

# **BMBF-Förderschwerpunkt Elbe-Ökologie**

**Projekt 0339603**

## **Bedeutung der Stillwasserzonen und des Interstitials für die Nährstoffelimination in der Elbe**

### ***Teilprojekt***

***Untersuchung und Bilanzierung des Nährstofftransportes und –umsatzes im  
Interstitial der Elbe***

### **Arbeitsbericht I**

**Untersuchung zur Abhängigkeit der Wasserbeschaffenheit des  
Interstitials in der Oberen Elbe von den Umweltbedingungen**

ECOSYSTEM SAXONIA GmbH  
Thomas-Müntzer-Platz 5  
01307 Dresden

Leitung: Dr. K.-P. Lange  
Mitwirkung: J. Kranich, H. Felber, D. Lange

Dresden, November 2000

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>6</b>
1.1	Aufgabenstellung .....	6
1.2	Stand der Auftragsarbeiten .....	7
<b>2</b>	<b>Kenntnisstand zum Stofftransport und –umsatz im hyporheischen Interstitial</b> .....	<b>9</b>
2.1	Das hyporheische Interstitial .....	9
2.2	Austauschprozesse und Bedeutung der Kolmation im Interstitial .....	10
2.3	Grundwasserverhältnisse in der Oberen Elbe .....	16
2.4	Stoffumsatz und biologische Struktur im Interstitial .....	17
2.5	Schlussfolgerungen aus dem gegenwärtigen Kenntnisstand .....	22
<b>3</b>	<b>Untersuchungsmethodik</b> .....	<b>25</b>
3.1	Untersuchungsgebiet und Abflusssituation .....	25
3.2	Probenahmeeinrichtungen .....	31
3.3	Analyse der Wasserbeschaffenheit und weitere Untersuchungen .....	34
<b>4</b>	<b>Charakterisierung der Beprobungsstellen</b> .....	<b>36</b>
4.1	Wasserwerk Saloppe .....	36
4.2	Dresden-Übigau .....	38
4.3	Meißen-Siebeneichen .....	40
4.4	Belgern .....	42
<b>5</b>	<b>Ergebnisse der Untersuchungen</b> .....	<b>43</b>
5.1	Tiefenprofile Übigau .....	43
5.2	Tiefenprofile Meißen-Siebeneichen .....	56
5.3	Vergleich mit Belgern .....	64
5.4	Temperaturmessung im Interstitial .....	64
5.5	Untersuchungen zum Längstransport im Interstitial .....	67
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung, Diskussion und Ausblick</b> .....	<b>70</b>
<b>7</b>	<b>Literatur</b> .....	<b>77</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Lageplan des Untersuchungsabschnittes an der Elbe mit Angabe der einzelnen Probenahmestellen.....	26
Abb. 2: Ergebnisse der Korngrößenbestimmung des Sedimentes der Untersuchungsstellen an der Elbe in einer Tiefe von 0 – 45 cm .....	27
Abb. 3: Abflusssituation der Elbe im Zeitraum November 1999 bis Oktober 2000 am Pegel Dresden (Tagesmittelwerte in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ).....	29
Abb. 4: Abfluss und Abflussänderung der Elbe im September und Oktober 2000 am Pegel Dresden (Tagesmittelwerte in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ).....	29
Abb. 5: Wasserstand (15 min Werte) und Abfluss (Tagesmittelwerte) am Pegel Dresden vom 21.09.-30.09.00 .....	30
Abb. 6 Probenahmetechnik (Tracerversuch) durch Interstitial-Multi-Level-Sonde im Vergleich mit den Ergebnissen der Temperaturmessung (LENK ET AL. 2000) .....	31
Abb. 7: Schematische Darstellung der horizontal eingebauten Beprobungsrohre (Material HDPE, geschlitztes Filterrohr).....	32
Abb. 8: Beispiel für die Ermittlung der erforderlichen Zeit und der notwendigen Abpumpmenge aus den horizontalen Beprobungsrohren bis zum Erreichen weitgehend konstanter Wasserbeschaffenheitsdaten als Voraussetzung für die Entnahme repräsentativer Wasserproben (Daten: Beprobung Tiefe 25 cm, Dresden-Übigau).....	33
Abb. 9: Probenahmestelle Dresden-Saloppe (Probenahmestelle TU Dresden und als Vergleichsprobenahmestelle vorgesehen .....	36
Abb. 10: Zuordnung der eingeschätzten unterirdischen Teil-EZG zu der Probenahmestelle Saloppe .....	37
Abb. 11: Lage der Probenahmestelle Dresden-Übigau .....	38
Abb. 12: Probenahmestelle Dresden-Übigau (Probenahmestelle auch für die Durchführung der methodischen Untersuchungen, oberhalb der Einleitung der Kläranlage Dresden). .....	38
Abb. 13: Teileinzugsgebiet zur rechtsseitigen Probenahmestelle am Standort Dresden Übigau.....	39
Abb. 14: Lage der Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen .....	40
Abb. 15: Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen (Probenahmestelle mit geringerem mittlerem Korndurchmesser und zur Erfassung des Einflusses der Kläranlage Dresden-Kaditz auf die Elbe) .....	41
Abb. 16: Zuordnung der Teil-EZG zur Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen .....	41
Abb. 17: Lage der Probenahmestelle Belgern.....	42
Abb. 18: Probenahmestelle Belgern (Prallhang, geringe Sedimentkörnung).....	42
Abb. 19: Beispiele für Vertikalprofile von Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Sauerstoff an der Messstelle Dresden-Übigau vom 18.09.00 mit typischen vertikalen Gradienten und am 09.10.00 mit geringen Gradienten durch Infiltration von Oberflächenwasser bei gestiegenem Abfluss .....	43
Abb. 20 : Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit des Elbwassers und Interstitials am Probenahmepunkt Dresden-Übigau im Vergleich zu der Veränderung des Abflusses im Freiwasser.....	44
Abb. 21: Beispiel für die Grundwasserverhältnisse im Einzugsgebiet der Messstelle Dresden-Übigau im Vergleich zum Elbpegel (Entfernung der Pegel zur Untersuchungsstelle: 2/91 - ca. 250 m; 1/91 unten - ca. 350 m; 4/91 - ca. 400 m) .....	45
Abb. 22: Zeitlicher Verlauf des Wiederanstieges der Leitfähigkeit über 48 h im Interstitial in Dresden-Übigau nach einer vorherigen Absenkung des Leitfähigkeitsgradienten durch Infiltration von Oberflächenwasser (kurzzeitig angestiegener Wasserstand vor der Untersuchung); Die kurzzeitige Absenkung der Leitfähigkeit in 13 cm Tiefe bei häufiger Entnahme ist bedingt durch die Probenahme. ....	46

Abb. 23: Überblick über den zeitlichen Verlauf der Temperatur im Interstitial der Probenahmestelle Dresden-Übigau (detaillierte Analysen mit Temperatursensoren s. Kap. 5.4).....	48
Abb. 24: Abweichung der Wassertemperatur in den Tiefenschichten des Interstitials im Vergleich zur Wassertemperatur des Freiwassers bei den wöchentlichen Untersuchungen in Dresden-Übigau.....	48
Abb. 25: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes im Interstitial der Probenahmestelle Dresden-Übigau.....	49
Abb. 26: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffprofils im Interstitial am Probenahmepunkt Dresden-Übigau.....	49
Abb. 27: Beispiele für Vertikalprofile der Stickstoffkomponenten an der Probenahmestelle Dresden-Übigau vom 18.09.00 (Schichtung) und am 09.10.00 (Infiltration von Oberflächenwasser).....	52
Abb. 28: Zeitlicher Verlauf des Nitrats [ $\text{mg l}^{-1}\text{NO}_3\text{-N}$ ] im Interstitial der Probenahmestelle Dresden-Übigau und des Abflusses (Tagesmittel) [ $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ] der Elbe.....	53
Abb. 29: Zeitlicher Verlauf der organischen Belastung des Interstitials am Probenahmeort Dresden-Übigau.....	54
Abb. 30: Zeitlicher Verlauf des Gesamtphosphor-Gehaltes (TP) des Interstitials am Probenahmeort Dresden-Übigau.....	55
Abb. 31: Vergleich der Konzentrationen von ortho-Phosphat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) und Gesamtphosphor (TP) im Interstitial und im Freiwasser der Elbe in Dresden-Übigau.....	56
Abb. 32: Beispiele für Vertikalprofile von Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Sauerstoff an der Messstelle Meißen-Siebeneichen vom 18.09.00 mit vertikalen Gradienten und am 09.10.00 mit geringeren Gradienten durch Infiltration von Oberflächenwasser bei gestiegenem Abfluss.....	57
Abb. 33: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit im Interstitials am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen.....	58
Abb. 34: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes im Interstitial der Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen.....	58
Abb. 35: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffgehaltes im Interstitial am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen.....	59
Abb. 36: Zeitlicher Verlauf des Nitrat-Gehaltes im Interstitial am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen.....	60
Abb. 37: Zeitlicher Verlauf der organischen Belastung im Interstitial am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen.....	60
Abb. 38: Beispiele für Vertikalprofile der Stickstoffkomponenten an der Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen vom 18.09.00 (Schichtung) und am 09.10.00 (Infiltration von Oberflächenwasser).....	62
Abb. 39: Zeitlicher Verlauf des Gesamtphosphors an der Untersuchungsstelle in Meißen-Siebeneichen.....	63
Abb. 40: Vergleich der Konzentrationen von ortho-Phosphat und Gesamtphosphor ( $\text{mg l}^{-1}$ ) im Interstitial und im Freiwasser der Elbe in Dresden-Übigau.....	63
Abb. 41: Temperaturgang zwischen 26.09. und 28.09.2000 bei spätsommerlichen Wetter im Interstitial und Freiwasser am Probenahmeort Dresden-Übigau.....	65
Abb. 42: Wassertemperatur im Interstitial an der Probenahmestelle Dresden-Übigau bei steigender Wasserführung.....	66
Abb. 43: Wassertemperatur im Interstitial an der Probenahmestelle Dresden-Übigau in der Abkühlungsphase.....	66
Abb. 44: Temperaturganglinie beim Tracerversuch am 20.09.00 an der Untersuchungsstelle Dresden-Übigau.....	67
Abb. 45: Ganglinie der Leitfähigkeit beim Tracerversuch am 20.09.00 an der Untersuchungsstelle Dresden-Übigau.....	68

## **Tabellenverzeichnis**

Tab. 1: Gegenüberstellung der Charakteristika der einzelnen Probenahmeorte .....	26
Tab. 2: Querverteilung des Ammoniums 12.07.2000 in der Fließstrecke der Elbe unterhalb Dresdens (Angaben in $\text{mg l}^{-1} \text{NH}_4\text{-N}$ ) .....	28
Tab. 3: Untersuchungsparameter und Methoden bei der Untersuchung des Elbeinterstitials	34
Tab. 4: Wichtige Parameter der Sedimentstruktur an den Untersuchungsstellen .....	69

## **1 Einleitung**

### **1.1 Aufgabenstellung**

Die Elbe gehört zu den am intensivsten genutzten Fließgewässerökosystemen in Europa. Ursache hierfür sind die dichte Besiedlung im Böhmisches Becken, im Oberen Elbtal und den Hauptzuflüssen der Elbe sowie die zugehörigen industriellen Strukturen. Die Abflussspende pro Einwohner von weniger als 0,05 Liter pro Sekunde und Einwohner ist nur um den Faktor 10 größer als die genutzte Wassermenge. Flussgebiete mit vergleichbarer Nutzungsintensität erfordern tiefgreifende Bewirtschaftungsmaßnahmen auf der Grundlage von Bilanzen und Modellen des Stoffhaushaltes sowie ökologischen Leitbildern. Die Elbe ist andererseits eine der Hauptzuflüsse zur Nordsee und bestimmt durch den Stoffeintrag wesentlich die stoffliche Belastung der Nordsee. Die Umsetzung der Nordseekonvention erfordert eine Senkung Nährstoffbelastung der Elbe.

Nach BEHRENDT ET AL. (1998) wird deutlich, dass Retention und Verluste ca. zwei Drittel des Nährstoffeintrages ausmachen. Eine begründete Prognose der Veränderung der Auswirkung von Sanierungsmaßnahmen im Gewässereinzugsgebiet setzt deshalb voraus, die wesentlichen Retentions- und Verlustgrößen beschreiben zu können und deren Abhängigkeit von der Veränderung der Umweltbedingungen zu erfassen. Beispielsweise ist die Denitrifikation eine wesentliche Verlustquelle für den Stickstoffhaushalt. Einerseits wird sie bei Reduzierung der organischen Belastung des Gewässers gemindert, andererseits kann durch die zunehmende Eutrophierung der Elbe in Folge der Sanierungsmaßnahmen die Sekundärbelastung Ausmaße annehmen, welche eine Zunahme der Denitrifikation bewirken.

Eine Analyse zeigt, dass für die Obere Elbe neben der fließenden Welle (die bisher vergleichsweise gut untersucht worden ist) zwei wesentliche Strukturkomponenten maßgebend sein können, die den Schwerpunkt des vorliegenden Forschungsprojektes darstellen:

- die Gewässersohle,
- das Interstitial.

Entsprechend der Korngrößenverteilung des Sedimentes nach HAUNSCHILD (1996) wird deutlich, dass insbesondere für den Abschnitt der Oberen Elbe die Gewässersohle mit dem Interstitial bei relativ hohen, mittleren Korndurchmessern eine wesentliche Rolle spielen kann.

Ausgehend von diesen Fakten und Thesen besteht die Zielstellung für dieses Projekt darin, durch eine Kombination von Feld-, Labor- und (numerische) Modelluntersuchungen des Nährstoffhaushaltes und der damit verbundenen Kompartimente, die Retentions- und Eliminationsmechanismen für Stickstoff und Phosphor zu erfassen, zu beschreiben und zu prognostizieren. Dabei wird angestrebt, die modellhafte Prozessbeschreibung vom Ansatz her auf andere Gewässer übertragbar zu gestalten.

Für die Parameter Phosphor und Stickstoff ist hierbei von unterschiedlichen Eliminations-, Rückhalte- sowie Rücklösungsmechanismen auszugehen. Während sich Phosphor weitgehend inert verhält und nur in seinem Verhältnis zwischen gelöster, partikulärer und sedimentierter Fraktion schwanken kann, wird durch die Vorgänge der Nitrifikation und Denitrifikation sowie N-Assimilation und N-Dissimilation eine direkte Eliminierung von Stickstoff aus dem Gewässer möglich.

Im Rahmen dieses 1. Arbeitsberichtes waren hierfür folgende wesentliche Aufgaben zu bearbeiten:

1. Erfassung des internationalen Stands der Arbeiten im Interstitial und Auswertung der Literatur bezüglich der Ableitung der Untersuchungsmethodik im Interstitial unter dem besonderen Aspekt des vertikalen Austausches und des horizontalen Transportes
2. Durchführung von methodischen Voruntersuchungen zur Probenahme im Interstitial mit verschiedenen Entnahmeverfahren, Ableitung eines horizontalen Entnahmeverfahrens für regelmäßige Untersuchungen und Aufbau der Beprobungsstellen
3. Durchführung der Beprobung des Interstitials und Bewertung der Ergebnisse bezüglich der Weiterführung des Untersuchungsprogramms

## **1.2 Stand der Auftragsarbeiten**

Die im Arbeitsbericht dargestellten Untersuchungen beziehen sich im wesentlichen auf den Zeitraum September 1999 bis Oktober 2000. In dieser Periode konnten kontinuierlich Probenahmen durchgeführt werden. Aufbauend auf die Ergebnisse und deren Bewertung wurden weiterführende Überlegungen für die folgenden Untersuchungen entwickelt.

Die methodischen Voruntersuchungen und der anschließende Aufbau der Untersuchungsstellen wurde durch eine hohe Wasserführung der Elbe zwischen Februar und April 2000 behindert. Weiterhin erwies sich Vandalismus durch Zerstörung von Probenahmearrichtungen als ein Problem, das durch methodische Änderungen der Gestaltung der Probenahmestellen beseitigt werden musste. Die daraus resultierenden notwendigen Änderungen führten dazu, dass die praktischen Untersuchungen mit dem Schwerpunkt im 2. Halbjahr 2000 durchgeführt wurden, während sich die theoretischen Arbeiten auf das 1. Halbjahr 2000 konzentrierten.

Die Untersuchungen wurden im Gebiet des Oberen Elbtales zwischen Dresden und Torgau durchgeführt. Hierzu fanden mehrfach Abstimmungen mit der TU Dresden, Frau Prof. Röske statt. In diesem Zusammenhang wurden ergänzend zum ursprünglichen Plan abgestimmte Untersuchungen zur Vertikalverteilung der Temperatur im Interstitial durchgeführt. Im Ergebnis dieser Gespräche wird der örtliche Schwerpunkt der Arbeiten der TU Dresden am Wasserwerk Saloppe in Dresden (Fluss-km 52,3 rechts) und für den Bearbeiter unterhalb Dresden-Übigau bis Torgau festgelegt.

Im Zusammenhang mit der Auswertung der Ergebnisse der physiko-chemischen Untersuchungen des Interstitials hat sich gezeigt, dass ein bedeutender Einfluss auf die Tiefenverteilung durch das Grundwasser bzw. die Ex- und Infiltration ausgeübt wird. Weiterhin führt die horizontale und vertikale Inhomogenität des körnigen Sediments sowie deren zeitliche Veränderung zu der Notwendigkeit einer Präzisierung der Untersuchungsstrategie, um für die untersuchte Fließstrecke verallgemeinerungsfähige Daten zu erhalten. Diese Vorschläge werden im vorliegenden Bericht diskutiert.



## **2 Kenntnisstand zum Stofftransport und –umsatz im hyporheischen Interstitial**

### **2.1 Das hyporheische Interstitial**

Der Lebensraum des hyporheischen Interstitials wird nach WHITE (1993) definiert als gesättigte Zone im Porenraum des Sediments unterhalb der Flusssohle und in den Sohlbänken, der sowohl durch das Flusswasser als auch das Grundwasser beeinflusst wird. Er stellt eine Übergangszone zwischen Grundwasser und Fluss dar. Der Stoffaustausch zwischen diesen beiden Systemen wird durch hydraulische Durchlässigkeit der Sedimentschicht bestimmt (BRUNKE 1999). Das hyporheische Interstitial ist ein eigenständiger, wichtiger Teillebensraum unserer Fließgewässer und durch eine charakteristische Lebensgemeinschaft (Hyporheos) charakterisiert (BORCHARDT ET AL. 1999).

MALARD ET AL. (2000) entwickelten das Schema der Aufeinanderfolge der Zonen des hyporheischen Interstitials auf der Basis von WHITE (1993) weiter. Diese Zonierung wird wesentlich durch das Verhältnis von Flusswasser zu Grundwasser und durch die undurchlässigen Grundwasserstauer beeinflusst. Für den betrachteten Flussabschnitt der Elbe gilt die Zone E (MALARD ET AL. 2000): hyporheisches Interstitial als gesättigte Zone beeinflusst durch eine Mischung von Grundwasser und Flusswasser.

Im Unterschied zu Flüssen in gemäßigten Breiten, die natürlich aus dem Grundwasser gespeist werden, weisen MARTIE ET AL. (2000) am Beispiel des Sycamore Creek nach, dass in ariden Zonen die Infiltration von Flusswasser in Hochwässern einen entscheidenden Einfluss auf den Wasserhaushalt hat. In diesem Gebiet überwiegen infolge der ariden Verhältnisse die oberirdischen Abflüsse nach Regenfällen, so dass dem Interstitial und der Uferregion eine erhöhte Bedeutung für den Gebietsstoffhaushalt zukommt.

Das „Telescoping Ecosystem Modell (TEM)“ von FISHER ET AL. (1998) versucht die unterschiedlichen Prozesse im Freiwasser, dem Sediment, Interstitial und der Uferzone miteinander zu verbinden. Schwerpunkt ist dabei die Nährstoffretention im Fließgewässerökosystem. Dabei wird auf die besondere Bedeutung von Hochwässern hingewiesen. Es wird die Hypothese vertreten, dass durch die Querverbindungen zwischen den einzelnen Teilsystemen die Elastizität des Ökosystems gegenüber Umwelteinflüssen verbessert wird. Damit wird die Bedeutung des Interstitials für den Stoffhaushalt und die Besiedlung des Flusses hervorgehoben.

Die Bedeutung des Interstitials für den Stoffhaushalt des Flusses wird wesentlich von den Stofftransportprozessen bestimmt, denen Stoffumsatzprozesse überlagert sind. Dabei werden sowohl gelöste Stoffe als auch Feststoffe transportiert. Weiterhin ist das Interstitial ein wichtiger Lebensraum und ein Rückzugsareal für die im Fluss vorkommenden Wasserorganismen bzw. deren Jugendformen. Gleichzeitig verändert die Lebenstätigkeit dieser Organismen die Stofftransportbedingungen z.B. durch Freihalten der Poren und Abweiden des Biofilms auf den Sedimentkörnern.

WEBSTER ET AL. (2000) zeigen am Beispiel des Murray Flusses, dass das poröse Flussbett in Zusammenhang mit dem Windeinfluss auf den Wasserstand einer Lagune einen entscheidenden Einfluss auf das hydraulische Regime haben kann. Durch den Windeinfluss wird in der Lagune ein Wasserstandsgradient erzeugt, der einen entgegengesetzten Wassertransport durch das poröse Sediment verursacht. Damit können die gemessenen, Wind beeinflussten Abflüsse besser beschrieben werden als bei Ansatz einer wasserstandsbeeinflussten Infiltration aus dem Grundwasser.

## **2.2 Austauschprozesse und Bedeutung der Kolmation im Interstitial**

Die Austauschprozesse zwischen Interstitial und Fluss sind maßstabsabhängig. Dabei wird zwischen einer Makro-, Meso- und Mikroskala unterschieden (siehe auch LENK ET AL. 1999). Die Makroebene stellt die Vorgänge in der Flussaue dar, die z.B. durch die Grundwasserex- oder -infiltration und die Durchströmung aufgeschütteter Beckensedimente beschrieben werden (Maßstab: Meter bis Kilometer) . Die Mesoskala wird durch die morphologischen Strukturen im Fluss, wie z.B. Kiesbänke, Gleit- und Prallhang bestimmt (Maßstab: mehrere Dezimeter bis Meter), während die Mikroskala der Austauschprozesse durch die hydromechanische Dispersion und turbulente Druckschwankungen (DITTRICH 1997) charakterisiert ist. Die Mechanismen der mikroskaligen Austauschprozesse auf Korngrößenniveau des Sedimentes sind empirisch nur sehr schwer zu erfassen und bedürfen deshalb einer modeltechnischen Untersuchung.

In der Realität überlagern sich die Prozesse in den unterschiedlichen Maßstabsebenen (BRUNKE 1997), so dass es erforderlich ist, die für das jeweilige Gewässer bestimmenden Prozesse zu ermitteln und mittels modelltechnischer Hilfe deren Einfluss auf den

Stofftransport- und –umsatz mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse zu ermitteln. Es ist davon auszugehen, dass analog der Zonierung der Fließgewässer zwischen Krenal und Potamal sich auch die Bedeutung einzelner Austauschprozesse im Längsschnitt des Flusses unterscheidet. Bisher wurden bisher im wesentlichen die Prozesse in den Oberlaufregionen der Flüsse untersucht, in denen bereits auf Grund der Rauigkeit der Flusssohle die Bedeutung der meso- und mikroskaligen Stofftransportprozesse ersichtlich ist.

Untersuchungen an der Lahn (BORCHARDT UND FISCHER 2000, LENK ET AL. 1999) belegen, dass im Hyporhithral die Stofftransportprozesse im mesoskaligen Bereich durch die „riffle – pool – Sequenz“ bestimmt werden. Allerdings können diese durch klein- und großskalige Prozesse, wie der In- und Exfiltration von Grundwasser und den Strömungsbedingungen in den einzelnen Poren des Interstitials überlagert werden. Diese Überlagerung kann dazu führen, dass an aufeinanderfolgenden Beprobungen trotz ähnlicher hydraulischer Bedingungen gänzlich andere Strömungsverhältnisse im Interstitial vorliegen, wobei die dynamische Veränderung durch Kolmation einen wesentlichen Einfluss spielen dürfte (MONTENEGRO 2000, pers. Mitteilung).

Im Rahmen eines Verbundprojektes an der Lahn wurde ein Abschnitt der Lahn mit einer Länge von 400 m untersucht (LENK ET AL. 2000). In diesem Abschnitt, der durch eine „pool-riffle-Sequenz“ gekennzeichnet ist wurden sowohl Tracerexperimente (SAENGER ET AL. 1997) als auch Temperaturmessungen im Flussbett bis zu einer Tiefe von 2,6 m durchgeführt, um den hydraulischen Austausch zwischen fließender Welle und Interstitial zu kennzeichnen. Zur Messung vertikaler Druckgradienten und zur Entnahme von Porenwasser aus dem Interstitial wurden Interstitialsonden eingesetzt mit Entnahmetiefen in der Regel von 5, 15, 25 und 45 cm. Die Messung erfolgte in drei hintereinander angeordneten Transekten über den Längsverlauf einer Kiesbank.

Die Temperaturmessungen im Mai 1998 zeigten bei absinkender Wasserführung der Lahn für den Einstrom- und Ausstrombereich in einer Kiesquerbank deutliche Unterschiede. Auf der Basis dieser Temperaturprofile wurden nach TANIGUCHI (1993) die vertikalen Austauschraten berechnet. Diese unterscheiden sich zwischen beiden Bereichen in der Kiesbank signifikant. Im Einstrombereich wurden vertikale hydraulische Austauschraten von  $0,008 \dots 0,015 \text{ m h}^{-1}$  kalkuliert, während diese im Ausstrombereich mit  $0,002 \dots 0,008 \text{ m h}^{-1}$  niedriger sind.

Auf der Basis von Traceruntersuchungen, in denen der Tracer in die fließende Welle injiziert wurde (SAENGER UND LENK 2000), wurde die horizontale Transportgeschwindigkeit im Interstitial verursacht durch das Einströmen von Wasser in der Kiesbank zwischen  $0,05 \dots 0,2 \text{ m h}^{-1}$  kalkuliert. Wenn der Tracer direkt in das Interstitial injiziert wurde war die Abstandsgeschwindigkeit fünffach höher. Die Druckmessungen zeigen in einer Tiefe von 15 – 20 cm eine Kolmation an. Sie sind gut geeignet, um einstrom- und Ausstromsituationen zu unterscheiden. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass sowohl Traceruntersuchungen als auch vertikale Messungen der Austauschparameter erforderlich sind, um die hydraulischen Vorgänge ausreichend beschreiben zu können.

Die Ergebnisse der Auswertung der Temperatursonden und der Druckmessung liegen in vergleichbarer Größenordnung (LENK ET AL. 1999). Dieser Sachverhalt weist darauf hin, dass die Messung der Vertikalverteilung der Temperatur geeignet ist, den vertikalen Austausch zu bestimmen.

An der Lahn traten im horizontalen Verteilungsmuster Bereiche auf, in denen Wasser mit hohen Sauerstoffkonzentrationen in tiefe Schichten des Interstitials (45 cm) eindringt („downwelling zone“, FISCHER ET AL. 1998). Das ist ein Hinweis auf die räumliche Heterogenität des Interstitials und der Austauschbedingungen.

Im Voralpinen Fließgewässer Töss (BRUNKE 1999) wurden in einer „pool-riffle“-Sequenz mittlere Infiltrationsraten in der Sedimentschicht 0-20 cm Tiefe von  $3,3 \text{ m h}^{-1}$  Ausströmraten von  $1,5 \text{ m h}^{-1}$  kalkuliert. Für diesen Flussabschnitt errechnet sich ein Zeitbedarf für einen kompletten Austausch zwischen Interstitial und fließender Welle von 1,5 h (erforderlicher Fließweg ca. 3,6 km). Im Vergleich der morphologischen Bedingungen zwischen Töss, Lahn und Elbe im Oberen Elbtal ist zu erwarten, dass die Austauschraten in der Elbe geringer sind.

Die in den Fließgewässern durchgeführten Messungen zeigen die große Bedeutung der Kolmation für das Verständnis der Austauschvorgänge zwischen Interstitial und fließender Welle.

Der Eintrag von Feinstoffen aus der fließenden Welle in das Interstitial reduziert den Porenraum und die Infiltrationsrate sowie die vertikale Austauschrate. Die Sedimentuntersuchungen in Fließgewässern zeigen häufig eine bimodale Verteilung der

Korngrößen mit den zwei Komponenten, den Flussschotter bzw. Flussskies und Fein- bzw. Feinststoffe. Die Ablagerung/Resuspension und der Transport von in der fließenden Welle enthaltenen suspendierten Stoffen < 2 mm Korngröße ist bestimmt durch die Fließbedingungen, die Eigenschaften der suspendierten Stoffe und die Flussbettstruktur (CARLING 1984).

Nach BRUNKE (1999) können verschiedene Prozesse der Wechselwirkung zwischen Flussbett und suspendierten Stoffen unterschieden werden:

- Ablagerung auf dem Sediment in Gebieten geringer Fließgeschwindigkeit in der Mikroskala in dünnen Schichten. Der Schlamm wird in die strukturelle Matrix des Periphytons auch im turbulenten Wasser eingebaut.
- Ablagerung von dicken Sedimentschichten auf dem Sediment in Zeiträumen geringen Durchflusses und der damit verringerten Fließgeschwindigkeit verbunden mit einer sekundären Kolmation. Hieran kann in eutrophen Fließgewässern auch die Bildung von Algenmatten beteiligt sein.
- Eindringen von Feinsediment in die obere Schicht des Interstitials mit dem Effekt, dass bei anhaltendem Niedrigwasserabfluss sich eine kompakte Schicht mit reduzierter Porosität und hydraulischer Durchlässigkeit aufbaut, die auch das Flussbett gegen Erosion stabilisieren kann (interne Kolmation).
- Eindringen von Feinststoffen in tiefere Sedimentschichten des Interstitials (Tiefen-Infiltration).

Der Feinststofftransport in die Tiefenschichten des Interstitials stellt eine wesentliche Lebensquelle für die Mikro- und Makroorganismen des Interstitials dar. Die Mechanismen der Filtration können in Abhängigkeit von der Partikelgröße als mechanisch, physikochemisch und kolloidal beschrieben werden (BEYER UND BANSCHER 1975).

Der Prozess der Kolmation ist in drei Phasen darstellbar (SCHÄCHLI 1993).

- Initialeinlagerung und Porenraumverringering durch Feinststoffe mit einem Korndurchmesser > 30 µm. Die hydraulische Austauschrate wird noch wenig beeinflusst. In dieser Periode reichert sich Feinsand in der oberen Sedimentschicht an, der für die bimodale Korngrößenverteilung verantwortlich ist.
- In der zweiten Phase lagern sich Partikel mit einem mittleren Korndurchmesser von 3 ... 30 µm im Sediment ein. Die Feinststoffe mit einem Korndurchmesser

< 3 µm durchdringen diese Schicht und werden in die Tiefenschichten des Interstitials transportiert.

- In der dritten Phase werden auch diese Feinstoffe mit geringer Korngröße in der Filterschicht eingelagert und reduzieren den Porenraum im Sediment endgültig. Die daraus resultierende minimale hydraulische Durchlässigkeit der Filterschicht (Kolmationsschicht) ist das Ergebnis eines Gleichgewichts von Sedimentation und Resuspendierung sowie biologischem Abbau der suspendierten Partikel.

Der vertikale hydraulische Gradient ist eine entscheidende Einflussgröße für die Kolmation, indem z.B. durch Infiltration die Menge der eingelagerten Feinstoffe im Interstitial erhöht wird, bis deren Einlagerung zu einer Sekundärfilterschichtausbildung mit Kolmation führt. Demgegenüber soll der Einfluss der Wassertemperatur durch Veränderung der Viskosität des Wassers geringer sein (SCHÄCHLI 1993).

Aus der heterogenen Verteilung der morphologischen Bedingungen des Flussbettes, der Korngrößenverteilung des Flussbettes sowie der Strömungsverteilung und der In- und Exfiltration des Grundwassers entsteht in den Flüssen ein „patch-work“ von unterschiedlich kolmierten Abschnitten der Flusssohle. Deren Verteilung ist infolge der Dynamik der Strömungsprozesse sowie des Auftretens von Abflussveränderungen zusätzlich zu beachten. Damit besteht die Möglichkeit, dass durch Messungen an ein und demselben Ort in verschiedenen Zeiträumen signifikant unterschiedliche Austauschbedingungen gemessen werden. Insbesondere für die Betrachtung größerer Flüsse ist deshalb die Verteilung dieser unterschiedlichen Kolmationsstadien zu beachten, um mit Modellvorstellungen typische mittlere Verhältnisse für einen Flussquerschnitt bzw. Flussabschnitt abzubilden.

Im Ergebnis der Untersuchungen von RÖßNER UND GUDERITZ (1993) sowie NESTLER ET AL. (1993, 1996) ist für das Flussgebiet der Oberen Elbe im Unterschied zum Rhein (GÖLZ ET AL. 1991) keine generelle Kolmation des Flussbettes (interne Kolmation) zu erwarten.

Die Kolmation ist auch eine entscheidende Einflussgröße für die Stofftransportprozesse im Interstitial. Nach SCHÄCHLI (1993) liegt die Kolmationsschicht in einer Sedimenttiefe von

$$D_{\text{Kolmation}} = 3 D_m + 0,1 \text{ [m]}$$

In vergleichenden Untersuchungen der Lahn (IBISCH ET AL. 2000) wäre diese in einer Tiefe von 16 bis 20 cm zu erwarten. Die Untersuchungen in der Lahn und in einer halbtechnischen Versuchsanlage mit einem Filtersäulendurchmesser von 0,53 m zeigte ähnliche Ergebnisse. Durch den Feinststoffeintrag in das Interstitial wurde der hydraulische Widerstand in der oberen Schicht erhöht. Es wird angenommen das abgestorbene Periphyton im betrachteten Untersuchungszeitraum die Hauptquelle für diese Feinststoffe darstellte. Im Experiment folgte auf die Phase der Kolmation ein Dekolmationsprozess, in dem sich die Durchlässigkeit wieder erhöhte. Dieser Prozess war offenbar durch biologischen Abbau bedingt, da keine erhöhten Mengen an suspendierten Stoffen im Ablauf des Filters während dieser Dekolmationsphase gefunden worden sind.

Daraus ergibt sich die Konsequenz, dass neben der Dekolmation durch die Einwirkung von Hochwässern auf das Flussbett auch biologische Prozesse zu beachten sind.

Im schweizerischen voralpinen Fluss Töss (BRUNKE 1999) wurde bis zu einer Sedimenttiefe von 70 cm ein Anteil der Fein- und Feinststoffe am Sediment mit 13,9 % (Standardabweichung 6 %) gemessen. Im Mittel haben ca. 72 % dieser Feinststoffe einen Durchmesser < 0,1 mm ( $D_m = 0,03$  mm). Der Anteil dieser Feinststoffen in den Tiefenschichten des Sediments ist in den Infiltrationszonen bis auf  $6 \text{ g l}^{-1}$  (Maxima bis  $15 \text{ g l}^{-1}$ ) Sediment erhöht, während in der Zone des überwiegend horizontalen Austausches die mittlere Konzentration dieser Feinststoffe  $3 \text{ g l}^{-1}$  nicht überschritt. Der Nachweis von Detrituspartikeln mit einer Korngröße > 300  $\mu\text{m}$  selbst in Sedimenttiefen von 1,5 m in diesem Fluss zeigt nach BRUNKE (1999), dass der Stofftransport in das Interstitial die Sedimentschicht und die fließende Welle verbindet sowie in größere Tiefen reichen kann. Dabei sind die Bedingungen der hohen Porosität im Sediment dieses voralpinen Flusses im Vergleich zu anderen Fließgewässer zu beachten.

Dieser Feinststoffeintrag, der auch organische Detrituspartikel, Algen und Bakterienzellen und –flocken umfasst ist eine wesentliche Grundlage für das Verständnis des Stoffumsatzes

im Interstitial, der sowohl durch die gelösten organischen Verbindungen, den Sauerstoff und die Stickstoffverbindungen als auch das partikuläre C-Angebot beeinflusst wird. Es wird davon ausgegangen, dass der Eintrag von partikulärem Kohlenstoff eine wesentliche Quelle für die im Interstitial ablaufenden Respirations- und Denitrifikationsprozesse darstellt. In diesem Zusammenhang wird im Projekt „Bedeutung der Biofilme im Interstitial der Elbe für die Stoffdynamik, die Sohlpermeabilität und die Nährstoffelimination (TU Dresden) die Bedeutung des Phytoplanktons als Kohlenstoffquelle im Interstitial untersucht.

### **2.3 Grundwasserverhältnisse in der Oberen Elbe**

Für die Betrachtung des Interstitials in der Oberen Elbe ist die Kenntnis der Grundwasserbedingungen Voraussetzung. In WENDLAND UND KUNKEL (1999), KUNKEL ET AL. (1999) wird das betrachtete Einzugsgebiet der Elbe als nitratabbauend bzw. als Mischtyp zwischen Nitratabbauend und nicht abbauend im Bereich von Dresden eingeordnet.

Im Ballungsgebiet Dresden werden ca. 40 % der Wasserwerkskapazität durch die direkte Nutzung der Elbe nach Uferfiltration und Grundwasseranreicherung gedeckt. NESTLER ET AL. (1993) gehen von einem flächenhaft relativ einheitlichem geschichtetem Grundwasserleiter aus. Im Ergebnis der Installation eines Beschaffenheitsüberwachungssystems in Torgau zeigten sich deutlich Anomalien, die z.B. durch ein Unterströmen des Grundwassers von der anderen Elbseite hervorgerufen werden. Die Elbe kann deshalb nicht als hydraulische Grenze angesetzt werden (NESTLER ET AL. 1996). Die Unterscheidung der Wasserkörper wurde mit den Kriterien Leitfähigkeit, Chlorid, Sulfat (für das Grundwasser) und DOC, AOX, EDTA für das Uferfiltrat durchgeführt. Eine weitere Unterscheidungsmöglichkeit wurde mit dem Tritium-Isotop, mit dem das Alter des Wasserkörpers gemessen werden kann, getroffen. Im Vergleich zu den einfacheren oben dargestellten Messgrößen wurden die gleichen Resultate erzielt. Ursache hierfür sind Zwischenschichten unterschiedlicher Durchlässigkeit im Grundwasserleiter.



Die Beschaffenheitsverhältnisse während der Infiltration werden von NESTLER, NITZSCHE UND KRÜGER (1996) dargestellt. Sie weisen am Beispiel Torgau darauf hin, dass

- in der Elbe ein erhöhter Anteil schwer abbaubarer huminstoffartiger Verbindungen enthalten ist,
- die „Kolmationszone“ einen wesentlichen Einfluss auf die Eliminierung von organischen Stoffen hat. In der mit wenigen Dezimetern Mächtigkeit angegebenen Schicht, die dem Interstitial entspricht, werden Eliminationsraten von 30 ... 50 % DOC und 30 ... 40 % AOX erreicht. Eine weitere Elimination findet im elbnahen Bereich des Grundwasserleiters statt.
- zwischen Flusswasser mit ca. 5 mg l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub>-N und Infiltrat mit 2,5 ... 4,5 mg l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub>-N eine eindeutige Denitrifikation nachweisbar ist. Eine durch die Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse in der Elbe befürchtete Verschlechterung der Denitrifikationsleistung war nicht eingetreten.

GRISCHEK ET AL. (1998) weisen darauf hin, dass der Nitratinput aus der Elbe in das Grundwasser bei Infiltrationssituationen wesentlich durch die von der Wassertemperatur abhängige Denitrifikation in der obersten Schicht – dem Interstitial mit teilweiser Ausbildung einer Kolmationsschicht beeinflusst wird.

## **2.4 Stoffumsatz und biologische Struktur im Interstitial**

Die Stoffumsätze finden in erster Linie in Biofilmen statt. Diese bilden sich durch Adsorption von gelöstem organischen, kolloidalem und partikulärem Material an Oberflächen des Sediments im Interstitial und die Besiedelung durch Bakterien und Pilze (BOLANOS ET AL. 1998).

Aufgrund des Rückganges von leicht abbaubarem Material mit zunehmender Sedimenttiefe sinkt die Enzymaktivität von Mikroorganismen schnell mit der Tiefe ab (RÖßNER UND GUDERITZ 1993). Bereits in einer Tiefe von 40 cm im Interstitial der Elbe bei Torgau waren nur noch 50 % der Enzymaktivität nachweisbar. Bei verstärkter Kolmation der Flusssohle im Bereich von Bühnenfeldern wurden um vier Zehnerpotenzen erhöhte Gesamtzellzahlen nachgewiesen.

Die entscheidenden biochemische Stoffumwandlungsprozesse im Untergrund vollziehen sich durch Mikroorganismen in den Biofilmen an der Feststoffmatrix (RÖßNER UND GUDERITZ 1993). Die Mikroorganismendichte und deren Stoffwechselaktivität wird durch die innere Oberfläche und die stoffliche Zusammensetzung der Feststoffmatrix bestimmt. Der organische Kohlenstoffgehalt der Festphase (TOC) ermöglicht die mikrobielle Besiedelung der inneren Oberfläche. Sie sind Orte des verstärkten biologischen Metabolismus. Die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen hängt entscheidend von der Substratzufuhr ab, die von Strömungsrate der Untergrundpassage bestimmt wird. Die biologische Aktivität der Mikroorganismen im Untergrund wird vor allem durch die intensiven Milieufaktoren Temperatur, pH-Wert und Sauerstoff/Redoxpotential bestimmt (RÖßNER UND GUDERITZ 1993).

Im Vergleich zur Ammoniumaufnahme von Algen ist die Nitrifikation effizienter für die Umwandlung von Ammonium. Während stabile Nitrifikantenpopulationen auch Perioden mit geringem Substratangebot relativ lang überstehen, ist für die Entwicklung neuer Populationen eine Ammoniumkonzentration von über  $0,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$  über mehrere Tage erforderlich. Kurzzeitige Belastungsspitzen reichen für deren Entwicklung nicht aus (JANCARKOVA UND GUJER 1999).

BUTTURINI ET AL. (2000) zeigten die Anwendbarkeit von Sediment-Biofilm-Reaktoren (SBR) für die Bestimmung der auf den Biofilm bezogenen Stoffumsatzrate im Sediment. Es besteht dabei die Möglichkeit die auf die Sedimentoberfläche bzw. das Sedimentvolumen/-gewicht bezogene Umsatzrate (Nitrifikation, Denitrifikation, C-Aufnahme) sowohl unter stationären als auch nicht-stationären Bedingungen zu beobachten. Diese Reaktoren sind besser zur Erfassung der Stoffumsatzraten geeignet ALS durchmischte Systeme. Die auf das Sediment (Feinsand) bezogene Nitrifikationsleistung wurde für den Fluss Solana mit  $8,9 \text{ ng NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{ TM min}^{-1}$  bzw.  $12,8 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1} \text{ TM d}^{-1}$  angegeben. Im Vergleich hierzu beträgt die typische Nitrifikationsleistung von Biofilmen in kommunalen Kläranlagen  $36\text{...}72 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1} \text{ TM d}^{-1}$ .

SMITH UND DUFF (1988) demonstrierten, dass die Denitrifikation als Prozess der N-Eliminierung in Grundwasserleitern stattfinden kann, wobei keine Nachweise für eine Nitratammonifikation gefunden wurden.

Von Untersuchungen im Bereich der Lahn (Deutschland) sind Ungleichgewichte der Stickstoffumsätze, insbesondere von Nitritanreicherungen in der fließenden Welle und im Interstitial, bekannt (BOLANOS ET AL. 1998). Bisherige N-Bilanzierungen weisen ein Defizit von etwa 30 % auf, wobei ein molekulares Entweichen vermutet wird.

PFENNIG UND MCMAHON (1996) ermittelten durch Untersuchungen des Denitrifikationspotentials von Flusssedimenten, dass die Denitrifikationsrate temperaturlimitiert und vom C-Angebot abhängig ist. Die Autoren gehen davon aus, dass 15 bis 30 % des Nitrates im Interstitial des Platte Rivers denitrifiziert werden. Diese Größenordnung stimmt mit der für einzelne Teileinzugsgebiete der Elbe (am Beispiel der Jahna; LANGE 2000) festgestellten Situation überein, dass zwischen dem Nährstoffabtrag von den landwirtschaftlichen Flächen und dem Eintrag in die frei fließende Welle ca. 30 % des Nitrats eliminiert werden.

FISCHER ET AL. (1998) fanden im Interstitial der Lahn eine schneller Abnahme des Sauerstoffs und des pH-Wertes in den oberen Schichten als in tieferen. Die gleichzeitige Abnahme von Ammonium und Nitrat unter aeroben Bedingungen ist nur unter Annahme gleichzeitig ablaufender Nitrifikation und Denitrifikation zu erklären.

Untersuchungen haben gezeigt, dass der biologisch abbaubare Anteil des DOC (BDOC) in Grundwasser gering aber vergleichbar mit anderen Gewässern ist (MINDL ET AL. 2000). Stabile Biofilme, die nicht permanent gestört sind z.B. durch Auswaschung, zeigen eine schnellere Substratadaptation als andere, die erst längere Adaptationszeiten benötigen, um einen effektiven Abbau des BDOC zu bewirken. Der Umsatz von kurzzeitigen hohen BDOC-Konzentrationen im Grundwasser wird von der hydrologischen Dynamik bestimmt (MINDL ET AL. 2000).

Untersuchungen mit einem in situ <sup>13</sup>C-Experiment von MIDDLEBURG ET AL. (2000) zeigten die wichtige Bedeutung von Mikrophytobenthos für den C-Haushalt in Küstensedimenten. Der fixierte <sup>13</sup>C-Kohlenstoff wurde schnell in tiefere Sedimentschichten (unter 6 cm), schneller bei sandigem als bei schlammigem Sediment transportiert. Ebenso wurde der schnelle Transfer des Kohlenstoffs der benthischen Algen hin zu den Bakterien anhand bakterieller Fettsäuren mit dem Maximum nach 1 d nachgewiesen.

GRISCHEK ET AL. (1998) zeigen anhand von Bilanzen des Stoffumsatzes im Grundwasserleiter bei Torgau, welcher einer Infiltration von Flusswasser auf Grund der Entnahme für das Wasserwerk ausgesetzt ist, dass für die im Interstitial und anschließendem Grundwasser stattfindende Denitrifikation mehr organischer Kohlenstoff verbraucht wird, als er durch die Reduzierung des DOC nachweisbar ist. Sie gehen deshalb davon aus, dass zusätzlich partikulärer organischer Kohlenstoff für den Stickstoffabbau benutzt wird. Die Denitrifikationsrate wurde für die Kombination von Interstitial und Grundwasserleiter mit  $0,04 \text{ mg l}^{-1} \text{ d}^{-1} \text{ N}$  bestimmt. In einem Säulenexperiment wurden mit dem gleichen Elbwasser höhere Denitrifikationsraten ( $0,1 \dots 3,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ d}^{-1} \text{ N}$ ) bestimmt. Das Angebot an organischem Kohlenstoff limitiert in der Elbe die Denitrifikation.

MOHAMED ET AL. (1998) zeigten die P-Limitation von Biofilmbakterien aus dem Fraser Ruer (Canada). Die Zugabe von P erhöhte das Biofilmwachstum und gleichzeitig verringerte sich die Menge der extrazellulären Polymere, die durch die Bakterien akkumuliert wurden. Diese Bedingungen gelten jedoch nur bei geringen Pgehalten, wie sie für die Elbe nicht typisch sind.

Nach Untersuchungen von Elbsedimenten gehen FISCHER UND PUSCH (1998) davon aus, dass in großen Flachlandflüssen die sedimentgebundene heterotrophe Aktivität eine größere Rolle spielt als bisher angenommen. Die in den Elbesedimenten nachgewiesenen Bakterienzahlen sind vergleichbar hoch, wie die in Bergbächen ermittelten Abundanzen (FISCHER ET AL. 1996).

Bei geeigneter Sedimentstruktur sind auch in größeren Sedimenttiefen bis zu einem Meter noch hohe Bakterienabundanzen von  $1 \text{ bis } 2 \cdot 10^8 \text{ Bakterien cm}^{-3} \text{ Sediment}$  vorhanden. Diese intensive bakterielle Besiedlung der Elbesedimente im Bereich von Magdeburg sowie Daten zur Sedimentstruktur (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE 1996) deuten auf eine gute Durchströmung der Sedimente mit Flusswasser und damit auf eine hohe vertikale Konnektivität der Flusssohle mit dem Pelagial der Elbe hin.

Die Analyse der Vertikalverteilung der Ammonium- und Nitritoxidierer im Interstitial der Lahn unterhalb einer Kläranlageneinleitung mittels Gensonden ergab in den oberen 5 cm des Sediments erheblich höhere Zellzahlen als in tieferen Schichten (15, 25 und 40 cm) (BOLANOS 1998).

Eine Flussbetteintiefung kann zu Schwächung der Entwicklung und der Aktivität des Biofilms im Sediment, zu Veränderungen in der Vertikalverteilung von Bakterien und der Biofilmaktivität, deutlichen temporären Variationen der Biofilmaktivität und zur Abnahme der Effizienz der Sauerstoffaufnahme, DOC-Immobilisierung und Nitrat-Bildung im Sediment führen (CLARET ET AL. 1998).

Nach BATTIN UND SENGSCHEMITT (1999) haben Algen eine wichtige Bedeutung für die Kolmation des Interstitials. So kommt es zu direktem Verstopfen durch die Algenzellen oder zur Vermehrung heterotropher Bakterien auf der Grundlage von Algenexsudaten. Weiterhin ist die Feinstoffproduktion aus Abbauprodukten des Periphytons zu beachten.

In Biofilmen von Flüssen findet man die maximale Enzymaktivität der Bakterien, wenn die Algenbiomasse zwei bis dreimal höher ist als die Bakterienbiomasse, (ROMANI UND SABATER 2000).

Die Bakterienaktivität steigt in oligotrophen Mikrokosmen durch Zugabe von verschiedenen organischen Nährstoffen (qualitative Stimulation) (GAYTE ET AL. 1999). Demgegenüber erhöht sich die Bakterienaktivität bei meso- bis eutrophen Mikrokosmen durch Zugabe von größeren Mengen abbaubarer und gesamter organischer Nährstoffe (quantitative Stimulation).

Nach BORCHARDT UND FISCHER (2000) wird die Abundanz der Benthosorganismen nicht nur vom Nahrungsangebot (organischer Detritus) sondern auch von der Dynamik der Sauerstoffkonzentration bestimmt.

Bei Grundwasser, das hauptsächlich durch Oberflächenwasser gespeist wird, wird die Zusammensetzung der Invertebraten durch die Entfernung vom Fließgewässer charakterisiert (MAUCLAIRE UND GIBERT 2000). Die Artendiversität und Abundanz sind bei entfernterem, weniger verbundenem Grundwasser niedriger und spiegeln die Beschaffenheit des Grundwassers wieder.

Untersuchungen der faunistischen Besiedelung des Elbeinterstitials bei Magdeburg ergaben, dass im Hyporheal bis in 1 m Tiefe epigäische Organismen, vom Flusswasser und nicht vom Grundwasser beeinflusste Organismen, dominierten (PETERMEIER UND SCHÖLL 1998). Dies deutet auf eine gute Verbindung zwischen Interstitial und fließender Welle hin.

## **2.5 Schlussfolgerungen aus dem gegenwärtigen Kenntnisstand**

Die Analyse des vorliegenden Wissenstandes zeigt, dass die Prozesse des Stoffaustausches zwischen Interstitial und fließender Welle sehr komplex sind. Hierbei ist der Grundwassereinfluss als makroskaliger Prozess zu beachten.

Die Betrachtung der Stofftransportprozesse erfordert eine modellunterstützte Herangehensweise, wobei in der Elbe auf Grund ihres Breiten/Tiefen-Verhältnisses eine zweidimensionale modellgestützte Betrachtung in einer ersten Stufe der Betrachtung notwendig ist.

In der Vertikalstruktur des Interstitials sind zumindest drei verschiedene Schichten zu erfassen:

- die ca. 10 ... 15 cm dicke „Rindenschicht“ zwischen Flusssohle und zu erwartender innerer Kolmationsschicht,
- die durch das Grundwasser und das Flusswasser gleichermaßen beeinflusste mittlere Tiefenschicht und
- die stärker durch das Grundwasser beeinflusste untere Tiefenschicht.

Aus den Ergebnissen dieser Untersuchungen ist das Transportmodell zu präzisieren. Grundlage für diese erste Anpassung stellt die Messung wesentlicher physikalisch-chemischer Parameter (Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt) dar. Mit dem präzisierten Transportmodell sind gleichzeitig durch eine Sensitivitätsanalyse die Einflussfaktoren für die notwendigen Messungen zu untersuchen und das Messkonzept zu überarbeiten. Die Literatur zeigt, dass im Gewässer durch eine Heterogenität der räumlichen Struktur des Interstitials und der Kolmationsbedingungen unterschiedliche Verhältnisse an einem Ort zu verschiedenen Zeitpunkten und an räumlich benachbarten Probenahmestellen zu erwarten sind. Aus diesem Grund besteht im Ergebnis der Messungen die Aufgabe, die typischen mittleren Bedingungen herauszuarbeiten. Dies ist nur durch eine modellgestützte Auswertung der Daten möglich.

Die Messung der vertikalen Temperaturverteilung erweist sich als gut geeignet, die vertikalen Austauschbedingungen zu beschreiben. Bezüglich der Beprobung des Interstitials ist wesentlich, möglichst repräsentative Bedingungen für die einzelnen Tiefenschichten zu

erfassen. Dies erfordert in Umkehrung zu der an der Lahn angewendeten Methode eine Erfassung einer größeren horizontalen Lamelle des Interstitials. Die Tiefenauflösung wird damit begrenzt. Die Tiefenlage der Probenahmestellen ist an die oben dargestellten Schichtungsbedingungen anzupassen.

Neben der Erfassung der physikalischen Daten sind parallel chemische Daten zum Sauerstoff- und Stickstoffhaushalt zu erfassen, um durch Nutzung des physikalischen Transportmodells in Kopplung mit definierten Stoffumsatzreaktionen Bilanzen für den Stoffumsatz zu erstellen, welche die Selbstreinigungsleistung der einzelnen Zonen des Interstitials zeigen.

Die Komplexität der Stofftransportprozesse im Interstitial erfordert, die modellmäßige Darstellung, um die z.T. gegensätzlichen bzw. voneinander abhängigen Transportprozesse nachvollziehen zu können. Hierzu wurde von BORCHARDT ET AL. (1999) auf der Basis der im Kap. 2.2. und 2.4. dargestellten Untersuchungen an der Lahn auf Grundlage des Modells AQUASIM ein erstes Modell für den Stofftransport und den Sauerstoffhaushalt im untersuchten Flussabschnitt vorgestellt.

Diesem Modell wurden zugrunde gelegt:

- ein vertikaler Transport von  $0,14 \text{ m h}^{-1}$ ,
- eine Porosität des Sedimentes von 23%,
- eine hyporheische Benthos-Community-Respiration von  $0,28 \text{ g O}_2 \text{ h}^{-1} \cdot \text{cm}^{-3}$  Sediment,
- Schichttiefe 40 cm.

Das Modell wurde als dynamisches Modell entwickelt. In der fließenden Welle wurden berücksichtigt:

- advektiver Transport,
- Dispersion,
- atmosphärischer Sauerstoffeintrag,
- heterotropher C-Abbau,
- Nitrifikation,
- Primärproduktion,

Die hyporheische Zone wurde durch die Prozesse des advektiven Transports und des dispersen Austauschs eingebunden.

Dieses einfache Modell zeigt bereits für einen stationären Fall eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten für Sauerstoff an der Lahn.

Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass auch im Rahmen dieses Projektes für die Elbe eine modellgestützte deterministische Beschreibung der Stofftransport- und Umsatzprozesse erfolgreich sein wird. Hierfür ist in einer ersten Phase eine Zweidimensionalität der Modellierung erforderlich.



### **3 Untersuchungsmethodik**

#### **3.1 Untersuchungsgebiet und Abflusssituation**

Die Untersuchungen zum hyporheischen Interstitial der Elbe werden im Flussabschnitt zwischen Dresden und Belgern durchgeführt.

Der Flussabschnitt der Oberen Elbe ist gekennzeichnet durch die biozönotische Region: Barbenregion (Hyporhithral). Das mittlere Gefälle der Elbe beträgt ca. 0,26 ‰. Die Bedingungen gelten auch für die Obere Mittelelbe und damit für die gesamte Untersuchungsstrecke.

Für den Flussabschnitt zwischen Dresden und Meißen gelten folgende typischen morphometrischen Bedingungen als Mittelwert bei MQ (LANGE 1986):

- mittlere Querschnittsfläche      298 m<sup>2</sup>
- mittlere Tiefe                      2,21 m
- mittlere Breite                      148 m
- mittlere Fließgeschwindigkeit    1,06 m s<sup>-1</sup>
- Darcy-Weisbach-Verlustbeiwert 0,040

Für die Beprobung wurden folgende Probenahmestellen ausgewählt:

- am Wasserwerk Saloppe (derzeit durch TU Dresden): Fluss-km 52,3, rechte Seite
- Dresden Übigau, Fluss-km 62,1, rechte Seite
- Meißen Siebeneichen, Fluss-km 80,4, linke Seite
- Belgern, Fluss-km 139,1, linke Seite

Die Auswahl der Untersuchungspunkte erfolgte mit dem Ziel, das Interstitial unter verschiedenen Strömungs-, Körnungs- und Belastungsbedingungen zu erfassen:

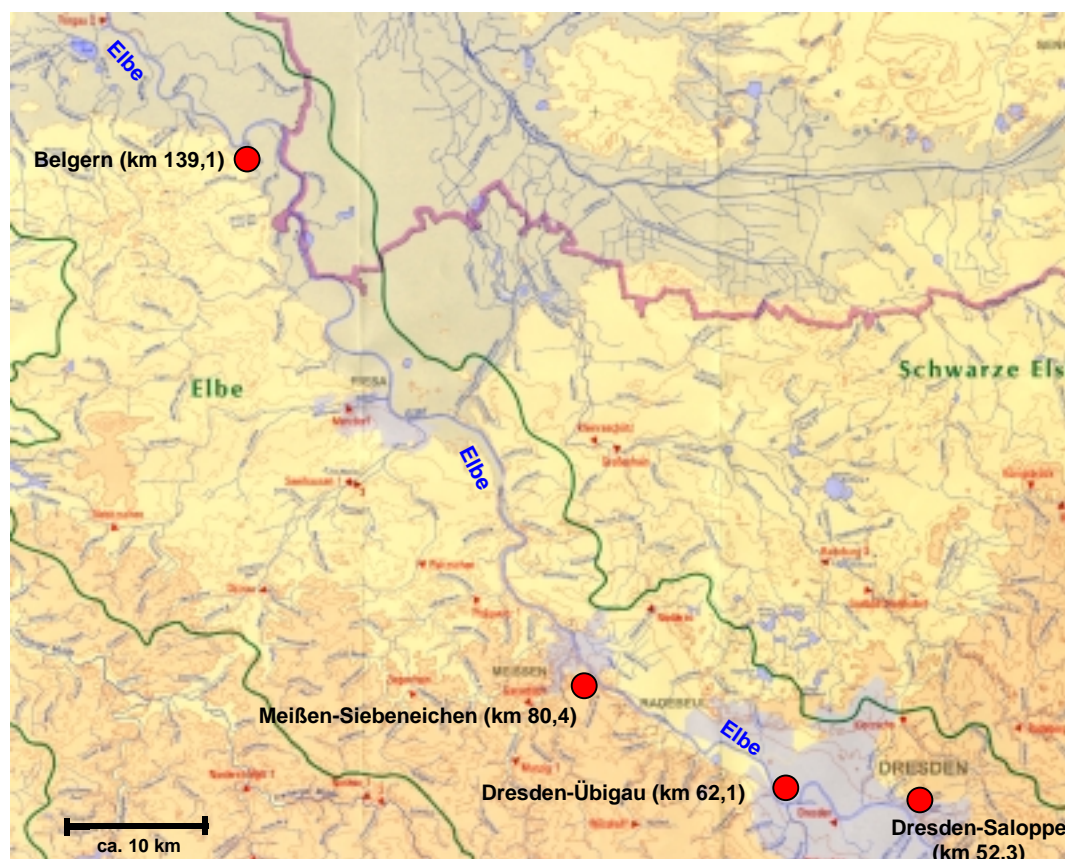


Abb. 1: Lageplan des Untersuchungsabschnittes an der Elbe mit Angabe der einzelnen Probenahmestellen

Tab. 1: Gegenüberstellung der Charakteristika der einzelnen Probenahmeorte

Probenahmeort		Analyse der Sedimentkörnigkeit (Dm in mm)	Ufergestalt	Belastung
km 52,3	Saloppe	12,8	leichter Prallhang	oberhalb der Einleitungen der Stadt Dresden, Geringer Einfluss des WW Saloppe
km 62,1	Übigau	22,1	Gleithang	oberhalb Kläranlage Dresden, am unteren Stadtrand von Dresden
km 80,4	Meißen-Siebeneichen	6,1	Gleithang	unterhalb Kläranlage Dresden, Einfluss des WW Siebeneichen
km 139,1	Belgern	1,9	Prallhang	unterhalb Riesas, oberhalb der Einmündung der größeren Nebenflüsse

Die Analyse der Korngrößen an den Probenahmestellen zeigte einerseits die Sukzession der Sedimentkörnigkeit mit der Fließstrecke und andererseits die auftretende Heterogenität. Nach Untersuchungen der BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (HAUNSCHILD 1996) erfolgt die

Abnahme der Korngrößen nicht kontinuierlich im Längsschnitt der Elbe. HAUNSCHILD (1996) weist ebenso auf die teilweise recht inhomogene Verteilung im Sohlenquerschnitt hin, wobei als Ursachen die Faktoren Verlauf des Stromstriches, Prallhang, Gleithang und der Ausbauzustand (Längswerke, Buhnen) genannt werden. Über die Korngrößenverteilung des Sediments an den Untersuchungsstellen nach unseren Analysen informiert die folgende Abbildung (Abb. 2). Bei der Betrachtung der summarischen Verteilungskurven fällt auf, dass entgegen einer typischen Sukzession im Flussverlauf das Sediment an der Untersuchungsstelle Übigau eine hohe Ungleichverteilung aufweist. Dieses Sediment besteht vor allem aus Mittel- bis Grobkies und Steinen sowie der Einlagerung von Fein- bis Mittelsand. Der Bereich von Grobsand und Feinkies ist stark unterrepräsentiert. Demzufolge ist die mittlere Körnung mit 22,1 mm auch relativ groß (Tab. 1). Die Bedeutung solcher Inhomogenitäten im Sediment einschließlich dynamischer Änderungen der Einlagerung von Feinstoffen für die Transportprozesse im Interstitial werden bereits durch die im folgenden beschriebenen Ergebnisse verdeutlicht.

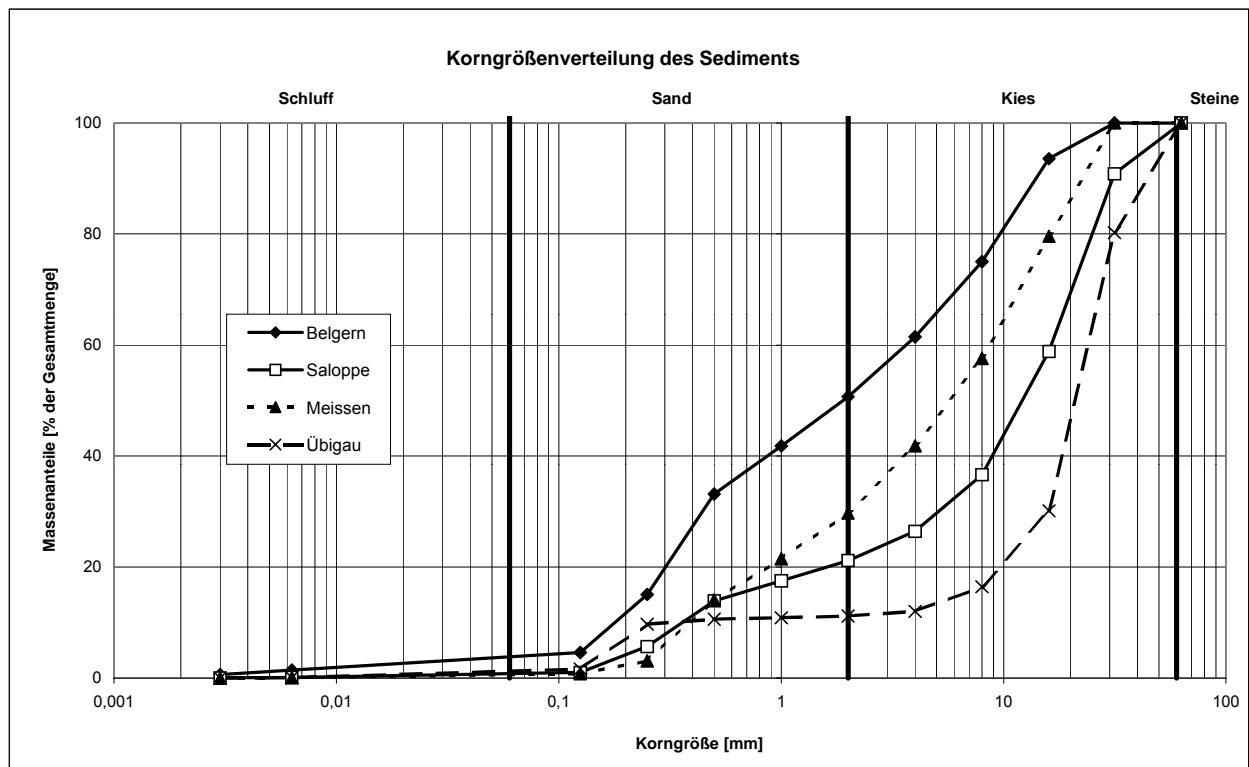


Abb. 2: Ergebnisse der Korngrößenbestimmung des Sedimentes der Untersuchungsstellen an der Elbe in einer Tiefe von 0 – 45 cm

Tab. 2: Querverteilung des Ammoniums 12.07.2000 in der Fließstrecke der Elbe unterhalb Dresdens (Angaben in mg l<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub>-N)

<b>Fluss-km</b>	<b>linkes Ufer</b>	<b>rechtes Ufer</b>
61,5 Ruderklub	0,017 mg l <sup>-1</sup>	0,020 mg l <sup>-1</sup>
67,0 Gohlis	0,015 mg l <sup>-1</sup>	
70,5 Niederwartha	0,203 mg l <sup>-1</sup> (unterhalb einer Einleitung durch Nebengewässer)	
73,2 Gauernitz	0,020 mg l <sup>-1</sup>	
77,5 Scharfenberg Fähre	0,046 mg l <sup>-1</sup>	
80,4 Wasserwerk Siebeneichen	0,090 mg l <sup>-1</sup>	
80,5 Meißen	0,092 mg l <sup>-1</sup>	0,108 mg l <sup>-1</sup>

Um erhöhte Belastungsbedingungen (Ammonium) an einer Untersuchungsstelle mit zu erfassen, wurde die Ammoniumverteilung in der Elbe im Flussverlauf unterhalb der Kläranlage Dresden-Kaditz bis Meißen an einem ausgewählten Termin untersucht (Tab. 2). Da die Erweiterung dieser Kläranlage sich noch in der Vorbereitung befindet, wird gegenwärtig das Dresdner Abwasser nicht bzw. nur teilnitrifiziert und enthält deshalb noch erhöhte Ammonium-Konzentrationen. Dieses behandelte Abwasser wird mittig in den Fluss eingeleitet. Es bedarf also einer Fließstrecke von ca. 20 Fluss-km, damit auch in den ufernahen Bereichen erhöhte Ammonium-Konzentration auftreten. Die Einrichtung der Probenahmestelle erfolgte dann in Abhängigkeit dieses Ergebnisses und der örtlichen Bedingungen am Standort Meißen-Siebeneichen ca. 18,3 km unterhalb der Messstelle Dresden-Übigau.

Die genaue Charakterisierung der einzelnen Probenahmestellen (Lage, Einzugsgebiet) ist dem Kapitel 4 zu entnehmen.

Der Untersuchungszeitraum war durch die in der Abb. 3 dargestellten Abflusssituation gekennzeichnet. Im Zeitraum Februar 2000 bis Ende April 2000 war infolge der hohen Wasserführung der Elbe keine Messung bzw. Installation von Probenahmestellen möglich. In dem nachfolgendem Zeitraum bis zum Berichtszeitpunkt schwankte die Wasserführung der Elbe nur gering zwischen 120 ... 250 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Der Sommer 2000 ist bezüglich der Abflusssituation als trocken zu kennzeichnen. Trotzdem wird durch die lang anhaltenden Hochwässer im Frühjahr das langjährige Mittel der Wasserführung von MQ = 320 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> weitgehend erreicht. In Abb. 4 ist neben der Abflussentwicklung die Änderung des Abflusses dargestellt, die, wie im folgenden gezeigt wird, eine wesentliche Bedeutung für die Infiltration und Exfiltration hat.

**Abfluss der Elbe am Pegel Dresden**

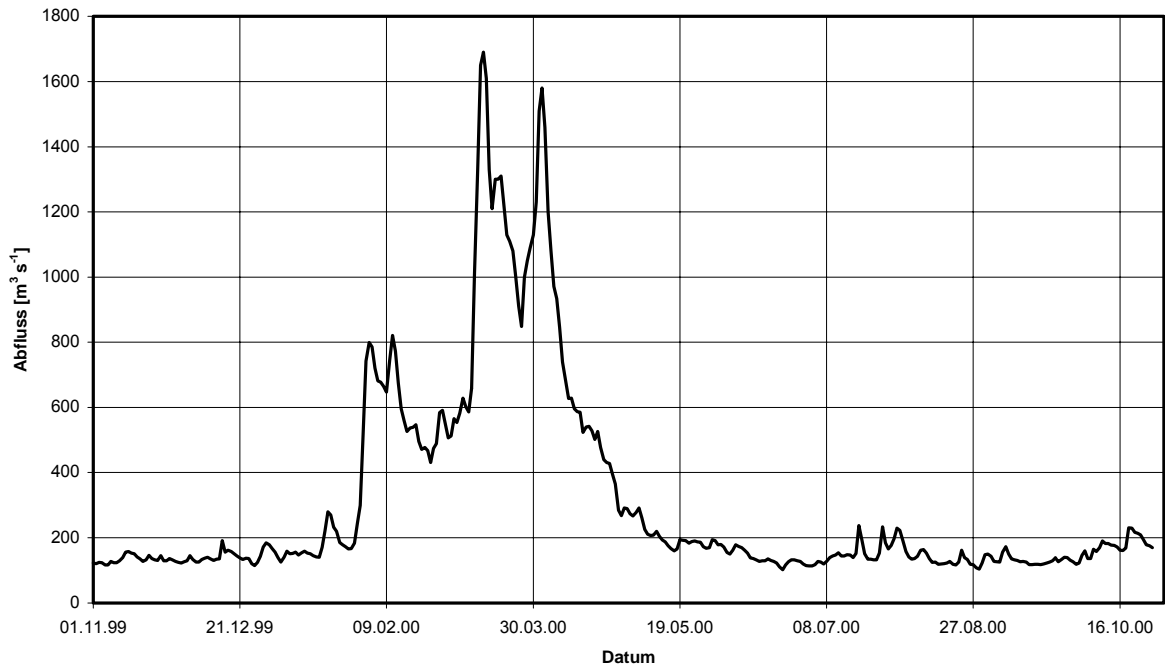


Abb. 3: Abflusssituation der Elbe im Zeitraum November 1999 bis Oktober 2000 am Pegel Dresden (Tagesmittelwerte in  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )

**Abfluss und Abflussänderung der Elbe am Pegel Dresden (September / Oktober 2000)**

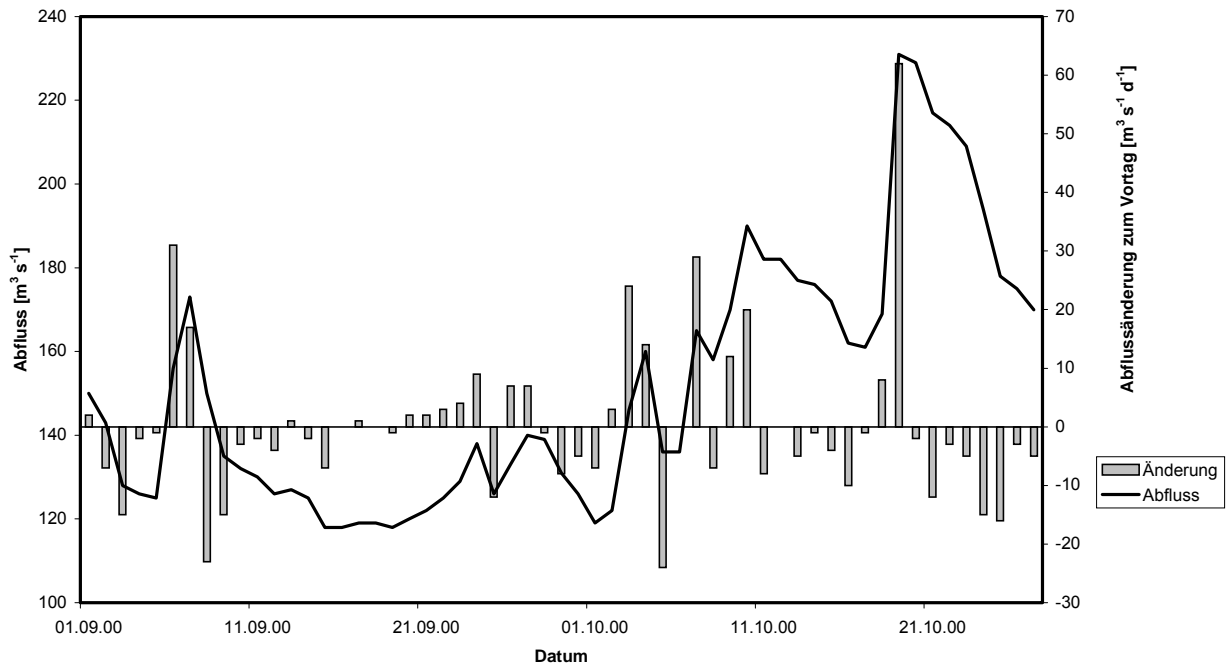


Abb. 4: Abfluss und Abflussänderung der Elbe im September und Oktober 2000 am Pegel Dresden (Tagesmittelwerte in  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )

Wasserstand und Abfluss der Elbe am Pegel Dresden in einem ausgewählten Zeitraum

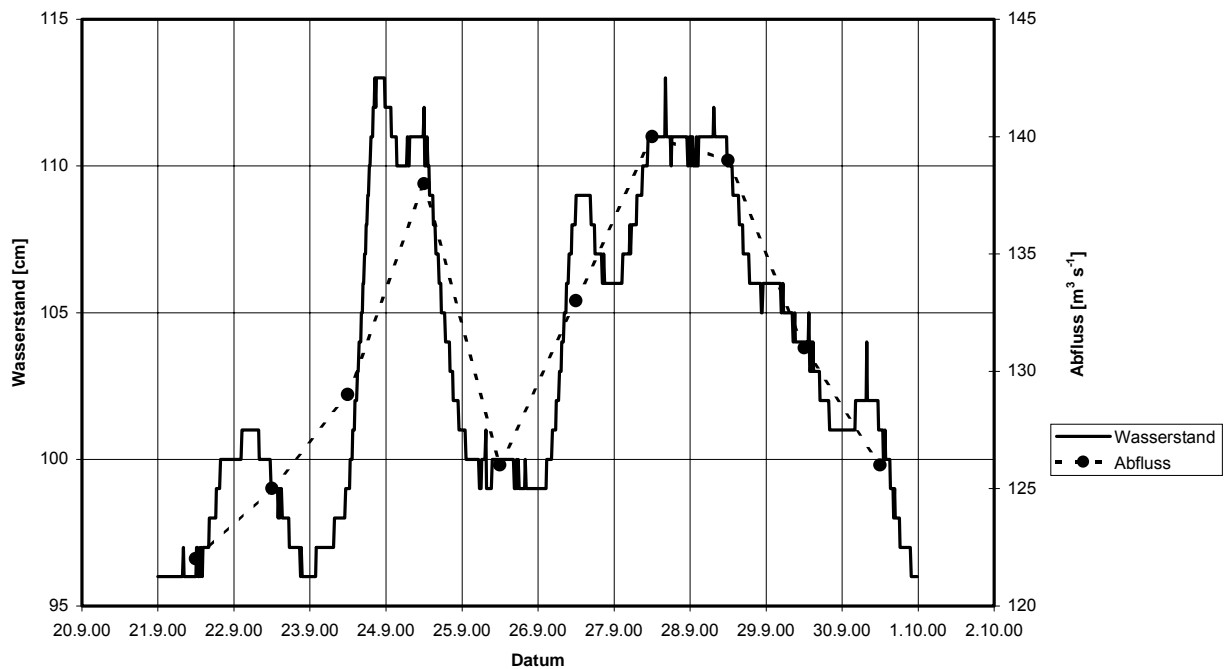


Abb. 5: Wasserstand (15 min Werte) und Abfluss (Tagesmittelwerte) am Pegel Dresden vom 21.09.-30.09.00

Eine weitere Frage ist, inwieweit sich kurzzeitige Änderungen im Abflussgeschehen auswirken. Entsprechende Werte liegen uns für den Wasserstand mit einer zeitlichen Auflösung von 15 min und einer Genauigkeit von  $\pm 1$  cm vor (Abb. 5). In der grafischen Darstellung ist ein Ausschnitt aus der Untersuchungsperiode gezeigt. Dabei wird deutlich, dass keine starken kurzfristigen Schwankungen innerhalb eines Tageslaufes auftraten, die durch die mittleren Verhältnisse nicht wiedergegeben werden.

### 3.2 Probenahmeeinrichtungen

Die Beprobung des Interstitials erfolgt oft durch Rammsonden, in denen aus verschiedenen Horizonten bzw. Tiefen aus dem Interstitial Proben gezogen werden können. Eine derartige Probenahmeeinrichtung ist in der Abbildung Abb. 6 dargestellt. Diese wurde an der Lahn eingesetzt (LENK ET AL. 1999).

Dieser Beprobungsmethode ist eigen, dass bei der Probenahme nur relativ geringe Probenmengen entnommen werden können und der durch die Ansauggitter begrenzte Raum der Untersuchung auf eine kleine Fläche begrenzt ist.

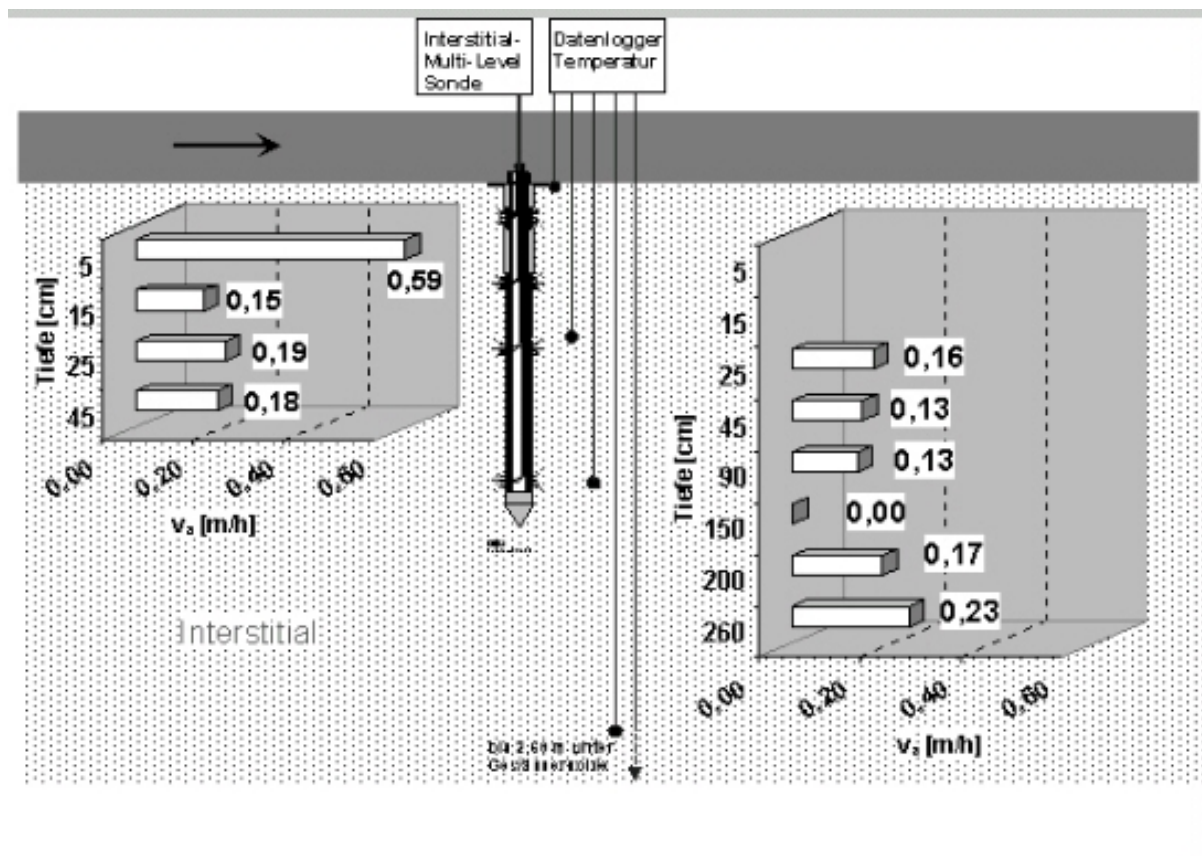
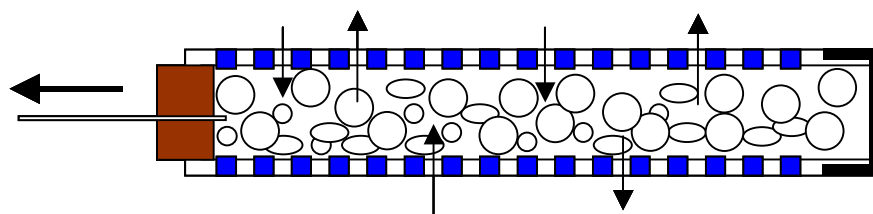


Abb. 6 Probenahmetechnik (Tracerversuch) durch Interstitial-Multi-Level-Sonde im Vergleich mit den Ergebnissen der Temperaturmessung (LENK ET AL. 2000)

Weiterhin sind derartige Rammsonden zumeist sichtbar. Im Projekt der TUD werden diese Rammsonden mit Sediment überdeckt und die Beprobungsleitungen als dünne Teflonschläuche zum Ufer geführt.

Es ist zu erwarten, dass mit dieser Beprobungseinrichtung eine hohe räumliche Auflösung im Vertikalprofil erreicht werden kann. Die Ergebnisse der Beprobung eines derartigen Systems durch die TU Dresden (KLOEP 2000, pers. Mitteilung) zeigen eine zeitweise sehr unterschiedliche Situationen benachbarter Säulen.

Im Rahmen des vorliegenden Teilprojektes besteht die Aufgabe, allgemeinere Zusammenhänge des Stofftransportes und -umsatzes zu erfassen, die sich aus dem örtlichen patchwork der Sediment- und Strömungsbedingungen ergeben. Aus der Grundwasserbeprobung sind hierzu vertikale und horizontale Filterausbildungen bekannt. Im Ergebnis der Beurteilung der einzelnen zu erwartenden Vor- und Nachteile der einzelnen Methoden wurde entschieden, horizontale Filter in verschiedenen Tiefen in das Sediment der Elbe einzusetzen.



Füllung mit Sediment (Porenraum 15...20%)

Porenvolumen ca. 0,4...0,5 l

Durchmesser  $d$

$d$  (außen) = 90 mm

$d$  (innen) = 80 mm

Porenweite = 0,2 mm

Länge = 0,5 m

Abb. 7: Schematische Darstellung der horizontal eingebauten Beprobungsrohre (Material HDPE, geschlitztes Filterrohr)

Anhand der Kriterien Leitfähigkeit, Sauerstoff und Temperatur hat sich herausgestellt, dass pro Probenahmestelle nach einer Entnahmemenge von 0,8 ... 1,2 l eine weitgehende Konstanz der Beschaffenheitskriterien erreicht wird, so dass pro Horizont und Beprobung ca. 2 l entnommen werden, von denen der erste Liter verworfen wird. Die vor Ort bestimmbaren physikalischen Kriterien haben sich als sehr empfindlich erwiesen. Aus diesem Grund kann auch eine Überprobung, d.h. Veränderung des Chemismus des beprobten Horizontes durch Ansaugen von Porenwasser aus anderen Schichten weitgehend ausgeschlossen werden.



**Überprüfung der Veränderung der Vor-Ort-Daten während der Beprobung**

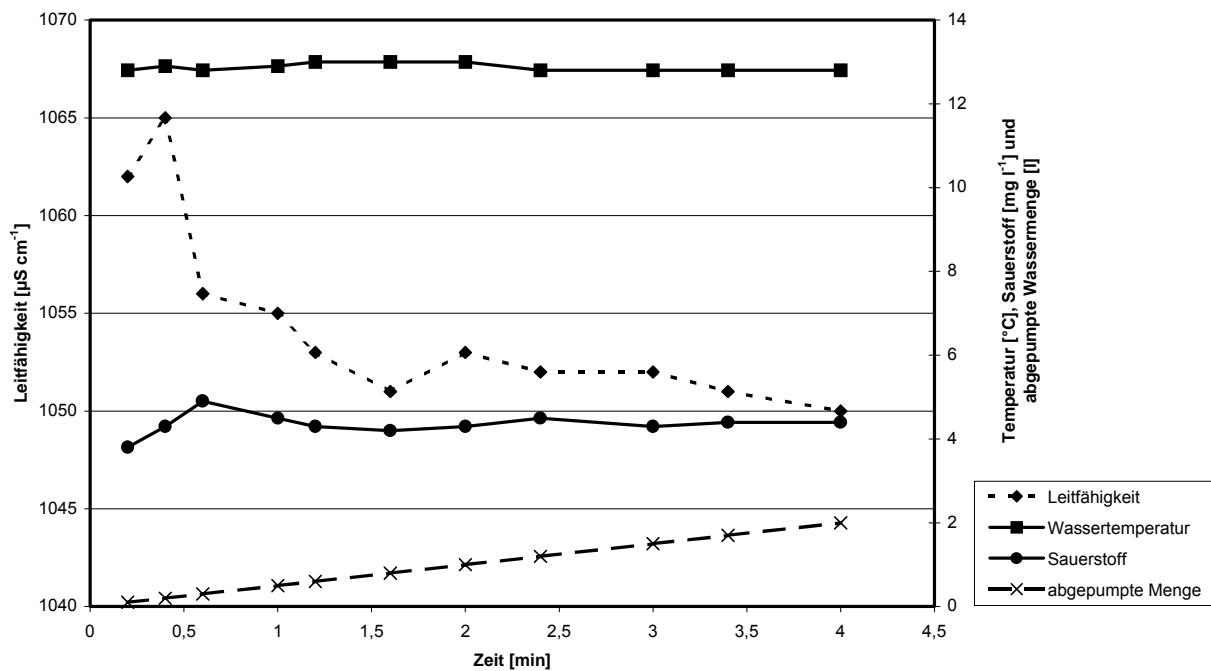


Abb. 8: Beispiel für die Ermittlung der erforderlichen Zeit und der notwendigen Abpumpmenge aus den horizontalen Beprobungsrohren bis zum Erreichen weitgehend konstanter Wasserbeschaffenheitsdaten als Voraussetzung für die Entnahme repräsentativer Wasserproben (Daten: Beprobung Tiefe 25 cm, Dresden-Übigau)

Die horizontalen Beprobungsrohre werden in drei Tiefen (Rohrmittelachse 40 ... 45 cm, 25 cm und 13 cm unter Sedimentoberkante) übereinander eingebaut. Der Einbau erfolgte jeweils in einer Uferentfernung von ca. 5 m bei Niedrigwasser ( $Q < 120 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  am Pegel Dresden).

### 3.3 Analyse der Wasserbeschaffenheit und weitere Untersuchungen

#### - Analyse der Wasserbeschaffenheit

Die Proben wurden auf folgende Kriterien untersucht:

Tab. 3: Untersuchungsparameter und Methoden bei der Untersuchung des Elbeinterstitials

Parameter	Methode
- physiko-chemische Untersuchung	
Wassertemperatur	DIN 38404-4 (Durchflussmesszelle)
Sauerstoffgehalt	DIN 38408-22 (elektrometrisch, WTW-Elektrode, Durchflussmesszelle)
pH-Wert	DIN 38404-5 (Durchflussmesszelle)
Leitfähigkeit	DIN 38404-8
Redox-Potential (zeitweise)	DIN 38404-C6
- chemische Analysen	
Ammonium-N	DIN 38406-5-1
Nitrit-N	DIN 38405-10
Nitrat-N	DIN 38405-9
ortho-Phosphat-P	DIN 38405-11
Gesamtphosphor	DIN 38405-11
CSB	DIN 38409-H41

#### - Temperaturtagesgänge

Zur Aufnahme von Temperaturtagesgängen im Freiwasser und in den verschiedenen Tiefen des Sediments wurden Temperatursensoren mit Datenloggern verwendet. Die Installation der Sensoren erfolgte bei definierten Messintervallen (5 min) über bestimmte Zeiträume an der Grenze zum Freiwasser und analog zu den Beprobungsröhren in den Tiefen 13, 25 und 40 cm. Die Auflösung der Sensoren betrug 0,15 °C. Diese Messungen erfolgten in Abstimmung mit den Messungen der TU Dresden.

#### - Sedimentuntersuchung

An allen Probenahmestellen wurde Sediment entnommen und die Korngrößenverteilung nach DIN 18123 bestimmt.

## **- Traceruntersuchung**

Zur Charakterisierung des Längstransportes wurden an der Probenahmestelle Dresden-Übigau zwei Untersuchungen im Interstitial durchgeführt. Hierzu wurde eine weitere Beprobungsröhre als Injektionsröhre in 1 m Entfernung vor die Beprobungsstelle in einer Tiefe von 25 cm eingebaut. Der erste Versuch wurde unmittelbar nach dem Einbau am 20.09.2000 durchgeführt. Als Tracer wurde erwärmtes mit Natriumchlorid aufgesalztes Wasser verwendet, um weitgehend Dichteneutralität herzustellen. Die Tracer-Verteilung wurde vor Ort über die Temperatur- und Leitfähigkeitsmessung registriert.

Der Versuch wurde nach dem 6.10.2000 dreimal mit Farbstoff (Lebensmittelfarbstoff E 124) wiederholt. Die entnommenen Proben wurden im Labor photometrisch (Wellenlänge  $\lambda = 440 \text{ nm}$ ) ausgewertet.

## 4 Charakterisierung der Beprobungsstellen

### 4.1 Wasserwerk Saloppe

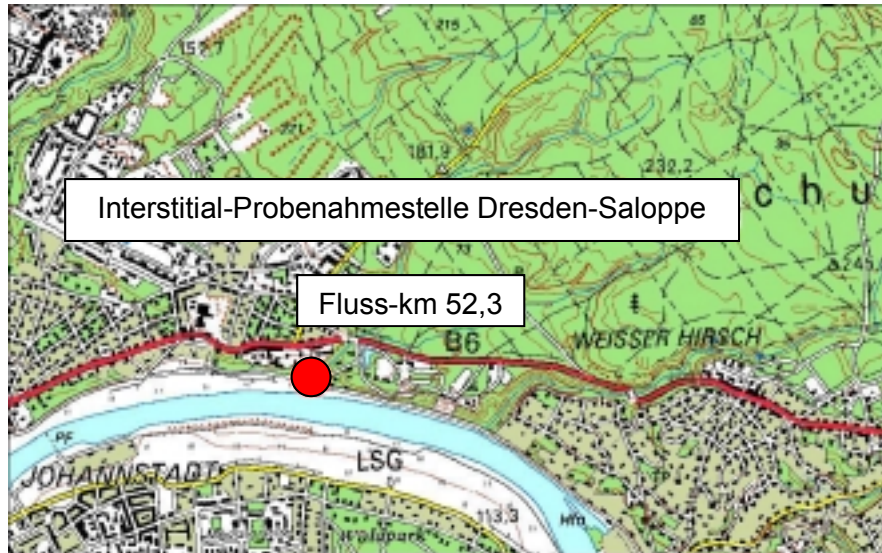


Abb. 9: Probenahmestelle Dresden-Saloppe (Probenahmestelle TU Dresden und als Vergleichsprobennahmestelle vorgesehen)

Die Probenahmestelle Dresden-Saloppe befindet sich in der Nähe des Wasserwerkes Saloppe rechtsseitig der Elbe. Dieses Wasserwerk dient nicht mehr der Trinkwassergewinnung sondern versorgt den gewerblichen Bedarf im Dresdner Norden mit Brauchwasser. Die Entnahmemenge ist gering, so dass vorwiegend ein Brunnen zwischen dem Wasserwerk und einem kleinen Vorfluter genutzt wird. Am Ufer befinden sich Brunnengalerien parallel zum Strom.

Das Ufer ist befestigt. Die obere Sedimentschicht wird von großen Steinen gebildet. Der Probenahmepunkt befindet sich an einem leichten Prallhang (Radius ca. 2 km). In geringer Entfernung vom Ufer wird durch einen Geländebruch das für eine Infiltration zur Verfügung stehende Einzugsgebiet des Grundwasserleiters zwischen Elbe und Steilhang begrenzt. Dieses rechtselbische Teil-EZG beträgt  $A = 0,176 \text{ km}^2$  auf eine Fluss-Länge von ca. 910 m. Es wird durch das EZG Eisenbornbach ergänzt, das jedoch einen oberirdischen Abfluss hat ( $A = 4,718 \text{ km}^2$ ). Das hierzu gehörende EZG für den hypodermischen Abfluss wird für die Brauchwassergewinnung genutzt.

Bezogen auf einen Fluss-km ist das Einzugsgebiet relativ klein. Es reicht im Mittel ca. 200 m von der Elbe in das Hinterland ohne Berücksichtigung des Eisenbornbaches. Die folgende Abbildung zeigt das für diese Probenahmestelle zugehörige geschätzte unterirdische EZG. Die potentielle Grundwasserneubildungsrate wird mit  $2,5 \text{ l km}^{-2} \text{ s}^{-1}$  eingeschätzt.

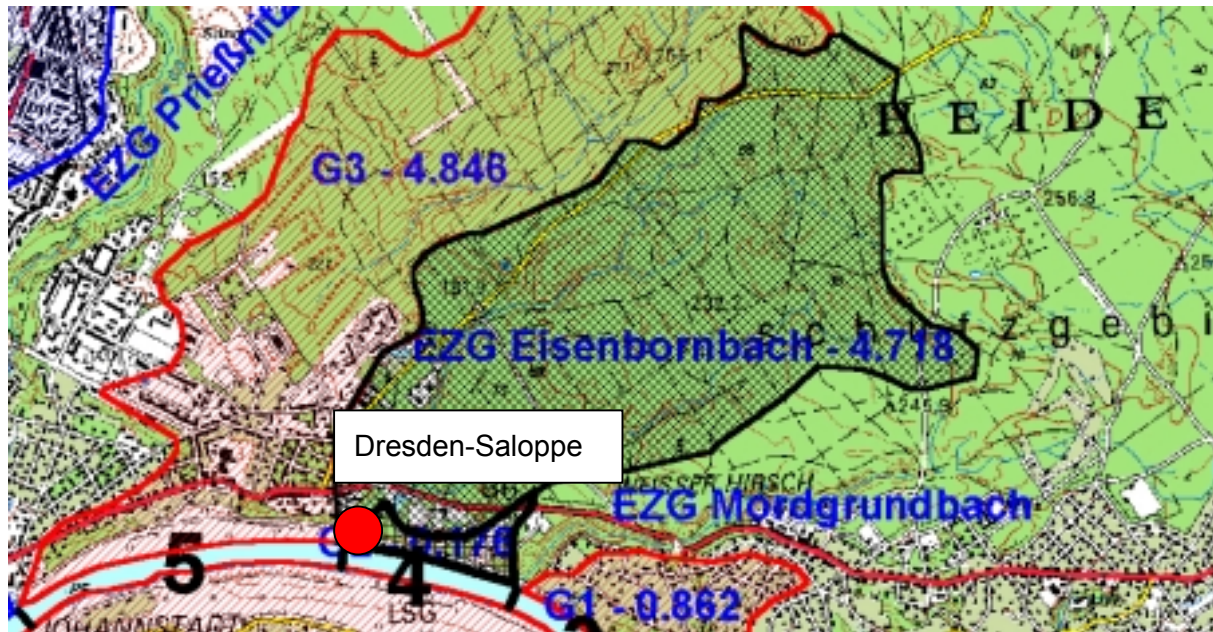


Abb. 10: Zuordnung der eingeschätzten unterirdischen Teil-EZG zu der Probenahmestelle Saloppe

## 4.2 Dresden-Übigau



Abb. 11: Lage der Probenahmestelle Dresden-Übigau



Abb. 12: Probenahmestelle Dresden-Übigau (Probenahmestelle auch für die Durchführung der methodischen Untersuchungen, oberhalb der Einleitung der Kläranlage Dresden)

Die Probenahmestelle Dresden-Übigau befindet sich am unteren Stadtrand von Dresden oberhalb der Einleitung der Kläranlage Dresden. Sie ist ebenfalls auf der rechten Elbseite positioniert. Im Unterschied zur Saloppe befindet sie sich an einem Gleithang. Dieser Gleithang ist im Bereich Niedrigwasser –Mittelwasser ausgebaut. Der Kurvenradius der Elbe beträgt nur ca. 1 km. Deshalb befindet sich nördlich der Probenahmestelle eine Flutrinne. Die folgende Abbildung zeigt das für diesen Flussabschnitt zugehörige EZG.

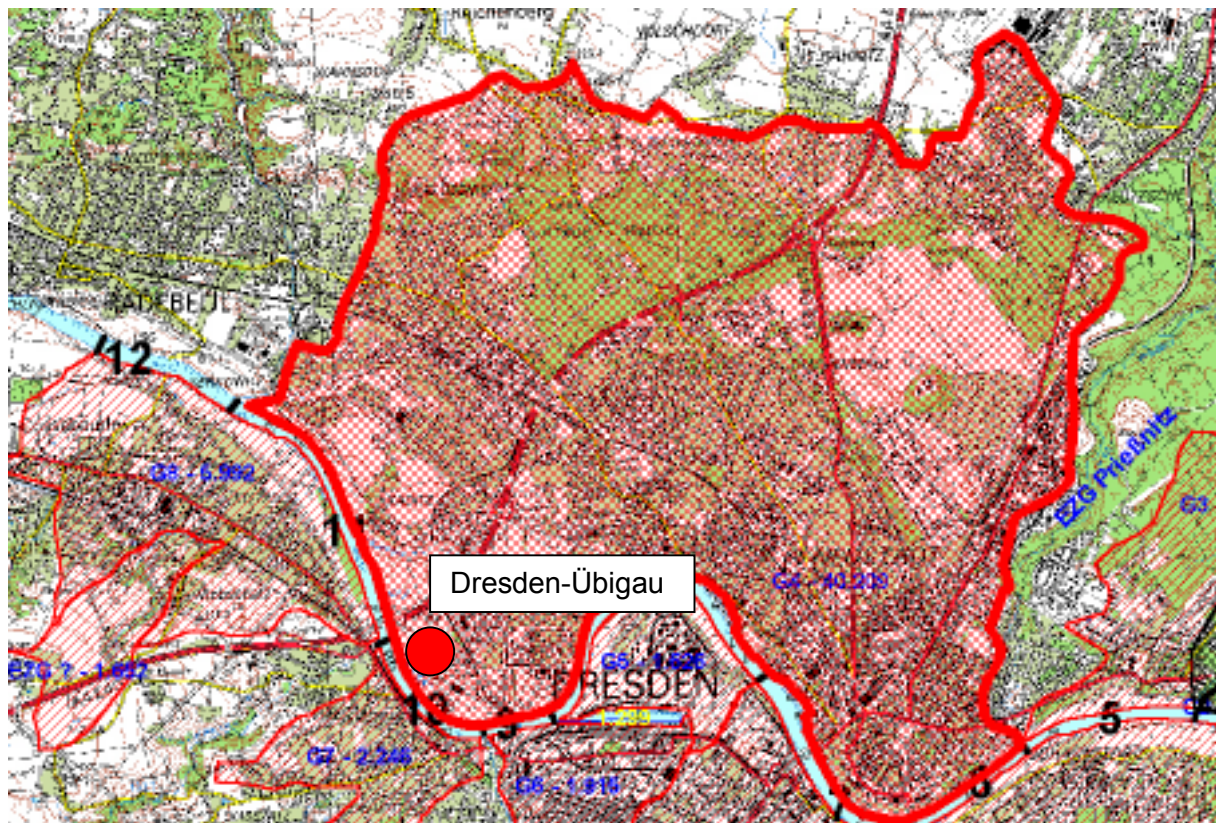


Abb. 13: Teileinzugsgebiet zur rechtsseitigen Probenahmestelle am Standort Dresden Übigau

Im Unterschied zur Saloppe ist das zugehörige EZG deutlich erhöht. Dem Flussabschnitt von 2,9 km sind ca. 9,9 km<sup>2</sup> EZG zugeordnet. Die Entfernung bis zur Einzugsgebietsgrenze beträgt bis zu 6,5 km. Die Grundwasserneubildungsrate wird mit 2,5...3 l km<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> eingeschätzt (KNEIS 2000).

### 4.3 Meißen-Siebeneichen

Die Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen befindet sich unterhalb des Wasserwerkes. Eine Beeinflussung der Grundwasserfließrichtung am linken Ufer durch die Wasserförderung ist möglich. Wesentlich für die Auswahl der Probenahmestelle sind der geringere Korndurchmesser des Sedimentes und die Beeinflussung durch den Ablauf der Kläranlage Dresden nach Vermischung.



Abb. 14: Lage der Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen

Das zur linksseitigen Probenahmestelle zugehörige EZG ist relativ klein, hängig und bewaldet. Zusätzlich ist bei den Grundwasserverhältnissen die Förderung des Wasserwerkes einzurechnen.

Das dem Flussabschnitt zuzurechnende Teil-EZG beträgt ca. 0,6 km<sup>2</sup> (Abb. 16). Die Situation bezüglich der Beeinflussung durch das EZG ist dem der Probenahmestelle Saloppe ähnlich.





Abb. 15: Probenahmestelle Meissen-Siebeneichen (Probenahmestelle mit geringerem mittlerem Korndurchmesser und zur Erfassung des Einflusses der Kläranlage Dresden-Kaditz auf die Elbe)

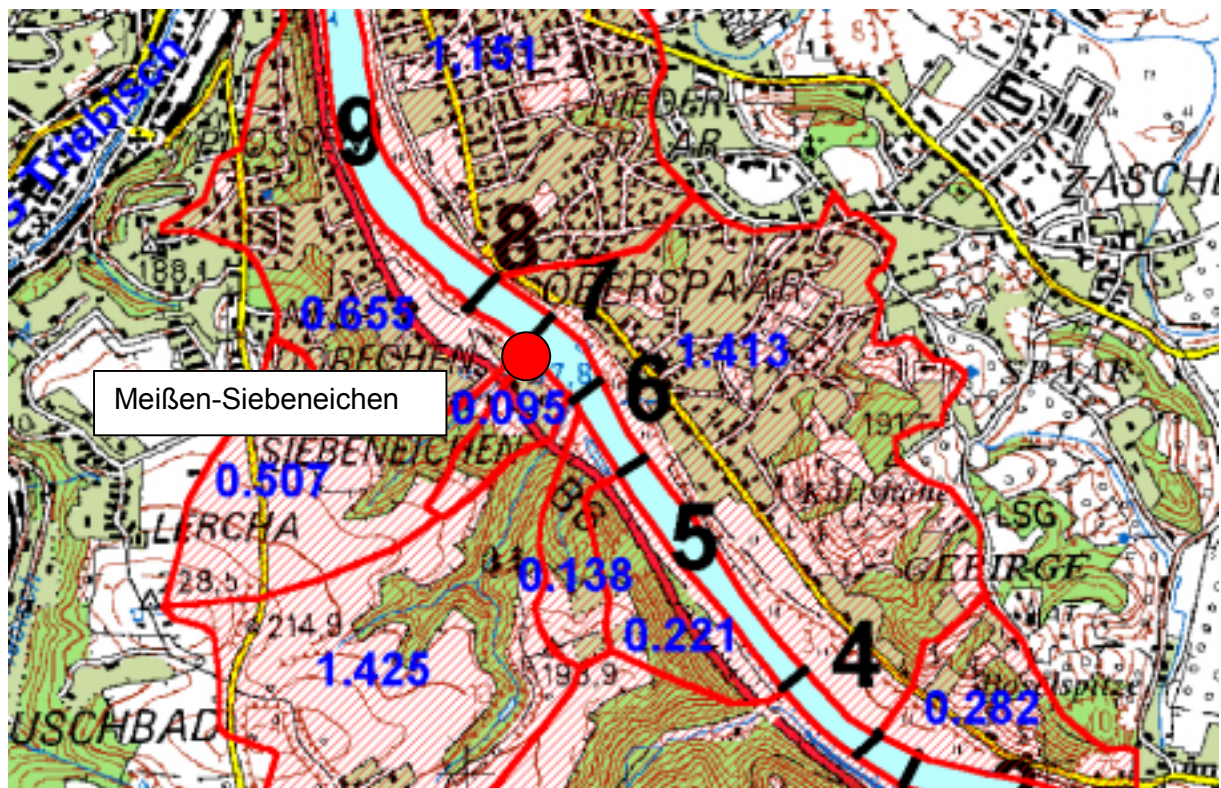


Abb. 16: Zuordnung der Teil-EZG zur Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen

#### 4.4 Belgern

Die Probenahmestelle Belgern wurde nach folgenden Prinzipien ausgewählt:

- geringe Korngröße, jedoch kaum Feinsand und Schluff,
- Lage am Prallhang,
- Lage außerhalb des Einwirkungsbereiches des Wasserwerkes Torgau.

Die Grundwasserbedingungen werden noch untersucht.



Abb. 17: Lage der Probenahmestelle Belgern



Abb. 18: Probenahmestelle Belgern (Prallhang, geringe Sedimentkörnung)

## 5 Ergebnisse der Untersuchungen

### 5.1 Tiefenprofile Übigau

Die Probenahmestelle Dresden-Übigau wurde im Januar 2000 eingerichtet. Durch den Hochwasserzeitraum Ende Januar bis April 2000 und den Verlust von Beprobungseinrichtungen durch Vandalismus an der Probenahmestelle im Juli/August 2000 liegen zusammenhängende Zeitreihen für diesen Probenahmeort ab September 2000 vor. Die Ergebnisse von Januar und von Mai bis Juli werden deshalb hier nicht gesondert aufgeführt.

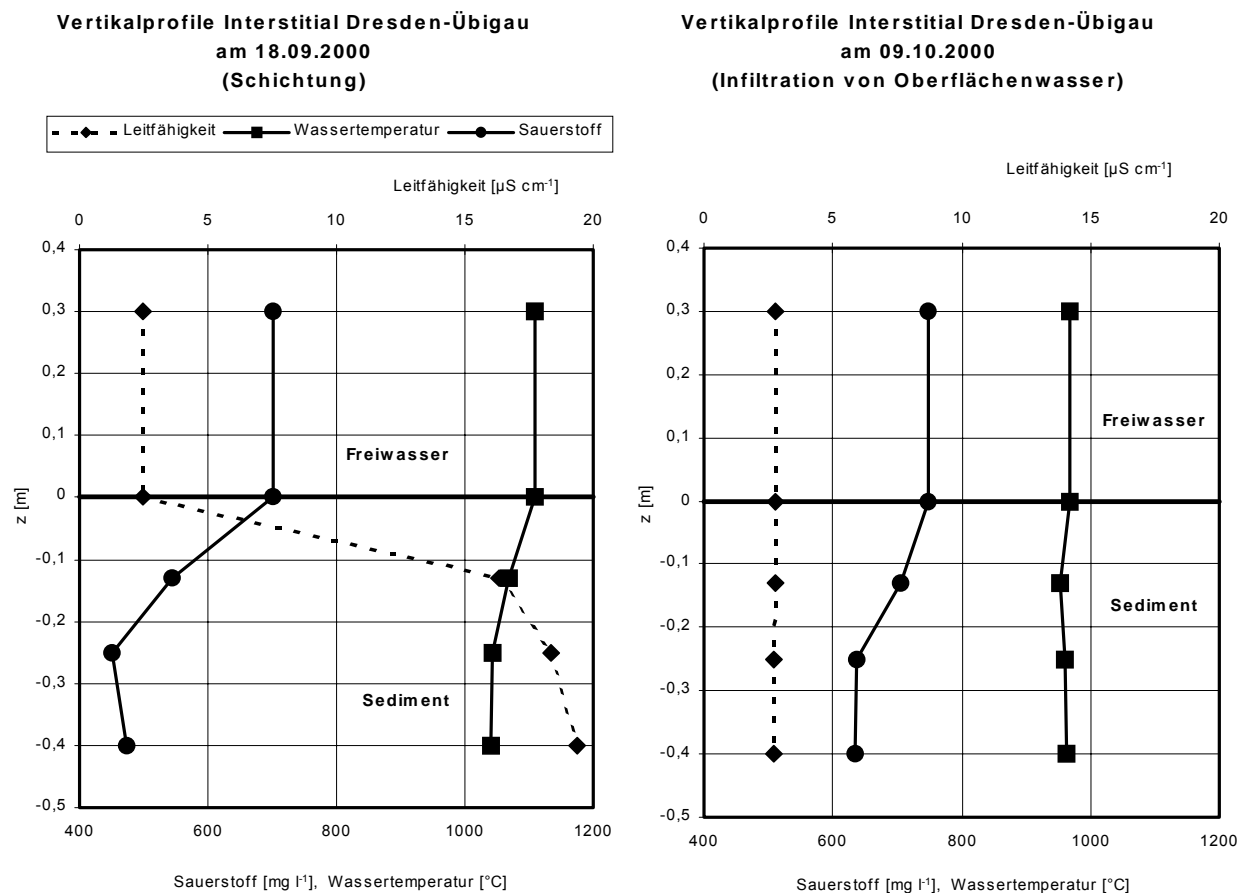


Abb. 19: Beispiele für Vertikalprofile von Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Sauerstoff an der Messstelle Dresden-Übigau vom 18.09.00 mit typischen vertikalen Gradienten und am 09.10.00 mit geringen Gradienten durch Infiltration von Oberflächenwasser bei gestiegenem Abfluss

An der Probenahmestelle wurden deutliche Unterschiede zwischen dem Auftreten von stabilen Tiefenprofilen bei niedrigem, relativ gleichmäßigem Abfluss und geringen Tiefen-

gradienten bei erhöhtem Abfluss gefunden (Abb. 19). In den Darstellungen mit Angabe der Tiefe des Interstitials wurde als Koordinatenbezeichnung für die Tiefe z in [m] gewählt.

Für den Probenahmeort Dresden-Übigau ist charakteristisch, dass bereits in geringer Tiefe des Interstitials im überwiegenden Teil der Messungen eine hohe Leitfähigkeit zu messen ist (Abb. 20). Diese Erhöhung der Leitfähigkeit wird durch das Grundwasser verursacht und eignet sich deshalb als Hinweis für den Zustand einer Ex- oder Infiltration von Elbwasser in das Grundwasser.

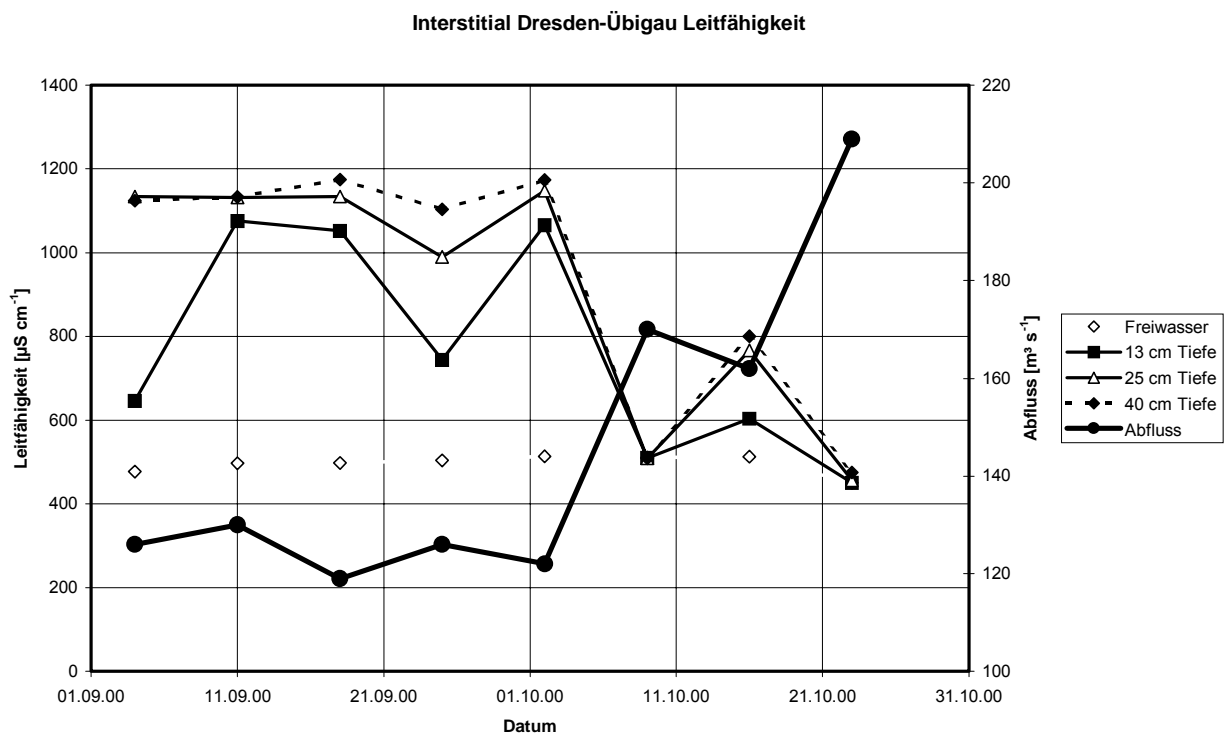


Abb. 20 : Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit des Elbwassers und Interstitials am Probenahmeort Dresden-Übigau im Vergleich zu der Veränderung des Abflusses im Freiwasser

Das Grundwasser hat eine Leitfähigkeit von  $1.500 \dots 2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Dieser Bereich wurde auch im Elbvorland der Halbinsel Übigau gemessen. Demgegenüber ist die Leitfähigkeit des Elbwassers mit ca.  $500 \mu\text{S cm}^{-1}$  deutlich niedriger. Die Leitfähigkeit der frei fließenden Welle ist relativ unabhängig vom Abflussgeschehen. Bereits in einer Tiefe von 13 cm ist die Leitfähigkeit deutlich gegenüber der Oberflächenwasserprobe erhöht. Ein Vergleich des Kurvenverlaufes für die Leitfähigkeit in dieser oberflächennahen Schicht mit der Abflussentwicklung zeigt folgendes Verhalten, dass bei Sinken des Abflusses durch die

gesteigerte Infiltration des Grundwassers in die Elbe die Leitfähigkeit verstärkt wird. Die Neigung zur Ex – bzw. Infiltration ist dabei sowohl von der absoluten Lage des Wasserstandes als auch von der Änderung abhängig (Abb. 20). Insbesondere zeigt sich Anfang September und Oktober 2000 beim geringfügigen Anwachsen des Pegels eine kurzfristige Einmischung von leitfähigkeitsarmen Elbwasser bis in die Tiefenschicht von 40 cm. Dieses eingedrungene Elbwasser wird jedoch in einem kurzen Zeitraum beim Erreichen eines stationären Zustandes wieder aus dem Porensystem verdrängt. Der vertikale Transport zwischen Ex- und Infiltration zeigt ein schwingendes Verhalten.

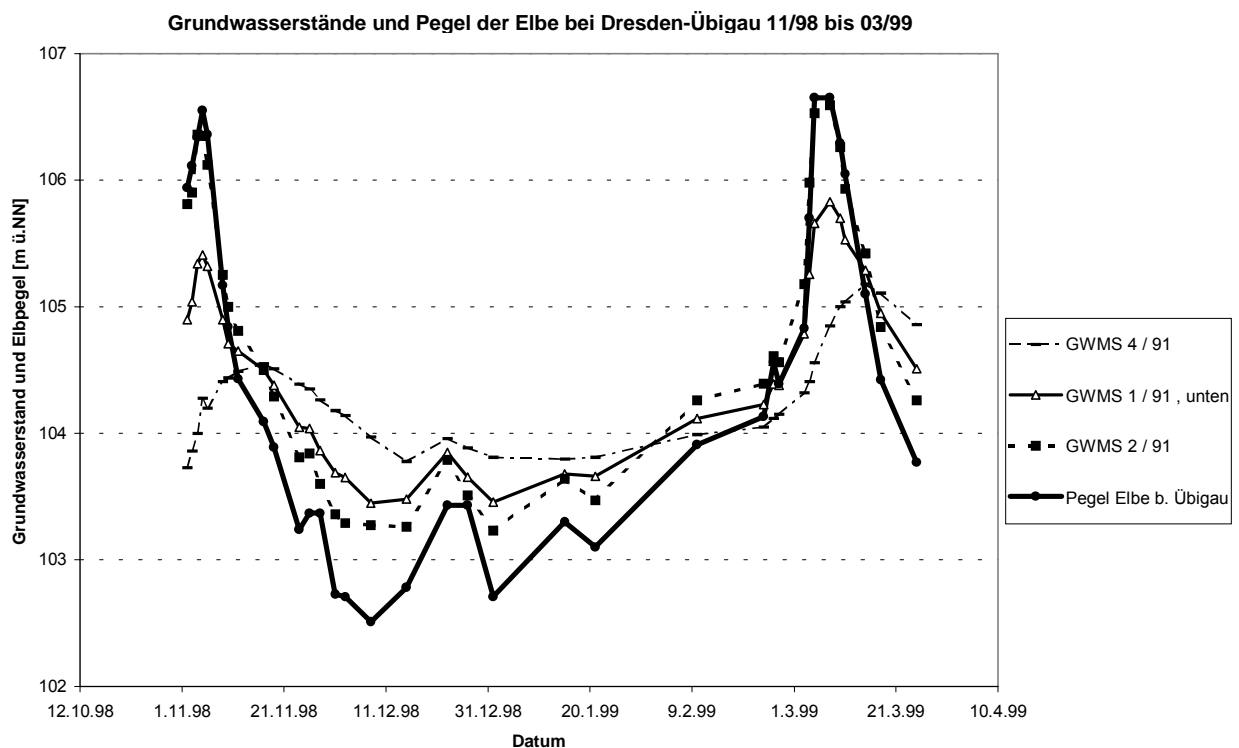


Abb. 21: Beispiel für die Grundwasserverhältnisse im Einzugsgebiet der Messstelle Dresden-Übigau im Vergleich zum Elbpegel (Entfernung der Pegel zur Untersuchungsstelle: 2/91 - ca. 250 m; 1/91 unten - ca. 350 m; 4/91 - ca. 400 m)

Die Abbildung Abb. 21 der Grundwasserverhältnisse im Zustrom zur Elbe an der Messstelle Dresden-Übigau verdeutlicht, dass in der überwiegenden Zeit des Jahres die Infiltrations-situation von Grundwasser ins Elbwasser vorherrscht. Abgebildet sind drei Grundwasser-messstellen (GWMS) die in Fließrichtung zur Probenahmestelle liegen (Entfernung zur Untersuchungsstelle: 2/91 - ca. 250 m; 1/91 unten - ca. 350 m; 4/91 - ca. 400 m).

Eine bis in des Elbvorland wirkende Infiltration des Elbwassers ins Grundwasser findet erst bei Wasserständen der Elbe > 104,5 m üNN (bzw. bei einem Abfluss > 500 m<sup>3</sup>/s) statt. Im Untersuchungszeitraum war hingegen ein niedriger Durchfluss (120 ... 250 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) dominierend.

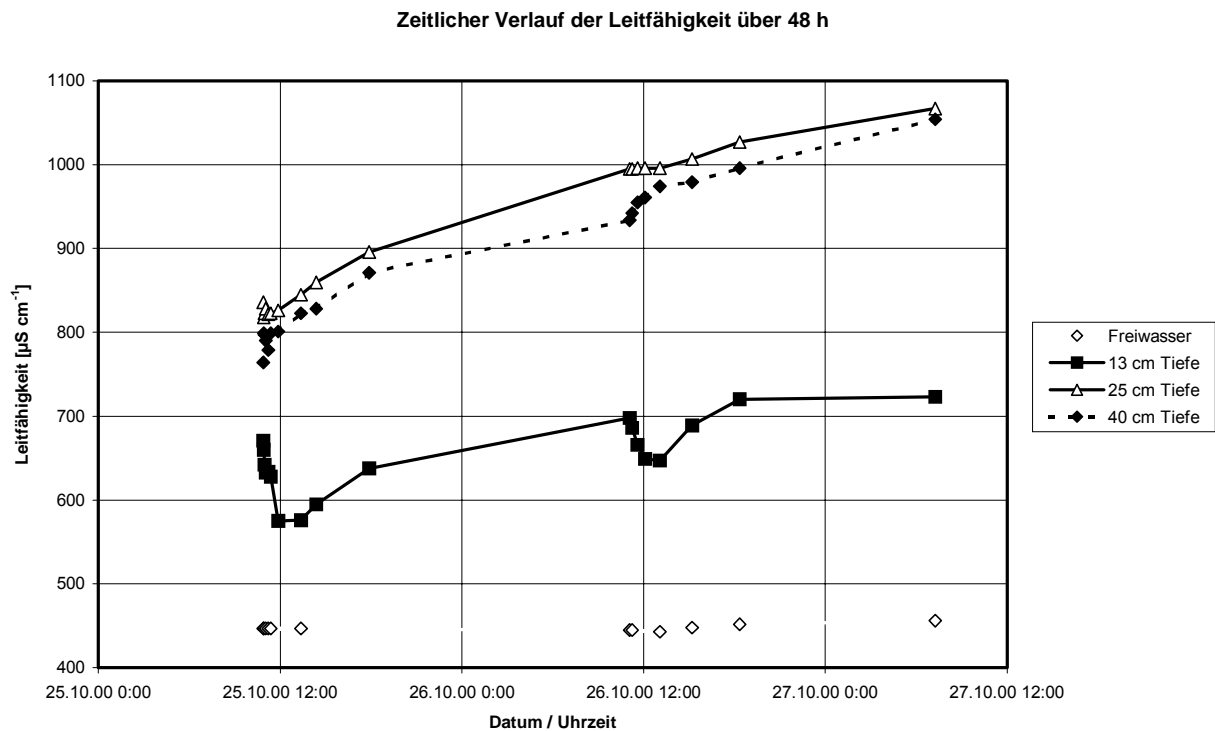


Abb. 22: Zeitlicher Verlauf des Wiederanstieges der Leitfähigkeit über 48 h im Interstitial in Dresden-Übigau nach einer vorherigen Absenkung des Leitfähigkeitsgradienten durch Infiltration von Oberflächenwasser (kurzzeitig angestiegener Wasserstand vor der Untersuchung); Die kurzzeitige Absenkung der Leitfähigkeit in 13 cm Tiefe bei häufiger Entnahme ist bedingt durch die Probenahme.

Die in Abb. 20 aufgezeichneten Schwankungen zeigen demgegenüber dynamische Veränderungen, die wesentlich durch den Vertikalaustausch zwischen dem Freiwasser und dem Interstitial geprägt sind. Anhand der Beprobungskurven (Abb. 20 und Abb. 22) ist erkennbar, dass das Vertikalprofil jedoch nicht immer die typische Abfolge aufweisen muss. So war am 04.09. (Abb. 20) und am 25./26.10.2000 (Abb. 22), sowie am 28.06.2000 (nicht grafisch dargestellt) in 40 cm Tiefe eine etwas niedrigere Leitfähigkeit als in 25 cm Tiefe zu finden. Es ist entsprechend der Beobachtung der anderen Kriterien und auch den Erfahrungen an der Saloppe, wo erhöhte Abundanzen des Phytoplanktons der Elbe in tieferen Schichten des Interstitials auftreten (KLOEP 2000, pers. Mitteilung), davon

auszugehen, dass durch lokale Inhomogenitäten die örtlichen Strömungsverhältnisse im Lückensystem so geändert sein können, dass z.B. erhöhte Anteile Oberflächenwasser durch das Porensystem auch in tiefere Schichten durchströmen können. Derartige Inhomogenitäten entstehen z.B. durch die inhomogene Einlagerung von Feinstoffen in das Porensystem und die inhomogene Kornverteilung (MONTENEGRO 2000, pers. Mitteilung). Weiterhin können biologische Prozesse, z.B. Nitrifikation und Denitrifikation, daran beteiligt sein.

Abb. 22 vermittelt einen Eindruck von dem zeitlichen Verlauf des Wiederanstieges der Leitfähigkeit nach einer Einmischung von leitfähigkeitsarmem Elbwasser in das Interstitial. Innerhalb von 2 bis 3 Tagen stellen sich in den tiefen Schichten wieder die ursprünglichen Leitfähigkeitswerte ein.

Diese Schichtung kann zusätzlich durch die Temperaturunterschiede zwischen kühlerem Grundwasser und wärmeren Oberflächenwasser im Sommerzeitraum stabilisiert werden. Diese Situation bestand z.B. überwiegend im September diesen Jahres (Abb. 23). Mit der Abkühlung des Oberflächenwassers und bei steigender Wasserführung verschwindet dieser deutliche Gradient wieder. Bei den wöchentlichen Untersuchungen waren Temperaturdifferenzen zwischen dem Interstitial und dem Freiwasser von  $-1,7$  bis  $+0,2$  °C zu messen (Abb. 24). Die Aufzeichnung dieser Effekte durch Messung der Temperaturtagesgänge mit installierten Sensoren verdeutlicht diese Zusammenhänge, insbesondere auch die Umkehr des Temperaturgradienten bei Abkühlung des Oberflächenwassers (s. Kap. 5.4).

Dabei beeinflussen sowohl die temperaturbedingten Dichteunterschiede als auch der unterschiedliche Salzgehalt die Stabilität dieser Schichtung.

Der pH-Wert zeigt fast immer eine Abnahme mit der Sedimenttiefe, wobei die stärkste Abnahme meistens bereits in der Schicht zwischen Freiwasser und 13 cm Tiefe erfolgte (Abb. 25). Nach Fischer ET AL. (1998) nahm der pH-Wert auch im Interstitial der Lahn schneller in den oberen Schichten als in tieferen ab. Am Verlauf des pH-Wertes im Untersuchungszeitraum ist wieder der Einfluss der Infiltration / Exfiltration mit Verringerung / Verstärkung des Tiefengradienten erkennbar.

**Interstitial Dresden-Übigau Wassertemperatur**

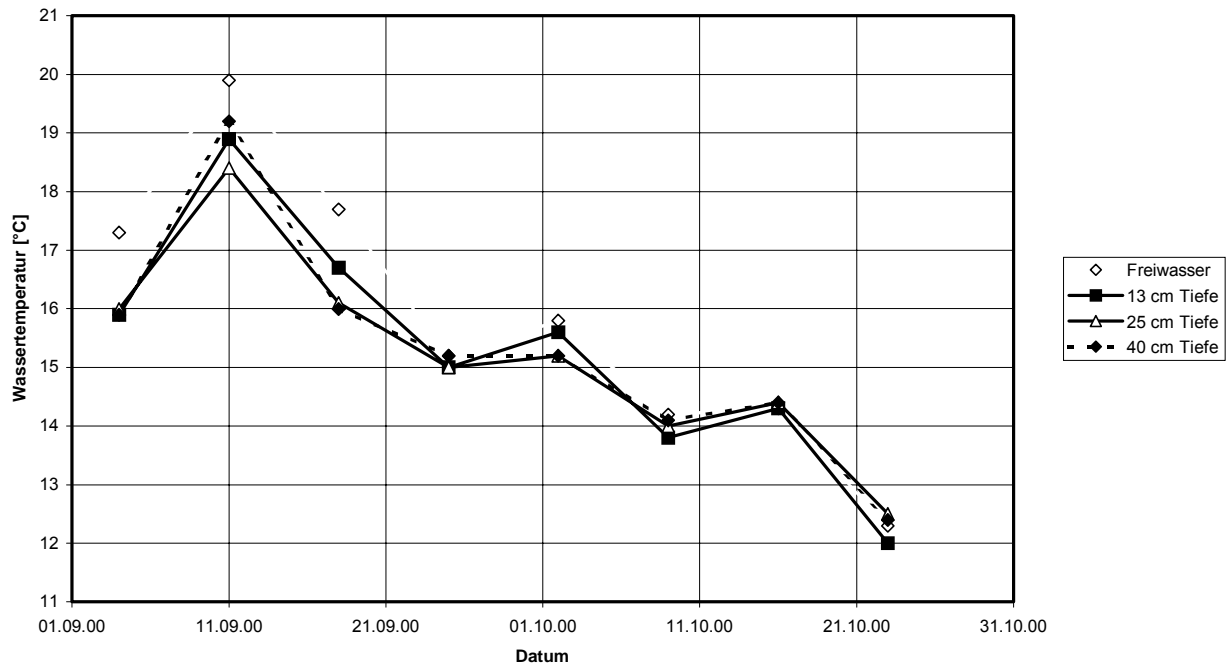


Abb. 23: Überblick über den zeitlichen Verlauf der Temperatur im Interstitial der Probenahmeestelle Dresden-Übigau (detaillierte Analysen mit Temperatursensoren s. Kap. 5.4)

**Interstitial Dresden-Übigau**  
**Differenz der Wassertemperatur im Interstitial zum Freiwasser**

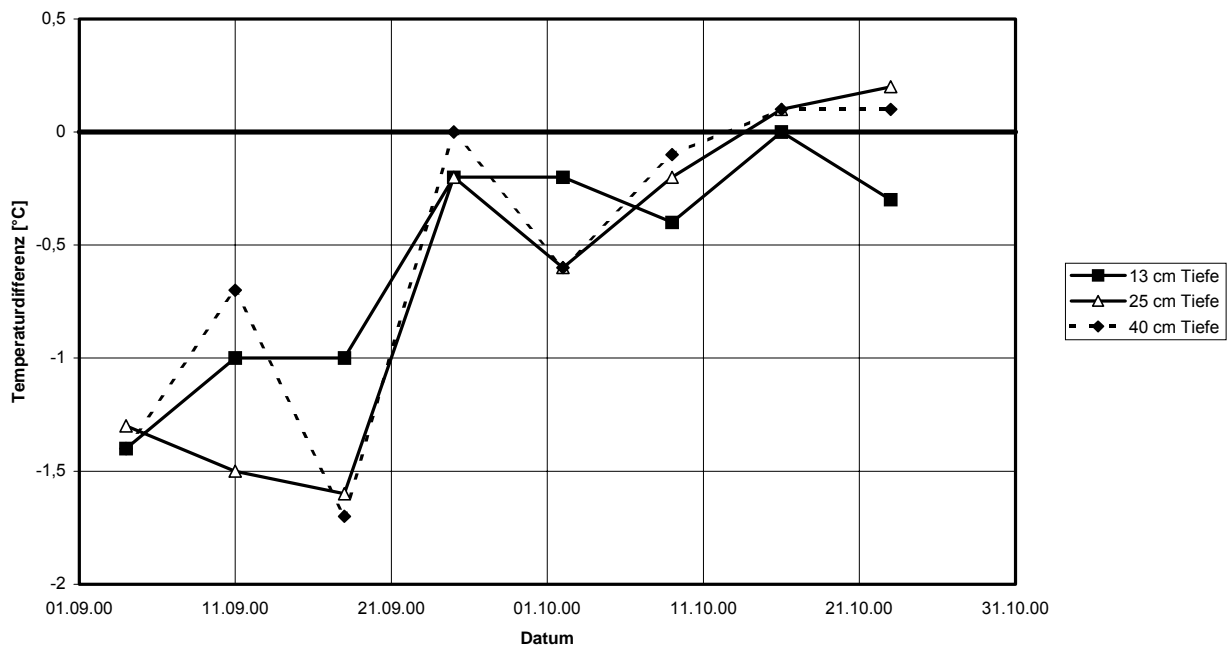


Abb. 24: Abweichung der Wassertemperatur in den Tiefenschichten des Interstitials im Vergleich zur Wassertemperatur des Freiwassers bei den wöchentlichen Untersuchungen in Dresden-Übigau



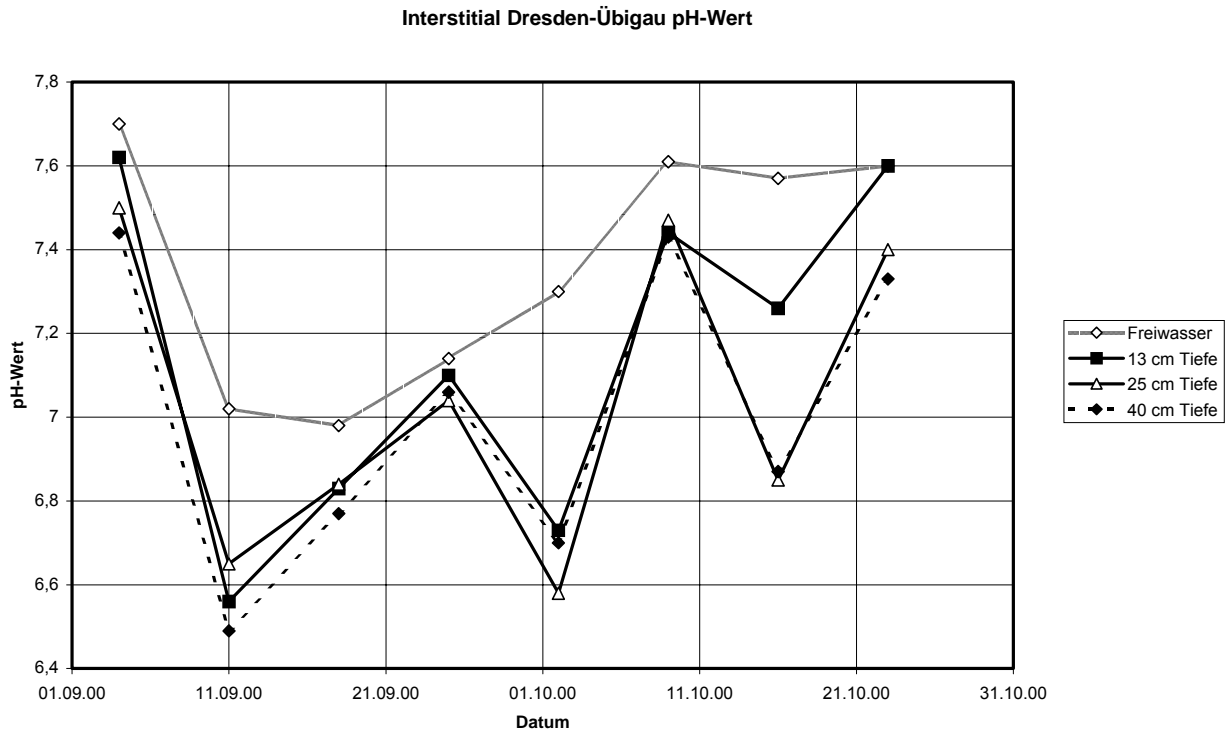


Abb. 25: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes im Interstitial der Probenahmestelle Dresden-Übigau

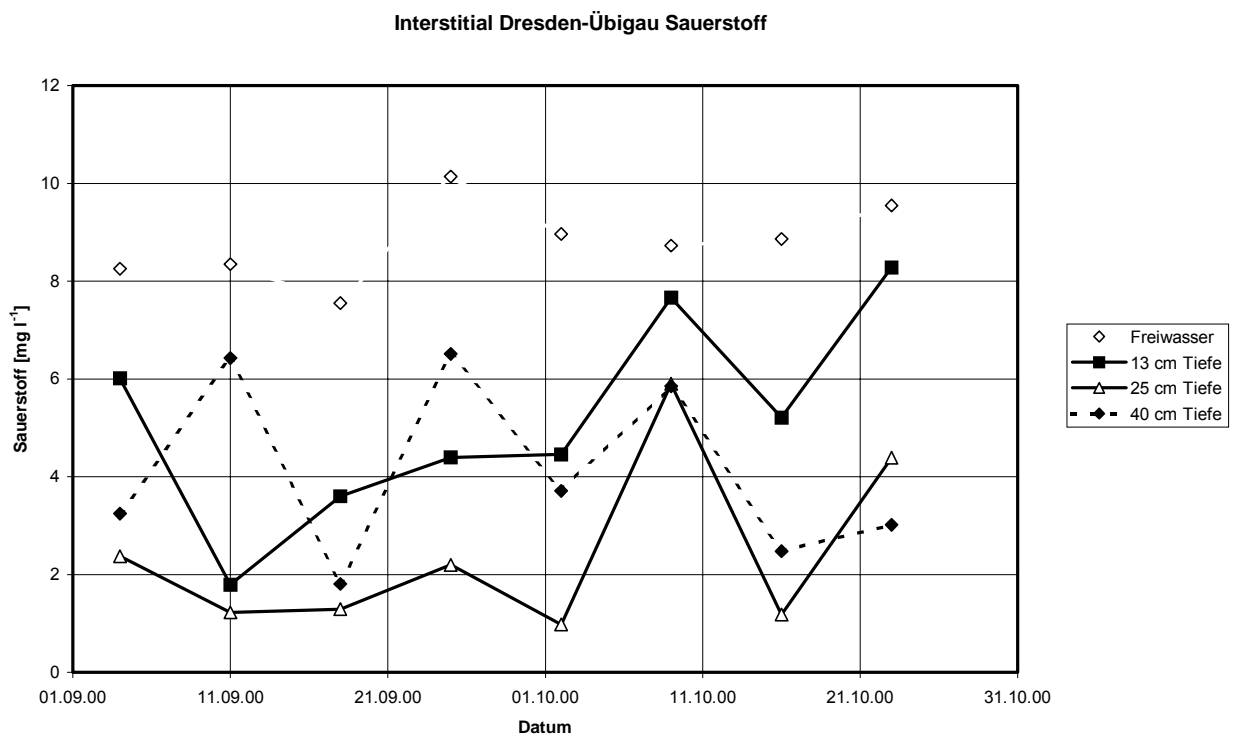


Abb. 26: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffprofils im Interstitial am Probenahmepunkt Dresden-Übigau

Das auf der rechten Flussseite zuströmende Grundwasser hat im Elbvorland (Abstand zur Messstelle > 250 m im Grundwasserzustrom) in diesem Bereich die Eigenschaften (ECOSYSTEM SAXONIA 1999; HGN 2000):

- hoher Nitratgehalt 10 ... 15 mg l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub>-N,
- Ammonium < 0,25 mg l<sup>-1</sup>,
- Sauerstoffgehalt < 2 mg l<sup>-1</sup>,
- Gesamt-Phosphor < 0,05 ... 0,1 mg l<sup>-1</sup>,
- hohe Leitfähigkeit 1.500 ... 2.000 µS cm<sup>-1</sup>.

Aus diesem Grund wird auch in den weiteren Beschaffenheitskriterien eine entsprechende Tiefenverteilung zu beobachten sein.

Der Sauerstoffgehalt ergibt sich aus

- der Einmischung sauerstoffreichem Oberflächenwassers
- dem biologischen Sauerstoffverbrauch
- der Infiltration von Grundwasser

Zum Teil analog zur Leitfähigkeit ist auch für dieses Kriterium festzustellen:

- Die dynamische Schwankung des Abflusses wirkt sich deutlich auf den Sauerstoffhaushalt aus. Durch die verstärkte Einmischung sauerstoffreichen Oberflächenwassers bis in 40 cm Tiefe z.B. am 16.10.2000 wird der Sauerstoffgradient von 8 mg l<sup>-1</sup> auf 3 mg l<sup>-1</sup> zwischen Oberflächenwasser und 40 cm Tiefe reduziert. Innerhalb von einer Woche stellen sich jedoch wiederum die ursprünglichen Verhältnisse ein.
- Die Tiefenschicht 25 cm weist immer die niedrigsten Sauerstoffgehalte auf. Dabei ist hier davon auszugehen, dass die biologischen Prozesse des Abbaus eingetragener gelöster und partikulärer organischer Stoffe und der Nitrifikation hieran einen wesentlichen Anteil haben.
- Entgegen einem eindeutigen vertikalen Tiefenprofil verhält sich nur die Schicht in 40 cm Tiefe, die offensichtlich mit zeitweise sehr O<sub>2</sub>-reichem Wasser versorgt wird. Dabei sind folgende Prozesse möglich, die auch überlappend bzw. gleichzeitig auftreten. Erstens spielt die Intensität des Zustroms von Grundwasser mit seiner momentanen physikalisch-chemischen Charakteristik eine wesentliche Rolle. Zweitens könnten, wie bereits beschrieben, Unterströmungen im Interstitial durch Inhomogenitäten in der Sedimentstruktur und kleinräumige Druckunterschiede auftreten. Auch biochemische Prozesse, wie die endogene Atmung und die Nitrifikation, beeinflussen diesen Gradienten.

- Die Sauerstoffverhältnisse im Grundwasser sind von den  $\geq 250$  m entfernten Pegeln bekannt. Es ist deshalb möglich, dass dem Interstitial an der Probenahmestelle  $O_2$ -reichere Teilströme zuströmen bzw. das Grundwasser im Bereich des Zustroms noch Sauerstoff aufnehmen kann. Im Zuge der Erkenntnisse der Bedeutung des Grundwassers bedarf es im Prinzip einer Analyse der Eigenschaften des elbnahen Grundwassers an 1 bis 2 Pegeln.

Für die Beurteilung der Konzentrationsprofile des Sauerstoffs (Abb. 19 und Abb. 26) sind folgende Vorgänge zu beachten:

- Turbulenter Stoffaustausch mit der sauerstoffreichen oberen Schicht entgegen dem Konzentrationsgradienten in die Tiefenschicht 25 cm
- Aufsteigender advektiver Transport von Grundwasser in diese Tiefenschicht
- Turbulenter Austausch mit den unteren Schichten entgegen dem Konzentrationsgefälle
- Atmung des Biofilms (community respiration) und Nitrifikation

Das steile Konzentrationsgefälle zwischen dem Oberflächenwasser und der obersten Sedimentschicht ( $\leq 13$  cm) deutet auf intensive Respirationsprozesse unter Berücksichtigung des turbulenten Austausches hin.

Als Abschätzung ergibt sich bei der Annahme eines Vertikaltransportes in der Größenordnung von  $0,1 \dots 0,2 \text{ m h}^{-1}$  (LENK ET AL. 1997) aus der Differenz Oberflächenwasser-Tiefenschicht  $0,13 \text{ m}$  für die obere Schicht des Interstitials mit folgenden Eigenschaften:

- Porosität 15 %
- Sedimentdicke  $0,15 \text{ m}$
- Vertikaltransport  $0,1 \text{ m h}^{-1}$
- Konzentrationsdifferenz  $3,5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$

eine überschlägige Respiration von  $7,2 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ .

Diese Größenordnung liegt im Bereich der für die Lahn ermittelten „community respiration“ von  $4,8 \dots 7,2 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  (BORCHARDT ET AL. 1999). Diese Schätzung stellt eine gute Annahme dar, die wesentlich beeinflusst wird durch:

- die Komponente vertikaler Austausch
- den advektiven Vertikaltransport
- die Porosität.

Diese Charakteristika sind in den folgenden Arbeitsschritten näher zu quantifizieren.

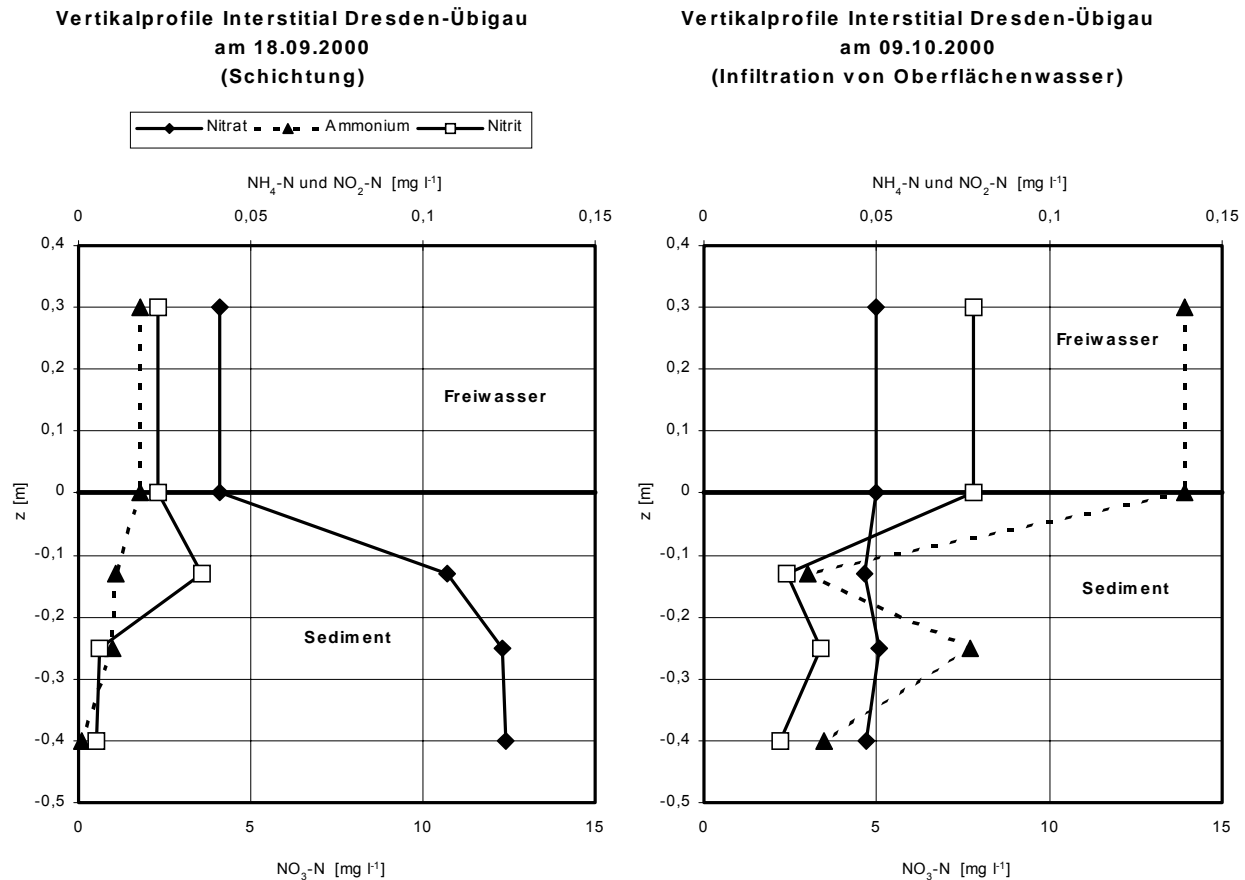


Abb. 27: Beispiele für Vertikalprofile der Stickstoffkomponenten an der Probenahmestelle Dresden-Übigau vom 18.09.00 (Schichtung) und am 09.10.00 (Infiltration von Oberflächenwasser)

Abgesehen von den bereits genannten Effekten des Stofftransportes auf die Tiefenprofile sind weitere biologische Umsetzungen zu beachten. Das Beispiel des Tiefenprofils der N-Komponenten während relativ stabiler Abflussverhältnisse am 18.09. zeigt, dass eine Nitrifikation des Ammoniums bereits in der obersten Schicht abläuft (erhöhter Nitritwert) (Abb. 27). Die hohen Nitratwerte in der Tiefe sind nicht aus der Nitrifikation (zu geringe Ammoniumkonzentrationen) erklärbar, sondern werden offensichtlich überwiegend durch das zuströmende Grundwasser geprägt. Die Erhöhung der Nitrit-N-Konzentration in der Tiefenschicht von 13 cm kann auch Hinweise auf eine Denitrifikation geben. Der wesentlichste Einfluss auf den Nitratgradienten in Übigau dürfte den Transportprozessen zuzuordnen sein. In der Phase der Infiltration (Beispiel vom 09.10.) verschwindet der vertikale Nitratgradient weitgehend. Andererseits sind vertikale Gradienten bei Nitrit und Ammonium zu finden, was auf Stoffumsatzprozesse hinweist.

Der Anteil des Stofftransportes durch Vertikalaustausch und Grundwasserinfiltration an der Konzentrationsreduzierung des Nitrates und des Ammoniums sollte im Rahmen der weiteren Bearbeitung dieser Aufgabe ermittelbar sein.

Die Tiefenprofile bezüglich der physikalischen und chemischen Daten liefern hierzu ausreichend Informationen. Infolge der hohen Differenz der Leitfähigkeit zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser ist dieser Parameter gut als Indikator geeignet.

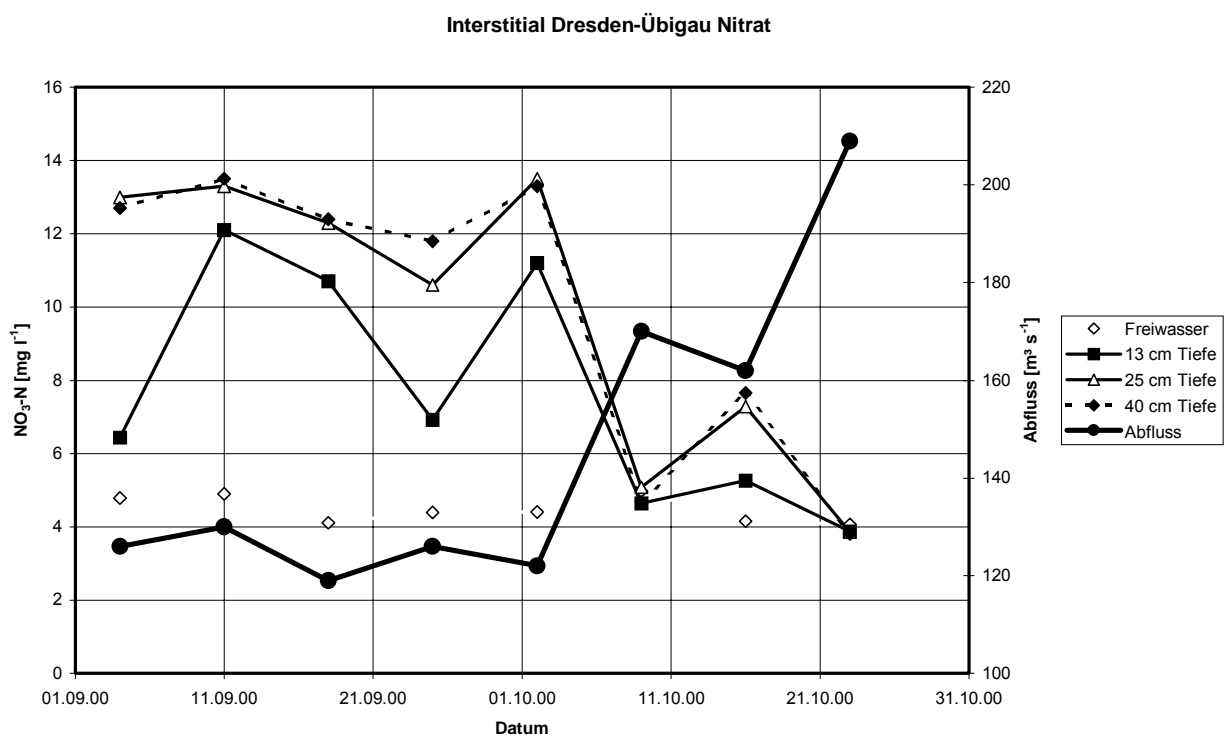


Abb. 28: Zeitlicher Verlauf des Nitrats [ $\text{mg l}^{-1}\text{NO}_3\text{-N}$ ] im Interstitial der Probenahmestelle Dresden-Übigau und des Abflusses (Tagesmittel) [ $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ] der Elbe

Der zeitliche Verlauf der Konzentrations-Schichtung des Nitrats ist der Leitfähigkeitsverteilung sehr ähnlich. Es sind deutliche vertikale Gradienten und die Auflösung der Gradienten bei Anstieg des Abflusses zu erkennen.

Das Grundwasser weist eine organische Belastung von 15 ... 20  $\text{mg l}^{-1}$  CSB auf. Das Vertikalprofil zeigt eine regelmäßige Abnahme des CSB zwischen Freiwasser und Interstitial. An diesem Effekt ist die Infiltration des Grundwassers, die Sedimentation/Einpressung der

organisch beladenen Feinstoffe und der biologische Abbau beteiligt. Die mittlere Differenz zwischen Oberflächenwasser und der Schicht in 40 cm Tiefe beträgt  $5 \text{ mg l}^{-1}$  CSB bzw. ca.  $2,0 \dots 2,4 \text{ mg l}^{-1}$  C. Damit steht unter Berücksichtigung der Vermischungsprozesse organische Substanz für die „community respiration“ und die Denitrifikation zur Verfügung.

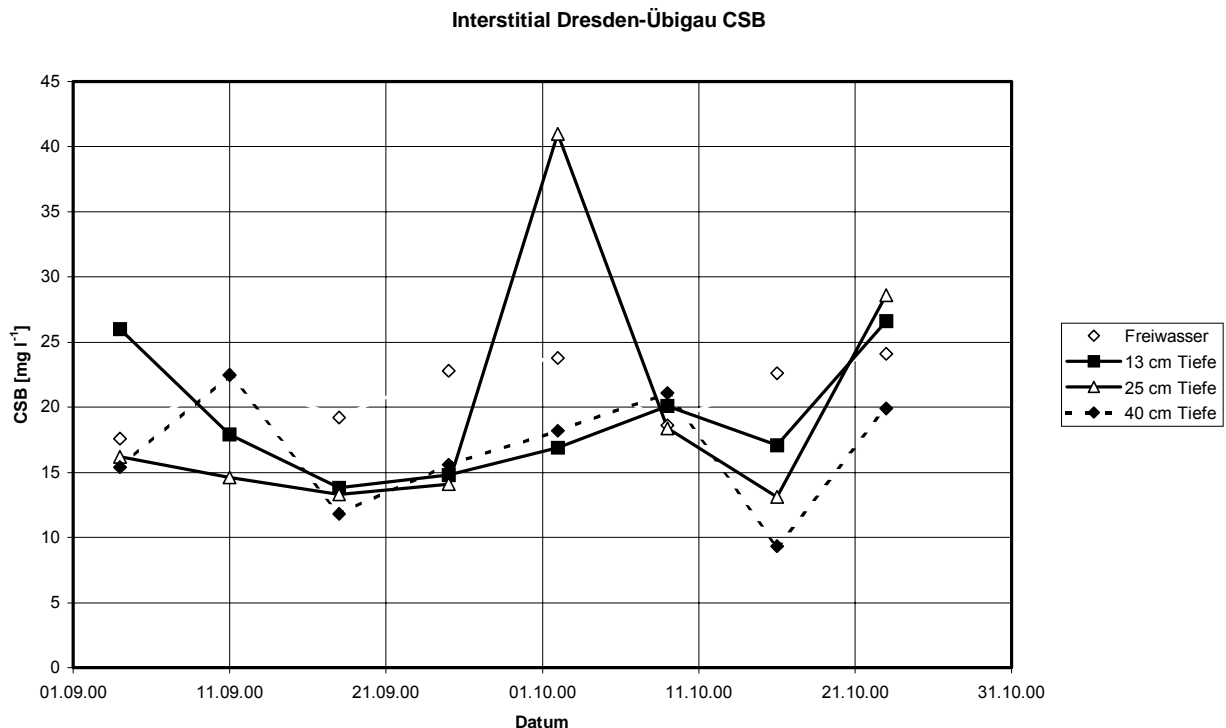


Abb. 29: Zeitlicher Verlauf der organischen Belastung des Interstitials am Probenahmeort Dresden-Übigau

Die Zunahme des CSB am 01.10.2000 in der Tiefenschicht 25 cm ist auf einen erhöhten Anteil partikulärer Stoffe bei der Beprobung zurückzuführen. Da sich diese Probenahmestelle auf dem Gleithang befindet (geringere Fließgeschwindigkeiten) ist z.B. im Vergleich zu Meißen-Siebeneichen eine vermehrte Sedimentation festzustellen. Die dynamische Veränderung von Feinstoffeinlagerungen können diese Situation auch beeinflusst haben.

Der Gesamt-P-Gehalt des Interstitials unterliegt nur insoweit biologischen und chemischen Prozessen, dass durch Inkorporation, Flockung und Fällung der Phosphor aus der gelösten Phase an der festen Phase gebunden werden kann. Alternativ hierzu ist eine Rücklösung möglich.

Die Beschaffenheit in der Tiefenschicht 40 cm entspricht im September 2000 weitgehend dem Grundwasser. Durch die Wasserstandsänderung im Oktober 2000 wurde phosphorreiches Oberflächenwasser in das Interstitial eingemischt.

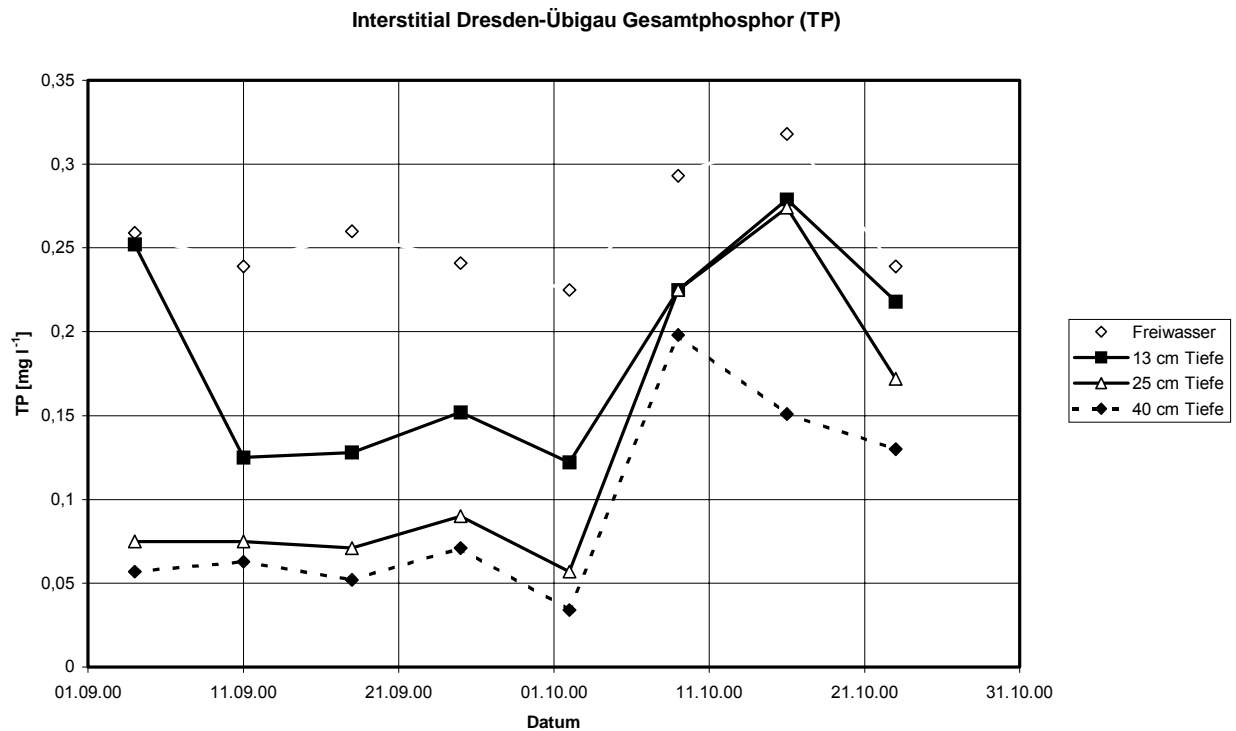


Abb. 30: Zeitlicher Verlauf des Gesamtphosphor-Gehaltes (TP) des Interstitials am Probenahmeort Dresden-Übigau

Auf Grund der hohen Genauigkeit der chemischen Bestimmung des Gesamt-P und der Massenkonservativität dieses Elementes eignet sich auch dieses Kriterium eingeschränkt als Tracer für die Betrachtung der Transportprozesse.

Beim Vergleich vom Gesamtphosphor zum ortho-Phosphat an der Messstelle Dresden-Übigau wird deutlich, dass keine Verschiebungen der Regression in den verschiedenen Tiefenstufen zu finden sind. Damit liegen keine Hinweise auf oben beschriebene, wesentliche biologische und chemische Umsatzprozesse im P-Haushalt im Interstitial an der Probenahmestelle vor.

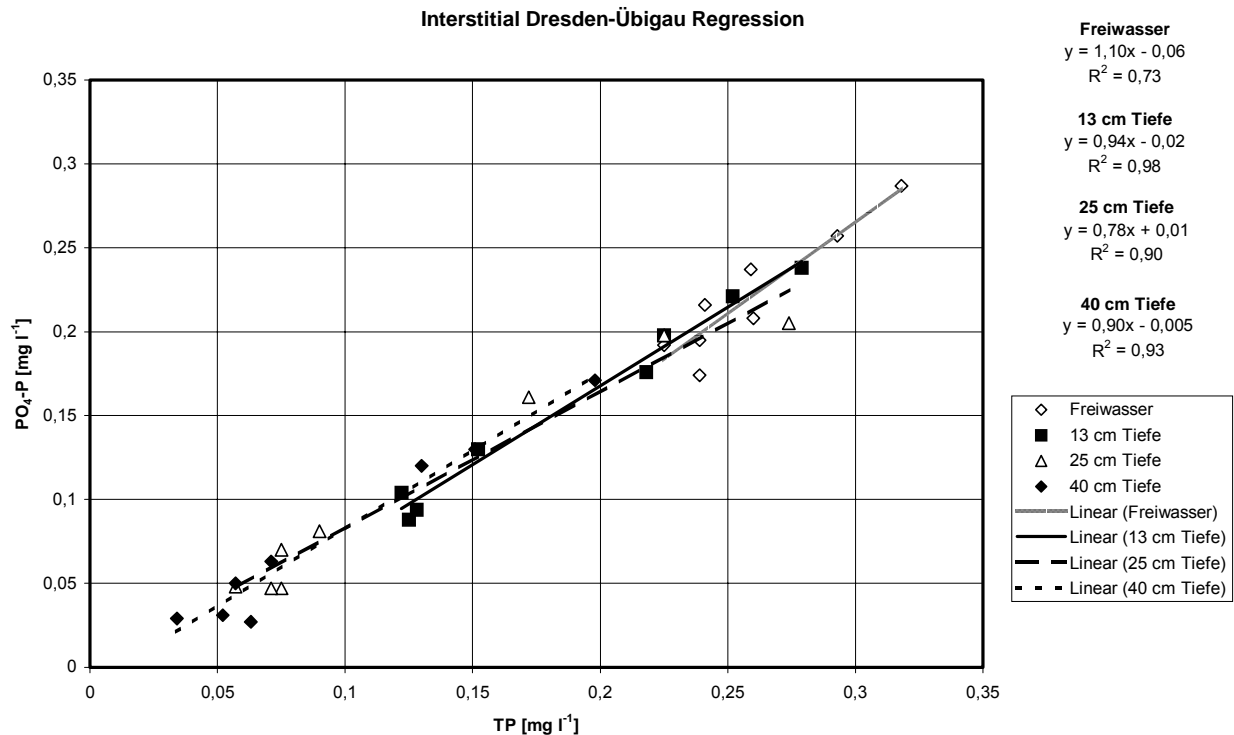


Abb. 31: Vergleich der Konzentrationen von ortho-Phosphat (PO<sub>4</sub>-P) und Gesamtphosphor (TP) im Interstitial und im Freiwasser der Elbe in Dresden-Übigau

## 5.2 Tiefenprofile Meißen-Siebeneichen

Im Unterschied zum Probenahmepunkt Übigau herrschen in Meißen-Siebeneichen andere Bedingungen vor:

- überwiegende Infiltrationssituation
- geringere Fläche des Teileinzugsgebietes, zusätzlich wird durch das Wasserwerk Siebeneichen Uferfiltrat gewonnen, d.h. das natürliche Dargebot des kleinen Einzugsgebietes wird durch die Wassergewinnung aufgebraucht
- Grundwasser mit ähnlicher Beschaffenheit wie das Oberflächenwasser infolge der Nutzung des Uferfiltrates



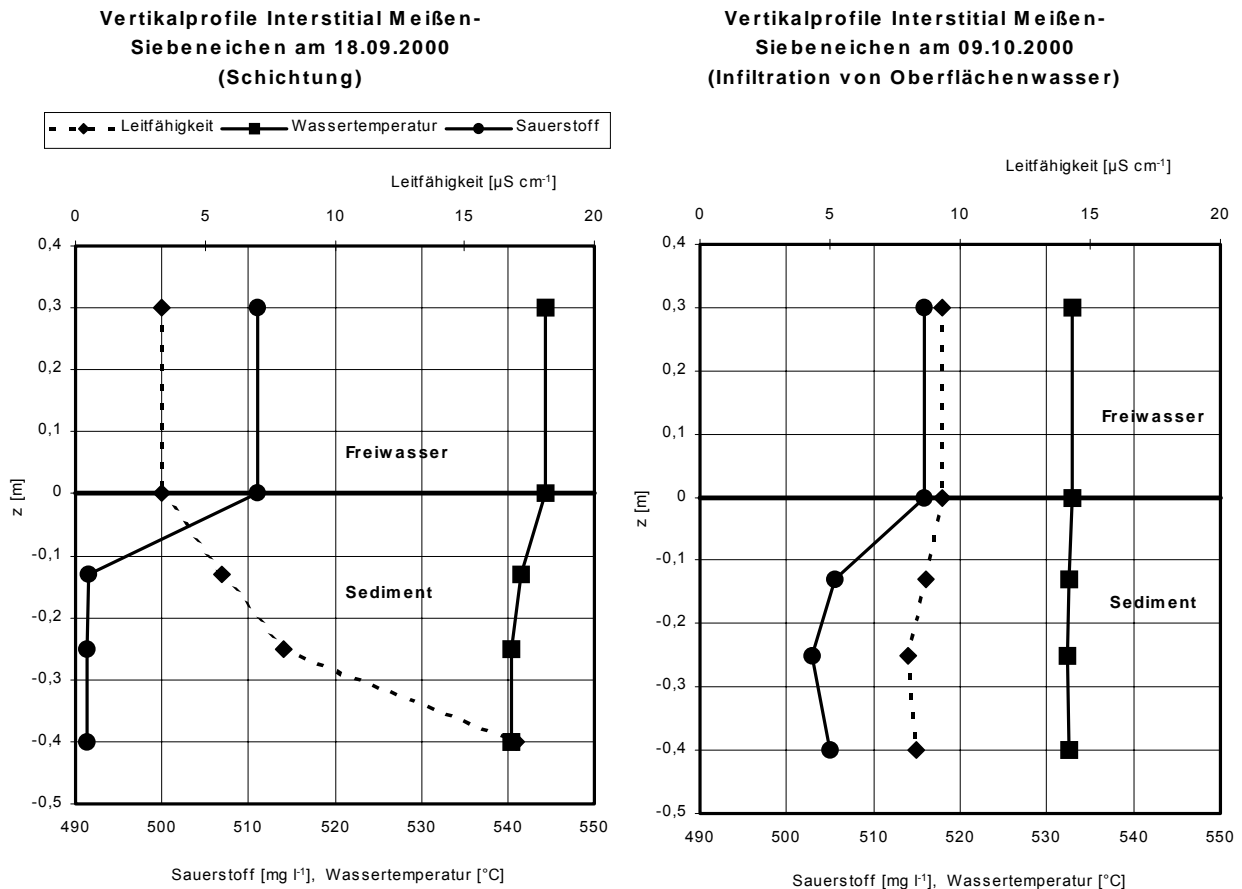


Abb. 32: Beispiele für Vertikalprofile von Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Sauerstoff an der Messstelle Meißen-Siebeneichen vom 18.09.00 mit vertikalen Gradienten und am 09.10.00 mit geringeren Gradienten durch Infiltration von Oberflächenwasser bei gestiegenem Abfluss

Entsprechend sind die Unterschiede im Vertikalprofil bezüglich des Kriteriums Leitfähigkeit deutlich geringer ausgeprägt als in Übigau (geringere Skalenbreite der Achsen; Abb. 32, Abb. 33). Die unterste beprobte Schicht hat eine etwas erhöhte Leitfähigkeit. Zu dieser Erhöhung kann auch die Denitrifikation beitragen. Der Verlauf der Wassertemperaturen im Untersuchungszeitraum ist mit den Daten aus Dresden-Übigau vergleichbar und wird hier deshalb nicht gesondert dargestellt.

Der Verlauf des pH-Wertes (Abb. 34) an der Messstelle Meißen-Siebeneichen verdeutlicht ebenfalls die Ausbildung eines vertikalen Gradienten mit abnehmender Tendenz des pH-Wertes mit der Tiefe, wie schon an der Messstelle Dresden-Übigau beschrieben wurde.

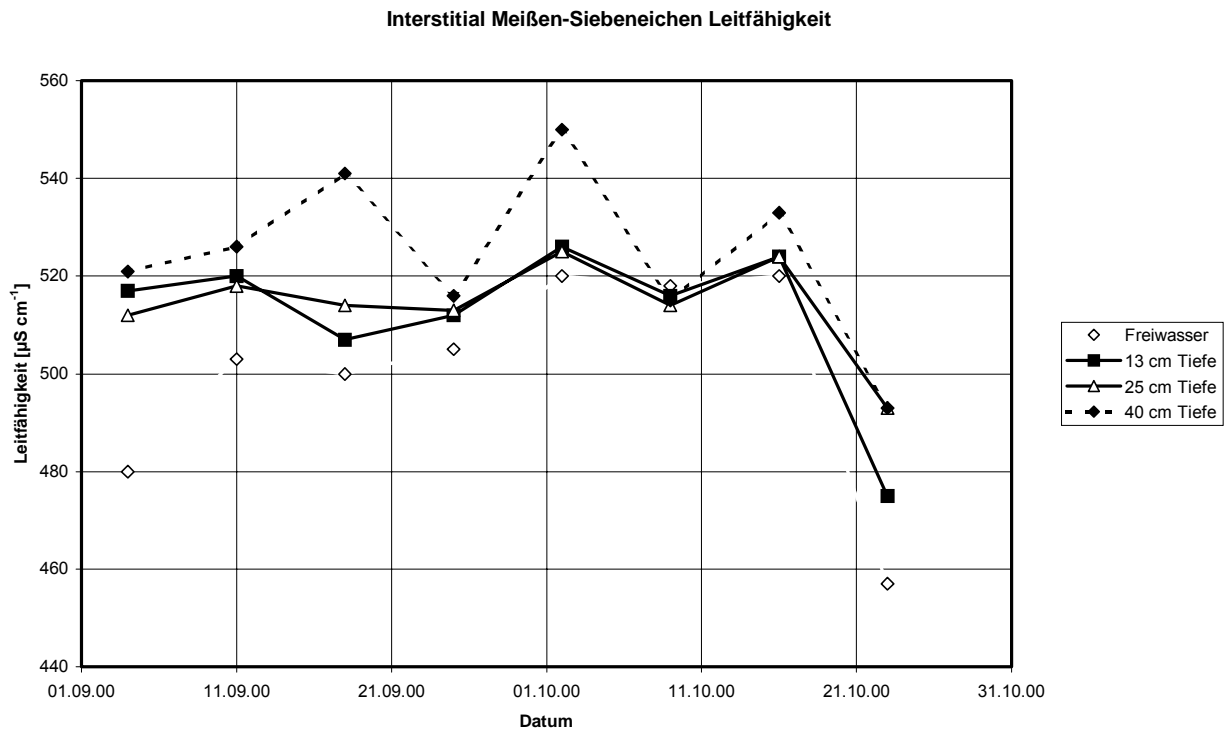


Abb. 33: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit im Interstitials am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen

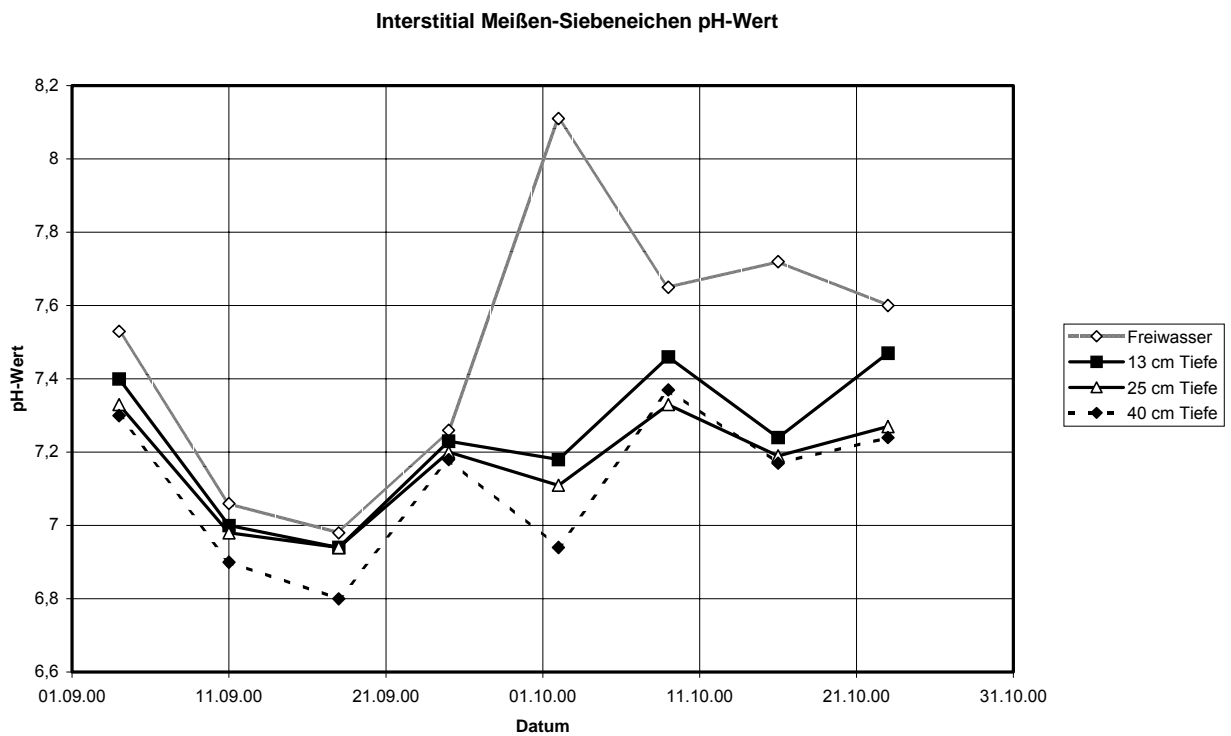


Abb. 34: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes im Interstitial der Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen

Der Sauerstoffhaushalt ist gekennzeichnet durch durchweg niedrige Sauerstoffkonzentrationen bereits ab einer Tiefe > 13 cm (Abb. 32). Der Anstieg des Wasserstandes am 16.10.2000 macht sich auch hier durch eine Erhöhung des Sauerstoffgehaltes des Tiefenwassers um ca. 4 mg l<sup>-1</sup> bemerkbar, der darauf hin sofort wieder abnimmt (Abb. 35). Die Ammoniumgehalte im Freiwasser sind gegenüber Übigau erhöht, werden aber während der Exfiltration in das Grundwasser im Interstitial durch Nitrifikation in der obersten Sedimentschicht reduziert (s. Abb. 38).

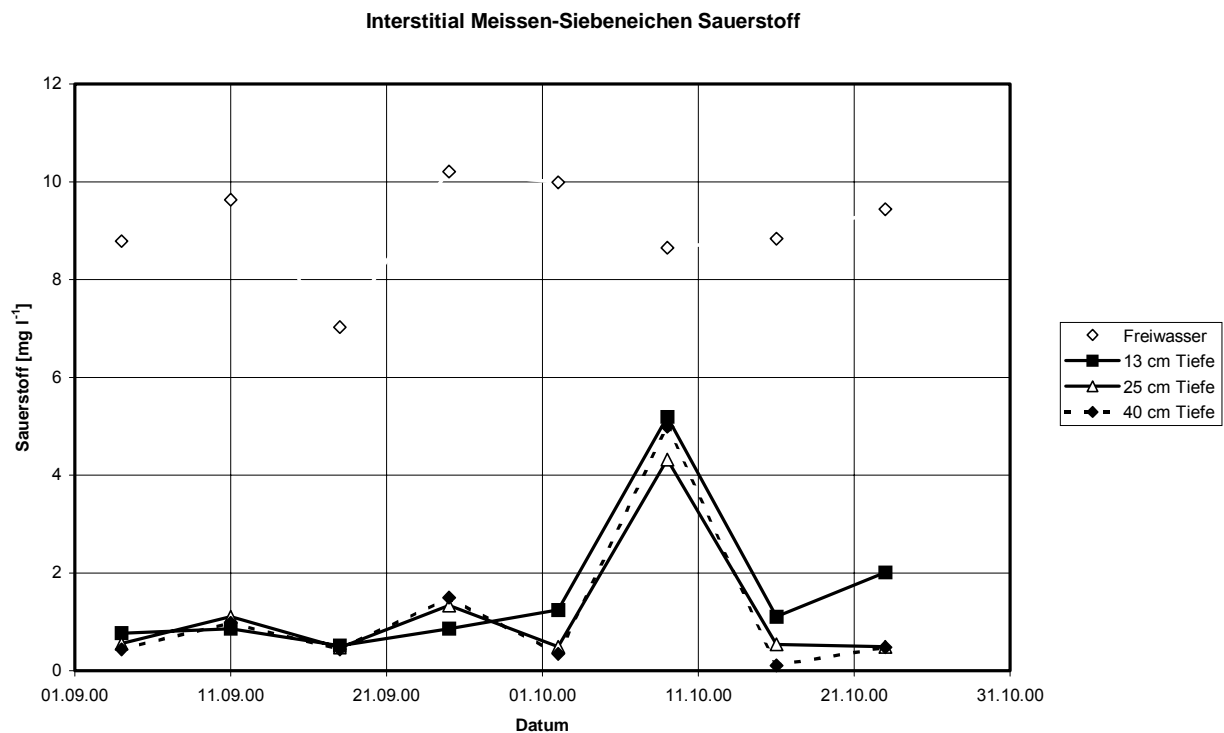


Abb. 35: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffgehaltes im Interstitial am Probenahmeort Meissen-Siebeneichen

Im Vergleich hierzu zeigt das Verhalten des Nitrats im September 2000 bei Sauerstoffgehalten < 1 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> im Interstitial eine Abnahme um 1 ... 2 mg l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub>-N.

Diese ist offenbar durch Denitrifikation verursacht. Außerdem wurde bei Grabungsarbeiten an diesem Probenahmeort eine intensive Gasfreisetzung aus dem Interstitial zu beobachten. Es handelt sich hierbei offensichtlich um Stickstoff aus der Denitrifikation. Eine Faulgasbildung kann aufgrund der Anwesenheit von Nitrat ausgeschlossen werden.

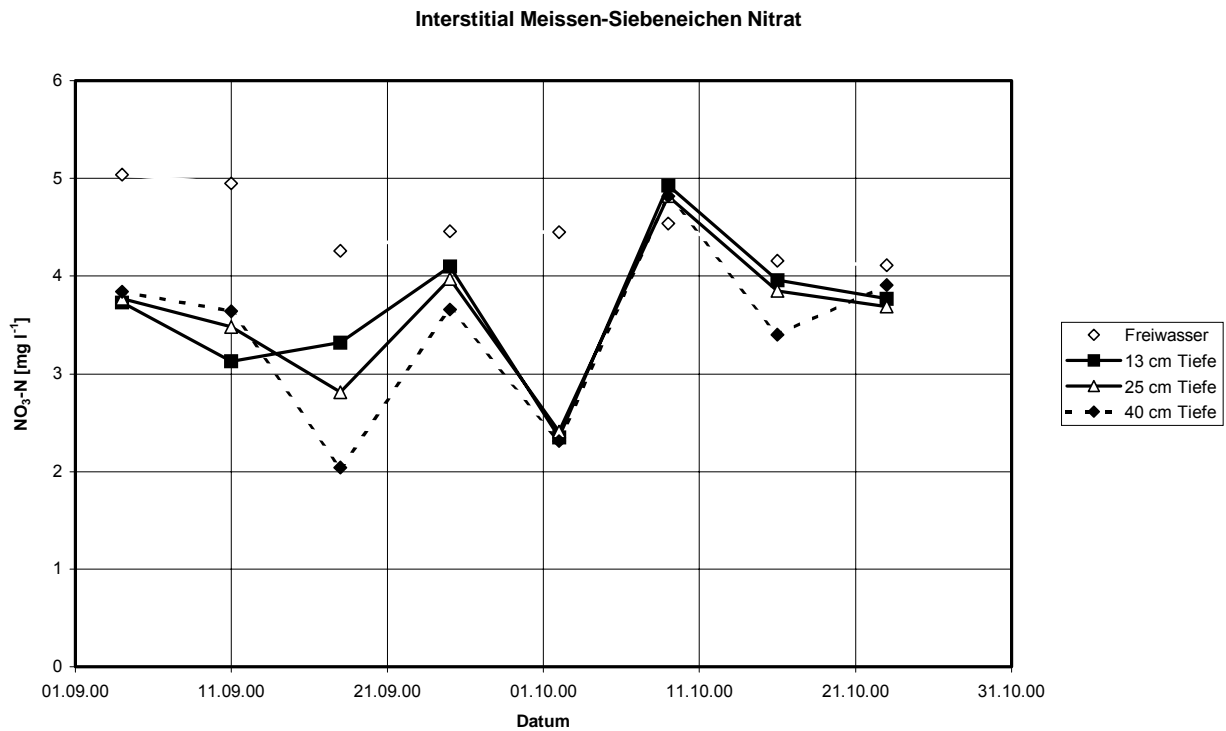


Abb. 36: Zeitlicher Verlauf des Nitrat-Gehaltes im Interstitial am Probenahmeort Meissen-Siebeneichen

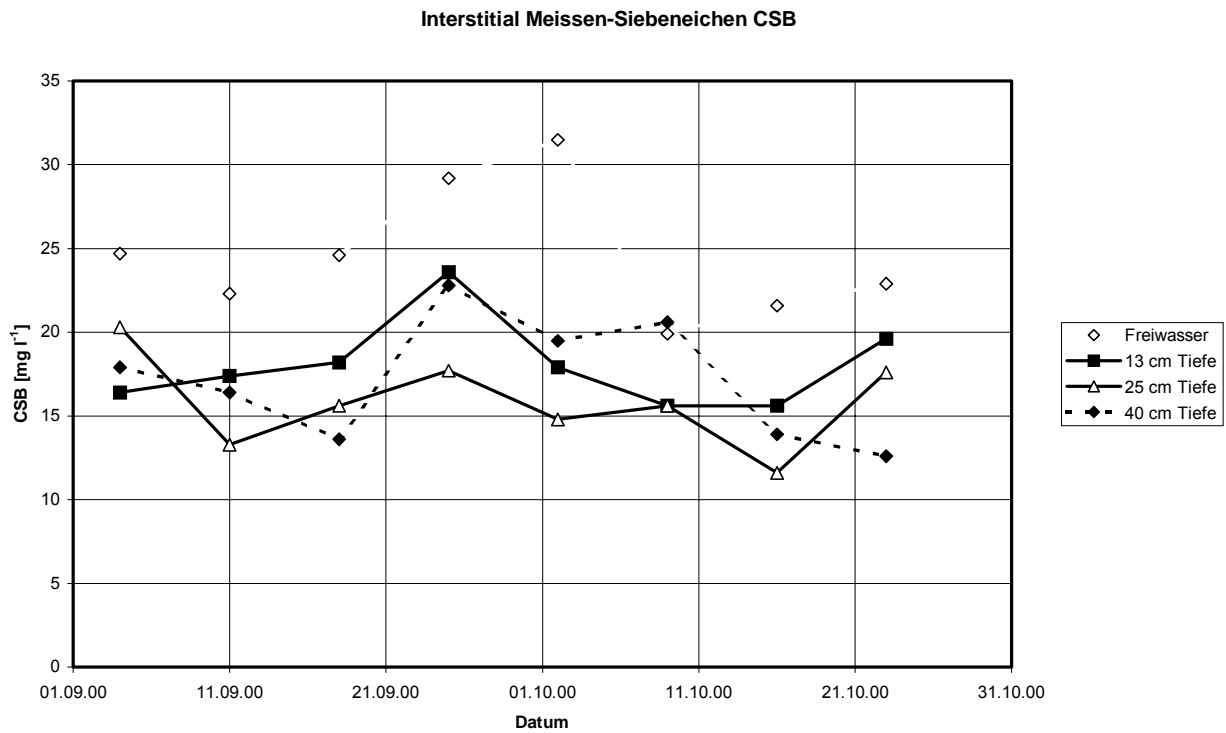


Abb. 37: Zeitlicher Verlauf der organischen Belastung im Interstitial am Probenahmeort Meissen-Siebeneichen

Das für die Denitrifikation notwendige Substrat kann aus der Abnahme des CSB in den Tiefenprofilen der vergleichbaren Probenahmen festgestellt werden.

Die mittlere Reduktion des CSB beträgt 7 ... 10 mg l<sup>-1</sup>, so dass im Vergleich zur Nitratreduktion ca. 4 ... 5 mg CSB/mg N-Deni zur Verfügung stehen. Eine endgültige Bilanzierung kann jedoch erst unter Einschätzung der physikalischen Transportprozesse erfolgen.

Für die Nitrifikation des Ammoniums werden ca. 1 mg l<sup>-1</sup> Sauerstoff benötigt. Der Sauerstoffgehalt nimmt zwischen fließender Welle und Interstitial um ca. 7 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> ab. Die mittlere Reduzierung des Nitrates beträgt 1 mg l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub>-N (entspricht ca. 5 mg l<sup>-1</sup> CSB). Aus dieser Gegenüberstellung resultiert:

- Sauerstoffabnahme durch Atmung und Nitrifikation 7 mg l<sup>-1</sup> (hiervon 1 mg l<sup>-1</sup> durch Nitrifikation), entspricht einem CSB-Bedarf von 7 mg l<sup>-1</sup>
- Denitrifikation von 1 mg l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub>-N entspricht einem CSB-Bedarf von 5 mg l<sup>-1</sup>
- Summe CSB-Reduzierung: ca. 12 mg l<sup>-1</sup>

Dieser bilanzierte Bedarf ist größer als die beobachtete CSB-Eliminierung. Das ist ein Hinweis auf die Beteiligung der physikalischen Transportprozesse an der Konzentrationsabminderung.

Die beispielhafte Darstellung von Vertikalprofilen der Stickstoffkomponenten verdeutlicht wieder den Einfluss der Infiltration von Oberflächenwasser ins Interstitial bei angestiegenem Wasserstand (Abb. 38). Diese führt zu einem relativen Ausgleich des vertikalen Nitratgradienten. Während der Periode der Schichtung kommt es zur Denitrifikation und gleichzeitig auch zur Nitrifikation des Ammoniums. Die N-Stoffumsätze, die auch hier bereits in der obersten Schicht des Interstitials stattfinden, werden durch den Anstieg der Nitritkonzentration bestätigt. Auch bei der Infiltration wird das Ammonium im Interstitial nitrifiziert. Eine nachweisbare gleichzeitige Denitrifikation findet dabei offensichtlich nicht statt, da auch der Sauerstoffgehalt durch die Infiltration noch relativ hoch war (vgl. Abb. 32).

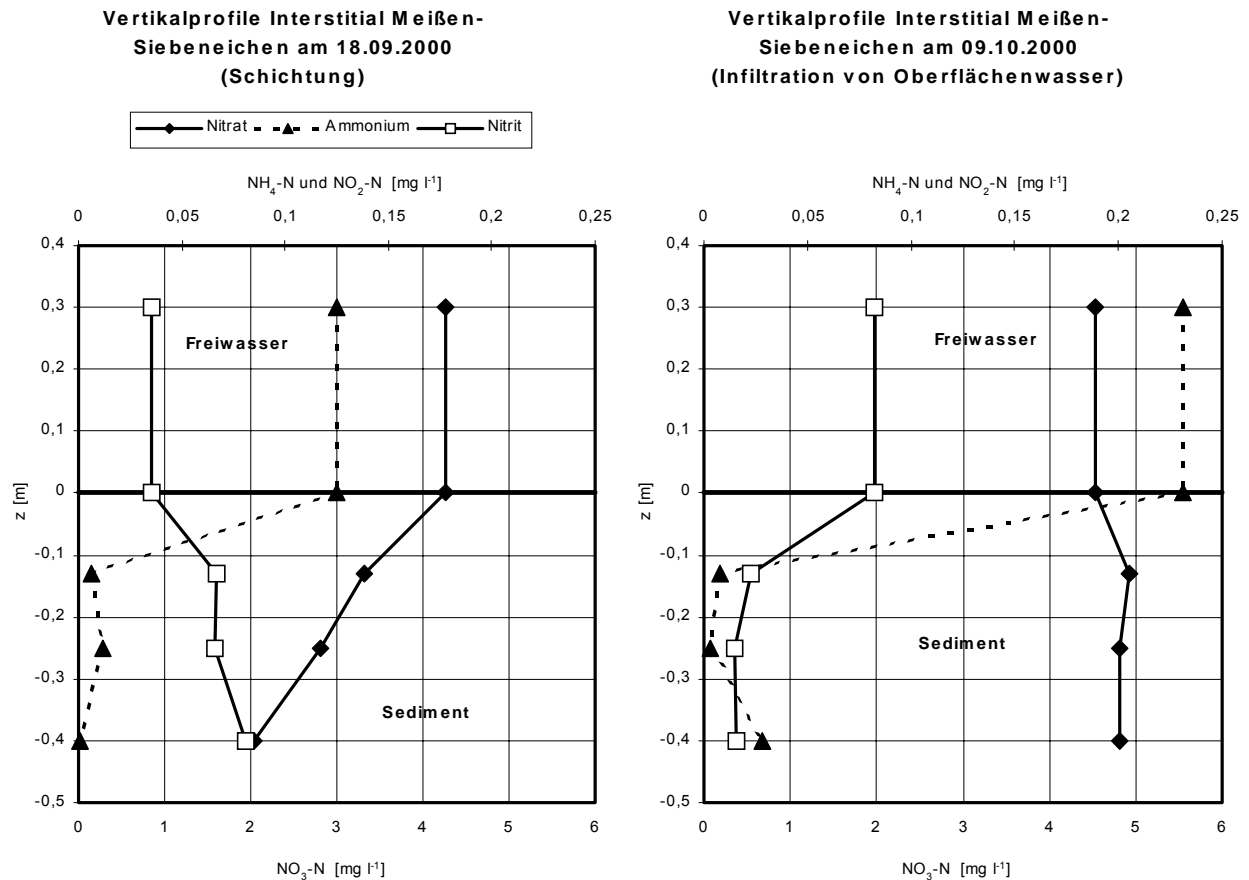


Abb. 38: Beispiele für Vertikalprofile der Stickstoffkomponenten an der Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen vom 18.09.00 (Schichtung) und am 09.10.00 (Infiltration von Oberflächenwasser)

Aus dem zeitlichen Verlauf der Konzentration des Gesamtphosphors in Meißen-Siebeneichen wird deutlich, dass hier ein Tiefengradient, aber ein deutlich geringerer als in Dresden-Übigau, vorherrscht (Abb. 39). In Dresden-Übigau dominieren dabei die Vermischungsprozesse mit P-armem Grundwasser.

Der Vergleich vom Gesamtphosphors zum ortho-Phosphat an der Messstelle Meißen-Siebeneichen zeigt erhebliche Streuungen (Abb. 40). Deshalb ist eine Interpretation, inwieweit im Interstitial biologische und chemische Stoffumsatzprozesse stattfinden, mit den vorliegenden Daten nicht möglich.

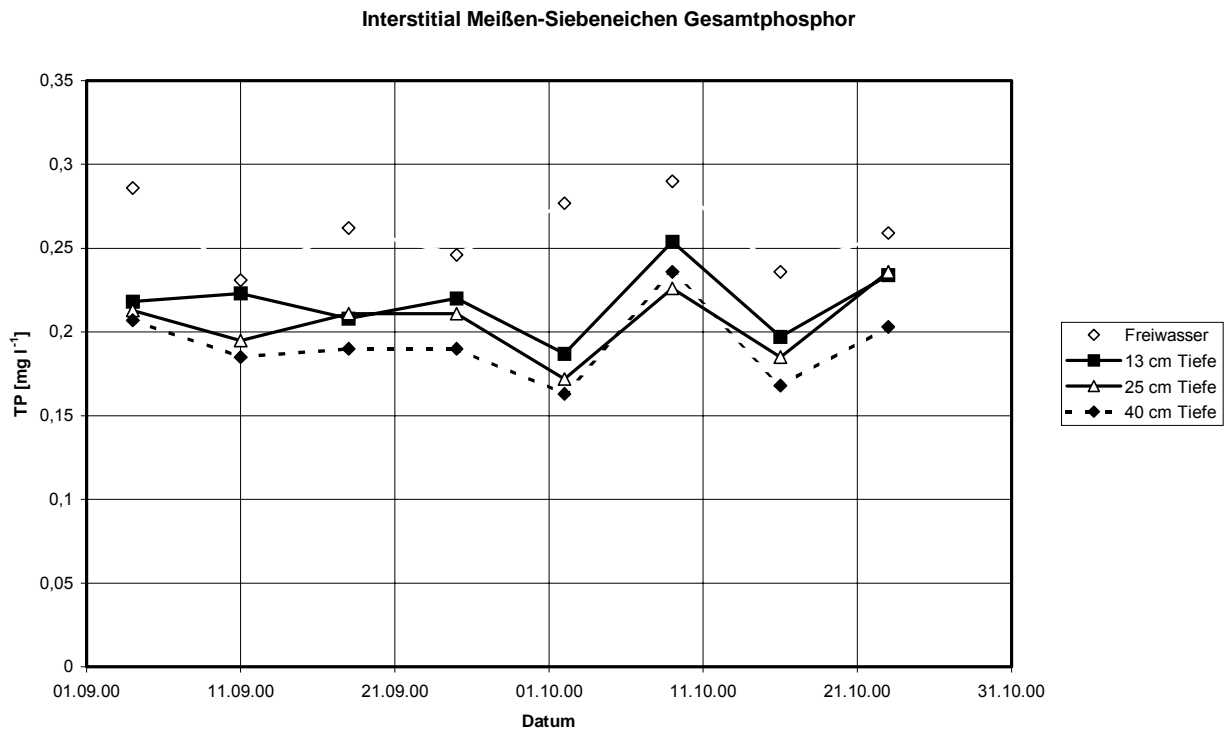


Abb. 39: Zeitlicher Verlauf des Gesamtphosphors an der Untersuchungsstelle in Meißen-Siebeneichen

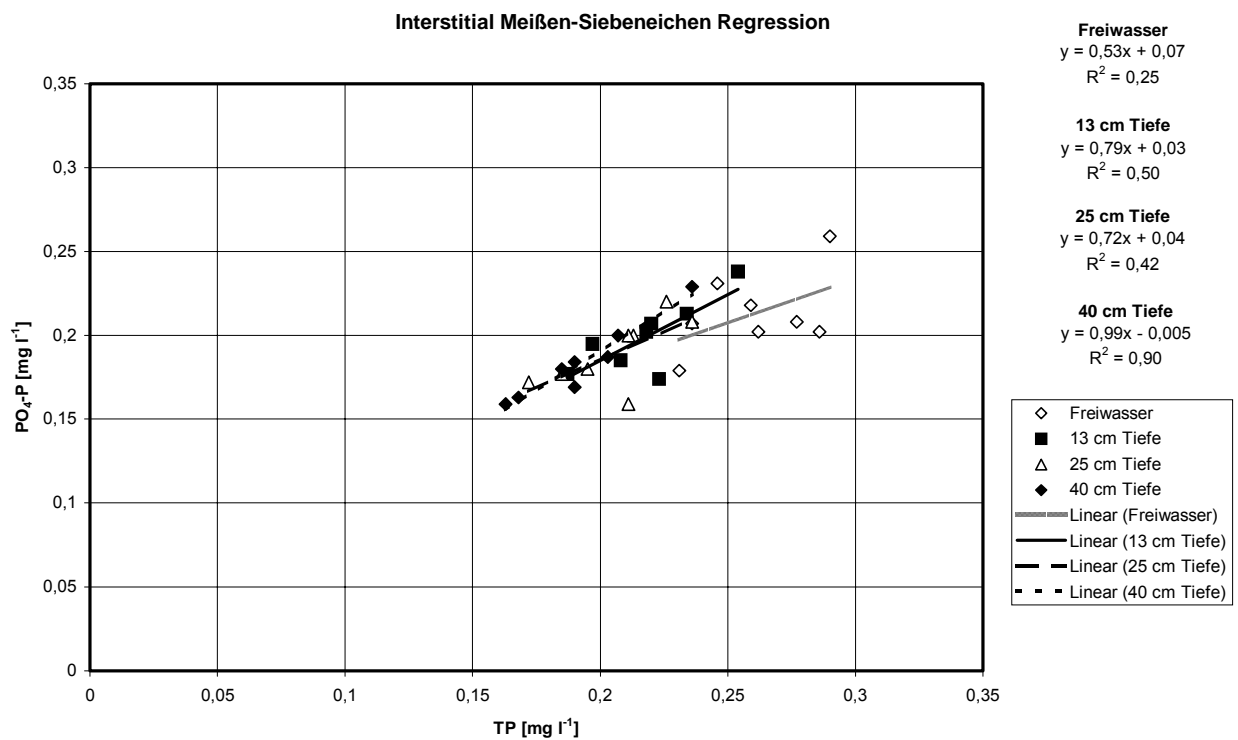


Abb. 40: Vergleich der Konzentrationen von ortho-Phosphat und Gesamtphosphor (mg l<sup>-1</sup>) im Interstitial und im Freiwasser der Elbe in Dresden-Übigau

### **5.3 Vergleich mit Belgern**

Die Probenahmestelle Belgern wurde im Oktober 2000 eingerichtet, so dass Ergebnisse der Tiefenverteilung ab November / Dezember 2000 auswertbar sind.

### **5.4 Temperaturmessung im Interstitial**

Nach SÄNGER ET AL. (1998) und LENK ET AL. (1998) ist die Aufnahme des vertikalen Temperaturprofils geeignet, die vertikalen Austauschprozesse zu verfolgen. Hierzu wurde mit der TU Dresden abgestimmt, vergleichbare Temperatursensoren an den entsprechenden Probenahmestellen in Messkampagnen einzusetzen.

Der erste Einsatz erfolgte im August an der Probenahmestelle Saloppe (TU Dresden). Diese Daten wurden offensichtlich durch die Direktaufwärmung des Sedimentes beeinflusst, so dass an der Saloppe die Durchführung der Temperaturmessung wiederholt werden muss.

Im Zeitraum 20.09.2000 bis 25.10.2000 wurden auch in Dresden-Übigau derartige Temperatursensoren eingesetzt. In diesem Zeitraum sind unterschiedliche Phasen des Temperaturganges feststellbar:

- Tage mit Sonneneinstrahlung und damit verbundener Aufwärmung des Freiwassers
- Tage mit bedecktem Himmel und absinkender Lufttemperatur
- Tage mit Abflusserhöhung

Die folgenden Abbildungen zeigen Beispiele für diese zu betrachtenden Fälle:

Die Untersuchung an einem typischen Tagesgang zeigt die zeitliche Verzögerung des Temperaturmaximums bzw. -minimums zwischen Freiwasser und den tieferen Schichten des Interstitials (Abb. 41). Ebenso deutlich ist die Ausprägung eines starken Temperaturgradienten vom Freiwasser bis ins Sediment zu erkennen. Der Gradient entsteht aus der Kopplung zwischen Wärmetransportprozessen sowie dem Wärmeaustausch zum Sediment und Wasserstrom. Weiterhin ist an dem Standort die Exfiltration von Grundwasser in die Elbe zu beachten.



26.09.-27.09.2000 Übigau

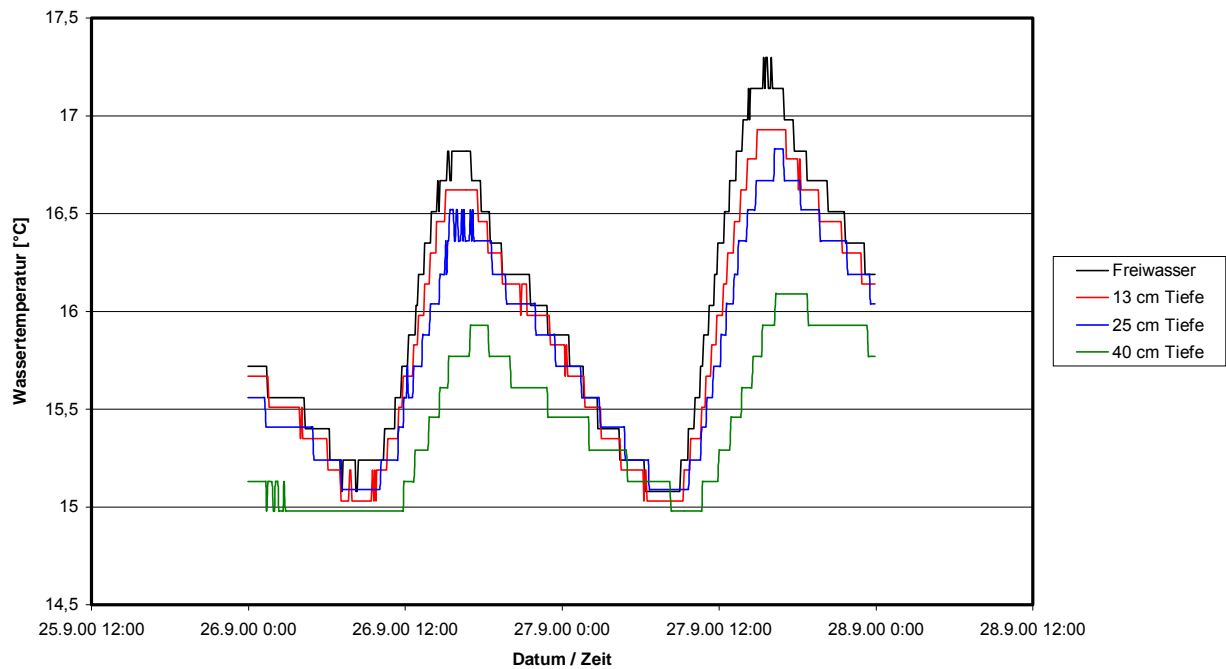


Abb. 41: Temperaturgang zwischen 26.09. und 28.09.2000 bei spätsommerlichen Wetter im Interstitial und Freiwasser am Probenahmeort Dresden-Übigau

Anhand der Temperaturganglinien ist auch die Umkehrung dieser Verhältnisse bei Abkühlung des Freiwassers zu erkennen ( Abb. 43), so dass im tieferen Interstitial das Wassers langsamer abkühlt als in oberen Schichten. Steigende Wasserführungen machen sich durch eine weitgehende Temperaturangleichung über alle Tiefen (0-45 cm) bemerkbar (Abb. 42).

Damit wird durch die Temperaturmessungen die Interpretation der Stichprobenuntersuchung an den Probenahmestellen bestätigt. Die Temperaturdaten werden in der folgenden Phase mathematisch zur Ermittlung der Austauschbedingungen ausgewertet.

**5.10.-9.10.2000 Übigau**

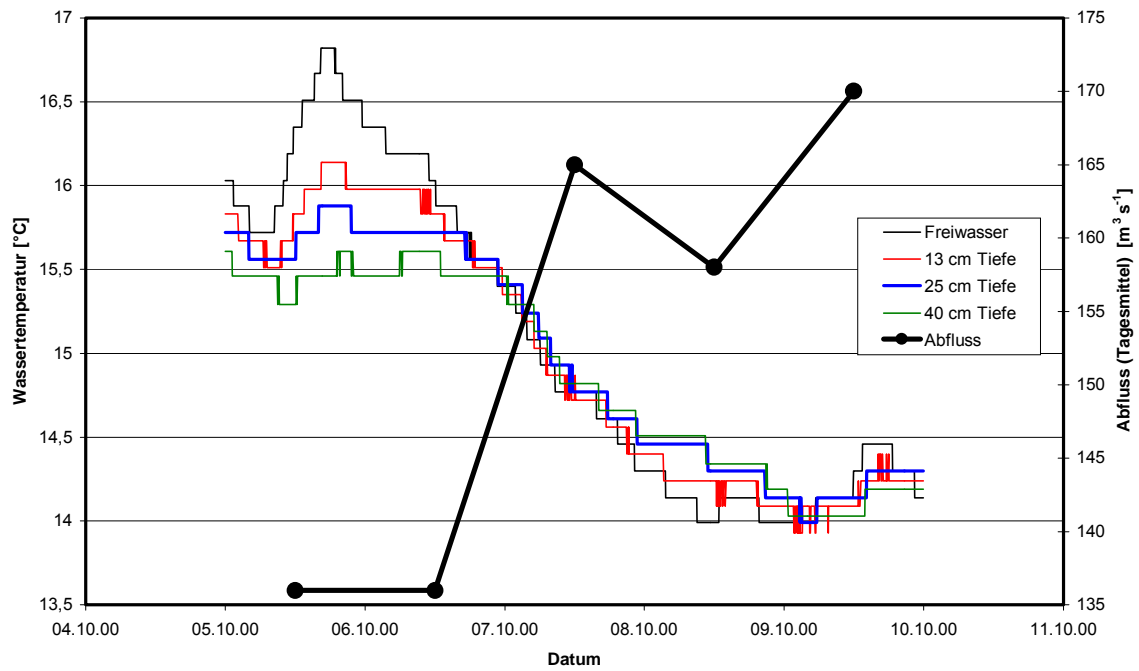


Abb. 42: Wassertemperatur im Interstitial an der Probenahmestelle Dresden-Übigau bei steigender Wasserführung

**23.10.-25.10.2000 Übigau**

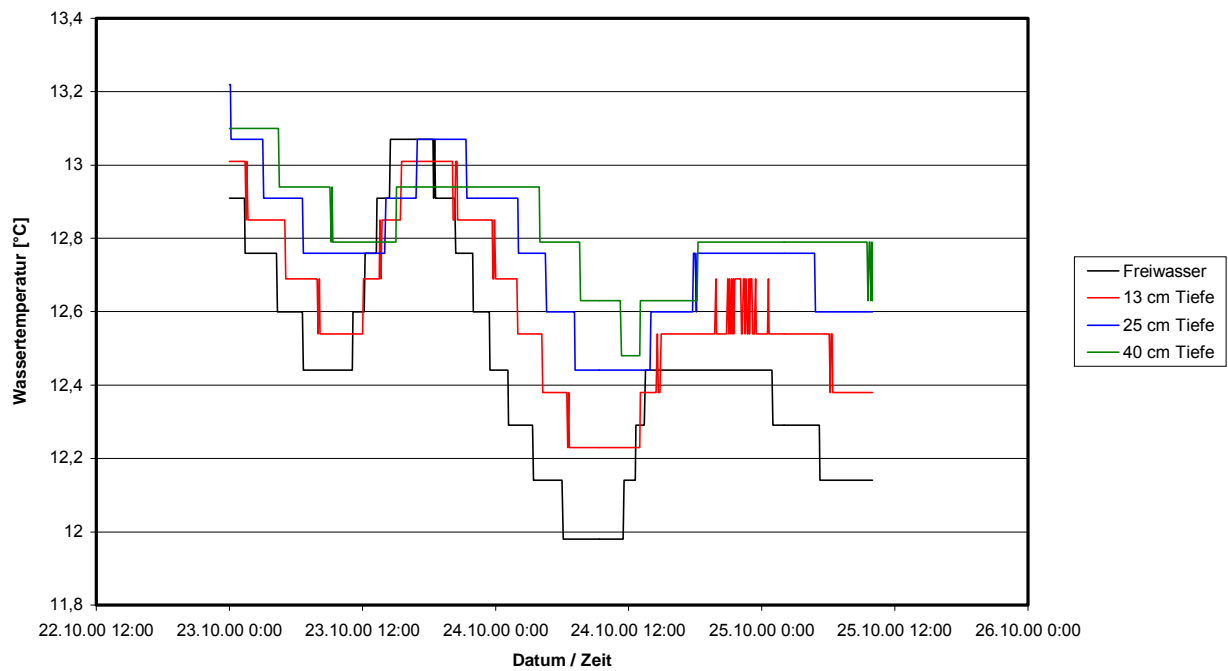


Abb. 43: Wassertemperatur im Interstitial an der Probenahmestelle Dresden-Übigau in der Abkühlungsphase

## 5.5 Untersuchungen zum Längstransport im Interstitial

An der Probenahmestelle Dresden-Übigau wurden zwei Untersuchungen zum Längstransport im Interstitial mit erwärmtem und aufgesalztem (NaCl) Wasser durchgeführt.

### - Untersuchung vom 20.09.2000

Es zeigte sich sowohl für die Wassertemperatur als auch für die Leitfähigkeit in der Tiefenschicht von 13 cm ein typischer Durchgang einer Tracerkurve. Die Maxima des Durchganges sowohl für die Temperatur als auch für die Leitfähigkeit liegen bei ca. 60 ... 80 min für die Entfernung von einem Meter.

### - Weitere Untersuchungen

Der Versuch wurde nach dem 6.10.2000 mehrfach mit Farbstoff wiederholt. Es wurden jedoch keine derartigen Effekte über die flussabwärts gelegenen Beprobungsröhren wie am 20.09.2000 gemessen. Demgegenüber wurde der Tracer noch nach über 7 Stunden in hoher Konzentration im umgebenden Interstitial der Injektionsröhre gefunden.

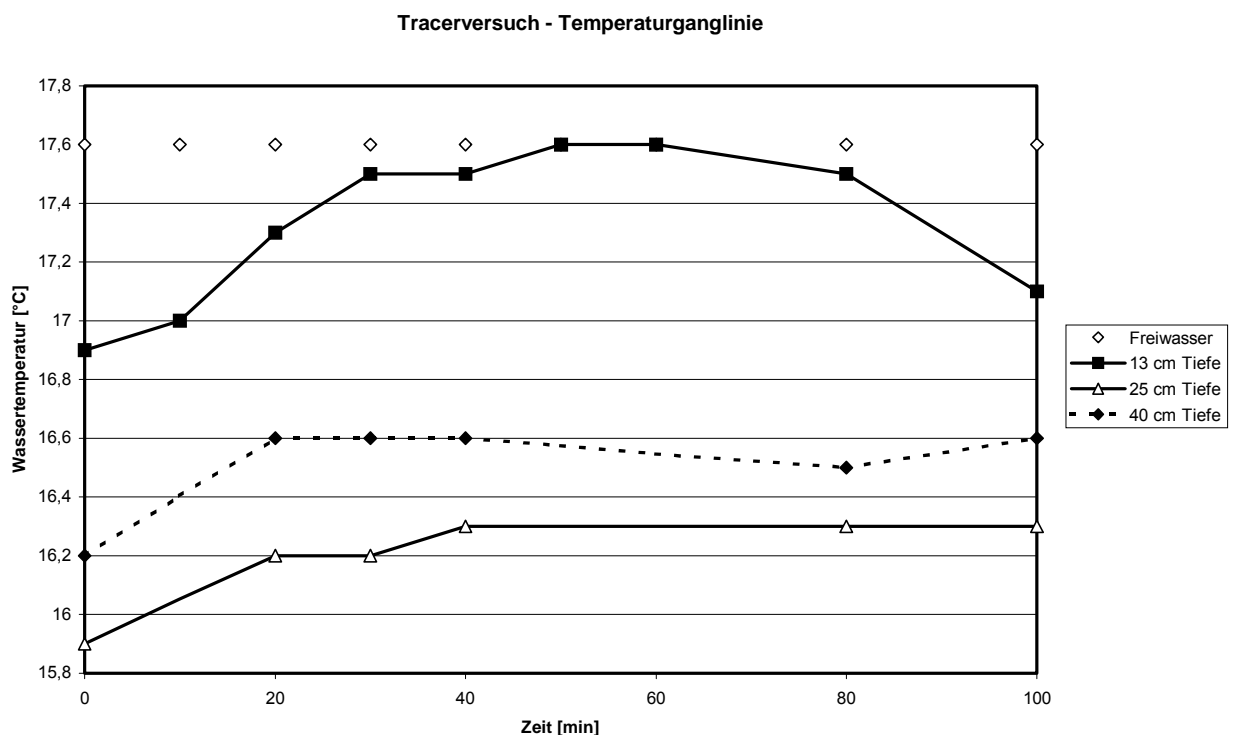


Abb. 44: Temperaturganglinie beim Tracerversuch am 20.09.00 an der Untersuchungsstelle Dresden-Übigau

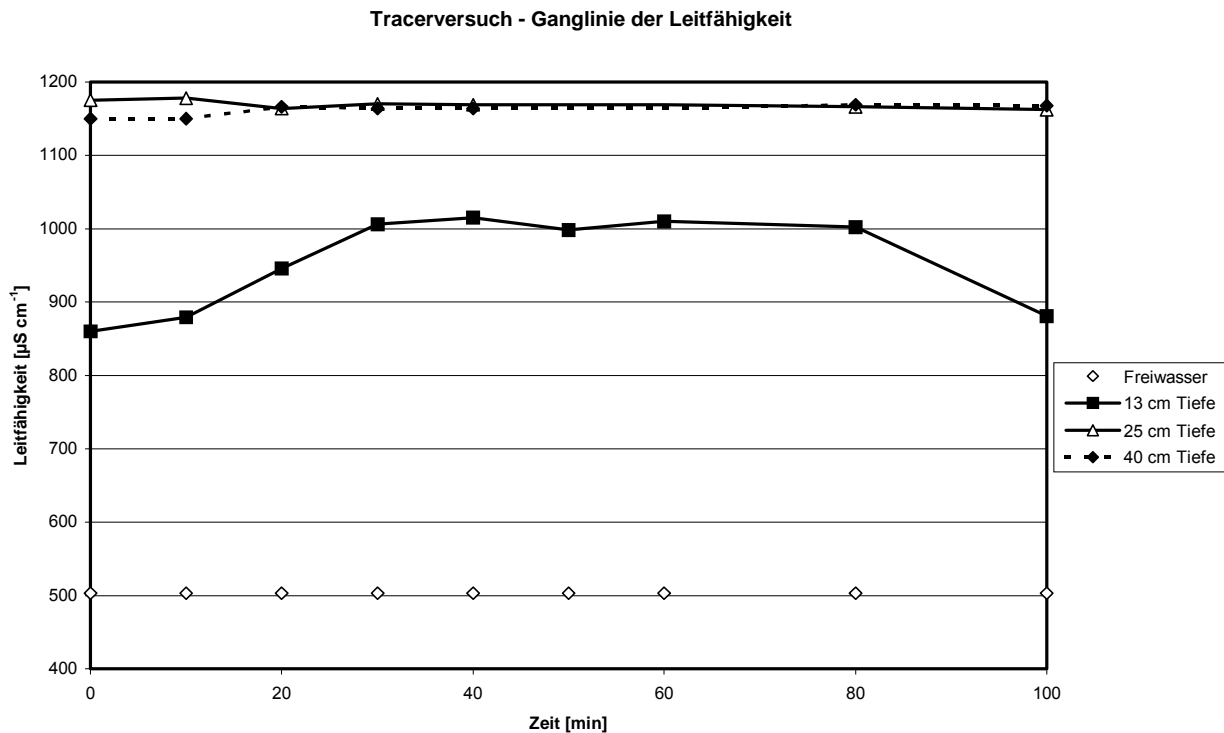


Abb. 45: Ganglinie der Leitfähigkeit beim Tracerversuch am 20.09.00 an der Untersuchungsstelle Dresden-Übigau

Die Ursachen ergeben sich aus einer Versandung der Probenahmestelle, wie sie durch die Kornanalyse des Sedimentes in Dresden-Übigau bestätigt wird. Vergleichbare Effekte der Kolmation des Interstitials wurden auch bei Tracer-Experimenten an der Lahn festgestellt (MONTENEGRO 2000, pers. Mitteilung).

Um die Korngrößenverteilung zu untersuchen, wurde aus einem vergleichbaren Bereich eine Sedimentprobe mit einem Greifer entnommen und durch Siebung aufbereitet. Bereits bei der Probenahme war auffällig, dass neben Grobkiesen und Schotter ein erhöhter Anteil von Mittel- und Feinsand an der Untersuchungsstelle in Dresden-Übigau auftrat (Abb. 2).

Aus den Untersuchungen des Flusssedimentes verdeutlicht sich die besonders hohe Inhomogenität des Sediments in Dresden-Übigau (Tab. 4). Daraus folgt eine niedrigere Durchlässigkeit als an den anderen Probenahmestellen. Aber auch an der Messstelle Dresden-Saloppe zeigt sich eine relativ hohe Ungleichförmigkeit des Sediments. In deren Folge müssten Druckdifferenzen mit erheblicher Bedeutung für den hydraulischen Austausch auftreten, wie sie auch bei Untersuchungen an der Lahn beobachtet wurden (MONTENEGRO

2000, pers. Mitteilung). Dies widerspricht der Hypothese, dass man von relativ einfachen, gerichteten Transportprozessen im Sediment ausgehen kann.

Tab. 4: Wichtige Parameter der Sedimentstruktur an den Untersuchungsstellen

<b>Parameter</b>	<b>Dresden-Saloppe</b>	<b>Dresden-Übigau</b>	<b>Meißen-Siebeneichen</b>	<b>Belgern</b>
D10 (mm)	0,38	0,33	0,41	0,19
D60 (mm)	16,6	25,2	8,9	3,7
Dm (mm)	12,8	22,1	6,1	1,9
Ungleichförmigkeit =D60/D10	43,7	76,4	21,7	19,5

Es wird davon ausgegangen, dass an Prallhängen generell niedrigere Anteile an Feinststoffen festgestellt werden, so dass in der Elbe eine Differenzierung der Durchlässigkeit des Flussbettes besteht, die für die Einschätzung des hydraulischen Austauschvermögens wichtig ist.

## **6 Zusammenfassung, Diskussion und Ausblick**

Der vorliegende Bericht zeigt die Ergebnisse der theoretischen und praktischen Arbeiten zum Teilprojekt „Untersuchung und Bilanzierung des Nährstofftransportes im Interstitial der Elbe“ im Rahmen des Projektes zur „Bedeutung der Stillwasserzonen und des Interstitials für die Nährstoffelimination in der Elbe“.

Die Zielstellung für dieses Projekt besteht in der Untersuchung des Nährstoffhaushaltes und der damit verbundenen Kompartimente im Interstitial. Dabei sollen die Retentions- und Eliminationsmechanismen für Stickstoff und Phosphor erfasst werden. Als Ziel wird die modellhafte Prozessbeschreibung in einer auch auf andere Gewässer übertragbaren Form angestrebt. Mit der bisherigen Arbeit liegen jetzt sowohl theoretische als auch praktische Kenntnisse über Transportprozesse und den Nährstoffhaushalt im Interstitial vor.

Im Rahmen der Arbeiten wurden 3 Untersuchungsstellen an der Elbe eingerichtet: Dresden-Übigau; Meißen-Siebeneichen und Belgern. Die Probenahmestelle Dresden-Saloppe wurde durch die TU Dresden installiert und beprobt. Die Untersuchungsstellen befinden sich zwischen Flusskilometer 52 und 140. Deren Auswahl erfolgte mit dem Ziel, verschiedene Situationen sowohl in Hinsicht auf die Struktur des Sediments, auf die Strömungsbedingungen und auf die Belastung zu erfassen. Intensive Beprobungen wurden bisher an den Messstellen in Dresden-Übigau und Meißen-Siebeneichen durchgeführt. Die Ergebnisse beziehen sich deshalb im wesentlichen auf diese Probenahmestellen. Die Untersuchungsstelle Belgern wurde im Oktober 2000 installiert.

Die Analyse der Sedimentstruktur an den Probenahmestellen ergab, dass insbesondere Dresden-Übigau eine Charakteristik aufweist, die eine hohe Ungleichverteilung der Körnung besitzt. Dabei sind Grobsand und Feinkies stark unterrepräsentiert. Bei der Untersuchung des Längstransportes mit Tracerexperimenten wurde deutlich, dass nur beim ersten Versuch, der kurz nach Installation einer Injektionsröhre durchgeführt wurde, ein Tracerdurchgang in 1 Meter Entfernung zu messen war. Bei späteren Versuchen konnte mit den Tracern ein horizontaler Transport nicht mehr beobachtet werden. Offensichtlich hatte der Einbau der Injektionsröhre die Durchlässigkeit des Interstitials in Fließrichtung erhöht. Demgegenüber haben Untersuchungen der Sedimentstruktur nach den Folgeversuchen gezeigt, dass die Einlagerung von Feinsand mit der Folge hoher Inhomogenität diese Transportprozesse stark behindern können. Beobachtungen bei Untersuchungen an der

Lahn zeigten auch Hinweise auf den erheblichen Einfluss dynamischer Veränderungen der Sedimentstruktur z.B. durch Kolmation und die Bedeutung von hydraulischen Differenzen, wie sie an unterschiedlich strukturiertem Sediment auftreten (MONTENEGRO 2000, pers. Mitteilung).

Die physikalisch-chemischen Untersuchungen haben gezeigt, dass die Bedeutung des Grundwassers für die Prozesse im Interstitial in Abhängigkeit von den örtlichen Bedingungen z.T. sehr hoch ist. So ist anhand der Leitfähigkeit in Dresden-Übigau zu erkennen, dass die überwiegende Vermischungsgrenze von Grundwasser und Oberflächenwasser bei niedrigem, relativ gleichförmigen Abfluss in den oberen 15 cm des Interstitials liegt. Bei steigendem Abfluss dringt aber das Oberflächenwasser zügig, bis in mindestens 40 cm Tiefe im Sediment vor. An der Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen mit einem relativ kleinen Einzugsgebiet treten dagegen nur sehr geringen vertikale Gradienten der Leitfähigkeit auf.

Beim Stickstoffhaushalt sind ebenfalls deutliche vertikale Profile zu beobachten. An beiden Messstellen ist ein deutlicher Umsatz des Ammoniums in der obersten Schicht (< 13 cm) des Interstitials zu finden. Auf erhöhte N-Stoffumsätze in dieser Schicht weisen auch die Nitrit-Werte hin. An der Messstelle Dresden-Übigau steigt das Nitrat mit der Tiefe deutlich an. Diese Situation ist durch den höheren Nitratgehalt des Grundwassers bedingt, was auch durch die vergleichbare Entwicklung der Nitrat- und Leitfähigkeitsganglinien bestätigt wird. Daraus folgend ist die Frage offen, wie stark die Denitrifikation hier ablaufen kann bzw. welches Nitrat dann überwiegend umgesetzt wird (Freiwasser oder Grundwasser) oder ob die Transportprozesse hier dominierend wirken. Anders ist die Situation des Nitrats in Meißen-Siebeneichen zu bewerten. Hier ist eine Denitrifikation in der obersten Schicht des Interstitials zu beobachten, was auch durch den deutlichen Sauerstoffrückgang im Tiefenprofil bestätigt wird. Dabei laufen beide Prozesse, die Denitrifikation und die Nitrifikation, offensichtlich simultan ab.

Beim Phosphat traten ebenfalls in Abhängigkeit des Abflussgeschehens deutliche Tiefengradienten auf. Hierbei ist noch zu prüfen, inwieweit Prozesse der Festlegung und Rücklösung bedeutsam sind oder ob der abflussabhängige Transport entlang dem Gradienten von P-armem Grundwasser zu P-reichem Oberflächenwasser, wie er in Dresden-Übigau vorherrscht, dominiert.

Aus der Literatur ergaben sich folgende Erkenntnisse. Untersuchungen zum Stoffumsatz im Interstitial an großen Fließgewässern wurden bisher nur zu ausgewählten Aspekten durchgeführt. Dabei überwiegen Untersuchungen zur biologischen Besiedlung dieses Lückensystems. Der Schwerpunkt der komplexeren Untersuchungen zum Stofftransport- und -umsatz wurde an Fließgewässern mit Oberlaufcharakter (Epirhithral bis Hyporhithral) durchgeführt. Die untersuchte Fließstrecke der Elbe ist dem Epipotamal zuzuordnen, wobei am Ende der Fließstrecke der Übergang zum Metapotamal erfolgt. Es ist davon auszugehen, dass die Struktur des hyporheischen Interstitials und der Stoffaustausch zwischen der fließenden Welle und dem Interstitial in den einzelnen Fließgewässerregionen unterschiedlich ist.

Aus den Untersuchungen an der Lahn (BORCHARDT ET AL. 1999, LENK et. al 1999) folgt, daß im Hyporhithral die Stofftransportprozesse im mesoskaligen Bereich durch die „riffle – pool – Sequenz“ bestimmt werden, die durch Prozesse in der Makroskala (In- und Exfiltration von Grundwasser) und der Mikroskala (Strömungsbedingungen in den einzelnen Poren des Interstitials) überlagert werden. Diese Überlagerung kann dazu führen, dass an aufeinanderfolgenden Beprobungen trotz ähnlicher hydraulischer Bedingungen gänzlich andere Strömungsverhältnisse im Interstitial vorliegen (MONTENEGRO 2000, pers. Mitteilung).

Die Untersuchungen zu den Stoffumsetzungen im Interstitial werden sich deshalb in zwei Richtungen entwickeln:

- einer Detailuntersuchung der Stofftransport- und Umsatzprozesse im Bereich der Mikroskala (< 1 mm bis Zentimeter-Maßstab)
- eine globalere Erfassung der typischen Stofftransport- und Umsatzbedingungen in einzelnen Schichten des Interstitials, die sich im Flussquerschnitt unterschiedlich ausgeprägt sein können

Die Dicke der zu betrachtenden aufeinanderfolgenden Schichten ist hierbei von der Körnung des Sedimentes abhängig.

Die Messung der vertikalen Temperaturverteilung (TANIGUCHI 1993, LENK ET AL. 1998) soll gut für eine Bestimmung der vertikalen advektiven und turbulenten Stofftransportprozesse geeignet sein.



Als Randbedingung für den makroskaligen Stofftransport ist der Einfluss des Grundwassers (Potentialgefälle) stärker zu beachten.

Für die Elbe ist zu erwarten, dass auf Grund der gleichförmigeren Sohlstruktur die für die Lahn angenommene Wirkung von „pool – riffle-Sequenzen“ für den Stoffaustausch mit dem Interstitial untergeordnet ist. Dem gegenüber sind kurzzeitige Wasserspiegelschwankungen auf Grund von meteorologischen Ereignissen, der Steuerung der Wassermengen (z.B. Schleusensysteme in der CSR) und dem Schiffsverkehr zu beachten.

Die Kolmation erweist sich in der Literaturlauswertung als ein entscheidender Prozess, der dem Austausch zwischen dem frei fließendem Wasserkörper und dem Interstitial entgegengerichtet ist. Kolmation und Dekolmation finden im Prozess der Abflussschwankungen und der Sedimentation bzw. der Sedimentresuspension ständig statt und verändern die Austauschbedingungen. Die wahrscheinliche Lage der Kolmationsschicht wird in der Literatur (BRUNKE 1999, IBISCH ET AL. 2000) in einer Tiefe von

$$D_{\text{Kolmation}} = 3 D_m + 0,1 \text{ [m]}$$

angegeben. Diese liegt oberhalb bzw. im Bereich der oberen Beprobungsstelle (Rohrmittelachse 13 cm unter Sedimentoberkante).

Aus den gegenwärtigen Ergebnissen der Untersuchung der einzelnen Untersuchungsstellen ergeben sich folgende weitere Schlussfolgerungen:

Die Überdeckung der Stofftransport- und -umsatzprozesse erfordert den Einsatz eines mathematischen Modells das bezüglich des Stofftransportes

- den turbulenten Stoffaustausch zwischen der fließenden Welle und dem Interstitial
- den turbulenten Austausch innerhalb des Interstitials
- den advektiven Horizontal- und Vertikaltransport
- die Wirkung einer Kolmationsschicht

simuliert. Als Eingangsgrößen hierzu sind die morphologischen und hydrologischen Grundparameter des Flusses (Wasserführung, Breite, Tiefenverteilung, benetzter Umfang, Sohl- und Energiegefälle, Sedimentkörnung) zu benutzen. Weiterhin ist der Grundwasserstand der Umgebung zu berücksichtigen (Ex- und Infiltration).

Das Modell sollte zweidimensional sein, um die unterschiedlichen hydraulischen Bedingungen im Fluss zu berücksichtigen. Auf dieser Grundlage kann eine eindimensionale Vereinfachung geprüft werden.

Für die Eichung dieses Modells ist die Durchführung geeigneter Messkampagnen ergänzend zu dem weiteren Einsatz von kontinuierlichen Temperaturmessungen erforderlich. Dabei erweist sich für die Darstellung der makroskaligen Transportprozesse die Erfassung der Grundwasserstände in unmittelbarer Umgebung der Beprobungsstelle als erforderlich.

Als biologische Komponenten sollte dieses Modell in einer ersten Stufe folgende physikalischen, chemischen und biologischen und Zustandsgrößen umfassen:

- Sauerstoff
- Ammonium
- Nitrat
- Nitrit
- Organischer Stickstoff
- abbaubare organische Substanz (analog BSB5)
- Summe organische Substanz (analog CSB)
- ortho-Phosphat-Phosphor
- Gesamtphosphor (TP)
- suspendierte Stoffe (partikuläre organische Substanz)
- Biofilm heterotroph
- Biofilm Nitrifikanten
- Hydrogenkarbonat
- pH-Wert

Wesentliche Umsatzraten sind dabei

- die Nitrifikationsrate
- die Denitrifikationsrate
- die Abbaurate (leicht abbaubare Stoffe)
- die Abbaurate (schwer abbaubare Stoffe)
- endogene Atmungsrate
- die P-Freisetzungsrates beim aeroben Abbau

Das Modellkompartiment der physikalischen Transportprozesse wird als Hilfsmittel benutzt, um die Probenahmestrategie zu optimieren. Durch eine Sensitivitätsanalyse (z.B. des Einflusses des Grundwasserstandes auf die Transportprozesse) die Genauigkeitsanforderungen an die einzelnen Maßgrößen sowie gegebenenfalls noch durchzuführende Ergänzungsparameter zu bestimmen.

## **- Strategie für weiterführende Untersuchungen**

Aus den Erkenntnissen der bisherigen Untersuchungen wurden folgende weitere wichtige Arbeiten abgeleitet.

Um die räumliche Heterogenität zu erfassen, sollen Temperaturtagesgänge mit den Temperatur-Sensoren gleichzeitig an verschiedenen, relativ nah zusammenliegenden Messstellen im Interstitial des Randbereichs der Elbe durchgeführt werden. Es sind im Flußabschnitt Übigau an 12 ... 15 Standorten im Zeitraum Frühjahr und Sommer 2001 Vertikalprofile der Temperaturverteilung aufzunehmen. An diesen Untersuchungsorten soll gleichzeitig eine genaue Analyse der Korngrößenverteilung erfolgen zur Erfassung der räumlichen Heterogenität der Sedimentbeschaffenheit und der daraus resultierenden Austauschverhältnisse zwischen Interstitial und fließender Welle. Zur Abstimmung der Daten für den Gesamtquerschnitt werden für die Flussmitte die Angaben der BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (BfG) einbezogen. Als Ergebnis sollte eine gute Beschreibung der Charakteristika im Quer- und Längsprofil für einen definierten Abschnitt, der sich im Bereich der Standardmessstelle Dresden-Übigau befinden wird, möglich sein.

Zur Erfassung der Unterschiede an Prall- und Gleithängen besteht das Vorhaben, eine repräsentative Stelle im Flussverlauf zu finden, die mit qualitativ vergleichbarem Oberflächenwasser angeströmt wird. Die Einrichtung der Messstellen kann dabei erst nach Analyse der Sedimentkörnung erfolgen, um typische Strukturen des Interstitials zu erfassen.

Zur Abschätzung der wichtigen Kenngröße Porenvolumen ist geplant, sowohl die Korngrößenanalyse heranzuziehen, als auch in Kooperation die freeze-core-Methode einzusetzen.

Die Charakterisierung des Längstransportes im Interstitial der Elbe erfordert den Einsatz der beschriebenen Tracer-Experimente auch an weiteren Messstellen.

Als wesentlicher Einflussfaktor für das Interstitial hat sich das zufließende Grundwasser vor allem in Dresden-Übigau herausgestellt. Da keine Grundwasserpegel in direktem Anschluss an diese Untersuchungsstelle liegen, ist die Installation und Beprobung von 1 bis 2 Grundwasserpegeln im Zustrom zur Messstelle vorgesehen.

Zur Erfassung der Dynamik von Tagesgängen sollen beispielhafte Analysen zusätzlich zu den Temperatursensoren auch für physikalisch-chemische Parameter (Leitfähigkeit, Sauerstoff, pH-Wert, Wassertemperatur, N-Komponenten) erfolgen.

In Absprache mit der BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (BfG) und der Möglichkeiten im Flussverlauf ist ein Einsatz der Tauchglocke der BfG zur punktuellen Aufnahme von Daten aus der Flussmitte zu prüfen.

## **7 Literatur**

- BATTIN, T. J. and SENGSCHMITT, D. (1999): Linking Sediment Biofilms, hydrodynamics, and River Bed Clogging: Evidence from a Large River. *Microb. Ecol.* **37**: 185-196
- BEHRENDT, H. et al. (1998): Die Nährstoffbelastung der Flusssysteme in Deutschland – Ursachen und Veränderungen. Jahresbericht IGB, S.153-162
- BEYER, W. und BANSCHER, E. (1975): Zur Kolmation der Gewässerbetten bei der Uferfiltratgewinnung. *Z. Angewandte Geologie* **12**: 565 – 570.
- BOLANOS, M. C.; BRANDT, S.; ROSENKRANZ, V.; WERNER, D. (1998): Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse im hyporheischen Interstitial eines Fließgewässers am Beispiel der Lahn. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1997, (Frankfurt/M): 610-614
- BORCHARDT, D and FISCHER, J. (2000): Three-dimensional patterns and processes in the River Lahn (Germany): variability of abiotic and biotic conditions. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**: 393-397
- BRUNKE, M. (1998): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* **37**: 1-33.
- BRUNKE, M. (1999): Colmation and Depth Filtration within Streambeds: Retention of Particles in Hyporheic Interstices. *Internat. Rev. Hydrobiol.* **84** (2): 99-117.
- BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (1996): Geologisch-Morphologische Untersuchungen im Magdeburger Elbabschnitt (Elbe-km 300-350). BfG-Bericht Nr. 0979, bearbeitet von A. HAUSCHILD, K. RIEHL und A. SCHMIDT
- BUTTURINI, A., BATTIN, T.J. und SABATER, F. (2000): Nitrification in stream sediment biofilms: the role of Ammonium concentration and DOC quality. *Wat. Res.* **34** (2): 629-639.
- CARLING, P.A. (1984): Deposition of fine and coarse sand in an open-worked gravel bed. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* **41**: 263-270.
- CLARET, C.; MARMONIER, P.; BRAVARD, J.-P. (1998): Seasonal dynamics of nutrient and biofilm in interstitial habitats of two contrasting riffles in a large river. *Aquatic Sciences* **60** (1): 33-55
- DITTRICH, A. (1998): Wechselwirkung Morphologie/Strömung naturnaher Fließgewässer. Habilitationsschrift des Institutes für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- FISCHER, H. und PUSCH, M. (1998): Organisches Material und Bakterien im hyporheischen Interstitial der Elbe bei Magdeburg. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1997, (Frankfurt/M): 615-618
- FISCHER, H.; PUSCH, M. and SCHWOERBEL, J. (1996): Spatial distribution and respiration of bacteria in stream-bed sediments. *Arch. Hydrobiol.* **137**: 281-300
- FISCHER, J., HELLWIG, C. und BORCHARDT, D. (1998): Räumliche und zeitliche Variabilität im Stoffhaushalt des Interstitials der Lahn. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1997, (Frankfurt/M): 619- 623
- FISHER, St. G., GRIMM, N.B., HOLMES, R.M. und JONES, J.B.Jr (1998): Material Spiraling in Stream Corridors: A Telescoping Ecosystem Model. *Ecosystems* **1**: 19-34

- GAYTE, X.; Fontvieille, D. and WILKINSON, K. J. (1999): Bacterial Stimulation in Mixed Cultures of Bacteria and Organic Carbon from River and Lake Waters. *Microb. Ecol.* **38**: 285-295
- GÖLZ, E., SCHUBERT, J. und LIEBLICH, D. (1991): Sohlenkolmation und Uferfiltration im Bereich des Wasserwerks Flehe (Düsseldorf). *Gas- und Wasserfach* **132**: 69 – 72.
- GRISCHEK, T., ET AL. (1998): Factors affecting denitrification during infiltration of river water into sand an gravel aquifer in Saxony, Germany. *Wat.Res.* **32** (2): 450-460.
- HAUNSCHILD, A. (1996): Zur Sohlstruktur des Elbestromes. In: PRANGE, A.; WILKEN, R.-D.; VON TÜMLING, U.; SPOUSTOVÁ, J.; PUNČOCHÁŘ, P. und LENCOVÁ, E. (Hrsg.) (1996): *Ökosystem Elbe - Zustand , Entwicklung und Nutzung*. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Budweis, Tschechische Republik, 22.-25.10.1996, S.65-70
- IBISCH, R.B., SAENGER, N, FISCHER J. und BORCHARDT, D. (2000): Colmation dynamics in the hyporheic zone: implications for transport processes. Poster veröffentlicht in: Lenk, M. ET AL: *Hydraulische Austauschvorgänge zwischen fließender Welle und Interstitial*. <http://wabau.kww.bauing.tu-darmstadt.de/~saenger/intersti/intersti.html>.
- JANCARKOVA, I. und GUJER, W. (1999): Dynamik der Stickstoffumwandlung in flachen Fließgewässern. EAWAG, [http://www.eawag.ch/research/ing/projekte/proj\\_ij\\_d.html](http://www.eawag.ch/research/ing/projekte/proj_ij_d.html)
- KNEIS, F. (2000): Abschätzung der Grundwasserverhältnisse für die Probenahmestellen Dresden und Meißen zur Interstitialuntersuchung. Praktikumsarbeit, unveröffentl.
- KUNKEL, R., WENDLAND, F und ALBERT, H. (1999): Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinsschichten des Elbeinzugsgebietes. *Wasser und Boden* **51** (9): 16-19
- LANGE, K.-P. (1986): Beitrag zur Analyse, Bewertung, Prognose und Modellierung des Stoffhaushaltes der Elbe in der Fließstrecke von Pirna bis Strehla. Dissertation, TU Dresden
- LANGE, K.-P. (2000): Abschlussbericht zum Teilprojekt 5.3, Gewässergütemodellierung für die ökologische Studie: Entwicklung eines ökologischen Leitbildes für Flusslandschaften der Jahna, einem Nebenfluss der Elbe. Auftraggeber: Staatliches Umweltfachamt Leipzig, 76 Seiten.
- LENK, M. und SAENGER, N. (2000): Exchange processes in the river bed and their influence on temperature variations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**: 427-430.
- LENK, M., SAENGER, N, SEYDELL, I., WAWRA, B., MONTENEGRO, H. und SCHRÖDER, W. (2000): *Hydraulische Austauschvorgänge zwischen fließender Welle und Interstitial*. <http://wabau.kww.bauing.tu-darmstadt.de/~saenger/intersti/intersti.html>.
- LENK, M., SAENGER, N. und TRÄBING (1999): *Hydraulische Austauschvorgänge im Interstitial*. Schriftl. Fassung der Präsentation vom Darmstädter Wasserbaulichen Kolloquium, 15. Oktober 1999. <http://wabau.kww.bauing.tu-darmstadt.de/~lenk/dawako99.htm>
- LENK, M., SAENGER, K., TRÄBING, K., und SCHRÖDER, W. (1998): Temperaturmessung als Methode zur Bestimmung des hydraulischen Austausches zwischen Interstitial und fließender Welle - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1997, (Frankfurt/M)
- MALARD, F., WARD, J.V. und ROBINSON, C.T.: An expanded perspective of the hyporheic zone. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**: 431 - 437
- MAUCLAIRE, L. and GIBERT, J. (2000): Spatial heterogeneity of bacterial abundance and activity and fauna composition in alluvial aquifers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**: 448-452

- MIDDLEBURG, J. J.; BARRANGUET, C.; BOSCHKER, H. T. S.; HERMAN, P. M. J.; MOENS, T. HEIP, C. H. R. (2000): The fate of intertidal microphytobenthos carbon: An in situ <sup>13</sup>C-labeling study. *Limnol. Oceanogr.* **45**: 1224-1234
- MINDL, B.; GRIEBLER, N.; WIRTH, N. and STARRY, O. (2000): Biodegradability of DOC and metabolic response of heterotrophic bacteria in groundwater. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**: 453-459
- MONTENEGRO, H. (2000, pers. Mitteilung): Numerical inspection of hydraulic exchange patterns within river sediments. Vortrag am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin (IGB), 09.11.2000
- NESTLER, W., DEHNERT, J., NEITZEL, P., GRISCHEK, T. und NITZSCHE, I. (1996): Untersuchungen zur Unterströmung der Elbe. *Wasser und Boden* **48** (5): 53 - 58.
- NESTLER, W., KRITZNER, W., GRISCHEK, T. und DEHNERT, J (1993): Das Beschaffenheitsüberwachungssystem für das Uferfiltrat der sächsischen Elbe, Konzeption und Erfahrungen bei Entwurf, Bau und Betrieb. *Wasser und Boden* **45** (9): 707-728
- NESTLER, W., NITZSCHE, I. und KRÜGER, M. (1996): Untersuchungen zur Beschaffenheit des Uferfiltrats in den Torgauer Talgrundwasserleitern. *Gas- und Wasserfach* **137** (9): 480 – 486.
- PETERMANN, A. and SCHÖLL, F. (1998): Das hyporheische Interstitial der Elbe bei Magdeburg. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1997, (Frankfurt/M):* 633-637
- PFENNING, K.S. and MCMAHON, P.B. (1996): Effect of nitrate, organic carbon and temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. *Journal of Hydrology* **187**: 283-295
- ROMANI, A. M. and SABATER, S. (2000): Influence of Algal Biomass on Extracellular Enzyme Activity in River Biofilms. *Microb. Ecol.* Vol. unknown
- RÖßNER, U. und GUDERITZ, I. (1993): Biogeochemische Untersuchungen zur Uferfiltration der oberen Elbe. *Die Geowissenschaften*, **3**: 79- 85
- SAENGER, N. und LENK, M. (2000): Hydraulic head and tracer experiments – two techniques to examine the hydraulic exchange through a riffle. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**: 460-462.
- SAENGER, N., LENK, M., TRÄBING, K., und SCHRÖDER, W. (1998): Hydraulische Austauschvorgänge zwischen fließender Welle und Interstitial. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1997, (Frankfurt/M), S.* 638- 641
- SAGEMANN, J.; SKOWRONEK, F.; DAHMKE, A.; SCHULZ, H.D. (1996): Pore-water response on seasonal environmental changes in intertidal sediments of the Weser Estuary, Germany. *Environmental Geology*, **27** (4): 362-369
- SCHÄCHLI, U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. *Mitt. der Versuchsanstalt für Wasserbau , Hydrologie und Glazialogie (VAW), ETH Zürich*, **124**: 1 –273.
- SIMON, N. S. (1988): Nitrogen cycling between Sediment and the Shallow-Water Column in the Transition Zone of the Potomac River and Estuary: I. Nitrate and Ammonium Fluxes. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **26** (5): 483-497
- SMITH, R. L.; Duff, J.H. (1988): Denitrification in a Sand and Gravel Aquifer. *Applied and Environmental Mikrobiology* , **54** (5): 1071-1078

- STEPANAUSKAS, R.; EDLING, H.; TRANVIK, L.J. (1999): Differential Dissolved Organic Nitrogen Availability and bacterial Aminopeptidase Activity in Limnic and Marine Waters. *Microb. Ecol.* **38**: 264-272
- TANIGUCHI, M. (1993): Evaluation of vertical groundwater fluxes and thermal properties of aquifers based on transient-depth-profiles. *Water Resour.Res.* **29** (7): 2021-2026
- WEBSTER, I.T., MAIER, H., BAKER, P. und BURCH, M. (2000): The influence of wind on lagoon-river exchange in the River Murray, Australia. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* **27**: 468-471.
- WENDLAND, F. und KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes: Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flusseinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil); Abschlußbericht. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band **13**: 1-166
- WHITE, D.S. (1993): Perspectives on defining an delineating hyporheic zones. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **12**: 61-69.