen der Parametersatz ausgewählt, der das beste Rechenergebnis erzielt hat.

Die Ausführung der Sensitivitätsanalyse erfolgte mit der PEST-Routine SENSAN. Es wurde die Sensitivität eines jeden Parameters auf jede Modellvariable untersucht, wobei die unterschiedliche Größe der Wertebereiche der Parameter berücksichtigt wurde. Die Variation der Parameter betrug zehn Prozent ihres Wertebereiches. Als Ergebnis kann die Elastizität ϵ der Ausgabevariablen für jeden Parameter berechnet werden. Näherungsweise ergibt sich diese aus Gleichung 24,

$$\epsilon \approx \frac{\Delta x}{\Delta \Theta} \cdot \frac{\Theta}{x} = \frac{x_i - x_0}{((1 + p/100) \cdot \Theta - \Theta)} \cdot \frac{\Theta}{x_0} = \frac{x_i - x_0}{p/100 \cdot x_0} \quad (\text{Gl.24})$$

wobei x_0 und x_i die Ausgabevariablen vor bzw. nach der Veränderung des Parameters Θ um den Wert p (10%) darstellen.

Die Bestimmung der Identifizierbarkeit nach Reichert & Vanrolleghem (2001) erfolgte unter Verwendung des Programmes UNCSIM (Reichert 2004). Es beruht auf der Ermittlung der Sensitivität und des Kompensationseffektes von Parametern, wodurch stark korrelierende Kombinationen ausgeschlossen werden. Das Sensitivitätsmaß δ_j bezieht sich im Gegensatz zur ermittelten Elastizität auf die Summe aller Modellvariablen (Gl.25). Die jeweilige Sensitivitätsfunktion $s_{i,j}$ ergibt sich aus den Vektoren der Parameter und Ausgabe-werte.

$$\delta_j^{msqr} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n s_{i,j}^2} \quad (\text{Gl.25})$$

Der Kompensationsindex γ gibt für eine Menge von Parametern an, in wie weit sich die Auswirkungen eines Parameters mit Hilfe der anderen Parameter dieser Menge kompensieren lassen. γ quantifiziert den minimalen Wert der Linearkombination der normalisierten Sensitivitätsfunktion mit den normalisierten Parametern (Gl.26). Besteht die Menge nur aus einem Parameter, dann ist $\gamma = 1$, d.h. daß dieser Parameter nicht kompensiert werden kann. Eine vollständige Kompensation liefert für γ einen Wert nahe ∞ . Parameter, die Indexwerte von 10 bis 15 überschreiten, gelten als schlecht identifizierbar (Reichert & Vanrolleghem 2001).

$$\gamma(\Theta) = \frac{1}{\min_{\|\beta\|=1} \|\tilde{s}_1 \beta_1 + \dots + \tilde{s}_m \beta_m\|} = \frac{1}{\min_{\|\beta\|=1} \|\tilde{S} \beta\|} = \frac{1}{\sqrt{\min(\text{Eigenwert}[\tilde{S}^T \tilde{S}])}} \quad (\text{Gl.26})$$

Als identifizierbar wurden solche Parameter betrachtet, deren Sensitivität mindestens 5% des Wertes des sensitivsten Parameters beträgt und deren Kompensationsindex einen Wert von 12 nicht überschreitet.

3.4.6 Modellkalibrierung und Parameteridentifikation

Voraussetzung für die gute Kalibrierung eines Modells ist eine ausreichende Menge an Meßdaten (Rode & Suhr 2005). Das hydrodynamische Modell wurde anhand der Tageswerte der Wasserstände an den Abflußpegeln Zeitz und Kleindalzig kalibriert. Dazu wurde ein Zeitraum von 40 Tagen im Sommer 2003 betrachtet, in dem Niedrigwasserbedingungen herrschten. Für das hydrodynamische Modell der Saale haben bei der Verwendung von mittleren Tageswerten Rechenzeiträume von mehr als 30 Tagen zufriedenstellende Ergebnisse erzielt (Von Saleski 2003). Als Kalibrierungsparameter wurde *Mannings n* verwendet. Dieser wurde innerhalb abschnittsweise definierter Wertebereiche (vgl. Tab. 7) unter Berücksichtigung von Wichtungsfaktoren mit PEST optimiert. Die Wichtungsfaktoren wurden zuvor bei einer Sensitivitätsanalyse ermittelt.

Die Kalibrierung des Eutrophierungsmodells erfolgte mit den Meßdaten der Längsschnittuntersuchungen. Es wurden zwei unabhängige Kalibrierungen für Mz-I und Mz-II durchgeführt. Dabei wurden die zuvor ermittelten identifizierbaren Parameter mit PEST optimiert. Als Startwerte wurden die Parameterwerte des besten Rechenlaufes einer Monte-Carlo-Analyse mit 5000 Modellläufen verwendet. Den wenig sensitiven bzw. nicht-identifizierbaren Parametern wurde der in Tabelle 9 definierte Mittelwert zugewiesen. Für Mz-II wurden die Sedimentumsatzraten k_{dS} , F_{PO4} und F_{NH4} in den Abschnitten B und D

räumlich identifiziert. Dazu wurden die Ergebnisse der 24h-Beprobung verwendet.

Für den Optimierungsvorgang in PEST wurden weitgehend die Standardeinstellungen benutzt. Abweichend wurde für Marquardt λ ein initialer Wert von 7,5 (statt 5,0) verwendet. Dies ermöglicht ein schnelleres Auffinden des Gradienten des „steilsten Abstieges“, was durch die großen Wertebereiche der Parameter erschwert ist.

Einen ersten Hinweis für die Güte der Kalibrierung liefert der Wert Φ_{min} der minimierten Zielfunktion und die Größe der Vertrauensbereiche der identifizierten Parameter, welche PEST aus der Korrelationskoeffizienten-Matrix berechnet. Zur Bewertung der Anpassung der einzelnen Modellvariablen wurden die Likelihood-Funktion und das Nash-Suttcliffe-Kriterium (Nash & Suttcliffe 1970) verwendet. Die Likelihood-Funktion L_j entspricht dem gewichteten RMSE (Gl. 27).

$$L_j = \sqrt{\frac{1}{n_j} \sum_i \frac{(P_{i,j} - O_{i,j})^2}{O_{i,j}}} \quad (Gl.27)$$

Dabei stellt n die Anzahl der Meßwerte, P_{ij} die berechneten Werte und O_{ij} die Meßwerte für i äquivalente Meßwerte dar. Das Nash-Suttcliffe-Kriterium E_j ist ein statistisches Maß, das das Mittel der Meßwerte O_m berücksichtigt (Gl.28), und Werte zwischen 1 und $-\infty$ einnehmen kann. Die Anpassungsgüte steigt mit der Zunahme des Wertes. Bei negativen Werten liefert der Mittelwert eine bessere Anpassung als der simulierte Wert.

$$E_j = \frac{\sum_{i=1}^n (O_{i,j} - O_{m,j})^2 - \sum_{i=1}^n (O_{i,j} - P_{i,j})^2}{\sum_{i=1}^n (O_{i,j} - O_{m,j})^2} \quad (Gl.28)$$

3.4.7 Validierung des Modells

Zur Validierung des Modells wurde mit dem für Mz-I kalibrierten Parametersatz ein Modellauf über einen Zeitraum von sechs Monaten durchgeführt (01.05.2001 – 31.10.2001). Dabei wurden die Modellausgaben mit den Meßwerten der behördlichen Meßstellen Krossen (km 107,4), Zeitz (km 89,8), Pegau (km 66,8), Zitzschen (km 57,1) und Großzschocher (km 46,05) verglichen.

Die Chlorophyll-a-Konzentration an der oberen Modellgrenze wurde durch geschätzte Werte beschrieben, die aus den an der Meßstelle Zeitz gemessenen Werten abgeleitet

wurden (vgl. 3.4.4.2). Weiterhin war eine zeitliche Disaggregation notwendig, bei der die Biomasse innerhalb von Abflußspitzen konstant gehalten wurde. Da die Modellränder durch Konzentrationen beschrieben werden, kann eine Überschätzung der Biomasse des Phytoplanktons verhindert werden.

3.4.8 Unsicherheitsanalyse

Die Unsicherheiten der Modellparameter und der Randbedingungen des Modells bewirken Unsicherheiten der Modellierungsergebnisse (Ergebnisunsicherheit). Zur Untersuchung wurden mit UNCSIM fünf Monte-Carlo-Analysen durchgeführt: MOCA-1 und MOCA-2 beinhalten eine Analyse der Auswirkungen der Parameterunsicherheit vor und nach der Modellkalibrierung. In MOCA-3 wurde der Einfluß des Mannings-Koeffizienten auf die Modellausgaben des Eutrophierungsmodells untersucht. MOCA-4 zeigt die Auswirkung der Unsicherheit der Anfangsbedingungen für die Periphyton-Biomasse und in MOCA-5 wurden die Unsicherheiten der Einleitungen kommunaler Kläranlagen analysiert.

Folgende Annahmen, Verteilungsfunktionen und Sampling-Methoden wurden dabei zugrunde gelegt:

MOCA-1: Es wurden alle 39 Parameter des Eutrophierungsmodells variiert. Für Parameter, die anhand von Wertebereichen definiert sind, wurde eine Zufalls-Verteilung innerhalb dieser Wertebereiche angenommen. Für die anderen Parameter wurde eine Normalverteilung mit einer Standardabweichung von 10% auf den Literaturwert angenommen. Das Sampling erfolgte in 5000 Schritten nach dem Latin-Hypercube-Verfahren (McKay et al. 1979). Die Werte des Parametersatzes der besten Lösung wurden als Ausgangsparametersatz für die Modellidentifikation verwendet (vgl. Abschn. 3.4.6).

MOCA-2: In der zweiten Monte-Carlo-Analyse wurde die Verteilungsfunktion der identifizierbaren Parameter neu definiert: dabei wurde angenommen, daß die kalibrierten Werte die Mittelwerte einer Normalverteilung darstellen, deren Standardabweichung sich aus den von PEST ermittelten Vertrauensbereichen ergibt. Die Verteilungsfunktion der nicht-identifizierten Parameter wurde entsprechend MOCA-1 definiert. Es wurden 2500 Läufe durchgeführt.

MOCA-3: Es wurde der Einfluß der Unsicherheit von Mannings n auf die Modellausgaben des Gütemodells untersucht. Dazu wurden die Teilmodelle DYNHYD und EUTRO in einer High-Level-Architecture (HLA) gekoppelt (Lindenschmidt et al. 2005b). Kernelement der HLA ist eine *Runtime-Infrastructure* (Kuhl et al. 1999), die

nach jedem Zeitschritt die Ergebnisse des hydrodynamischen Modells an EUTRO übergibt. Es wurden insgesamt 1200 Monte-Carlo-Simulationen durchgeführt und dabei für *Mannings n* eine Zufallsverteilung innerhalb der definierten Wertebereiche angenommen (vgl. Tab. 7).

MOCA-4: Für die Periphyton-Biomasse wurde eine Normalverteilung angenommen, die auf der mittleren Standardabweichung der gemessenen Biovolumina im Gewässerabschnitt D beruht. Es wurden 1000 Modellläufe durchgeführt.

MOCA-5: Die im Modell berücksichtigten Frachten von Kläranlagen wurden aus den Betriebsjahresmittelwerten ermittelt. Die wöchentlichen Eigenkontrollwerte der Kläranlage Zeitz-Göbitz zeigen deutliche Abweichungen im Jahresverlauf: die Standardabweichung für $\text{NH}_4\text{-N}$ beträgt 77%, für $\text{NO}_3\text{-N}$ 50,7 % und für $\text{PO}_4\text{-P}$ 37,1%. Die sich daraus ergebende Normalverteilung wurde auf alle im Modell betrachteten Kläranlagen übertragen. Es wurde eine Monte-Carlo-Simulation mit ebenfalls 1000 Läufen durchgeführt.

Zur Auswertung wurden aus den Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Ergebnisse die Grenzen der 90%-Vertrauensintervalle bestimmt.

3.5 Analyse physikalisch-morphologischer Randbedingungen

Der biochemische Nährstoffumsatz in einem Gewässer ist von physikalischen und morphologischen Rahmenbedingungen abhängig (vgl. Abschn. 2.1), die im Modell als Randbedingungen berücksichtigt werden. Im Rahmen von Szenarien- und Sensitivitätsanalysen wurde der Einfluß dieser Randbedingungen auf den Nährstoffhaushalt untersucht. Ausgangsszenario stellt das für Mz-I kalibrierte Modell dar.

3.5.1 Einfluß der Wassertemperatur und Globalstrahlung

Die Schwankungen der Wassertemperatur und Globalstrahlung sind in den betrachteten Simulationszeiträumen gering. Zur Abschätzung des Einflusses natürlicher Variationen innerhalb eines Jahresganges wurde auf Grundlage des Modells für den Modellierungszeitraum Mz-I zunächst die Wassertemperatur schrittweise von 25° auf 1°C verringert und anschließend die Globalstrahlung von 525 ly/d auf 50 ly/d reduziert. Außerdem wurde ein Modellauf durchgeführt, bei dem eine Wassertemperatur von 2°C und eine mittlere tägliche Globalstrahlung von 80 ly/d angenommen wurde, was den Bedingungen eines durchschnittlichen Januartages entspricht. Alle anderen Rand- und Anfangsbedingungen wurden nicht verändert.

3.5.2 Sensitivitäten morphologisch-struktureller Randbedingungen

Zu den im Modell berücksichtigten morphologischen Randbedingungen zählen das mittlere Sohlgefälle, die Länge der Fließstrecke (als Maß für die Sinuosität) sowie die Breite und Tiefe des Gewässers. Außerdem können die berücksichtigten Wehre und der Mannings-Koeffizient des hydrodynamischen Teilmodells im Eutrophierungsmodell als Randbedingung aufgefaßt werden. In einer Sensitivitätsanalyse wurde die *Länge der Fließstrecke*, das *B/T-Verhältnis* unter Annahme einer konstanten Querschnittsfläche und *Mannings n* nacheinander um $\pm 10\%$ variiert. In einem weiteren Modellauf wurden alle vorhandenen *Wehre* aus dem Modellnetz entfernt, wobei die mittlere Wasserspiegellage und das mittlere Sohlgefälle in den Rückstaubereichen angepaßt wurde.

Als weitere Randbedingung wird die Beschattung durch natürlichen Uferbewuchs berücksichtigt. Zur Analyse ihrer Wirkung auf den Nährstoffhaushalt wurde ein Modellauf durchgeführt, bei dem der *Beschattungsgrad* entsprechend der natürlichen Bedingungen definiert wurde: Als natürlich wurde eine beidseitige Weichholzaue angenommen, die von Müller (2001) mit 12 m Kronenhöhe, 5 m -breite und 43% Strahlungsminderung abgebildet wird.

Zur Auswertung wurden die Elastizitäten bzw. prozentualen Abweichungen der Modellvariablen am Ende der Fließstrecke ermittelt. Für die Fließgeschwindigkeit und die Periphyton-Biomasse wurden Mittelwerte bestimmt.

3.5.3 Szenarienanalyse: Effekte von Renaturierungsmaßnahmen

Renaturierungsmaßnahmen können positive und negative Effekte auf den Stoffhaushalt eines Fließgewässers haben (Frey 2001). Im Rahmen einer Szenarienanalyse wurden die Wirkung der gleichzeitigen Veränderung mehrerer morphologisch-struktureller Randbedingungen untersucht. Dazu wurden drei Szenarien unterschiedlicher räumlicher Ausprägung entwickelt: das erste beinhaltet die Umsetzung der behördlichen Gewässerunterhaltungsprogramme, das zweite die Renaturierung ausgewählter Gewässerabschnitte entsprechend des morphologischen Leitbildes und das dritte die hypothetische Annahme, daß der gesamte untersuchte Gewässerabschnitt dem morphologischen Leitbild entspricht.

In Szenario 1 wurde die Umsetzung von Unterhaltungs- und Renaturierungsmaßnahmen des „Fließgewässerprogramms Sachsen-Anhalt“ (LAU Halle 1998) und des „Bewirtschaftungsplans Weiße Elster“ (StUfa Leipzig 2002) implementiert. Dabei wurden geplante Laufweitungen und -verengungen, der Einbau von Habitatelementen, der eine

Erhöhung der Sohlrauigkeit (*Mannings n*) bewirkt, sowie die Anpflanzung von Ufergehölzen (Erhöhung des *Beschattungsgrades*) berücksichtigt. Die dabei getroffenen Annahmen sind in den Tabellen 11 – 13 dargestellt.

In Szenario 2 werden *Mannings n*, die Sinuosität sowie die Gewässerbreite und -tiefe für Gewässerabschnitte, für die keine Restriktionen bestehen, entsprechend des morphologischen Leitbildes definiert. Dafür waren zwei Arbeitsschritte notwendig:

- a) die Ableitung der morphologischen Randbedingungen aus Referenzabschnitten, wobei zwischen den beiden definierten Gewässertypen (vgl. Abschn. 3.1.2) unterschieden wurde.
- b) die Definition von Gewässerabschnitten, in denen unter Berücksichtigung bestimmter Restriktionen, eine Renaturierung möglich ist.

Tabelle 11: Szenario 1 - Implementierung von Maßnahmen der behördlichen Gewässerunterhaltung.

Quelle: Ableitung aus dem Fließgewässerprogramm Sachsen-Anhalt (LAU Halle 1998) und dem Gutachten zur Bewirtschaftung der Weißen Elster (StUfa Leipzig 2002) [ES: einseitig, BS: beidseitig].

	Land	Abschnitt [km]	Gewässerbreite		Mannings n	Uferbewuchs
			+20%	-20%		
		Annahme:			0,035	Weichholzaue
Sachsen-Anhalt		105,1 – 102,8				1500 m BS
		100,3 – 97,7	400 m	200 m	100 m	
		96,6 – 94,0	300 m			
		94,0 – 93,4	200 m	100 m		
		93,4 – 90,9	500 m		100 m	500 m ES
		90,9 – 89,1	500 m		100 m	500 m ES
		89,1 – 87,2	500 m	300 m	100 m	800 m BS
		84,6 – 82,2	300 m		100 m	
		82,2 – 81,3	200 m			900 m BS
		80,0 – 79,1	100 m			
Sachsen		72,3 – 70,9	300 m	200 m		1400 m BS
		70,9 – 66,5	1200 m			
		63,9 – 63,4	200 m			500 m BS
		62,1 – 61,6				500 m BS
		61,0 – 60,2				800 m BS
		49,2 – 47,8				300 m BS
	SUMME		4900 m	700 m	500 m	7200

Tabelle 12: Szenario 2 - Renaturierung unter Berücksichtigung von Restriktionen und deren Implementierung im Modell.

Typ	Flußabschnitt		Mannings n	Breite [m]	Tiefe [m]	Veränderung Lauflänge [km]
	[km]	Beschreibung				
Gewässertyp 9.2	117,0 – 114,5	Gera – Bad Köstritz	0,035	32	1,08	+0,5
	113,5 – 111,0	uh Bad Köstritz	0,035	32	1,08	+1,2
	110,0 – 109,5	uh Bad Köstritz	0,035	32	1,08	+0,3
	108,5 – 107,5	uh Krossen	0,035	32	1,08	+0,4
	106,0 – 105,0	uh Krossen	0,035	32	1,08	+0,2
	104,0 – 102,5	bei Wetterzeube	0,035	32	1,08	+0,9
	100,5 – 99,8	uh Wetterzeube	0,035	32	1,08	+0,3
	99,0 – 98,0	bei Schkauditz	0,035	32	1,08	+0,5
	96,5 – 94,6	Haynsburg - Großosida	0,035	32	1,08	+1,0
Gewässertyp 17	89,5 – 88,5	uh Pegel Zeitz	0,033	24	1,5	+0,3
	87,0 – 80,5	Tröglitz - Ostrau	0,033	24	1,5	+2,7
	71,5 – 67,0	Wehr Profen - Pegau	0,033	24	1,5	+2,2
	63,0 – 61,2	Mdg. Schnauder - Rüssen	0,033	24	1,5	+1,1

Tabelle 13: Szenario 3 - Morphologie entsprechend der Referenzbedingungen.

Typ	Flußabschnitt		Mannings n	Breite [m]	Tiefe [m]	Veränderung Lauflänge [km]
	[km]	Beschreibung				
9.2	117,0 – 89,5	Gera – Zeitz	0,035	32	1,08	+9,5
17	89,5 – 46,3	Zeitz - Großzschocher	0,033	24	1,5	+18,8

Für die Gewässerabschnitte unterhalb von Zeitz (A bis E), die dem Gewässertyp 17 entsprechen, wurde Abschnitt D als Referenz herangezogen. Die dort ermittelten morphologischen Parameter wurden auf die anderen Abschnitte im Typ 17 (A bis C, E) übertragen. Für die Gewässerabschnitte oberhalb von Zeitz (F bis I), die dem Gewässertyp 9.2 entsprechen, wurden nicht-rückgestaute Bereiche des Abschnittes G als Referenz für das *B/T-Verhältnis* und die *Sinuosität* verwendet. Für *Mannings n* wurde entsprechend der Typenbeschreibung nach Pottgiesser & Halle (2004) ein Wert von 0,035 angenommen, für die Berechnung des *Beschattungsgrades* entsprechend Szenario I eine Weichholzaue zugrunde gelegt.

Aufgrund der intensiven Flächennutzung im Ufer- und Auenbereich sind die Potentiale für eine dem Leitbild entsprechende Renaturierung in vielen Flußabschnitten gering. Auf Basis

einer Restriktionsanalyse wurden diese Flußabschnitte identifiziert. Als Restriktionen galten Siedlungs- und Gewerbeflächen, Straßen ab der Ebene „Kreisstraße“, Bahntrassen, da eine Verlegung bzw. ein Rückbau dieser Elemente mit offensichtlich hohen Kosten und gesellschaftlich nicht tragbaren Folgen verbunden wären. Als Flächen bzw. Flußabschnitte mit Renaturierungspotential wurden Brachflächen, Auen, landwirtschaftlich genutzte Flächen und Waldgebiete betrachtet. Diese wurden auf Basis einer von Rosenberg et al. (2002) durchgeführten Biotoptypenkartierung ermittelt. Die Ausweisung entsprechender Flußabschnitte und Definition von Maßnahmen erfolgte ohne Berücksichtigung entstehender Kosten.

Im Szenario 3 wurden die morphologischen Randbedingungen gemäß der Referenzbedingungen ohne Berücksichtigung von Restriktionen für den gesamten Flußlauf verändert. Außerdem wurden alle Wehre aus dem Modellnetz entfernt.

3.5.4 Bedeutung der Größe der Sohlfläche für den autotrophen Nährstoffumsatz

Mit zunehmender Größe eines Fließgewässers nimmt die autotrophe Gesamtbiomasse und damit die umgesetzte Menge an Nährstoffen zu. Die Biomassenanteile des Phytoplanktons und Periphytons verändern sich im Gewässerlängsschnitt: in der Regel nimmt das Phytoplankton mit der Fließstrecke gegenüber dem Periphyton zu, so daß der autotrophe Umsatz in großen Gewässern dominiert wird. In kleinen Fließgewässern überwiegt der Umsatz durch das Periphyton. Im Gewässerlängsschnitt gibt es daher einen Punkt, bei dem der Nährstoffumsatz durch das Phytoplankton dem des Periphytons entspricht. Zur Identifikation dieses Punktes wurden die jeweils modellierte Stickstoffaufnahme im Gewässerlängsschnitt durch Regressionsfunktionen ersetzt, die die engräumigen Variationen ausgleichen. Weiterhin wurde untersucht, wie sich dieser Punkt bei den abgebildeten Szenarien verschiebt.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Auswertung morphologischer Daten

Das mittlere Sohlgefälle des Untersuchungsabschnittes der Weißen Elster liegt zwischen 1,1‰ und 0,15‰ (Tab. 14). Es ist eine leichte Abnahme zum Unterlauf zu beobachten. Für die Abschnitte A bis E, die dem Gewässertyp 17 entsprechen, ergibt sich ein Mittelwert von 0,6‰, für die Teilabschnitte F bis I (Gewässertyp 9.2) ein Mittel von 0,9‰. In Abschnitt B, der rückgestauten Verlegungsstrecke um den Tagebau Zwenkau, ist das Sohlgefälle mit 0,15‰ am niedrigsten. Das vergleichsweise hohe Gefälle in Abschnitt C kennzeichnet die starke Begradigung.

Das Talbodengefälle nimmt von Gera bis Großschocher von 1,3‰ auf 1,05‰ ab. Die aus dem Quotienten von Talbodengefälle und Sohlgefälle resultierende Sinuosität schwankt erheblich: im naturnahen Abschnitt D ist sie fast doppelt so hoch wie im begradigten Abschnitt C. Im Abschnitt G, der ebenfalls ein weitgehend natürliches Gewässerbett aufweist, ist die Sinuosität deutlich niedriger als im Abschnitt D.

Die dominierende Korngröße der Gewässersohle nimmt im Längsprofil ab (Tab. 14): in den Abschnitten F bis I kommen mit Ausnahme der Rückstaubereiche kiesige Sedimente vor, in den Abschnitten C bis E gibt es zu gleichen Anteilen Sande und Kiese. Abschnitt B enthält nahezu keine Sedimente, die Sohle ist betoniert.

Tabelle 14: Mittleres Sohlgefälle, Talbodengefälle, Sinuositäten und geschätzte Korngrößenbereiche in den Abschnitten A bis I (vgl. Abb. 3).

Gewässertyp Abschnitt	9.2				17				
	I	H	G	F	E	D	C	B	A
Sohlgefälle [‰]	1,05	0,72	0,91	0,89	0,81	0,48	0,95	0,15	0,63
Talbodengefälle [‰]	1,28	1,25	1,25	1,23	1,20	1,15	1,15	-	1,05
Sinuosität	1,22	1,73	1,37	1,38	1,48	2,4	1,21	(1,0)	1,67
Korngrößenbereich	gK-gS	gK-gS	gK-mS	gK-mS	gK-mS	gK-fS	mK-fS	-	mK-fS

Das B/T-Verhältnis variiert sehr stark entlang der Fließstrecke und nimmt tendenziell leicht ab (Abb. 5). Für die Abschnitte F bis I (Typ 9.2) liegen die ermittelten Werte im Bereich von 20 bis 40, in Rückstaubereichen von Wehren wurden teilweise B/T-Werte von mehr als 100 ermittelt. Für die Abschnitte A bis E (Typ 17) schwankt das B/T-Verhältnis größtenteils zwischen 10 und 20, auch im naturnahen Abschnitt D. Dieses vergleichsweise niedrige B/T-verhältnis ist für stark mäandrierende Tieflandflüsse typisch (Rosgen 1996).

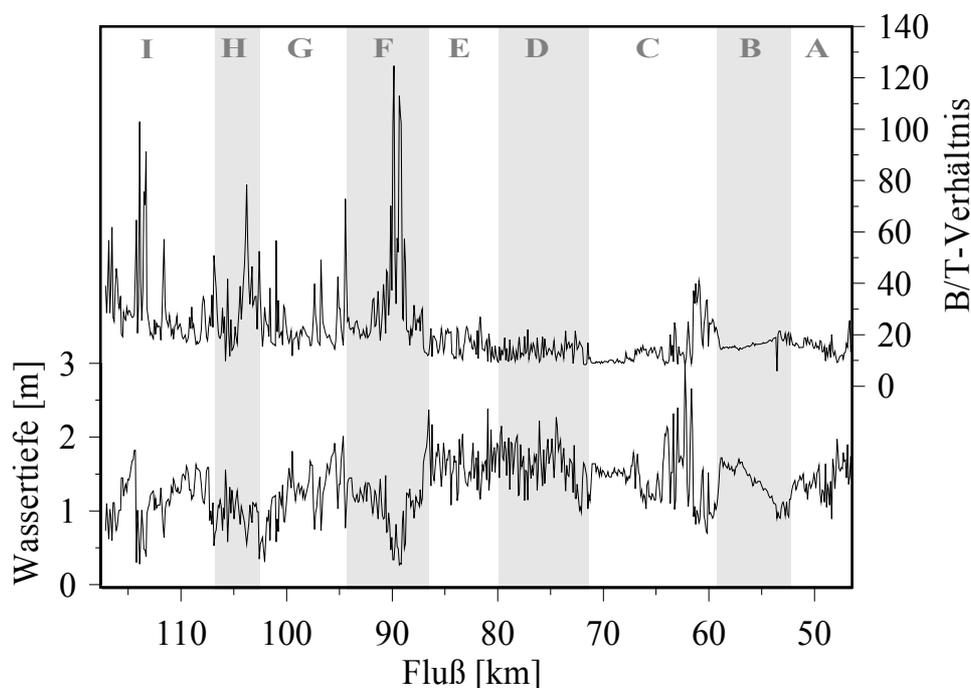


Abbildung 5: B/T-Verhältnis und Wassertiefe im Gewässerlängsschnitt (bei MQ).

4.2 Meßergebnisse

4.2.1 Längsschnittuntersuchungen

Es wurden vier Längsschnittuntersuchungen unter sommerlichen Niedrigwasserbedingungen durchgeführt. Dabei wurden jeweils 11 bzw. 12 Probenahmestellen beprobt. Die Probenahmezeiten an den verschiedenen Probenahmestellen wurden auf Basis der hydrodynamischen Modellierung ermittelt (Abschn. 4.3.4). Im folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse dargestellt.

Die Wassertemperaturen nehmen entlang der Fließstrecke um durchschnittlich $0,55\text{ °C}$ pro 10 km Fließstrecke zu. Am 4. August 2004 wurde ein Maximalwert von $24,3\text{ °C}$ gemessen (Tab. 15). Die elektrische Leitfähigkeit steigt im untersuchten Gewässerabschnitt um 12 bis 15% an. Die gemessenen pH-Werte liegen zwischen 7,8 und 9,0, ein Trend im Gewässerlängsschnitt ist nicht erkennbar. Die Schwankungen ergeben sich aus dem für den pH-Wert typischen Tagesgang.

Die Konzentrationen des Chlorophyll-a des Phytoplanktons liegen zwischen 7 und 50 µg/l und nehmen an allen Längsschnittuntersuchungen deutlich zu. Die stärkste Zunahme wurde bei der Beprobung am 3./4.08.2004 beobachtet (Abb. 6). Zu dieser Zeit herrschten hochsommerliche Bedingungen.

Tabelle 15: Wassertemperatur und elektrische Leitfähigkeit am Beginn und Ende der Fließstrecke sowie maximale und minimale pH-Werte.

Datum der Probenahme	$Q_{\text{kleindalzig}}$ [m ³ /s] km 59	Wassertemperatur [°C]		Leitfähigkeit [μS/cm]		pH-Wert	
		WE01 * WE03	WE13	WE01 * WE03	WE13	min	max
		02.07.2003	7,0	*18,9	21,1	*980	1260
31.07.2003	6,6	*19,6	21,9	*840	950	7,8	8,8
02./03.09.2003	5,6	13,5	17,5	960	1125	7,8	8,7
03./04.08.2004	5,6	20,8	24,3	980	1140	8,2	8,7

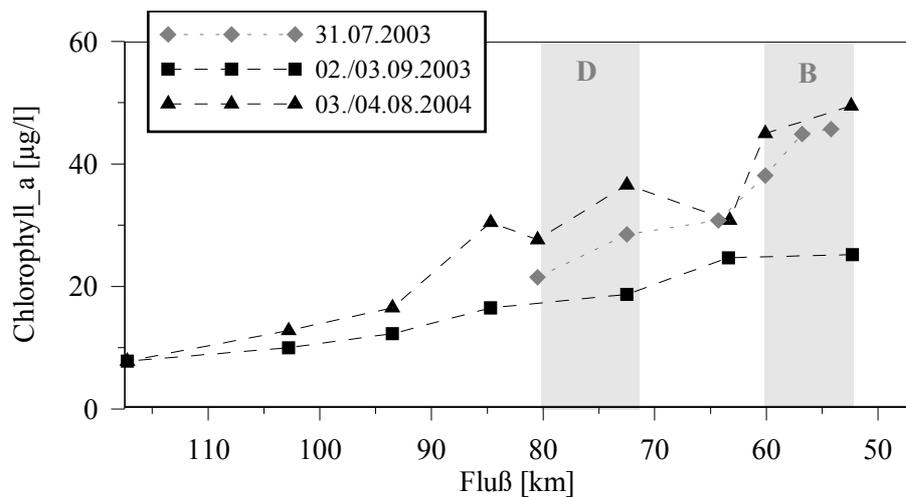


Abbildung 6: Chlorophyll-a des Phytoplanktons im Gewässerlängsschnitt

Der Gesamtstickstoff (TN_b) nimmt bei allen Probenahmen im Längsschnitt ab (Abb. 7). Ursache ist die Abnahme des Nitrat-Stickstoffs, welche im oberen Teil der Fließstrecke sowie im Teilabschnitt D besonders deutlich ausgeprägt ist. Da sich die Abflußmenge im Gesamtabschnitt nur wenig verändert und Verdünnungseffekte ausgeschlossen werden können, kann davon ausgegangen werden, daß Assimilation durch Algen oder Makrophyten sowie Denitrifikation die Ursachen für den Rückgang sind. Insgesamt liegen die gemessenen Nitratkonzentrationen liegen deutlich unter den 90-Perzentilen der Jahre 2001 und 2002 .

Die Ammonium-Konzentrationen (NH_4-N) liegen für alle Meßkampagnen an allen Meßstellen zumeist deutlich unter 0,1 mg/l. Hauptanteil am Gesamtstickstoff bildet der Nitrat-Stickstoff. Die aus der Differenz von TN_b und $NH_4-N + NO_3-N$ ermittelte Konzentration des organischen Stickstoffs liegt zwischen 1,0 und 1,4 mg/l. Sie nimmt Längsprofil leicht zu, was auf den Anstieg der Biomasse des Phytoplanktons zurückzuführen ist.

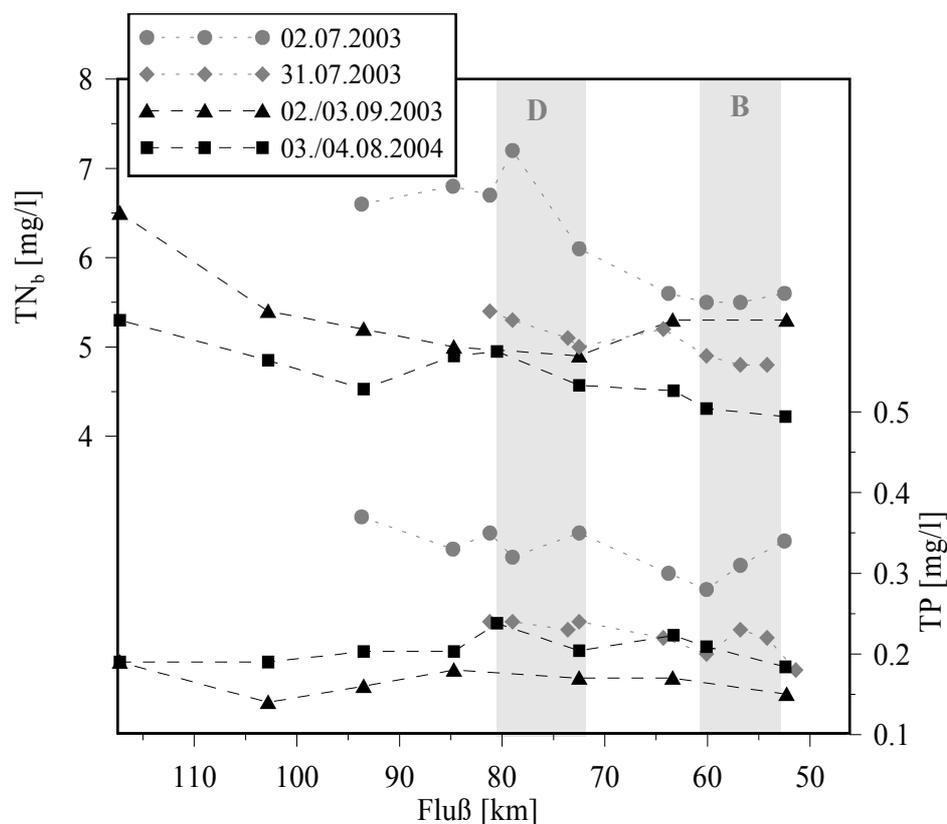


Abbildung 7: Gesamtnitrogen (TN₆) und Gesamtphosphor (TP) im Gewässerlängsschnitt.

Die Konzentrationen des Gesamtphosphors (TP) liegen zwischen 0,15 und 0,35 mg/l (Abb. 7). Es läßt sich kein eindeutiger Trend entlang des Flußlaufes erkennen. Die Werte vom 31.07.2003 zeigen eine geringfügige Abnahme in den letzten 35 Flußkilometern. Die Konzentrationen des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) nehmen innerhalb der Fließstrecke deutlich ab. Sie liegen zwischen 0,2 und 0,06 mg/l. Ursache für die Abnahme könnte die autotrophe Assimilation sein. Aufgrund der Einleitung eisenreicher Sumpfwässer wäre auch eine sorptive Bindung und damit Überführung in partikulären Phosphor denkbar.

Die Summenparameter der Kohlenstoffverbindungen (TOC und DOC) wurden bei zwei Meßkampagnen beprobt: in beiden Fällen wurde eine leichte Zunahme des TOC und ein ungefähr konstanter DOC festgestellt (Abb. 8). Die Zunahme des TOC ist im wesentlichen auf die Zunahme der Phytoplankton-Biomasse zurückzuführen: unter Annahme eines C:chla-Verhältnisses von 30 (Brown 2002) nimmt der im Phytoplankton gebundene Kohlenstoff entlang der Fließstrecke von 0,2 auf 1,5 mg/l zu (am 03./04.08.2004).

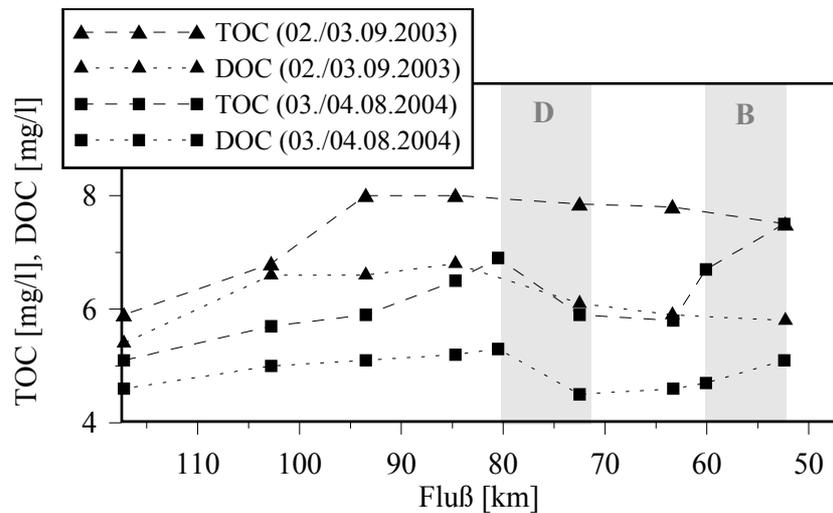


Abbildung 8: DOC und TOC im Gewässerlängsschnitt.

Der ermittelte CBSB, der ein Maß für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen ist, steigt ebenfalls an: am 02./03.09.2003 von 5,1 mg/l in Gera auf 9,8 mg/l bei Hartmannsdorf und am 3./4.08.2004 von 11,2 mg/l auf 15,0 mg/l. Den höheren Werten der Beprobung im Sommer 2004 stehen niedrigere TOC-Konzentrationen gegenüber. Ursache könnte ein erhöhter Abbau aufgrund der im Mittel um 6°C höheren Wassertemperaturen sein.

Der NBSB liegt unter den Konzentrationen des CBSB. Bei der Beprobung im Spätsommer 2003 ergab sich ein mittleres Verhältnis von 1 : 1,48, im Sommer 2004 ein Verhältnis von 1 : 3,51. Grund für den deutlich geringeren Anteil des NBSB bei der zweiten Beprobung sind die geringeren NH_4 -Konzentrationen (vgl. Abb. 20c) und die damit geringere Nitrifikation.

4.2.2 24h-Beprobung der Abschnitte B und D

In den Abschnitten B und D wurden die Tagesschwankungen der Wassertemperatur, des pH-Wertes, der elektrischen Leitfähigkeit sowie der Konzentrationen des Sauerstoffs, der Nährstoffe und des Chlorophyll-a durch eine 24h-Beprobung erfaßt.

Die kontinuierlich gemessenen Werte der Wassertemperatur und des gelösten Sauerstoffs zeigen einen ausgeprägten Tagesgang (Abb. 9): Die jeweiligen Maxima und Minima sind in Abschnitt B stärker ausgeprägt als in D. Die Schwankung der Wassertemperatur beträgt hier 3,2°C (Meßstelle WE13), am unteren Ende des Abschnittes D nur 0,9°C (Meßstelle WE08). Die pH-Werte schwanken an der Meßstelle WE13 zwischen 8 und 8,9, an der Meßstelle WE08 zwischen 7,9 und 8,2. Der Sauerstoffhaushalt ist in beiden Teil-

abschnitten in den späten Nachmittagsstunden stark übersättigt. Die Minima der Sauerstoffkonzentration liegen mit 7,5 bis 8,5 mg/l im unkritischen Bereich.

Die ebenfalls kontinuierlich gemessene elektrische Leitfähigkeit (L_e) weist keinen Tagesgang auf. Die Meßwerte liegen in Abschnitt B zwischen 1150 und 1170 μS . Die an den Meßstellen des Abschnittes D gemessenen Werte unterscheiden sich deutlicher: an der oberen Meßstelle (WE05) beträgt L_e durchschnittlich 1044 μS , an der unteren (WE08) 1157 μS . Ursache ist die Einleitung von Sumpfungswässern aus dem Tagebau Profen ($L_e = 1890 \mu\text{S}$). Auffällig ist, daß die an WE08 gemessenen Werte am zweiten Meßtag im Zeitraum 6.30 - 12.00 Uhr um 12% ansteigen. Daraus läßt sich ein Anstieg der Menge der eingeleiteten Sumpfungswässer von 0,12 auf 0,3 m^3/s ableiten.

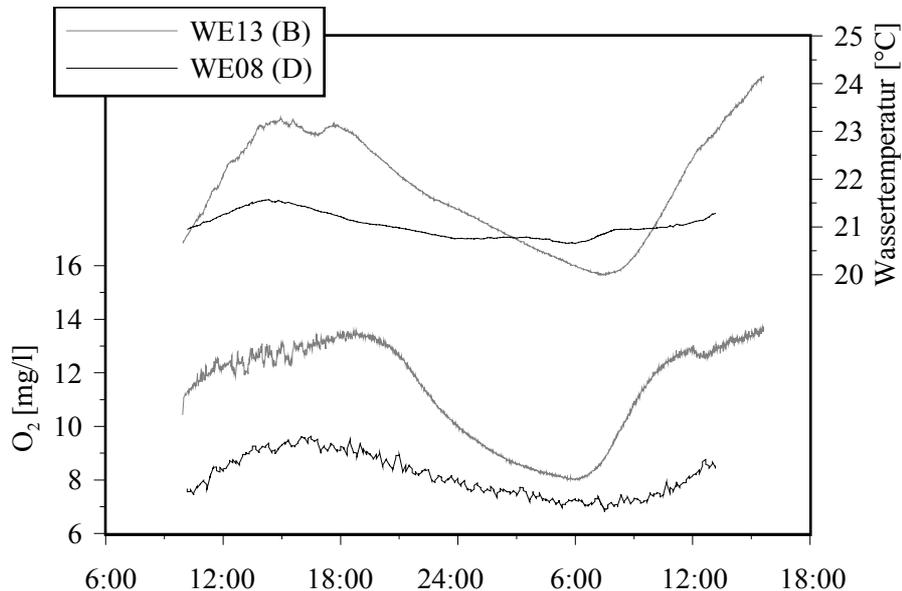


Abbildung 9: Ergebnisse der 24h-Messung: Wassertemperaturen und Sauerstoffkonzentrationen am Ende der Fließstrecken B und D.

Für die übrigen Güteindikatoren wurden pro Meßstelle vier Messungen bzw. Beprobungen durchgeführt. Die Tagesmaxima des pH-Wertes lagen im Abschnitt B bei 8,8, in Abschnitt D bei einem Wert von 8,2. Sie wurden bei den Abendmessungen ermittelt. Die pH-Minima betragen in beiden Abschnitten 7,9. Ein Vergleich der Messungen am oberen und unteren Ende eines jeden Abschnitts ergibt für Abschnitt B eine mittlere Zunahme des pH-Wertes um 0,2 und für D eine mittlere Abnahme um 0,1.

Die Konzentration des Ammoniums erreicht in beiden Flußabschnitten bei der Morgenmessung ihr Maximum. An Meßstelle WE08 wurden Werte zwischen 0,033 und 0,020 mg/l ermittelt, an WE13 Werte zwischen 0,014 und 0,06. Sie liegt damit insgesamt auf

einem sehr niedrigen Niveau, was Hinweis auf intensive Nitrifikation bzw. Aufnahme durch Algen ist. Die Nitrat- und Phosphat-Konzentrationen lassen keinen Tagesgang erkennen. Auffällig ist die Konzentrationsabnahme innerhalb beider Abschnitte (Abb. 10): Die Abnahme der TP-Konzentration beträgt in B und D jeweils 0,05 mg/l. Beim SRP ist die Abnahme in Abschnitt D größer als in Abschnitt B. Insbesondere bei der dritten und vierten Messung läßt sich eine deutliche Abnahme der Konzentration feststellen. Dies läßt sich durch eine sorptive Festlegung des SRP erklären. Ursache dafür ist die Zunahme der Wassermenge der eingeleiteten Sumpfungswässer, die große Mengen an Eisenhydroxid enthalten (rotbraune Farbe) und damit ein hohes Sorptionspotential besitzen.

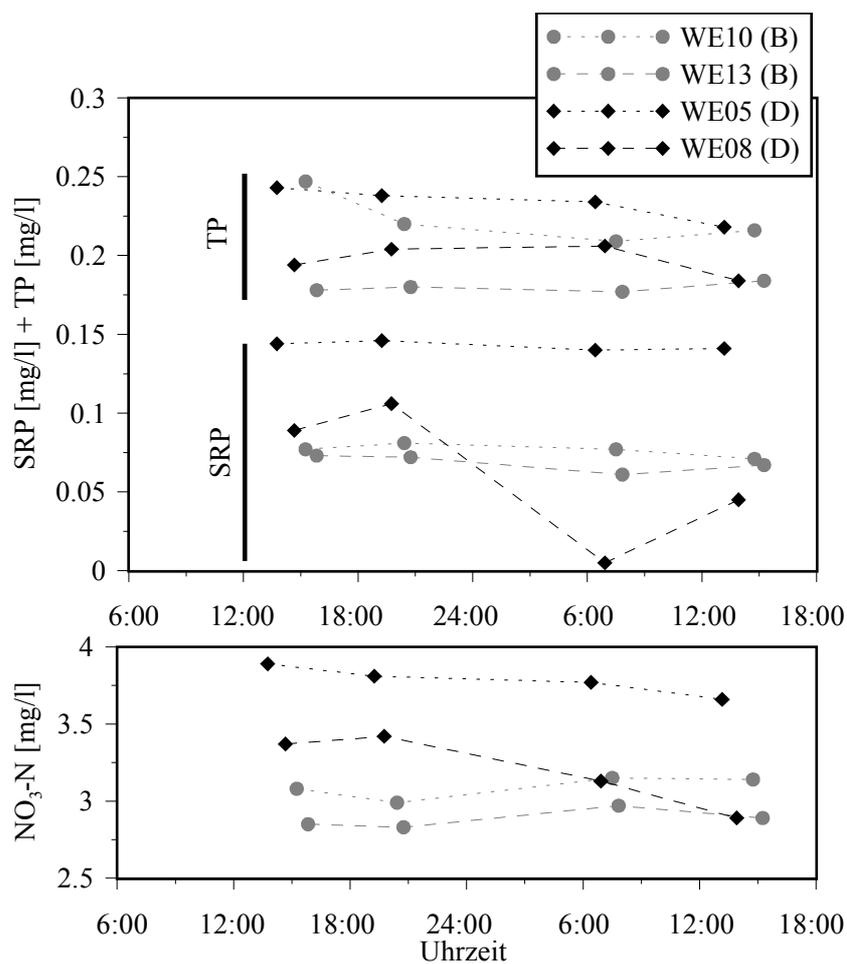


Abbildung 10: Ergebnisse der 24h-Beprobung: TP-, SRP und NO₃-N-Konzentrationen am Beginn und Ende der Abschnitte B und D.

Für das Nitrat ist die Konzentrationsabnahme im Abschnitt D (WE05, WE08) stärker als im Abschnitt B. Auch hier läßt sich eine geringfügig stärkere Abnahme bei der dritten und vierten Messung beobachten, was ebenfalls auf die Zunahme der eingeleiteten Sumpfungswässer zurückzuführen ist, da diese geringe NO₃-N-Konzentrationen enthalten (<0,2 mg/l).

4.2.3 Isotopenuntersuchung

Die mittleren $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte nehmen in den Abschnitten B und D geringfügig zu, wobei die Zunahme in Abschnitt D größer ist (Abb. 11). Nach der Rayleigh-Beziehung läßt sich für D ein mittlerer ^{15}N -Anreicherungsfaktor ϵ von $-4,4\text{‰}$ ($\pm 2,0\text{‰}$) ermitteln, in B beträgt er $-1,0\text{‰}$ ($\pm 2,0\text{‰}$). Diese geringen Werte lassen keinen eindeutigen Rückschluß auf Denitrifikation zu, sie schließen diese jedoch nicht aus. Sebilo et al. (2003) beobachten an der Seine ähnlich niedrige Anreicherungsfaktoren, konnten durch begleitende in-situ Messungen Denitrifikation nachweisen. Ein Grund für die geringen Veränderungen kann auch die geringe Aufenthaltszeit von 3 bis 4 Stunden sein.

Im oberen Mittellauf der Weißen Elster (Flußabschnitt Plauen bis Gera) wurde an mehreren Punkten eine deutliche Zunahme der $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte festgestellt: ϵ (^{15}N) beträgt maximal $-52,2\text{‰}$. Die Ursache für die höheren Werte ist nicht eindeutig: zum einen kann die vergleichsweise längere Fließstrecke zu einer größeren durch Denitrifikation umgesetzten Stoffmenge und damit einer stärkeren Anreicherung führen, zum anderen sind nicht alle Quellen (z.B. kleinere Zuflüsse und Grundwasserzustrom) erfaßt, so daß die Meßwerte durch andere Isotopensignaturen überlagert sein können.

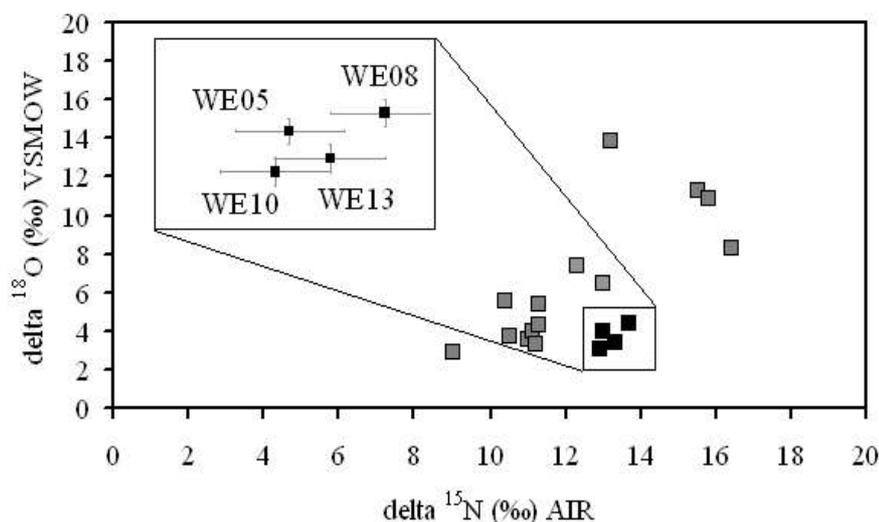


Abbildung 11: Mittlere $\delta^{15}\text{N}/\delta^{18}\text{O}$ -Verhältnisse in den Abschnitten B (WE10, WE13) und D (WE05, WE08) am 03./04.08.2004 im Vergleich mit den an der mittleren Weißen Elster (Flußabschnitt Plauen – Gera) bestimmten Werten vom 15./16.06.2004.

4.2.4 Räumliche und zeitliche Dynamik des benthischen Biofilms

In den Gewässerabschnitten B und D wurde an je vier Probenahmestellen im Zeitraum Mai bis Dezember 2003 der an der Oberfläche der Gewässersohle wachsende Biofilm beprobt und dessen Dicke und Zusammensetzung bestimmt. Die mittlere Biofilmdicke liegt zwischen 40 und 580 μm (Abb. 12), wobei die Schwankungen zwischen den einzelnen Probenahmestellen innerhalb eines Abschnittes zum Teil erheblich ist. Im Juli und August sind die Biofilmdicken am geringsten. Ursache dieser Reduktion ist die Abweidung durch Makrozoobenthos, welches bei der Probenahme sichtbar war. Da die Kurve in beiden Abschnitten ähnlich verläuft, kann davon ausgegangen werden, daß die Abweidung in beiden Abschnitten im gleichen Maße stattfindet. Eitner (2004) beobachtete in einem kleinen Fließgewässer des Flachlandes Biofilmdicken von 20 bis 1260 μm und ermittelte die geringsten Werte in den Monaten Mai bis Juli, was ebenfalls auf Abweidung zurückgeführt wurde.

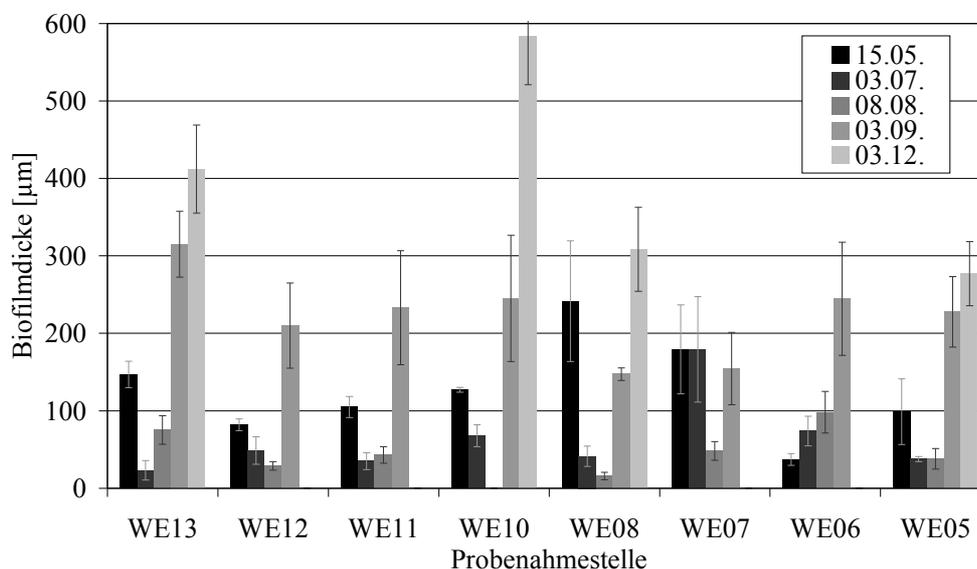


Abbildung 12: Mittlere Biofilmdicke und deren Standardabweichung in den an verschiedenen Probenahmestellen im Flußabschnitt B (WE13, WE12, WE11, WE10) und Flußabschnitt D (WE08, WE07, WE06, WE05) von Mai bis Dezember 2003.

Die Anteile der Algen, Cyanobakterien, heterotrophen Bakterien und mineralischen Komponenten unterscheiden sich sowohl zeitlich als auch räumlich. Dies wird anhand der dargestellten CLSM-Bilder deutlich. Anfang Mai dominieren an Probenahmestelle WE13 (Abschnitt B) Diatomeen, daneben sind auch Cyanobakterien zahlreich. An WE07 (Abschnitt D) ist die Dominanz der Kieselalgen weniger stark ausgeprägt, daneben kommen mineralische Bestandteile und Bakterien vor. Anfang September ist insgesamt der

Anteil mineralischer Komponenten höher als im Mai. Fädige Algen und Bakterien stellen die wichtigsten Organismengruppen dar. Weiterhin kommen auch Cyanobakterien und Diatomeen vor, jedoch nicht mehr in der Anzahl wie im Mai.

Die quantitative Bildanalyse ergab, daß die Algen in beiden Abschnitten zu jedem Zeitpunkt den größten Volumenanteil aller Organismen einnehmen. Bakterien und Cyanobakterien haben eine untergeordnete Bedeutung (Tab. 16). Die Gesamtbiovolumina nehmen im Zeitraum Mai bis September an allen Meßstellen ab, wobei der Anteil der Bakterien leicht steigt. Insgesamt bilden mineralische Bestandteile und Hohlräume den größten Volumenanteil. Im September und Dezember nimmt deren Anteil zu: Der Biofilm wird „lockerer“ und mineralstoffreicher: gleichzeitig nimmt die Dicke zu (Abb. 12).

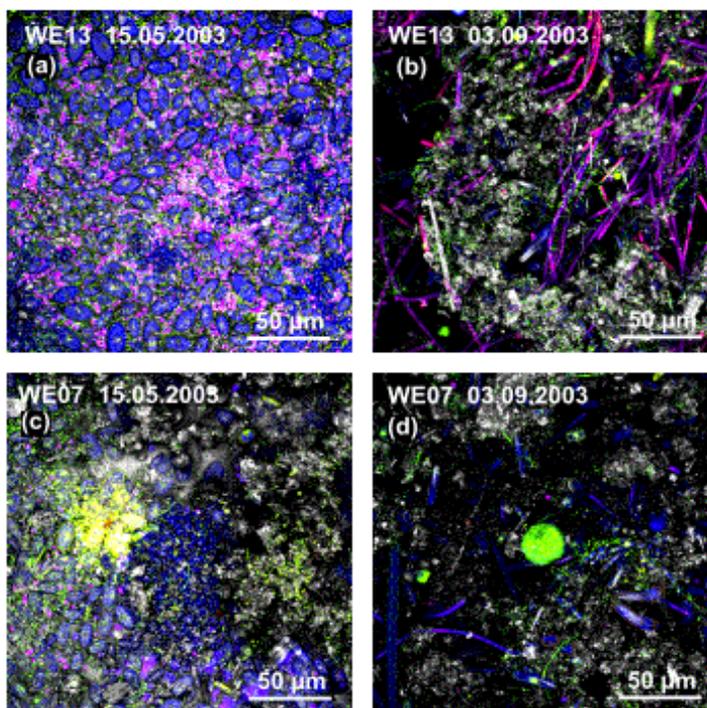


Abbildung 13: CLSM-Bilder von den Biofilmen an den Probenahmestellen WE13 (B) und WE07 (D) im Mai und September 2003 (blau: Algen, violett: Cyanobakterien, grün: Bakterien).

Das Biovolumen der benthischen Algen im Abschnitt D ist durchschnittlich um 13% geringer als im Abschnitt B. Ursache dafür sind geringe Werte an den Meßstellen WE05 und WE07. Diese liegen im durch Uferbewuchs beschatteten Bereich. An den Meßstellen WE06 und WE08 wurden ähnliche Volumina wie an den Meßstellen in Abschnitt B ermittelt. Ein weiterer Unterschied ist der höhere Anteil mineralischer Komponenten. Die mittleren Biovolumina der Algen liegen mit $1,93 - 4,86 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ unter den von Eitner

(2004) in derselben Jahreszeit ermittelten Werten (4,51 - 13,52 cm³/m²).

Die berechneten Mittelwerte der Biomasse der benthischen Algen, welche auch als Periphyton bezeichnet werden, liegen zwischen 27 und 68 mg C m⁻² (Tab. 16) und befinden sich damit am unteren Ende der aus der Literatur überlieferten Werte: Berglund (2003) ermittelte an zehn nährstoffreichen Flüssen in Schweden Periphytondichten von 6 bis 199 mg C m⁻². Uehlinger (1991) stellte bei der Untersuchung des Periphytons eines kleinen prealpinen Fließgewässers eine zeitliche Variation der Chl-a Trockenmasse zwischen 170 mg/m² im Frühjahr und 2 bis 10 mg/m² im Sommer fest. Murdock et al. (2004) beobachteten eine starke räumliche Variation der Periphytondichte, wobei sie einen deutlichen Abnahmetrend mit zunehmender Gewässergröße identifizierten. In nährstofflimitierten Gewässern sind die Periphyton-Biomassen deutlich geringer (Bernhardt & Likens 2004).

Bei deren Bewertung der in dieser Arbeit ermittelten Werte ist zu beachten, daß sie auf Basis gemessener Biovolumina und Dicken berechnet wurden (vgl. Abschn. 3.2.2). Daraus resultieren Unsicherheiten, die nicht quantifizierbar sind.

Tabelle 16: Mittlere Biovolumina der Algen, Cyanobakterien und Bakterien sowie geschätzte Trockenmassen der Algen und deren Standardabweichung in den Abschnitten B und D.

Abschnitt	Datum	Biovolumen [cm ³ /m ²]			Trockenmasse Algen*	Trockenmasse Periphyton
		Algen*	Cyano.	Bakt.	[mg CHL-A m ⁻²]	[mg C m ⁻²]
B	15.05.03	4,86	0,20	0,30	2,25	67,50 (±23,7)
	03.07.03	3,79	0,22	0,19	1,76	52,72 (±23,3)
	08.08.03	1,93	0,07	0,47	0,90	27,03 (±15,5)
	03.09.03	2,44	0,14	0,32	1,13	34,04 (±15,7)
D	15.05.03	4,00	0,16	0,29	1,85	55,61 (±31,0)
	03.07.03	3,08	0,22	0,26	1,43	42,90 (±25,9)
	08.08.03	2,04	0,06	0,58	0,95	28,55 (±20,2)
	03.09.03	2,21	0,13	0,39	1,03	30,91 (±21,3)

4.2.5 Sedimentsauerstoffzehrung

Die an zwölf Sedimentkernen gemessenen Sauerstoffzehrung schwankt mit zwei Ausnahmen zwischen 0,56 und 3,84 g/(m²d) (Tab. 17). An jeder Meßstelle wurden drei Kerne entnommen. Die Abweichung der SSB²⁰-Werte ist zum Teil erheblich. Insgesamt läßt sich beobachten, daß die Sauerstoffzehrung bei einer geringen mittleren Korngröße (WE06, WE08) höher ist als bei gröberen Korngrößen. Die Meßwerte liegen innerhalb des von Thomann & Müller (1987) definierten Wertebereiches von 0,2 – 10 g/(m²d). Sie liegen

etwas über den von Haag (2002) am Neckar bestimmten Werten, der 1,3 – 1,7 g/(m²d) für schluffreiche und 0,7 – 0,9 g/(m²d) für sandige Sedimente ermittelte.

Tabelle 17: Sauerstoffzehrung bei 20°C (SSB²⁰) der in Abschnitt D entnommenen Sedimentkerne.

Meßstelle	Korngrößenklassen	SSB ²⁰ [g/m ² d]		
		Kern 1	Kern 2	Kern 3
WE05	mG - gS	0,56	1,37	0,81
WE06	gS - U	3,84	2,59	1,97
WE07	fG - fS	1,48	2,01	(0,21)
WE08	mS - U	(9,22)	2,89	3,3

4.3 Ergebnisse der hydrodynamischen Modellierung

4.3.1 Einfluß der Segmentgeometrie auf das Rechenergebnis

Für die Auswahl des Untersuchungsabschnittes dieser Arbeit wurde die Verfügbarkeit vermessener Querprofile als wichtige Voraussetzung bezeichnet. Zur Verifizierung dieser Annahme wurden zwei Modellläufe für denselben Gewässerabschnitt durchgeführt:

- (a) mit synthetisch generierten Querprofilen unter Berücksichtigung der aus der TK25 entnommenen Wasserspiegellagen bei Mittelwasser und
- (b) mit vermessenen Querprofilen.

Es ergibt sich ein deutlich verändertes Bild der Fließgeschwindigkeiten (Abb. 14): für Fall (a) sind die Schwankungen geringer, insbesondere im Rückstaubereich von Wehren treten große Abweichungen auf. Die mittlere Abweichung beträgt 0,11 m/s (20,5%). Vor dem Hintergrund der Fragestellung dieser Arbeit ist diese Abweichung zu groß, so daß es keinen Sinn macht, Flußabschnitte zu modellieren, für die keine Querprofile vorliegen.

Bei dem Aufbau des Modellnetzes war es erforderlich, die Segmentlänge zu definieren. Um den Fehler zu ermitteln, der durch Aggregation von Querprofilen entsteht, wurden Modellnetze mit zwei verschiedenen Segmentlängen definiert:

- (a) mit einer Segmentlänge (SL) von 100 Metern, die dem mittleren Abstand der vermessenen Querprofile entspricht und
- (b) mit einer Segmentlänge von 250 Metern.

Die Modellierung ergab, daß im ersten Fall die mittlere Fließgeschwindigkeit v_m um 2,1% niedriger ist als im zweiten Fall, die Standardabweichung von v_m ist dagegen höher: sie

beträgt 0,21 m/s bei $SL = 100$ m und 0,16 m/s bei $SL = 250$ m. Dieser Unterschied ist zwar gering, jedoch für die betrachteten Szenarien möglicherweise von Bedeutung. Daher wurde trotz des höheren Rechenaufwandes eine Segmentlänge von 100 Metern verwendet.

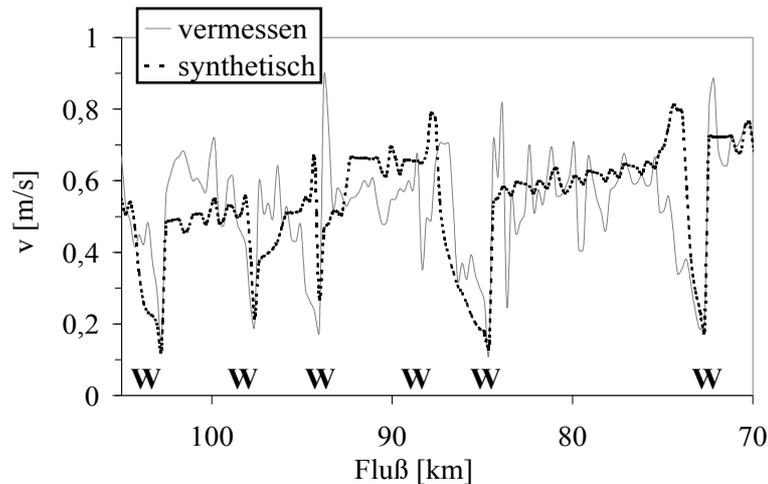


Abbildung 14: Modellerte Fließgeschwindigkeiten im Gewässerlängsschnitt für zwei verschiedene Segmentgeometrien: (a) vermessene Querprofile (b) synthetisch generierte Querprofile, W: Wehr.

4.3.2 Rauigkeitsbeiwert: Sensitivitäten und kalibrierte Werte

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde untersucht, wie sich eine Variation der abschnittsweise definierten Mannings-Koeffizienten (vgl. Tab. 7) auf die modellierten Wasserstände an den Pegeln Zeitz (WST_Z) und Kleindalzig (WST_K) auswirkt.

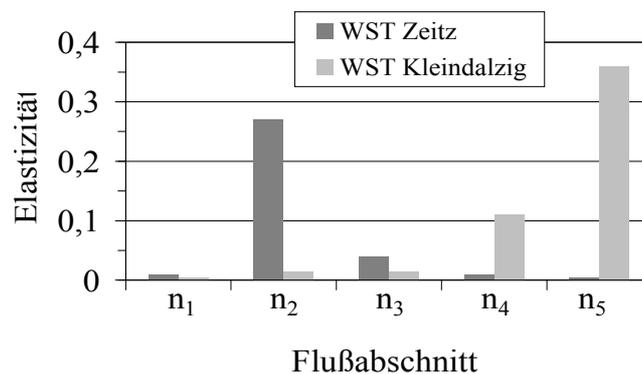


Abbildung 15: Elastizitäten der Wasserstände an den Pegeln Zeitz und Kleindalzig bezogen auf *Mannings n*.

Dabei wurde für die Mannings-Koeffizienten der Teilabschnitte, in denen sich ein Pegel befindet oder die durch einen Pegel begrenzt sind, die größten Elastizitäten ermittelt (Abb. 15): Pegel Zeitz befindet sich im Abschnitt n_2 , Pegel Kleindalzig an der Grenze n_4/n_5 . Es fällt auf, daß WST_K sensitiver auf Veränderungen von n_5 reagiert als auf die von n_4 .

Ursache ist der bei einer Erhöhung von *Mannings n* erzielte Rückstauereffekt, der eine Reduzierung der Fließgeschwindigkeit bewirkt und eine Erhöhung der Wasserstände für oberhalb gelegene Beobachtungspunkte erzeugt. Von Saleski (2003) machte die gleiche Beobachtung an der Saale.

Anhand der ermittelten Elastizitäten wurden Wichtungsfaktoren bestimmt, die für die Kalibrierung verwendet wurden. Die Kalibrierung der fünf Manning-Koeffizienten erfolgte anhand der gemessenen Wasserstände an den Pegeln Zeitz und Kleindalzig. Die identifizierten Werte liegen zwischen 0,0238 und 0,0332 (Tab. 18). Der Wert für n_4 befindet sich an der unteren Grenze des für den Abschnitt definierten Wertebereiches. Die Standardabweichung der bei der Kalibrierung ermittelten Werte ist für die Flußabschnitte, die direkt an einen Pegel grenzen, geringer. An der Saale wurden bei Niedrigwasserabflüssen niedrigere Werte von 0,0226 bis 0,0249 ermittelt (Von Saleski et al. 2004). Dies erscheint vor dem Hintergrund einer Zunahme der strukturellen Heterogenität in kleineren Fließgewässern plausibel.

Tabelle 18: Kalibrierte Werte und Standardabweichungen für *Mannings n*.

Parameter	kalibrierter Wert	von PEST ermittelte Standardabweichung
n_1	0,0281	0,0021 (7,5%)
n_2	0,0288	0,0008 (2,8%)
n_3	0,0332	0,0023 (6,9%)
n_4	0,0250	0,0011 (4,4%)
n_5	0,0238	0,0005 (2,1%)

4.3.3 Vergleich von Rechen- und Meßwerten

Die Kalibrierung des hydrodynamischen Modells erfolgte für einen Zeitraum von 40 Tagen (01.08. - 08.09.2003). In dieser Zeit herrschten kontinuierliche Abflußbedingungen bei ungefähr MNQ. Die ermittelten Gütemaße weisen sowohl in Zeitz als auch in Kleindalzig eine sehr gute Anpassung der modellierten an die gemessenen Wasserstände auf: der Korrelationskoeffizient (R^2) beträgt für WST_Z 0,92 und für WST_K 0,95 Kleindalzig, die Nash-Suttcliffe-Effizienz (E_j) in beiden Fällen bei 0,98. Zur Validierung wurde ein Modelllauf über sechs Monate (01.05.2001 – 31.10.2001) durchgeführt. Auch hier ist die Güte der Anpassung von Modell- und Meßwerten gut (Abb. 16): die Nash-Suttcliffe-Effizienz E_j beträgt 0,88 (WST_Z) bzw. 0,86 (WST_K). Die mittlere Abweichung liegt für WST_Z bei +7,6 cm und für WST_K bei +10,8 cm. Bei den beiden Abflußspitzen im Juli ist

die Abweichung besonders groß: die modellierten Wasserstände liegen bis zu 28 cm über den gemessenen. Bezogen auf die Wassertiefe beträgt die mittlere Abweichung $\pm 5,2\%$, im Kalibrierungszeitraum sind es $\pm 3,1\%$. Für die anschließende Modellierung des Nährstoffhaushaltes wird dies als ausreichend angesehen.

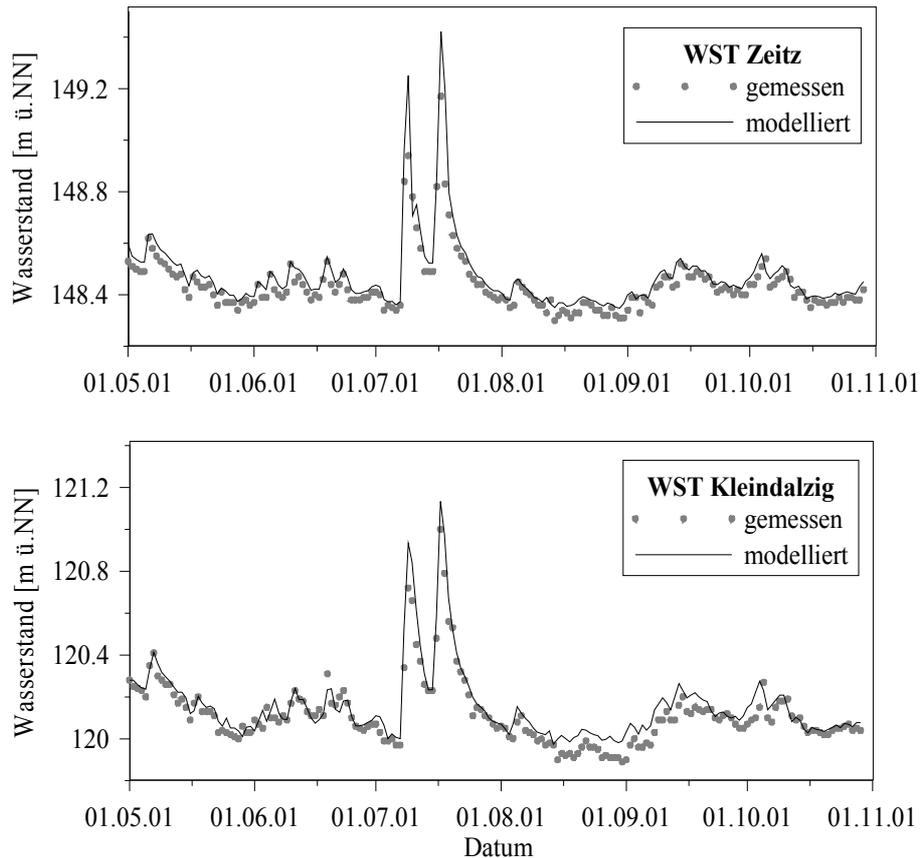


Abbildung 16: Modellierte und gemessene Wasserstände an den Pegeln Zeitz und Kleindalzig im Zeitraum Mai bis Oktober 2001.

4.3.4 Fließzeiten

Zur Bestimmung der Fließzeiten im untersuchten Gewässerabschnitt wurden für zwei charakteristische Abflüsse (MNQ / MQ) Modellrechnungen durchgeführt. Für MNQ ($4,2 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Gera) ergibt sich eine Gesamtließzeit von 36,8 Stunden, bei MQ ($15,3 \text{ m}^3/\text{s}$) beträgt die Fließzeit 33,7 Stunden. Anhand der Fließzeitkurve (Abb. 17) wurden die Fließzeiten zwischen den Meßstellen der Längsschnittbeprobungen ermittelt und Probenahmezeiten bestimmt. Die Fließzeit in Abschnitt B beträgt bei MNQ 3,08 Stunden ($v_m = 0,48 \text{ m/s}$) und in Abschnitt D 3,80 Stunden ($v_m = 0,41 \text{ m/s}$). Da die Abflüsse in den Beprobungszeiten mit $4,4 - 4,7 \text{ m}^3/\text{s}$ etwas über MNQ lagen, ergibt sich unter realen Verhältnissen eine um 20 Minuten verringerte Gesamtließzeit.

Eine Ungenauigkeit entsteht dadurch, daß die maximalen Fließgeschwindigkeiten in der Gewässermitte die mittleren Fließgeschwindigkeiten deutlich übersteigen können (Patt et al. 1998) und die in Tracerversuchen ermittelten Konzentrationsmaxima aufgrund dispersiver Effekte nicht unbedingt der mittleren Fließzeit entsprechen (Käss 1992).

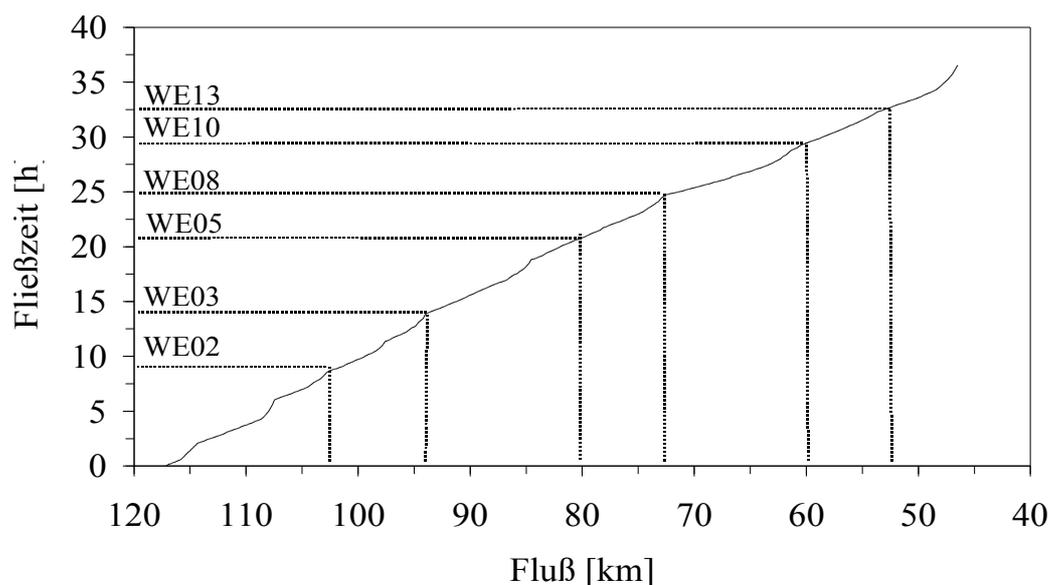


Abbildung 17: Berechnete Fließzeiten im Gewässerlängsschnitt bei MNQ.

4.4 Ergebnisse der Modellierung des Nährstoffhaushaltes

4.4.1 Sensitivität und Identifizierbarkeit der Modellparameter

Auf Basis einer lokalen Sensitivitätsanalyse wurden für alle Parameter die Elastizitäten der neun Modellvariablen ermittelt (Abb. 18). Es zeigt sich, daß einige Parameter, wie z.B. die Respirationsrate des Periphytons k_{2R} und dessen Absterberate k_{2D} , für mehrere Modellvariablen sensitiv sind. Andere Parameter haben nur für eine Variable Bedeutung (z.B. die Denitrifikationsrate k_{ds}). Umgekehrt gibt es Modellvariablen, deren Prozeßgleichungen nur ein bis zwei sensitive Parameter beinhalten: dies ist zum Beispiel für das Periphyton und den Nitrat-Stickstoff der Fall. Für den gelösten Sauerstoff (O_2) liegen die Elastizitäten der sechs sensitivsten Parameter auf einem ähnlich niedrigen Niveau. Das bedeutet, daß sie einen geringen Einfluß auf das Rechenergebnis haben. Ursache ist der hohe Sättigungsgrad. Umgekehrt bedeuten hohe Elastizitäten, wie beim Periphyton, daß die Modellvariable insgesamt stärker von den kinetischen Parametern abhängt.

Bei dem verwendeten Verfahren zur Bestimmung der Identifizierbarkeit wird durch die Berücksichtigung von Kompensationseffekten die Zahl der identifizierbaren Parameter

stärker reduziert: Tabelle 19 zeigt die 15 sensitivsten Parameter absteigend geordnet nach dem Sensitivitätsmaß δ^{msqr} . Es zeigt sich, daß die Parameter, die das Wachstum des Periphytons steuern, bezogen auf das Gesamtsystem die sensitivsten Parameter sind. Unter Annahme einer Sensitivitätsschranke von 5% verbleiben neun Parameter. Parameter, deren Kompensationsindizes größer als 12 sind, gelten als schlecht identifizierbar (Reichert & Vanrolleghem 2001) und können ebenfalls selektiert werden. So bleiben fünf Parameter übrig, die durch hohe Sensitivitäten und geringe Kompensation gekennzeichnet sind: k_{2R} , k_{2C} , isI , k_{1C} und f_{2WC} .

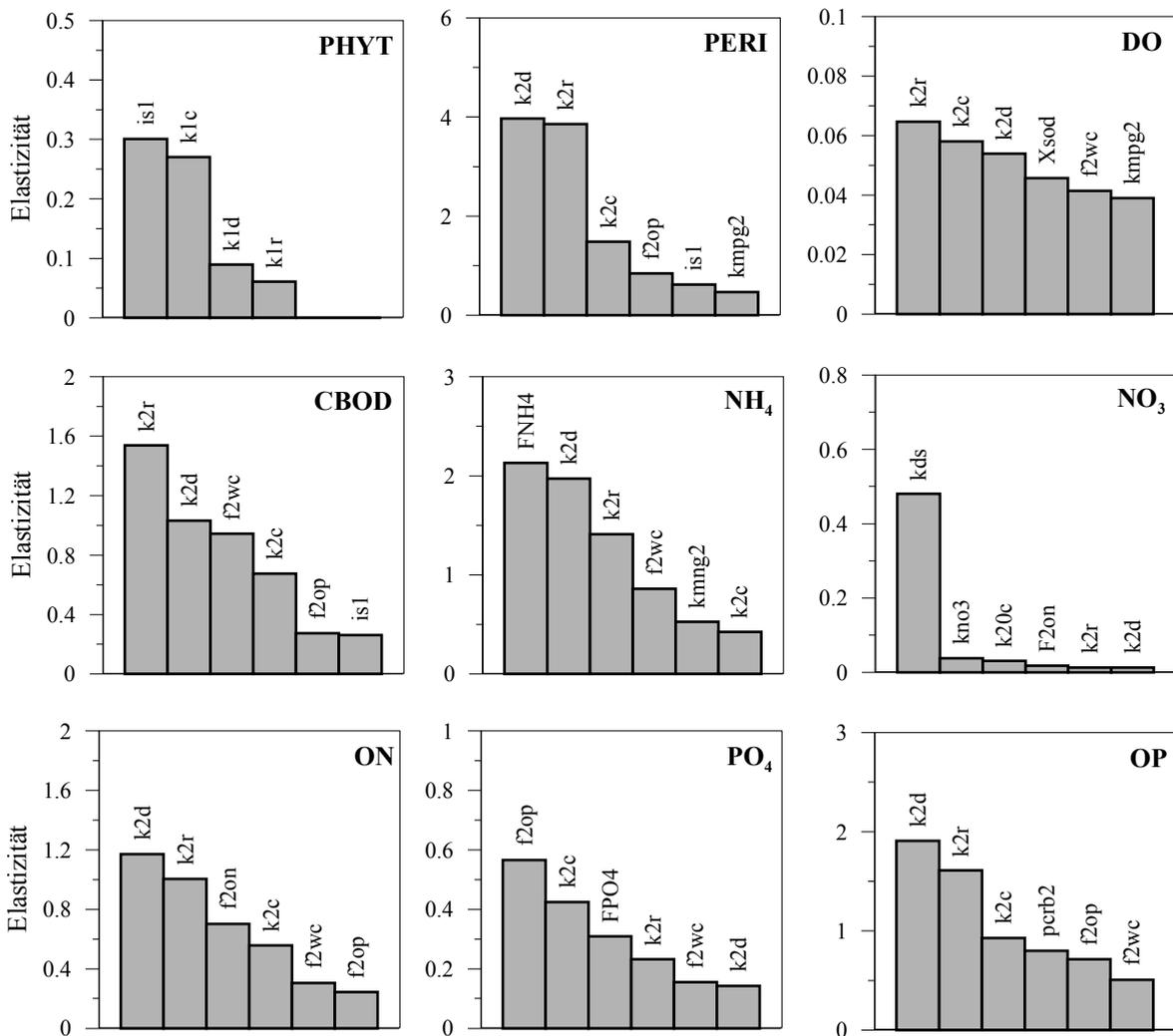


Abbildung 18: Elastizitäten der Modellvariablen für die sechs sensitivsten Parameter.

Vorteil der ersten Methode ist, daß für jede Modellvariable die sensitivsten Parameter bestimmt werden können. Das zweite Verfahren hat den Vorteil, daß Kompensationseffekte berücksichtigt werden, jedoch bezieht sich das Sensitivitätsmaß auf die Summe der quadratischen Abweichungen aller Modellvariablen. Damit werden Parameter, die

insgesamt wenig sensitiv, bezüglich einzelner Variablen jedoch sehr sensitiv sind, ausgedeutet. Da bei der Modellkalibrierung für jede Modellvariable mindestens ein gut identifizierbarer Parameter verwendet werden sollte, ist eine Kombination der Ergebnisse beider Methoden sinnvoll: die fünf nach Reichert & Vanrolleghem (2001) identifizierten Parameter werden um drei sensitive Parameter ergänzt: zur Kalibrierung der Variablen NO_3 , NH_4 und ON werden zusätzlich k_{dS} und F_{NH_4} berücksichtigt, für PO_4 der Sedimentfluß F_{PO_4} .

Tabelle 19: Unsicherheitsklassen, Sensitivitätsmaße und Kompensationsindizes der sensitivsten Parameter des Gewässergütemodells; identifizierbare Parameter sind grau hinterlegt.

Rang	Parameter	UK	δ^{msqr}	γ
1	k_{2R}	3	21,56	1,00
2	k_{2D}	3	21,38	(15,02)
3	k_{2C}	3	10,63	7,96
4	i_{S1}	3	5,71	7,97
5	k_{1C}	2	4,31	10,43
6	$k_{\text{MPG}2}$	3	3,72	(26,86)
7	f_{2WC}	3	3,65	11,01
8	f_{2OP}	3	3,59	(34,50)
9	k_{1D}	3	1,46	(34,16)
10	k_{1RC}	3	1,09	11,47
11	X_{FBOD}	2	0,58	(16,87)
12	$k_{\text{MDG}2}$	3	0,39	11,79
13	k_{83C}	3	0,39	(52,14)
14	k_{MPHY}	1	0,26	14,52
15	k_{dS}	3	0,19	15,21

4.4.2 Identifizierte Parameter

Die Modellkalibrierung wurde anhand der Daten von zwei Längsschnittuntersuchungen durchgeführt. Dabei wurden zwei verschiedene Parametersätze ermittelt, die größtenteils ähnliche Werte für die einzelnen Parameter enthalten (Tab. 20).

Die Werte der Parameter i_{S1} und f_{2WC} liegen an den unteren Grenzen der vorgegebenen Wertebereiche (vgl. Tab. 9): Für f_{2WC} erscheint dies unter den gegebenen Bedingungen plausibel, da eine hydrodynamisch bedingte Ablösung des Periphytons bei Niedrigwasser unwahrscheinlich ist und damit die abgestorbene Biomasse zum Großteil an der Gewässersohle fixiert wird. Der Wert des Parameters i_{S1} steht im Zusammenhang mit den angenommenen Werten für die Parameter k_{1D} und k_{2D} , da diese stark korrelieren (vgl. Tab. 19). Eine Verringerung dieser beiden Parameter würde eine Erhöhung von i_{S1} bedeuten.

Tabelle 20: Identifizierte Parameterwerte und 95%-Vertrauensbereiche für die Modellierungszeiträume Mz-I und Mz-II.

Parameter	Mz-I		Mz-II	
	Wert	95% VB	Wert	95% VB
k_{2R}	0,18	±0,032	0,21	±0,054
k_{2C}	0,50	±0,061	0,65	±0,082
isI	200	±48,4	212	±34,6
k_{1C}	2,13	±0,280	2,01	±0,181
f_{2WC}	0,001	±0,060	0,001	±0,088
k_{dS}	0,201	±0,05	0,189	±0,09
F_{NH4}	56,2	±13,5	91,9	±22,8
F_{PO4}	-4,2	±1,8	-5,0	±1,5

Die von PEST berechneten 95%-Vertrauensbereiche führen zu einer deutlichen Reduzierung der Weite des Parameterraumes im Vergleich zu den vorgegebenen Wertebereichen. Für einige Parameter (wie z.B. für f_{2WC}) sind die relativen Vertrauensbereiche größer als für andere. Ursachen dafür ist deren vergleichsweise schlechtere Identifizierbarkeit.

Anhand der Daten der 24h-Messung wurden die Umsatzraten, die den Stoffaustausch mit dem Sediment beschreiben (k_{dS}, F_{NH4}, F_{PO4}), für die Abschnitte B und D neu identifiziert. Für die Denitrifikationsrate wurden deutlich voneinander abweichende Werte ermittelt: k_{dS} beträgt in Abschnitt B 212 mg/(m²d), in Abschnitt D 690 mg/(m²d). Die NH₄-Rücklösung (F_{NH4}) liegt in beiden Abschnitten in einer ähnlichen Größenordnung: in B bei 161 mg/(m²d), in D bei 144 mg/(m²d). Für F_{PO4} ergibt sich in B ein Wert von 0,52 mg/(m²d) und in D -38,5 mg/(m²d). Ein negativer Wert bedeutet, daß der fließenden Welle Phosphat entzogen wird, was auf die Sedimentation partikulär gebundener Anteile zurückzuführen ist (vgl. Abschn. 4.4.8).

4.4.3 Ergebnisunsicherheit

Die Unsicherheiten und Randbedingungen bewirkt nach dem Prinzip der Fehlerfortpflanzung eine Unsicherheit des Modellergebnisses. Zu deren Quantifizierung wurden fünf Monte-Carlo-Analysen durchgeführt (vgl. Abschn. 3.4.8).

Als Ergebnis von MOCA-1, bei der eine Zufallsverteilung der Parameter innerhalb ihrer vorgegebenen Wertebereiche angenommen wurde, kann festgehalten werden, daß mit Ausnahme der Modellvariablen O₂, PHYT und NO₃ extrem große Vertrauensbereiche

bestehen (Abb. 19). Wird für die identifizierten Parameter eine aus ihren Vertrauensbereichen ermittelte Normalverteilung angenommen (MOCA-2), kann die Breite der Vertrauensbereiche der Ausgabevariablen deutlich reduziert werden. Dies verdeutlicht, daß mit der Modellkalibrierung ein Vertrauensgewinn einhergeht. Für Ammonium, Phosphat und die Periphyton-Biomasse bleibt auch nach der Kalibrierung eine relativ hohe Unsicherheit bestehen. Ursache dafür ist zum einen, daß die identifizierten Parameter besonders sensitiv für diese Variablen sind, zum anderen daß die NH_4 - und PO_4 -Konzentrationen niedrig und damit sensitiv auf Veränderungen des autotrophen Wachstums reagieren.

Die für MOCA-1 ermittelten Vertrauensbereiche zeigen eine starke Asymmetrie zum kalibrierten Wert. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, daß die identifizierten Parameter nicht in der Mitte der Wertebereiche liegen, der für die Definition der Verteilungsfunktion angenommen wurde. Zum anderen kann die Wahrscheinlichkeitsverteilung einer Ausgabevariablen mehrere Maxima enthalten, wenn sie von mehreren sensitiven Parametern abhängt. Die Vertrauensbereiche für MOCA-2 sind symmetrischer, da die Werte der sensitiven Parameter normalverteilt innerhalb eines eingegrenzten Wertebereiches definiert wurden. Die dargestellten Vertrauensbereiche spiegeln die maximalen Unsicherheiten wieder, da sie sich auf Ausgabewerte am Ende der Fließstrecke beziehen.

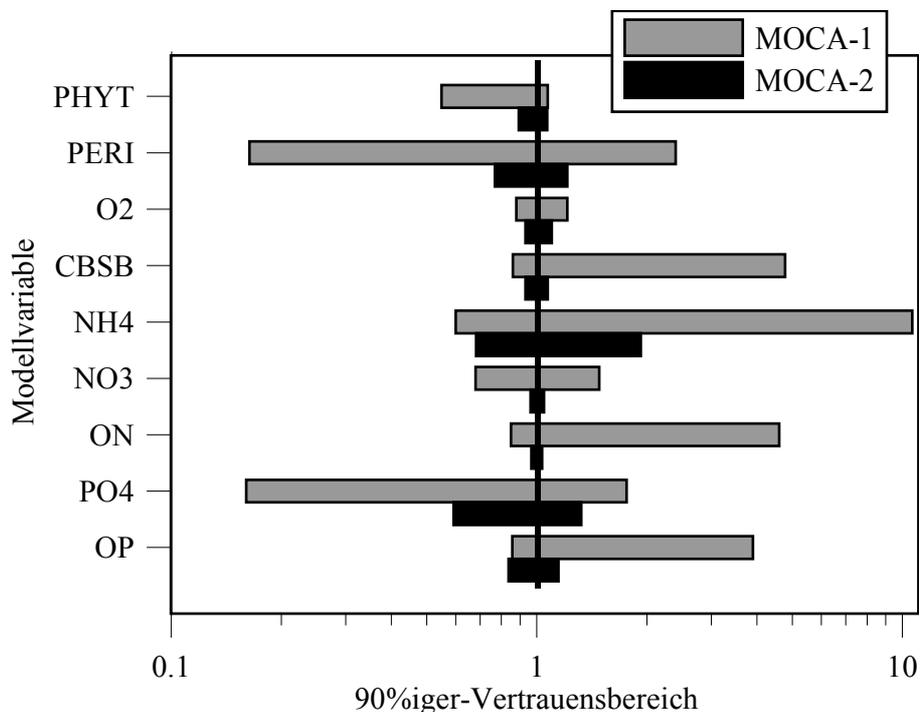


Abbildung 19: Vertrauensbereiche der Ausgabevariablen am Ende der Fließstrecke für MOCA-1 und MOCA-2 (normiert auf die kalibrierten Werte).

In MOCA-3 wurde der Einfluß der Unsicherheit des Mannings-Koeffizienten auf die Modellvariablen untersucht. Stärkere Auswirkungen zeigen sich für das Phytoplankton sowie die $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen (Tab. 21). Ursache dafür ist, daß sich die Aufenthaltszeit und damit die Wachstumszeit des Phytoplanktons im System verändert. Dieses wiederum beeinflusst direkt die aufgenommene Menge an Ammonium und Phosphat. Das Periphyton konnte nicht berücksichtigt werden, da es in der HLA-Version von WASP nicht implementiert ist. Insgesamt zeigt sich, daß *Mannings n* einen erheblich geringeren Einfluß auf die Ergebnisunsicherheit hat als die identifizierten EUTRO-Parameter.

Tabelle 21: Grenzen der 90%-igen Vertrauensbereiche der Modellvariablen am Ende der Fließstrecke (* im Mittel) für fünf Monte-Carlo-Simulationen als prozentuale Abweichung vom kalibrierten Wert (k.W. in mg/l).

MOCA	PHYT	PERI*	O ₂	CBSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	ON	PO ₄ -P	OP
1	+7/-45	+140/-83	+21/-12	+477/-14	+1064/-40	+48/-32	+460/-15	+76/-84	+390/-14
2	+6/-11	+21/-13	+10/-7	±7	+93/-32	±4	±3	+32/-41	+16/-14
3	+5/-8	-	±2	+1/-2	+8/-7	+1/-2	+1/-2	+2/-4	+3/-6
4	0/-2,2	±48,5	±0,5	±0,3	+25/-22	±3,6	±2,2	+14/-9	+13/-14
5	±0,1	±0,7	±0,1	±0,0	±5,8	±7,6	±0,1	±10,6	±0,2
k.W.	28,0	27,7	9,9	9,2	0,05	3,96	1,21	0,05	0,10

Weiterhin wurde der Einfluß der Unsicherheit der Biomasse des Periphytons auf das Rechenergebnis untersucht (MOCA-4). Die für die eingehende Verteilungsfunktion zugrunde gelegte mittlere Standardabweichung beträgt 54,8% (vgl. Tab. 16). Die stärksten Auswirkungen zeigen sich beim Ammonium, Phosphat und organischen Phosphor. Geringe Abweichungen ergeben sich für das Phytoplankton, da bei den angenommenen hohen Periphyton-Biomassen die Phosphor-Limitierung einsetzt. Die anderen Modellvariablen werden kaum beeinflusst.

Die Unsicherheit der durch Kläranlagen eingeleiteten Stoffmenge (MOCA-5) wirkt sich auf die Konzentrationen der anorganischen Nährstoffe aus, das autotrophe Wachstum im Gewässer wird kaum beeinflusst, da sich PHYT und PERI nur wenig verändern. Für den Nitrat-Stickstoff ist diese Unsicherheitsquelle von vergleichsweise großer Bedeutung. Bezogen auf die großen Standardabweichungen der eingeleitenden Frachten (Abschn. 3.4.8) sind die Unsicherheiten gering, was auf den geringen Anteil an der Gesamtfracht zurückzuführen ist.

Ingesamt ist die Parameterunsicherheit die größte Unsicherheitsquelle des Modells, unter der Voraussetzung, daß die nicht untersuchten Unsicherheiten anderer Randbedingungen zu vernachlässigen sind. In den folgenden Abschnitten wird die anhand MOCA-2 ermittelte Ergebnisunsicherheit als Gesamtunsicherheit der Modellergebnisse betrachtet.

4.4.4 Vergleich der Modellierungsergebnisse mit den Meßdaten

4.4.4.1 Darstellung und Bewertung der kalibrierten Modellzustände

Die Gütemaße für die Anpassung der Modellergebnisse an die gemessenen Werte unterscheidet sich für die einzelnen Variablen in Abhängigkeit von der verwendeten Datenbasis (Tab. 22). Sie beschreiben die Wiedergabe räumlicher Variationen durch das Modell für die kalibrierten Zustände Mz-I und Mz-II. Niedrige Werte für L_j sowie Werte $> 0,4$ für die Nash-Suttcliffe-Effizienz E_j kennzeichnen eine gute Anpassung. Für einige Modellvariablen wie z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$ ergeben sich relativ niedrige Werte für L_j und negative Werte für E_j . Dies deutet darauf hin, daß die Größenordnung der Meßwerte vom Modell wiedergegeben wird, die räumliche Varianz jedoch nicht. Ursache ist die hohe Sensibilität des Nash-Suttcliffe-Kriteriums gegenüber Ausreißern. Zur besseren Veranschaulichung wurden daher die gemessenen und modellierten Werte für die in dieser Arbeit wichtigen Modellvariablen dargestellt (Abb. 17).

Tabelle 22: Güte der Anpassung der Modellvariablen an die Meßwerte der Längsschnittbeprobungen I (02./03.09.2003) und II (03./04.08.2004). L_j und Nash-Suttcliffe-Kriterium (E_j); n: Anzahl der Stichproben.

Datensatz	Maß	n	PHYT	PERI	O ₂	CBSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	ON	PO ₄ -P	OP
I	L_j	6	0,32	3,31	0,30	0,67	0,73	0,20	0,30	0,16	0,23
	E_j	7	0,96	-1,06	0,20	-0,23	-0,12	0,58	-0,29	-0,16	0,13
II	L_j	6	0,80	-	0,35	0,78	0,18	0,17	0,20	0,09	0,08
	E_j	7	0,43	-	-0,19	-1,37	-1,88	0,74	0,17	0,67	0,10

Das Wachstum des Phytoplanktons im Längsprofil wird in beiden Fällen gut abgebildet, nur wenige Werte liegen außerhalb der 90%-Vertrauensbereiche (s. a. Abb. 20a). Hingegen spiegeln für das Periphyton, für das nur für die Abschnitte B und D Daten vorliegen, beide Gütemaße eine schlechte Übereinstimmung von Meß- und Rechenwerten wieder. Ursache dafür ist die hohe Unsicherheit der Ermittlung der Biomasse (vgl. Abschn. 4.2.4) und die Tatsache, daß die punktuell erfaßten Werte nicht repräsentativ für ein 100 Meter langes Modellsegment sind. Die modellierten Werte zeigen eine hohe räumliche Variabilität, was

in erster Linie auf unterschiedliche Lichtverhältnisse zurückzuführen ist.

Für O_2 ergibt sich in beiden Fällen eine mäßige Anpassung. Für Längsschnitt II indiziert ein negativer E_j eine bessere Anpassung bei Verwendung des Mittelwertes: Die Ursache dafür liegt bei den Meßwerten, die Tagesgänge aufweisen, die im Bereich von $\pm 1,0$ bis $\pm 2,5$ mg/l liegen. Da nicht an allen Meßstellen Tagesgänge gemessen wurden, mußte der Tagesmittelwert anhand der vorliegenden Ganglinien geschätzt werden. Zur Berechnung von O_2 wurden zwei verschiedene Wiederbelüftungsformeln verwendet (vgl. 3.4.4.1): Mit der Formel nach Wolf (1974) wurde eine bessere Anpassung als mit der Covar-Methode erzielt. Die Anpassung des CBSB ist unzureichend. Eine Ursache dafür ist die Unsicherheit der Meßdaten.

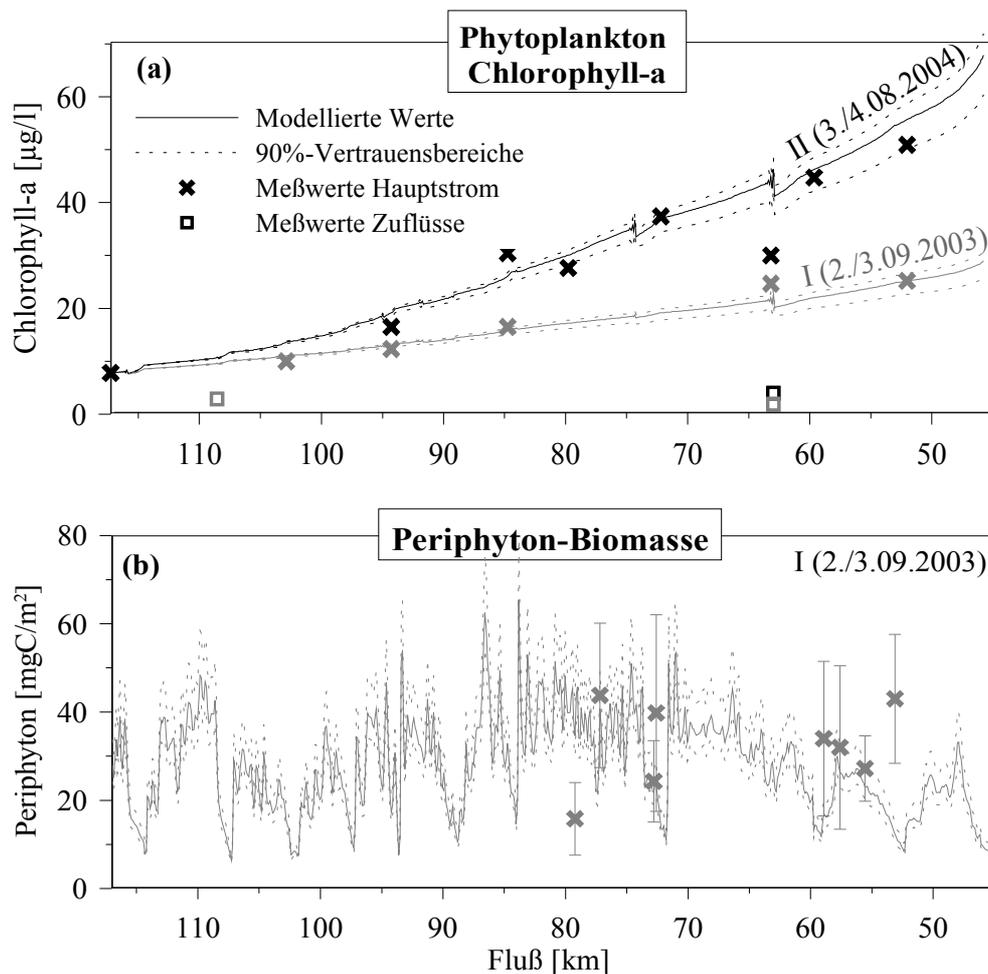


Abbildung 20 (a)- (b): Vergleich der modellierten und gemessenen Konzentrationen des Phytoplanktons (Chlorophyll-a) und des Periphytons für zwei Gewässerlängsschnitte mit Angabe der aus der Parameterunsicherheit (MOCA-2) ermittelten 90%-Vertrauensbereiche.

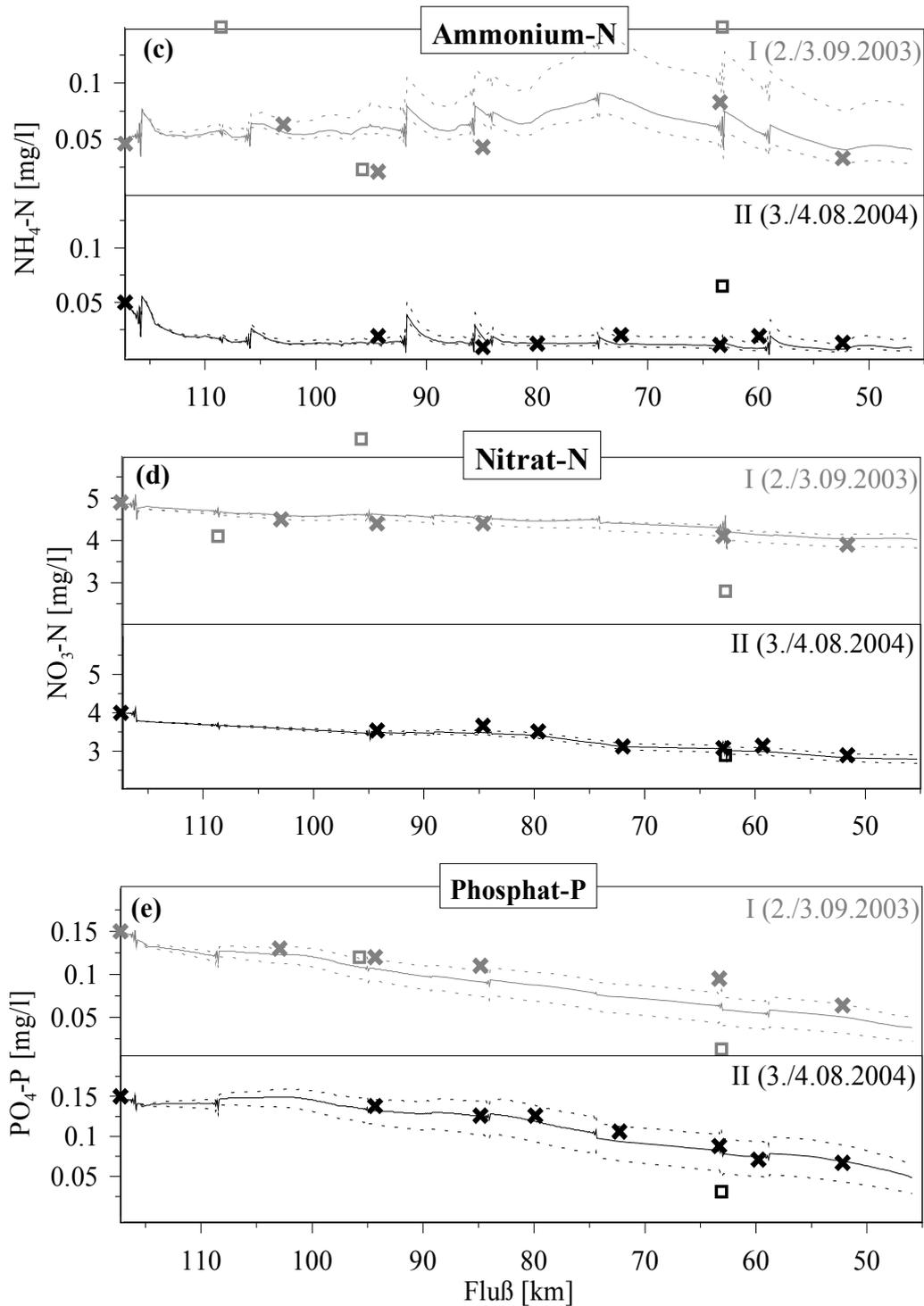


Abbildung 20 (c) – (e): $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$: Vergleich der modellierten und gemessenen Konzentrationen für zwei Gewässerlängsschnitte mit Angabe der aus der Parameterunsicherheit (MOCA-2) ermittelten 90%-Vertrauensbereiche.

Für $\text{NH}_4\text{-N}$ zeigt der negative E_j -Wert eine schlechte Anpassung für beide Modellläufe. Gründe dafür sind das geringe Konzentrationsniveau ($\text{NH}_4\text{-N} < 0,05 \text{ mg/l}$) und eine hohe Variabilität der Meßwerte (s. a. Abb. 20c). Insgesamt liegen die modellierten Werte in

beiden Fällen im Bereich der gemessenen.

Die Gütemaße für $\text{NO}_3\text{-N}$ sind für beide Datensätze gut: In Längsschnitt I (Mz-I) werden die gemessenen Werte vom Modell etwas überschätzt (vgl. Abb. 20d), was darauf hindeutet, daß die identifizierte Denitrifikationsrate etwas zu niedrig ist. Bei der Modellierung des Längsschnittes II (Mz-II) wurde für die Teilabschnitte B und D eine abschnittsweise identifizierte Denitrifikationsrate verwendet. Dadurch reduzierte sich das Gütemaß L_j von 0,25 auf 0,17. Die Konzentrationen nehmen in beiden Fällen kontinuierlich mit der Fließstrecke ab, was ein erster Hinweis auf Retentionsprozesse im Gewässer ist, da Verdünnungseffekte ausgeschlossen werden können (vgl. Abschn. 4.4.7).

Die Abnahme der PO_4 -Konzentration und die Zunahme des organischen Phosphors konnten vom Modell für beide Längsschnitte zufriedenstellend abgebildet werden. Für Längsschnitt II wurde durch die abschnittsweise Identifikation von F_{PO_4} die Anpassungsgüte ebenfalls verbessert. Die starke Abnahme der Konzentrationen deutet auch hier auf Retentionsprozesse hin.

4.4.4.2 Ergebnisse und Bewertung der Modellvalidierung

Zur Validierung des Modells wurde eine Simulation über sechs Monate durchgeführt. Die Modellierungsergebnisse wurden mit den Meßwerten der behördlichen Meßstellen Krossen, Zeitz, Pegau, Zitzschen und Großschocher verglichen.

Die Phytoplankton-Biomasse wird vom Modell leicht überschätzt (Abb. 21a, 23), trotzdem ist die Anpassung insgesamt zufriedenstellend. Die modellierten Minima im Juli 2001 stimmen zeitlich mit zwei Abflußmaxima überein (vgl. Abb. 16). Sie sind auf die damit verbundenen Verdünnungseffekte und die Reduktion der Wachstumsraten, die infolge größerer Wassertiefen stärker lichtlimitiert sind, zurückzuführen. Für die Periphyton-biomasse standen keine Meßwerte zum Vergleich zur Verfügung. Die modellierten Werte zeigen im Juli ebenfalls zwei Minima (Abb. 21b), die auf die erhöhte Lichtlimitation bei höheren Abflüssen zurückzuführen ist. Die im Jahr 2003 an verschiedenen Meßstellen beobachtete Abnahme der Biomasse im Zeitraum Mai bis September (vgl. Abschn. 4.2.4) spiegelt sich in den Modellierungsergebnissen nicht wieder. Ursache ist, daß die Grazing-rate im Modell als konstant betrachtet wird. In der Realität unterliegt sie deutlichen Schwankungen (Eitner 2004).

Für den gelösten Sauerstoff (O_2) gibt das Modell die Größenordnung der Meßwerte wieder, die Abbildung der Variationen der Meßwerte ist jedoch schlecht ($E_j = -0,01$). Grund dafür

ist, daß die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen keine repräsentativen Tagesmittelwerte darstellen, da sie zu einem unbekanntem Zeitpunkt gemessen sind. Eine differenziertere Bewertung ist daher nicht möglich.

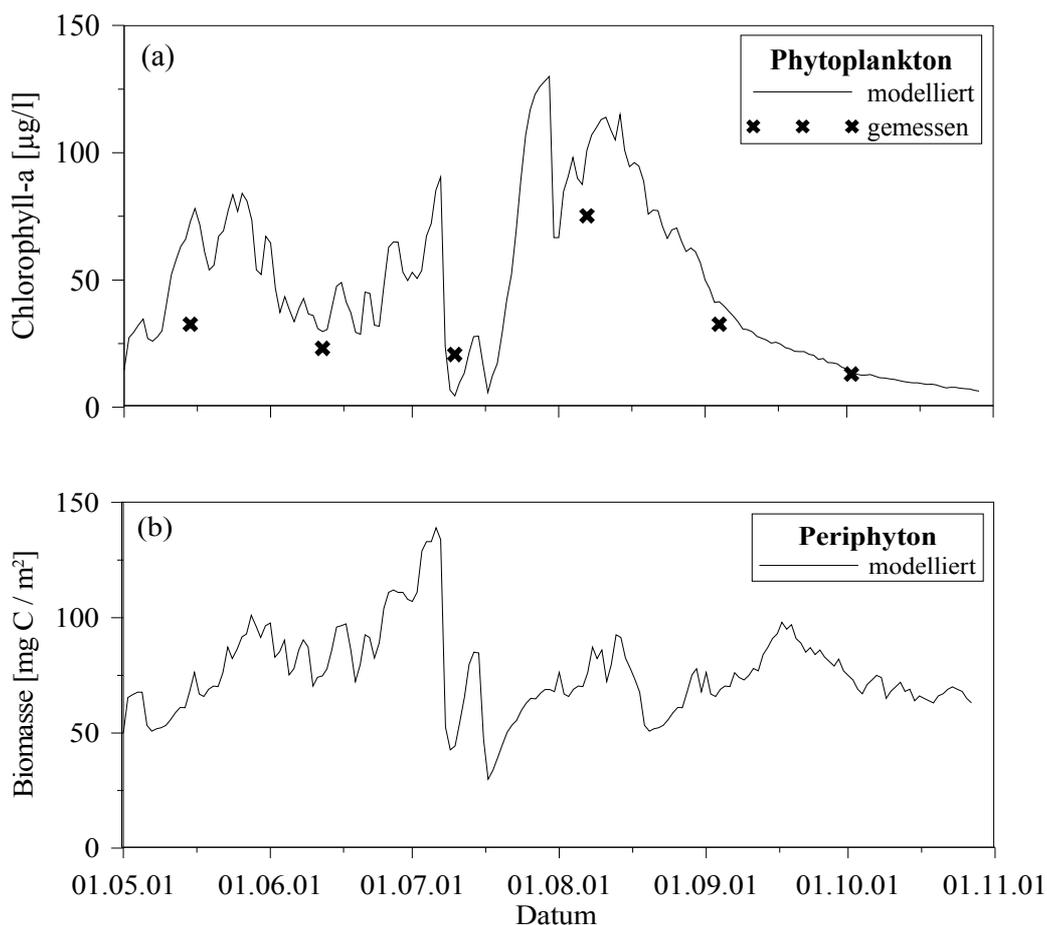


Abbildung 21: Phytoplankton (Chlorophyll-a) und Periphyton-Biomasse: Modellerte und gemessene Konzentrationen an der Meßstelle Zeitz im Zeitraum 01.05.2001 bis 31.10.2001.

Für den Ammonium-Stickstoff ist die Anpassung der Modellwerte an die Meßwerte mit relativ schlecht ($E_j = 0,14$; Abb. 23). Eine Ursache ist, daß die zeitliche Variabilität der kommunalen und industriellen Einleitungen im Modell nicht berücksichtigt wird. Daher werden z.B. Konzentrationsspitzen, die aufgrund eines Regenüberlaufes von Kläranlagen entstehen, nicht korrekt wiedergegeben. Im betrachteten Zeitraum ist dies Anfang Juli der Fall: hier kommt es in Folge eines Starkregenereignisses zum Regenüberlauf an mehreren Kläranlagen und zu einer hohen gemessenen NH_4 -Konzentration. Die modellierten Schwankungen des Ammoniums beruhen vor allem auf Veränderungen der autotrophen Biomasse und damit einer veränderten Nährstoffaufnahme. Die beiden Minima des Phytoplanktons und Periphytons bewirken, daß weniger NH_4 für das Wachstum benötigt wird: zwei Konzentrationsmaxima werden modelliert (Abb. 22a).

Die Nitratkonzentrationen werden vom Modell zufriedenstellend abgebildet ($E_j = 0,56$), wenn auch leicht unterschätzt. An der Meßstelle Zeitz liegen zwei Meßwerte deutlich über den anderen Werten (Abb. 22b). Sie werden vom Modell nicht abgebildet. Ursache dafür sind nicht berücksichtigte Schwankungen der punktuellen Einträge oder Fehler bei der Analytik. Für letzteres spricht, daß die hohen Konzentrationen an den ober- und unterhalb befindlichen Meßstellen nicht beobachtet wurden.

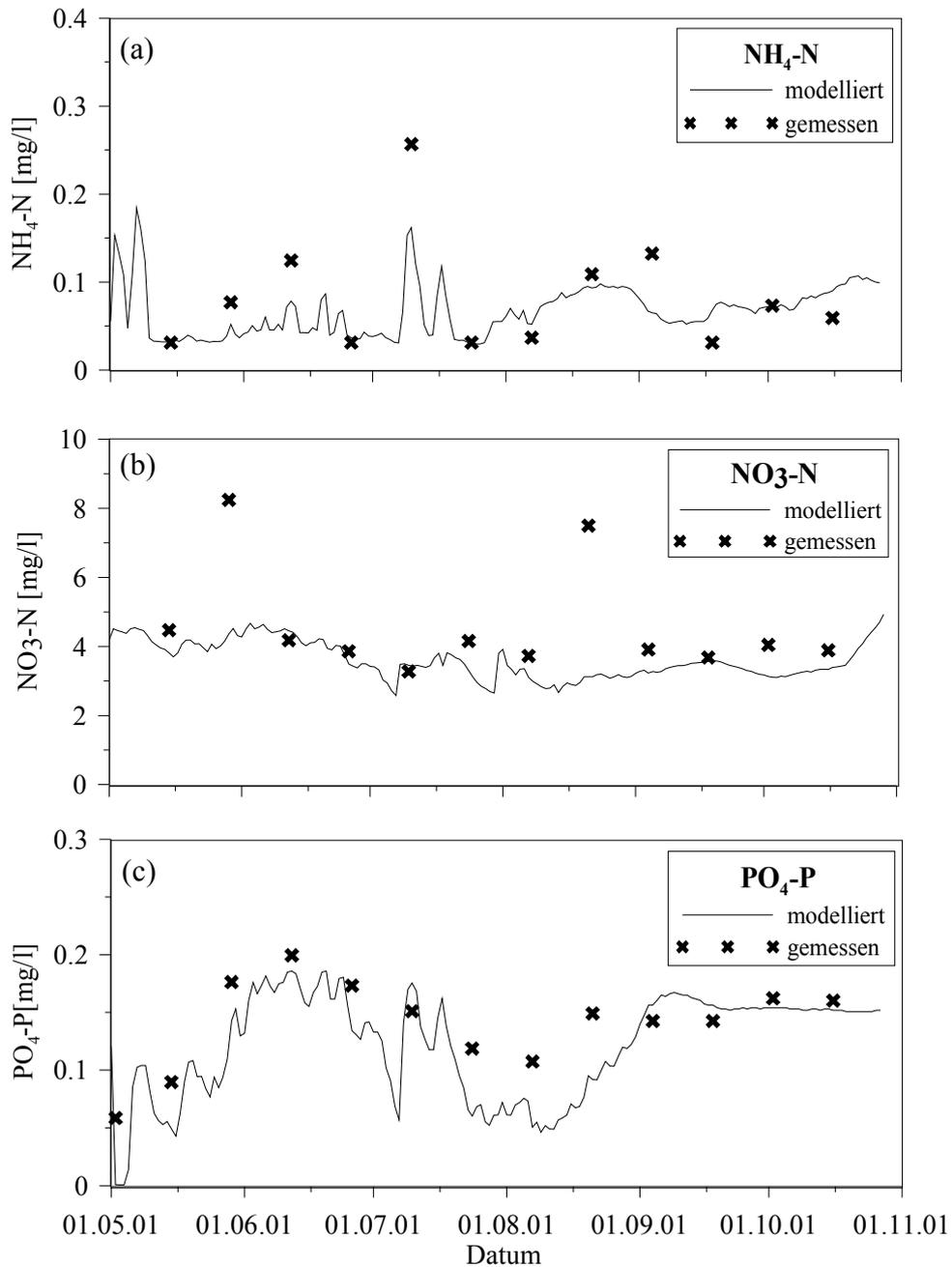


Abbildung 22: Ammonium, Nitrat und Phosphat: Modellierte und gemessene Konzentrationen an der Meßstelle Zeitz im Zeitraum 01.05.2001 bis 31.10.2001.

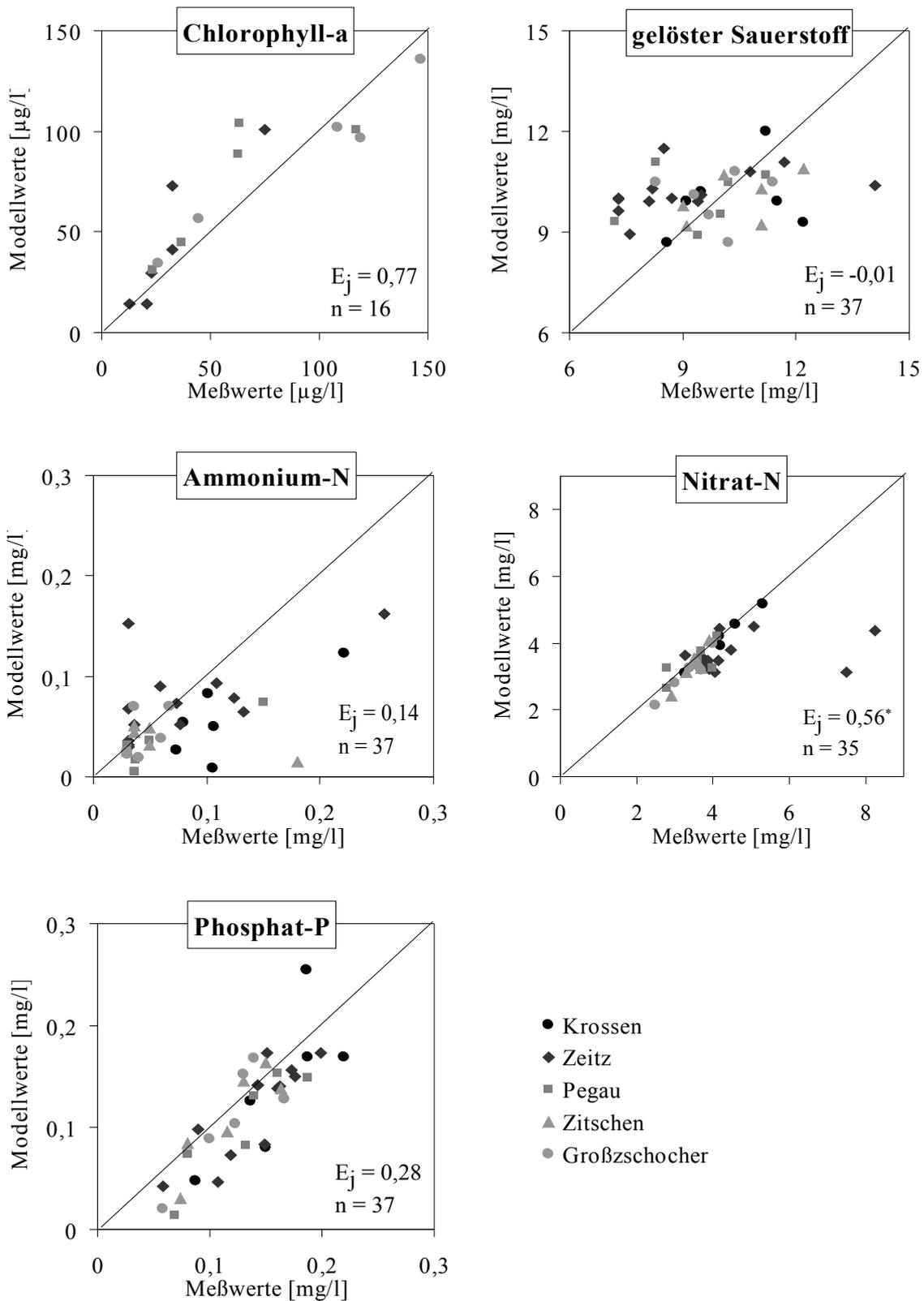


Abbildung 23: Vergleich der Modellierungsergebnisse mit den Meßwerten der behördlichen Gewässergüteüberwachung im Zeitraum 01.05. bis 31.10.2001 an den Meßstellen Krossen (THR), Zeitz (S.A.), Pegau (FSA), Zitschen (FSA) und Großzschocher (FSA); Angabe der Nash-Sutcliffe-Effizienz (E_j) und der Anzahl der Stichproben (n). (* E_j für $\text{NO}_3\text{-N}$ ohne die beiden „Außreißer“)

Die Phosphatkonzentration wird vom Modell ebenfalls leicht unterschätzt. Die Güte der Anpassung ist schlechter als beim Nitrat (Abb. 23). Grund dafür ist, daß der benthische Stoffaustausch (Sedimentation und Rücklösung) im Modell als zeitlich konstant betrachtet wird, in der Realität in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit, der Sedimentfracht und den Milieubedingungen im Sediment zeitlichen Schwankungen unterliegt.

Für die organischen Komponenten ON und OP stehen als Vergleichswerte abgeleitete Werte, die aus der Differenz der Gesamtsumme (TN_b bzw. TP) und den anorganischen Anteilen berechnet wurden, zur Verfügung. Diese sind unsicherer als direkt gemessene Werte. Die Anpassung der modellierten Konzentrationen ist in beiden Fällen schlecht: es ergeben sich negative Nash-Sutcliffe-Effizienzen.

Die Validierung zeigt die Grenzen der Anwendung des implementierten Modells für längere Rechenzeiträume auf. Diese ergeben sich aus

- (a) der zur Verfügung stehenden Datenbasis zur Beschreibung der Randbedingungen der Modellvariablen (vierwöchige Werte bzw. keine Werte für Chlorophyll-a),
- (b) aus der Prozeßbeschreibung: Annahme der zeitlichen und räumlichen Konstanz für verschiedene Parameter, wie z.B. die Grazingrate des Periphytons, sowie
- (c) der Zugrundelegung eines Parametersatzes, der für sommerliche Niedrigwasserbedingungen kalibriert ist sowie
- (d) dem Zeitbedarf für die Modellierung der Hydrodynamik, da aus Stabilitätsgründen ein Δt von 2s verwendet werden muß.

4.4.5 Wachstum der autotrophen Biomasse

Die effektiven Wachstumsraten des Phytoplanktons und Periphytons ergeben sich aus dem Produkt der maximalen Wachstumsrate, einem Korrekturfaktor für die Wassertemperatur und den berechneten Faktoren für die Licht-, Nährstoff- und Dichtelimitierung.

Die Lichtlimitierung variiert zeitlich und räumlich: die zeitlichen Faktoren sind die Tageslänge, die die potentiell verfügbare Globalstrahlung beschreibt, und die Bewölkung, aus der die real verfügbare Globalstrahlung resultiert. Sie haben bei den betrachteten Längsschnitten keine Bedeutung. Als räumliche variierende Größen haben die Beschattung und die tiefenabhängige Lichtextinktion in der Wassersäule Einfluß auf das autotrophe Wachstum im Gewässerlängsschnitt. Das Wachstum des Periphytons ist stärker lichtlimitiert als das des Phytoplanktons. Die maximale Limitierung des Periphytons liegt bei

32,2%, die des Phytoplanktons bei 11,7%. In Abschnitt D beträgt die durchschnittliche Lichtlimitierung 11,3%, in Abschnitt B 3,8%. In Mz-II ist die Lichtlimitierung im Mittel um 0,4% größer als in Mz-I, was im wesentlichen auf die erhöhte Selbstbeschattung des Phytoplanktons zurückzuführen ist.

Die Nährstoff- und Dichtelimitierung des Wachstums hat in Mz-I und Mz-II keine Bedeutung: Die berechnete P-Limitierung beträgt im unteren Abschnitt der Fließstrecke maximal 0,8%. Die Dichte-Limitierung des Periphytonwachstums kann bei den zugrunde gelegten Halbsättigungskoeffizienten von 600 mg C/m^2 vernachlässigt werden.

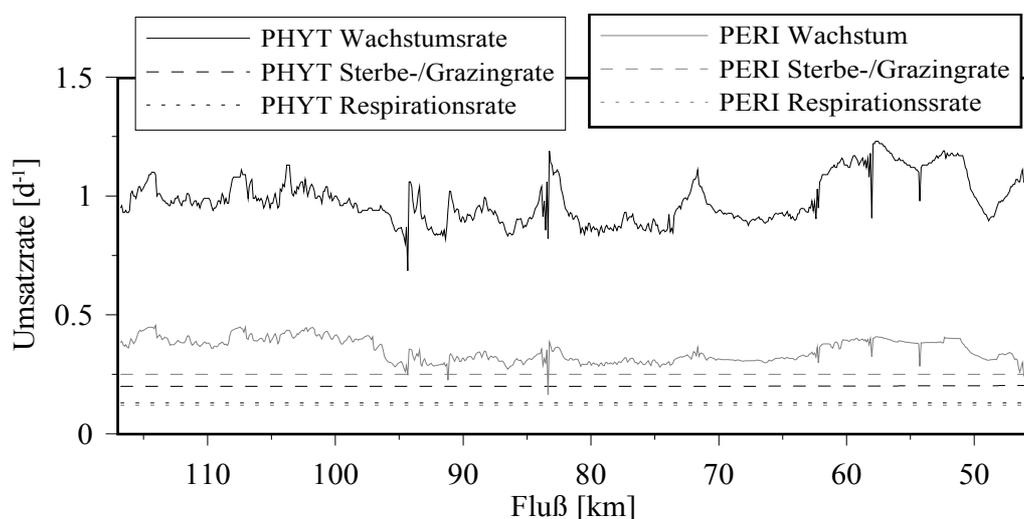


Abbildung 24: Simulierte Wachstumsraten, Sterbe-/Grazingraten und Respirationsraten des Phytoplanktons und Periphytons im Gewässerlängsschnitt für Mz-II.

Die Respirationsraten sowie die Sterbe- und Grazingraten werden im Modell als zeitlich und räumlich konstant betrachtet. Sie wurden im Rahmen des Kalibrierungsprozesses identifiziert bzw. auf Basis von Literaturangaben definiert. Für das Periphyton entspricht die Summe der Respirations- und Absterberate annähernd der effektiven Wachstumsrate. Dies hat zur Folge, daß die zeitliche Veränderung der Biomasse des Periphytons nur von den veränderten Lichtverhältnissen abhängt. Für das Phytoplankton überwiegt das Wachstum mit der Folge, daß die Phytoplankton-Konzentration im Gewässerlängsschnitt deutlich zunimmt. Die effektiven Wachstumsraten des Phytoplanktons liegen in Mz-II zwischen $0,72$ und $1,38 \text{ d}^{-1}$ (Abb. 24). In Abschnitt B liegen sie im Mittel bei $1,15 \text{ d}^{-1}$, in Abschnitt D aufgrund der größeren mittleren Wassertiefe im Mittel bei $0,91 \text{ d}^{-1}$. Die mittlere, effektive Wachstumsrate des Periphytons ist ebenfalls in Abschnitt D geringer: sie beträgt hier $0,31 \text{ d}^{-1}$, in Abschnitt B $0,31 \text{ d}^{-1}$.

Die maximale Wachstumsrate des Phytoplanktons, die bei der Kalibrierung identifiziert wurde, liegt mit $2,13 \text{ d}^{-1}$ bzw. $2,01 \text{ d}^{-1}$ über den Werten, die von Thomann & Müller (1987) vorgeschlagen und von Lindenschmidt (2006) für die Saale ermittelt wurden. Sie befindet sich jedoch in beiden Fällen innerhalb des aus der Literatur überlieferten Wertebereiches (Tab. 9). Die maximale Wachstumsrate des Periphytons liegt mit $0,50$ bzw. $0,65 \text{ d}^{-1}$ am unteren Ende des überlieferten Wertebereiches (Brown 2002).

4.4.6 Sauerstoffeinträge und -zehrung

Eine hohe autotrophe Sauerstoffproduktion führt dazu, daß die Sauerstoffkonzentrationen auf der gesamten Fließstrecke im gesättigten Bereich liegen. In Mz-II kommt es verbreitet zu Übersättigungen, insbesondere in den Abschnitten, die durch hohe Wachstumsraten gekennzeichnet sind. Die Sauerstoffproduktion des Phytoplanktons nimmt entlang der Fließstrecke proportional zur Biomasse von $1,3$ auf $6,2 \text{ mg}/(\text{ld})$ zu, die Sauerstoffzehrung durch Respiration steigt von $1,1$ auf $5,5 \text{ mg}/(\text{ld})$ an. Die Produktions- und Respirationsraten des Periphytons weisen eine hohe räumliche Variabilität auf: in Abschnitt B beträgt die Sauerstoffproduktion im Mittel $2,96 \text{ mg}/(\text{ld})$, die respiratorische Zehrung $2,85 \text{ mg}/(\text{ld})$. Im Abschnitt D werden im Mittel $2,09 \text{ mg}/(\text{ld})$ Sauerstoff produziert und $1,49 \text{ mg}/(\text{ld})$ veratmet. Somit ergibt sich ein positiver NCM-Wert (Nettogesamtumsatz), der sich in den konstant hohen Konzentrationen bzw. Übersättigungen widerspiegelt. Die Umsatzraten des Phytoplanktons liegen in der Größenordnung der Werte, die unter ähnlichen Bedingungen in der Krümmen Spree gemessen wurden (Ockenfeld 2001). Die NCM-Bilanz war dort tendenziell negativ.

Die physikalische Belüftungsrate k_2 liegt im Mittel bei $9,5 \text{ d}^{-1}$. Für die Teilabschnitte B und D ergeben sich im Mittel k_2 -Werte von $8,1$ bzw. $8,4$. Die in D größere Sohlrauhigkeit führt zu einer Erhöhung von k_2 , aufgrund der im Vergleich zu B größeren mittleren Wassertiefe wird dieser Effekt aber wieder ausgeglichen, so daß die resultierenden Werte ähnlich sind. Der effektive physikalische Sauerstoffeintrag ist in beiden Rechenzeiträumen aufgrund der hohen Konzentrationen gering und im wesentlichen auf die Nachtstunden beschränkt: In Mz-I werden in Abschnitt B $0,36 \text{ mg O}_2 /(\text{ld})$ und in D $0,94 \text{ mg O}_2 /(\text{ld})$ eingetragen.

Die berechnete Sedimentsauerstoffzehrung (SSB) liegt in Mz-I im Mittel bei $1,33 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$. Bei einer mittleren Wassertiefe von $0,54 \text{ m}$ entspricht dies $2,46 \text{ mg}/(\text{ld})$. In Abschnitt D beträgt die Zehrungsrate im Mittel $1,11 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$ und liegt damit unter dem gemessenen Mittelwert von $2,08 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$ (vgl. Abschn. 4.2.5). Sie stimmt annähernd mit dem von Haag

(2002) für den Neckar berechneten Wert von $0,96 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$ überein. Das berechnete Maxima des *SSB* liegt bei $3,43 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$, das Minima bei 0. Der Berechnungsansatz impliziert, daß der *SSB* in Gewässerabschnitten mit großen Wassertiefen und geringen Fließgeschwindigkeiten niedrig oder gleich Null ist. Dies vernachlässigt, daß hier meist feinkörnige, organische Sedimente vorkommen, die nach Thomann & Müller (1987) durch hohe Zehrungsraten gekennzeichnet sind. Insgesamt ist die Bedeutung des *SSB* für den Sauerstoffhaushalt gering: die autotrophe Sauerstoffproduktion und -zehrung sind die steuernden Größen im betrachteten Gewässerabschnitt. Der *SSB* könnte zur qualitativen Abschätzung der Denitrifikationsrate herangezogen werden: Da ein hoher *SSB* charakteristisch für feinkörnige Sedimente ist, die reich an organischer Substanz sind, ist eine positive Korrelation zur Denitrifikationsrate denkbar.

4.4.7 Stickstoffumsatz und -retention

Für den anorganischen Stickstoff (NH_4+NO_3) stellen die Aufnahme durch autotrophe Organismen sowie die Denitrifikation die Senken im Modell dar. Der Stofffluß in diese Senken überwiegt gegenüber den Einträgen, da die Konzentrationen im Gewässerlängsschnitt abnehmen (vgl. Abb. 20d). Die Netto-Assimilation der autotrophen Biomasse ergibt sich aus der Differenz von Wachstum und Absterben/Abweidung: für das Phytoplankton beträgt sie in Modellierungszeitraum Mz-I $0,09$ bis $0,23 \text{ mgN}/(\text{l d})$, in Mz-II $0,13$ bis $0,45 \text{ mgN}/(\text{l d})$ (Abb. 24). Für das Periphyton ist sie mit durchschnittlich $0,051$ bzw. $0,055 \text{ mgN}/(\text{l d})$ deutlich geringer.

Die berechnete Ammonium-Präferenz (P_{NH_4}) bei der N-Aufnahme beträgt 70 bzw. 68% , was zu einem starken Absinken der ohnehin niedrigen NH_4 -Konzentrationen führt. Der im Modell berücksichtigte NH_4 -Sedimentfluß (F_{NH_4}) führt dazu, daß keine vollständige Zehrung stattfindet und geringe NH_4 -Konzentrationen im gesamten Flußabschnitt anzutreffen sind. F_{NH_4} beträgt $56,2$ bzw. $91,9 \text{ mgN}/(\text{m}^2\text{d})$. Garban et al. (1995) ermittelten an der Seine Werte in derselben Größenordnung. Ursache für die Ammoniumfreisetzung aus Sedimenten ist die Mineralisation organischen Stickstoffs und die Ammonifikation, d.h. die dissimilatorische Umsetzung des Nitrats in Ammonium. Diese ist auf eine enge Zone innerhalb des Sediments begrenzt und ist deutlich geringer als die durch Mineralisation freigesetzte Stoffmenge (Garban et al. 1995).

Die benthische Denitrifikationsrate bei 20°C (k_{ds}) beträgt $201 \text{ mgN}/(\text{m}^2\text{d})$ im Modellierungszeitraum Mz-I und $189 \text{ mgN}/(\text{m}^2\text{d})$ in Mz-II (vgl. Abschn. 4.4.2). Unter Berück-

sichtigung der jeweiligen Wassertemperaturen ergeben sich effektive Denitrifikationsraten von 130 - 160 mgN/(m²d) bzw. 162 - 180 mgN/(m²d). Diese dürften die tatsächlichen Denitrifikationsraten leicht überschätzen, da das Modell die Ammonifikation im Sediment, die ebenfalls eine Nitratsenke darstellt, nicht berücksichtigt. Sie macht in der Regel nur wenige Prozent des Nitratabbaus aus, kann aber unter Umständen bis zu 40% betragen (Revsbech et al. 2005). Vor dem Hintergrund der Ergebnisse anderer Studien, die unter ähnlichen Bedingungen stattfanden, sind die ermittelten Denitrifikationsraten plausibel: Garcia-Ruiz et al. (1998b) beobachteten in einem nitratreichen Fließgewässer bei niedrigeren Temperaturen Denitrifikationsraten von 33 - 128 mgN/(m²d), Christensen et al. (1990) ermittelten unter sommerlichen Bedingungen Werte von 320 bis 430 mgN/(m²d).

Unter Berücksichtigung der jeweiligen Abflußverhältnisse ergibt sich aus den Denitrifikationsraten eine mittlere Nitratreduktion von 0,35 bzw. 0,41 mgN/(ld). Sie variiert räumlich in Abhängigkeit von der Wassertiefe und der Sohlfläche (Abb. 25). Der Vergleich der Senken des anorganischen Stickstoffs im Gewässerlängsschnitt zeigt, daß am Beginn der Fließstrecke die Retention von der benthischen Denitrifikation geprägt wird, während am Ende der Fließstrecke die autotrophe Assimilation überwiegt. Die Gesamtretention nimmt mit der Fließstrecke leicht zu.

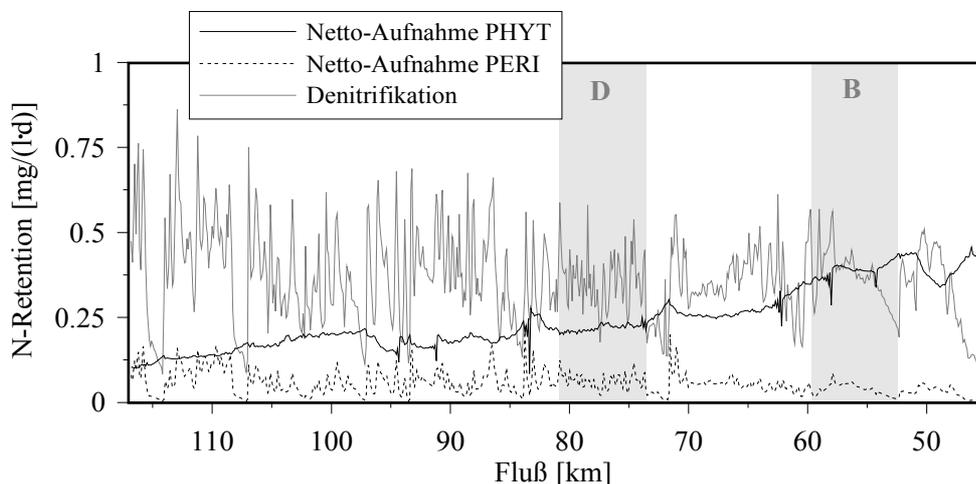


Abbildung 25: Mittlere, simulierte Retention des anorganischen Stickstoffs durch autotrophes Wachstum und Denitrifikation im Gewässerlängsschnitt (Zeitraum Mz-II).

Für die Nitrifikationsrate (k_{12}) wurde entsprechend Warwick et al. (1999) ein Wert von 1,0 d⁻¹ angenommen. Daraus ergibt sich nach der in F17 dargestellten Beziehung eine mittlere Nitrifikation von 0,055 mgN/(ld) in Mz-I bzw. 0,081 mgN/(ld) in Mz-II. Die Mineralisation des organischen Stickstoffs steigt mit zunehmender Biomasse des Phytoplanktons entlang der Fließstrecke von 0,01 auf 0,1 mgN/(ld) (Mz-I) an. Die

Mineralisation des organischen Stickstoffs in den Gewässerbettsedimenten ist darin nicht berücksichtigt. Die dort freigesetzte Stickstoffmenge ist im NH_4 -Fluß enthalten.

Aus den eingetragenen Stofffrachten an den Modellrändern und den umgesetzten Stoffmengen im Gewässerlängsschnitt wurde eine Stoffbilanz aufgestellt (Tab. 23). Es wird deutlich, daß die Denitrifikation die größte Stickstoffsенke darstellt: auf einer Fließstrecke von 70,7 km werden 17,5 bzw. 25,9% des Nitrat-Stickstoffs reduziert. Der Großteil des für das Wachstum benötigten Stickstoffs stammt entsprechend des berechneten NH_4 -Präferenzfaktors aus dem Ammonium, dessen größte Quelle wiederum die Sedimente darstellen. Das Sediment fungiert somit gleichzeitig als Stickstoffsенke und -quelle, wobei die durch Denitrifikation bedingte Senkenfunktion insgesamt deutlich größer ist: die sedimentgebundene Netto-Stickstoffreduktion beträgt im betrachteten Gewässerabschnitt 12,2% für Mz-I bzw. 15,5% für Mz-II. Die autotrophe N-Aufnahme beträgt 8,0 bzw. 16,5% der im Flußabschnitt vorkommenden Gesamtfracht. Daraus ergibt sich eine Gesamtretention des anorganischen Stickstoffs von 20,2 bzw. 32%. Die in Mz-II höheren Umsätze sind auf höhere Temperaturen und Strahlungswerte zurückzuführen.

Tabelle 23: Mittlere gemessene Einträge und modellierte Umsätze und Austräge des anorganischen Stickstoffs im Gewässerabschnitt Gera - Großschocher in den Zeiträumen Mz-I und Mz-II [in kg/d].

Modellvariable	$\text{NH}_4\text{-N}$		$\text{NO}_3\text{-N}$	
	Mz-I	Mz-II	Mz-I	Mz-II
Obere Modellgrenze	31,1	27,4	1924,6	1565,6
Einleitungen	41,3	41,3	160,3	160,3
Zuflüsse	11,3	8,5	121,6	125,0
Netto-Aufnahme PHYT	-87,2	-156,8	-45,1	-81,5
Netto-Aufnahme PERI	-16,2	-28,0	-6,7	-12,9
Mineralisation	10,8	30,3		
Nitrifikation	-39,7	-56,7	39,7	56,7
Denitrifikation			-335,8	-406,5
Sedimentfluß	98,0	161,0		
Untere Modellgrenze (km 46,4)	49,3	28,6	1858,5	1405,5

Die bisherigen Ergebnisse basieren auf der Annahme, daß die Denitrifikationsrate im gesamten Gewässerabschnitt konstant ist. Damit hängt die durch Denitrifikation umgesetzte Stoffmenge von der Größe der Sohlfläche und der Gewässertiefe ab. Sediment-eigenschaften, wie der Anteil schluffig-toniger bzw. organischer Komponenten, und die Heterogenität des Längsprofils werden nicht berücksichtigt, obwohl enge Zusammenhänge

zu diesen Faktoren bestehen (Garcia-Ruiz et al. 1998b, Borchardt et al. 2001).

Zur Erfassung räumlicher Unterschiede der Denitrifikationsrate wurde diese getrennt für die Gewässerabschnitte B und D identifiziert. Dazu wurden die Meßdaten der 24h-Beprobung vom 3./4.08.2004 verwendet (vgl. Abschn. 4.4.2). Die temperaturkorrigierte Denitrifikationsrate beträgt in Abschnitt B 240 mgN/(m²d) und ist damit um den Faktor 2,5 niedriger als in Abschnitt D (639 mgN/(m²d)). Beide Werte liegen im oberen Teil des aus der Literatur überlieferten Bereiches (Birgand et al. 2005). Bemerkenswert erscheint, daß in Abschnitt D auf einer Fließstrecke von 8 km fast 10% der Nitrat-Fracht durch Denitrifikation reduziert werden (Tab. 24). Der Netto-Rückhalt im Sediment beträgt bei Berücksichtigung der NH₄-Freisetzung 8,6%. Im morphologisch homogenen Abschnitt B verringert sich die N-Fracht um 2,9%.

Tabelle 24: Mittlere gemessene Einträge und modellierte Umsätze und Austräge des anorganischen Stickstoffs in den Abschnitten B und D am 03./04.08.2004 [in kg/d].

Modellvariable Abschnitt	NH ₄ -N		NO ₃ -N	
	B	D	B	D
Eintrag Obere Grenze	9,2	7,2	1488,9	1691,5
Einleitungen	0	8,2	0	4,9
Netto-Aufnahme PHYT	-25,1	-18,2	-12,7	-6,6
Netto-Aufnahme PERI	-6,9	-11,2	-3,8	-0,5
Mineralisation	3,2	2,6		
Nitrifikation	-4,3	-7,6	4,3	7,6
Denitrifikation			-71,7	-169,3
Sedimentfluß	27,5	25,1		
Austrag Untere Grenze	3,6	6,9	1405,1	1527,9

Die in Abschnitt D deutlich höhere Denitrifikation kann daran liegen, daß

- im Gegensatz zu Abschnitt B an der Gewässersohle Sedimente vorliegen, in denen der Hauptteil der gewässerinternen Denitrifikation stattfindet (Birgand et al. 2005),
- eine größere Heterogenität der Gewässersohle (vgl. Abb. 5) einen verbesserten hydraulischen Kontakt von fließender Welle und Interstitial bewirkt und damit das Denitrifikationspotential gesteigert wird (Duff & Triska 2000),
- der Eintrag partikulärer organischer Stoffe in naturnahen Gewässern höher ist. Damit steigt die Konzentration an bioverfügbaren DOC im Interstitial an, welche mit der Denitrifikationsrate positiv korreliert (Sobczak et al. 2002).

Die Tatsache, daß in Abschnitt B trotz homogener Sohle, weitgehend fehlender Sedimente und hoher O₂-Konzentrationen im Freiwasser eine beachtliche Abnahme anorganischen Stickstoffs stattfindet, kann verschiedene Ursachen haben:

- Denitrifikation kann auch ohne Durchströmung des Interstitialraumes in anaeroben Nischen vorhandener Sedimentreste und des heterotrophen Biofilms stattfinden (Birgand 2000).
- Aufgrund fehlender Sedimente kann der Ammonium-Fluß in die Wassersäule geringer sein als im Modell angenommen. Das hätte zur Folge, daß die NH₄-Konzentrationen sinken, sich der NH₄-Präferenzfaktor in Richtung des Nitrates verschiebt und mehr Nitrat für das autotrophe Wachstum benötigt wird. Damit würde auch die im Rahmen der Modellkalibrierung ermittelte Denitrifikationsrate geringfügig sinken.
- Die Periphyton-Biomasse wird unterschätzt. Eine höhere autotrophe N-Aufnahme würde eine niedrigere Denitrifikationsrate implizieren. Gleichzeitig würde unter Annahme eines konstanten Präferenzfaktors (P_{NH_4}) der benthische NH₄-Fluß ansteigen. Bei einer Erhöhung der Periphyton-Biomasse um den Faktor 7 könnte die Stickstoffmenge aufgenommen werden, die durch Denitrifikation entzogen wird. Eine Fehleinschätzung der Randbedingungen der Periphyton-Biomasse ist möglich, da sie nicht direkt gemessen, sondern auf empirischer Basis ermittelt wurde (vgl. Abschn. 3.2.2.3).

4.4.8 Phosphorumsatz und -retention

Für den anorganischen Phosphor (PO₄-P) stellen die autotrophe Aufnahme und ein potentiell negativer Sedimentfluß die Senken im Modell dar. Die autotrophe Netto-Assimilation ergibt sich aus der Differenz der beim Wachstum aufgenommenen und der bei Respiration bzw. Absterben der Biomasse freigesetzten Stoffmenge. Die durch das Phytoplankton aufgenommene Phosphormenge entspricht gemäß des definierten N:P-Verhältnisses einem Zehntel des assimilierten Stickstoffs: in Mz-II nimmt die Netto-Assimilation des Phytoplanktons von 8,0 µgP/(ld) am Beginn der Fließstrecke auf 49,2 µgP/(ld) am Ende der Fließstrecke zu (Abb. 26). Die Netto-Assimilation des Periphytons schwankt räumlich entsprechend der Biomasse und liegt im Mittel bei 6 µgP/(ld). Das autotrophe Wachstum tendiert leicht zur P-Limitierung (Abschnitt 4.4.5). Das hat zur Folge, daß im Gewässerlängsschnitt die prozentuale P-Reduktion höher ist als die N-Reduktion.

Der P-Sedimentfluß (F_{PO_4}) ergibt sich aus der Differenz der freigesetzten und sedimen-

tierten Stoffmenge: er beträgt $-4,2 \text{ mgP}/(\text{m}^2\text{d})$ in Mz-I und $-5,0 \text{ mgP}/(\text{m}^2\text{d})$ in Mz-II, was einer mittleren Reduktion von $9,0$ bzw. $10,7 \text{ }\mu\text{gP}/(\text{l}\cdot\text{d})$ entspricht. Dies bedeutet, daß die Sedimentation partikulär gebundenen Phosphates gegenüber einer ggf. stattfindenden Rücklösung überwiegt. Generell wird die Phosphor-Freisetzung aus Sedimenten bei den herrschenden Rahmenbedingungen (niedrige P-Konzentrationen im Freiwasser, hohe Temperaturen und die Ausbildung anaerober Zonen, auf die die hohe Denitrifikation hinweist) begünstigt. Bei sommerlichen Verhältnissen sind die Rücklösungsraten am höchsten (Kleeberg & Dudel 1997). An der Potsdamer Havel, einem verzweigten Flußseensystem, beträgt die mittlere P-Rücklösung in den Monaten August bis Oktober durchschnittlich $20 \text{ mgP}/(\text{m}^2\text{d})$, wobei von einer höheren Freisetzung in den Seen und einer geringeren in strömenden Abschnitten auszugehen ist (Kneis et al. 2005).

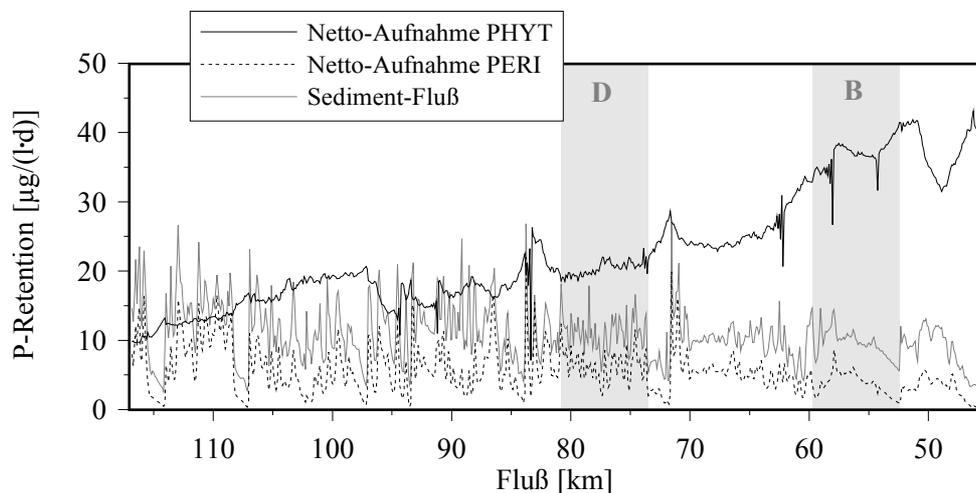


Abbildung 26: Mittlere, simulierte Retention anorganischen Phosphors durch autotrophes Wachstum und Rückhalt im Sediment im Gewässerlängsschnitt im (Zeitraum Mz-II).

Neben den Einträgen an den Modellgrenzen stellt die Mineralisation organischen Phosphors (OP) eine Quelle für den anorganischen Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$) dar. Die Mineralisationsrate liegt in Mz-II zwischen $0,6 \text{ }\mu\text{gP}/(\text{l}\cdot\text{d})$ am Beginn und $2,9 \text{ }\mu\text{gP}/(\text{l}\cdot\text{d})$ am Ende der Fließstrecke.

Die modellierten Stofffrachten verdeutlichen, daß die Assimilation des Phytoplanktons die größte Senke anorganischen Phosphors darstellt (Tab. 25). Es ist zu berücksichtigen, daß die durch Sedimentation entzogene Stoffmenge mehr als $7,3$ bzw. $8,6 \text{ kg/d}$ betragen kann, da das durch Rücklösung freigesetzte Phosphat darin enthalten ist.

Tabelle 25: Mittlere gemessene Einträge und modellierte Umsätze und Austräge des anorganischen Phosphors im Gewässerabschnitt Gera-Großschocher in den Zeiträumen Mz-I und Mz-II [in kg/d].

Modellvariable Zeitraum	PO ₄ -P	
	Mz-I	Mz-II
Obere Modellgrenze	57,5	59,1
Einleitungen	4,5	4,5
Zuflüsse	4,5	2,9
Netto-Aufnahme PHYT	-13,2	-21,5
Netto-Aufnahme PERI	-2,1	-4,1
Mineralisation	0,8	2,0
Sedimentfluß	-7,3	-8,6
Untere Modellgrenze (km 46,4)	43,4	29,4

Der PO₄-Netto-Sedimentfluß (F_{PO_4}) wurde in zwei weiteren Kalibrierungsläufen, bei der die Daten der 24h-Beprobung verwendet wurden, jeweils für die Abschnitte B und D identifiziert. Dabei wurde für Abschnitt B ein Wert von 0,52 mgP/(m²d) ermittelt, d.h. die Freisetzung durch Rücklösung überwiegt geringfügig gegenüber dem Entzug durch Sedimentation. Für Abschnitt D ist F_{PO_4} negativ (-18,5 mgP/(m²d)). Somit dominiert die Sedimentation des partikulär gebundenen Phosphates den Stofffluß. Dieser entspricht bei einer mittleren Wassertiefe von 0,57 m einer mittleren P-Reduktion von 32,4 µgP/(ld). Ursache für die starke Sedimentation anorganischen Phosphors in Abschnitt D kann zum einen der hohe Anteil partikulär gebundenen Phosphates sein (vgl. Abschn. 4.2.2), zum anderen eine geringere mittlere Strömungsgeschwindigkeit und die Ausbildung von Stillwasserzonen, die die Sedimentation begünstigen.

4.5 Szenarienanalysen

4.5.1 Einfluß der Wassertemperatur und Globalstrahlung

Ausgehend von den Randbedingungen des Modells für den Zeitraum Mz-II wurde der Einfluß der Wassertemperatur und der Globalstrahlung auf die Retention des anorganischen Stickstoffs analysiert. Die modellierten Wachstumsraten und Stoffumsätze stehen zur Wassertemperatur in einer exponentiellen Beziehung, die aus der Arrhenius-Gleichung hergeleitet wurde (vgl. Gl.12 – Gl.22). Bei einer Abnahme der Wassertemperatur von 20°C auf 5°C reduziert sich die durch das Phytoplankton aufgenommene Stoffmenge um 62,7% (Abb. 27). Die Denitrifikationsrate verringert sich um 68,5%. Aus der Literatur überlieferte Beziehungen beinhalten zum Teil eine noch stärkere Abhängigkeit: Dawson & Murphy

(1972) fanden eine um 80% reduzierte Denitrifikationsrate bei einer Temperaturabnahme von 20 auf 5°C. In ungestörten, sanddominierten Sedimentkernen wurde eine nahezu lineare Beziehung im gleichen Temperaturbereich beobachtet, während in feinkörnigen Schlämmen eine exponentielle Beziehung besteht (Garcia-Ruiz et al. 1998a). Bei instationären Betrachtungen über einen längeren Zeitraum ist die Temperatur als steuernde Größe der Denitrifikation zu bewerten (vgl. auch Hill 1988).

Die Globalstrahlung kann sich, wenn sie das Niveau der Lichtsättigung unterschreitet, wachstumslimitierend auswirken: Bei Werten von weniger als 220 ly/d wird das autotrophe Wachstum und damit die Stickstoffaufnahme deutlich reduziert (Abb. 27). Bei winter-typischen Strahlungswerten von etwa 80 ly/d beträgt das autotrophe Wachstum und die damit verbundene N-Aufnahme weniger als 50% als bei sommerlichen Strahlungsverhältnissen. Unter Annahme höherer mittlerer Abflüsse und Schwebstoffgehalte im Winter ergibt sich eine zusätzliche Reduzierung der pflanzenverfügbaren Strahlung.

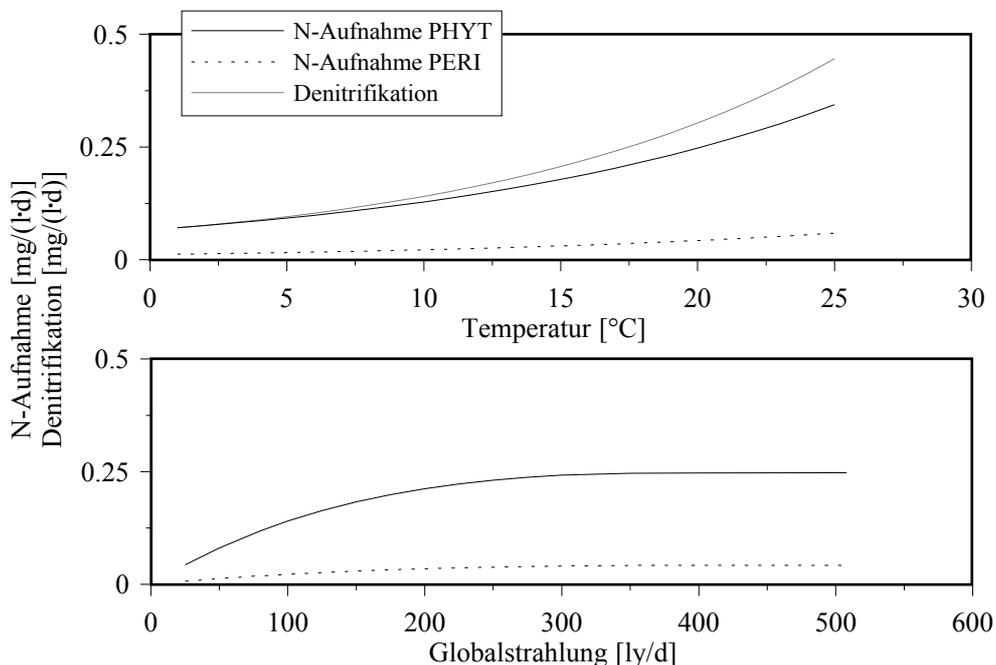


Abbildung 27: Mittlere Veränderung der Retention des anorganischen Stickstoffs bei einer Veränderung von Wassertemperatur und Globalstrahlung für die in Zeitraum Mz-I herrschenden Bedingungen.

Weiterhin wurde eine Modellrechnung unter Annahme winterlicher Temperatur- und Strahlungsverhältnisse (2°C, 80 ly/d) durchgeführt. Dabei verringert sich die Wachstumsrate des Phytoplanktons um 82% gegenüber den Verhältnissen im Spätsommer 2003 (Mz-I). Da die Absterbe- und Respirationsraten nicht temperaturabhängig sind (Gl.12, Gl.13), bleiben diese konstant und übersteigen den Wert der Wachstumsrate. Dies bewirkt, daß

PHYT entlang der Fließstrecke um 13% sinkt und Nährstoffe freigesetzt werden. In Kombination mit der verringerten Denitrifikation führt dies dazu, daß die Konzentration des anorganischen Stickstoffs ($\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$) im Lauf der Fließstrecke um knapp 20% ansteigt. In diesem Modellszenario wurde nicht berücksichtigt, daß sich die Rand- und Anfangsbedingungen ebenfalls verändern. Die Annahme einer Reduktion der autotrophen Biomassen an den Modellrändern würde eine weitere Verringerung der umgesetzten Stoffmenge und einen weiteren Anstieg des anorganischen Stickstoffs bedeuten. Es ist allerdings zu beachten, daß eine positive Korrelation zwischen der Nitrat-Konzentration in der Wassersäule und der durch Denitrifikation umgesetzten Stoffmenge besteht (García-Ruiz et al. 1998b). Dieser Effekt kann die veränderten Temperatur- und Strahlungseffekte nicht kompensieren, so daß es zur charakteristischen Ausprägung hoher Nitratkonzentrationen im Winter und niedriger im Sommer kommt (z.B. Webb & Walling 1985, Hill 1986).

4.5.2 Sensitivität morphologisch-struktureller Randbedingungen

Es wurde untersucht, welchen Einfluß verschiedene morphologische Faktoren auf die autotrophe Biomasse und den Nährstoffhaushalt haben. Dazu wurden die *Länge der Fließstrecke* (als Maß für die Sinuosität), das *Breiten/Tiefen-Verhältnis* und *Mannings n* (als Maß für die Sohlrauhigkeit) nacheinander um $\pm 10\%$ entlang des gesamten Modellabschnittes variiert. Anschließend wurden die im Modell berücksichtigten *Wehre* entfernt und die *Uferbeschattung* verändert (vgl. Abschn. 3.5.2).

4.5.2.1 Einfluß der Fließlänge, des B/T-Verhältnisses und des Mannings-Koeffizienten auf Biomasse und Nährstoffhaushalt

Von den drei untersuchten morphologischen Einflußfaktoren hat eine Veränderung der *Länge der Fließstrecke* (bzw. der Sinuosität) die größte Wirkung auf die autotrophe Biomasse und die Nährstoffkonzentrationen. Die ermittelten Elastizitäten für *Mannings n* sind demgegenüber sehr gering (Abb. 28). Es zeigt sich eine (geringfügige) Asymmetrie der Elastizitäten: Dies verdeutlicht, daß der Zusammenhang zwischen den untersuchten Faktoren und den Modellvariablen nicht linear ist. So steigt bei einer Verlängerung der *Fließstrecke* um 10% die Phytoplankton-Biomasse um 15,2% an (Abb. 29), bei einer Verkürzung um 10% sinkt PHYT um 18,4%.

Der Anstieg von PHYT ist auf eine Erhöhung der Aufenthaltszeit zurückzuführen, die sich aus der um 10% längeren Fließstrecke und einer um 2,3% verringerten mittleren

Fließgeschwindigkeit ergibt. Die Gesamtbiomasse des Periphytons nimmt im Gewässerabschnitt um 7,2% zu. Ursache ist die vergrößerte Sohlfläche. Aufgrund der erhöhten Lichtextinktion durch das Phytoplankton und einer größeren mittleren Wassertiefe verringert sich die flächenbezogene Periphytonbiomasse (PERI) im Mittel um 2,7% (Abb. 28).

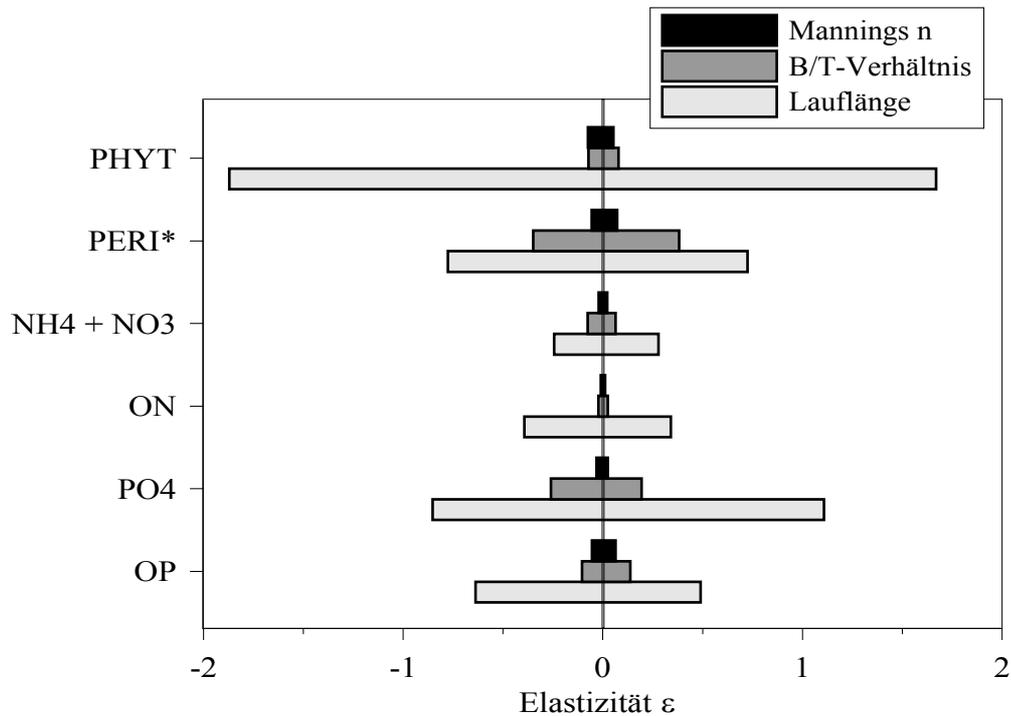


Abbildung 28: Elastizitäten der Modellvariablen bezüglich einer Veränderung morphologischer Randbedingungen (*Mannings n*, *B/T-Verhältnis*, *Lauflänge*) am Ende des modellierten Gewässerabschnittes für den Modellierungszeitraum Mz-I.

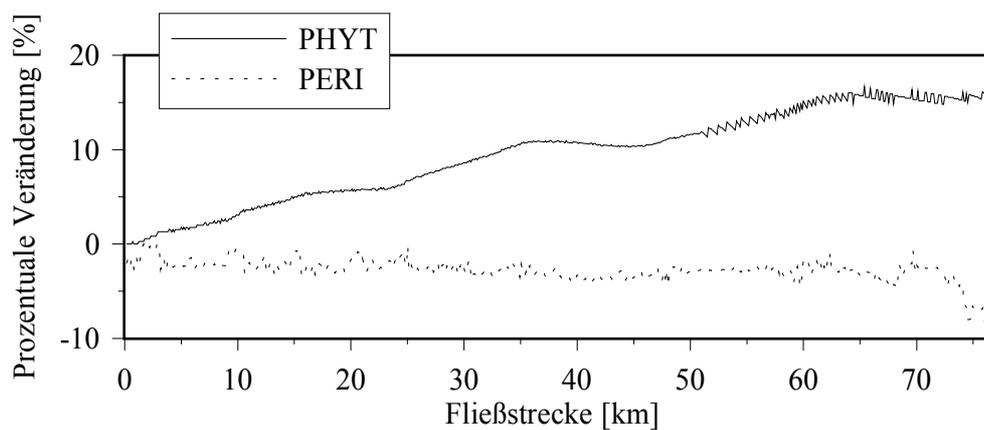


Abbildung 29: Prozentuale Veränderung der autotrophen Biomasse im Gewässerlängsschnitt bei einer Verlängerung der Fließstrecke um 10% (Referenzbedingungen: Mz-I).

Der anorganische Stickstoff (NH_4 und NO_3) sinkt um 2,4%, wofür die erhöhte Aufnahme durch die autotrophe Biomasse und die durch Denitrifikation entzogene Stoffmenge verantwortlich ist. Letztere ist im Modell an die verfügbare Sohlfläche gekoppelt: eine Sohlflächenvergrößerung um 10% bewirkt eine entsprechende Erhöhung der umgesetzten Stoffmenge. Denitrifikation trägt zu 51% zur Verringerung der Konzentration des anorganischen Stickstoffs bei, d.h. bei der betrachteten Fließstreckenverlängerung steigt die durch Denitrifikation entzogene Stoffmenge um 1,22% an. Die PO_4 -Konzentration ist am Ende der Fließstrecke um 8,5% niedriger, was ebenfalls durch verstärktes Wachstum und durch Sedimentation verursacht wird. Die größere Reduzierung im Vergleich zum anorganischen Stickstoff ist darauf zurückzuführen, daß die Phosphat-Konzentrationen vergleichsweise gering sind und sensibler auf Änderungen der Wachstumsraten reagieren. Es ist zu beachten, daß sich die sedimentierte Stoffmenge pro Flächeneinheit nicht verändert, da das Modell die Sedimentation nur bilanziell und nicht als Prozeß, der Sedimentationsgeschwindigkeiten berücksichtigt, beschreibt. Da eine Fließstreckenverlängerung das Sedimentationsregime beeinflusst, beinhaltet die Abbildung des Szenarios für $\text{PO}_4\text{-P}$ eine schwer quantifizierbare Unsicherheit. Die organischen Komponenten (ON, OP) nehmen bei einer Laufverlängerung zu, da die erhöhte autotrophe Biomasse eine vergrößerte Menge abgestorbenen organischen Materials bedingt. Diese Zunahme verdeutlicht, daß die Mineralisation deutlich langsamer verläuft als die Nährstoffaufnahme beim Wachstum.

Eine 10%ige Erhöhung des B/T-Verhältnisses bewirkt eine Verringerung der mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,7% und damit einen Anstieg der Aufenthaltszeit. Als Folge nimmt die Phytoplankton-Biomasse um 0,8% zu. Die Gesamtbiomasse des Periphytons steigt um 3,8% an, da sich die Sohlfläche um 4,8% vergrößert. Die Zunahme der autotrophen Biomasse bewirkt eine Assimilation von Nährstoffen: der anorganische Stickstoff nimmt um 0,75% ab, das Phosphat um 2,6%. Zur Reduktion des Stickstoffs trägt die Denitrifikation bei, da diese mit der vergrößerten Sohlfläche zunimmt.

Eine Erhöhung des Manning-Koeffizienten um 10% bewirkt eine geringe Reduzierung der mittleren Fließgeschwindigkeit (-0,4%). Die resultierenden Effekte sind ebenfalls gering: Die Phytoplankton-Biomasse erhöht sich am Ende der Fließstrecke um 0,5%, die Gesamtbiomasse des Periphytons verringert sich aufgrund der vergrößerten Lichtlimitation des Wachstums um 0,6%. Die Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen beträgt weniger als 0,3%.

4.5.2.2 Einfluß des Rückbaus von Wehren auf Biomasse und Nährstoffhaushalt

Ein Rückbau der acht Wehre bewirkt eine Erhöhung der mittleren Fließgeschwindigkeit um 23,7%. Aufgrund der verkürzten Aufenthaltszeit reduziert sich PHYT um 22,7%. Dagegen nimmt PERI im Mittel um 25,3% zu, besonders stark im Bereich ehemaliger Rückstau. Ursache ist die hier deutlich verringerte Wassertiefe und damit geringere Lichtlimitierung des Wachstums. Darüber hinaus bewirkt der Rückgang von PHYT eine Abnahme der Lichtextinktion und damit ebenfalls eine geringere Lichtlimitierung. Die Konzentration des anorganischen Stickstoffs nimmt um 3,0% zu. Ursachen sind der entsprechend der verminderten Aufenthaltszeit verringerte Abbau durch benthische Denitrifikation sowie die verringerte Assimilation durch die Algen. Diese resultiert aus der Reduktion der autotrophen Gesamtbioasse (PHYT+PERI), da die Zunahme von PERI den Rückgang von PHYT nicht ausgleicht. Dies bewirkt eine Zunahme des anorganischen Phosphors um 7,8%.

Die Entfernung von Wehren ändert das Abfluß-, Transport- und Sedimentationsregime in weiten Teilen des Gewässerabschnitts vollständig. Aufgrund erhöhter Fließgeschwindigkeiten und verringerter Wassertiefen wird sich zum einen der Anteil feinkörniger Sedimente mit der Zeit verringern, zum anderen der hydraulische Austausch mit dem Interstitial erhöhen. Die resultierende Veränderung der Denitrifikationsrate wird in diesem Szenario nicht berücksichtigt, da sie nicht quantifizierbar ist. Voraussetzung wären intensive maßnahmenbegleitende Meßprogramme und ein mehrdimensionaler Modellansatz, der die Abhängigkeit der Denitrifikation von den Sedimenteigenschaften und dem advektiven und diffusiven Austausch zwischen Wassersäule und Porenwasser mathematisch beschreibt. In diesem Szenario wird ebenfalls nicht berücksichtigt, daß sich die Sedimentationsrate des partikulären Phosphors verändert. Aufgrund der erhöhten Fließgeschwindigkeit ist von einer geringeren Sedimentation auszugehen.

4.5.2.3 Einfluß einer erhöhten Beschattung auf Biomasse und Nährstoffhaushalt

Eine Erhöhung des *Beschattungsgrades* entsprechend der natürlichen Bedingungen (vgl. Abschn. 3.5.2) bewirkt eine Abnahme des Phytoplanktons um 4,9% und eine Reduzierung der mittleren Periphyton-Biomasse um 3,5%. Dadurch sinkt der organisch gebundene Anteil der Nährstoffe: der anorganische Stickstoff steigt am Ende der Fließstrecke um 0,84% an, die Phosphat-Konzentration erhöht sich um 8,1%. Dabei ist nicht berücksichtigt, daß sich die Temperatur bei einer erhöhten Beschattung verringert. Die 24h-Messung in

den Abschnitten B (unbeschattet) und D (beschattet) ergibt einen mittleren Temperaturunterschied von 1,5 °C. Dies würde bei einer Ausgangstemperatur von 20°C entsprechend der in Abbildung 27 dargestellten Beziehung bedeuten, daß sich die autotrophe Stickstoffaufnahme um 9,3% und die durch Denitrifikation umgesetzte Stoffmenge um 11% reduziert. Eine Erhöhung der Beschattung wirkt somit hauptsächlich über die veränderte Temperatur auf den Stoffhaushalt.

4.5.2.4 Vergleich der Elastizitäten morphologieabhängiger Parameter und morphologischer Randbedingungen

Im Rahmen einer lokalen Sensitivitätsanalyse wurde u.a. die Elastizität der sedimentgekoppelten Stoffflüsse bzw. -umsätze bestimmt (Abschn. 4.4.1). Danach ist die benthische Denitrifikationsrate k_{ds} der sensitivste Parameter für die Variable $\text{NO}_3\text{-N}$. Eine Erhöhung um 10% führt zu einer Nitratreduzierung von 1,29% (Mz-I) bzw. 1,89% (Mz-II). Eine Veränderung von k_{ds} wirkt sich unter den gegebenen Bedingungen stärker auf das Nitrat aus als *Mannings n* und das *B/T-Verhältnis*, aber weniger stark als die *Länge der Fließstrecke*. Dabei ist nicht berücksichtigt, daß sich bei einer Vergrößerung des *B/T-Verhältnis* auch das Denitrifikationspotential verändert. Aufgrund des verbesserten hydraulischen Kontaktes ist von einer Erhöhung der Denitrifikationsrate auszugehen. Eine Erhöhung des benthischen Phosphatflusses (F_{PO_4}) um 10% bewirkt, daß $\text{PO}_4\text{-P}$ am Ende der Fließstrecke um 1,71% (Mz-I) bzw. 2,49% (Mz-II) abnimmt. F_{PO_4} ist damit weniger sensitiv als das *B/T-Verhältnis* und die *Lauflänge*.

4.5.3 Effekte von Renaturierungsmaßnahmen

Es wurde der Einfluß von drei Szenarien, die durch eine unterschiedliche räumliche Ausprägung der Maßnahmen gekennzeichnet sind, untersucht (vgl. Abschn. 3.5.3). Die von den Umweltverwaltungen geplanten Unterhaltungs- und Renaturierungsmaßnahmen (Szenario 1) haben nur sehr geringe Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt (Abb. 30). Grund ist, daß die lokal durchgeführten Einzelmaßnahmen auch in ihrer Summe nur einen geringen Anteil des untersuchten Gewässerabschnittes betreffen.

Für Szenario 2 konnten auf Basis einer Restriktionsanalyse 13 Gewässerabschnitte unterschiedlicher Länge identifiziert werden (Abb. 31), in denen eine Renaturierung entsprechend des Leitbildes möglich ist. Sie machen zusammen 36% der Gesamtlängestrecke aus. Diesen Gewässerabschnitten wurden in naturnahen Referenzbereichen ermittelte bzw. aus den Typenbeschreibungen abgeleitete morphologische Parameter zugewiesen (vgl.

Abschn. 4.1). Aufgrund der erhöhten Sinuosität in den Renaturierungsabschnitten ergibt sich eine um 16,3% verlängerte Gesamtfließstrecke.

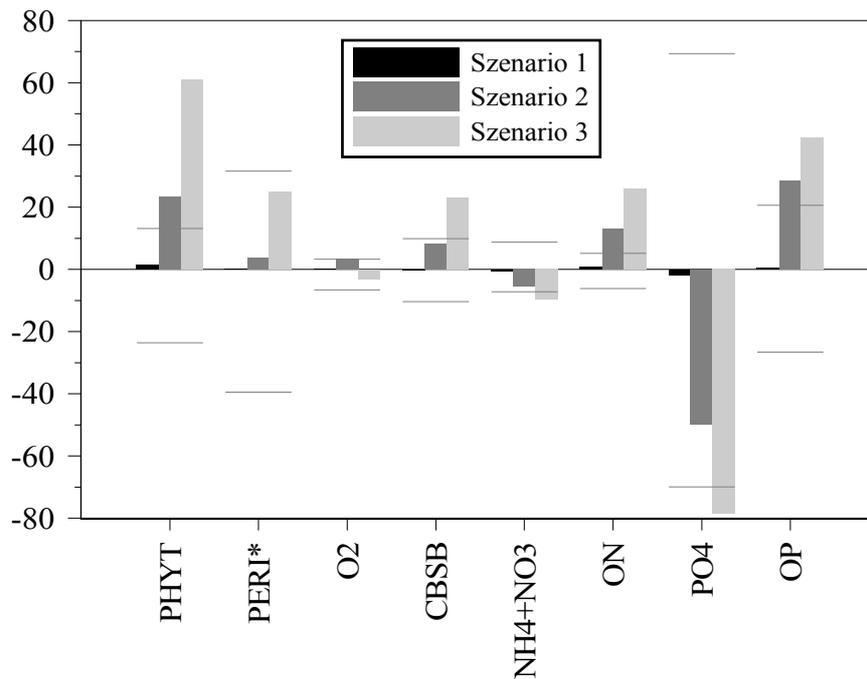


Abbildung 30: Prozentuale Veränderung der Modellvariablen am Ende der Fließstrecke (*der Gesamtbioasse) im Vergleich zu Mz-I für die Szenarien 1 – 3 und 90%-ige Vertrauensbereiche.

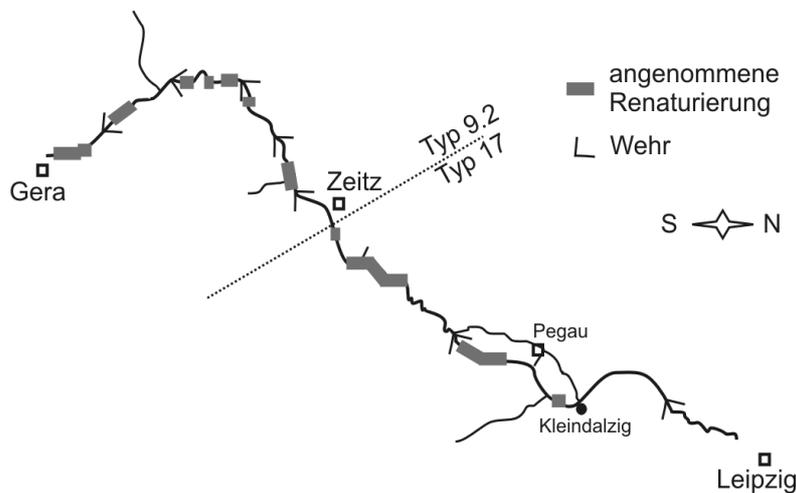


Abbildung 31: Für Szenario 2 ermittelte Gewässerabschnitte mit Renaturierungspotential, für die keine Restriktionen bestehen.

Die für Szenario 2 berechneten Effekte sind deutlich größer als in Szenario 1 (Abb. 30): Die Phytoplankton-Biomasse vergrößert sich aufgrund der erhöhten Aufenthaltszeit um 23,4%, die Gesamtbioasse des Periphytons nimmt aufgrund der vergrößerten Sohlfläche

und verringerten mittleren Wassertiefe ebenfalls zu. Der anorganische Stickstoff verringert sich bis zum Ende der Fließstrecke um 5,4%. Bei Annahme der in Abschnitt D identifizierten Denitrifikationsrate ($k_{ds} = 0,69 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$) für die Abschnitte des Gewässertyps 17 ergibt sich eine N-Reduktion um 8,6%. Dieser Wert kann als Maximaleffekt gewertet werden, da die verwendete Denitrifikationsrate am oberen Ende des aus der Literatur überlieferten Wertebereiches liegt. Die Phosphat-Konzentration halbiert sich nahezu auf der Fließstrecke. Grund dafür ist im wesentlichen die Zunahme der autotrophen Biomasse und das insgesamt geringe Konzentrationsniveau (vgl. Abschn. 4.4.7). Letzteres hat zur Folge, daß eine Veränderung des autotrophen Wachstums eine starke Veränderung der PO_4 -Konzentrationen bewirkt. Ein weiterer Grund für die Abnahme des Phosphates ist, daß aufgrund der erhöhten Aufenthaltszeit und der Vergrößerung der Sohlfläche die durch den negativen Sedimentfluß F_{PO_4} (Sedimentation) entzogene Stoffmenge zunimmt. Dabei ist zu beachten, daß bei veränderten morphologischen Randbedingungen eine Veränderung von F_{PO_4} anzunehmen ist, was bei der Implementierung des Szenarios nicht berücksichtigt wird. Aufgrund des hohen Sättigungsgrades des gelösten Sauerstoffs sind die Veränderungen gering. Der CBSB nimmt hingegen deutlich zu, was auf die Zunahme des Phytoplanktons zurückzuführen ist.

Szenario 3 beinhaltet die hypothetische Annahme, daß der gesamte Gewässerabschnitt den jeweiligen morphologischen Referenzzuständen entspricht. Daraus resultiert eine Zunahme der Gesamtließstrecke von 32,2 km (45,7%) und eine Vergrößerung der Sohlfläche von 58,5%. Die Auswirkungen auf die autotrophe Biomasse und die Nährstoffkonzentrationen sind noch einmal stärker als in Szenario 2. Trotz der Entfernung aller Wehre aus dem Modellnetz erhöht sich die Aufenthaltszeit deutlich, so daß die Biomasse des Phytoplanktons um 59,7% zunimmt und die anorganischen N- und P-Komponenten abnehmen. Auch in diesem Szenario wurden die benthischen Stoffflüsse nicht modifiziert, obwohl unter realen Bedingungen eine Veränderung anzunehmen ist.

Die betrachteten Effekte der Szenarien beziehen sich auf die in Mz-I herrschenden Bedingungen (sommerlicher Niedrigwasserabfluß). Bei den im Winter deutlich niedrigeren Umsatzraten (vgl. Abschn. 4.5.1) ist von geringeren Veränderungen auszugehen: so dürfte sich für Szenario 2, welches die unter Beachtung von Restriktionen maximal möglichen Maßnahmen enthält, im Jahresdurchschnitt eine N-Reduzierung von 2 - 4% ergeben. Für das Abflußjahr 2001 bedeutet dies bei einer berechneten N-Fracht von 2111 t an der Meßstelle Gera-Langenberg eine zusätzliche Retention von 42 - 64 t. Damit erscheint eine

Renaturierung mit dem Ziel, die N-Belastung zu senken, als wenig effektiv. Auch für den anorganischen Phosphor ist im Jahresmittel von geringeren Effekten auszugehen. Zum einen ist die autotrophe Assimilation geringer, zum anderen ist die Bilanz des Stoffflusses zwischen Sediment und Wassersäule im Mittel in etwa ausgeglichen, da in Abhängigkeit von der Jahreszeit die Fixierung durch Sorption bzw. die Mobilisierung durch Desorption oder Erosion überwiegt (House & Denison 1998).

Es ist zu berücksichtigen, daß die Variationen der Ausgabevariablen vielfach innerhalb der ermittelten Unsicherheitsbereiche liegen, welche durch die 90%igen Vertrauensgrenzen definiert sind. Dies bedeutet, daß durch eine Variation der Parameter innerhalb ihrer Vertrauensbereiche die beobachteten Effekte kompensiert werden können.

4.5.4 Bedeutung des Periphytons für den Nährstoffumsatz

Abbildung 32 zeigt, daß im untersuchten Gewässerabschnitt die Stickstoffaufnahme durch das Phytoplankton N_{GP1} mit der Fließstrecke zunimmt und deutlich größer ist als die durch das Periphyton aufgenommene Stoffmenge N_{GP2} . Das gleiche gilt für die aufgenommene Phosphormenge. Die mittlere Zunahme von N_{GP1} im Gewässerlängsschnitt läßt sich näherungsweise durch Gl.29 bzw. Gl.30 in Abhängigkeit von Flußkilometer F beschreiben.

$$\text{für Mz-I:} \quad \ln(N_{GP1}) = 0,0171 F - 2,086 \quad (\text{Gl.29})$$

$$\text{für Mz-II:} \quad \ln(N_{GP1}) = 0,0166 F - 2,575 \quad (\text{Gl.30})$$

Die durch das Periphyton aufgenommene Stoffmenge (N_{GP2}) variiert engräumig sehr stark (Abb. 19), im Mittel nimmt sie im Gewässerverlauf leicht ab. Die beste Näherung ergeben folgende lineare Beziehungen (Gl.30, Gl.31):

$$\text{für Mz-I:} \quad N_{GP2} = -2,57 \cdot 10^{-4} F + 0,041 \quad (\text{Gl.31})$$

$$\text{für Mz-II:} \quad N_{GP2} = -5,49 \cdot 10^{-4} F + 0,073 \quad (\text{Gl.32})$$

Die Steigungen der Funktionen sind im Fall Mz-II steiler, da die Wachstumsrate des Phytoplanktons größer ist. An den Schnittpunkten der Funktionen ($N_{GP1} = N_{GP2}$) nehmen beide PHYT und PERI die gleiche Stickstoffmenge auf: In Mz-I ist dies bei Flußkilometer 144,8 der Fall (27,2 km oberhalb der oberen Modellgrenze), in Mz-II bei Flußkilometer 138,7 (21,1 km oberhalb der oberen Modellgrenze).

Bei einer Veränderung der morphologischen Randbedingungen im Modell verschiebt sich der Schnittpunkt: So führt eine Erhöhung des *B/T-Verhältnisses* zu einer Verlagerung flußabwärts, da aufgrund der größeren Aufwuchsfläche und der geringeren Lichtlimitierung

die durch das Periphyton aufgenommene Stickstoffmenge zunimmt. Bei den Szenarien Sz-2 und Sz-3 bewirkt die Erhöhung der Aufenthaltszeit einen Anstieg von N_{GP1} , so daß sich der Schnittpunkt beider Kurven deutlich flußabwärts verschiebt (Abb. 32).

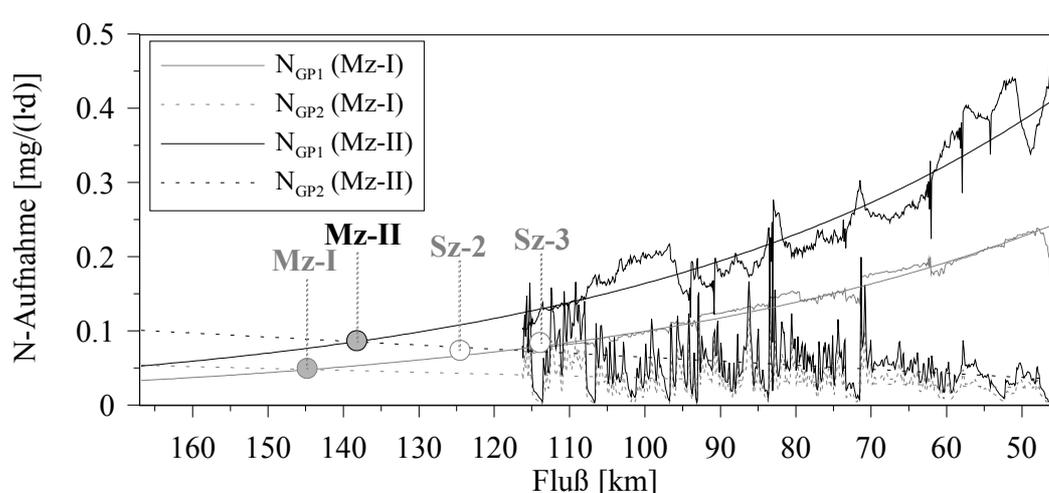


Abbildung 32: Mittlere Stickstoffaufnahme durch das Phytoplankton (N_{GP1}) und das Periphyton (N_{GP2}) im Gewässerlängsschnitt: Regressionsfunktionen und Schnittpunkte für Mz-I und Mz-II sowie die Szenarien Sz-2 und Sz-3.

Die dargestellten Kurven sind Zustandsbeschreibungen für sommerliche Bedingungen (Q : $\sim 4 \text{ m}^3/\text{s}$, WT: $15 - 20 \text{ }^\circ\text{C}$, rad: $> 300 \text{ ly/d}$). Sie verdeutlichen, daß 20 bis 30 km oberhalb des modellierten Gewässerabschnittes das Periphyton die autotrophe N-Assimilation dominiert. Dies gilt ebenso für die P-Assimilation. Da die Gesamtbiomasse des Periphytons und damit die Nährstoffassimilation von der Größe der besiedelbaren Sohlfläche abhängt, nimmt die Bedeutung des B/T-Verhältnisses für den Nährstoffumsatz im Oberlauf zu. In Abhängigkeit von den Abflußverhältnissen, der Wassertemperatur, der verfügbaren Globalstrahlung und dem Nährstoffangebot verschieben sich die Schnittpunkte im Gewässerlängsverlauf. Es ist davon auszugehen, daß die grundlegenden Beziehungen erhalten bleiben.

5 Zusammenfassung

Im folgenden werden die Ergebnisse zusammenfassend bewertet und ein Ausblick auf weitere Arbeiten gegeben.

Unter sommerlichen Niedrigwasserbedingungen wurde bei mehreren Längsschnittuntersuchungen an der mittleren Weißen Elster eine Abnahme des Nitrates und des gelösten reaktiven Phosphates festgestellt. Mit dem verwendeten Eutrophierungsmodell konnten die gewässerinternen Umsätze abgebildet und die Stoffflüsse in die Senken des Systems quantifiziert werden. Für den anorganischen Stickstoff stellt die Denitrifikation die größte Senke dar, die autotrophe Assimilation durch Phytoplankton und Periphyton ist insgesamt geringer. Das Phytoplankton ist eine größere Stickstoffsенke als das Periphyton. Im 70 Kilometer langen Gewässerabschnitt wurden N-Retentionen von 20 bis 32% unter sommerlichen Bedingungen ermittelt. Kronvang et al. (1999) beobachteten am Gjern, einem Gewässer ähnlicher Größenordnung, bei sommerlichem Niedrigwasser ebenfalls N-Retentionen von 10 bis 20%. Diese Werte geben auch Howarth et al. (1996) in ihrer Studie für mäßig belastete Flüsse im Nordosten der USA an. Vor dem Hintergrund der ermittelten Temperatur- und Lichtabhängigkeit des Stoffumsatzes dürfte der N-Rückhalt in der Weißen Elster im Jahresmittel zwischen 10 und 15% der eingetragenen Stoffmenge betragen. Behrendt et al. (2001) ermittelten für das gesamte Einzugsgebiet der Weißen Elster mit dem Stoffeintragsmodell MONERIS einen gewässerinternen Stickstoffverlust von 18%. Bei dem Vergleich ist zu berücksichtigen, daß der untersuchte Gewässerabschnitt nur knapp ein Drittel der Gesamtließstrecke der Weißen Elster beträgt und sich im unteren Bereich des Einzugsgebiet befindet. Für die gesamte Weiße Elster dürften sich höhere Verluste ergeben als die von Behrendt et al. (2001) ermittelten.

Der Vergleich von zwei Gewässerabschnitten unterschiedlicher Strukturgüte bzw. morphologischer Heterogenität ergab, daß die Stickstoffretention durch Denitrifikation im naturnahen Abschnitt um den Faktor 2,4 höher ist als im kanalisierten Abschnitt. Ursache könnte der verbesserte hydraulische Kontakt und stoffliche Austausch zu den interstitiellen Sedimenten sein (vgl. Borchardt et al. 2001, Boulton et al. 1998), wodurch der in den meisten Sedimenten nitratlimitierte Prozess der Denitrifikation beschleunigt wird (Doussan et al. 1997, Birgand 2000).

Für das Phosphat stellt die autotrophe Assimilation durch das Phytoplankton die größte Senke dar. Weiterhin findet Assimilation durch das Periphyton statt und es wird partikulär

gebundenes Phosphat durch Sedimentation aus dem Freiwasser entfernt. Der P-Rückhalt beträgt an der mittleren Weißen Elster zwischen 24 und 50% unter sommerlichen bis spätsommerlichen Bedingungen. Phosphor wird (im Gegensatz zum Stickstoff) nur temporär aus dem aquatischen System entfernt. Die Phosphor-Speicherung in den Sedimenten unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen, die von Sedimentation, Resuspension und Rücklösung abhängig sind (House & Denison 1998). Eine Differenzierung dieser Prozesse findet im bilanziellen Ansatz des verwendeten Modells nicht statt. Die insgesamt zufriedenstellende Anpassung im Validierungszeitraum zeigt, daß im Sommerhalbjahr die Veränderungen des autotrophen Wachstums die PO_4 -Konzentration kontrollieren.

Es wurden der Einfluß drei morphologischer Randbedingungen auf den Nährstoffhaushalt untersucht. Dabei wurde festgestellt, daß die *Länge der Fließstrecke*, die eine Veränderung der Aufenthaltszeit und der zur Verfügung stehenden Sohlfläche bedingt, den stärksten Einfluß auf den Nährstoffhaushalt hat. Eine Erhöhung der Aufenthaltszeit bewirkt vor allem eine erhöhte autotrophe Aufnahme durch planktische Algen, die Vergrößerung der Sohlfläche eine erhöhte Aufnahme durch benthische Algen und eine verstärkte Retention durch Denitrifikation. Das *B/T-Verhältnis* wirkt sich über den sohlflächengebundenen Stoffumsatz auf den Stoffhaushalt aus. Bei einer Zunahme des *B/T-Verhältnisses* nehmen die Nitrat-Konzentrationen ab, was den von Alexander et al. (2000) dargestellten Bezug zwischen Gewässergröße und N-Retention bestätigt - unter der Voraussetzung, daß das B/T-Verhältnis mit abnehmender Gewässergröße zunimmt, was in natürlichen Gewässern der Fall ist (Leopold et al. 1964, Rosgen 1996). Der Einfluß des Mannings-Koeffizienten auf den Nährstoffhaushalt ist gering. In kleineren Fließgewässern wurde ein vergleichsweise stärkerer Einfluß von *Mannings n* auf den O_2 - und N-Haushalt beobachtet (Frey 2001). In größeren Fließgewässern, wie z.B. der Saale, hat *Mannings n* einen noch geringeren Einfluß als in der Weißen Elster (Wagenschein & Lindenschmidt, 2006).

Es ist zu beachten, daß in der Realität die Veränderung der morphologischen Randbedingungen eine Veränderung der sedimentgebundenen Umsatzraten bedingt: So bewirkt eine veränderte Aufenthaltszeit bzw. Fließgeschwindigkeit veränderte Sedimentationsverhältnisse und damit veränderte Sedimenteigenschaften. Eine verringerte Fließgeschwindigkeit bedeutet eine erhöhte Ablagerung feinkörnigerer Partikel (Graf 1971). Diese enthalten in der Regel einen höheren Anteil an organischem Kohlenstoff als grobkörnige Sedimente und begünstigen somit z.B. den Stickstoffabbau durch

Denitrifikation (Garcia-Ruiz et al. 1998, Sobczak et al. 2002). Andererseits ist davon auszugehen, daß bei geringeren Fließgeschwindigkeiten der hydraulische Kontakt mit dem Interstitial schlechter und damit der Stoffaustausch geringer ist (Borchardt 2001). Die resultierende Veränderung der Denitrifikationsrate wird in dieser Arbeit nicht berücksichtigt und stellt somit eine Unsicherheitsquelle dar.

Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Stickstoffretention ist sehr gering. Unter Annahme der maximalen räumlichen Ausprägung der Maßnahmen (*Szenario 2*) nimmt der N-Rückhalt unter sommerlichen Bedingungen um 5,4% zu, im Jahresmittel um 2 bis 3%. Die Kosten für die Umsetzung der angenommenen Maßnahmen dürften im zweistelligen Millionenbereich liegen, da schon die in *Szenario 1* abgebildeten Maßnahmen, deren Umsetzung einen erheblich geringeren Aufwand beinhalten, 0,6 Mio. EURO kosten (LAU Halle 1998). Damit erscheint die Gewässerrenaturierung als Maßnahme zur Reduzierung der Stickstofffracht als wenig kosteneffizient. Zum Vergleich: die Reduzierung von 1 kg Stickstoff in einer kommunalen Kläranlage kostet 5,- bis 7,50 EURO pro kg (Grünebaum 1993), also maximal 0,63 Mio. EURO für die Stoffmenge, die bei der Umsetzung von *Szenario 2* zusätzlich abgebaut werden würde. Die Erhöhung der Stickstoffretention kann somit nicht als Argument für die Renaturierung der Weißen Elster verwendet werden. Aus ökologischen Gründen ist die Renaturierung morphologisch belasteter Gewässerabschnitte trotzdem notwendig, wenn der von der WRRL geforderte „gute ökologische Zustand“ beeinträchtigt ist. Für andere Flüsse der gleichen Gewässerordnung und Belastungssituation dürfte prinzipiell dasselbe gelten. In kleineren Fließgewässern sind stärkere Effekte zu erwarten, da zum einen der autotrophe Umsatz hauptsächlich im Periphyton stattfindet, zum anderen der Einfluß sedimentgebundener Umsätze auf den Stoffhaushalt der Wassersäule aufgrund der geringeren Wassertiefe höher ist. Da zudem die Kosten für die Renaturierung bzw. Veränderung der Morphologie kleinerer Fließgewässer geringer sind, ist von einer deutlich höheren Kosteneffizienz auszugehen. Es sollte jedoch berücksichtigt werden, daß auch hier punktuelle oder kleinräumige Maßnahmen nicht ausreichen, die Wasserqualität nachhaltig zu verbessern (vgl. Hübner 1998, Splett 2000, Frey 2001).

Die Ergebnisse beinhalteten verschiedene Unsicherheiten: Für die meisten Modellvariablen stellt die Parameterunsicherheit die große Unsicherheitsquelle dar. Es wurde gezeigt, daß diese durch die Modellkalibrierung verringert werden kann. Zur Kalibrierung wurden die Daten von zwei Längsschnittuntersuchungen verwendet. Für zukünftige Modell-

anwendungen könnte die Verwendung einer breiteren Datenbasis bei der Modellkalibrierung (z.B. mehrere Längsschnittuntersuchungen) die verbliebenen Unsicherheiten weiter reduziert werden (vgl. Rode & Suhr 2005).

Eine weitere Unsicherheitsquelle, insbesondere für die Ergebnisse der Szenarienanalyse und für die räumlich differenzierte Betrachtung, stellt die vereinfachte Beschreibung der Interaktion von Freiwasser und Sedimenten dar: bei veränderten morphologischen Randbedingungen ändern sich die Sedimentzusammensetzung und der hydraulische Kontakt und damit die Stoffflüsse bzw. Umsatzraten an der Gewässersohle.

Bei der Weiterentwicklung des erstellten Modells sollte eine verbesserte Beschreibung des Sedimentstoffaustausches im Mittelpunkt stehen. Die differenzierte Betrachtung aller Prozesse im Sinne eines Prozeßmodells kann dabei keine Lösung sein, da der Parametrisierungsgrad zu hoch ist und die entsprechenden Daten auf der räumlichen Skala des Modells nicht vorliegen. Für die Beschreibung der räumlichen Variation der Denitrifikationsrate gilt es einen neuen Ansatz zu entwickeln, der diese in Abhängigkeit von den morphologischen und hydraulischen Eigenschaften des Gerinnes beschreibt, die als Randbedingungen eines jeden Fließgewässergütemodells prinzipiell vorliegen: dies sind die Varianz des hydraulischen Radius bzw. der Gewässertiefe, die Fließgeschwindigkeiten und die Sohlneigung, aus der Sedimenteigenschaften abgeleitet werden können. Für die Erfassung und Beschreibung empirischer Zusammenhänge ist ein gezieltes Meßprogramm auf mesoskaliger Ebene erforderlich. Auf Basis eines solchen Ansatzes könnten dann auch charakteristische Denitrifikationsraten in Abhängigkeit vom Gewässertyp (z.B. nach Pottgiesser & Halle 2004) hergeleitet werden.

Für eine differenzierte Betrachtung des Phosphoraustausches wäre eine Trennung von Sedimentation und Rücklösung erforderlich. Zur Berechnung des sedimentierten Anteils sind weitere Daten (Sedimentfracht und Partikelgrößenverteilung) sowie die Definition von Sorptionskoeffizienten und Sedimentationsgeschwindigkeiten erforderlich. Einen Ansatz zur Berechnung der P-Rücklösung bietet das Modell HavelMod (Gnauck et al. 2003). Aber auch hier besteht das Problem, daß die zur Berechnung notwendigen Informationen, wie z.B. Eisenkonzentrationen im Porenwasser auf der mesoskaligen Anwendungsebene eines Fließgewässergütemodells normalerweise nicht vorliegen und nur mit großem Aufwand in ausreichender Dichte zu erheben sind.

Bei der weiteren Verwendung des Modells WASP ist zu beachten, daß es seit kurzem die

Version 7.0 (Wool et al. 2005) frei verfügbar ist. Diese enthält im Prinzip dieselbe Prozeßbeschreibung wie die in dieser Arbeit verwendete Version 5.2, wobei die selbst implementierten Modifikationen, wie z.B. der Sohlflächenbezug der Denitrifikationsrate, nicht enthalten ist. Aufgrund der besseren Möglichkeiten zum Pre- und Postprocessing erscheint die Anwendung von WASP7.0 für zukünftige Fragestellungen sinnvoll. Die Verwendung des hydrodynamischen Modells DYNHYD ist für kleinere, schnellfließende Fließgewässer mit Wehren nicht weiter zu empfehlen, da es sehr instabil läuft. Da WASP die hydrodynamischen Informationen über eine Input-Datei einliest, ist eine Kopplung mit anderen hydrodynamischen Modellen möglich.

6 Literaturverzeichnis

- Alan, J.D. (1995): Stream ecology – Structure and functions of running waters. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Albrecht, D.R., Borchardt, D., Ittel, I., Müller, D., Pinz, K., Warg, G. & Weppeler, K.P. (1997): Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern. DVWK-Schriften 115.
- Alexander, R.B., Smith, R.A. & Schwarz, G.E. (2000): Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758-761.
- Ambrose, R.B., Wool, T.A. & Martin, J.L. (1993): The Water Quality Simulation Program, WASP5: Model theory, user's manual, and programmer's guide. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- ATV (1996): Allgemein verfügbares Gewässergütemodell. Projektabschlußbericht 02 WA9104/4. ATV, Hennef, Deutschland.
- Bärlund, I. & Tattari, S. (2001): Ranking of parameters on the basis of their contribution to model uncertainty. *Ecological Modelling* 142(1-2): 11-23.
- Beck, M.B. (1987): Water Quality Modeling: A Review of the Analysis of Uncertainty. *Water Resources Research* 23 (8): 1393-1442.
- Beck, M.B. (1991): Principles of Modelling. *Water science and technology* 24 (6): 1-8.
- Beck, M.B. (1999): Coping with ever larger problems, models and data bases. *Water science and technology* 39 (4): 1-11.
- Behrendt, H. & Opitz, D. (2000): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410: 111-122.
- Behrendt, H., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O. & Scholz, G. (2001): Flußgebietsdifferenzierte Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet der Saale, in Rode, M., Henle, K. & Schellenberger, A.: Erhalt und Regenerierung der Saale. *Nova acta Leopoldina* 319 (84): 91-105.

- Berglund, O. (2003): Periphyton density influences organochlorine accumulation in rivers. *Limnol. Oceanogr.* 48 (6): 2106-2116.
- Bernhardt, E.S. & Likens, G.E. (2004): Controls on periphyton biomass in heterotrophic streams. *Freshwater Biology* 49: 14-27.
- Beven, K. & Binley, A.M. (1992): The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes* 6: 279-298.
- BfG (2002): Mathematisch-numerische Modelle in der Wasserwirtschaft – Handlungsempfehlung für Forschungs- und Entwicklungsarbeiten. BfG-Mitteilungen Nr.24, Koblenz.
- Birgand, F. (2000): Quantification and modeling of in-stream processes in agricultural canals of the lower coastal plain.” *Doctoral Thesis*. North Carolina State University, Raleigh, NC, USA.
- Birgand, F., Skaggs, R.W., Chescheir, G.M. & Gilliam, J.W. (2005): Nitrogen removal in streams of agricultural catchments – a literature review. Submitted to *Irrigation and Drainage*.
- Boiten, W. (2002): Flow measurement structures. Water Resources Department, Wageningen University, Netherlands.
- Borchardt, D., Fischer, J. & Ibisch, R. (2001): Struktur und Funktion des Hyporheischen Interstitials in Fließgewässern. *Wasser und Boden* 53 (5), 5-10.
- Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E. & Valett, H.M. (1998): The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review Ecologic Systems* 29: 59-81.
- Bräuer, I., Shbaita, H. & Rode, M. (2005): Analysis and optimization of cost-effectiveness of measures to minimise P-Input in river systems. Proceedings of the 6th International conference of the European Water resources association (EWRA) – Menton, France. Paper EWRA068.
- Brehm, J. & Meijerling, M.P.D. (1990): Fließgewässerkunde, 2.Auflage, Heidelberg.
- Brown, L.C. & Barnwell, T.O. (1987): The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual, Report EPA/600/3-87/007, U.S.EPA, Athens, GA, USA.
- Brown, L.C. (2002): Addendum to the Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentaion and User Manual. Tufts University, Medford, Massachusetts.
- Chapra, S. (1997): Surface Water Quality Modeling. McGraw-Hill, New York.
- Christensen, P.B., Nielsen, L.P., Sørensen, J. & Revsbech, N.P. (1990): Denitrification in nitrate rich streams, diurnal an seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. *Limnol. Oceanogr.* 35(3): 640-651.
- Cooke, J.G. & White, R.E. (1987): Spatial distribution of denitrifying activity in a stream draining an agriculture catchment. *Freshwater Biology* 18: 509-519.

- Covar, A.P. (1976): Selecting the Proper Reaeration Coefficient for Use in Water Quality Models. Presented at the U.S. EPA Conference on Environmental Simulation Modeling. Cincinnati, Ohio.
- Dawson, R. N. & Murphy K. L. (1972): The temperature dependence of biological denitrification. *Water Research* 6: 71-83.
- DHI (1992): MIKE 11 User Manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark.
- Di Toro, D.M., O'Connor, D.J. & Thomann, R.V. (1971): A Dynamic Model of the Phytoplankton Population in the Sacramento San Joaquin Delta. *Adv. Chem. Ser.* 106, American Chemical Society, Washington. 131-180.
- Doherty (2002): PEST: Model Independent Parameter Estimation. Fourth Edition, Watermark Numerical Computing and Waterloo Hydrogeologic.
- Doussan, C., Poitevin, G., Ledoux, E. & Detay, M. (1997): River bank filtration: modelling of the changes in water chemistry with emphasis on nitrogen species. *Journal of Contaminant Hydrology* 25 (1-2): 129-156.
- Duan, Q., Gupta, V.K. & Sorooshian, S. (1992): Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models. *Water Resources Research* 28: 1015-1031.
- Duff, J.H. & Triska, F.J. (2000): Nitrogen biogeochemistry and surface-subsurface exchange in streams. In: Jones, J.B. & Mulholland, P.J. (eds): Streams and Groundwaters. Academic Press, San Diego, pp. 197-220.
- DVWK (1990): Abhängigkeit der Selbstreinigung von der Naturnähe der Gewässer. DVWK Mitteilungen 21.
- Eberhardt, K. (2005): Punktuelle Einträge in das Einzugsgebiet der Weißen Elster. Diplomarbeit Universität Leipzig.
- Eitner, A. (2004): Struktur und Entwicklung benthischer Biofilme in Fließgewässern – Messungen und Simulation. Dissertation, TU Berlin, Fakultät für Prozesswissenschaften.
- EPA (1990): Guidance Manual. Appendix A: Development of model coefficients and constants. U.S. Environmental Protection Agency.
- Esser, W. (1977): Reaktionskinetische Untersuchung der Selbstreinigungsvorgänge in Fließgewässern. Dissertation, TH Darmstadt.
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 200/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 327 vom 22.12.2000: 0001-0072.
- Feigner & Harris (1970): Documentation Report – FWQA Dynamic Estuary Model. U.S: Department of Interior, Federal Water Quality Administration.
- Frey, W. (2001): Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Gewässergüte und die Selbstreinigungskraft eines Fließgewässers am Beispiel der Oster (Saarland). Berichte des Fachgebietes Wasserbau und Wasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Nr.12.

- Furumai, H., Kondo, T. & Ohgaki, S. (1989): Phosphorus exchange kinetics and exchangeable phosphorus forms in sediments. *Water research* 23: 685 – 691.
- Garban, B., Ollivon, D., Pulin, M., Gaultier, V. & Chesterikoff, A. (1995): Exchanges at the sediment water-interface in the river Seine – downstream from Paris. *Water research*, 29 (2): 473- 481.
- García-Ruiz, R., Pattinson S. M. & Whitton B. A. (1998a). Denitrification and nitrous oxide production in sediments of the Wiske, a lowland eutrophic river. *Sci. Tot. Environ.* 210: 307-320.
- García-Ruiz, R., Pattinson, S.N. & Whitton, B.A. (1998b): Denitrification in river sediments: relationship between process rate and properties of water and sediment. *Freshwater Biology* 39: 467-476.
- Geiler (1982): Wasserbau und Ökologie – in Bossel, H., Grommelt H.J., Oeser, K. (Ed.): Wasser – wie ein Element verschmutzt und verschwendet wird. Fischer, Frankfurt: 215-226.
- Gelman, A., Carlin, J., Stern, H. & Rubin, D. (1995): Bayesian Data Analysis. Chapman and Hall, London.
- Gnauck, A., Heinrich, R. & Luther, B. (2003): Modellierung und Simulation von Seen in der Unteren Havel. *Forum der Forschung* 15 (8): 43-48, TU Cottbus.
- Graf, W.H. (1971): Hydraulics of the Sediment Transport. McGraw-Hill, New York.
- Grünebaum, T. (1993): Stoffbezogene Kosten der kommunalen Abwasserreinigung. In: Neue Ansätze im integrierten Umweltschutz – Eine Herausforderung für Staat, Wirtschaft und Bürger. *Schriftenreihe Gewässerschutz - Wasser - Abwasser* 139 (23): 1-15, Aachen.
- Haag, I. (2002): Modellgestützte Optimierung des Einsatzes finanzieller Mittel zur Verbesserung des Sauerstoffhaushalts im Neckar. Wissenschaftlicher Bericht Nr. 13/2002 (VA41), Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Hill, A. R. (1986): Stream nitrate-N loads in relation to variations in annual and seasonal runoff regimes. *Wat. Res. Bull.* 22 (5): 829-839.
- Hill, A. R. (1988): Factors influencing nitrate depletion in a rural stream. *Hydrobiologia* 160: 111-122.
- Hill, A.R., Labadia, C.F. & Sanmugadas, K. (1998): Hyporheic zone hydrology and nitrogen dynamics in relation to the streambed topography of a N-rich stream. *Biogeochemistry* 42: 285-310.
- Horn, H. (1999): RIOVAL: A management tool for water quality modelling in small streams, In: Anagnostopoulos, P. & Brebbia, C.A. (Hrsg.): Water Pollution V. WIT Press, Southampton, 151-160.
- House, W.A. & Denison, F.H. (1998): Phosphorus dynamics in a lowland river. *Water research* 32 (6): 1819-1830.

- Howarth, R. W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J. A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P. & Zhu Zhao-Liang (1996): Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry* 35: 75-139.
- Hübner, G. (1998): Einfluß der naturnahen Fließgewässerumgestaltung auf die Wasserqualität am Beispiel der niedersächsischen Geestgewässer Böhme und Wiedau. NNA-Berichte 1/98, S. 118-126.
- Janssen, P.H.M. & Heuberger, P.S.C. (1995): Calibration of process-oriented models. *Ecological Modelling* 83: 55-66.
- Jensen, K., Sloth, K.N.P., Risgaard-Peterson, N., Rysgaard, S. & Revsbech, N.P. (1994): Estimation of nitrification and denitrification from microprofiles of oxygen and nitrate in model sediment systems. *Applied and Environmental Microbiology* 60(6): 2094-2100.
- Jubb, S., Guymer, I., Licht, G. & Prochnow, J. (2001): Relating oxygen demand to flow: development of an in situ sediment oxygen demand measurement device. *Water science and technology* 43 (5): 203-210.
- Käss, W. (1992): Geohydrologische Markierungstechnik. Lehrbuch der Hydrogeologie Band 9, Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Kasimir, P. (2004): Oberflächengewässer – Methodische Ansätze, Bewertungsgrundlagen und Einzelergebnisse, in: Manuskript zur Auftaktveranstaltung “Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Sachsen-Anhalt”. Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt, Magdeburg.
- Kellman, L. & Hillaire-Marcel, C. (1998): Nitrate cycling in streams: using natural abundances of NO_3^- - $\delta^{15}\text{N}$ to measure *in-situ* denitrification. *Biogeochemistry* 43: 273-292.
- Kirchesch, V. & Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSIM - Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktodynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 43: 302-309.
- Kleeberg, A. & Dudel, G.E. (1997): Changes in extent of phosphorus release in a shallow lake (Lake Großer Müggelsee; Germany, Berlin) due to climatic factors and load. *Marine Geology* 139 (1-4): 61-75.
- Koordinierungsgruppe Saale (2004): Bericht über die Umsetzung der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG für den Koordinierungsraum Saale (B-Bericht).
- Kornaros, M. & Lyberatos, G. (1998): Kinetic modelling of *Pseudomonas denitrificans* growth and denitrification under aerobic, anoxic and transient operating conditions. *Water Research* 32(6): 1912-1922.
- Kneis, D., Knösche, R. & Bronstert, A. (2005): Model-based Analysis of Nutrient Retention and Management for a Lowland River. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* (submitted).
- Kronvang, B., Svendsen, L. M., Jensen, J. P. & Dørge, J. (1999): Scenario analysis of nutrient management at the river basin scale. *Hydrobiologia* 410: 207-212.

- Krug (2002): Modelling, Simulation and Optimisation for Manufacturing, Organisational and Logistical Processes. SCS Europe Publishing House, Delft.
- Kuhl, F., Weatherly, R. & Dahmann, J. (1999): Creating computer simulation systems. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.
- Lampert, W. & Sommer, U. (1999): Limnoökologie (2. Aufl.). Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Lane, E.W. (1955): The importance of fluvial morphology in hydraulic engineering. American Society of Civil Engineering, Proceedings 81, paper 745.
- Lange, G. & Lechner, K. (1993): Gewässerregelung & Gewässerpflege – Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. Verlag Paul Parey, 3.Auflage, Hamburg/Berlin.
- LAU Halle (1998): Fließgewässerprogramm des Landes Sachsen-Anhalt. Band 18: Verbindungsgewässer Weiße Elster. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle/Saale.
- Leopold, L.B., Wolmann, M.G. & Miller, J.P. (1964): Fluvial Processes in Geomorphology, Freeman, San Francisco, CA.
- LfUG Sachsen (2001): Gewässerstrukturgütebericht für den Freistaat Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- Lindenschmidt, K.E. (2005): The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modelling. *Ecological Modelling* (in press).
- Lindenschmidt, K.E. & Wagenschein, D. (2003): WASP-Data: A Tool for Pre- and Postprocessing of the water quality model WASP, kommentierter Quellcode.
- Lindenschmidt, K.E., Poser, K. & Rode, M. (2005a): Impact of morphological parameters on water quality variables using a computer modelling simulation of a regulated, lowland river. *Water Science and Technology* (submitted).
- Lindenschmidt, K.E., Hesser, F. & Rode, M. (2005b): Integrating water quality models in the high level architecture (HLA) environment. *Advances in Geosciences* (in press).
- Lock, M.A. (1993): Attached microbial communities in rivers. In: Ford, T.E. (Ed.) Aquatic Microbiology: an ecological approach, pp. 113- 138, Blackwell Scientific Publications, Boston.
- Lorenzen, J., Larsen, L.H., Kjaer, T. & Revsbech, N.P. (1998): Biosensor determination of the microscale distribution of nitrate, nitrate assimilation, nitrification and denitrification in a diatom-inhabited freshwater sediment. *Applied and Environmental Microbiology* 64(9): 3264-3269.
- Luther, B. (2004): Simulationsmodell und Optimierung – Werkzeuge zum Wassergütemanagement. In: Gnauck, A.: Modellierung und Simulation von Ökosystemen. Tagungsband zum Workshop Kölpinsee 2002; S. 107-118, Berichte aus der Umweltinformatik, Shaker-Verlag.

- Mariotti, A., Gerrmon, J.C., Hubert, P., Kaiser, P., Letolle, R., Tardieux, R. & Tardieux, P. (1981): Experimental determination of nitrogen kinetic isotope fractionation: Some principles; illustration for denitrification and nitrification processes. *Plant Soil* 62: 413-430.
- Marquardt, D.W. (1963): An Algorithm for Least-Squares Estimation of Non-Linear Parameters, *Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics* 11: 431-441.
- McKay, M.D. Beckman, R.J. & Conover, D.C. (1979): A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. *Technometrics* 21 (2): 239-245.
- Muhammetoglu, A. & Soyupak, S. (2000): A three-dimensional water quality-macrophyte interaction model for shallow lakes. *Ecological Modelling* 133: 161-180.
- Müller, A., Hanisch, C., Zerling, L., Lohse, M. & Walther, A. (1998): Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse Band 58, Heft 6.
- Müller, S. (2001): Beschreibung der Modellbausteine des Gewässergütemodells FGSM der ATV-DVWK.
- Murdock, J., Roelke, D. & Gelwick, Fr. (2004): Interactions between flow, periphyton and nutrients in a heavily impacted urban stream: implications for stream restoration effectiveness. *Ecological Engineering* 22: 197-207.
- Nakamura, Y. & Stefan, H.G. (1994): Effect of Flow Velocity on Sediment Oxygen Demand: Theory. *Journal of Environmental Engineering* 120 (5): 996-1016.
- Nash, J. & Sutcliffe, J. (1970): River flow forecasting through conceptual models. Part I – a discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10: 282-290.
- Neu, T.R. & Lawrence, J.R. (1997): Development and structure of microbial biofilms in river water studied by confocal laser scanning microscopy. *FEMS Microbiology Ecology* 24:11-25.
- Neumann, H. (1979): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften und das Selbstreinigungsvermögen von Fließgewässern. *Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen* 6: 123-161.
- Ockenfeld, K. (2001): Die Bedeutung verminderter Wasserführung für phytoplanktongekoppelte Stoffumsetzungen und den Sauerstoffhaushalt der Krümmen Spree. Dissertation, BTU Cottbus, Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik.
- Omlin, M. & Reichert, P. (1999): A comparison of techniques for the estimation of model prediction uncertainty. *Ecological Modelling* 115: 45-59.
- Omlin, M., Brun, R. & Reichert, P. (2001): Biogeochemical model of lake Zurich: sensitivity, identifiability and uncertainty analysis. *Ecological Modelling* 141: 105-123.
- Parkhill, K.L. & Gulliver, J.S. (1997): Comparison of Two Sediment Oxygen Demand Measurement Techniques. *Journal of Environmental Engineering* 97-98.
- Patt, H., Jürging, P. & Kraus, W. (1998): Naturnaher Wasserbau – Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer, Berlin.

- Patterson, D. (2000): WASP-Builder - a tool for WASP-Preprocessing. Integrated Decision Support Group, Colorado State University.
- Pauer, J.J. & Auer, M.T. (2000): Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system. *Water research* 34: 1247-1254.
- Perchtold, K., Kirchesch, V. & Müller, D. (1988): Modellversuche zur Nitrifikation am Gewässerbett. *GWF-Wasser-Abwasser* 129 (1): 1-7.
- Pottgiesser, T. & Halle, M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL. Projektbericht. Umweltbüro Essen.
- Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., Somlyódy, L. & Vanrolleghem, P. (1998): River Water Quality Modelling: I. State of the art. *Water Science and Technology* 38 (11): 237-244.
- Reichert, P. (1994): Concepts underlying a computer program for the identification and simulation of aquatic systems (AQUASIM 1.0) Bd. 7. Dübendorf: Schriftenreihe der EAWAG, 3-906484-08-4.
- Reichert, P. & Omlin, M. (1997): On the usefulness of overparameterized ecological models. *Ecological Modelling* 95: 289-299.
- Reichert, P. (2004): UNCSIM – a Program Package for Statistical Inference, Sensitivity, Identifiability and Uncertainty Analysis. EAWAG, Dübendorf.
- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L. & Vanrolleghem, P. (2001a): River Water Quality Model No.1. IWA-Scientific and Technical Report No.12.
- Reichert, P. & Vanrolleghem, P. (2001b): Identifiability and uncertainty analysis of the River water Quality Model No.1. *Water Science and technology* 43 (7): 329-338.
- Revsbech, N.P., Jacobsen, J.P. & Nielsen, L.P. (2005): Nitrogen transformations in microenvironments of river beds and riparian zones. *Ecological Engineering* 24: 447-455.
- Reynolds, C.S. (1984): The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ. Press.
- Rode, M. & Suhr, U. (2005): Multi-objective calibration of a river water quality model for the Elbe River, Germany. Proceedings, International Congress on Modelling and Simulation (MODSIM) 12.-15. Dec 2005, Melbourne.
- Rosemond, A.D., Mulholland, J. & Brawley, H. (2000): Seasonally shifting limitation of a stream periphyton: response of algal populations and assemblage biomass and productivity to variation in light, nutrients, and herbivores. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 57: 66-75.
- Rosenberg, M., Haase, D., Augenstein, I., Erfurth, S. & G. Schulz (2002): Biotop- und Nutzungstypenkartierung im Einzugsgebiet der Saale (unveröffentlichter UFZ-Bericht).
- Rosgen, D. (1996): Applied River Morphology. Wildland Hydrology, Colorado.
- Sänger, N. (2001): Austauschprozesse zwischen Fließgewässern und hyporheischer Zone. *Wasser und Boden* 53 (5): 11-18.
- Schlehf, D. (2004): Eutrophierungsmodellierung der unteren Saale. Diplomarbeit, Universität Magdeburg.

- Schumm, S.A. (1960): The shape of alluvial channels in relation to sediment type. U.S. Geological survey – Prof. Paper 352-B.
- Schumm, S.A. (1977): The fluvial systems. Wiley and Sons, New York.
- Schwoerbel, J. (1993): Einführung in die Limnologie, 7. Auflage, Stuttgart.
- Sheibley, R.W., Jackman, A.P., Duff, J.H. & Triska, F.J. (2003): Numerical modelling of coupled nitrification-denitrification in sediment perfusion cores from the hyporheic zone of Shingobee River, MN. *Advances in Water Resources* 26: 977-987.
- Silva, S.R., Kendall, C., Wilkison, D.H., Ziegler, A.C., Chang, C.C.Y. & Avanzino, R.J. (2000): A new method for collection of nitrate from fresh water and the analysis of nitrogen and oxygen isotope ratios. *Journal of Hydrology* 228: 22-36.
- Sebilo, M., Billen, G., Grably, M. & Mariotti, A. (2003): Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry* 63: 35-51.
- Seitzinger, S.P. (1990): Denitrification in aquatic sediments. In: Revsbech, N.P. & Sørensen, J. (ED): Denitrification in Soil and Sediment. Plenum Press, New York.
- Seitzinger, S. P., Styles, R. V., Boyer, E. W., Alexander, R. B., Billen, G., Howarth, R. W., Mayer, B. & van Breemen, N. (2002): Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A.. *Biogeochemistry* 57/58: 199-237.
- Shanahan, P., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Somlyódy, L. & Vanrolleghem, P. (1998): River Water Quality Modelling: II. Problems of the art. *Water Science and technology* 38 (11): 245-252.
- Shanahan, P. & Alam, M.M. (2001): WASP Version 5.2, Maine Department of Environmental Protection.
- Snowling, S.D. & Kramer, J.R. (2001): Evaluating modelling uncertainty for model selection. *Ecological Modelling* 138 (1): 17-30.
- Sobczak, W., Findlay, S. & Dye, S. (2002): Relationship between DOC bioavailability and nitrate removal in an upland stream: An experimental approach. *Biogeochemistry* 66: 1-19.
- Somlyódy, L., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Shanahan, P. & Vanrolleghem, P. (1998): River Water Quality Modelling III: Future of the Art. *Water Science and technology* 38 (11): 253-260.
- Son, D.H. & Fujino, T. (2003): Modeling approach to periphyton and nutrient interaction in a stream. *Journal of Environmental Engineering* 129 (9): 834-843.
- Splett, G. (2000): Einfluß von Strukturverbesserungen auf die Selbstreinigungskraft von Fließgewässern – eine Übersicht, *Wasserwirtschaft* 90 (7-8): 380-383.
- Strahler, A.N. (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union* 38: 913 – 920.
- Streeter, H.W. & Phelps, E.B. (1925): A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, III, Factors Concerned in the Phenomena of Oxidation and Reaeration. U.S. Public Health Service, Public Health Bulletin No. 146, reprinted DHEW, PHA, 1958.

StUfa Leipzig (2002): Gutachten zur Bewirtschaftung der Weißen Elster im Bereich von Zeitz bis zur Mündung. Abschlußbericht.

Surmann, S.B., Walker, J.T., Goddard, D.T., Morton, L.H.G., Keevil, C.W., Weaver, W., Skinner, A., Hanson, K., Caldwell, D.E., Kurtz, J. (1996): Comparison of microscopic techniques for the examination of biofilms. *Journal of Microbiological Methods* 25: 57-70.

Thomann, R.V. & Mueller, J.A. (1987): Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. Harper & Row Publishers, New York.

Träbing, K., Fischer-Antze, T. & Dittrich, A. (2001): Wasserbaulich beeinflusste Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Porenwasser. *Wasser und Boden* 53 (5), 19-24.

Truax, D.D., Shindala, A. & Sartain, H. (1995): Comparison of two Sediment Oxygen Demand Measurement Techniques. *Journal of Environmental Engineering* 9: 619-624.

Uehlinger, U. (1991): Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (Necker, Switzerland). *Arch. Hydrobiol.* 123 (2): 219-237.

Uehlinger, U., Bühner, H. & Reichert, P. (1996): Periphyton dynamics in a floodprone prealpine river: evaluation of significant processes by modelling. *Freshwater biology* 36: 249-263.

U.S. ACE (1995): CE-QUAL-RIV1: A Dynamic, One-Dimensional (Longitudinal) Water Quality Model for Streams: Users Manual, Instruction Report E-90-1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Van Drecht, G., Bouwman, A.F., Knoop, J.M., Beusen, A.H.W. & Meinardi, C.R. (2003): Global modeling of the fate of nitrogen from point and nonpoint sources in soils, groundwater and surface water. *Global biochemical cycles* 17(4): 1115 Dec 13 20.

Von Saleski, M. (2003): Parameteridentifizierung und –kalibrierung im Rahmen des Flussgebietsmanagements der Saale. Diplomarbeit, Universität Magdeburg.

Von Saleski, M., Warwick, J.J., Hohmann, R. & Lindenschmidt, K.E. (2004): Parameterunsicherheit eines hydrodynamischen Flussmodells mit Wehren. *Gas- und Wasserfach* 145 (5): 310-317.

Vrugt, J.A., Gupta, H.V., Bouten, W. & Sorooshian, S. (2003): Shuffled Complex Evolution Metropolis (SCEM-UA) algorithm – Manual. Institute for Bioersivity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam.

Wang, H., Appan, A. & Gulliver, J.S. (2003): Modeling of phosphorus dynamics in aquatic sediments II: examination of model performance. *Water Research* 37: 3939-3953.

Wagenschein, D. & Lindenschmidt, K.E. (2006): Zusammenhänge zwischen Flußmorphologie und Gewässergüte - Modellierung an der Weißen Elster und Saale. In: Gnauck, A. (Hrsg.): Tagungsband zum 8. Workshop „Modellierung und Simulation von Ökosystemen“. Shaker Verlag.

Warwick, J.J. (1999): Enhancement of the hydrodynamic model DYNHYD. Commented source code.

- Warwick, J.J., Cockrum, D. & McKay, A. (1999): Modeling the impact of subsurface nutrient flux on water quality in the lower Truckee River, Nevada. *Journal of the American Water Resources Association*, 35 (4): 837-850.
- Webb, B. W. & Walling D. E. (1985): Nitrate behaviour in streamflow from a grassland catchment in Devon, U.K.. *Water Research* 19 (8): 1005-1016.
- Wolf, P. (1974): Simulation des Sauerstoffhaushaltes in Fließgewässern. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 53, Stuttgart.
- Wolf, P., Boes, M., & Buck, H. (1986): Auswirkungen von Flußstauhaltungen auf die Gewässerbeschaffenheit. *Wasserwirtschaft* 76 (7/8): 316-319.
- Wool, T.A., Ambrose, R.B., Martin, J.L. & Corner, E.A. (2005): Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) – Version 7.0. US Environmental Protection agency (EPA), Atlanta GA.
- Wuhrmann, K. (1969): Selbstreinigung in Fließgewässern. Berichte der ATV, Heft 23.
- Zielke, W. (1998): Modellbildung, Kalibrierung, Validierung. In: BfG (1998): Mathematische Modelle in der Gewässerkunde – Stand und Perspektiven. BfG-Mitteilung Nr. 19.

7 Danksagung

Mein Dank gilt allen Kolleginnen und Kollegen vom UFZ, die für meine Fragen ein offenes Ohr hatten, die mir bei Problemen zur Seite standen und die mir bei Probenahme und Analytik geholfen haben.

Hervorheben möchte ich Herrn Dr. Michael Rode, der mir als betreuender Wissenschaftler jederzeit zur Seite stand, und Dr. Karl-Erich Lindenschmidt, beim dem ich mir in der Anfangszeit meiner Arbeit nützliche Ratschläge holen konnte.

Herrn Prof. Dr. rer. nat. habil. Albrecht Gnauck danke ich für die Betreuung und kritischen Hinweise sowie die Übernahme der Begutachtung der Arbeit, Herrn Prof. Dr. rer. nat. habil. Gerhard Wiegleb für die Übernahme des Zweitgutachtens.

Bei den Probenahmen haben mir geholfen: Kathrin Poser, Dr. Kirsten Hennrich, Ivanka Boteva. Danken möchte ich auch der Arbeitsgruppe Analytik des Departments Fließgewässerökologie, insbesondere Frau Mages, Frau Lerche, Frau Hoff und Frau Götzke. Bei den BSB- und SSB-Messungen im Labor half mir René Wodrich. Für die Isotopenanalytik danke ich Dr. Karsten Osenbrück vom Department Isotopenhydrologie. Besonderer Dank gilt Frau Ute Kuhlicke für Ihre Einführung in die Laser-Scanning-Mikroskopie und die Hilfe beim Scannen der Biofilme.

Weiterhin danke ich Dr. Gunter Wriedt, der mir bei technischen Fragen der Modellierung und Modellkalibrierung half. Nadine Borges und Joris Spindler, mit denen ich ein Zimmer teilte, gilt mein besonderer Dank für die mentale Unterstützung und für die anregenden Diskussionen zum Thema Stickstoffretention in Fließgewässern.

Außerdem danke ich Dr. Peter Shanahan (Hydroanalysis Inc., USA) für die Hilfe bei Problemen der Modellierung mit WASP sowie David Kneis (Universität Potsdam) und Markus Funke (Universität Kassel) für den Informationsaustausch.

Meiner Frau und meinen Kindern möchte ich herzlich für Ihre Geduld danken, die sie in der arbeitsreichen „Endphase“ der Zusammenschrift aufbringen mußten.