

Texte

Texte

12
06

ISSN
1862-4804

Einfahrphase Fließgewässer- Simulationsanlage (FSA)

**Umwelt
Bundes
Amt**



Für Mensch und Umwelt



Einfahrphase Fließgewässer- Simulationsanlage (FSA)

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet IV 2.5
Stefan Meinecke
Dr. Michael Feibicke

Dessau, März 2006



Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung	5
2.1	Projekt „Einfahrphase Fließgewässer-Simulationsanlage (FSA)“	5
2.2	Einsatz von Mesokosmen in der Ökotoxikologie	6
2.3	Stellung der Mesokosmen im Rahmen der stoffrechtlichen Prüfung	8
3	Aufbau und Etablierung und Ergebnisse zum Verhalten der Versuchssysteme	14
3.1	Technische Möglichkeiten der Anlage	14
3.1.1	Aufbau der Hallen- und Außenanlage	18
3.1.2	Temperaturregelung (Hallenanlage)	21
3.1.3	Licht (Hallenanlage)	22
3.1.4	Wind induzierte Umwälzung	27
3.2	Struktureller Aufbau und biologische Einrichtung der Versuchssysteme	27
3.2.1	Sand	27
3.2.2	Weichsediment	31
3.2.3	Kies	39
3.2.4	Wasserzusammensetzung	39
3.2.5	Wassernachspeisung	40
3.2.6	Besatz und Animpfen	44
3.2.7	Nährstoffgaben	51
3.2.8	Aufbau des Standardmessprogramms	52
3.2.9	Sondermonitoring	56
3.3	Infrastruktur	58
3.3.1	IT/EDV	58
3.3.2	Datenbank	60
3.4	Ergebnisse zum Verhalten der Systeme	62
3.4.1	Biologische Entwicklung der Systeme	62
3.4.2	Gleichtakt der Systeme (Halle)	72
3.4.3	Vergleich der FSA mit Referenzgewässern aus dem Freiland	83
3.4.4	Vergleich Außenlage vs. Halle	103
3.4.5	Vergleich Teich und Rinne gekoppelt vs. entkoppelt	110
3.4.6	Hydraulische Prüfungen	114
3.4.7	Tracer- und Abbauvoruntersuchungen	119
3.4.8	Studie zur Zooplankton-Verteilung in den Teichen (Hallenanlage)	130
3.4.9	Gesamt-Fazit: Ergebnisse zum Verhalten der Systeme	133
4	Einzelversuche	135
4.1	Versuch zum Verhalten und zum Verbleib von Metazachlor in zwei Systemen der Außenanlage	135
4.2	Einfluss von Umweltfaktoren auf die Absterberate von mikrobiellen Indikatoren und Krankheitserregern in Gewässern mit Blick auf eine naturwissenschaftlich verifizierte Risikoschätzung in Badegewässern	148
4.3	Hochwasser-Simulation (Stoffretention von Flußauen)	155
5	Zusammenarbeit mit Dritten	163
5.1	Rahmenbedingungen für die Nutzung durch Dritte	163
5.2	Besuche bei externen Fachleuten	163
5.3	Besuchergruppen in der FSA	163
5.4	Kooperationen mit Externen	165



6	Öffentlichkeitsarbeit	166
7	Literatur	168



Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Luftbildüberblick des Versuchsfeldes Marienfelde (Umweltbundesamt) mit der Fließgewässersimulations-Anlage (FSA) sowie weiteren Gebäuden und Einrichtungen	14
Abb. 2:	Fließrinnen und Teiche der Außenanlage der FSA (Quelle: Autoren)	15
Abb. 3:	Fließrinnen und Arbeitsplattform der Hallenanlage der FSA (Quelle: Autoren)	17
Abb. 4:	Leitwarte der FSA (Quelle: Autoren)	18
Abb. 5:	Hallenanlage der Fließgewässersimulationsanlage. Aufbau 2002.	20
Abb. 6:	Außenanlage der Fließgewässersimulationsanlage. Aufbau 2002.	21
Abb. 7:	Lichtverteilung der HQI-Leuchten über den Teichen ohne (links) und mit Satinierung (rechts) der Scheiben	25
Abb. 8:	Befüllung eines Versuchsteich mit Sand. Im Hintergrund, unten: fertig eingebettete Drainage (August 2001) (Quelle: Autoren)	28
Abb. 9:	Schematische Darstellung des Teichaufbaus mit Uferböschung	29
Abb. 10:	Schematische Darstellung der Drainageschichtungen	30
Abb. 11:	Schematische Seitenansicht einer Porenwasserentnahmelanze im Teichsediment	30
Abb. 12:	Schlammüberführung aus dem Saugwagen in einen Versuchsteich der Außenanlage (November 2001) (Quelle: Autoren)	33
Abb. 13:	Chemisch-biologische Prozesse vor und nach der Sedimentkonditionierung	34
Abb. 14:	Herstellen der Kalksteinmehlsuspension in einer speziell umgebauten Bombe (November 2001; Quelle: Autoren)	36
Abb. 15:	Ablassen der Kalksteinmehlsuspension in das Mischbecken, Bildung von rötlichbraunem Eisenhydroxid (November 2001; Quelle: Autoren)	37
Abb. 16:	Unterwasseraufnahme von <i>Myriophyllum verticillatum</i> in einem Teich der Halle (Quelle: Autoren)	45
Abb. 17:	Bepflanzung der Teiche (Quelle: Autoren)	46
Abb. 18:	Aufnahmen von typischen Zooplanktonorganismen aus den FSA-Systemen. <i>Acroperus harpae</i> (Teich F T4, 10.09.02); <i>Hexarthra mira</i> (Teich H T6, 10.09.02) Vergrößerung: je 40x. (Quelle: Autoren)	47
Abb. 19:	Stichlinge kurz vor der Einbringung in die Teichsysteme der Halle (Quelle: Autoren)	51
Abb. 20:	Aufnahme einer Großlibellenlarve (ca. 4 cm lang) auf dem Sediment in einer Fließrinne der Hallenanlage (Quelle: Autoren)	58



Abb. 21: Übersicht der Rechner- und Netzwerkarchitektur in der FSA und die Anbindung des Glasfaserkabels zum LAN-Raum E25 im Neubau (MPC= Messplatzrechner; NT-WS= NT-Workstation)	59
Abb. 22: Ablaufschema Datenerfassung, Umwandlung und Auswertung in der FSA, die Pfeile repräsentieren manuelle Datenerfassung oder Übernahme/Umwandlung	61
Abb. 23: Unterwasseraufnahme von <i>Potamogeton natans</i> in einem Teich der Halle (Juli 2002; Quelle: Autoren)	64
Abb. 24: Aufwuchsfilm mit Blau- und Kieselalgen zwischen und auf dem Laichkraut <i>Potamogeton natans</i> in einem Beruhigungsbecken der Fließrinnen der Halle (Quelle: Autoren)	65
Abb. 25: Mikroskopische Ansicht des Aufwuchsfilmes mit Blaualgen (<i>Oscillatoria splendida</i>) und div. benthischen Kieselalgen (Gattungen <i>Navicula</i> und <i>Nitzschia</i>) (Dez. 2002, Quelle: Autoren)	66
Abb. 26: Nitratgehalt in den Fließrinnen H R1 –H R8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.	75
Abb. 27: Nitratgehalt in den Teichen H T1 –H T8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.	75
Abb. 28: Lichtintensität gemessen als photosynthetisch aktive Strahlung (PhAR) an der Wasseroberfläche in den Teichsystemen der Halle am 24.09.02.	76
Abb. 29: Silikatgehalt in den Fließrinnen H R1 –H R8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.	78
Abb. 30: Silikatgehalt in den Teichen H T1 - H T8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.	78
Abb. 31: Phytoplanktendichte in den Fließrinnen H R1 - H R8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.	79
Abb. 32: Phytoplanktendichte in den Teichen H T1 - H T8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.	79
Abb. 33: Zooplanktendichte in den Fließrinnen H R1 - H R8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.	81
Abb. 34: Zooplanktendichte in den Teichen H T1 - H T8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.	81
Abb. 35: Probestellen von Baitzer Bach (bei Lüsse) und Plane (bei Gömnigk, Trebitz) (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark) (Quelle: Topographische Karten Brandenburg Berlin TK 50.000)	84
Abb. 36: Baitzer Bach bei Lüsse (Probestelle) (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark, Oktober 2002). Blick von Straßenbrücke (Quelle: Autoren)	85
Abb. 37: Plane bei Raben (Quellbereich) (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark, Oktober 2002) (Quelle: Autoren)	86



Abb. 38: Plane bei Gömigk und Trebitz (Probestelle) (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark, Oktober 2002) (Quelle: Autoren)	86
Abb. 39: Luftbild des Rothepfuhls (Quelle: SenStadt 2002, Bildflug 2002, 1:10.000, No. 541, Ausschnitt)	87
Abb. 40: Rothepfuhl (Berlin-Mariendorf, August 2002) Blick vom Nordufer (Quelle: Autoren)	88
Abb. 41: Luftbild des Sees im Britzer Garten (Quelle: SenStadt 2002, Bildflug No. 543, Ausschnitt)	89
Abb. 42: See im Britzer Garten (Berlin-Mariendorf, August 2002) Blick auf SO-Ufer (Quelle: Autoren)	90
Abb. 43: Vergleich Fließrinnen (FSA Hallenanlage: HR1-R8) vs. Fließgewässer (Freiland: Baitzer Bach, Plane) - ausgewählte physikalisch-chemische Parameter	94
Abb. 44: Vergleich Versuchsteiche (FSA Hallenanlage: HT1-T8) vs. Stillgewässer (Freiland: Rothepfuhl, See Britzer Garten) - ausgewählte phys.-chemische Parameter	99
Abb. 45: Lichtintensität in den Fließrinnen H R1-8 und Teichen H T1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 und dem Teich F T4 der Außenanlage.	104
Abb. 46: Temperaturverlauf (Handmessung) in den Fließrinnen H R1-8 und Teichen H T1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 und dem Teich F T4 der Außenanlage.	105
Abb. 47: Tagestemperaturverlauf (Online-Messungen) in den Fließrinnen H R1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung) der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 der Außenanlage am 17.07.02.	105
Abb. 48: Gesamt-Phytoplanktondichte in den Fließrinnen H R1-8 und Teichen H T1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung) der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 und dem Teich F T4 der Außenanlage.	107
Abb. 49: Gesamt-Zooplanktondichte in den Fließrinnen H R1-8 und Teichen H T1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung) der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 und dem Teich F T4 der Außenanlage.	108
Abb. 50: Wassertemperaturverlauf am 20.07.02 in der gekoppelten und getrennten Fließrinne F R3 und F R4.	111
Abb. 51: Sauerstoffgehalt in dem gekoppelten Fließrinnen- und Teichsystem F R3 und F T3 und in der getrennten Fließrinne und dem Teich F R4 und F T4.	112
Abb. 52: Gesamt-Chlorophyll-a Gehalt (Chlorophyll-a + Phäophytin) in dem gekoppelten Fließrinnen- und Teichsystem F R3 und F T3 und in der getrennten Fließrinne und dem Teich F R4 und F T4.	112
Abb. 53: Zooplanktondichte in dem gekoppelten Fließrinnen- und Teichsystem F R3 und F T3 und in der getrennten Fließrinne und dem Teich F R4 und F T4.	113



- Abb. 54: Messpositionen der ADV zur Bestimmung der Reststromwirkvektoren in den bepflanzten Beruhigungsbecken 115
- Abb. 55: Isolinen-Darstellung der Reststromwirkvektoren vor, in und hinter dem ersten bepflanzten Beruhigungsbecken hinter der Schneckenpumpe bei mittlerer Ausgangsgeschwindigkeit von 20cm/s und einer mittleren Wassertiefe von 30,5 cm 116
- Abb. 56: Untersuchung der Böschungsstabilität anhand von ADV- Strömungsmessungen. Darstellung der horizontalen Verteilung der Strömungsgeschwindigkeit hinsichtlich der x-Komponente für 3 verschiedene Wassertiefen und Ausgangsgeschwindigkeiten V 10cm/s und V 40cm/s 117
- Abb. 57: Kolkbildung in der Uferböschung nach Durchströmung eines Teiches mit $0,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ über 24 Stunden (August 2002) (Quelle: Autoren) 118
- Abb. 58: Strömungsverhältnisse im Teich bei Ventilatorbetrieb an der Techoberfläche. Gemittelte Reststromwirkvektoren im Uferbereich (oben), am Hang und an der tiefsten Stelle eines Versuchsteiches aus dreidimensional erhobenen Messdaten. 119
- Abb. 59: Aufbau der für Tracerversuche verwendeten Rinne 6 in der Außenanlage der FSA, Leitfähigkeitsmessung an Pos 1 wurde mit WTW-Messgerät, an Pos 2 mit Nivus-Online-Meßgerät durchgeführt 120
- Abb. 60: Schematische Darstellung der Messerfassung für die Tracerversuche 120
- Abb. 61: Ermittelte Kennlinie des Motorblendenschiebers von Rinne 6 bei kleiner Ventilöffnung. Die angegebenen Strömungsgeschwindigkeiten beziehen sich auf ein mittleres Füllvolumen (ca. 400 l) des Mischbehälters 121
- Abb. 62: Leitfähigkeits- und TOC-Werte nach Zugabe von 400 l UO-Wasser bei voller Ventilöffnung, Fließgeschwindigkeit 0,266 m/s (1 Umlauf = 406 s), FFT=Glättung mittels Fast-Fourier-Transformation 121
- Abb. 63: Leitfähigkeits- und TOC-Werte nach langsamer Zugabe von 400 l UO-Wasser bei Ventilöffnung, 2, 6 % (mittlerer Volumenstrom 0,9 l/s) Fließgeschwindigkeit 0,267 m/s (1 Umlauf = 405 s), FFT=Glättung mittels Fast-Fourier-Transformation 122
- Abb. 64: Zugabe von 400 g Na-Citrat mittels Feindosiereinrichtung bei höchster Dosiergeschwindigkeit. 123
- Abb. 65: Stoffausbreitung in der Fließrinne, Beruhigungsteiche ohne bzw. mit glatten Holzplatten (zur Sedimentsimulation) ausgelegt. 124
- Abb. 66: Verteilungsverhalten von Natriumcitrat (Zugabe ca. 700 g, Fließgeschwindigkeit: 0,1 m/s) in der Fließrinne mit Sediment, ohne Online-Messtechnik. 125
- Abb. 67: Schematische Darstellung der Testverfahren zur biologischen Abbaubarkeit und des Simulationsgegenstandes 127
- Abb. 68: Faktoren zur Umrechnung von Screening-Testergebnissen in Abbauraten bzw. Halbwertszeiten (Quelle: TGD 1996) 127



Abb. 69: Vergleich Leitfähigkeitsmessung und TOC-Messung nach Zugabe von Na-Citrat, Fließgeschwindigkeit 0,067 m/s, Beruhigungsbecken mit glatten Holzplatten, FFT = Glättung mittels Fast-Fourier-Transformation	128
Abb. 70: TOC-Messung über einen Zeitraum von 6 Tagen nach Zugabe von Na-Citrat, Fließgeschwindigkeit 0,067 m/s, Beruhigungsbecken mit glatten Holzplatten, Glättung über gleitenden Mittelwert (da Zeitabstände nicht äquidistant)	129
Abb. 71 Vereinfachte schematische Teichdarstellung mit Probenahmestellen (x) der Sonderuntersuchung in den Teichen 4 und 8.	131
Abb. 72: Prozentuale Zooplanktonverteilung von Copepoden, Cladoceren, Rotatorien, Makroinvertebraten an 10 verschiedenen Probenahmestellen und das gesamte Becken (Mittelwert aller 10 Probenahmestellen) in Teich 4 vom 04.06.02.	132
Abb. 73: Prozentuale Zooplanktonverteilung von Copepoden, Cladoceren, Rotatorien, Makroinvertebraten an 10 verschiedenen Probenahmestellen und das gesamte Becken (Mittelwert aller 10 Probenahmestellen) in Teich 8 vom 04.06.02.	133
Abb. 74: Zeitverlauf der Konzentrationsabnahme von Metazachlor in der Fließrinne sowie die Bildung seiner Metabolite	140
Abb. 75: Zeitverlauf der Konzentrationsabnahme von Metazachlor im Teich sowie die Bildung seiner Metabolite	141
Abb. 76: Zeitlicher Verlauf des Pegelstandes in Rinne 5 sowie der Konzentration von BH479-4 in Rinne und Teich (Sekundärachse)	142
Abb. 77: Zeitlicher Verlauf des Pegelstandes in Rinne 5 sowie der Konzentration von Chloracetoxyldid in Rinne und Teich	143
Abb. 78: Zeitlicher Verlauf der on-line gemessenen Temperatur in Rinne F5 sowie der Konzentration an Chloracetoxyldid in Rinne und Teich	143
Abb. 79: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von BH479-6 in der Rinne und im Teich vom 17. bis 63. Tag des Versuchs	144
Abb. 80: Sauerstoffkonzentration und Trübung in der Fließrinne F R8 (FSA Außenanlage). Versuch 1 (09.09. - 30.09.2002)	150
Abb. 81: Globalstrahlung und Sonnenscheindauer an der Fließrinne F R8 (FSA Außenanlage). Versuch 1 (09.09. - 30.09.2002)	151
Abb. 82: Überlebensrate von <i>E. coli</i> , intestinalen Enterokokken und Bakteriophagen in der Fließrinne F R8 (FSA Außenanlage) nach Befüllung mit 10% kommunalen Abwasser. Versuch 1 (09.09. - 30.09.2002)	151
Abb. 83: Sauerstoffkonzentration und Trübung in der Fließrinne (FSA Außenanlage F R8). Versuch 2 (07.10. - 05.11.2002)	152
Abb. 84: pH-Wert und Wassertemperatur in der Fließrinne (FSA Außenanlage F R8). Versuch 2 (07.10. - 05.11.2002)	153



Abb. 85: Globalstrahlung und Sonnenscheindauer an der Fließrinne F R8 (FSA Außenanlage). Versuch 2 (07.10. - 05.11.2002)	153
Abb. 86: Überlebensrate von <i>E. coli</i> , intestinalen Enterokokken und Bakteriophagen in der Fließrinne F R8 (FSA Außenanlage) nach Befüllung mit 10% kommunalen Abwasser. Versuch 2 (07.10. - 05.11.2002)	154
Abb. 87: Holzverschalung, eingesetzte Rohrglanzgrasmatten und Sedimentfallen (Quelle: Autoren)	157
Abb. 88: Lage der ADV-Messtransekte in den Beruhigungsbecken	158
Abb. 89: Strömungsprofile bei 60 cm/s Ausgangsgeschwindigkeit. Ergebnisse der ADV-Strömungsmessungen für jeweils 3 Messtiefen bei den eingestellten Ausgangsgeschwindigkeiten von 60, 30 und 10cm/s.	159
Abb. 90: Messdatensatz für prozentuale Geschwindigkeitsveränderung nach Einbau von Rohrglanzgras auf der Basis von Geschwindigkeitsmessungen ohne Einfluss von Vegetation; für Ausgangsgeschwindigkeiten 10, 30 und 60 cm/s; Transekt 1- 5; Messtiefe 12, 22cm unterhalb Wasseroberfläche und 2,5 cm oberhalb Sohle	160



Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Rechtliche relevante Stoffgruppen (Anzahl, rechtliche Regelungen mit Guidance Paper, Discussion Paper)	9
Tab. 2:	Zusammensetzung des Roh- und Betriebswasser vom Wasserwerk in Marienfelde sowie Mittelwerte der Wasserzusammensetzung in den Fließrinnen (H R1-R8) und Teichen (H T1-T8) der FSA (30.07.02)	40
Tab. 3:	Nachgespeiste Wasservolumina zum Ausgleich der Verdunstungsverluste der Fließrinnen- und Teichsysteme der FSA im Jahr 2002	41
Tab. 4:	Übersicht der vom Wasserwerk zur FSA gelieferten Wassersorten, -qualitäten und -mengen	43
Tab. 5:	Düngung (Termine und Dosierung) mit Makro- und Mikronährstoffen der Hallen- und Außenanlage	52
Tab. 6:	Messserien - Standard-Probenahme (Zeitraum März Oktober 2002)	54
Tab. 7:	Anzahl der physikalisch-chemischen und biologischen Analysen einzelner Parameter der Fließrinnensysteme (FSA) im Zeitraum 19.03.- 15.10.2002 (Stichtag Vorlage Daten 22.11.02)	55
Tab. 8:	Anzahl der Online-Messdaten einzelner Parameter der Fließrinnensysteme (FSA) differenziert nach Hallen- und Außenanlage im Zeitraum 01.03.-31.10.2002	56
Tab. 9:	Wichtige Maßnahmentermine in Bezug auf die Erstellung des Gleichtaktes	74
Tab. 10:	Morphometrische und hydrologische Kenndaten des Baitzer Bachs bei Lüsse (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark) (Quelle: eigene Messungen)	84
Tab. 11:	Hydrologische Kenndaten der Plane bei Golzow der Jahre 1992 und 1997 (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark)	86
Tab. 12:	Morphometrische und hydrologische Kenndaten der Plane (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark) (Quelle: eigene Messungen 2002)	86
Tab. 13:	Morphometrische Kenndaten des Rotheputzfuhs (Berlin-Mariendorf, Britzer Straße)	88
Tab. 14:	Morphometrische Kenndaten des Sees im Britzer Garten Rotheputzfuhs (Berlin-Mariendorf, Britzer Straße, Sangerhauser Weg)	90
Tab. 15:	Vergleich physikalisch-chemischer Parameter zwischen den Fließgewässern FSA Halle Rinne 1- 8 (19.03. - 15.10.2002), dem Baitzer Bach bei Lüsse (21.05. - 15.10.2002) und Plane Bach bei Gömnigk (21.05. - 15.10.2002)	93
Tab. 16:	Vergleich physikalisch-chemischer Parameter zwischen den Stillgewässern FSA Halle Teiche 1- 8 (19.03. - 15.10.2002), dem See im Britzer Garten (21.05. - 15.10.2002) und dem Rotheputzfuhs nahe Britzer Straße (21.05. - 15.10.2002)	98



Tab. 17:	Makroinvertebraten ($\geq 0,4$ mm Körpergröße) je Greiferprobe ($=0,0225 \text{ m}^2$) in Rinne HR 1 (Beruhigungsbecken 1) und H T1 (je Hallenanlage) sowie Rinne FR 4 (Beruhigungsbecken 1) und H F4 (je Außenanlage) (Probenahme:14.11.02)	108
Tab. 18:	Allgemeine Vor- und Nachteile von Innen- und Außenanlagen	110
Tab. 19:	Zusammenstellung der durchgeführten Tracer-Versuche zur Ermittlung des Einflusses von Geschwindigkeit und Rinnengestaltung	126
Tab. 20:	Wassertemperaturen im Teich F5 (Standardmessprogramm)	142
Tab. 21:	Zeitlicher Verlauf der Konzentration von Metazachlor und der Metabolite BH479-1, Chloracetoxyldid, Bis-Xylidin und BH479-4 im Wasser der Rinne F5 an den Probenahmestellen A, B, C	146
Tab. 22:	Zeitlicher Verlauf der Konzentration von Metazachlor und der Metabolite BH479-1, Chloracetoxyldid, Bis-Xylidin und BH479-4 im Wasser von Teich F5 an den Probenahmestellen M, N, O	147
Tab. 23:	Besuche bei Personen oder Einrichtungen im Zusammenhang mit dem Bau und Betrieb von Mesokosmen	163
Tab. 24:	Besucher der Fließgewässer-Simulationsanlage	164
Tab. 25:	Für 2003 geplante Projekte mit Externen in der Fließgewässer-Simulationsanlage	165
Tab. 26:	Poster und Vorträge auf Fachtagungen	166



1 Zusammenfassung

Mit einer zweijährigen Einfahrphase wurde am 1. März 2001 die Fließgewässer-Simulationsanlage (FSA) des Umweltbundesamtes in Betrieb genommen, mit der sich fließende, stehende und durchströmte Gewässer (Flussseen) mit den darin befindlichen aquatischen Lebensgemeinschaften weitgehend nachbilden lassen.

Die FSA zählt zu den großen Modell-Ökosystemen (Mesokosmen), die Bindeglieder zwischen den vereinfachten und leicht zu kontrollierenden Laborversuchen und Freilandexperimenten (Feldstudien) darstellen. In der FSA lassen sich Untersuchungen unter naturnäheren, kontrollierteren Bedingungen bei gleichzeitig laborähnlich optimalen Beprobungsmöglichkeiten durchführen. Der Zweck von Mesokosmenexperimenten ist es u.a., gezielt Stoffe oder Mikroorganismen einzubringen, um ihre Wirkung auf Flora und Fauna festzustellen und Aussagen über ihre Verteilung und ihre Stabilität zu machen. Dabei kann es sich um Stoffe handeln, die mit gereinigtem, kommunalem Abwasser (z.B. Arzneimittel, hormonell wirksame Stoffe), mit dem oberflächlichen Abfluss bei Niederschlagsereignissen (z.B. Pflanzenschutzmittel) oder nach Stör- bzw. Unfällen in Oberflächengewässer gelangen können. Die Anlage soll zukünftig für Kontroll- und Plausibilitätsüberprüfungen der Daten Dritter eingesetzt werden und die Kompetenz bei der Mitwirkung des Amtes bei der Zulassung von Stoffen und Formulierungen stärken sowie in wissenschaftlicher Unterstützung des BMU zur Weiterentwicklung und Konsolidierung umweltrechtlicher Regelungen beitragen.

Die FSA ist eine neue, technisch anspruchsvolle und große Versuchseinrichtung, deren Handhabung und Feinabstimmung für den wissenschaftlichen Betrieb zunächst in einer Einfahrphase erprobt werden musste. Bei vielen Bestandteilen der Anlage, wie zum Beispiel der Steuerungssoftware, handelt es sich um spezielle Einzelanfertigungen, über deren Betrieb keine praktischen Erfahrungen oder Bedienungsanleitungen vorlagen. Diese Anlagenteile wurden erst während der Einfahrphase den wissenschaftlichen Erfordernissen angepasst, es wurden Betriebserfahrungen gesammelt und die Handhabung in einem technischen Handbuch festgehalten. Es wurden zahlreiche Funktionstests, z.T. in Verbindung mit technischen Abnahmen durchgeführt und festgestellte Mängel von den verantwortlichen Firmen behoben. Einige der technischen, physikalischen und biologischen Programmpunkte der Einfahrphase konnten daher - abweichend vom ursprünglichen Programm - erst mit Verzögerung in Angriff genommen werden.

In der Einfahrphase wurden die Einflüsse der Anlage auf die für Versuchs- und Testzwecke aufgebauten aquatischen Systeme erfasst, da sehr viele Randparameter, wie z.B. die Beleuchtung, die Dosierung gelöster Stoffe, die Strömungsverhältnisse in den Fließrinnen und Teichen anlagenspezifisch sind und daher nur experimentell ermittelt werden konnten. Die Kenntnis dieser anlagenspezifischen Randparameter ist zwingend erforderlich, um ihren Einfluss auf die Ergebnisse von Versuchen und Prüfungen schätzen und berücksichtigen zu können. Aufbauend auf hydraulischen Prüfungen wurden z.B. eine naturnahe Wassenumwälzung in den Teichsystemen geschaffen, die Uferstabilität für verschiedene Strömungsgeschwindigkeiten ermittelt und zur Optimierung des Systems Einbauten in den bepflanzten Beruhigungsbecken vorgenommen. Mit Tracerversuchen konnten Kenngrößen für Stoff- und Flüssigkeitsdosierungen verschiedener Szenarien ermittelt und die Beprobungsstrategie auf der Basis experimenteller Ergebnisse optimiert werden.

Die technisch einwandfreie Steuerung ist somit gesichert und damit auch der Grundbetrieb der Anlage, die u.a. über 16 Fließrinnen mit einer Gesamtlängstrecke von 1,6 km, 16 Teiche sowie über ein ca. 5 km langes Rohrleitungsnetz mit über 60 Pumpen und 360 Schieberventi-



len einschließlich der dazugehörigen Messtechnik verfügt. Der Abschlussbericht und das technische Handbuch (s. Anhang Kap. 1) sollen sowohl interne als auch externe Nutzer der FSA in die Lage versetzen, sich mit den Möglichkeiten der Anlage vertraut zu machen und auf der Basis dieser Informationen und Kenndaten, eine realitätsnahe Versuchs- und Projektplanung sowie einen reibungslosen Versuchsablauf zu gestalten. Auf diese Weise werden Fehlerquellen in Versuchen minimiert und Kosten reduziert.

Neben der Schaffung der technischen Voraussetzungen galt es auch, die Infrastruktur für biologische und chemische Analysen mit der dazugehörigen Organisation (Beprobungspläne, Analysenvorschriften, Qualitätssicherung, etc.) aufzubauen, um Daten zur Interpretation der Versuche und zur Beobachtung der Fließ- und Teichsysteme erzeugen zu können. Dazu zählt auch das begleitende Messprogramm mit 41 gemessenen oder abgeleiteten biotischen und abiotischen Standardparametern, um wesentliche physikalische, chemische und biologische Prozesse erfassen und ggf. frühzeitig eingreifen sowie Ergebnisse interpretieren zu können. Ein weiterer Schwerpunkt der Einfahrphase waren der Aufbau der biologischen Systeme, die Beobachtung und Steuerung ihrer biologischen Entwicklung und Schaffung des physikalischen, chemischen und biologischen Gleichtaktes (d.h. die Parallelentwicklung vom Aufbau her identischer, aber voneinander getrennter Systeme). Das systematische Vorgehen während der Einfahrphase erlaubt, unerwünschte Entwicklungen auf ihre Ursachen zurückzuführen und zu beheben. Für zukünftige Konzentrations-Wirkungsversuche sind so die wichtigsten Grundvoraussetzungen geschaffen worden, einen Gleichtakt der Systeme zu erzielen, der für den im Mai 2003 vorgesehenen Versuch mit einem Herbizid benötigt wird.

Weiterhin wurde ein Vergleich mit realen ausgewählten Fließ- und Teichgewässern (Referenzgewässer) unter dem Aspekt der Übertragung von Versuchsergebnissen auf natürliche Systeme (Abbildbarkeit von Freilanduntersuchungen) durchgeführt. Der Vergleich der in der FSA erhobenen Parameter mit denen aus den Referenzgewässern zeigte generell eine gute Abbildbarkeit verschiedener Gewässertypen (Teiche und Fließgewässer) in der Anlage. Zur Behebung größerer Abweichungen, die in der Mehrzahl nur einen der beiden simulierten Gewässertypen betrafen, wurden geeignete Anpassungen (biologisches, chemisches und technisches Management) der Versuchssysteme zur besseren Abbildbarkeit der Simulationsgegenstände in die Wege geleitet, da die Ursachen für signifikante Abweichungen konkret beschreibbar waren.

Es konnten grundsätzliche Erkenntnisse gewonnen werden, die bei Mesokosmenstudien im Allgemeinen zukünftig mehr Beachtung finden müssen und in der Literatur so noch nicht thematisiert wurden:

Dem Einfluss des Sediments auf den Gleichtakt von Mesokosmensystemen wurde - im Unterschied zur Etablierung der FSA-Systeme während der Einfahrphase - bisher nur wenig Beachtung geschenkt. Es ist daher nicht verwunderlich, wenn die Systeme in diesen Fällen - schon durch Fehler bei der Auswahl und Einbringung des Weichsediments bedingt - nicht längerfristig im Gleichtakt gehalten und wegen der oft hohen Variabilität der Ergebnisse keine validen Aussagen in Bezug auf Schadstoffwirkungen getroffen werden können. Das Sedimentmanagement, insbesondere der Fließsysteme, wird daher zukünftig von besonderer Bedeutung sein.

Eine umfangreiche Literaturstudie im Rahmen der Anpassung und Optimierung der Lichtsituation über den Teichen der FSA zeigte, dass nur in sehr wenigen Mesokosmenstudien die Lichtverhältnisse zufriedenstellend beschrieben, geschweige denn die Un-



terschiede des Lichtregimes in den einzelnen Systemen untersucht wurden. Die Ergebnisse der Einfahrphase belegen den großen Einfluss dieses Parameters.

Weiterhin hat sich gezeigt, dass die in der FSA vorhandenen technischen Einrichtungen zum Transport planktonhaltigen Wassers und zur Durchmischung der einzelnen Wasserkörper untereinander geeignet und sehr wichtig sind, um einen Gleichtakt in Bezug auf die wasserchemischen und biologischen Parameter herstellen zu können. Dieses Beispiel zeigt den großen Einfluss der technischen Voraussetzungen auf die Etablierung und das Management großer Mesokosmen.

Während der Einfahrphase sind neben dem Aufbau und der Vorbereitung von Mesokosmen für Wirkungsprüfungen drei Einzelversuche mit je verschiedener Fragestellung angelaufen und teilweise schon abgeschlossen worden.

Verhalten und Verbleib eines herbiziden Wirkstoffes

Die am 16. September 2002 gestartete Zudosierung des Herbizides Metazachlor in einer Fließrinne und einem separaten Teich der Außenanlage zeigte, dass die Halbwertszeit (d.h. die Stabilität des Wirkstoffes) im Oberflächenwasser unter naturnahen Bedingungen mehr als 2 und 4 mal so hoch ist, wie bei Laborversuchen mit Wasser-Sedimentsystemen ermittelt. Pflanzenschutzmittel können bei (Abdrift) oder nach ihrer Anwendung (Oberflächenabfluss, etc.) in Gewässer gelangen. Im Vergleich zu Feldversuchen sind - abgesehen davon, dass eine gezielte Kontamination realer, unbelasteter Oberflächengewässer indiskutabel ist - solche Versuche in der FSA erheblich kontrollierbarer und daher auch einfacher zu interpretieren.

Einfluss von Umweltfaktoren auf mikrobielle Indikatoren und Krankheitserreger in Gewässern

Im Rahmen des zweiten Einzelversuches wurde vom UBA-Fachgebiet II 2.4 (L, S) (Mikrobiologie, Parasitologie) die Absterberate mikrobieller Indikatoren und Krankheitserreger in einer Fließrinne und einem damit verbundenen durchströmten Teich der Außenanlage untersucht. Die Überwachung von freien Badegewässern nach hygienisch-mikrobiologischen Gesichtspunkten findet anhand von mikrobiellen Indikatoren (Indikatorbakterien und -viren) statt. Bei deren Anwesenheit oder einer Überschreitung von bestimmten vorgegebenen Konzentrationen dieser Indikatoren wird die Präsenz auch von Krankheitserreger in solchen Konzentrationen angenommen, die die Gesundheit badender Personen gefährdet. Dabei sind Indikatoren wie *Escherichia coli* (*E. coli*) und intestinale Enterokokken selbst keine Krankheitserreger, sondern in der Regel harmlose Bewohner des menschlichen Darmes. Die bisher durchgeführten Versuche in einem System der FSA lassen erkennen, dass bestimmte Viren (Bakteriophagen) resistenter gegenüber Umwelteinflüssen sind als die beiden bakteriellen Indikatoren *E. coli* und intestinale Enterokokken. Diese vorläufige Schlussfolgerung muss in zukünftigen Versuchen verifiziert werden. Besonders wichtig ist die Fragestellung, ob die bakteriellen Indikatoren geeignet sind, um als Warner vor viralen Krankheitserregern zu fungieren. Die hier erhaltenen Ergebnisse scheinen dagegen zu sprechen. Weitere Versuche, insbesondere in der warmen Jahreszeit (Badesaison) werden die offenen Fragen beantworten helfen.



Hochwasser-Simulation (Stoffretention von Flußauen)

Der dritte Einzelversuch wurde im Rahmen der Kooperation mit einer Arbeitsgruppe der FU Berlin (Prof. Ergenzinger, Inst. für Geographische Wissenschaften, Angewandte Geographie) durchgeführt. Hintergrund für diesen Versuch ist die Renaturierung von Flüssen und Auen, die angesichts der jüngsten Hochwasserereignisse und auch mit Blick auf die Europäische Wasserrahmenrichtlinie neue Aktualität bekommt. Während eines Hochwassers findet ein komplexes Wechselspiel zwischen Vegetation, geomorphologischer Struktur des Flussbettes, Strömung, Sedimentation und Erosion statt. Eine entscheidende Bedeutung kommt dabei der Vegetation zu, da sie sowohl den Verlauf eines Hochwassers als auch die Filterfunktion einer Aue maßgeblich beeinflusst. Die durch Vegetation modifizierten Abfluss- und Strömungsbedingungen prägen die Verteilung der Sedimente im Überschwemmungsbereich und bieten für bestimmte Pflanzen einen Standort- und Sukzessionsvorteil. In Ergänzung zu Freilanduntersuchungen am Oberrhein, die im Rahmen des EU-Projektes RipFor (*Hydraulic, Ecological and Sedimentological Problems of a Multifunctional Riparian Forest Management*) von der Freien Universität Berlin durchgeführt werden, konnten die Strömungsverhältnisse in Beständen von Gräsern gemessen werden, die in Beruhigungsbecken einer Fließrinne der Außenanlage eingebracht worden waren. Entgegen der Annahme, dass die Geschwindigkeit mit zunehmender Wassertiefe immer weiter abnimmt und sich einem Nullpunkt nähert, zeigten die Messungen, dass es sohlnah (d.h. am Gewässergrund) zu einer erneuten Beschleunigung des Wasserkörpers kommt. Sollten sich die Befunde bestätigen, wäre beispielsweise zu schlussfolgern, dass Gräser zwar Erosion verhindern, aber deren lineare Anordnung im Rahmen von Renaturierungsarbeiten eine Instabilisierung mit sich bringen würde. Derartige Detailuntersuchungen sind in Feldstudien aus technischen Gründen nicht durchführbar, sondern lassen sich nur in Versuchsanlagen wie der FSA realisieren.

Die Anlage hat sich in Hinblick auf das abzuarbeitende Programm und dem sehr anspruchsvollen Zeitrahmen der Einfahrphase bereits als beherrschbar und - der Grundkonzeption folgend - als vielseitig einsetzbar erwiesen. Kompetenz konnte erarbeitet und gesichert werden, die durch externe Vergabe von Aufträgen oder Vorhaben so nicht erreichbar oder verfügbar gewesen wäre.



2 Einleitung

2.1 Projekt „Einfahrphase Fließgewässer-Simulationsanlage (FSA)“

Nach baulicher Abnahme der FSA und noch während der anschließenden Funktionsprüfungen wurde mit der Einfahrphase der Anlage begonnen. Nach Abschluss der Einfahrphase soll ein kontinuierlicher Übergang in die Routinenutzung folgen. Für die Inbetriebnahme der FSA wurde die Organisationsform eines Projektes gewählt, um den Betrieb der FSA im Umweltbundesamt als Querschnittsaufgabe etablieren zu können. So konnte fachbereichsübergreifend das Know-how aus dem Bereich der Chemikaliensicherheit und Stoffbewertung mit Arbeitstechniken der Umweltbeobachtung und *vice versa* verknüpft werden. Die Einrichtung des Projektes ist Bestandteil der Planung experimenteller Arbeiten im Umweltbundesamt, die das Ziel verfolgt, die vorhandenen Ressourcen in aufgabenkritisch bewerteten, prioritären Schwerpunkten zusammenzufassen. Die in der UBA-Hausanordnung Nr. 1/2001 vom 1. März 2001 beschriebenen Ziele des Projektes waren:

Sicherung des Grundbetriebes

Erarbeitung von Kenngrößen

Erstellung eines technisch-wissenschaftlichen Handbuches als Dokumentation der notwendigen Informationen und Kenngrößen zur Planung von Projekten

Durchführung von Untersuchungen zu Fragen der Übertragung von Versuchsergebnissen auf natürliche Systeme (Abbildbarkeit von Freilanduntersuchungen)

Überprüfung der Stabilität und Dynamik von Mesokosmen¹ sowie dem Gleichtakt identischer Systeme

Vergleiche mit Laborversuchen, die z.B. im Rahmen der Stoffprüfung Anwendung finden

Erläuterungen der Ziele

In der Einfahrphase galt es zunächst, den Grundbetrieb zu sichern und Kenngrößen zu erarbeiten, um die Möglichkeiten der FSA genauer kennen zu lernen und in einem technisch-wissenschaftlichen Handbuch wichtige Informationen und diese Kenngrößen zur Planung von Projekten zu dokumentieren. So sollen mögliche Fehlerquellen in späteren Versuche minimiert und dadurch Kosten reduziert werden. Dabei wurde eine Versuchsplanung verfolgt, bei der zwar die Erarbeitung der Kenngrößen und des technisch-wissenschaftlichen Handbuches für den Betrieb im Vordergrund stand, bei der aber durchaus schon wichtige und neue wissenschaftliche Erkenntnisse zum Verhalten und Verbleib von Stoffen sowie zu Fragen der Umwelthygiene gewonnen wurden. Die Auswahl der durchgeführten Arbeiten und Versuche orientierte sich an den seit vielen Jahren beschriebenen Untersuchungszielen (s. Bericht IV2/V3 vom 17.05.98 an BMU, Bericht BfH-07211/2001 vom 13.10.00). Ziel der Einfahrphase war es auch, die Anlage für die Bearbeitung eines komplexeren Untersuchungsgegenstandes vorzubereiten (Wirkung eines Pflanzenschutzmittels in Oberflächengewässer, s.u.), mit dem nach

¹ Mesokosmen sind große, physikalisch begrenzte, sich ökologisch über einen längeren Zeitraum weitgehend selbsterhaltende Versuchssysteme, in denen ganze Lebensgemeinschaften und ihre Reaktion auf gezielte Störungen unter mehr oder weniger kontrollierten, naturnahen Verhältnissen beobachtet werden können. Die für Mesokosmen erforderliche Mindestgröße wird in der Literatur unterschiedlich angegeben. Nach Crossland *et al.* (1992) und Hill *et al.* (1994) beginnt der Mesokosmen-Maßstab bei künstlichen Fließsystemen bei einer Länge von mehr als 15 m. Die Grenze für Teiche liegt bei 15 m³ (Crossland *et al.* 1992).



Abschluss der Einfahrphase begonnen werden soll, um damit generell die Kompetenz des Amtes bei der Zulassung von Chemikalien (Wirkstoffen) und Zubereitungen (Formulierungen) zu stärken. Bei der Auswahl eines geeigneten Pflanzenschutzmittels ging es primär nicht darum, wissenschaftliches Neuland hinsichtlich der Untersuchung des Stoffverhaltens zu beschreiten, sondern einen geeigneten exemplarischen Untersuchungsgegenstand für den Beginn wirkungsbezogener Versuche mit der FSA zu finden. Einige Pflanzenschutzmittelwirkstoffe erfüllen diese Kriterien. Sie können nach ihrer bestimmungsgemäßen Anwendung Umweltkompartimente erreichen, in denen ihr Auftreten und ihre Wirkung nicht erwünscht sind. Nach der baulichen Fertigstellung der FSA wurden Einflüsse der Anlage auf die für Versuchszwecke aufzubauenden Systeme erfasst, da sehr viele Randparameter, wie z.B. die Beleuchtung, die Dosierung gelöster Stoffe, die Strömungsverhältnisse in Fließrinnen und Teichen oder bepflanzten Beruhigungsbecken anlagenspezifisch sind und daher experimentell ermittelt werden müssen. Bei Kenntnis dieser Randparameter wird es bei den zukünftigen Versuchen und Prüfungen möglich sein, deren Einfluss auf die Ergebnisse zu berücksichtigen. Die Biozönosen (Lebensgemeinschaften) natürlicher Gewässersysteme zeichnen sich durch eine jeweils spezifische Vorgeschichte sowie eine hohe Variabilität in Raum und Zeit aus. Beides ist bei Simulationen in Mesokosmen für die Vergleichbarkeit der Versuchsansätze untereinander und mit dem Simulationsgegenstand in der Natur besonders zu beachten. Auch diese Randparameter und Kenngrößen wurden in der Einfahrphase berücksichtigt. Zur Sicherung des Grundbetriebes gehörte es auch, die Steuerung der Anlage technisch einwandfrei zu gewährleisten. Ein über 5 km langes Rohrleitungsnetz mit über 60 Pumpen und über 360 Schieberten muss störungsfrei betrieben werden.

2.2 Einsatz von Mesokosmen in der Ökotoxikologie

Mesokosmen² (Definition s. auch Fußnote 1) sind in der Ökologie schon seit langem bewährte Modell-Ökosysteme. Sie sind größer und komplexer als Mikrokosmen und stellen das Bindeglied zwischen dem sehr stark vereinfachenden Laborversuch und dem überaus komplexen Freiland dar. Für den aquatischen Bereich können Ausschnitte aus Teichen, Seen und Flüssen simuliert werden. Man unterscheidet Ausschnitte aus der Wassersäule (Limnocorrals), Behälter als Sediment-Wasser-Modelle, Modelle für Fließgewässer und Experimentierteiche (Fent 1998). In der FSA können alle vier Typen sowie Kombinationen davon untersucht werden. Die ersten Publikationen über Experimente in Fließgewässer-Mesokosmen erschienen bereits in den 30er Jahren. In dieser Zeit sind vornehmlich die Selbstreinigungsvorgänge studiert worden (Liebmann *et al.* 1969). Grundlegende Arbeiten zu diesem Themenbereich lieferten Wuhrmann und Eichenberger (1980).

Um 1970 wurden Mesokosmen zunehmend in der ökotoxikologischen Forschung eingesetzt und stellen neben den aus statistischen, ethischen und sicherheitstechnischen Gründen problematischen Freilandexperimenten die höchste Stufe der empirischen Verfahren zur Risiko-

² Mesokosmen eignen sich wegen des großen Aufwandes bei Einrichtung, Unterhalt und Beprobung/Analyse vor allem für Untersuchungen zum Verhalten und Verbleib von Schadstoffen bzw. Mikroorganismen. In besonderen Fällen ist bei entsprechender Replikationsmöglichkeit (Parallelansätze) und der Anwendung neuester multivariater Auswertetechniken allerdings auch eine weitergehende Stoffprüfung mit Blick auf Veränderungen der Lebensgemeinschaften möglich (Kedwards *et al.* 1997, van den Brinck *et al.* 2000). Mesokosmen sollen eine wirklichkeitsnähere Berteilung ökotoxikologischer Effekte als Labortests und Mikrokosmos-Experimente erlauben (Caquet *et al.* 2000).



bewertung dar. Die Dimensionen dieser Systeme erlauben es, die Untersuchung aller Trophieebenen (inkl. Fische) in relevanten, naturnahen Populationsgrößen vorzunehmen. Die Reaktion einer Population auf eine Schadstoffexposition im Süßwasser wird durch die Populationsdichte und daraus resultierenden Grad der intraspezifischen Interaktion verändert (Liess 2002). Nachdem Experimente mit Mesokosmen in der Ökotoxikologie zwischenzeitlich aufgrund des hohen Bau-, Betriebs- und Untersuchungsaufwandes und der starken Variabilität der Systeme kritisch betrachtet wurden, ist in den letzten Jahren - nicht zuletzt aufgrund der mittlerweile zur Verfügung stehenden Auswerte-Software für multivariate Verfahren – wieder ein Trend hin zu Mesokosmen-Studien zu beobachten (vgl. u.a. Crane *et al.* 1999, Dyer & Berlinger 1999, Geest *et al.* 1999, Kersting & Wijngaarden 1999, Culp *et al.* 2000, Review von Girling *et al.* 2000, Kreutzweiser *et al.* 2002, Lizotte *et al.* 2002).

Für die Risikoabschätzung der Wirkung von Stoffen in aquatischen Systemen wurden in der Regel keine fließenden, sondern stehende Gewässer als Modellsysteme eingesetzt. In zwei kürzlich abgehaltenen internationalen Workshops sind Richtlinien für den Einsatz von Teich- und Fließgewässer-Mesokosmen im Risk Assessment erarbeitet worden (Campell *et al.* 1999, Giddings *et al.* 2002). Campell *et al.* (1999) gibt Versuchen in Teich-Mesokosmen wegen der einfacheren Handhabbarkeit und Interpretierbarkeit den Vorzug. Dem steht entgegen, dass Fließsysteme mit ihrem anderen Artenspektrum ideal für Driftuntersuchungen sind (Caquet *et al.* 2000).

Gleich zu Beginn der Einfahrphase der Fließgewässersimulationsanlage wurden die Einsatzmöglichkeiten der Anlage um den wichtigen Simulationsgegenstand der „Stehenden Gewässer“ erweitert, um möglichst umfassend auf die kommenden internationalen Entwicklungen vorbereitet zu sein. Die FSA bietet dafür außerordentlich gute Voraussetzungen, wie der Vergleich zu anderen in Deutschland betriebenen Anlagen (s. Anhang 4.1) zeigt. So können die Teichmesokosmen mit Uferzone für den Simulationsgegenstand "kleines stehendes Gewässer" oder ohne Uferzone für den Simulationsgegenstand "See" betrieben werden. Die Bedeutung dieser Möglichkeiten wurde erst kürzlich wissenschaftlich bestätigt (Williams *et al.* 2002): In kleinen, zylindrischen, nicht überdachten Teichmikrokosmen von 1,5 m Durchmesser und 1 m Wassertiefe waren im direkten Vergleich mit kleinen, natürlichen Stillgewässern in Großbritannien deutlich weniger Käfer-, Wanzen- und Köcherfliegenarten vertreten. Als Ursache vermuten die Autoren das Fehlen eines Ufers in den Testsystemen. Ferner waren die Pflanzenansammlungen in künstlichen und natürlichen Systemen aus demselben Grund sehr unterschiedlich. Stoffprüfungen in derartigen Mikrokosmen, wie sie derzeit vermehrt eingesetzt werden, haben für diesen Simulationsgegenstand demnach eine nur sehr begrenzte Aussagekraft.

Neben den nationalen Anlagen in Deutschland (vgl. Anhang 4.1) gibt es Mesokosmenanlagen auch in anderen Ländern. Zu den von Berghahn (1996) genannten Fließgewässermesokosmen sind u.a. zwei große Anlagen in Frankreich (INERIS und TotalFinaElf) und eine Grabenmesokosmenanlage in den Niederlanden hinzugekommen. Die meisten Mesokosmen zur Simulation sowohl fließender als auch stehender Gewässer werden aber nach wie vor in Nordamerika betrieben.

Ein Einwand gegen den Einsatz von Mesokosmen in der Stoffprüfung ist, dass sich große Ökosysteme in Bezug auf ihre Biozöosen und Prozesse auch bei identischer Behandlung und ohne Schadstoffzugabe auseinander entwickeln können. Bei einer unterschiedlichen Entwicklung in den zu vergleichenden Systemen wäre die Beurteilung der Schadstoffwirkung in Experimenten außerordentlich erschwert, da die verschiedenen Systeme nicht mehr als Parallel-



ansätze betrachtet werden könnten und die statistische Streubreite stark ansteigen würde. Um die Bedeutung dieses Faktors in unserer Anlage in Vorbereitung auf mögliche Stoffprüfungen zu überprüfen, wurde schon in der Einfahrphase eine bisher nicht durchgeführte, direkte Vergleichsuntersuchung von Teich- und Fließgewässer-Mesokosmen begonnen, um unmittelbar vergleichbare Daten für die Eignung der beiden Systeme zu erheben. Unter Berücksichtigung der begrenzten Zahl der Parallelansätze (8 Replikate) wurde das experimentelle Design so ausgerichtet, dass eine auf logarithmisch-lineare Regression oder auf multivariate Verfahren basierte Auswertung zum Vergleich der Dynamik in den Lebensgemeinschaften möglich war. Im ersten Schritt soll dieser Ansatz der Untersuchung zum Gleichtakt von physikalisch, chemischen und biologischen Parametern aller parallel betriebenen Systeme dienen, in einem zweiten Schritt können bei der Stoffprüfung Kontroll- und Versuchsansätze mit verschiedenen Schadstoffkonzentrationen verglichen werden.

Der zunächst schwerpunktmäßige Einsatz zur Erfassung der Stabilität und Dynamik der Mesokosmen sowie des Gleichtaktes im unbelasteten Zustand von 8 Teichen und 8 Rinnen in der Halle der FSA bot sich auch an, weil

vor allem im Außenbereich mit Schäden nach dem ersten Winter gerechnet werden musste und es deshalb aus Gewährleistungsgründen bei allen GFK-Teilen problematisch gewesen wäre, hier mit den Versuchen zu beginnen,

Erfahrungen mit der Außenanlage im Winterbetrieb fehlten,

infolge des eng gesetzten Zeitrahmens und der aus den bisherigen Verzögerungen bei der Fertigstellung der FSA resultierenden Notwendigkeit die Bepflanzung der Anlage außerhalb der Vegetationsperiode erfolgen musste und

in der Halle überdies die besseren Möglichkeiten der experimentellen Kontrolle gegeben waren.

Dieser Ansatz wurde auch mit Externen, u.a. Dr. van den Brinck (DLO, Wageningen, Niederlande) und anlässlich einer Statistik-Schulung (initiiert vom Fachbereich „Chemikaliensicherheit und Gentechnik“ zur fachlichen Weiterentwicklung des Vollzugs bei der Stoffzulassung) mit Fachleuten aus der TU Aachen und der Fraunhofer Gesellschaft diskutiert. Danach sind je 8 identische Systeme die Mindestzahl für derartige Studien, um die Anforderungen für die statistischen Auswertungen der Versuchsdaten zu erfüllen.

Das auf den Gleichtakt der Systeme und die Abbildbarkeit speziell zugeschnittene Untersuchungsprogramm der Einfahrphase war mit 41 gemessenen bzw. abgeleiteten biotischen und abiotischen Standardparametern im Vergleich zu Programmen an anderen Mesokosmenanlagen mit maximal 18 gemessenen bzw. abgeleiteten Parametern außerordentlich umfangreich (s. Kap. 3.2.8 Aufbau des Standardmessprogramms). Eine so umfangreiche analytische Begleitung schien jedoch geboten, um die wesentlichen physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse in den Versuchsteichen wie auch den Fließrinnen im Rahmen der Einfahrphase "Fließgewässer-Simulationsanlage" hinreichend zu erfassen.

2.3 Stellung der Mesokosmen im Rahmen der stoffrechtlichen Prüfung

Im Folgenden wird ein kurzer Überblick gegeben, welche Stoffgruppen für den Einsatz in Mesokosmen-Versuchen prinzipiell in Frage kämen, wie die Prinzipien zur Risikobewertung



von Substanzen allgemein konzipiert sind und welche Stellung Mesokosmen-Versuche im Rahmen stoffrechtlicher Risikobewertungsverfahren bzw. Zulassungen aufweisen.

2.3.1.1 Relevante Stoffgruppen

Tab. 1: Rechtliche relevante Stoffgruppen (Anzahl, rechtliche Regelungen mit Guidance Paper, Discussion Paper)

Stoffgruppe	Anzahl Substanzen, Präparate	Rechtliche Regelungen, Guidance und Discussion Paper
Altstoffe	(ca. 100.000 Substanzen, davon 30.000 S. mit >1 t/a, 5.000 S. mit > 100 t/a), davon prioritäre: 141 HPVS (High Production Volume Substances; >1000 t/a) seit 1994 mit Risikobewertung (EU KOM 2001)	Verordnung 793/93, Verordnung 1488/94, TGD 1996, TGD 2001 (Draft)
Neustoffe	>>2015 Substanzen davon 800 mit Risikobewertung (Stand 2002) (ECB 2002a) seit 1992	67/548/EWG inkl. Anhang VII VIII, Verordnung 793/93, Richtlinie 92/32, Richtlinie 93/67/EEC, TGD 1996
Pflanzenschutzmittel (PSM)	PSM, zugelassen in D: Präparate: 1078, Wirkstoffe: ca. 280 (Stand Nov. 2002) (BBA 2002a, b), EU: Wirkstoffe ca. 800 davon 150 Wirkstoffe seit 1996 mit Risikobewertung (Monographien, ECCO) (jedoch werden ca. 320 Wirkstoffe vom Markt verschwinden (BBA 2002c)	Richtlinie 91/414/EWG inkl. Anhang III
Biozide	883 biozide Wirkstoffe, davon 372 Notifizierungen (je vorläufige Listen) (ECB 2002b, c)	Richtlinie 98/8/EC inkl. TNsG (Technical Notes for Guidance), TGD 2001 (Draft)
Human- und Tierarzneimittel	D (je 1998): Humanarzneimittel: c. 9.440 Präparate mit 2.900 Wirkstoffen Tierarzneimittel: 1998: c. 3.000 Präparate mit 200 Wirkstoffen (Kratz <i>et al.</i> 2000)	Humanarznei: Richtlinie 93/39/EWG, CPMP 2001 Tierarznei: Richtlinie 90/676/EWG, CVMP 1997, VICH 2000
Wasch- und Reinigungsmittel	65.000 Rezepturen, ca. 5.000 neue Produkte/a (UBA 2002a)	WRMG 1987

Bei folgenden Stoffgruppen können prinzipiell Mesokosmen-Versuche für ein Zulassungs- oder Risikobewertungsverfahren herangezogen werden:

Altstoffe

Neustoffe

Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln (PSM)

Wirkstoffe in Human- und Tierarzneimittel

Wirkstoffe in Biozid-Präparaten

Bestandteile in Wasch- und Reinigungsmitteln

Die Tab. 1 gibt einen Überblick über die Anzahl der Substanzen bzw. Wirkstoffe (ggf. auch der Präparate / Formulierungen) sowie die rechtlichen und bewertungs-technischen Grundlagen.



2.3.1.2 Prinzipien der Stoffprüfung / Risikobewertung

Generell wird bei Stoffprüfungen mit einem Stufenverfahren gearbeitet, in dem zunächst mit relativ einfachen Grundinformationen, Testsystemen bzw. Modellansätzen unter konservativen Annahmen eine erste Risikoabschätzung vorgenommen wird, um den technischen Aufwand vergleichsweise gering zu halten.

Werden Risiken indiziert, wird dieses Verfahren verfeinert, in dem zusätzliche und aufwendig zu erhebende Informationen herangezogen werden, die diese Informationsdefizite aufgrund ihrer größeren Realitätsnähe beseitigen sollen.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich im Wesentlichen auf die Risikobewertung von Industriechemikalien (PEC-PNEC-Ansatz; TGD 1996), sind aber prinzipiell auf die Risikobewertung bzw. Zulassung bei anderen stoffrechtlichen Gruppen wie PSM, Biozide usw. übertragbar.

Im Rahmen der Risikobewertung von Altstoffen wird eine Umweltkonzentration (Exposition) durch

Messungen,

Abschätzung des Eintrags oder Modellannahmen (Szenarien)

in verschiedenen Kompartimenten (Emissionen, Aufwandmengen, Monitoring) für spezifische Emissionsquellen abgeschätzt und als sog. Predicted Environmental Concentration = PEC ausgewiesen. Je nach Qualität und Umfang der Datenlage (Einzelmessungen, Modellabschätzungen) ist diese Predicted Environmental Concentration konservativer (kaum spez. Messdaten verfügbar, hohe Unsicherheit) oder weniger konservativ (viele spezifische Messdaten, geringere Unsicherheit) ausgelegt.

Dabei wird auch

das Verhalten zum Abbau und zur Verteilung des Stoffes (physikalisch, chemisch, biologisch) und

seine Mobilität

berücksichtigt.

Die Wirkung dieser Substanz auf Organismen (Effekt) wird mittels ökotoxikologischer Tests an Stellvertreter-Arten aus verschiedenen trophischen Ebenen für die verschiedenen Kompartimente (Wasser, Boden) ermittelt. Dabei wird i.d.R. mindestens je 1 Stellvertreter

der Primärproduzenten (z.B. eukaryotische Algen, Cyanobakterien),

der Sekundärkonsumenten 1. Ordnung (z.B. Wirbellose wie Blattfußkrebse: Wasserfloh) und

der Sekundärkonsumenten 2. Ordnung (z.B. Wirbeltiere: Fisch)

getestet. Zusätzlich werden für bestimmte Funktionen (Kläranlage, Bodenprozesse wie Respiration, Nitrifikation) auch Mikroorganismen berücksichtigt.

Je nach Testdesign können kurzzeitige „starke“ Effekte (Akut-Tests: Wachstumshemmung bzw. Mortalität der Organismen, EC_{50} oder LC_{50}) oder längerfristige „schwache“ Effekte (z.B. chronische Tests: Reproduktionserfolg der exponierten Organismen, NOEC, $LOEC_{10}$) untersucht werden.

I.d.R. handelt sich dabei um sog. Mono-Spezies-Tests, d.h. einzelne, in Zuchten verfügbare und im Test gut einsetzbare Organismenarten werden isoliert und mit maximaler Exposition unter standardisierten Bedingungen im Labor getestet. Die Umweltbedingungen in solchen



Testsystemen sind extrem reduziert. Dies ermöglicht eine gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse bei vergleichsweise geringem experimentellem Aufwand.

Für die weitere Bewertung wird das Testergebnis der empfindlichsten Testart ausgewählt (z.B. LC/EC₅₀ oder NOEC) und mit einem Sicherheitsfaktor verrechnet (sog. Faktorenmodell).

Prinzipiell bleiben bei Einsatz dieser Mono-Spezies-Labor-Daten bestimmte Unsicherheiten bestehen:

Intra- und interspezifische Streubreite der Toxizitätsdaten auf Laborebene (apparative Varianz)

Intra- und interspezifische Streubreite der Arten (biologische Varianz)

Extrapolation von Kurzzeit- auf Langzeiteffekten

Extrapolation von Labor- auf Freilandbedingungen

- inkl. Extrapolation von Mono-Species-Tests auf Ökosystemebene,
- additive, synergistische oder antagonistische Effekte durch die Gegenwart weiterer Substanzen,
- direkte Effekte (Stoffwirkung auf Organismen) und indirekte Effekte (z.B. Veränderungen in den Nahrungsketten)

Diese Unsicherheiten werden durch sog. Sicherheitsfaktoren (Assessment factor, i.d.R. Range 10 - 1000) berücksichtigt, die zur Erniedrigung der niedrigsten ermittelten Wirkkonzentration führen. Bei dieser so berechneten Wirkschwelle soll in der Umwelt langfristig mit Sicherheit noch keine Wirkung einsetzen (Predicted No-Observed Effect Concentration = PNEC).

Je nach Anzahl der getesteten Trophieebenen und der Qualität der vorliegenden Tests (akut oder chronisch) wird ein Sicherheitsfaktor (Assessment factor) zwischen 10 - 1000 verwendet. Auch hier gilt, je mehr Informationen vorliegen, desto geringer die Unsicherheit, desto kleiner der Sicherheitsfaktor.

I.d.R. kann bei Verfügbarkeit eines Standarddatensatzes (3 trophische Ebenen mit 3 langfristigen Tests) ein Sicherheitsfaktor von 10 jedoch nicht unterschritten werden.

Liegt das PEC-PNEC-Verhältnis zwischen 1 und 10 oder bestehen starke Zweifel, dass sich das Umweltverhalten der Substanz generell mit den wenigen und einfachen Testsystemen abbilden lässt, kann ein zusätzlicher experimenteller Aufwand zu einer weiteren deutlichen Verbesserung der Informationslage und damit zu einer weiteren Senkung des Sicherheitsfaktors (<10) führen:

es werden zahlreiche längerfristige Mono-Spezies-Tests, z.B. auch an nicht Standard-Testorganismen, über zahlreiche trophische Ebenen durchgeführt (n>10) und mit Hilfe eines „Spezies Sensitivity Distribution-Ansatzes“ (SSD-approach) berechnet (sog. probabilistisches Modell) (s. TGD 2001, Draft) oder

es wird eine Feldstudie durchgeführt oder

es werden Versuche mit Modellökosystemen (z.B. Mesokosmen) durchgeführt.

2.3.1.3 Position von Mesokosmen-Versuchen im Rahmen der Stoffprüfung bzw. Risikobewertung

Zwar ist die Anzahl der potentiellen Testsubstanzen zum Einsatz in Modellökosystemen groß (Kap. 2.3.1.1, Tab. 1), jedoch werden in der Praxis (s. oben) Mesokosmen-Versuche nur dann



durchgeführt, wenn die Akzeptanz bei Verwendung einfacherer Testsysteme und Modelle gering ist und eine Entlastung durch solche zusätzliche Tests prinzipiell möglich erscheint. Liegen jedoch Mesokosmen-Untersuchungen vor, die den Qualitätsstandards und den Fragestellungen entsprechen, erhalten diese Studien ein so hohes Gewicht im Bewertungsverfahren, dass die Ergebnisse auf der unteren Labor- oder Modellebene stark hinterfragt und relativiert werden können.

Im Rahmen der EU-Risiko-Bewertung von Altstoffen liegen vereinzelt Feldstudien, Enclosure-Versuche (*in-situ* Versuche mit eingedeichten Wasserkörpern im Gewässer) oder Mesokosmen-Versuche vor (z.B. bei der Bewertung von Metallen wie Kadmium). Dies sind jedoch i.d.R. ältere Studien, die oft nicht die Qualitätsstandards aktueller Studien erreichen.

Besonders bei der Pflanzenschutzmittel-Zulassung werden Mesokosmen-Studien derzeit vergleichsweise häufig als sog. Teich-Studien durchgeführt, z.B. wenn das Toxizitäts-Expositionsverhältnis (TER) 100 (bei Akut-Testdaten) bzw. 10 (bei chronischen Testdaten) unterschreitet und damit zunächst Risiken für den Umweltbereich angezeigt werden. Folgende Argumente sprechen für den Einsatz von Mesokosmen-Versuchen bei kritischer Bewertungslage (hier fokussiert auf die Pflanzenschutzmittel-Zulassung) (Streloke 1998):

Die Expositionsbedingungen können an der praxisgemäßen Anwendung im Freiland orientiert werden.

Die Möglichkeit der Wechselwirkung mit biotischen und abiotischen Komponenten ist sehr viel realitätsnäher.

Die Artenanzahl ist größer als bei Labor-Tests.

Auch sog. Non-Standard-Labortestorganismen werden stofflich exponiert und die Wirkung beobachtet.

Neben den direkten Stoffeffekten auf Mortalität und Reproduktion können auch indirekte Effekte (z.B. Nahrungsketteneffekte) beobachtet werden.

Die Dauer der Effekte und eine mögliche Wiedererholung können beobachtet werden.

Die Witterungsbedingungen entsprechen bei *out-door*-Mesokosmen der Freiland-Situation.

Trotz dieser Argumente, die generell eine größere Realitätsnähe in Bezug auf eine Vielzahl von Aspekten aufweisen, darf nicht übersehen werden, dass es sich auch bei Mesokosmen-Versuchen um Modelle handelt, mit denen sich die Freilandsituation nicht im Verhältnis 1:1 abbilden lässt (vgl. auch Diskussion zum CLASSIC-Workshop, Giddings *et al.* 2002):

Mesokosmen-Versuche sind in der Regel nur ein vereinfachtes Modell des Freilandes.

Sie stellen räumlich und zeitlich stets nur einen stark begrenzten Ausschnitt der Freilandsituation dar.

Sie sind durch die Wahl der Versuchsbedingungen (Größe, Wasserzusammensetzung, Herkunft, Beleuchtung, usw.) in hohem Maß gestaltet und sind gegenüber der Vielzahl möglicher Bedingungen im Freiland stark eingeschränkt.

Diese Einschränkungen werden jedoch zu Gunsten
der Steuerungsmöglichkeiten einzelner Parameter,
der einfacheren Interpretation bei überschaubaren Verhältnissen,
der besseren Reproduzierbarkeit (Replikate, Kontrollansätze)
der besseren Zugriffsmöglichkeiten (z.B. bei der Probenahme),
der geringeren Wahrscheinlichkeit anthropogener Störungen und



schließlich grundsätzlicher Vorbehalte, die gegen die gezielte Kontamination größerer unbelasteter Gewässersysteme sprechen,
hingenommen, wenn Mesokosmen-Versuche durchgeführt werden.

3 Aufbau und Etablierung und Ergebnisse zum Verhalten der Versuchssysteme

3.1 Technische Möglichkeiten der Anlage

Die neue Fließgewässer-Simulationsanlage (FSA) des Umweltbundesamtes auf dem Versuchsfeld in Berlin-Marienfelde (s. Homepage: www.umweltbundesamt.de/fsa) bietet vielfältige Untersuchungs- und Testmöglichkeiten auf dem Gebiet der Ökotoxikologie und Umwelthygiene mit aquatischen Mesokosmen (Definition s. Kap. 2 Einleitung), wie sie in Form und Umfang z.Z. kaum anderswo zu finden sind. Es ist beabsichtigt, in den jeweiligen Versuchsanordnungen über längere Zeiträume Wasser zu führen, das mit definierten Schadstoffen bzw. Mikroorganismen (z.B. abwasserbürtigen Viren oder Bakterien) belastet ist. Zweck der Experimente ist es, Verbleib, Verteilung und Wirkungen dieser Stoffe bzw. Mikroorganismen festzustellen, Aussagen über ihre Abbaubarkeit machen zu können und Grenzwerte zu ermitteln.

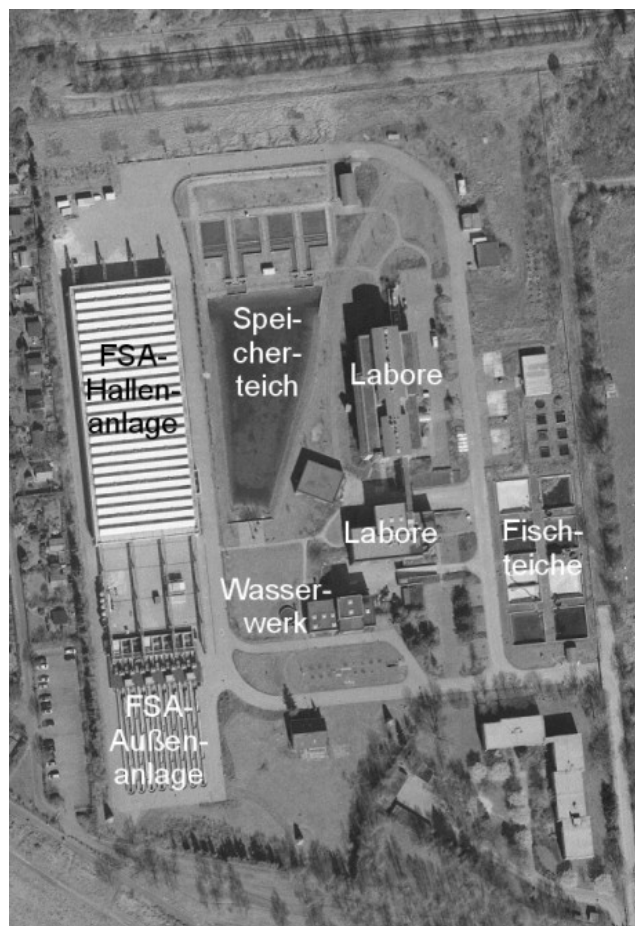


Abb. 1: Luftbildüberblick des Versuchsfeldes Marienfelde (Umweltbundesamt) mit der Fließgewässer-simulations-Anlage (FSA) sowie weiteren Gebäuden und Einrichtungen (Quelle: SenStadt Bildflug 2002, No. 691, Ausschnitt, ergänzt, © [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2002](#))



Abb. 2: Fließrinnen und Teiche der Außenanlage der FSA (Quelle: Autoren)

Die FSA zeichnet sich durch folgende Besonderheiten aus:

Flexibilität durch Modulbauweise

Es können durch die vielfältigen Verschaltungsmöglichkeiten der insgesamt 16 modular aufgebauten, bis zu 100 m langen Fließrinnensysteme und 16 Teiche verschiedenste Gewässertypen (inkl. des häufigen Typs „durchströmte Seen/Teiche“) abgebildet werden. Zusätzlich ist die Fließgeschwindigkeit in den weiten Grenzen zwischen 0,02 bis 0,8 m/s frei wählbar. Für Messungen in der fließenden Welle, z.B. zum Testen von Auswirkungen durch Punkteinleitungen, stehen insgesamt 1,6 km Fließstrecke zur Verfügung. Die Flexibilität der Anlage ermöglicht die Fokussierung der Untersuchungen auf kritische Zusammenhänge und ökotoxikologische Endpunkte (strukturelle oder funktionelle Parameter zum Nachweis einer Wirkung). Es handelt sich um modellhafte Systeme, die basale Zusammenhänge scharf abbilden und u.a. Basisdaten für Extrapolation (Modellierung) liefern können.

Simulation von fließenden und stehenden Gewässern

Es können sowohl fließende Gewässer in den 16 Fließrinnen als auch stehende Gewässer in den 16 Teichen simuliert werden. Die Teiche können jederzeit sowohl mit als auch ohne Uferbereich, entsprechend den aktuellen Richtlinien (SETAC 1992, Crossland *et al.* 1992, Campell *et al.* 1999, Giddings *et al.* 2002), eingerichtet werden und liegen damit innerhalb der Definition von Mesokosmen für stehende Gewässer mit natürlichen Uferverhältnissen (kleine stehende Gewässer) als auch ohne Uferinfluss



(große Seen). Gleichwohl wurde der historisch bedingte Name „Fließgewässer-Simulationsanlage“ für die gesamte Anlage vorerst beibehalten.

Wählbare Realitätsnähe (Hallen- und Außenanlage im Freiland)

Jeweils 8 Fließrinnen und Teiche sind in einer Halle untergebracht, die durch künstliche Beleuchtung und Heizung/Be- und Entlüftung eine weitgehende, gezielte Beeinflussung der Versuchsparameter Temperatur und Licht gestattet. Darüber hinaus sind andere Faktoren wie z.B. der Laubeintrag oder die Wasserzirkulation in stehenden Gewässern antreibende Wind in den Teichen vollständig steuerbar. In der Außenanlage können Experimente unter naturnäheren, aber weniger kontrollierten Bedingungen durchgeführt werden (Abb. 2, Abb. 3).

Statistische Sicherung durch ausreichende Anzahl von Replikaten

Die Anlage bietet die Möglichkeit der Untersuchung von maximal je 8 Parallelansätzen in der Hallen- und in der Außenanlage und verfügt damit - im Gegensatz zu anderen Anlagen in Deutschland – über Grundvoraussetzungen für eine statistische Sicherung der erzielten Ergebnisse. Noch bis Mitte der 90er Jahre wurde allgemein davon ausgegangen, dass Mesokosmen wegen einer begrenzten Anzahl von Parallelansätzen (Replikaten) und einer infolge der größeren Naturnähe höheren Variabilität nur für Untersuchungen zum Verhalten und zum Verbleib von Schadstoffen (Fate-Studien) und nicht für Effektstudien geeignet seien. Durch die Entwicklung der statistischen Wissenschaften sind neuere Auswerteprogramme (CANOCO = **CAN**onical **C**ommunity **O**rdination, PRC = **P**rincipal **R**esponse **C**urves) verfügbar, mit denen nunmehr die Veränderungen in der ganzen Lebensgemeinschaften analysiert und auf statistische Signifikanz geprüft werden können. Mit 8 Replikaten sind Mindestanforderungen für multivariate statistische Auswertungen von experimentellen Versuchsdaten zu schadstoffbedingten Verschiebungen in aquatischen Lebensgemeinschaften mit CANOCO erfüllt (Kedwards *et al.* 1997, Dr. van den Brinck, DLO Wageningen, Niederlande, mündl. Mitteil.) und gleichzeitig der Untersuchungsaufwand und die Kosten für Einrichtung von Mesokosmen bei Stoffprüfungen auf das Minimum beschränkt.

Wählbare Wasserqualitäten

Die Mesokosmen werden im Gegensatz zu einer Reihe von Mesokosmen-Anlagen auf der Welt nicht mit Flusswasser, sondern mit Grundwasser gespeist. Der Vorteil der Verwendung von aufbereitetem Grundwasser liegt in der weitaus besseren Kontrollierbarkeit der Abläufe in den Versuchssystemen: Ein unkontrollierter Eintrag von Schadstoffen und Organismen aus stromauf gelegenen Bereichen kann so ausgeschlossen werden. Gleichwohl kann die Wiederbeimpfung kontaminierter Flussabschnitte aus weiter stromauf gelegenen Bereichen induziert werden – und zwar kontrolliert aus den Kontrollsystemen der FSA. Eine solche Option ist wichtig, weil sie in Natur üblich ist und daher in Untersuchungen zur Erholung der Systeme nach Exposition nicht fehlen darf. Das Grundwasser wird aus 3 Brunnen auf dem Versuchsfeld Marienfelde gewonnen, in seiner Zusammensetzung regelmäßig überwacht und kann im betriebseigenen Wasserwerk den Versuchsanforderungen entsprechend aufbereitet werden. Neben dem Einsatz als unbehandeltes Grundwasser ist die Entfernung von Eisen und Mangan mög-

lich. Darüber hinaus kann eine Enthärtungs- sowie eine nach geschaltete Umkehrosmoseanlage (UO) Wasser mit reduzierter Wasserhärte bzw. verringertem Ionengehalt liefern. Durch Einspeisung von deionisiertem Wasser in die Anlage kann See- und Flusswasser mit natürlich vorkommenden niedrigen Leitfähigkeiten simuliert werden.



Abb. 3: Fließrinnen und Arbeitsplattform der Hallenanlage der FSA (Quelle: Autoren)

Austausch mit Grundwasser in beiden Richtungen simulierbar.

Grundwasserkontakt kann zwar in einigen wenigen anderen Anlagen auf der Welt ebenfalls untersucht werden, allerdings nur in Richtung vom Gewässer zum Grundwasserleiter (absteigend), wie er z.B. bei der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat von Bedeutung ist. In natürlichen Gewässern ist aber abhängig vom Abflussregime und vom Grundwasserstand auch häufig ein Eindringen von Grundwasser (aufsteigend) zu beobachten, das großen Einfluss auf den Chemismus und die Biologie dieser Gewässer und damit auf die Remobilisierung von Schadstoffen haben kann.

Realitätsnahe Versuche mit kommunalem Abwasser.

Neben diffusen Einträgen von Mikroorganismen und Schadstoffen in die Gewässer geht in Deutschland angesichts des hohen Anschlussgrades von über 90% der Haushalte und Gewerbe ein Großteil der Gewässerbelastung von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen („Kläranlagen“) als Punktquellen aus. Schadstoffe und Mikroorganismen werden in diesen biologischen Reaktoren auch bei genauester Einhaltung des derzeitigen Standes der Technik oft verändert. Das Ergebnis einer ökotoxikologischen Prüfung der Ausgangssubstanzen kann in diesen Fällen kaum zur Abschätzung des Ri-

sikopotentials herangezogen werden. Die in diesem Zusammenhang erforderliche größere Realitätsnähe bei der ökotoxikologischen Prüfung bestimmter Stoffe und bei aktuellen Fragen der Umwelthygiene kann erstmalig in der FSA dadurch hergestellt werden, dass das Versuchsfeld Marienfelde seit 1978 - zunächst über Anschluss an das Klärwerk Marienfelde, dann an eine Hauptdruckleitung - Zugang zu kommunalem Abwasser der Berliner Wasserbetriebe hat.

Online-Messungen in Wasser und Sediment.

Die FSA ist mit verfahrbaren Messbühnen ausgestattet, die über ein mit Mikrosonden (u.a. Optoden) ausgestattetes, teils computergesteuertes Profilersystem räumlich hoch auflösende Tiefenprofilmessungen relevanter Parameter in Wasser und Sediment von Teichen und Fließrinnen ermöglichen. Darüber hinaus sind in jeder der 16 Fließrinnen Messeinrichtungen zur Online-Erfassung eingebaut, deren Daten automatisch durch die Leitwarte erfasst und zentral abgespeichert werden (Abb. 4).



Abb. 4: Leitwarte der FSA (Quelle: Autoren)

3.1.1 Aufbau der Hallen- und Außenanlage

3.1.1.1 Fließrinnen

Im Rahmen des Projektes "Einfahrphase Fließgewässer-Simulationsanlage" wurde die Anlage so aufgebaut, dass das Wasser innerhalb jeder Fließrinne im Kreislauf geführt wurde (Abb. 5., Abb. 6). Jede Fließrinne bestand aus 28 Standardmodulen (L=300 cm, B=100 cm, Füllhöhe 45 cm max.) mit trogartigem Querschnitt. Zusätzlich wurden 4 im Querschnitt rechteckig erweiterte sog. Beruhigungsbecken (L=300 cm, B=120 cm, T=115 cm) eingebaut. An den

Fließkehren der Rinnen befanden sich jeweils zwei Viertelrundmodule bei Fließrinnen-Betrieb ohne Kopplung an einen Teich (alle Rinnen der Hallenanlage, Rinnen 1, 4, 5 und 6 der Außenanlage). Die gesamte Fließstrecke je Rinne (ohne Ankopplung an Teich) beträgt in dieser Konstellation etwa 100 m (105,4 m) bezogen auf Rinnenmitte). Das Leervolumen der Rinnen beträgt ca. 50 m³ (ohne Sand und Weichsediment).

Bei Kopplung mit einem Teich wurden gerade Übergangsmodule zwischen Rinne und Teich eingebaut (nur Außenanlage Systeme 2, 3, 7 und 8, s. Abb. 6).

Die Module sind aus einem Glasfaser verstärktem Kunststoff mit gehärteter Gelcoat aufgebaut und jeweils 1,15 m über Bodengrund aufgestellt. Jede Rinne verfügt über eine aus Edelstahl gefertigte Schneckenpumpe, mit der sich Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,02 bis 0,8 m/s einstellen lassen. Auch größere Fische können ggf. die Schneckenpumpe unbeschadet passieren.

Insgesamt wurden alle 8 Fließrinnen der Hallenanlage und die Fließrinnen 3 (mit Teich gekoppelt), 4 und 5 der Außenanlage für die im Kap. 3 beschriebenen Versuche eingesetzt. Die übrigen Fließrinnen dienten für kurzzeitige Einzelversuche (Kap. 4) bzw. zum Animpfen und Haltern von Organismen.

Die Temperaturregelung der Hallenanlage wird in Kapitel 3.1.2 beschrieben. Zur Beleuchtung der Fließrinnen in der Hallenanlage s. Kapitel 3.1.3.

3.1.1.2 Versuchsteiche

Acht parallel angeordnete Teiche in der Halle und 8 identisch aufgebaute Systeme in der Außenanlage (ebenfalls GfK-Verkleidung, L=690 cm, B=325 cm, H=250 cm) dienen der Simulation von stehenden Gewässern. Jeder Versuchsteich weist ein Leervolumen von ca. 60 m³ auf.

Diese Teiche können isoliert ("Teich- oder Seesimulation") oder durch Anschluss an die nächstliegende Fließrinne auch als Simulationsgegenstand "durchströmter Teich bzw. See" gefahren werden (Abb. 5, Abb. 6). Durch Öffnen von Verbindungsschotts kann zwischen benachbarten Teichen ein ständiger Wasseraustausch erfolgen.

Die Abmessungen der Teiche erlauben die Einrichtung einer ausgedehnten Uferzone mit daran anschließendem terrestrischen Bereich. Über eine Drainage kann auf- bzw. absteigender Grundwasserkontakt simuliert werden. Über einen unter Teichsohle abgesenkten Gang können an je 6 Porenwasserentnahmelanzen Uferfiltratproben entnommen werden.

Die Temperaturregelung der Hallenanlage wird in Kapitel 3.1.2 beschrieben. Zur Beleuchtung der Versuchsteiche in der Hallenanlage s. Kapitel 3.1.3.

3.1.1.3 Online-Messtechnik, Profiler-Systeme, Dosiereinrichtungen

Bei allen Fließrinnen der Hallen- und Außenanlage können synchron Daten erhoben und gespeichert werden (Lage der Online-Messstationen s. Abb. 5 und Abb. 6):

Online: Wasserstand, Fließgeschwindigkeit, Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Werte, elektrische Leitfähigkeit, Trübung,

TOC (gesamter organischer Kohlenstoff),

optional: BSB (biochemischer Sauerstoffbedarf); TNb (Gesamt-Stickstoff).

Aufbau der Fließgewässersimulationsanlage (FSA) - Hallenanlage Einfahrphase 2002

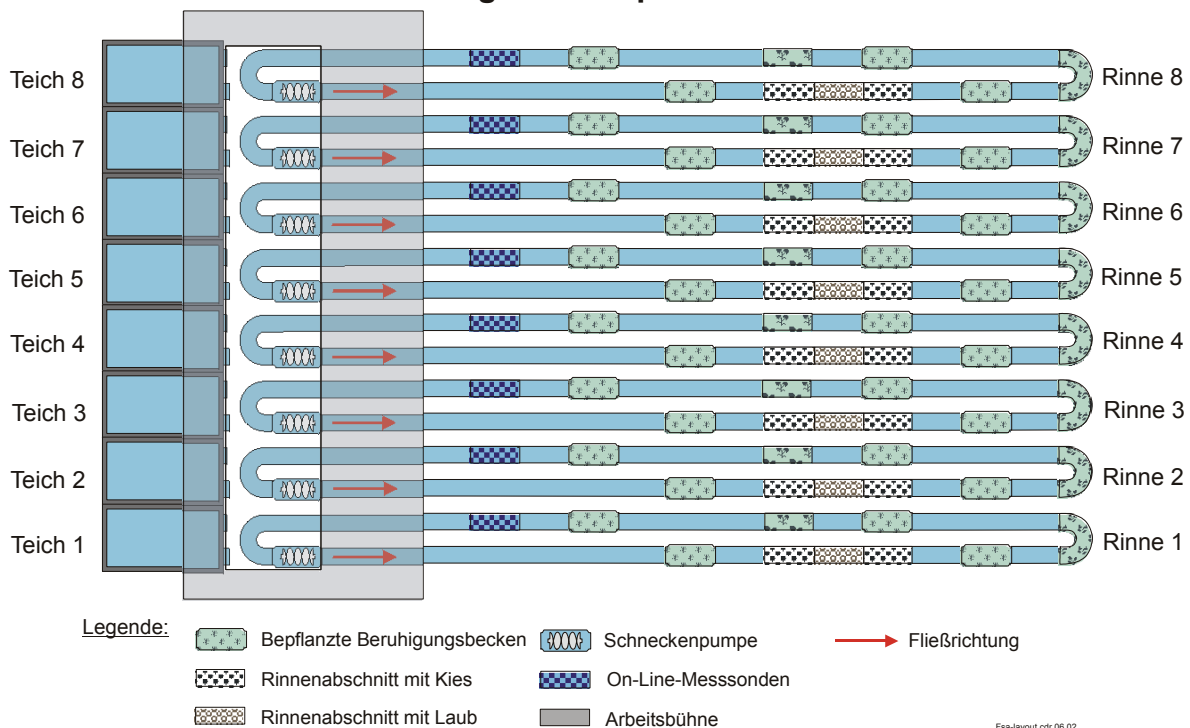


Abb. 5: Hallenanlage der Fließgewässersimulationsanlage. Aufbau 2002.

Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, hochauflösend O_2 -Gehalt, Redox-Potential und pH-Wert im Sediment- und Wasserkörper zu messen. Bei diesen Untersuchungen werden Mikrosonden eingesetzt, die von verfahrbaren Bühnen mit Hilfe von computergesteuerten Profilern reproduzierbar im Wasser, im Sediment und in der Kontaktschicht positioniert werden können.

Die Flüssigkeitsströme für das Dosieren und Einmischen von Betriebswasser aus dem Wasserwerk des Versuchsfeldes, mechanisch behandeltem, kommunalem Abwasser aus der Druckleitung der Berliner Wasserbetriebe, biologisch behandeltem Abwasser aus der hauseigenen Modellkläranlage, voll entsalztem Wasser zum Ausgleich der Verdunstungsverluste, zu prüfenden Umweltchemikalien und/oder Mikroorganismen

sowie die verschiedenen Verschaltungen der Fließrinnen und Teiche untereinander werden in der Leitwarte über Computer gesteuert.

Weitere Details sind dem ausführlichen Technischen Handbuch (Anhang Kap. 1) zu entnehmen.

Aufbau der Fließgewässersimulationsanlage (FSA) - Außenanlage Einfahrphase 2002

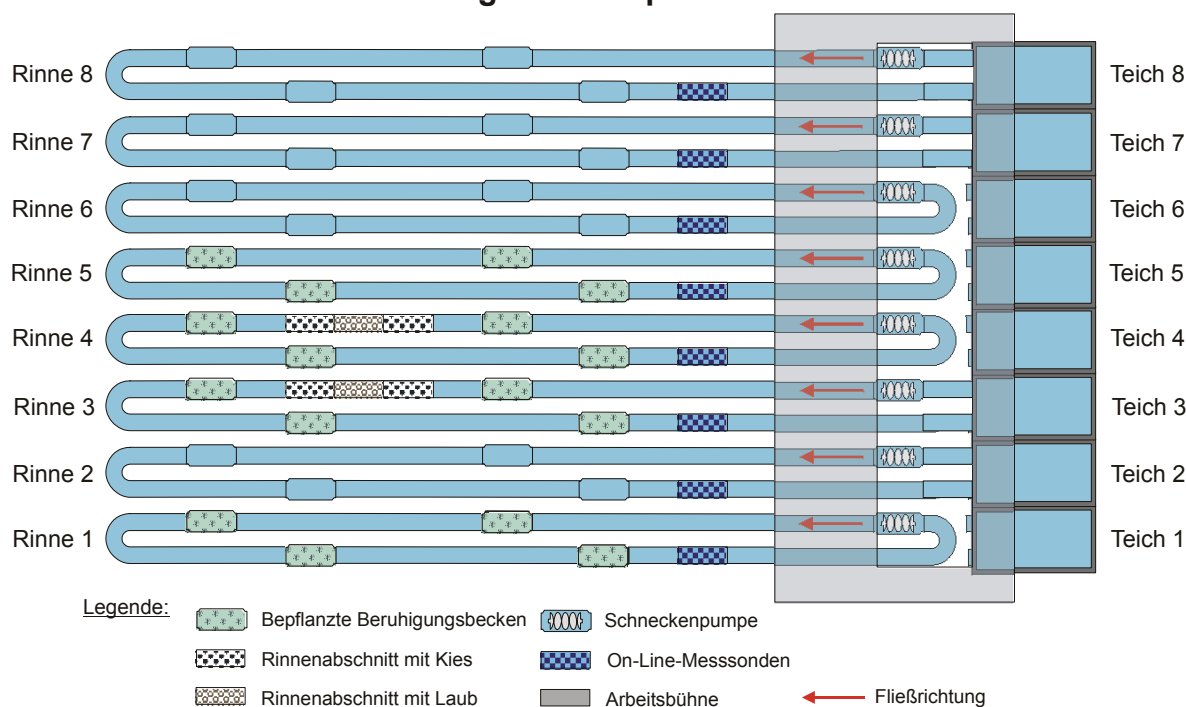


Abb. 6: Außenanlage der Fließgewässersimulationsanlage. Aufbau 2002.

3.1.2 Temperaturregelung (Hallenanlage)

Für den ganzjährigen Betrieb der Fließrinnen und Versuchsteiche in der Halle ist es erforderlich, eine Temperaturregelung sowohl für den Sommer- als auch für den Winterbetrieb einzurichten. Die Temperatur in den Versuchssystemen hat großen Einfluss auf die Entwicklung der Organismen und der biologisch-chemischen Prozesse. Daher sind folgende Punkte zu beachten:

Sommerbetrieb: Die Hallentemperatur sollte im Bereich von 16 °C bis 25 °C gehalten werden. Durch eine Entlüftung³ bei gleichzeitiger Luftnachströmung mittels Abluftventilatoren bzw. Dachklappen wird erreicht, dass warme, aufsteigende Luft aus der Halle abtransportiert wird und kühlere Luft nachströmen kann.

Winterbetrieb: Die Hallentemperatur sollte 8 °C i.d.R. nicht unterschreiten. Die auf der gesamten Hallenfläche eingebaute Fußbodenheizung direkt unter den Fließrinnen ermöglicht eine effektive Beheizung⁴ der Halle.

³ Die Halle wird über 32 Abluftanlagen gleicher Größe mit Luftnachströmung über Seiten-Klappfenster und über automatisch zu öffnende Fenster entlüftet. Diese Abluftanlagen sind in 8 Lüftergruppen mit je 4 Einzellüftern unterteilt. Jede Anlage besteht aus einem Kanalventilator, welcher auf Gummikompensatoren befestigt ist, einer Jalousieklappe mit Stellantrieb, einem Kanal- und einem Rohrschalldämpfer und Lüftungskanalteilen, welche mit Armaflexmatten isoliert wurden. Jede Anlage ist an ein Wetterschutzgitter angeschlossen. Die Regelung der Lüftung geht von Feuchte-/Temperaturfühlern aus. Die acht Lüftergruppen werden in vier Bereiche (Nord-Süd-Achse) zusammengefasst und jeweils einzeln über den entsprechenden Fühler geregelt.

⁴ Die gesamte Hallenanlage ist - außer im Bereich der Teiche - mit einer Fußbodenheizung ausgerüstet. Wird der Sollwert unterschritten, geht die Fußbodenheizung in Betrieb. Leitwarte und Labor sind mit einem zweiten Heizkreis (Konvektorheizung) ausgestattet und lassen sich so über Thermostatventile auf die gewünschte Raumtemperatur einstellen. Versorgt werden die beiden Heizkreise über die Kessel der Heizzentrale im Labor-Altbau. Am



Die Heizungs- und Belüftungsregelung wurde von den Mitarbeitern der FSA im Jahre 2002 optimiert. Hierzu wurden z. B. die Außentemperatur als zusätzliche Leitgröße in die Regelung der Belüftung implementiert, um zu verhindern, dass wärmere Luft von außen in die kühlere Halle gelangt. Die Belüftung der Halle erfolgt im Hochsommer hauptsächlich in der Nacht. Durch eine Änderung des Schaltstufenschemas der Ventilatoren konnte die Effektivität der Belüftung gesteigert werden.

Als weitere Maßnahme zur Absenkung der Hallentemperatur im Hochsommer wurden zusätzlich die jeweils drei motorisch betriebenen Krantorklappen auf der Nord- und Südseite der Halle werktags von ca. 6 bis 8 Uhr manuell geöffnet. Da aufgrund des hohen Luftaustausches (Durchzug) diese Maßnahme einen besonders hohen Effekt hatte, wird eine Einbindung der Krantorklappen in die Belüftungsregelung erwogen.

3.1.3 Licht (Hallenanlage)

Während die Versuchssysteme der Außenanlage dem natürlichen Tageslicht ausgesetzt sind und damit ein ausreichendes Pflanzenwachstum garantiert ist, sind die Versuchssysteme in der Hallenanlage mit künstlicher Beleuchtung ausgestattet.

3.1.3.1 Beleuchtung und Lichtklima in den Fließrinnen

Die Fließrinnen in der Hallenanlage verfügen über eine künstliche Beleuchtung in Form von Höhen verstellbaren Lichtbändern, die über die gesamte Fließstrecke angeordnet sind. Die Lichtbänder bestehen aus Leuchtstoffröhren der Lichtfarbe LF 72, die der spektralen Zusammensetzung und Verteilung des natürlichen Lichtes am nächsten kommen.

Planungsseitig wurde eine Beleuchtungsstärke für die Fließrinnen von mindestens 2.000 lx an der Wasseroberfläche für ausreichend angesehen. Diese Ziffer ergab sich aus der Tatsache, dass die Wassertiefe in den Rinnen nur max. 0,4 m erreicht und das Phytoplankton infolge der Wasserdurchwirbelung im fließenden System in der ganzen Wassersäule immer wieder beleuchtet werden kann. Das Phytoplankton kommt daher im Vergleich zu einem stehenden Gewässer (Teich) im ständig durchmischten Wasserkörper mit einer geringeren Beleuchtungsstärke aus. Grundlage für die Bemessung von mindestens 2.000 lx waren Erfahrungen an der gleichfalls eingehausten Fließgewässer-Simulationsanlage der Fa. Procter & Gamble in den USA, die seinerzeit die modernste der Welt war (Schwab *et al.* 1992). In einigen anderen Fließgewässer-Simulationsanlagen wurden abhängig von der Fragestellung z.T. höhere Beleuchtungsstärken gewählt. In den Versuchen von Hansen & Garton (1982) und von Hatakeyama (1989) betrugen sie ebenfalls nur 2.200 bzw. 2.500 lx wie in der FSA des UBA.

Eigene Messungen ergaben eine Beleuchtungsstärke von 3.483 lx an der Wasseroberfläche bei einer Leuchtenhöhe von 0,5 m über den Fließrinnen. Demzufolge wird die bauliche Anforderung von 2.000 lx in den Fließrinnen und den kleinen Beruhigungsbecken der FSA des UBA auch bei Berücksichtigung eines altersbedingten Leistungsverlustes der Leuchtstoffröhren von 20% übererfüllt.

Über jedem Beruhigungsbecken wurden zusätzlich 2 weitere Leuchten montiert, um den dort gepflanzten Makrophyten noch bessere Lichtverhältnisse zu bieten. Die Beleuchtungsstärke

Monitor der Zentrale lassen sich die Anlagenzustände aufrufen, und die Steuerung kann über die Programmoberfläche bedient werden. Änderungen im Regelverhalten sind über die Systemsoftware zu realisieren.



wurde auf diese Weise mehr als verdoppelt (7.513 lx an der Wasseroberfläche bei einer Leuchtenhöhe von 0,6 m). Bezogen auf die photosynthetisch aktive Strahlung (PhAR) lagen die Werte in der Größenordnung der in den Referenz-Fließgewässern an bewölkten Sommertagen erhobenen Werten. Im beschatteten Bereich des Referenzgewässers „Plane“ (3.4.3.1.2) lag die PhAR an diesen Tagen sogar eine Größenordnung niedriger (vgl. Anhang Kap. 4.3.2).

3.1.3.2 Beleuchtung und Lichtklima in den Versuchsteichen

Gemäß Bauplanung waren die Teiche der FSA ursprünglich nur als Teil der Fließrinnen im durchströmten Betrieb konzipiert worden. Dadurch waren sie standardmäßig ebenfalls nur mit Höhen verstellbaren Lichtbänder ausgerüstet.

In der Einfahrphase sollten allerdings für die vorgesehenen Prüfungen sowohl fließende als auch stehende Systeme untersucht werden. Auf diese Weise soll erstmals das für die Risikobewertung von Stoffen mittlerweile international akzeptierte aquatische Modellsystem "stehendes Gewässer" dem derzeit kontrovers diskutierten Modellsystem "fließendes Gewässer" vergleichend gegenübergestellt werden. Der modulare Aufbau der Anlage erlaubte eine kurzfristige und relativ problemlose Anpassung des Versuchsdesigns an die in den Workshops HARAP (1999) und CLASSIC (2000) diskutierten Empfehlungen für den Einsatz von Teich- und Fließgewässer-Mesokosmen im Bereich der stofflichen Risikobewertung (Risk Assessment). Die Einsatzmöglichkeiten der Anlage wurden damit um den sehr wichtigen und breiten Simulationsgegenstand „stehende Gewässer“ erweitert.

Mit der Nutzung der großen Teiche zur Simulation stehender Gewässer wurde für die Versuche in der Mesokosmen-Halle eine sehr viel höhere Beleuchtungsstärke⁵ notwendig, um natürliche Verhältnisse in stehenden Gewässern realitätsnah abbilden zu können. In stehenden Gewässern besteht für Phytoplankter i.d.R. nicht wie in fließenden Systemen die Möglichkeit der vorübergehenden Lichtexposition infolge der Wasserverwirbelung. Auch die stationären Unterwasserpflanzen am Bodengrund wären einer zu geringen Belichtung ausgesetzt. Abhängig von der Wassertrübung und der Wasserfärbung können die tieferen Wasserschichten in stehenden Gewässern oft schlecht durchlichtet sein, was sich angesichts der größeren Wassertiefe in den Teichmesokosmen (1,3 m vs. 0,4 m) besonders negativ auswirken könnte.

Lichtqualität und -quantität hat in aquatischen Systemen einen großen Einfluss auf das Wachstum von Pflanzen (Barko *et al.* 1986): Neben Wasser, Kohlensäure, Stickstoff, Phosphor, einigen Spurenelementen und der Temperatur ist Licht eine Grundvoraussetzung für einen funktionierenden Pflanzenstoffwechsel (vgl. Wetzel 2001, Ris 1992).

Die spektrale Zusammensetzung der Beleuchtung in den Teichen sollte der des natürlichen Lichtes über den gesamten Wellenlängenbereich möglichst ähneln. Vor diesem Hintergrund wurde in einer Literaturanalyse (Anhang Kap. 4.3) geprüft, welche Beleuchtungsstärke aus physiologischer, ökologischer und ökotoxikologischer Sicht mindestens erforderlich ist.

⁵ In der Beleuchtungstechnik wird in der Regel die Beleuchtungsstärke in Lux (lx) angegeben. Sie gibt das Verhältnis des senkrecht auftreffenden Lichtstroms zur Beleuchtungsfläche an. Für die biologischen Betrachtungen ist die gebräuchliche Einheit nicht die Beleuchtungsstärke, sondern die Strahlungsenergie gemessen in J oder W*s, die Energieflussdichte gemessen in W/m² und vor allem die Photonenflussdichte gemessen in mol/m²/s oder E/m²/s (E = Einstein), letztere häufig als PhAR (Photosynthetically Active Radiation) für den bei der Photosynthese relevanten Bereich von 400-700 nm. Die Einheiten sind nicht direkt, sondern nur näherungsweise ineinander umrechenbar, weil die Energie eines Lichtquants von der Wellenlänge abhängt und eine Konvertierung in lx die Sonnenstandshöhe, also den Einstrahlungswinkel berücksichtigen muss.



Zur Simulation von stehenden Gewässern unter künstlichen Lichtverhältnissen liegen nur sehr wenige Erfahrungen vor. Das Fraunhofer-Institut in Schmallenberg beleuchtet seine Mikrokosmen mit 30.000 lx (Dr. Schäfers, pers. Mitteil.), im DLO (Wageningen Niederlande) werden Stoffprüfungen in Mikrokosmen bei einem Licht von nur $120 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, entsprechend etwa 6.000 lx, mit heimischen Unterwasserpflanzenarten durchgeführt, wie sie auch in unseren Versuchen eingesetzt werden (Snel *et al.* 1998, Cuppen *et al.* 2000, Van den Brink *et al.* 2000).

Das einzige Beleuchtungssystem, das derzeit höhere Anforderungen an die Beleuchtungsstärke erfüllt, sind sogenannte HQI-Lampen (HQI = Halogenmetalldampfbrenner). Berechnungen des Herstellers hatten ergeben, dass mit 2 HQI-Lampen á 2000 W eine mittlere Beleuchtungsstärke der freien Wasserflächen in den Teichen von 13.700 lx zu erreichen sei, die deutlich über der bisherigen Beleuchtungsstärke von etwa 2.000 lx lag. Der Isolinien-Darstellung des Herstellers zufolge wäre die mittlere Beleuchtungsstärke von 13.700 lx auf etwa 25% der freien Wasserfläche mit 20.000-26.300 lx deutlich überschritten worden. Der Mittelwert liegt etwa um den Faktor 2 höher als bei den Teichmesokosmen der DLO in Wageningen, was allerdings angesichts der in unseren Teichen größeren Wassertiefe erforderlich ist.

Aus pflanzenphysiologischer Sicht wird für die Haltung von Unterwasserpflanzen eine Lichtstärke von 13.700 lx als ausreichend angesehen (Lampert & Sommer 1993, Wetzel 2001). Eine höhere Beleuchtungsstärke ist nicht erforderlich und auch nicht sinnvoll, da

keine pflanzenphysiologische Notwendigkeit besteht,
die zu beobachtenden biologischen Prozesse abhängig von der Testsubstanz schon von Photooxidation überlagert und so falsch-negative, also im Sinne der Risikobewertung nicht konservative Ergebnisse produziert werden könnten,
die Investitionskosten ein vernünftiges Maß weit überschreiten würden,
die Betriebskosten für die Beleuchtung sich verdoppeln bis verdreifachen würden und
die Auswirkungen einer 30.000-lx-Anlage auf die Raum- und die Wassertemperatur problematisch sein könnten.

Der Einbau von HQI-Lampen entsprechend den Berechnungen des Herstellers wurde mit Vermerk vom 09.04.01 beantragt. Mit Bewilligung der Mittel erfolgte die Vergabe durch das Bundesbauamt I (BBA I) am 29.11.01.

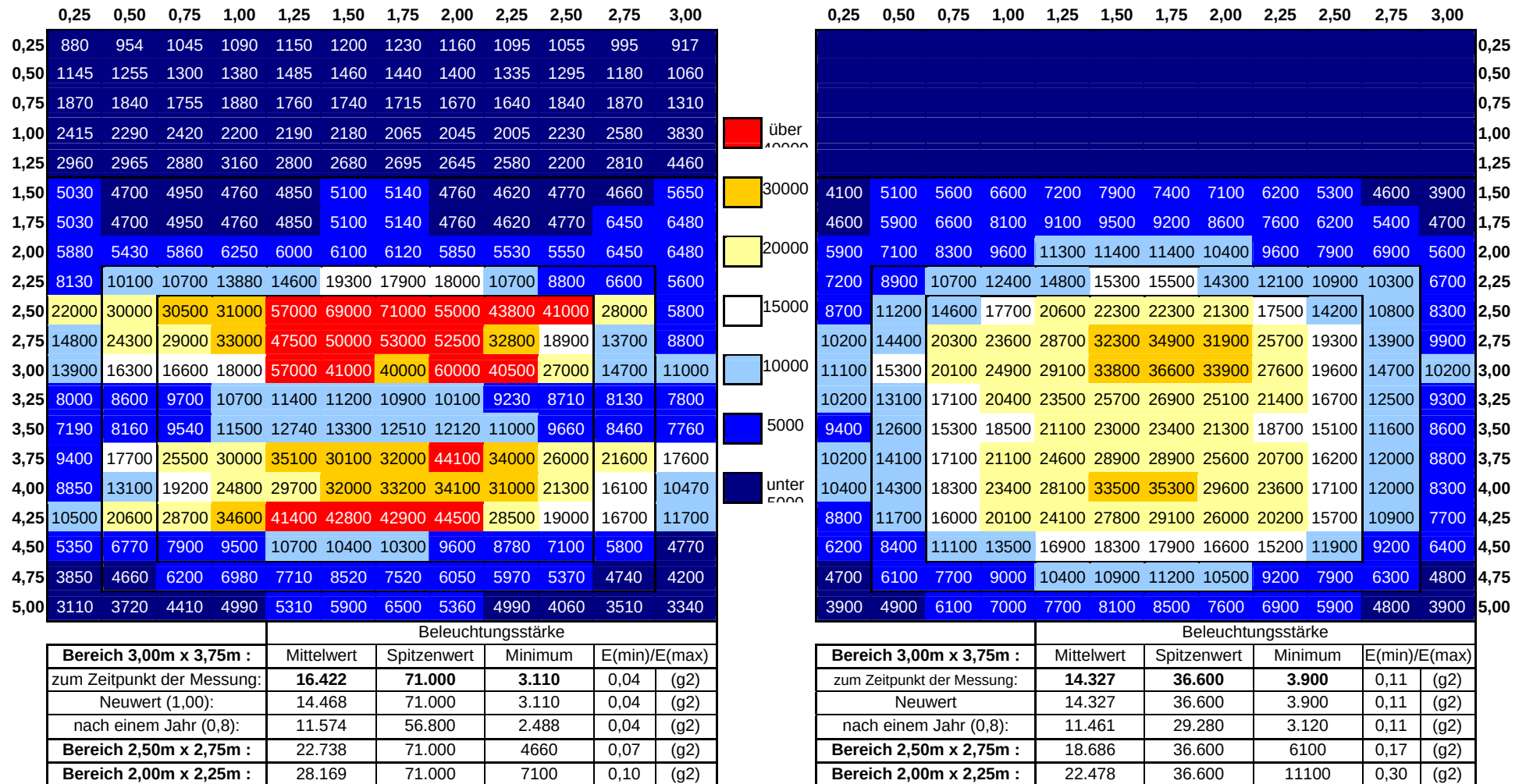


Abb. 7: Lichtverteilung der HQI-Leuchten über den Teichen ohne (links) und mit Satinierung (rechts) der Scheiben (Quelle: Semperlux, November 2002) (Dimensionen nicht maßstäblich verkleinert)



Die Installationsarbeiten wurden plangerecht am 13.03.02 aufgenommen, konnten allerdings erst mit 4-wöchiger Verspätung am 25.04.02 mit der Inbetriebnahme abgeschlossen werden, weil die vom Auftragnehmer installierte Stromversorgung unterdimensioniert war und entsprechend nachgerüstet werden musste. Erste Messungen zur Überprüfung der Erfüllung der Anforderungen wurden von den Mitarbeitern der FSA gemeinsam mit dem Hersteller und unter Anwesenheit eines Vertreters des BBA I bereits am 22.04.02 durchgeführt. Sie ergaben zwar ausreichende mittlere Beleuchtungsstärken in den Teichen, jedoch keine befriedigenden Ergebnisse bei der Lichtverteilung. Die Reflektoren der HQI-Lampen mit ihrer ausgeprägten Lichtstreifenbildung in bestimmten Bereichen des Teiches (Abb. 7) erwiesen sich als ungeeignet, konnten aber aus konstruktiven Gründen nicht getauscht werden. Die vorläufige Inbetriebnahme wurde von dem Hersteller auch ohne Abnahme gestattet, um das Wachstum der in die Teiche eingebrachten Pflanzen nicht noch weiter durch ungenügende Lichtbedingungen zu behindern.

Um die Lichtverteilung auf der Teichoberfläche zu verbessern, wurden versuchsweise vollsattinierte Scheiben (Mattscheiben statt Klarscheiben) in die HQI-Lampen eingesetzt. Eine anschließende Lichtmessung (08.05.02) erbrachte zwar die gewünschte Gleichmäßigkeit in der Verteilung (Abb. 7), allerdings waren nun die benötigten Beleuchtungsstärken nicht mehr ausreichend. Die Verwendung von teilsattinierten Scheiben (Klarscheiben mit zentrischer Mattierung) hätte zwar theoretisch die berechnete Gleichmäßigkeit als auch die geforderte Beleuchtungsstärke erzeugen können, konnte aber technisch vom Hersteller nicht realisiert werden.

Letztlich konnte folgende zufriedenstellende Lösung gefunden werden: Die geforderte Gleichmäßigkeit sowie die gewünschte Beleuchtungsstärke wird mit 2 zusätzlichen 400 W-HQI-Leuchten und vollsattinierten Scheiben der 2000-W-HQI Lampen erreicht. Der Hersteller wird die bei der Nachrüstung anfallenden Kosten übernehmen. Am 12.11.02 wurden die vollsattinierten Scheiben an allen HQI-Lampen über den Teichen der Hallenanlage eingebaut. Die zusätzlichen HQI-Leuchten sind im Dezember montiert worden. Bei Routinemessungen am 02.12.2002 wurden PhAR-Werte in 0,1 m Wassertiefe gemessen, die in der Größenordnung der an bewölkten Sommertagen auftretenden PhAR vergleichbar sind (Freiland in 0,1 m Tiefe $170 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ vs. Halle im Randbereich der Teiche $90 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$) (s. Anhang Kap. 4.3.2).

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Arbeiten zur Installation der HQI-Leuchten sich über fast ein Jahr erstreckt haben. Während dieser Zeit waren die Lichtbedingungen in den Teichen nicht optimal und der zusätzliche Arbeitsaufwand der FSA-Mitarbeiter für neue HQI-Testläufe und Besprechungen beträchtlich.

3.1.3.3 Steuerung der Versuchsbeleuchtung in der Halle

Die Steuerung für die "Ein-Aus-Schaltung" der Beleuchtung über den Fließrinnen und den Teichen wurde stufenweise dem natürlichen Tag-Nacht-Rhythmus angepasst, wobei der Morgendämmerung nachlaufend ein- und der Abenddämmerung vorlaufend ausgeschaltet wurden. Auf eine Auf- bzw. Abdimmungs-Einrichtung für die Leuchten war bereits während der Bauphase verzichtet worden, weil die technisch realisierbaren unteren Schwellen weit über den für die Photosynthese erforderlichen Mindestwerten gelegen und damit unnötige Investitionskosten verursacht hätten.



3.1.3.4 Lichtverteilung des in die Halle einfallenden natürlichen Lichtes

Das Routinemessprogramm zur Lichtstärke und -verteilung in der Hallen- und Außenanlage hatten bereits 2001 gezeigt, dass das durch die Fenster an der Ost- und Westseite der Halle am Morgen bzw. am Abend direkt einfallende Sonnenlicht im Tagesverlauf zu sehr ungleichen Lichtverhältnissen zwischen den verschiedenen Rinnen und Teichen führte (vgl. Anhang Kap. 4.3.2). Es wurden die Fenster daraufhin von den FSA-Mitarbeitern mit Planen aus Polyethylen (PE) abgehängt. Um die Aufheizung der Halle durch langwellige Einstrahlungen gering zu halten, wurden weiße PE-Planen gewählt. Durch diese Maßnahme schienen die Lichtverhältnisse zunächst weitgehend ausgeglichen. Weitere Lichtmessungen ergaben dann allerdings immer noch messbare Unterschiede durch das verbliebene Streulicht. Dieses Streulicht wirkte sich negativ auf den Gleichtakt der Systeme aus (vgl. Kap. 3.4.2, Anhang Kap. 4.3.2). Ein zweiter Vorhang aus dunklen PE-Planen soll hier Abhilfe schaffen und zugleich über den zu erwartenden Kamineffekt die aufsteigende warme Luft an der Hallendecke über die Temperatur gesteuerten Fenstern abführen (s. Kap. 3.1.2). Die Prüfung verschiedener Produkte und die Bestellung sind bereits erfolgt, so dass mit einer Anbringung in den ersten Monaten des Jahres 2003 gerechnet werden kann.

3.1.4 **Wind induzierte Umwälzung**

3.1.4.1 Hallenanlage

Auf Grundlage der Ergebnisse der Strömungsmessungen in den Teichen (vgl. Kap.3.4.6) wurde an den Ausströmstutzen zum Anschluss an die Fließrinnen je ein Ventilator montiert. Der vom Ventilator erzeugte, künstliche Wind überstreicht die Wasseroberfläche diagonal in Richtung Ufer. Auf diese Weise können die Windstärke und -dauer in den Hallenteichen kontrolliert und Wasserzirkulationsvorgänge simuliert werden, wie sie in der Natur für stehende Gewässer typisch und für die Rückführung von Nähr- und Schadstoffen vom Boden in die Wassersäule maßgeblich sind. Die zeitliche Steuerung der Ventilatoren erfolgt zentral.

3.1.4.2 Außenanlage

Die Außenanlage ist den natürlichen Windbedingungen, entsprechend dem jeweiligen Wasserpegel und der daraus resultierenden Windbeschattung, mehr oder weniger stark ausgesetzt.

3.2 **Struktureller Aufbau und biologische Einrichtung der Versuchssysteme**

3.2.1 **Sand**

3.2.1.1 Auswahl und Prüfung

Sand ist typisch für subhydriche Böden (Unterwasserböden) der Region Berlin/Brandenburg und des norddeutschen Raums und sollte deshalb auch den Untergrund für die Versuchsteiche bilden. Die Auswahl des Sandes und die Festlegung der Schichtungen um die Drainage und die Porenwasserentnahmelanzen erforderte angesichts des großen Arbeitsaufwandes beson-

dere Sorgfalt, zumal diese Erstbeschickungen in aller Regel - wie bei derartigen Mesokosmen-Experimenten üblich - nicht ausgetauscht, sondern nach jedem Versuch von eventuellen Schadstoffrückständen freigespült werden sollen. Bei Versuchen mit schwerabbaubaren, schlecht auszuwaschenden Problemstoffen ist allerdings ein Austausch der obersten Zentimeter bis hin zu einem totalen Sand- und Sediment austausch zu erwägen.

Die Sand- und Sedimentqualitäten und -schichtungen für die Teiche, Fließrinnen und Beruhigungsbecken wurden mit Unterstützung von Prof. Pekdeger und seinen Mitarbeitern (FU Berlin, FB Geowissenschaften) festgelegt, mögliche Bezugsquellen ermittelt und vor Ort begutachtet. Die Wahl fiel auf einen von anthropogenen Einflüssen freien Mittelsand (0/2) mit definierter Korngrößenzusammensetzung aus einer Lagestätte mit Grundwasserkontakt in unmittelbarer Nähe Berlins. Die ersten Sandchargen wurden Anfang Juni 2001 angeliefert

3.2.1.2 Befüllung



Abb. 8: Befüllung eines Versuchsteichs mit Sand. Im Hintergrund, unten: fertig eingebettete Drainage (August 2001) (Quelle: Autoren)

Für die Nutzung der Fließrinnen- und Teichsysteme war die Menge des Sandes und der obersten Feinsedimente so zu bemessen und einzubringen, dass eine Uferzone eingebaut werden konnte und auch die Teichabmessungen den aktuellen internationalen Empfehlungen (SETAC 1992, Crossland *et al.* 1992) entsprachen. Unter anderem sollte das Verhältnis Länge zu Breite abweichend von den bisherigen Beckenabmessungen 2:3 betragen (Abb. 9). Auf der Seite der Porenwasserentnahmelanzen wurde daher eine 1,87 m breite Uferzone angelegt, die von der Wasserlinie mit einem Böschungswinkel von 1 auf 2 bis auf 1,5 m Wassertiefe abfällt. Das Wasservolumen ohne Porenwasser beläuft sich damit in jedem Teich auf 17,5 m³, liegt also im Bereich der Definition für Mesokosmen. Der mit dem Einbau der insgesamt 1.200 to

Sand in die bislang 12 der 16 Systeme verbundene Aufwand war erwartungsgemäß beträchtlich. Vorübergehend war, der Personalplanung entsprechend, der Einsatz aller FSA-MitarbeiterInnen erforderlich. Zum Teil konnte auf die Anlagentechnik zurückgegriffen werden (Kräne, Pumpen etc.). In einigen Fällen mussten die zur Verfügung stehenden Geräte, so z.B. die Betonbomben, in der FSA-Werkstatt für Spezialzwecke umgebaut bzw. neue Geräte (z.B. Sedimentverteilungsschlitten) konstruiert werden. Darüber hinaus wurde schweres Gerät (Bagger, LKW, Estromat, Saugwagen) angemietet, erprobt und eingesetzt (Anhang Kap. 1 Technisches Handbuch).

Für Uferfiltrationsuntersuchungen wurden die Drainage (Abb. 10) und die 6 Porenwasserentnahmelanzen (Abb. 11) pro Teich in eine zuvor festgelegte Abfolge von Quarzsandschichten mit absteigender Korngröße eingebettet und im Raum positioniert, um eine optimale Filterwirkung ohne Beeinträchtigung der Hydraulik im Unterwasserboden zu erreichen und eine möglichst freie Strömung bei gleichzeitig möglichst geringer Gefahr des Verstopfens zu gewährleisten. Die Teiche wurden nach der Beschickung mit Sand und vor der Einbringung der Deckschicht aus Weichsediment wiederholt geflutet und wieder abgelassen, um eine den natürlichen Verhältnissen möglichst ähnliche, stabile Lagerung zu erreichen und um Sackungen und ein späteres Rutschen der Böschung zu vermeiden.

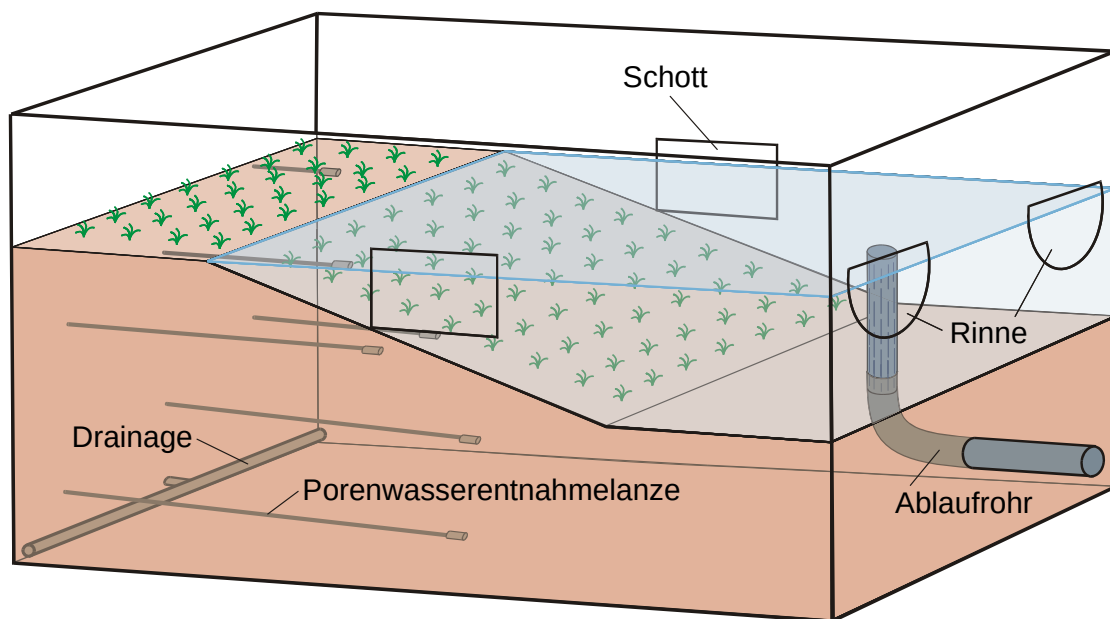


Abb. 9: Schematische Darstellung des Teichaufbaus mit Uferböschung

Die Befüllung der Fließrinnen und der Beruhigungsbecken konnte in der Halle mit Hilfe von Betonbomben über die Kranbahnen erfolgen. Im Außenbereich musste mangels Kranbahnen über den Fließrinnen ein handbetriebener Portalkran beschafft und eingesetzt werden. Zuvor waren hier von der FSA-Technik neue Ablasshähne an den Schneckenpumpen und neue Stützen mit Quetschdichtungen an den Beruhigungsbecken installiert worden, um späteren Frostschäden vorzubeugen. Darauf folgend waren in den Beruhigungsbecken vor der Sandbeschickung verschiedene Drainagemöglichkeiten erprobt und eingebaut worden (vgl. Anhang Kap. 1 Technisches Handbuch).

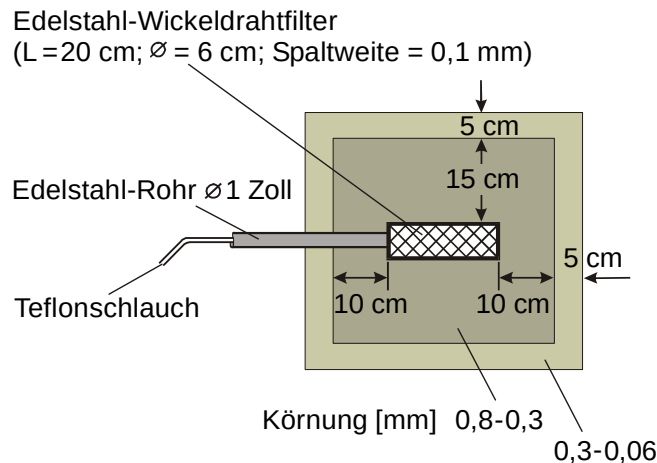


Abb. 10: Schematische Darstellung der Drainageschichtungen

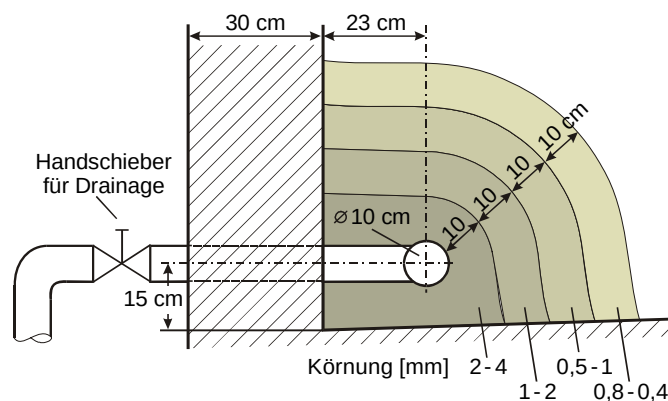


Abb. 11: Schematische Seitenansicht einer Porenwasserentnahmelanze im Teichsediment

Die Fließrinnen wiesen nach der Befüllung einen Freiwasserkörper (ohne Porenwasser) von ca. 40 m³ auf. Die Freiwasserfläche betrug ca. 105 m², die Sand-Sediment-Fläche ca. 55 m². Nach der Befüllung mit Sand wiesen die Versuchsteiche einen Freiwasserkörper (ohne Porenwasser) von ca. 15 m³ auf bei einer maximalen Wassertiefe von 1,5 m. Die freie Wasserfläche erreichte knapp 17 m².

3.2.1.3 Zeitliche Abfolge

Ab Sommer 2001 erfolgte die Befüllung der 8 Teiche und 8 Fließrinnen in der Hallenanlage sowie von 2 Teichen der Außenanlage einschließlich der insgesamt 40 Beruhigungsbecken mit über 700 Tonnen Sand. Die benötigte Arbeitszeit für den Sedimenteinsatz in diese Anlage einschließlich Einbau von jeweils 6 Porenwasserentnahmelanzen pro Teich sowie den dazugehörigen Drainagen konnte mit 4 Wochen vergleichsweise kurz gehalten werden. Die 8 Fließrinnen in der Halle einschließlich der zuvor am Boden mit ausreichenden Mengen Drainagequarzsand versehenen Beruhigungsbecken wurden bis zu einer Höhe von 10 cm über der Rinnensohle mit Sand derselben Qualität wie in den Teichen befüllt, um auch dort einen naturnahen Sedimentbereich zu schaffen.

Im Mai 2002 wurden weitere 365 to Sand geordert und 3 weitere Fließrinnen und Teiche im Außenbereich in der gleichen Weise für Versuche eingerichtet.



3.2.2 Weichsediment

3.2.2.1 Ökologische Funktion von Weichsedimenten

In jungen aquatischen Ökosystemen (wie z.B. Baggerseen) oder in Systemen mit starker Strömungsexposition (z.B. Fließgewässer) herrschen Hartsubstrate wie Sand oder Kies vor, während sich in älteren aquatischen Ökosystemen mit nur geringer Strömung Weichsedimente ablagern (minerogene Komponenten: Ton, Schluff, Silikate; organogene Komponenten: abgestorbene Biomasse). Diese Weichsedimente wurden entweder aus dem Einzugsgebiet importiert oder gewässerintern gebildet.

Die Bildung und Akkumulation abgestorbener organischer Substanz ist generell ein Merkmal reiferer Ökosysteme sowohl im terrestrischen Bereich (Streu- und Humusbildung) als auch im aquatischen Bereich (Detritusauflage, organische Weichsedimente). Die Weichsedimente fungieren als Energie- und Nährstoffspeicher, sind Rekrutierungs- und Lebensraum spezieller Organismen und schließen Nährstoffkreisläufe im Wasserkörper. Durch die Einbringung organischer Weichsedimente in das Versuchssystem wird dieser Reifeprozess erheblich beschleunigt und die Realitätsnähe der Versuchssysteme vergrößert. Stärkere Schwankungen innerhalb des Versuchsystems (Nährstoffpulse, Fluktuationen bei Bestandsdichten von Organismen) sollen durch die Präsenz der Sedimente stärker gedämpft werden. Ein besserer Gleichtakt der Systeme und ein leichteres Management der Mesokosmen waren damit zu erwarten. Zudem entstehen komplexere Nahrungsnetze und Beziehungsgefüge durch die zusätzlichen Interaktionen zwischen den Organismen im Sediment und im Wasserkörper. Für Schadstoffstudien in der Versuchsanlage bedeutet dies auch eine größere Realitätsnähe, da das Interaktionsspektrum zwischen Schadstoff – Biotop/Biozönose erweitert wird. Die Bioverfügbarkeit kann z.B. kurz- und mittelfristig für einige Lebensgemeinschaften im Freiwasser (z.B. Plankton) sinken (Sorption/Desorption an organischen Kohlenstoff bzw. Tonmineralen), längerfristig würden jedoch auch die Bodenbewohner z.B. durch Aufnahme von Sediment als Nahrungsquelle (Ingestion) zusätzlich exponiert.

3.2.2.2 Mögliche Herkunftsquellen des Weichsediments

Für die Etablierung der Systeme sollte Weichsediment aus natürlichen Standorten verwendet werden (allochthone Herkunft). Für die Auswahl geeigneter Standorte wurden 3 Varianten betrachtet:

1. Gewässer, die als besonders schadstoff- und nährstoffarm gelten,
2. Gewässer, die als Bundeswasserstraßen wasserbaulichen Maßnahmen unterliegen und deren Sediment vergleichsweise leicht erhältlich ist,
3. Gewässer, die zwar keine Bundeswasserstraßen darstellen, bei denen jedoch zur Gewässerunterhaltung bzw. -erhaltung u.a. Entschlammungsmaßnahmen anstehen.

Der Fall 1 wurde rasch verworfen, da bei diesem Gewässertypus i.d.R. keine Maßnahmen zur Entschlammung bzw. Ausbaggerung zu erwarten sind und solche Gewässer meist auch einen besonderen Schutzstatus aufweisen.

Für den Fall 2 wären einige Bundeswasserstraßen als mögliche Kandidaten in Frage gekommen, doch es stellte sich heraus, dass diese Sedimente i.d.R. eine Mischkontamination aus verschiedensten Schadstoffen aufweisen, deren Belastung nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA 1994) etwa im Bereich von Belastungsklasse Z1 und Z2 an-



zusiedeln wäre und die damit eine erhebliche Vorbelastung aufweisen würden. Aus diesen Gründen wurden solche Standorte ausgeschlossen.

Im Fall 3 wurden Kontakte zu Wasser- und Bodenverbänden der Region Brandenburg aufgenommen, die für die Unterhaltung kleinerer Gewässer zuständig sind. Durch Kontakte zum Wasser- und Bodenverband "Welse" wurde im September 2001 ein kleiner See (Koppelsee bei Hohenselchow, Kreis Uckermark, Brandenburg) ausgewählt, der für eine Entschlammungsmaßnahme vorgesehen war und für den bereits ein erstes Schadstoff-Screening nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft für Abfall (LAGA 1994) vorlag. Anhand dieser Untersuchung (u.a. spez. Schwermetalle, Cyanide, AOX, BTEX, MKW, LHKW, PAK und PCB) wurden die Kriterien der LAGA für den als unbelastet geltenden Z0 Standard für das Sediment mit 2 Ausnahmen weitgehend erfüllt (Hadinek 2000).

3.2.2.3 Prüfung

Im September 2001 wurde der Koppelsee durch das UBA zusätzlich beprobt, um weitere Prüfungen an Sediment- und Wasserproben vorzunehmen. Die Proben stammten aus einem Seeabschnitt, der für die spätere Sedimententnahme geeignet war. Ein Teil der Analysen wurde im Oktober 2001 extern vergeben und umfasste neben den Schadstoffgruppen nach LAGA weitere, wichtige Hauptkomponenten, die allgemein keine Schadstoffe darstellen, jedoch die Sedimente in der Zusammensetzung und Stoffwechsellage charakterisieren. Ausgewählte Stoffgruppen wie Arznei-, Pflanzenschutz- und Flammenschutzmittel sowie weitere Parameter wurden UBA-intern von verschiedenen Fachgebieten analysiert. Darüber hinaus wurden mikrobiologische Untersuchungen auch in Hinblick auf hygienische Aspekte durchgeführt. Die Ergebnisse des zweiten Schadstoff-Screenings (EXALYT 2001a) bestätigten weitgehend die geringen Gehalte des ersten Screenings. Danach wurden nur geringfügige Überschreitungen für Zink, Cadmium und Quecksilber ermittelt, die knapp über den Z0 Kriterien lagen. Die Sedimente erschienen daher als geeignet. Auch die Pflanzenschutz- und Flammenschutzmittelrückstände erwiesen sich für einzelne Vertreter dieser Gruppen als sehr gering (s. ausführlich UBA 2002b).

3.2.2.4 Entnahme und Lagerung

Mitte November 2001 wurden am Südost-Ende des Sees uferseitig mit einem Greifbagger ca. 24 m³ Sediment entnommen und in einem Saugwagen (Füllvolumen 12 m³) nach Berlin-Marienfelde gefahren. Der Schlamm wurde in einen Teich der Außenanlage gepumpt und zusätzlich mit Betriebswasser aus dem eigenen Wasserwerk des Versuchsfeldes auf 28 m³ Volumen angestaut (Abb. 12). Zuvor wurde eine Flächenbelüftung am Beckenboden installiert, die über einen Seitenkanalverdichter betrieben wurde. Zwei zusätzlich installierte Abwasserpumpen, die aus dem Pumpensumpf der FSA umgesetzt wurden, sorgten für weitere Wasserbewegung und Belüftung des Sedimentes.

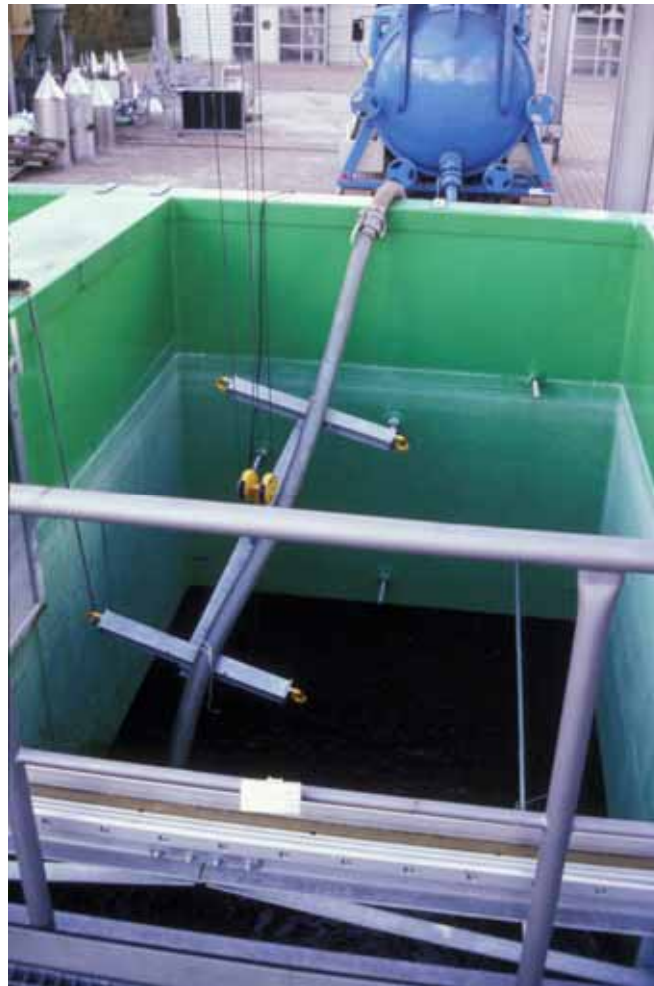


Abb. 12: Schlammüberführung aus dem Saugwagen in einen Versuchsteich der Außenanlage (November 2001) (Quelle: Autoren)

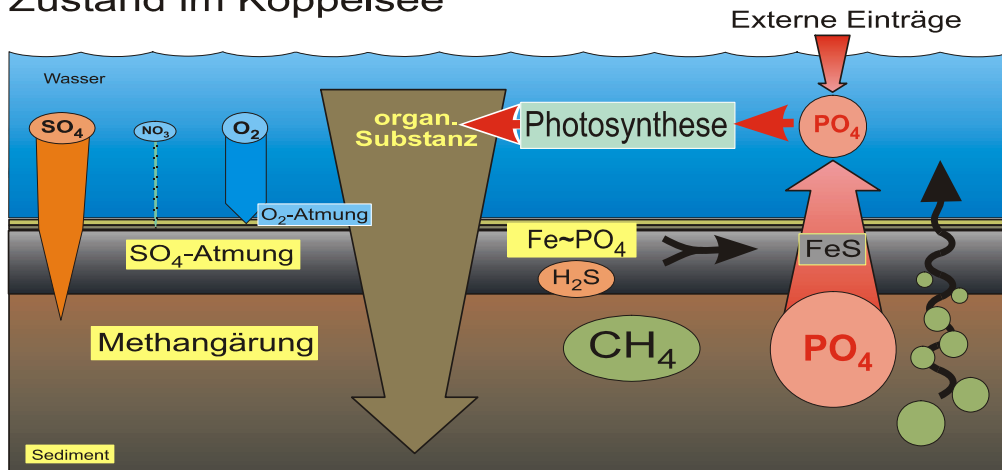
Das entnommene Seesediment wurde nochmals auf sedimentchemische Standardparameter und Schadstoffe nach LAGA untersucht.

3.2.2.5 Konditionierung

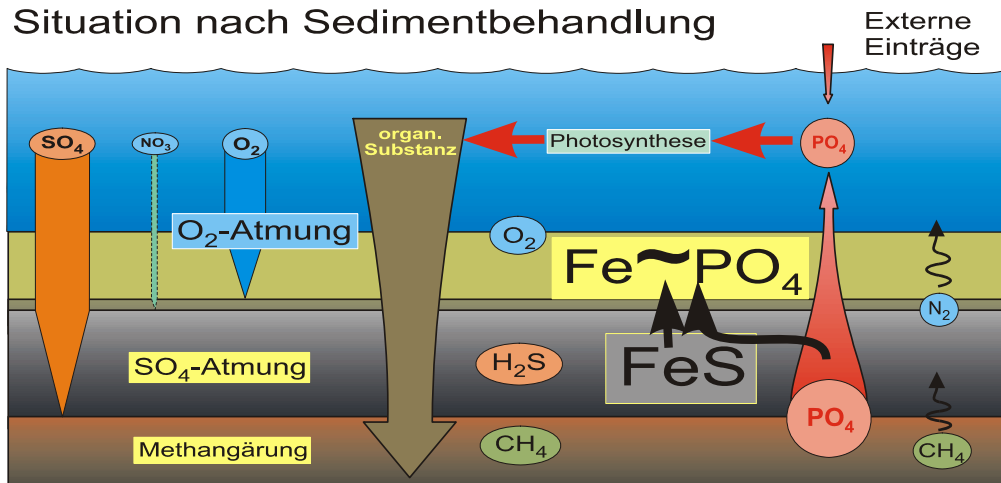
Die Ergebnisse der Analyse der Sedimenthauptkomponenten (C, N, P, Fe, S) wie auch das optische Erscheinungsbild des Sees zeigten, dass es sich um einen sehr nährstoffreichen (hoch eutrophen) See mit sehr fäulnisfähigen Sedimenten handelte. Diese Faulschlämme zehren stark Sauerstoff und können u.U. in hohem Ausmaß Nährstoffe wie Phosphor freisetzen. Ohne weitere Vorbehandlung hätte die Gefahr bestanden, dass nach Einbringung in die Anlage lokal unkontrollierte Phosphorfreisetzungen - insbesondere aus den Teichsedimenten - aufgetreten wären und die Testversuche negativ hätten beeinflussen können. Um dies zu verhindern, wurde eine Sedimentbehandlung (Konditionierung) durchgeführt, die sich an Erfahrungen aus der Seesanieung orientierte.

Sedimentprozesse - Zustand im Koppelsee und nach Schlammkonditionierung

Zustand im Koppelsee



Situation nach Sedimentbehandlung



FSA-SE-Kond.CDR 011213

Abb. 13: Chemisch-biologische Prozesse vor und nach der Sedimentkonditionierung

Die Konditionierung erfolgte durch ständige Belüftung des Schlammes, die zum Eintrag von Sauerstoff führt und den aeroben, bakteriellen Abbau steigert, sowie durch Zusatz von Nitrat (25 kg Kalziumnitrat), das von bestimmten Bakterien (Denitrifikanten) in den anaeroben (sauerstofffreien) Zonen des Schlammes als Sauerstoffersatz genutzt wird, um weiteren fäulnisfähigen Kohlenstoff unter Bildung von Kohlendioxid und Luftstickstoff (N_2) zu "veratmen".



Dieser als Denitrifikation bezeichnete Prozess ist Teil des natürlichen Stickstoffkreislaufes in aquatischen wie terrestrischen Systemen.

Durch die Belüftung konnte der O_2 -Gehalt im Schlammwasser auf etwa 60 - 70 % Sättigung gehalten werden. Aufgrund der Schwefeloxidation stiegen die Sulfatgehalte im Schlammwasser während der Belüftung von 192 auf 307 mg/l SO_4 und belegten damit den hohen Anteil von reduzierten Schwefel (Sulfid) vor der Behandlung (23.11. - 7.12.01) (EXALYT 2001b, 2002).

Die Phosphorbindekapazitäten der Sedimente wurden durch eine Eisenbehandlung aufgestockt. Eisen ist das Schwermetall, das natürlicherweise die vergleichsweise größten Gehalte im Sediment erreicht und Phosphor im Sediment unter bestimmten Bedingungen relativ gut binden kann (s. ausführlich UBA 2002b). Die Eisenanteile in den Seesedimenten des Koppelsees waren relativ niedrig (11 $\mu\text{g Fe/mg}$ Trockensubstanz) und konnten aufgrund der Schwefel-Eisenbindung (S/Fe: 1:1,5 mol/mol) zur Phosphor-Bindung nicht entscheidend beitragen (EXALYT 2001a, umgerechnet). Die Prozesse der Sedimentkonditionierung sind in Abb. 13 schematisch dargestellt.

Die Eisenaufstockung erfolgte durch Zudosierung von Eisenhydroxidschlämmen. Diese wurden erzeugt, in dem in einem zweiten Teich in der Außenanlage, der ca. 20 m³ Betriebswasser enthielt und ebenfalls eine Bodenbelüftung aufwies, 2300 kg einer 40 %igen Eisen(III)chlorid-Lösung gleichzeitig mit rund 1200 kg aufgeschlämmten Kalksteinmehl ($CaCO_3$) eingebracht wurden (Abb. 15). Durch chemische Reaktion bildeten sich sofort rötlichbraune Eisenhydroxidflocken, die sedimentierten.

Die aus der Reaktion freigesetzte Salzsäure wurde durch das zugesetzte Kalksteinmehl sofort neutralisiert. Dabei konnte während der Einbringung ein pH-Wert von etwa 5 eingehalten werden, der 24 Stunden nach der Maßnahme bereits auf ca. 7 angestiegen war. Die Bildung der Eisenhydroxidschlämme wurde in Vorversuchen getestet. Alle Arbeiten hierzu wurden mit geeigneter Sicherheitsausrüstung und nach entsprechender Sicherheitsbelehrung durchgeführt.

Die gebildeten Eisenhydroxidflocken setzten sich nach Ausschalten der Belüftung am Boden Grund ab. Das überstehende, klare und stark chloridhaltige Wasser wurde mehrfach verworfen und durch Betriebswasser aufgefüllt (Reduktion der elektrischen Leitfähigkeit von 35 mS/cm auf 2,3 mS/cm). Anschließend wurden die gewaschenen Eisenhydroxidschlämme quantitativ in das benachbarte Teichbecken mit dem Seeschlamm gepumpt und durch das Umwälzsystem in den Schlamm eingemischt.

Angestrebt war eine Aufstockung auf etwa 50 $\mu\text{g Fe/mg TS}$. Die Wiederfindung ergab Gehalte um ca. 100 $\mu\text{g Fe/mg TS}$ (EXALYT 2001a,b, 2002). Die Gründe für diese erhöhte Aufstockung lagen neben der Unsicherheit der Trockenstoffmengenabschätzung des Seesedimentes hauptsächlich an der nicht homogenen Einbringung des Eisenhydroxidschlammes in das Schlammwasser-Schlamm-Gemisch:

Der Eisengehalt in den Gewässersedimenten ist je nach Einzugsgebiet und Grundwasserexposition stark variabel. So werden zum Beispiel beim Nikolassee (Berlin) zwischen 32 - 61 $\mu\text{g/mg TS}$ (0-25 cm Sedimenttiefe ST) (Feibicke 1993) und im Bereich der Seenkette Kl. und Gr. Schwielochsee, Glower See, Leißnitzsee und Neuendorfer See (je Brandenburg) im Bereich zwischen 26,1 - 138,3 $\mu\text{g/mg TS}$ (0-25 cm ST, jeweils Mittelwerte) (Ripl *et al.* 1995) nachgewiesen. In der Unterhavel (Berlin) schwanken die Gehalte zwischen 54 - 156 $\mu\text{g/mg TS}$ (0-10 cm ST) (Daten FG Limnologie, TU Berlin unpubl.) ebenfalls stark. Damit liegt die

Aufstockung des Seesediments für die FSA liegt im Bereich von Gewässern im Norddeutschen Raum.



Abb. 14: Herstellen der Kalksteinmehlsuspension in einer speziell umgebauten Bombe (November 2001; Quelle: Autoren)

Durch die Konditionierung stieg auch der Anteil an Überschusskarbonat, das aus der Pufferung des Eisen(III)-chlorides stammte, von ca. 5 auf 8 % TS an. Der sog. "säureunlösliche Rest" des Sedimentes, der den gemeinsamen Schluff-, Ton- und Silikatanteil beschreibt, wurde durch die Behandlung von 65-68 % auf 46 % TS abgesenkt (EXALYT 2001a,b, 2002, je umgerechnet).

Neben der Eisenaufstockung im Schlammwasser ist auch eine Aufstockung bei den Elementen Chrom, Kupfer, Nickel und Quecksilber um das Drei- bis Vierfache der Ausgangsgehalte zu verzeichnen (EXALYT 2001a,b, 2002). Dabei wurden die Gehalte nach LAGA für die Qualität für Z0 teils leicht überschritten. Ursache hierfür ist die Herkunft des technischen Eisen(III)-chlorids zu nennen, das aus Schrottabfällen hergestellt werden kann. Nach Ausbringung in die Systeme der FSA werden diese Gehalte jedoch durch Einmischen in den Sand verringert (Bezugssystem Trockenstoff).



Abb. 15: Ablassen der Kalksteinmehlsuspension in das Mischbecken, Bildung von rötlichbraunem Eisenhydroxid (November 2001; Quelle: Autoren)

3.2.2.6 Einbau

Hallenanlage - Dezember 2001

Anfang Dezember 2001 wurde der konditionierte Schlamm in die Teiche und Fließrinnen der FSA (Hallenanlage) eingebracht. Hierbei wurde nur der Anteil verwendet, der suspendiert im Wasser vorlag ("Flüssigschlamm"). Durch die starke Durchströmung in dem Schlammbecken hatten sich zuvor die Sand-, Schluff- und Tonanteile stark separiert und am Beckengrund abgelagert. Dieser "Festschlamm" wurde aus technischen Gründen nicht für den weiteren Einbau in die FSA verwendet.

Das Weichsediment wurde mit einer modifizierten "Betonbombe" über die entsprechenden Rinnen- und Teichabschnitte der Hallenanlage befördert und eingebracht. Für die Beschickung mit Weichsediment wurde eine nominale Schichtdicke von 2,5 cm veranschlagt (TS-Gehalt ca. 10 - 15 %). Dies entsprach etwa 18,5 m³ des Schlammwassergemisches.

In den Teichen wurde der Schlamm flächig abgelassen. Nachdem das Schlammwasser versickert war, wurde der aufliegende Schlamm anschließend eingeharkt. Trotz vorsichtiger Einbringung traten Abspülungen in tiefere Beckenbereiche aufgrund der Teichböschung auf. In diesen Bereichen wurde der Schlamm intensiver in den Sand eingearbeitet.



In den Fließrinnen wurde der Schlamm direkt in die mit Betriebswasser befüllten Systeme am Kopfende der Fließrinnen eingebracht und durch den Betrieb der Schneckenpumpe mit der Strömung auf der gesamten Fließstrecke verteilt. Die Gründe für dieses Vorgehen lagen vor allem in einem deutlich geringeren Zeit- und Arbeitsaufwand, der angesichts evt. drohender Frosteinbrüche, verbunden mit der Gefahr des Einfrierens von Pumprohrleitungen im Außenbereich und starkem Absinken der Hallentemperatur durch offene Hallen- und Krantore, geboten schien (Dezember!).

Durch Abstellen der Schneckenpumpe sedimentierte der Schlamm in den Rinnen und wurde ebenfalls nach dem Ablassen des Wassers eingeharkt bzw. eingepflügt.

Dabei zeigte sich, dass das Wasser nicht in allen Rinnenabschnitten gleichmäßig abließ und sich der Schlamm in den verbleibenden Pfützen (Zusetzen der Sandporen mit Schlammpartikeln) nur schlecht in den Sand einarbeiten ließ. Dies führte zu einer ungleichmäßigen Einarbeitung, die sich nachträglich auch durch intensives zusätzliches Einharken oder -pflügen nur wenig verbesserte. Diese Ungleichmäßigkeit betrifft sowohl die Flächen- als auch die Tiefenverteilung.

Durch den Bau einer fahrbaren Schablone (Sedimentverteilungsschlitten) wurde überschüssiger Sand und Schlamm jeweils abgeschoben und nivelliert. Dadurch ließ sich ein sehr ebenes Fließrinnenbett erzielen.

Die Fließrinnen wurden anschließend wieder geflutet. Rinnen mit stark erhöhten Schlammanteil im Wasser wurden darauf nochmals entleert und geflutet.

Außenanlage - Juli 2002

Aus den Erfahrungen bei der Beschickung der Hallenanlage wurde für die Außenanlage eine andere Strategie zur Einbringung ausgewählt:

Der Sand wurde nicht vollständig aufgefüllt, sondern nur bis etwa 5 cm unterhalb der maximalen Füllhöhe beschickt.

In den Rinnen wurde das Höhenniveau mit dem Sedimentverteilungsschlitten sehr gleichmäßig eingestellt. In den Teichen wurde das Böschungsniveau ebenfalls ca. 5 cm unter dem maximalen Niveau entsprechend modelliert.

Anschließend wurde der Schlamm, der noch im Schlammbecken der Außenanlage vom Winter 2001 zur Verfügung stand, flächenhaft und gleichmäßig über die zugänglichen Flächen der Teiche und Rinnen verteilt. Das Schlammwasser versickerte rasch im trockenen Sand. Anschließend wurden 5 cm Sand aufgetragen, die wiederum sehr gleichmäßig abgeschoben und nivelliert wurden.

Dieses Vorgehen war durch den Einsatz eines mobilen, manuell verschiebbaren Portalkranes möglich, mit dem die Fließrinnen mit Sand und Schlamm beschickt werden konnten. Die Laufkräne der Anlage erreichen in der Außenanlage nur die Teiche sowie die vordersten Rinnenabschnitte. Anschließend wurde durch vorsichtiges Harken der oberste Schlamm- und Sandhorizont gemischt.

Auf diese Weise konnte das intensive Nacharbeiten, das in der Hallenanlage im Winter notwendig war, vermieden werden. Gleichzeitig konnte eine sehr gleichmäßige Flächen- und Tiefenverteilung erzielt werden.



3.2.3 Kies

Die Beschickung der Fließrinnen mit Sand und Weichsediment wurde durch die Einbringung von Grobkies und Laub ergänzt, um mit diesem für Flüsse typischen Systembestandteil anzusiedelnden Organismen, vor allem rheophilen (strömungsliebenden) Arten mehr räumliche Struktur und damit Halt und Unterschlupf zu bieten. Kies bildet zudem eine natürliche Oberfläche, auf der sich Aufwuchsorganismen ansiedeln können.

Um eine geeignete Kiesgrube zu finden, mussten vorab eingehende Prüfungen der vorgelegten Analyseprotokolle sowie eigene, umfangreiche chemischen Analysen des Sieb- und Spülwassers durchgeführt werden. Der Kies aus den Kiesgruben im Bereich Löberitz und Bendorf / Delitzsch (Sachsen-Anhalt) entsprach unseren Anforderungen und konnte von der Fa. SMH in Berlin bezogen werden.

3.2.3.1 Einbau

Je 9 to Grobkies der Siebungen 32/63 bzw. 32/X und 16/32 wurden in 2 getrennte Rinnenabschnitte pro Rinne von je 3 m Fließstrecke in die Fließrinnen in der Halle und die 3 neu eingerichteten Rinnen im Außenbereich eingebracht. Aufgrund der geringeren Lagerungsdichte des 32-er-Kieses verblieb davon eine Restmenge von etwa 1 to, die z.T. für Sohlebefestigungen in den Fließrinnen verwendet werden konnte.

3.2.4 Wasserzusammensetzung

Das Wasser für den Betrieb der Fließgewässer-Simulationsanlage wird zum einen zur Flutung oder Spülung der Versuchs- und Rohrsysteme vor Versuchsbeginn und zum anderen zur Ergänzung von Wasserverlusten (z.B. Verdunstung) während der Versuche benötigt.

Dieses Wasser wird auf dem Gelände des Versuchsfeldes Marienfelde zunächst als Grundwasser entnommen. Die weitere Wasseraufbereitung des sog. Rohwassers findet im Wasserwerk auf dem Versuchsfeld statt, wo durch Belüftung Eisen- und Mangangehalte reduziert werden, um z.B. Verockerungen zu vermeiden. Das sog. Betriebswasser steht dann für die Nutzung der FSA zur Verfügung, weist jedoch aus geologischen Gründen einen hohen Salz- und insbesondere Karbonatanteil auf.

Mit Hilfe einer sog. Umkehrosmose kann der Salzanteil, der im Betriebswasser mit ca. 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sehr hoch liegt, bis auf etwa 11 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gesenkt und beliebig mit dem übrigen Betriebswasser verschnitten werden. Zur Ergänzung von Verdunstungsverlusten wird das Umkehrosmosewasser eingesetzt, das der Zusammensetzung von Regenwasser hinreichend nahe kommt (Tab. 2).

Für die Flutung der Versuchssysteme wird hingegen ein mit UO-Wasser verschnittenes Betriebswasser eingesetzt, um größere Kalkausfällungen und Kalkinkrustierungen während des Pilotbetriebes der FSA in größerem Umfang zu vermeiden (z.B. Beeinträchtigungen der Online-Messsonden) und um ein Ionenregime zu erhalten, das in Oberflächenwässern des norddeutschen Raumes häufig angetroffen wird.

Als Zielgröße wurde eine Alkalinität (Karbonatgehalt) von etwa 1,5 - 2 mmol/l und eine elektrische Leitfähigkeit von 300 - 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ angestrebt. Das Betriebswasser zur Flutung der Systeme wurde daher entsprechend verschnitten.

Tab. 2: Zusammensetzung des Roh- und Betriebswasser vom Wasserwerk in Marienfelde sowie Mittelwerte der Wasserzusammensetzung in den Fließrinnen (H R1-R8) und Teichen (H T1-T8) der FSA (30.07.02)

(Daten: Brunnenwasser: Exalyt 2001a, z.T. umgerechnet)

	Rohwasser Brunnen 1 (UBA Marien- felde Wasserwerk) 29.11.01	Betriebswasser Brunnen 1 (UBA Marien- felde Wasserwerk) 29.11.01	Fließrinnen (Mittelwerte) (H R1-R8) (UBA FSA) 30.07.02	Teiche (Mittelwerte) (H T1-T8) (UBA FSA) 30.07.02
Elek. Leitfähigkeit (mS/cm)	1,17	1,17	0,453	0,470
pH (-/-)	7,3	7,25	8,46	8,32
Alkalinität (mmol/l)	4,8	5,5	1,09	1,18
Cl (mg/l)	76	75	48	47
SO ₄ (mg/l)	203	203	93	93
Na (mg/l)	40	40	18	18
K (mg/l)	2,3	2	1,6	1,6
Ca (mg/l)	153	152	59	60
Mg (mg/l)	15	15	6,8	6,9
Fe (mg/l)	2,39	0,043	0,007	0,008
Mn (mg/l)	0,28	<0,01	0,0006	0,0007
NH ₄ -N (mg/l)	0,16	0,015	0,015	0,050
NO ₂ -N (mg/l)	0,006	<0,003	0,004	0,007
NO ₃ -N (mg/l)	<0,02	0,16	0,60	0,69
Ges-N, filt. (mg/l)	0,24	0,19	0,77	1,00
Ges-N (mg/l)	0,27	0,23	0,80	1,08
PO ₄ -P (mg/l)	<0,03	<0,03	0,002	0,004
Ges-P, filt. (mg/l)	<0,25	<0,25	0,021	0,017
Ges-P (mg/l)	<0,25	<0,25	0,059	0,027
Si (mg/l)	7,43	7,25	0,80	1,08

3.2.5 Wassernachspeisung

Die eigentliche Nachspeisung erfolgt für alle Fließrinnen und Teiche getrennt über die Grobdosierung/Nachspeisebehälter. Entscheidungsgrundlage ist der Vergleich der Pegeldaten bei Erstbefüllung (Soll-Zustand) mit dem momentanen Zustand (Ist-Zustand). Während der Einfahrphase erfolgte der Ausgleich der Verdunstungsverluste durch Nachspeisung mit UO-Wasser bis zum Soll-Pegel bei einer Pegeldifferenz von >2 cm. Über den Online-Pegel wird kontinuierlich die Wasserspiegellage gemessen, und das nachgespeiste Volumen wird am Nachspeisebehälter mittels Induktiv-magnetischen Durchflussmesser (IDM) ermittelt. Die gesamte Steuerung erfolgt von der Leitwarte aus. Die Nachspeisung wird dokumentiert.

Tab. 3: Nachgespeiste Wasservolumina zum Ausgleich der Verdunstungsverluste der Fließrinnen- und Teichsysteme der FSA im Jahr 2002

System	Gesamtes Volumen der Wassernachspeisung	davon nur Ausgleich Verdunstungsverluste mit UO/VE-Wasser	davon nur Wasser aus Verteilung Plankton
System	[m³]	[m³]	[m³]
HR1	12,433	2,853	9,580
HR2	18,297	9,279	9,018
HR3	15,799	5,634	10,165
HR4	32,458	22,883	9,575
HR5	18,758	9,451	9,307
HR6	24,908	15,341	9,567
HR7	15,570	6,501	9,069
HR8	41,535	33,222	8,313
ges. HR	179,76	105,16	74,59
HT1	6,965	3,505	3,460
HT2	7,026	3,500	3,526
HT3	6,877	3,246	3,631
HT4	7,206	3,503	3,703
HT5	7,540	3,507	4,033
HT6	7,244	3,611	3,633
HT7	7,168	3,520	3,648
HT8	22,507	18,884	3,623
ges. HT	72,533	43,276	29,257
FRT3	1,991	0	1,991
FR4	1,266	0	1,266
FR5	1,290	0,	1,290
ges. FR	4,547	0	4,547
FT4	0,480	0	0,480
FT5	0,751	0	0,751
ges. FT	1,231	0	1,231

Legende: H (Halle), F (Freigelände), T (Teich), R (Fließrinne), RT (Fließrinne und Teich gekoppelt)

Anm.: Die Fließrinnen und/oder Teiche in der Halle und die im Freigelände waren bei allen Nachspeisevorgängen verbunden.

Wichtig ist die Unterscheidung zwischen einem Nachspeisen mit dem Zweck, Verdunstungsverluste auszugleichen, und einer Zudosierung, um z. B. Plankton aus einer speziell dafür angelegten Fließrinne in alle System zu verteilen. In beiden Fällen werden Wasservolumina zugespeist und somit der Wasserstand angehoben. Bei sämtlichen Nachspeiseaktionen erfolgte ein Pegelausgleich zwischen den Fließrinnen und/oder Teichen, da die Systeme untereinander verbunden waren (Heberschläuche, geöffnete Schotts). Wasserqualitäten und -volumina, die in die Fließrinnen- und Teichsysteme im Jahr 2002 nachgespeist wurden, sind in Tab. 3 aufgeführt. Die Tab. 4 gibt einen Überblick der verwendeten Wassermengen und -qualitäten.



Versorgung des Versuchsfeldes und somit auch der FSA mit kommunalem Abwasser geschieht über einen regelbaren Abzweig an der im Norden des Versuchsfeldes vorbeilaufenden, städtischen Abwasserdruckleitung. Nach Rückbau des benachbarten Klärwerks Marienfelde und bis zum Bau der UBA-eigenen Kleinkläranlage, über die dann die früher vom Klärwerk Marienfelde bezogenen Abwasserqualitäten (Rohabwasser, mechanisch und biologisch behandeltes Abwasser) ersatzweise zur Verfügung stehen, wird das Rohabwasser mit Hilfe einer Siebanlage auf dem Versuchsfeld vorerst nur mechanisch behandelt und steht dann für Versuche in der FSA und in den Versuchsanlagen zur Abwasserbehandlung auf dem Versuchsfeld zur Verfügung.

Damit das Abwasser auch ohne Abnahme frisch gehalten werden kann, ist die Versorgungsleitung als Ring ausgeführt und versorgt z. Zt.

die Innen- und Außensysteme (Nachspeisebehälter) der FSA,
die Mikrofiltrationsanlage in der FSA-Halle (FG III 3.5),
die Versuchskläranlage (Modellkläranlage) zwischen Innen- und Außenanlage der FSA (FG III 3.5),
den großen Aquarienraum unter der Werkstatt des Versuchsfeldes (FG III 3.4)

mit Abwasser. Hierbei ist zu beachten, dass die momentane Pumpenleistung hinter der Siebanlage (Ringleitung) nicht für die gleichzeitige Abnahme von Abwasser aller Anlagen ausreicht und Teilbereiche nach Absprache zugeschiebert werden müssen.

Auf der Freifläche ist noch Platz für eine weitere Versuchskläranlage (Anschlüsse vorhanden). Die Kleinkläranlage (in Planung) wird nach Fertigstellung mechanisch und biologisch behandeltes Abwasser zur Verfügung stellen. Das entsprechende Rohrleitungssystem (2. Ringleitung) ist schon verlegt. Eine Übersicht zur Abwasserversorgung der FSA findet sich im Anhang Kapitel 1 Technisches Handbuch.

Tab. 4: Übersicht der vom Wasserwerk zur FSA gelieferten Wassersorten, -qualitäten und -mengen

Wassersorten	Aufbereitungsverfahren	Volumenstrom [m³/h]	Anwendung	Leitfähigkeit [µS/cm]	Sonstiges
Grundwasser (GW)	-	60 (kontinuierlich)	Simulation von Grundwasser- eintrag ins Gewässer	1100	Freischaltung der Rohrleitung bei Bedarf Temp. 11°C
Betriebswasser (BW)	Enteisenung und Entmanganung	70 (kontinuierlich) 120 (max.)	Befüllen von Systemen Durchflussversuche Spülen und Reinigen von Systemen und Rohrleitungen	1100	Temp. 10 – 14°C Gesamthärte GH = 5,5 mmol/l
Umkehrosmose-Wasser (UO-Wasser)	Umkehrosmose-Anlage mit vorgeschaltetem Ionenaustauscher (Vorenthärtung), Zulauf mit BW	1 (kontinuierlich) 2 bis 10 (max., aus Vorratsbehälter mit 10 m³ Volumen)	Ausgleich von Verdunstungsverlusten (Nachspeisung)	10 bis 20	Salz: Verbrauch: 12 l pro m³ UO-Wasser Vorratsbehälter: 12 m³
verschnittenes Umkehrosmose-Wasser (UO-Wasser, verschnitten)	s. o., nach UO-Anlage Verschnitt mit BW zur Anhebung der Leitfähigkeit	< 2 (kontinuierlich) 2 bis 10 (max., aus Vorratsbehälter mit 10 m³ Volumen)	Befüllen von Systemen mit geringer Leitfähigkeit	> 10	s. o.
Vollentsalztes Wasser (VE-Wasser)	s. UO-Wasser, nachgeschaltete Vollentsalzungsanlage	1 (kontinuierlich)	sämtliche Labore ggf. Ausgleich von Verdunstungsverlusten (Nachspeisung)	< 10	die VE-Anlage versorgt sämtliche Labore auf dem Versuchsfeld und darf nur im Notfall zur Nachspeisung verwendet werden!



3.2.6 Besatz und Animpfen

Bei der biologischen Etablierung von Still- und Fließgewässermesokosmen ist zu beachten, dass die für den Energiefluss und den Stoffkreislauf wichtigen funktionellen Gruppen eines aquatischen Ökosystems eingeführt werden. Zu den wichtigsten funktionellen Gruppen gehören

- die Primärproduzenten wie Algen und Wasserpflanzen, die Lichtenergie und Kohlenstoff in organische Energie umwandeln,
- die Primär und Sekundärkonsumenten wie Zooplankton und Insektenlarven, die andere Organismen fressen
- sowie die Destruenten wie Bakterien, Protozoen und verschiedene Makroinvertebraten, die totes organisches Material fressen und somit remineralisieren.

Die biologische Etablierung der 8 Fließrinnen und Teichen des Hallensystems begann im Anschluss an die Sedimentbefüllung im Dezember 2001. Die Fließrinnen und Teiche 3 - 5 der Außenanlage wurden im Juli 2002 eingerichtet. Da der natürliche Anflug und damit die Eiblage von Insekten oder der Eintrag von Wasserorganismen durch Vögel in den Hallensystemen im Vergleich zu den Freilandsystemen nur eingeschränkt stattfinden kann, war das wiederholte Animpfen und der gezielte Besatz der Hallensysteme mit Organismen die Voraussetzung für das Erreichen einer ausreichenden Artenvielfalt. Unter Animpfen ist hierbei das Einbringen definierter Mengen von Freiland- oder Kulturmischproben aus dem Plankton, dem Benthos oder dem Aufwuchs zu verstehen, während beim Besatz Individuen einzelner Arten aus dem Freiland- oder aus Kulturen abgezählt in die Mesokosmen eingebracht werden. Beide Maßnahmen können auch der Steuerung von biologischen Systemen durch sogenannte Biomanipulation dienen. Die Systeme wurden mit Wasserpflanzen, Plankton- und Aufwuchsorganismen, Wasserschnecken, Bachflohkrebsen, Zuckmückenlarven, Büschelmückenlarven und Stichlingen besetzt. Durch wiederholtes Animpfen bzw. Besatz mit bestimmten Organismen kann die biologische Entwicklung in dem Mesokosmen besser gesteuert werden. Allerdings werden gerade beim Besatz z.T. große Mengen an Organismen für die insgesamt 22 etablierten Systeme benötigt, um einen ausreichenden Populationsgrundstock anlegen zu können, die in der Natur oft nur unter großem Arbeitsaufwand zu sammeln bzw. häufig gar nicht in den benötigten Mengen zu finden sind oder gar nicht entnommen werden dürfen. Aus diesen Gründen wurde z.T. auf im Handel verfügbare Organismen zurückgegriffen. Im Folgenden wird erläutert, welche Organismen zu welchem Zweck und auf welche Weise in die Systeme eingebracht wurden.

3.2.6.1 Wasserpflanzen (Makrophyten)

3.2.6.1.1 Funktionen im aquatischen Ökosystem

Makrophyten haben in aquatischen Ökosystemen eine bedeutende Rolle, da sie als Primärproduzenten neben den Algen die Basis des aquatischen Nahrungsnetzes darstellen. Ferner stabilisieren sie mit ihrer Durchwurzelung Sediment/Substrat, binden Nährstoffe wie Phosphor und Stickstoff, bieten mikroskopisch kleinen Aufwuchsorganismen Oberfläche für die Besiedlung und dienen als Nahrungsquelle oder geschützter Lebens- und Fortpflanzungsraum. Insgesamt stabilisieren Makrophyten das Ökosystem und bereichern durch ihre strukturelle Vielfalt.

3.2.6.1.2 Besatz der Systeme mit Makrophyten

Für die Erstbepflanzung der Fließrinnen und Teiche wurden folgende in unseren Breiten häufig in stehenden wie in fließenden Gewässern vorkommende Makrophyten ausgewählt (Krausch 1996): der Wasserknöterich (*Polygonum amphibium*), das Quirlblättrige Tausenblatt (*Myriophyllum verticillatum*), die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*), das Laichkraut (*Potamogeton natans*) und der Sumpf-Wasserstern (*Callitriche palustris*). Weitere Kriterien für die Auswahl waren ihre breite ökologische Verbreitungsspanne (Euryökie), ihre einfache Handhabung, ihre Anpassung an kalkreiche Gewässer, die Unterschiede in ihren Wuchstypen sowie ihre Verfügbarkeit im Handel.



Abb. 16: Unterwasseraufnahme von *Myriophyllum verticillatum* in einem Teich der Halle (Quelle: Autoren)

Die aus dem Handel bezogenen Makrophyten (1850 Einzelpflanzen) wurden vor der Einbringung in die Systeme von anhaftenden Fremdorganismen wie Schnecken, Egel n oder Insektenlarven befreit, nach Größenklassen sortiert und gewogen. Anschließend wurden sie in gleicher Menge und in gleichen Abständen in die 8 Teiche und 32 Beruhigungsbecken der Fließrinnen des Hallensystems gepflanzt (Bepflanzungsdichte von 4 Pflanzen pro m²; Abb. 16). Die Bepflanzungsaktion wurde von Dezember 2001 bis Januar 2002 unmittelbar vor der Flutung der Teich- und Fließrinnensysteme durchgeführt (Abb. 17). Restliche Pflanzen wurden in einer extra aufgestellten Rinne für spätere Pflanzaktionen gehältert.

Im Verlauf der Winter- und Frühjahrsperiode stellte sich heraus, dass sich einige Makrophytenarten nicht oder nur schlecht in den Teichen der Halle entwickelten. Ein Grund dafür war u.a. die unerwartete, bis Ende des Frühjahrs 2002 andauernde Verzögerung bei der Nachrüstung der Beleuchtung der Teiche (Näheres hierzu s. Kapitel 3.4.1). Deshalb wurden die Hallensysteme von Mitte Juni bis Mitte Juli 2002 erneut mit den Makrophytenarten *Myriophyllum verticillatum*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton natans* und *Callitriche palustris* in gleicher Weise und Menge wie bei der ersten Aktion bepflanzt. Zusätzlich wurden außerhalb der Beruhigungsbecken noch weitere Arten zum Test in die Fließrinnen gepflanzt: Berle (*Berula erecta*), Rauhes Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), Seekanne (*Nymphoides peltata*).

Die Fließrinnen und Teichsysteme 3-5 der Außenanlage wurden Anfang Juli 2002 in gleicher Weise wie die Hallensysteme etabliert.



Abb. 17: Bepflanzung der Teiche (Quelle: Autoren)

3.2.6.2 Plankton- und Aufwuchsorganismen

3.2.6.2.1 Funktionen im aquatischen Ökosystem

Das Plankton besteht aus mikroskopisch kleinen Organismen, die im Wasserkörper schweben, Aufwuchs wird hingegen durch Mikroorganismen gebildet, die an einem Substrat (Makrophyten, Steine) anhaften. Plankton und Teile des Aufwuchses werden sowohl vom Phytoplankton (Algen) als auch vom Zooplankton (tierische Mikroorganismen) gebildet.

Phytoplankter stellen als Primärproduzenten genauso wie die Makrophyten die Basis des Nahrungsnetzes dar und sind somit essentiell für aquatische Systeme. Durch ihr sehr schnelles Wachstum können sie Nährstoffe schnell umsetzen, Biomasse produzieren und somit vielen Zooplanktern wie Rädertieren (Rotatorien) oder Kleinkrebsen (Crustaceen) als Nahrungsgrundlage dienen. Zooplankter haben vor allem im Nahrungsnetz stehender Gewässern eine zentrale Rolle, einerseits in ihrer Funktion als Algenfresser, andererseits als Hauptnahrungsquelle von vielen Insektenlarven und Fischen (Lampert & Sommer 1993).

3.2.6.2.2 Animpfung der Systeme mit Plankton- und Aufwuchsorganismen

Im Februar und März 2002 wurden aus verschiedenen Gewässern in und um Berlin (See im Britzer Garten, Sakrower See, Teiche auf dem Versuchsfeld Marienfelde) mittels eines Planktonnetz (10 µm Maschenweite) mehrere hundert Litern Seewasser entnommen, auf einige Liter eingeeengt und gleichmäßig auf die Fließrinnen und Teiche des Hallensystems verteilt. Aufwuchs wurde von Steinen oder Holzpfählen abgekratzt und ebenfalls gleichmäßig in die Systeme eingebracht. Ein indirektes Animpfen der Systeme mit Aufwuchs erfolgte zudem über die Einbringung der Makrophyten und Schnecken, an denen in der Regel immer viele mikroskopisch Aufwuchsorganismen haften.

Nach der Etablierung der Freilandssysteme mit Sediment und Makrophyten wurden im Juli 2002 die 3 Teiche und Fließrinnen der Außenanlage durch Umpumpen größerer Wassermen-

gen aus den Hallensystemen (Fließrinnen und Teiche) mit Plankton angeimpft. Auf diese Weise sollte gewährleistet werden, dass die Außensysteme in diesem Punkt vergleichbare Entwicklungsmöglichkeiten wie die Hallensysteme hatten.

In der Abb. 18 sind zwei typische Zooplanktonvertreter aus den FSA-Systemen während der Sommerperiode 2002 dargestellt.



Acroperus harpae
(Blattfußkrebs)



Hexarthra mira
(Rädertier)

Abb. 18: Aufnahmen von typischen Zooplanktonorganismen aus den FSA-Systemen. *Acroperus harpae* (Teich F T4, 10.09.02); *Hexarthra mira* (Teich H T6, 10.09.02) Vergrößerung: je 40x. (Quelle: Autoren)

3.2.6.3 Wasserschnecken (Gastropoden)

3.2.6.3.1 Funktionen im aquatischen Ökosystem

Wasserschnecken spielen in aquatischen Systemen eine wichtige Rolle als Konsumenten von totem organischen Material wie z.B. abgestorbene Pflanzenteile und als Weidegänger von Aufwuchsorganismen. Sie können auch als sehr effiziente „biologischer Abfallbeseitiger und Rasenmäher“ betrachtet werden. Durch ihre Fraßaktivität werden zudem Nährstoffe freigesetzt und dem System wieder zur Verfügung gestellt.

3.2.6.3.2 Besatz der Systeme mit der Spitzschlammschnecke *Limnaea stagnalis*

Für den Besatz der Mesokosmensysteme mit der Spitzschlammschnecke *Limnaea stagnalis* sprachen folgende Gründe: Sie ist Kosmopolit, leicht verfügbar und kommt sowohl in stehenden als auch langsam fließenden Gewässern vor. Sie ernährt sich vor allem von Aufwuchs, bei Nahrungsmangel frisst sie allerdings auch Makrophyten. Da sie mit zu den größten Süßwasserschnecken gehört (Höhe: 45 - 60 mm, Breite: 20 - 30 mm), ist die Entwicklung der Schnecken in unseren Systemen verhältnismäßig leicht zu verfolgen.



Im April 2002 wurden insgesamt 200 Spitzschlammschnecken in die Fließrinnen und 144 Schnecken in die Teiche des Hallensystems überführt. Die eingesetzten Schnecken stammten ursprünglich aus der Makrophytenlieferung (November 2001), die als Aufwuchs beweidende Organismen an den Makrophyten hafteten. Die Schnecken wurden gesammelt und in einem speziellen Hälterungsbecken vermehrt. Eine weitere Quelle für *Limnaea stagnalis* war einer der Teiche auf dem Versuchsfeld.

Da sich die Schnecken sehr schnell in den Systemen vermehrt haben (der erste Schneckenlaich wurde schon nach einem Monat gesichtet), wurden im Juli 2002 die Freilandsysteme mit einer höheren Ausgangsdichte besetzt, um möglichst schnell eine ähnliche Schneckendichte wie in den Hallensystemen zu erreichen. Es wurden insgesamt 120 Tiere in die 3 Fließrinnen und 30 Tiere in die 3 Teiche der Außenanlage überführt.

3.2.6.3.3 Besatz der Systeme mit der Malaiischen Turmdeckelschnecke *Melanoides tuberculata*

In die Teiche des Hallensystems wurden zusätzlich die Malaiische Turmdeckelschnecke *Melanoides tuberculata* gesetzt, um den mächtigen Aufwuchs auf dem Teichboden zu reduzieren. Sie ist zwar keine einheimische Art, besitzt aber dafür sehr viele positive Eigenschaften, die in der Mesokosmenanlage benötigt werden: Turmdeckelschnecken sind nachtaktive Tiere, die sich durch den Boden graben, ihn auflockern, mit Sauerstoff versorgen und so Fäulnisprozessen infolge anaerober Bedingungen am Bodengrund vorbeugen. Durch ihre Grabaktivität verhindern sie zudem eine Verschlickung des Bodens und führen den Wurzeln der Makrophyten immer wieder Nährstoffe zu. Diese Art kann aber auch totes organisches Material wie abgestorbene Wurzeln fressen. *Melanoides tuberculata* kann bis zu 25 mm lang werden und ist als eine der wenigen Schneckenarten lebend gebärend. Da sie vorwiegend sehr warme Wassertemperaturen über 18 °C bevorzugen, ist zu erwarten, dass sie in der Winterperiode absterben bzw. sich der Bestand stark dezimieren wird. Somit ist eine Kontrolle dieser nicht heimischen Schneckenart in den Mesokosmensystemen möglich.

Es wurden im Juni 2002 insgesamt 181 Individuen von *Melanoides tuberculata* gleichmäßig in die Teichsysteme der Halle verteilt. Sie stammten aus dem Aquarium eines Mitarbeiters der FSA-Projektgruppe.

3.2.6.4 Bachflohkrebse (Gammariden)

3.2.6.4.1 Funktionen im aquatischen Ökosystem

Die Bachflohkrebse gehören zu der Klasse der Krebstiere (Crustacea) und kommen zum Teil in sehr großen Abundanzen in kleinen und großen Fließgewässern im Lückensystem zwischen Steinen, Laub und Wasserpflanzen vor. Ihre Nahrung besteht vor allem aus totem organischem Material (z.B. Laub) oder Aufwuchsorganismen. Durch ihre Funktion als sogenannte „Zerkleinerer“ von größeren Laubstückchen sind sie für den Abbau von Laub ein essentieller Bestandteil in Fließgewässern und fördern somit den Remineralisierungsprozess.

3.2.6.4.2 Besatz der Systeme mit Bachflohkrebsen

Da Bachflohkrebse vor allem Laub fressen, mussten in die Fließrinnen vorab definierte Mengen an Laub eingebracht werden. Es wurde Schwarzerlenlaub (*Alnus glutinosa*, Herkunft: Erlenbruch bei Sperenberg) gesammelt und eingesetzt, da es sich aufgrund des hohen Stick-



stoffgehaltes sehr gut als Futter für die Bachflohkrebse eignet. Um das Laub nicht durch die Strömung überall in der Rinne zu verteilen, wurden Säcke aus einem Netzgeflecht aus Polyethylen genäht, in die das Laub hineingefüllt wurde. Die Maschenweite von etwa 0,5 cm erlaubt den Bachflohkrebsen ungehindert hinein und heraus zu schwimmen. Anfang Mai wurden pro Rinne je 6 Laubsäcke (Breite: 40 cm, Länge: 70 cm) mit ca. 1 kg nassem Laub befüllt und zwischen die zwei Kiesregionen eingesetzt (Abb. 5 und Abb. 6).

Es wurde die Bachflohkrebsart *Gammarus pulex* ausgewählt, da sie die am häufigsten vorkommende Art in Norddeutschland und in großen Mengen im Freiland verfügbar ist. Zudem ist sie eine auf Umweltchemikalien sehr empfindliche reagierende Art, die auch als ökotoxikologischer Testorganismus verwendet wird (Rinderhagen *et al.* 2000). Die Männchen können bis 2 cm und die Weibchen bis 1,5 cm lang werden. Da Gammariden wichtige Fischnährtiere sind, musste vorab ein Antrag auf Entnahme der Tiere bei dem zuständigen Landesamt gestellt werden.

Ende Mai 2002 wurden Gammariden aus dem Referenzgewässer Baitzer Bach, der eine sehr hohe Besiedlungsdichte von *Gammarus pulex* aufwies, entnommen und 1040 Tiere gleichmäßig auf die 8 Fließrinnen des Hallensystems im Bereich der Laubsäcke verteilt. Die Auswertung einer Rückstellprobe ergab, dass zusätzlich die Gammaridenart *Gammarus tigrinus* im Fang enthalten war (etwa 2 auf 100 Tiere).

Im Oktober 2002 erfolgte ein erneuter Besatz mit Gammariden aus dem Baitzer Bach (s. dazu auch Kapitel 3.4.1 Biologische Entwicklung der Systeme). Vorab wurden die alten 6 Laubsäcke entfernt und neu mit 500 g Schwarzerlenlaub (Frischgewicht) befüllt und an der gleichen Stelle wie vorher exponiert. Danach wurden insgesamt 3000 Gammariden genauso wie beim ersten Mal in die Fließrinnen 1-8 des Hallensystems und in Fließrinne 3 und 4 der Außenanlage überführt.

3.2.6.5 Zuckmückenlarven (Chironomiden-Larven)

3.2.6.5.1 Funktion im aquatischen Ökosystem

Zuckmückenlarven (Chironomiden) gehören zu der Ordnung der Dipteren (Zweiflügler) und sind die meist verbreiteste und häufigste Insektengruppe im Süßwasser. Sie sind vor allem Sedimentbewohner, die dank des sauerstoffspeichernden Farbstoffs Hämoglobin auch mit sehr niedrigen Sauerstoffgehalten im Wasser auskommen können. Chironomiden-Larven durchlaufen in der Regel 4 Larvenstadien bis sie sich verpuppen und dann schlüpfen. Bei den meisten Arten wird eine Generation im Jahr durchlaufen. Durch ihre Eigenschaft als Detritus, Algen und Aufwuchsfresser und als gute Futterquelle für Fische stellen sie einen wichtigen Bestandteil von aquatischen Systemen dar.

3.2.6.5.2 Besatz mit *Chironomus* cf.

Chironomiden sollten als Aufwuchsfresser und Sedimentwühler den Aufwuchsfilm auf dem Sediment (s. auch Kapitel 3.4.1) in den Mesokosmen reduzieren helfen. Anfang September erfolgte der Besatz mit den im Handel gut verfügbaren *Chironomus* cf. in den 8 Teichen und Fließrinnen des Hallensystems und in die Teiche und Fließrinnen 3-5 des Freilandsystems, und zwar 1250 g Frischgewicht pro Fließrinne und 500 g Frischgewicht pro Teich.



3.2.6.6 Büschelmückenlarven (Chaoboriden)

3.2.6.6.1 Funktionen im aquatischen Ökosystem

Büschelmückenlarven (Chaoboriden) gehören ebenfalls zu der Ordnung der Dipteren (Zweiflügler) und zählen zum Nekton (im freien Wasser aktiv schwimmende Tiere). Die Länge der durchsichtigen Larve beträgt etwa 12 bis 17 mm. Sie kommen fast das ganze Jahr über in stehenden Gewässern vor und können bis zu zwei Generationen im Jahr durchlaufen. Die Nahrung der Büschelmückenlarven besteht vorwiegend aus Ruderfuß- und Blattfußkrebsen wie z.B. den Wasserflöhen, die sie mit ihren Fangwerkzeugen ergreifen und verschlingen. Durch ihre hohe räuberische Fraßaktivität beeinflussen sie das aquatische Nahrungsnetz von stehenden Gewässern sehr stark und können eine veränderte Artenzusammensetzung des Planktons von großen zu kleineren Arten bewirken. Auf der anderen Seite stellen sie wichtige Nährtiere für Fischlarven und Fische dar.

3.2.6.6.2 Besatz der Systeme mit *Chaoborus*-Larven

Es wurden *Chaoborus*-Larven, zu deren Nahrungsspektrum vor allem Krebstiere gehören, als Räuber für große Wasserflöhe in die Teichsysteme der Anlage gegeben. Durch ihren Fraßdruck sollten die großen Wasserfloharten wie *Daphnia magna* und *Daphnia pulex*, die das Zooplankton sehr stark dominiert und das Phytoplankton sehr stark dezimiert hatten, reduziert werden (Biomaniipulation). Es wurden von Juli bis September 2002 kontinuierlich *Chaoborus*-Larven in die 8 Teiche des Hallensystems und in die Teiche 3-5 der Außenanlage eingebracht (insgesamt ca. 8000 Tiere). Die Tiere stammten zum größten Teil aus einer Zoohandlung, während ein kleinerer Teil aus einem Teich auf dem Versuchsgelände gefischt wurde.

3.2.6.7 Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus* cf)

3.2.6.7.1 Funktionen im aquatischen Ökosystem

Stichlinge bewohnen bevorzugt pflanzenreiche Flachwasserzonen von Seen und langsam fließenden Gewässern. *Gasterosteus* ist ein unspezifischer Kleintierfresser, dessen breites Nahrungsspektrum je nach den ökologischen Gegebenheiten variieren kann. Seine Nahrung besteht aus Würmern, Kleinkrebsen, Insektenlarven sowie Fischlaich und Brut. Der Fisch kann bis zu 8 cm lang werden (Paepke 1983).

3.2.6.7.2 Besatz der Systeme mit *Gasterosteus aculeatus* cf

Anfang September wurden jeweils 18 Dreistachlige Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*) in die 8 Teiche des Hallensystems und in die Teiche 3-4 in der Außenanlage in die Teichsysteme eingesetzt, um den Fraßdruck auf die großen Wasserflöhe zu erhöhen und gleichzeitig den Fraßdruck auf das Phytoplankton durch die Reduktion der Wasserflöhe zu erniedrigen (Biomaniipulation). Sie waren über das Fischereiamt Berlin geliefert worden und stammten aus Teichen eines Züchters. Die Maßnahme wurde der Tierschutzbeauftragten des UBA und der Verantwortlichen beim Landesamt für Arbeitsschutz, Gesundheitsschutz und technische Sicherheit Berlin (LAGetSi) mitgeteilt und dort als nicht genehmigungspflichtig eingestuft.



Abb. 19: Stichlinge kurz vor der Einbringung in die Teichsysteme der Halle (Quelle: Autoren)

3.2.7 Nährstoffgaben

3.2.7.1 Notwendigkeit von Nährstoffgaben

Mit dem Beginn der Einfahrphase im Februar 2002 wurden in der Hallenanlage aquatische Systeme eingerichtet, deren Entwicklung mit einer autotrophen Sukzession, d.h. mit dem Wachstum von Pflanzen als Ernährungsbasis für Primärkonsumenten begann. Neben den eingepflanzten Makrophyten begannen auch benthische Aufwuchsalgen, die sämtliche Oberflächen besiedeln, mit ihrem Wachstum. Da sich eine entsprechende benthische Fauna wie Schnecken oder Chironomiden nicht so rasch etablieren konnte, um durch ihre Fraß- und Wühltätigkeit (Bioturbation) pflanzliche Biomasse abzubauen und Nährstoffe freizusetzen, sanken die Nährstoffgehalte an anorganischen Stickstoff-, Phosphor- und Siliziumverbindungen rasch ab. Zusätzlich wurde durch die Einbringung konditionierten Sedimentes Phosphor gebunden und oxidierte Stickstoffverbindungen denitrifiziert. Dieser Rückgang konnte durch das umfangreiche wasserchemische Monitoring dokumentiert werden (s. Anhang Kap. 3.1, 3.2).

3.2.7.2 Düngung von Nitrat, Phosphat, Silikat und Spurenelemente

Um Nährstofflimitierungen zu vermeiden, die das pflanzliche Wachstum drosseln könnten, wurde mehrfach im Untersuchungszeitraum nachgedüngt.

Je nach Situation wurde die Makronährstoffe Stickstoff (N) in Form von Nitrat, Phosphor (P) in Form von Phosphat und Silizium (Si) in Form von Silikat (für Kieselalgen essentiell) sowie Spurenelemente zugeführt.

Tab. 5 gibt einen Überblick über die Termine und Nominalkonzentrationen der Nährstoffe, die zudosiert wurden. Die Ausbringung erfolgte jeweils nach dem Auflösen der Stoffe durch flächenhafte Beregnung der Teiche und der Fließrinnen in den leicht zugänglichen Abschnitten. Fließrinnen und Teiche wurden i.d.R. zeitnah und in jeweils gleicher Dosierung gedüngt.

Die Dosierung der Mikronährstoffe wurde an das SIS-Nährmedium für Lemna (OECD 2000) angelehnt, wobei die Spurenelemente Bor, Mangan, Molybdän, Zink, Kupfer, Kobalt und Eisen im Vergleich zum Vollmedium in reduziertem Anteil zudosiert wurden.

Tab. 5: Düngung (Termine und Dosierung) mit Makro- und Mikronährstoffen der Hallen- und Außenanlage

Datum	Nährstoff	Nominalkonzentration	Bereich
08.04.2002	Phosphat: Nitrat:	0,050 mg/l PO ₄ -P 0,360 mg/l NO ₃ -N	Hallenanlage R1-8, T 1-8
06./07.06.2002	Silikat:	1,25 mg/l Si	Hallenanlage R1-8, T 1-8
17.06.2002	Phosphat: Nitrat:	0,010 mg/l PO ₄ -P 0,072 mg/l NO ₃ -N	Hallenanlage R1-8, T 1-8
04.07.2002	Phosphat: Nitrat:	0,010 mg/l PO ₄ -P 0,140 mg/l NO ₃ -N	Hallenanlage R1-8, T 1-8, Außenanlage R3-5, T3-5
05.07.2002	Spurenelemente:	viertel Dosis Vollmedium	Hallenanlage R1-8, T 1-8
25./26.07.2002	Phosphat: Nitrat:	0,020 mg/l PO ₄ -P 0,500 mg/l NO ₃ -N	Hallenanlage R1-8, T 1-8, Außenanlage R3-5, T3-5
16.08.2002	Phosphat: Nitrat:	0,020 mg/l PO ₄ -P 0,140 mg/l NO ₃ -N	Hallenanlage R1-8, T 1-8, Außenanlage R3-5, T3-5
25./26.07.2002	Phosphat: Nitrat:	0,020 mg/l PO ₄ -P 0,500 mg/l NO ₃ -N	Hallenanlage R1-8, T 1-8, Außenanlage R3-5, T3-5
16.08.2002	Phosphat: Nitrat:	0,020 mg/l PO ₄ -P 0,140 mg/l NO ₃ -N	Hallenanlage R1-8, T 1-8, Außenanlage R3-5, T3-5
21.08.2002	Silikat:	1,3 mg/l Si	Hallenanlage R1-8, T 1-8, Außenanlage R3-5, T3-5
21.08.2002	Spurenelemente:	zehntel Dosis Vollmedium	Hallenanlage R1-8, T 1-8, Außenanlage R3-5, T3-5
03.09.2002	Phosphat: Nitrat:	0,050 mg/l PO ₄ -P 1,000 mg/l NO ₃ -N	Hallenanlage R1-8, T 1-8, Außenanlage R3-5, T3-5
26.09.2002	Phosphat: Silikat	0,025l PO ₄ -P 1,3 mg/l Si	Hallenanlage R1-8, T 1-8, Außenanlage R3-5, T3-5

3.2.8 Aufbau des Standardmessprogramms

3.2.8.1 Fragestellung und Ausrichtung des Untersuchungsprogramms

Um die wesentlichsten ökologischen Prozesse (Funktionen) sowie ihre Prozessträger (Organismen, Struktur) in der Einfahrphase der FSA in Bezug auf ihren Stellenwert und ihre zeitliche Entwicklung hinlänglich zu erfassen, wurden physikalisch-chemische wie auch biologische Parameter in unterschiedlichen Messserien erhoben:

In einem Standardmessprogramm wurde im Berichtszeitraum März - Oktober 2002 i.d.R. in 14-tägigen Intervallen jedes Versuchssystem bzw. Standort an je einer Probestelle untersucht. Im Rahmen dieses Routinemessprogramms wurden die gesamten physikalisch-chemischen und biologischen Parameter als Zeitserien gemessen. Neben der zeitlichen Varianz wurden durch zusätzliche Tiefenprofilmessungen mittels Feldsonden auch räumliche Gradienten erhoben (Tab. 6).

Zusätzlich konnte an den Rinnensystemen der Fließgewässer-Simulationsanlage durch die dort installierte Online-Messtechnik für bestimmte Messgrößen (Temperatur, Sauerstoff, pH,



Leitfähigkeit, Trübung, Strömungsgeschwindigkeit, Pegel) ein zeitlich hochauflösendes Monitoring in 60minütigen Intervallen durchgeführt werden.

Ergänzt wurden die hochauflösenden Messungen durch mehrfachen Einsatz sog. "Multiparametersonden", die an Freilandstandorten im Gewässer versenkt wurden und für einen Zeitraum von ca. 14 Tagen ebenfalls in 60minütigen Intervallen Daten einer Reihe von Feldparametern erfassten. Bei diesen Multiparametersonden stand jedoch die Erprobung der Feld- und Routinetauglichkeit im Vordergrund (vgl. Kap. 3.2.8.7 und Anhang Kap. 1 technisches Handbuch).

3.2.8.2 Parameter

Folgende Parameter wurden im Rahmen des Standardmessprogramms untersucht (s. Tab. 7): I.d.R. wurden einfach zu erhebende Standard-Feldparameter wie Temperatur, O₂, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, photosynthetisch aktive Strahlung (PhAR), Fließgeschwindigkeit mittels mobiler Messsonden erhoben. Zur Absicherung wurden in begrenztem Umfang vergleichend auch separate Labormessungen durchgeführt. Anhand dieser Daten lässt u.a. die Prozesslage von Photosynthese und Respiration im zeitlich oder räumlichen Verlauf beschreiben. Außerdem wurde die Messgenauigkeit der Online-Messtechnik überprüft, um evt. Fehlerquellen aufzuspüren.

Zu den wichtigen Makro-Nährstoffen gehören Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor sowie lösliche Kieselsäure (Silizium). Hier wurden i.d.R. neben den Gesamt-Gehalten (TOC, Ges-N, Ges-P) auch die anorganischen oder gelöst organischen Fraktionen (DOC, NH₄, NO₂, NO₃, Ges-N gel., PO₄, Ges-P gel., Si) separat untersucht. Mit Hilfe dieser differenzierten Analytik lassen sich die Verfügbarkeit der löslichen Nährstoffe im Vergleich zu den Gesamt-Gehalten bewerten sowie einzelne Prozesse innerhalb der Stoffkreisläufe zumindest nettomäßig identifizieren. Die Verfügbarkeit und der Umsatz der Nährstoffe sind wichtige Stellgrößen der aquatischen Gemeinschaften. Beispiel: Bei geringen PO₄- und Ges-P-Gehalten im Wasser kann von einer sehr knappen Phosphorversorgung der Phytoplanktongemeinschaften ausgegangen werden und möglicherweise eine Phosphat-Nachdosierung indiziert sein. Die lösliche Kieselsäure ist für Diatomeen (Kieselalgen) und spezielle Chrysophyceen (Goldalgen) ein essentieller Nährstoff, der bei Unterschreitung bestimmter Gehalte ebenfalls zu Limitierungen dieser Gruppen führen würde.

Bei den Salz-Hauptkomponenten wurden die Anionen Hydrogenkarbonat (als Alkalinität), Sulfat, Chlorid und die Kationen Natrium, Kalium, Kalzium sowie Magnesium ebenfalls untersucht. Im Vergleich zu den Makronährstoffen sind diese Größen eher konservativ, d.h. räumlich und zeitlich weniger variabel. Jedoch sind z.B. das Kalzium und die Alkalinität wichtige Kenngrößen für das Kohlensäuresystem (z.B. biogene Kalkfällung), während das Sulfat direkt in den Schwefelkreislauf (Desulfurikation/Sulfurikation) eingebunden ist. Schwermetalle wie Eisen und Mangan, die von Redox-Prozessen z.B. im Sediment stark geprägt werden, stellen auch wichtige Mikronährstoffe dar. Zusammen mit weiteren Spurenschwermetalle, wie z.B. Zn, Cd, Cu, Cr, Ni und Pb, wurden sie ebenfalls im Freiwasser untersucht.

Das Plankton („Schwebeorganismen“) wurde qualitativ (Artenansprache) und quantitativ (Bestandsdichte, Biomasse der bestandsbildenden Phyto- und Zooplanktonarten) erfasst. Parallel wurden die Summenparameter Chlorophyll-a und Phäophytin (ein wichtiges Photosynthese-



pigment und sein Abbauprodukt) untersucht, die grobe Indikatoren für die Phytoplanktonbiomasse darstellen.

3.2.8.3 Zeitraumen des Standardmessprogramms

Abhängig von den zu untersuchenden Fragestellungen und der Verfügbarkeit wurden die Versuchssysteme der Hallen- und Außenanlage sowie der Freilandstandorte schrittweise ins Untersuchungsprogramm aufgenommen.

In der Hallenanlage konnte der Messbetrieb an den 8 Fließrinnen und 8 Teichen im März 2002 beginnen. In der Außenanlage startete das Untersuchungsprogramm an 3 Fließrinnen und 3 Teichen kurz nach der Fertigstellung und Einrichtung im Juli 2002. Zu Referenzzwecken wurde der Messbetrieb an 4 Freilandstandorten (2 Fließgewässer und 2 Stillgewässer) im Mai 2002 begonnen (Kap. 3.4.3).

Im Standardmessprogramm wurden von Mitte März 2002 bis Mitte Oktober 2002 i d.R. in 14tägigen und in 2 Fällen in 21tägigen Abständen insgesamt 15 Zeitserien erhoben.

Die Untersuchungen im Rahmen der "Einfahrphase Fließgewässer-Simulationsanlage" werden - auch während und nach der Berichtserstellung - in 4wöchigen Intervallen voraussichtlich bis einschließlich April 2003 fortgeführt, um weitere Erfahrungen mit der Anlage zu sammeln und bei den Freilandstandorten einen kompletten Jahresgang zu dokumentieren.

Tab. 6: Messserien - Standard-Probenahme (Zeitraum März Oktober 2002)

Messserien	Anzahl Messserien (Zeitraum)
Hallenanlage FSA (16 Systeme)	15 (19.03.-15.10.02)
Außenanlage FSA (6 Systeme)	7 (16.07.-15.10.02)
Freiland (4 Standorte)	11 (21.05.-15.10.02)

3.2.8.4 Durchführung der Feldmessungen und Laboranalysen

Aufgrund räumlicher, apparativer sowie personeller Beschränkungen wurden die Analysen zur Einfahrphase auf 5 Labore aufgeteilt (s. Anhang Kap. 2). Labor 1 (FSA) führte die Probenahme, die Probenaufbereitung und eine Anzahl von Feld- und Laboranalysen durch, sowie die weitere Datenbearbeitung und -auswertung.

3.2.8.5 Anzahl der Feldmessungen und Analysen im Standardmessprogramm

Tab. 7: Anzahl der physikalisch-chemischen und biologischen Analysen einzelner Parameter der Fließrinnensysteme (FSA) im Zeitraum 19.03.- 15.10.2002 (Stichtag Vorlage Daten 22.11.02)

Parameter	Labor	Anzahl
Feldmessung		
Sichttiefe	Labor 1	14
Pegel (manuell)	Labor 1	190
Fließgeschwindigkeit (man.)	Labor 1	138
Sauerstoff (Konz., Sättigung, Temperatur), pH-Wert (inkl. Temp.), elektrische Leitfähigkeit (nLF, Temp)	Labor 1	je 322
Photosynthetisch aktive Strahlung (PhAR)	Labor 1	152
Laboranalysen		
Elektrische Leitfähigkeit (25°C)	Labor 1	320
Trübung (Turbidität)	Labor 1	314
Total organischer Kohlenstoff (TOC)	Labor 1	316
Gelöst organischer Kohlenstoff (DOC)	Labor 1	328
Alkalinität (DIN, Gran)	Labor 1	322
Silikat (Si)	Labor 1	338
Phosphat (PO ₄)	Labor 1	318
Phosphat (PO ₄), Ges-Phosphor, gelöst (Ges-P, gel.), Ges-Phosphor (Ges-P)	Labor 4	je 322
Ammonium (NH ₄)	Labor 1	102
Nitrit (NO ₂)	Labor 1	102
Ammonium (NH ₄), Nitrit (NO ₂), Nitrat (NO ₃), Ges-Stickstoff, gelöst (Ges-N, gel.) Ges-Stickstoff (Ges-N),	Labor 4	je 322
Chlorophyll (Ges- Chl a, Chl a + Pheo)	Labor 1	63
Phytoplankton, Protozooplankton	Labor 4	182
Zooplankton (>55 µm)	Labor 1	
Sulfat (SO ₄), Chlorid (Cl)	Labor 3	je 321
Alkali- und Erdalkalimetalle (Na, K, Ca, Mg), Schwermetalle (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Sn, Hg)	Labor 2	je 322
Metalle und Halbmetalle (B, Mo, Si)	Labor 2	je 220

Im Zeitraum von März - Oktober 2002 wurden in 15 Serien insgesamt 324 Wasserproben im Rahmen des Standardmessprogramms analytisch bearbeitet bzw. Feldparameter erhoben. In Sondermessungen wurden einzelne Parameter zusätzlich gemessen. Tab. 7 gibt einen Überblick über die geleistete Arbeit.

3.2.8.6 Online-Messungen in den Rinnensystemen (FSA)

Die Online-Messungen wurden im Zeitraum 0.00 Uhr 01.03. - 24.00 Uhr 31.10.02 dokumentiert. Zeitphasen, in denen offensichtlich Geräteausfälle, Kalibrierungen, Störungen oder Messartefakte vorlagen, wurden von der weiteren Dokumentation ausgeschlossen, so dass teils reduzierte Messdatensätze im Vergleich zum theoretischen Maximalwert vorliegen (Tab. 8).



Tab. 8: Anzahl der Online-Messdaten einzelner Parameter der Fließrinnensysteme (FSA) differenziert nach Hallen- und Außenanlage im Zeitraum 01.03.-31.10.2002

Parameter	Rinnensysteme Hallenanlage		Rinnensysteme Außenanlage	
	N (max. 47 040)	Anteil (% Max)	N (max. 8 211)	Anteil (% Max)
Pegel	46 351	98,5	7 718	94,0
Durchfluss	13 406	28,5	5 226	63,6
Trübung	46 770	99,4	7 881	96,0
O ₂ -Gehalt	46 070	97,9	7 022	85,5
pH-Wert	45 557	96,8	5 053	61,5
Elek. Leitfähigkeit	45 134	95,9	7 820	95,2
Temperatur	46 790	99,5	7 701	93,8
Summe	290 078		48 421	

3.2.8.7 In-situ-Messungen mit Multiparameter-Sonde im Freiland

Im Zeitraum von 21.06. - 04.11.2002 wurde die Einsatzfähigkeit der Multiparametersonden in 7 Serien überprüft. Als Standorte wurden der See im Britzer Garten (4 mal) (Messdauer: 14 d bzw. 21 d), der Speicherteich auf dem Versuchsfeld (2 mal) (Messdauer: 4 d) sowie ein Versuchsteich der FSA (1 mal) (Messdauer: 3 d) ausgewählt. Folgende Parameter wurden jeweils in stündlichen bzw. 2-stündlichen Abständen gemessen:

Elektrische Leitfähigkeit
Wassertiefe (Druck)
pH-Wert
Redoxpotential
Sauerstoffgehalt

Die Messung der Parameter Leitfähigkeit, Tiefe, pH-Wert, Redoxpotential war überzeugend. Der Sauerstoffgehalt konnte hingegen in allen Reihen mit Ausnahme der Messung im Versuchsteich der FSA nur für wenige Stunden stabil gemessen werden. Das anschließend einsetzende, kontinuierliche Absinken der Messwerte ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf mangelnde Anströmungsgeschwindigkeit und Biofilmbildung auf der Membran des Sauerstoffsensors zurückzuführen.

3.2.9 **Sondermonitoring**

3.2.9.1 Kartierung der Makrophyten

Die Entwicklung der Makrophyten in den Beruhigungsbecken der Fließrinnen wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum in größeren Abständen kartiert bzw. photographisch dokumentiert. Für die photographische Dokumentation wurde für die Fließrinnen ein spezieller Fotoschirm (4 m x 6 m) konstruiert, der die Lichtreflexion auf der Wasseroberfläche der Beruhigungsbecken minimiert. Für die Fotos wurde ein Erfassungsverfahren eingehalten, das reproduzierbare Ergebnisse liefert, so dass die Fotos demnächst mit der seit Dezember 2002 zur Verfügung stehenden Bildauswertung analysiert werden können.



Für die Teichsysteme konnte bis jetzt noch kein geeignetes photographisches Kartierungsverfahren gefunden werden, da die Lichtsituation über den Teichen erst im Oktober 2002 geklärt werden konnte (s. auch Kapitel 3.1.3 Licht). Die Makrophytenentwicklung in den Teichen wurde aber regelmäßig beobachtet und handschriftlich nach einem selbst entwickelten Beurteilungsschema kartiert.

3.2.9.2 Studie zur Zooplanktonverteilung in den Teichen (Halle)

Um abschätzen zu können, ob die gewählte Probenahmestelle bei den Routineuntersuchungen für die Zooplanktonentnahme in den Teichen der Halle repräsentativ für die Systeme ist, wurden am 04.06.02 in Teich H T4 und Teich H T8 je 10 Zooplanktonproben in verschiedenen Teichbereichen genommen und ausgewertet. Die Ergebnisse sind in Kapitel 3.4.8 dokumentiert.

3.2.9.3 Beprobung des Benthos (Bodenbewohner)

Eine erste, orientierende Benthosprobenahme fand am 06.09.02 an vier Probenahmestellen in einer Fließrinne der Außen- und der Hallenanlage statt. Am 14.11.02 erfolgte eine weitere Probenahme an 5 Standorten der Hallenanlage (Rinne H R1 Beruhigungsbecken 1: 2 Proben, Teich H T4: 3 Proben) sowie an 2 Standorten der Außenanlage (Rinne F R4 Beruhigungsbecken 1, Teich F T4 je 1 Probe). Ergebnisse hierzu sind im Kapitel 3.4.4 Vergleich Außenanlage vs. Halle dargestellt.

3.2.9.4 Laubsackuntersuchungen

Laub ist ein geeigneter Lebensraum für viele Makroinvertebraten, da es sowohl Unterschlupf als auch gleichzeitig Nahrung liefert. Um zu untersuchen, welche Organismen sich in den ausgebrachten Laubsäcken angesiedelt haben, wurde stichprobenartig im Juli 2002 jeweils ein Laubsack aus 2 Fließrinnen (Rinne 1 und 8) entnommen und auf Organismen untersucht. Im Oktober 2002 erfolgte eine erneute Untersuchung von jeweils 2 Laubsäcken aus jeder Fließrinne der Hallenanlage. Ergebnisse hierzu sind in Kapitel 3.4.1 (Biologische Entwicklung der Systeme) dargestellt.

3.2.9.5 Auszählung der großen Makroinvertebraten (Schnecken und Groß-Libellenlarven) in den Fließrinnen

Um die Entwicklung der Schnecken in den Fließrinnen zu verfolgen, wurden am 29.8. und 31.10.02 stichprobenartig in jeder Fließrinne der Hallenanlage vier definierte Rinnensegmente (insgesamt 12 m) ausgezählt und die Ergebnisse jeweils auf die gesamte Rinne hochgerechnet. Am 31.10. wurden zur Kontrolle der Ergebnisse zusätzlich die Fließrinnen H R3-5 komplett ausgezählt. Bei ungleicher Entwicklung der Schnecken in den Systemen wurde die Schneckendichte bereits nach der ersten Bestandsaufnahme durch Umsetzung in den gesamten Fließrinnen der Halle angeglichen.

Im Verlauf des Sommers 2002 ist es zu einer Entwicklung von Großlibellenlarven (Abb. 20) in den Fließrinnen der Halle gekommen, die durch die Eiablage von in die Halle eingedrungen

Adulttieren in den Systeme gelangten. Der Bestand der Tiere wurde am 29.08. und am 25.10.02 erfasst (Auszählung der gesamten Rinnen), wobei sich herausstellte, dass die Entwicklung der Larven in den Systemen ungleichmäßig war. Da die bis zu 5 cm langen Larven einen starken Fraßdruck auf andere wirbellose Tiere ausüben können, wurden diese Räuber im Anschluss an die erste Zählung auf alle Systeme gleichmäßig verteilt.



Abb. 20: Aufnahme einer Großlibellenlarve (ca. 4 cm lang) auf dem Sediment in einer Fließrinne der Hallenanlage (Quelle: Autoren)

3.2.9.6 Abernten der Fadenalge Cladophora in den Teichen der Außen- und Hallenanlage

Während der Sommerperiode ist es in den Teichen der Außen- und Hallenanlage zu verstärktem Wachstum von Fadenalgen in den Teichen gekommen (s. Kap. 3.4.1). Um die Phytoplanktonentwicklung in den Systemen zu fördern, die mit den Fadenalgen um Nährstoffe konkurrieren, wurden die Fadenalgen am 30.10.02 aus den Teichen abgefischt und das Trockengewicht bestimmt. Die entnommene Menge wurde nach den Teichzonen „Seitlicher Wandaufwuchs“ rechts und links und nach Sedimentaufwuchs unterschieden, da es lichtbedingt (vgl. Kap. 3.1.3) in manchen Systemen zu einer stärkeren Entwicklung der Fadenalgen auf dem Sediment und in anderen auf den Wandungen gekommen war.

3.3 Infrastruktur

3.3.1 IT/EDV

3.3.1.1 Technische Grundlagen

Die Fließgewässer-Simulationsanlage wird über ein Standardbussystem (RS-485-Kommunikationsschnittstellen) geregelt und gesteuert. Außerdem werden mit diesem System die Messwerte der Online-Messstellen übertragen. Die Daten gelangen über ein komplexes Netzwerk aus Mess- und Steuerknoten in die Leitwarte, der Schaltzentrale dieser Datennetz-Technik. Hier stehen je ein Steuerungs- und Messdatenerfassungs-PC, ein Programmierentwicklungsplatz-PC sowie vier Messplatz-PCs zur Verfügung (Abb. 21). Die Speicherung der Messdaten erfolgt auf einem Server. Für die Sicherheit der Messdaten besitzt dieser Server ein RAID 5-

Speicherplattensystem sowie ein DAT-Bandlaufwerk. Netzausfallsicherheit wird durch eine USV (unterbrechungsfreie Spannungsversorgung) gewährleistet.

Als Steuer- und Messsoftware wird HP VEE (Visual Engineering Environment) von Hewlett Packard verwendet. Dieses Instrument stellt eine leistungsfähige Programmierumgebung zur Verfügung. Spezifikationen sind u.a.:

IEC-Schnittstelle, IEC-Bus-Geräte, serieller Bus, VXI-Systeme, PC-Einsteckkarten, Arithmetische und trigonometrische Funktionen, digitale Filter und Fenster, freie Eingaben von Formeln,

Alphanumerische und grafische Darstellungsarten,

Strukturierte Programmierung, Testsequenzen.

Die Programme werden grafisch als Struktogramme erstellt. Es lassen sich in kurzer Zeit einfache Applikationen, aber auch umfangreiche Messabläufe mit einem hohen Maß an Effektivität und Programmierkomfort erstellen. So ergeben sich viele Möglichkeiten, über ansprechende, intuitiv zu bedienende Oberflächen mit Displays, Knöpfen, Reglern u.v.m. Daten zu erfassen, auszuwerten, auszugeben bzw. darzustellen und die Hardware anzusteuern.

In der Leitwarte stehen zwei getrennte Netzwerke zur Verfügung, so dass zum einen die Datenauswertung an den Arbeitsplatz-PCs der Wissenschaftler durch die Anbindung des FSA-Servers an die UBA-Domäne (Intra- und Internet), zum anderen durch Nutzung eines lokalen Netzes die Sicherheit der Anlagensteuerung und zyklischen Messdatenerfassung möglich sowie die Sicherheit der Messdatenerfassung gegen Fremdbedienung gewährleistet ist. Je nach Anforderung steht also an den Messplatz-PCs ein lokales Netz oder die UBA-Domäne zur Verfügung. Steuerrechner und Messdatenerfassung sind nur im lokalen Netz zu erreichen. Zusätzlich sind Daten-Funkübertragungen von den zwei Messbühnen in der Halle und im Außenbereich zur Leitwarte implementiert (s. ausführlich Anhang Kap. 1).

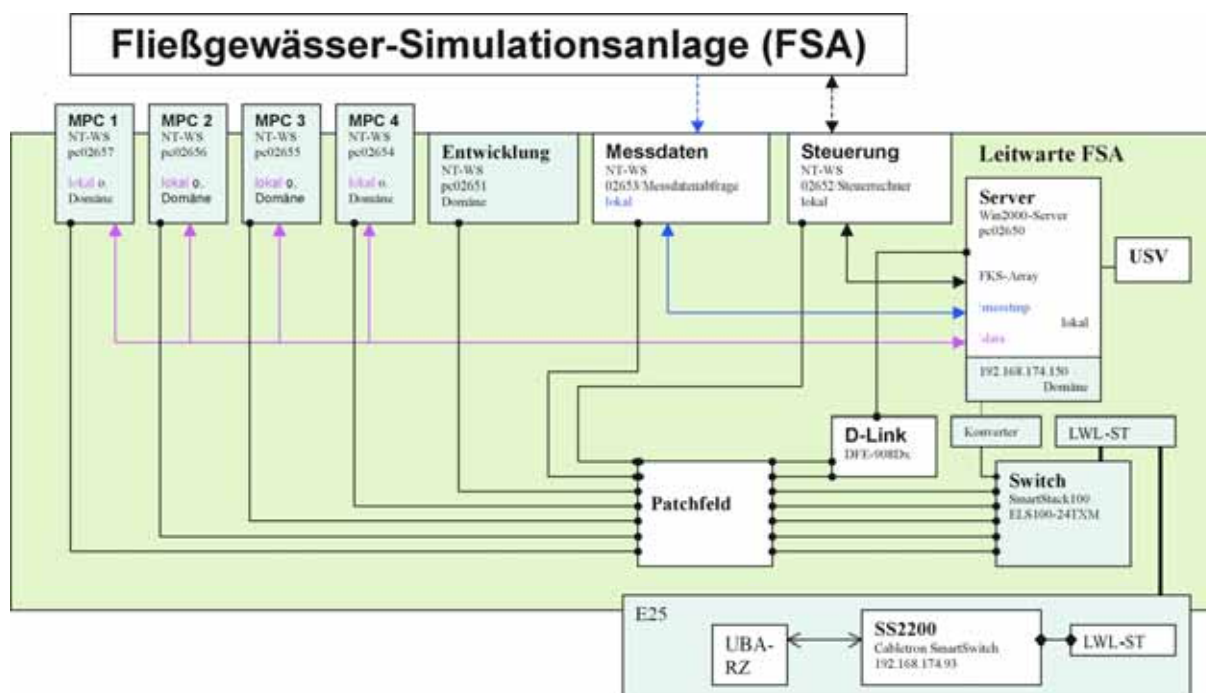


Abb. 21: Übersicht der Rechner- und Netzwerkarchitektur in der FSA und die Anbindung des Glasfaserkabels zum LAN-Raum E25 im Neubau (MPC= Messplatzrechner; NT-WS= NT-Workstation)



3.3.1.2 Spezifikationen und Optimierungsarbeiten

Im Jahre 2002 konnten aufgrund der gesammelten Erfahrungen während der Einfahrphase der FSA Verbesserungen an der Steuerungs- und Messdatenerfassungssoftware sowie an der Netzwerkstruktur vorgenommen werden. Im Einzelnen wurden folgende Spezifikationen und Optimierungsarbeiten durchgeführt:

Optimierung des Programms Messdatenspeicherung „Matrix“: Stabilisierung des Programmablaufes, Eingabemasken verändert, Sicherheit bei der Speicherung verbessert, Steuerungssoftware: Überprüfung der einzelnen Unterprogramme (Local User Functions) auf Plausibilität und Funktion, Änderung der automatischen Dosierung, Netzwerkstruktur: zusätzliches lokales Netzwerk zur Verbindung der Messplatzrechner (Datennetz) mit dem Server installiert, um höhere Ausfallsicherheit zu gewährleisten. Anbindung an die UBA-Domäne (Intra- und Internet) erfolgte Ende 2001, Datensicherung: Tägliches Backup der Messdaten auf Datenträger (Bandlaufwerk) initialisiert.

Die Mitarbeiter der FSA werden auch 2003 mit dem ausführenden Ingenieurbüro eng zusammenarbeiten und weiter an der Programmier-Software geschult.

3.3.2 **Datenbank**

Die FSA ist mit einer umfangreichen Online-Messtechnik ausgestattet. Die wichtigsten Steuerkenngrößen (pH-Wert, Fließgeschwindigkeit, Wasserstand, Sauerstoffkonzentration, Trübung, Leitfähigkeit, TOC und Temperatur) werden als Einzelmesswerte kontinuierlich erfasst und jeweils in größeren Abständen (z. Z. stündlich) auf mehrere ASCII-Dateien verteilt gespeichert. Neben diesen Online-Parametern werden nach Bedarf physikalisch-chemische Analysen, biologische Untersuchungen (Phytoplankton, Zooplankton, Zoobenthos, Makrophyten, ggf. Bakterien und Pilze) sowie Bezugsdaten an realen Gewässern und Klimadaten ermittelt. Aus den Erfahrungen und Ergebnissen der Einfahrphase FSA sind bei derzeitigem Betrieb folgende Datenmengen jährlich zu erwarten:

624 Analysen von ca. 160 verschiedenen gemessenen und errechneten chemischen-physikalischen Parametern (ca. 108.000 Messwerte)

ca. 1300 Datensätze mit Probenahmeinformationen (Probeort, Koordinaten, Zeit)

ca. 2500 biologische Untersuchungen zu ca. 40 Arten (100.000 Daten)

8760 (stündliche Messwerterfassung) * 96 Messwerte (8 Parameter, 12 Fließbrinnen) aus der Online-Datenerfassung, gesamt 841.000 Messwerte

ca. 35.000 Daten aus Freilanduntersuchungen (Multiparametersonden)

ca. 13.000 Daten aus Profil-Messungen

ca. 500.000 Messwerte der Klimastationen (Stunden-, Tagesmittel- und Tagessummenwerte)

Daten aus Sonderuntersuchungen (z. B. Einzelstoffanalysen, die bei speziellen Studien oder bei Zudosierung von Chemikalien anfallen), Daten zur Qualitätssicherung sowie Daten zur Projekt- und Geräteverwaltung nicht berücksichtigt, ergibt sich in der Summe bereits ein Volumen von 1,5 - 2 Million Rohdaten und berechneter Daten pro Jahr.

Der Bedarf an Messparametern und Häufigkeit der Messung kann jedoch je nach Untersuchungsgegenstand stark variieren.

Die Daten fallen in unterschiedlichsten Formen und Formaten (teilweise ASCII, Word, Excel-Dateien oder handschriftliche Protokolle) an und müssen, da bisher ein zentrales Datenverwaltungssystem fehlt, vor jeder Auswertung überwiegend manuell in ein für weitere Auswertungen verwendbares Format (z. B. MS Excel) übertragen werden (Abb. 22). Aufgrund der technischen Begrenzungen (MS Excel erlaubt max. 64.000 Zeilen) und des enormen Zeitaufwandes können nicht alle Daten in ein Excel-Sheet überführt werden.

In Folge werden sich zwangsläufig Probleme beim Wiederfinden, bei der Vollständigkeits- und Validitätsprüfung, beim Zusammenstellen und Auswerten von Daten ergeben. Die Datensicherheit ist dauerhaft nicht gewährleistet. Die Problematik nimmt exponentiell mit der Anzahl der anfallenden Daten zu.

Daher wurde 2001 damit begonnen, eine Leistungsbeschreibung für die Entwicklung einer Datenbank zu erstellen. Im Haushaltsjahr 2002 war es möglich, eine externe Prüfung und Konzeption zu finanzieren.

Um zumindest eine einfache Probenverwaltung zu etablieren, wurde parallel im März 2002 eine provisorische Datenbank (Datenbankstruktur s. Anhang Kap. 5 Leistungsbeschreibung für das UMPLIS-Vorhaben) in Eigenarbeit entwickelt und im Mai in Betrieb genommen.

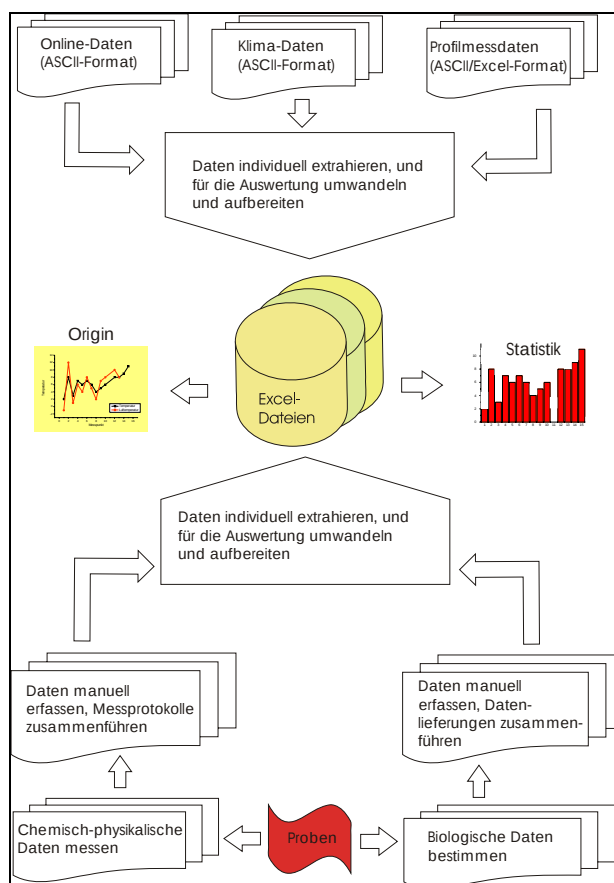


Abb. 22: Ablaufschema Datenerfassung, Umwandlung und Auswertung in der FSA, die Pfeile repräsentieren manuelle Datenerfassung oder Übernahme/Umwandlung

Nach Überarbeitung der Leistungsbeschreibung (s. Anlage) konnte zum 08.10.2002 ein Auftrag zur „Konzeption einer Datenverwaltung für die FSA“ an die Fa. Lippke+Wagner vergeben.



Die Leistungsbeschreibung mit einer umfangreichen Beschreibung der Import/Exportformate sowie das von der Fa. Lippke+Wagner erstellte Konzept ist als Anlage (Kap. 6) beigelegt. Der externe Auftragnehmer kommt in seinem Konzept u. a. zu folgenden Schlüssen:

„Die ... Problematik lässt sich mit einer zentralen Datenbank beheben“.

„Für die Realisierung des Systems sehen wir eine hohe Dringlichkeit, denn es besteht das Risiko, dass bereits ermittelte Daten verloren gehen bzw. nicht mehr sinnvoll zugeordnet werden können und damit wertlos sind“.

„Angesichts der Einzigartigkeit der Fließgewässer-Simulationsanlagewäre es unverhältnismäßig, wenn für die langfristige Speicherung und Archivierung der Messdaten keine adäquate Vorsorge getroffen würde“.

„Die Anlage produziert pro Jahr etwa eine Millionen Messwerte Es ist nicht vorstellbar, wie mit Hilfe des bisher eingesetzten Provisoriums eine professionelle Bereitstellung von Daten möglich sein soll.“

Es wird angestrebt, das Konzept der Datenverwaltung in Form einer zentralen Datenbankanwendung umzusetzen. Es wird versucht, den durch Finanzierungsengpässe begründeten zeitlichen Aufschub der Realisierung und Fertigstellung durch ein Provisorium zu kompensieren.

3.4 Ergebnisse zum Verhalten der Systeme

3.4.1 Biologische Entwicklung der Systeme

Das Animpfen und der Besatz mit Plankton, Makrophyten (Wasserpflanzen) und benthischen Makroinvertebraten (Wirbellose) aus verschiedenen Gewässern des Umlandes diente der Erhöhung der Artenvielfalt (Diversität) in den neu etablierten Fließrinnen- und Teichsystemen. Es erzeugte neue Lebensgemeinschaften (Biozönosen), in denen die einzelnen Organismen zufällig aufeinander trafen. Die Organismen dieser künstlichen Lebensgemeinschaften sind zunächst allerdings noch nicht aufeinander eingestellt, d.h. sie haben noch keine Geschichte von erfolgreichen und erfolglosen Invasionsversuchen oder kompetitiven Verdrängungen hinter sich, wie es in reiferen Biozönosen der Fall ist (Lampert & Sommer 1993). Durch die Einbringung und Etablierung dieser neuen Organismengemeinschaften sollen sich auch die Stoffkreisläufe (z.B. Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, usw.), die von Primärproduzenten, Konsumenten und Destruenten getragen werden und zu den funktionellen Komponenten gehören, in den Versuchssystemen entwickeln und weitgehend schließen.

Jeder Organismus einer neuen Biozönose stellt unterschiedliche Ansprüche an seine Umwelt und kann nur dann gut wachsen und mit anderen Arten konkurrieren, wenn Faktoren wie z.B. Temperatur, Licht oder Nahrungsangebot für ihn optimal ist. Welche Arten sich besonders gut etablieren können, ist nicht immer vorhersagbar und oft von Zufällen abhängig. Gerade in jungen, artenärmeren Systemen sind Massenentwicklungen einzelner Arten, die auf optimale Wachstumsbedingungen treffen und denen noch wenige Konkurrenten oder Räuber gegenüberstehen, keine Seltenheit. Da sich erst über einen gewissen Zeitraum eine aufeinander abgestimmte und stabilere Biozönose bilden kann, ist eine Stabilisierungsphase in neu etablierten Mesokosmensystemen unabdingbar (Caquet *et al.* 2000).

In dem Projekt Einfahrphase wurde die biologische Entwicklung der neu etablierten Fließrinnen und Teiche anhand verschiedener physikalisch, chemisch und biologischer Parameter kontinuierlich beobachtet (s. auch Kap. 3.2.8). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden in den folgenden Kapiteln (Kap. 3.4.2 - 3.4.5) dargestellt und analysiert bzw. sind im Anhang



aufgeführt. In diesem Kapitel soll die Entwicklung der Systeme anhand der Makrophyten-, Aufwuchs- und Makroinvertebraten-Entwicklung beschrieben werden, die großen Entwicklungsdynamiken ausgesetzt waren und die Gesamtentwicklung der Systeme deutlich geprägt haben. Zu dem werden auch des Erfahrungen zum Management des Weichsedimentes, das insgesamt einen großen Einfluss auf die Entwicklung der Systeme hatte, dargestellt.

3.4.1.1 Entwicklung der Makrophyten in den Systemen des Hallensystems

Nach der biologischen Etablierung der Hallensysteme im Dezember 2001 (s. hierzu Kap. 3.2.6) wurde die Entwicklung der eingepflanzten Makrophyten über den gesamten Untersuchungszeitraum regelmäßig, mindestens 2 mal pro Woche, beobachtet und in größeren Abständen kartiert bzw. photographisch dokumentiert.

Im Verlauf der Winter und Frühjahrsperiode (2001/02) hat sich herausgestellt, dass sich alle eingesetzten Makrophytenarten nicht oder nur schlecht in den Fließrinnen und Teichen der Halle etablieren konnten. Als Ursachen kommen in Frage:

- Projekttermin-bedingte Pflanzung der Makrophyten während des Winterhalbjahres, in dem sich die Pflanzen aufgrund der zurückgehenden Temperaturen und des verringerten Lichtangebotes generell in einer natürlichen Ruhephase befinden und bestenfalls nur ein geringes Wachstum stattfindet
- geringe Bepflanzungsdichte in den Rinnen- und Teichabschnitten und saisonbedingt eine reduzierte Fitness der Sprosse bzw. Sprossabschnitte
- schlechte Lichtbedingungen in den Teichen, da die angeforderten zusätzlichen HQI Lampen zur Verbesserung der Lichtsituation erst im Mai 2002 benutzt werden konnten und von da an wegen fehlerhafter Bauausführung nur eingeschränkt einsatzbereit waren (s. Kap. 3.1.3). Gerade im Frühjahr 2002 nach der Beendigung der Ruheperiode wäre eine ausreichende Beleuchtung für das Wachstum der Makrophyten essentiell gewesen.
- Massenaufreten von Fadenalgen (Grün- bzw. Jochalgen der Gattung *Mougeotia*) im Frühjahr 2002, die sich als Aufwuchs an die Makrophyten angeheftet hatten, sie beschatteten, mit ihnen um Nährstoffe und Licht konkurrierten und dadurch das Wachstum der Makrophyten behinderten.

Nachdem die Lichtbedingungen in den Teichen verbessert und die Fadenalgenpopulationen zurückgedrängt werden konnten, wurden im Juni 2002 die gleichen und teilweise auch weitere Makrophytenarten wie bei der ersten Pflanzung in die Systeme gepflanzt (s. Kap. 3.2.6).



Abb. 23: Unterwasseraufnahme von *Potamogeton natans* in einem Teich der Halle (Juli 2002; Quelle: Autoren)

Während der Sommermonate konnte beobachtet werden, dass sich die Arten *Potamogeton natans* (Abb. 23), *Polygonum amphibium* und *Myriophyllum verticillatum* gut entwickelten, während sowohl die Art *Callitriche palustris*, *Elodea canadensis* und *Berula erecta* in den Teichen und Fließrinnen der Halle ihr Wachstum einstellten und innerhalb weniger Wochen bzw. Monate eingingen. Dafür war sehr wahrscheinlich ein Zusammenspiel folgender Faktoren verantwortlich:

- Zu hohe Temperaturen in der Hallenanlage während der Sommerperiode (maximale Wassertemperaturen bis zu 25°C), die durch seinerzeit noch ungünstige Belüftungsmöglichkeiten der Halle entstanden sind. Die Entwicklung von Organismen ist an einen bestimmten Temperaturbereich gekoppelt. In den Mesokosmen lagen die Bedingungen für diese Arten außerhalb des Optimalbereiches.
- Geringe Nährstoffkonzentrationen in den Systemen, die zwar gezielt niedrig gehalten wurden, um die Systeme besser steuern zu können, dafür aber auch in Kauf genommen werden musste, dass die an hohen Nährstoffgehalt adaptierten Makrophytenarten *Elodea canadensis* oder *Berula erecta* nährstofflimitiert waren.
- Starke Entwicklung eines dichten Aufwuchsfilmes während der Sommermonate 2002, der von der Blaualge *Oscillatoria splendida* und benthischen Kieselalgen gebildet wurde und sich vor allem in den Fließrinnen auf der gesamten Sedimentfläche und auf den Makrophyten entwickelt hatte. Es wurde schnell deutlich, dass die neu gesetzten Makrophytenarten, die wie *Elodea canadensis* als sehr kleine Pflanze eingesetzt wurden oder wie *Callitriche palustris*, die feingliedrige und zarte Sprosse und Blättchen besitzt, mit dem Aufwuchsfilm nicht zurecht kamen und sehr schnell eingingen.

3.4.1.1.1 Maßnahmen zur Verbesserung der Bedingungen für Makrophyten

- Verbesserung der Lichtsituation in den Teichsystemen der Halle, indem im Mai 2002 jeweils 2 HQI Lampen je Teich installiert wurden. Eine optimale Beleuchtung und Ausleuchtung der Teichsysteme ist allerdings erst seit Ende Dezember 2002 gegeben (s. Kap. 3.1.3)!

Kurzzeitige Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit in den Fließrinnen, um die Fadenalgen vom Substrat abzulösen, sie mit einer Sedimentschicht zu überdecken und in ihrem Wachstum zu stoppen.

Manuelle Entfernung von Fadenalgen in den Fließrinnen und Teichen

Wiederholte Nährstoffzugabe (Phosphat, Nitrat, Silikat und Mikronährstoffe)

Manuelles Absammeln des Aufwuchsfilms auf den Makrophyten

Manipulation der Nahrungskette (Biomanipulation) in den Teichen durch Reduktion der großen Phytoplankton fressenden Organismen (hier: Wasserflöhe) über Einsatz von Insektenlarven und Fischen in die Systeme (s. Kap. 3.2.6). Mit dieser Aktion sollte das Phytoplankton-Wachstum gefördert werden, um den Algen des Aufwuchsfilms Licht und Nährstoffe zu nehmen.

Einsatz von Turbulenz erzeugenden Strukturen (Pflastersteine) in die Beruhigungsbecken der Fließrinnen, um die Makrophyten im Wasserkörper in Bewegung zu bringen. Auf diese Weise soll die Bildung des Aufwuchses auf den Makrophyten erschwert werden.

Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit, um den Aufwuchsfilm auf dem Sediment zu lösen und die Neubildung zu behindern

Optimierung der Temperierung der Hallenanlage, da sich besonders hohe Wassertemperaturen positiv auf das Wachstum des Aufwuchsfilms (Blaualgenkomponente) auswirken.

Toxingehaltanalyse der Blaualge *Oscillatoria splendida* (Bearbeitung durch das Fachgebiet II 4.3, Frau Dr. Fastner), um toxische Effekte dieser Blaualge auf andere Organismen ausschließen zu können. Die Analyse ergab keinen Hinweis auf Blaualgentoxine.

3.4.1.2 Entwicklung des Aufwuchses in den Mesokosmen der Halle

Wie bereits erwähnt, hatten sich zu Beginn der Etablierungsphase im Frühjahr 2002 zunächst verstärkt Fadenalgen der Gattung *Mougeotia*, vor allem an den Wänden und auf den Makrophyten in den Fließrinnen, aber auch in den Teichen entwickelt.



Abb. 24: Aufwuchsfilm mit Blau- und Kieselalgen zwischen und auf dem Laichkraut *Potamogeton natans* in einem Beruhigungsbecken der Fließrinnen der Halle (Quelle: Autoren)

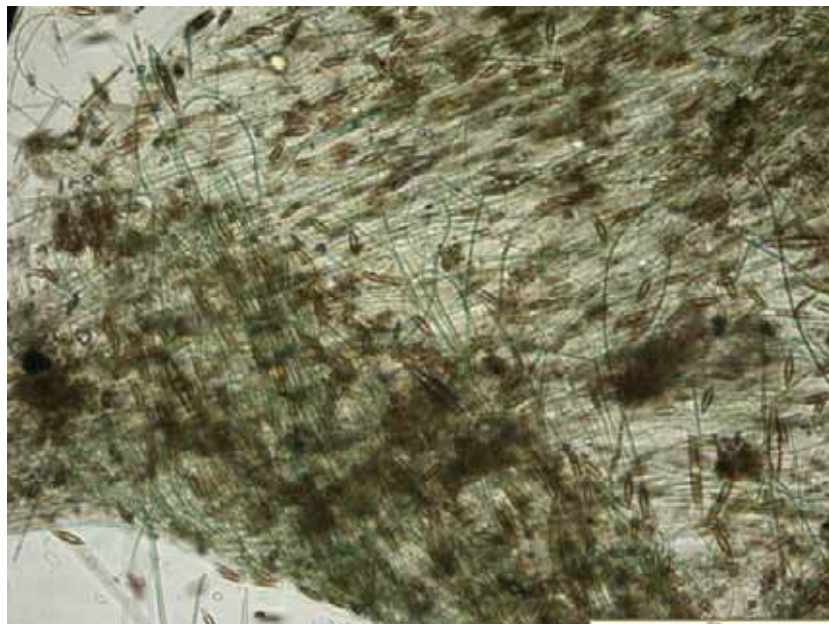


Abb. 25: Mikroskopische Ansicht des Aufwuchsfilmes mit Blaualgen (*Oscillatoria splendida*) und div. benthischen Kieselalgen (Gattungen *Navicula* und *Nitzschia*) (Dez. 2002, Quelle: Autoren)

Im Sommer 2002 trat dann ein dichter Blaualgenaufwuchsfilm auf dem Sediment und den Makrophyten in allen Systemen der Halleanlage an die Stelle der Fadenalgen. Er wurde neben verschiedenen Kieselalgen vor allem von der Blaualge *Oscillatoria splendida* dominiert (Abb. 24). Außerdem waren zahlreiche, bewegliche, pennate Kieselalgen sehr unterschiedlicher Gattungen (hauptsächlich div. Arten: *Navicula*, *Nitzschia*) sowie Muschelkrebse (Ostracoden) und Fadenwürmer (Nematoden) vertreten.

Der Blaualgenaufwuchs konnte sich vor allem in den Fließrinnen während der ganzen Sommer- und Herbstperiode 2002 halten. Erst ab Herbst 2002, als die Wassertemperaturen wieder unter 15 °C sanken, gingen die Algenmatten deutlich zurück und in den Teichen konnten sich wieder verstärkt fädige Grünalgen der Gattung *Cladophora* (cf. *glomerata*) entwickeln. Folgende Gründe könnten zur Massenentwicklung von Faden- und Aufwuchsalgen geführt haben:

Die neu etablierten Teich- und Fließrinnensysteme waren zunächst noch sehr artenarm, so dass sich eine Art, die auf günstige Bedingungen trifft, schnell ohne großen Konkurrenzdruck eine freie ökologische Nische besetzen und sich verbreiten kann. Vor allem bei Planktonorganismen ist es stark vom Zufall abhängig, welche Arten über Animpfungen oder über Eintrag durch Makrophyten in die Systeme gelangen. Es genügen oft nur wenige Zellen, die sich, wenn sie auf günstige Bedingungen treffen, sehr schnell vermehren und ein System dominieren können, solange keine Konkurrenten vorhanden sind.

Durch das schlechte Anwachsen der Makrophyten mit ihren geringen Bestandsdichten in den Systemen und die durch die hohe Fraßaktivität von Wasserflöhen bedingt niedrigen Phytoplankton-Abundanzen (s. Kap. 3.4.1.2.1) gab es für die schnell wachsenden und eher anspruchsloseren Aufwuchsorganismen nur wenig Konkurrenz.



3.4.1.2.1 Maßnahmen gegen die Massenentwicklung des Aufwuchses in den Hallensystemen
Erhöhung der Artendiversität in den Systemen und des Konkurrenzdruck auf die Fadenalgen durch Animpfung mit Plankton aus Gewässern der Umgebung während des Frühjahrs 2002
Kurzfristige Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit in den Fließrinnen im Mai 2002, um die Fadenalgen von den Wandungen und den Makrophyten abzulösen und um das Weichsediment zu mobilisieren, damit es sich nach der Reduzierung der Fließgeschwindigkeit über den Aufwuchs legt und dessen Wachstum durch Beschattung verschlechtert
Manuelle Entfernung von Fadenalgen aus den Teichsystemen im Mai und Oktober 2002
Erhöhung der Konkurrenz durch Manipulation der Nahrungskette, indem große algenfressenden Organismen (hier: Wasserflöhe) durch Besatz mit Insektenlarven und Fischen in den Teichsysteme reduziert und so das Phytoplankton gefördert und den Algen des Aufwuchsfilms Licht und Nährstoffe entzogen wurden
Absaugung von freiem Sediment in den Fließrinnen, um die Aufwuchsfläche für die Blaualgen zu minimieren
Verbesserung der Klimatisierung der Halle, da die Blaualgen durch hohe Temperaturen begünstigt werden, während viele andere Phytoplankter oder auch Makrophyten bei Wassertemperaturen über 20°C eher schlecht wachsen
Manuelle Entfernung des Aufwuchsfilmes in den Systemen

3.4.1.3 Entwicklung der Gammariden (Makroinvertebraten) in den Mesokosmen des Hallensystems

Mit der Einrichtung der Fließrinnen und Teiche wurden gezielt Makroinvertebraten wie z.B. Schnecken, Gammariden oder Insektenlarven in die Hallensysteme eingebracht, da sie wichtige Funktionen in aquatischen Systemen erfüllen und die neu etablierten Systeme stabilisieren sollten. Die Beobachtung der Makroinvertebraten-Entwicklung war allerdings aus Kapazitätsgründen nur stichprobenartig in einzelnen Systemen möglich, da ein gesondertes F+E-Vorhaben des UBA (UFO Planvorhaben), in dem u.a. die Entwicklung der Makroinvertebraten untersucht werden sollte, wegen der angespannten Haushaltslage zurückgestellt werden musste. Im Folgenden können daher nur die Ergebnisse der Gammariden-Beobachtung dargestellt werden.

Gammariden leben zwischen Laub und Steinen und sind deshalb in den Systemen nur schwer bzw. gar nicht visuell zu erfassen. Um festzustellen, ob und wie sich die Gammariden in den Systemen nach der Einbringung im Mai 2002 (Kap. 3.2.6) entwickelt hatten, wurde stichprobenartig im Juli 2002 jeweils ein Laubsack aus 2 Fließrinnen (Rinne 1 und 8) entnommen und auf Organismen untersucht. Die Ergebnisse fielen für die 2 untersuchten Säcke sehr unterschiedlich aus. Im Laubsack Nr. 3 (in Strömungsrichtung) der Rinne 1 wurden nur 2 Gammariden, im Laubsack Nr. 1 in Rinne 8 (erster in Strömungsrichtung) hingegen 22 Gammariden gefunden.

Im Oktober 2002 fand eine erneute stichprobenartige Untersuchung der Laubsäcke statt. Es wurden 1-2 Laubsäcke aus jeder Fließrinne untersucht. Die Einzelbefunde waren im Vergleich zur vorherigen Untersuchung im Juli 2002 sehr homogen. Es wurden in jeden untersuchten Beutel 2 ± 1 Gammariden gefunden. Die geringe Entwicklung der Gammariden in den Fließrinnen könnte folgende Ursachen gehabt haben:

Zu niedrige Startpopulation. Bei der Besiedlung eines neuen Lebensraumes und der Adaption an neue chemisch, physikalisch und biologischen Bedingungen, kann es vorkommen, dass



sich nur bestimmte Genotypen einer Art durchsetzen. Je höher die Ausgangspopulation, um so größer die Chancen, dass es Genotypen gibt, die sich besser adaptieren können.

Schlechte Futterbedingungen in den Fließrinnen, da das Laub in den Säcken schneller als erwartet abgebaut wurde.

Schlechte Sauerstoffkonzentration in den Laubsäcken, da sich anaerobe Bereiche in den Laubsäcken durch Sedimentablagerungen und den dichten Blaualgenaufwuchsfilm auf den Säcken gebildet hatten. Da Gammariden sauerstoffreiche Bereiche bevorzugen, können sie in günstiger Bereiche der Fließrinne gewandert oder durch Sauerstoffmangel gestorben sein.

Hoher Fraßdruck auf die Gammariden, da sich in den Systemen diverse räuberische Libellenlarven angesiedelt und entwickelt hatten. Da auch Libellenlarven in den Säcken selbst gefunden wurden und es insgesamt nur wenige, geeignete Beuteorganismen für die Libellenlarven in den Systemen gegeben hat, ist es möglich, dass die Gammariden durch Fraß eventuell sogar stark dezimiert wurden.

Verteilung der Tiere über die gesamte Rinne. Die Tiere wurden zwar gezielt bei den Laubsäcken zwischen den 2 Kiesregionen ausgebracht, sie könnten sich aber auch in anderen Bereichen, wo es Unterschlupf und Nahrung gibt, angesiedelt haben, so dass sie in anderen, nicht untersuchten Bereichen in höheren Dichten anzutreffen gewesen wären.

Um die Situation für die Gammariden zu verbessern bzw. eine Erhöhung der Gammariden-Dichten zu erreichen, wurden die Laubsäcke im Oktober 2002 mit frischem Erlaub befüllt. Zusätzlich fand ein neuer Gammariden-Besatz mit dem 3fachen des Ausgangsbesatzes statt.

3.4.1.4 Fazit zur biologischen Entwicklung der Systeme

Es hat sich gezeigt, dass die Makrophytenarten *Callitriche palustris* und *Elodea canadensis* mit den Temperatur- und Nährstoffbedingungen der Hallen- und Außensysteme nicht bzw. nur schlecht zurecht gekommen sind, während sich die Arten *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton natans*, *Polygonum amphibium* und *Ceratophyllum demersum* sowie die Characeen gut etablieren konnten. Bei der Bepflanzung der Systeme mit Makrophyten ist darauf zu achten, dass die Arten höhere Wassertemperaturen und niedrige Nährstoffkonzentrationen überdauern können.

Der Einbau von Turbulenz erzeugenden Strukturen in den Beruhigungsbecken ist unabdingbar, damit sich die Makrophyten selbst durch Wedelbewegungen von Aufwuchsorganismen oder auch Blaualgen befreien können. Ferner bewirken die Turbulenzen auch eine stärkere Strukturierung des sandigen Untergrundes, die eine flächendeckende Besiedlung durch Aufwuchsbiofilme unterbinden.

Die Manipulation des Nahrungsnetzes (Biomanipulation) bietet weitreichende Möglichkeiten, um über Konkurrenz und Räuber-Beute-Beziehungen die Entwicklung der Systeme zu steuern.

Das Einschleppen von unerwünschten Organismen wie den Faden- oder Aufwuchsalgen in neu etablierte Systeme ist nicht zu verhindern, da sie als Aufwuchs an Makrophyten oder durch Planktonanimpfung in die Systeme gelangen. Allerdings hätten die Massenentwicklungen von Faden- oder Aufwuchsalgen verhindert oder zumindest minimiert werden können, wenn sie einem höheren Konkurrenz- und Fraßdruck sowie höherer Bioturbation (Sedimentumlagerung) durch Makrozoobenthos ausgesetzt gewesen wären. Für weitere Versuche wäre



es sinnvoll, gleich zu Beginn das schnelle Anwachsen der gepflanzten Makrophyten zu sichern und das Wachstum von Phytoplankton stärker zu fördern.

Animpfen mit Organismen aus unterschiedlichen Gewässern muss zu Beginn der Etablierungsphase ebenfalls stärker erfolgen, um die Artenvielfalt und somit auch den Konkurrenzdruck unter den Arten zu erhöhen und das Massenauftreten einzelner Arten in Grenzen zu halten.

Für jede gezielt eingesetzte Art wie z.B. den Gammariden müssen zuvor die entsprechenden Habitat- und Rahmenbedingungen geschaffen werden.

3.4.1.5 Betriebserfahrungen mit den Weichsedimenten

3.4.1.5.1 Sedimentkonditionierung

Durch die Separation und Anreicherung der Schlammpartikel sowie auch durch die betriebsbedingte Neuschlambbildung sammelte sich Schlamm in strömungsberuhigten Zonen der Hallenanlage an (Teichsohle, Rinnenabschnitte und Ecken mit lokaler Sedimentation). Dort traten lokal - teils auch an der Oberfläche - Schwarzfärbungen der Sedimente auf, was die Bildung von Eisensulfid anzeigt. Dies wird durch die bakterielle Desulfurikation in anaeroben Bereichen und die Freisetzung von Schwefelwasserstoff (H_2S) gebildet.

Die Eisenaufstockung (Kap. 3.2.2.5) erwies sich somit als notwendig und sinnvoll, da in solchen anaeroben und schwefelwasserreichen Zonen lokal und zeitlich befristet erhebliche P-Rücklösungen ins Freiwasser auftreten können. Die Eisenaufstockung fängt den gebildeten Schwefelwasserstoff (H_2S) als Sulfid ab, ohne jedoch die Phosphorbindungsfähigkeiten durch den Überschuss an freiem Eisenoxid/hydroxid zu verlieren. Durch zeitweise erhöhte Nitratanteile oder eine großflächige Belüftung im Wasser lässt sich ggf. das gebildete Eisensulfid wieder zu Eisenoxid bzw. -hydroxid regenerieren, wenn sich molare Eisen-Schwefelverhältnis im Sediment 1 nähern sollte.

Die hohen P-Bindekapazitäten wie auch die starke Etablierung der Aufwuchsgemeinschaften führten zu einer starken Verarmung an Phosphor in der Wassersäule. Um den Phosphorgehalt im Wasserkörper wieder zu steigern, wurden mehrfach Nährstoffe (u.a. auch P) zugesetzt (s. Kap. 3.2.7).

Hallenanlage

Zu Beginn des Betriebes im Januar und Februar 2002 sedimentierten zunächst die sehr kleinen Schlammpartikel aus und aggregierten zu größeren Partikeleinheiten auf dem Bodengrund, insbesondere in den Fließrinnen. Dieser Prozess wurde durch die Bildung natürlicher Aufwuchsgemeinschaften stark gefördert und die Schwebstofftrübe im Freiwasser sank in den Rinnen relativ schnell ab. Dieser Prozess dauerte in den zunächst strömungslosen und tieferen Teichen ca. 14 d, da Schluff- und Tonpartikel entsprechend langsam aussedimentieren.

Es zeigte sich jedoch bereits im Frühjahr, dass die an der Substratoberfläche verfügbaren Schlamm-mengen in den einzelnen Rinnen sehr ungleich waren (z.B. stark erhöhte Anteile in Rinne 8). Außerdem stellten sich durch die Fließströmung Umlagerungen und Sortierungen der Schlammpartikel ein (Separation und lokale Anreicherung der minerogenen Komponente unter der Arbeitsbühne und im Bereich der Online-Messstationen). Daneben traten Ausspülefekte auf, die durch kurzzeitig erhöhte Strömung (z.B. bei Strömungsmessungen im Hochsommer) zusätzlich tiefer gelagerten Schlamm ins Freiwasser ausspülten.



Daher war es mehrfach notwendig, Sedimentationszonen mit erhöhtem Schlammanteil (Kunvenabschnitte kurz vor Schneckenpumpe, Ecke der Beruhigungsbecken, dichte Pflanzenbestände, Kiesschüttungen) abzusaugen. Dabei wurde zunächst ein Aquarien-Kleinsaugheber, später dann ein größeres, für die Teichpflege geeignetes Großgerät eingesetzt.

Ferner stellten sich ab Mai/Juni 2002 zunehmend blaugüne "Aufwuchsmatten" (Biofilme) ein, die zunächst auf den freien Schlammzonen siedelten und dabei weiteren Schlamm akkumulierten. Diese Matten breiteten sich dann auf der gesamten Sand-Schlammoberfläche und den Makrophyten aus und bildeten - zeitweise flächendeckend - umfangreiche Biofilme (s. oben). Neben der Verfügbarkeit des Schlammes spielten auch Strömung (Fließgeschwindigkeit, Turbulenz) sowie Lichtdargebot eine wichtige Rolle beim Auftreten dieser Aufwuchsmatten. Auffällig blieb jedoch die große Affinität zu Schlammpartikeln, von denen die Besiedlung ausging bzw. die als Rückzugsbereich fungierten.

Als Arbeitshypothese wird daher formuliert, dass das Ausmaß an verfügbaren freien Schlammpartikeln insbesondere unter den Bedingungen der Hallenanlage einen großen Einfluss auf das Auftreten und die Ausbreitung dieser Biofilmgemeinschaften hatte. Eine deutliche Reduktion an oberflächenverfügbaren Schlamm senkt die Wahrscheinlichkeit zur Bildung und Ausbreitung dieser Blaualgen dominierten Aufwuchsgemeinschaften erheblich und vice versa.

Außenanlage

Durch die präzise Einbringung der Sedimente bei der Einrichtung der Rinne traten ähnliche Probleme bisher (Zeitraum Juli - November 2002) - auch annäherungsweise - nicht auf. Aus den Fließrinnen der Hallenanlage entnommene Blaualgen dominierte Aufwuchsmattenexponate konnten sich nicht behaupten und verkümmerten. Hierfür ist neben der verringerten Verfügbarkeit des Feinschlammes das wesentlich größere Lichtdargebot verantwortlich (s. Kap. 3.4.4).

3.4.1.5.2 Schlamm-Management

Die ersten Erfahrungen bei der Schlammbeschickung sowie beim laufenden Betrieb der Fließrinnen weisen die Notwendigkeit eines gesonderten Schlamm-Managements für den Versuchsbetrieb der FSA aus, mit dem die Verteilung und Menge des frei verfügbaren Schlammes im Wasser sowie an der Wasser-Substrat-Grenzschicht gesteuert und reguliert werden kann.

Die Notwendigkeit stellt sich auch dann, wenn die Beschickung mit Schlamm - wie in der Außenanlage praktiziert - effizienter gestaltet worden ist, da die Systeme generell Schlamm produzieren und akkumulieren, der mittelfristig zu vergleichbaren Problemen führt.

Zwei Ansätze werden z. Z. (November 2002) verfolgt:

Durch einfache Konstruktionen wie Abscheidebleche soll ständig eine gezielte Anreicherung in speziellen Bereichen der Anlage – den Beruhigungsbecken- erfolgen. In diesen Akkumulationszonen kann der angereicherte Schlamm ggf. abgesaugt werden. Die Maßnahme dient der kontinuierlichen Schlammabscheidung und ist in alle Systeme zu integrieren.

Durch mobile sog. "Sedimenter", die aus früheren Versuchen, z.B. zur Sanierung des Tegeler Sees, noch auf dem Versuchsfeld verfügbar sind, wird im Bedarfsfall bei erhöhtem Trübstoffgehalt in der fließenden Welle einer Rinne durch einen Bypass Wasser entnommen,



der Schlamm abgeschieden und das gereinigte Wasser zurückgeführt. Diese Maßnahme ist in speziellen Fällen in einzelnen Systemen einzusetzen. Sie kann aber auch umschichtig sukzessive auf alle Systeme angewendet werden.

Beide Ansätze werden mit den auf dem Versuchsfeld zur Verfügung stehenden Mitteln bereits im Versuchsbetrieb getestet:

Alle Rinnen der Hallenanlage sind mit zwei Abscheideblechen an den Beckenrändern eines Beruhigungsbeckens versehen worden. Außerdem werden z.Z. verschiedene Sedimente getestet, die als Altbestand verfügbar sind. Bei entsprechender Kapazität könnte man mit Hilfe solcher Sedimente kontaminiertes Feinsediment, das nach einem Versuch mit einem hoch persistenten Stoff anfällt, mit einer erhöhten und stark erodierenden, d.h. Sediment ausspülenden Wasserströmung in den Rinnen (Fließgeschwindigkeit $>0,3$ m/s) nahezu quantitativ herauswaschen und fachgerecht entsorgen.

3.4.1.5.3 Fazit zu den Betriebserfahrungen mit den Weichsedimenten

Obgleich eine Reihe guter Gründe für die Einbringung von natürlichen Sedimenten in die Versuchssysteme sprechen (Kap. 3.2.2.1), ist die Auswahl, Behandlung, Einbringung und das Management so ausgestatteter Systeme - insbesondere im Fließbetrieb (erhöhter Transport, Sortierung, Ablagerung) - überaus heikel. Folgende Punkte erscheinen aus der jetzigen Sicht wichtig:

Auswahl der Sedimente

Die Zusammensetzung und Eigenschaften der Weichsedimente ist - wie hier geschehen - nicht nur in Bezug auf Schadstoffe, sondern auch in Hinblick auf allgemeine Sedimentcharakteristika und Hauptkomponenten auszuwählen.

Im konkreten Fall war der säureunlösliche Rest (SUR), der durch Ton-, Schluff- und Silikatanteile gestellt wird, mit ca. 66 % TS relativ hoch. Erst durch die Eisenbehandlung wurde der Anteil auf 46 % TS gesenkt. Das Mittel im Berliner Raum liegt für 2089 Sedimentproben bei 44,8 % (0-10 cm ST). Nur 10 % der Proben überschreiten einen SUR-Gehalt von 68 % (Daten FG Limnologie, TU Berlin unpubl.). Dies ist bei Auswahl zukünftiger Standorte zur Sedimententnahme in Hinblick auf die Versuchsgestaltung und Repräsentanz zu berücksichtigen.

Konditionierung der Sedimente

Die lokalen Schwarzfärbungen der Sedimente während des Betriebes in Bereichen mit starker Anreicherung bzw. Ablagerung von Feinschlamm zeigen Eisensulfid an, das auf die bakterielle Desulfurikation in anaeroben Bereichen und die Bildung von Schwefelwasserstoff (H_2S) zurückgeht. Es hat sich daher als sinnvoll erwiesen, das Weichsediment vor der Einbringung entsprechend zu konditionieren, um Sauerstoffzehrungen und plötzlich einsetzende Phosphorrücklösung zu vermeiden.

Aufgrund der erzielten Sauerstoffversorgung im Schlammbecken während der Konditionierung kann die Nitratmenge bei zukünftigen Einsätzen unter ähnlichen Bedingungen (Menge und Zusammensetzung des Sedimentes, Belüftungs- und Umwälzungsregime im Becken) um ein Fünftel auf etwa $5 \text{ kg Ca}(\text{NO}_3)_2\text{-tech.}$ gesenkt werden.



Die präzise Aufstockung mit Eisen oder mit anderen Substanzen ist unter den derzeitigen Bedingungen schwierig. Sie kann jedoch wesentlich verbessert werden, wenn die Ablagerung des Schlammes am Beckengrund stärker verringert wird und mehr Partikel in der Wasserphase gehalten werden (z.B. durch flächigen Blasenteppich).

Um Aufstockungen mit anderen Schwermetallen wie Chrom, Nickel, Zink durch die Eisenbehandlung zu vermeiden kann alternativ Fe(III)chlorid-Lsg. verwendet werden, wie sie zur Trinkwasseraufbereitung eingesetzt wird. Allerdings steigen in diesem Fall auch die Beschaffungskosten.

Bei zukünftigen Einsatz von Schwermetallen wie Cu oder Zn für ökotoxikologische oder expositionsabhängige Fragestellungen sind besondere Maßnahmen und Vorbereitungen bei der Sedimentauswahl und Konditionierung zu treffen, da diese wie Eisen sulfidisch in den Sedimenten abgelagert werden können. Die Verfügbarkeit und Verteilung dieser Stoffe in den verschiedenen Kompartimenten wird dabei entscheidend beeinflusst.

Ausbringung der Sedimente

Um eine ungleiche Verteilung in der Fläche und der Substrattiefe zu vermeiden, sollte das Sediment nicht direkt in Wasserkörper als Suspension eingebracht werden. Erheblich besser ist die Aufbringung auf trocknen Sandschichten, die danach mit ca. 5 cm Sand nochmals überschichtet und anschließend homogenisiert werden. Die für die Außenanlage eingesetzte Technik ist hier zielführend.

Die Korngrößenverteilung ist mit den beiden Komponenten Mittelsand und Feinsediment zwar eindeutig definiert, weist jedoch ein deutlich diskontinuierliches Verteilungsspektrum auf, das Prozesse wie Separation und Ausspülung feiner Partikel im Fließbetrieb eher begünstigt. Hier ist zu prüfen, in wieweit eine weitere Komponente wie Feinsand zusätzlich eingesetzt werden sollte oder generell der Anteil an Weichsediment in den Fließbrinnen zu reduzieren ist.

Sediment- und Schlammmanagement im laufenden Versuchsbetrieb

Aufgrund der bisherigen Ergebnisse und Erfahrungen erwies sich ein Sediment- und Schlammmanagement für einen laufenden Versuchsbetrieb als notwendig. Daher wurden bereits technische Einrichtungen nachgerüstet, die der permanenten oder bedarfsweisen Schlammabscheidung dienen. Mit Hilfe dieser oder ähnlicher Maßnahmen können zukünftig Probleme in effizienterer Weise als bisher gelöst und bearbeitet werden.

3.4.2 Gleichtakt der Systeme (Halle)

Der biologische Gleichtakt in baugleichen Versuchssystemen ist eine unabdingbare Voraussetzung für die Prüfung von Schadstoffeffekten: Ergebnisse aus Meso- oder Mikrokosmenstudien sind nur dann valide, wenn die Unterschiede in der biologischen Entwicklung parallel betriebener, mit unterschiedlichen Stoffkonzentrationen dotierter Systeme eindeutig auf die Wirkung von Schadstoffen zurückgeführt und statistisch gesichert werden können. Die Einstellung des Gleichtaktes ist allerdings selbst bei identischer Behandlung und ohne Schadstoffzugabe sehr schwierig, da sich die Biozönosen schnell auseinander entwickeln können. Bemerkenswerterweise hat dieser Untersuchungspunkt in der wissenschaftlichen Literatur



bisher sowohl in Empfehlungen als auch in experimentellen Studien nur wenig Beachtung gefunden.

Mesokosmensysteme sind in der Regel realitätsnäher als Mikrokosmen, was für die Aussagekraft der Ergebnisse von Konzentrations-Wirkungsversuchen eine genauso große Rolle spielt wie der Gleichtakt der Systeme (Caquet *et al.* 2000). In Mesokosmen können sich langfristig stabilere Biozönosen (Lebensgemeinschaften) entwickeln, während Mikrokosmen oft ein geringeres Artenspektrum aufweisen und für sog. Wandeffekte (Oberflächeneffekte) anfällig sind, die dazu führen, dass sich die Systeme schon nach einigen Wochen auseinander entwickeln (Kennedy *et al.* 1994).

Bei der Planung und beim Bau der FSA wurde bereits versucht, sowohl eine gewisse Realitätsnähe als auch die Realisierbarkeit des Gleichtaktes der Systeme zu berücksichtigen. In der Einfahrphase galt es nun u.a. zu prüfen, in wieweit man diesen Ansprüchen gerecht werden kann. Im Folgenden wird dargelegt, ob mit den technischen Einrichtungen der FSA ein Gleichtakt der Systeme erreicht werden kann, wie die Systeme am besten eingerichtet und welche zusätzlichen Maßnahmen ggf. ergriffen werden müssen, um einen Gleichtakt der 8 Fließrinnen und Teiche im Innen- bzw. Außenbereich zu gewährleisten. Die während der Einfahrphase ermittelten Kenngrößen in Bezug auf die Herstellung des Gleichtaktes in den Systemen der FSA sollen als Vorbereitung für eventuelle Stoffprüfungen in der Anlage dienen.

3.4.2.1 Technische und biologische Voraussetzungen der FSA zur Einstellung des Gleichtaktes der Systeme

Die FSA besitzt folgende technische Voraussetzungen, um den Gleichtakt der Systeme zu ermöglichen:

Hallenanlage, in der Licht, Temperatur und Wind gesteuert und der unkontrollierte Eintrag von Organismen Nähr- und Schadstoffen (über Laubeintrag, Regen und Luft) minimiert werden kann,

Kopplungsmöglichkeit aller Fließrinnen über Schlauchhebersysteme sowie der Teiche über Schotts,

schnelle Durchmischungsmöglichkeit auch großer Volumina der Wasserkörper aller Systeme untereinander (Fließrinnen und Teiche über Pumpensümpfe) mittels Schneckenpumpen.

Der genaue Aufbau der Anlage ist im Kapitel 3.1.1 dargestellt.

Neben den technischen Voraussetzungen zur Sicherstellung des Gleichtaktes wurde der identischen Beschickung der parallel betriebenen Fließrinnen und Teiche mit Sediment, Wasser und Biota eine besondere Beachtung geschenkt. Wie schon in Kapitel 3.2 ausgeführt wurde versucht, große Sandmengen, Sediment und Wasserorganismen gleichmäßig in die Systeme einzubringen. Dafür musste allerdings zunächst das technische Know-how entwickelt werden, wie die großen Stoffmengen am gleichmäßig eingebracht werden können.

3.4.2.2 Wichtige Termine

Nach der vollständigen Einrichtung der Systeme wurden die Fließrinnen über die Hebersysteme und die Teiche über die Schotts untereinander verbunden (Tab. 9). Das Wasser wurde jeweils über eine Pumpe von System 8 (Fließrinne/Teich) in System 1 überführt. Um für den Vergleich der Entwicklung der Fließrinnen und Teiche zunächst eine gleiche Ausgangssitua-

tion in Bezug auf die wasserchemischen Verhältnisse in Fließrinnen und Teichen herzustellen, wurden im Mai 2002 alle Systeme (Fließrinnen und Teiche) im Kreislauf geschaltet (Tab. 9). Dafür wurde Wasser aus Teich 1 in Rinne 1 und von Rinne 8 in Teich 8 gepumpt. Die vollständige Trennung der Systeme fand Anfang September statt. Die im Weiteren dargestellten Ergebnisse bilden also 2 Zustandsphasen ab: verbundene Systeme und getrennte Systeme.

Tab. 9: Wichtige Maßnahmentermine in Bezug auf die Erstellung des Gleichtaktes

Datum	Baumaßnahmen
18.12.01	Verbindung der Teiche untereinander
03.04.02 – 05.05.02	Verbindung der Rinnen untereinander
06.05.02 – 02.08.02	Verbindung der Teiche mit den Rinnen
03.08.02 – 20.08.02	Verbindung der Teiche untereinander
03.08.02 – 21.08.02	Verbindung der Rinnen untereinander
02.09.02	Trennung aller Systeme

3.4.2.3 Ergebnisse und Diskussion anhand ausgewählter Parameter

Im folgenden Abschnitt soll anhand der Parameter Nitrat- und Silikatgehalt sowie der Phytoplankton- und Zooplanktondichte die Entwicklung der Systeme in den einzelnen Fließrinnen und Teichen im Hinblick auf den Gleichtakt für den Beobachtungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02 dargestellt werden. Eine statistische Prüfung der Ergebnisse war bis dato aus Kapazitätsgründen nicht möglich, da bis zuletzt Daten erhoben wurden und der Routinebetrieb fortgeführt werden musste. Im Frühjahr nächsten Jahres werden die Daten aber im Anschluss an die Schulung der Mitarbeiter mit dem speziell für Mesokosmenexperimente entwickelten Statistikprogramm CANOCO ausgewertet werden. Ferner konnte aus denselben Gründen auch noch keine vertiefte Auswertung und synoptische Beurteilung der Stoffkreisläufe (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Silikat, usw.) sowie der Photosynthese- und Respirationprozesse erfolgen.

3.4.2.3.1 Nitratgehalt

Insgesamt war der Nitratgehalt sowohl in den Fließrinnen (Abb. 26) als auch in den Teichen (Abb. 27) sehr niedrig, da die Systeme bewusst nährstoffarm gefahren wurden, um sie besser steuern zu können. Die hohen Nitratgehalte am 09.04., 30.07., 10. und 24.09.02 sind auf Animpfungsaktionen mit Nitrat zurückzuführen. Während des verbundenen Zustandes der Systeme zeigte sich generell eine gleiche Entwicklung aller Fließrinnen und aller Teiche. Auch die gesamte Dynamik des Nitratgehaltes in den Fließrinnen und Teichen verlief über den Untersuchungszeitraum aufgrund der gleichen Steuerung der Systeme über Nährstoffzugebe parallel.

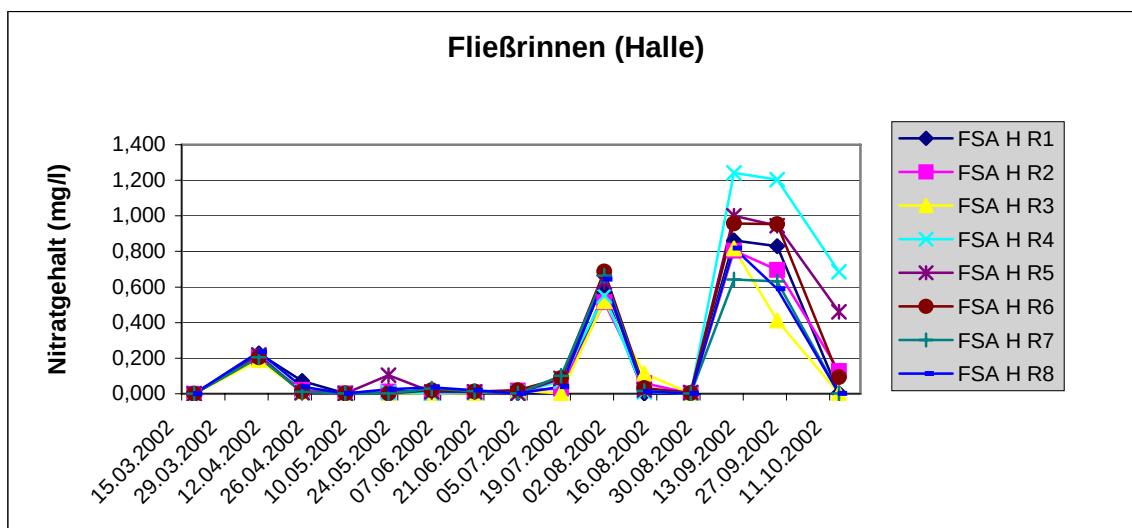


Abb. 26: Nitratgehalt in den Fließbrinnen H R1 –H R8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.

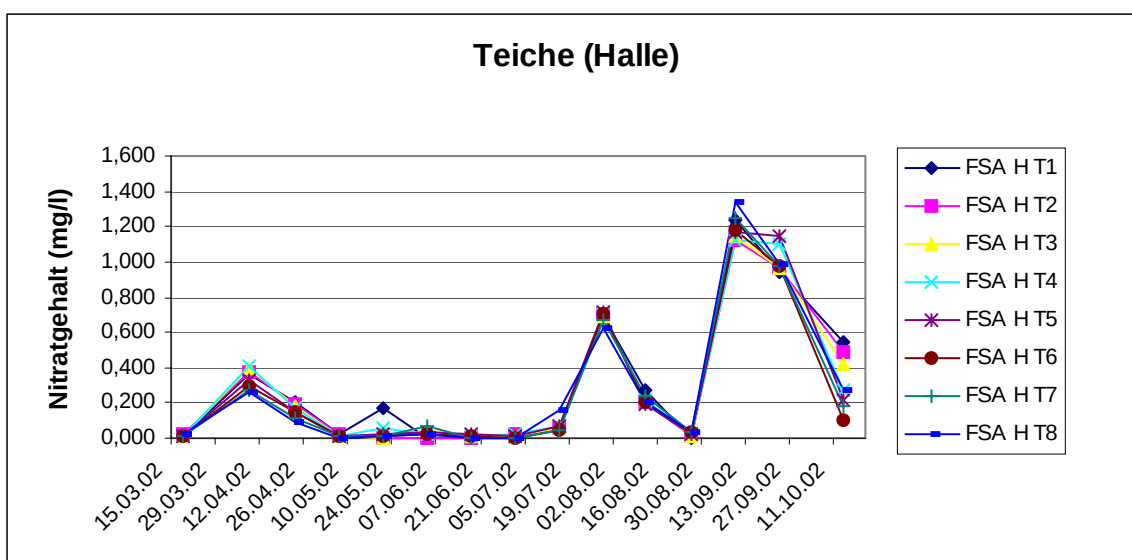


Abb. 27: Nitratgehalt in den Teichen H T1 –H T8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.

Nach der Trennung der Systeme am 02.09.02 wichen die Nitratwerte der einzelnen Fließbrinnen und Teiche trotz ähnlicher Entwicklungsdynamik teilweise erheblich voneinander ab (der Variationskoeffizient lag am 10.9. bei 20 % und am 15.10. bei 150 % in den Fließbrinnen und bei 7 bzw. 50 % in den Teichen).

Die Unterschiede in der Entwicklung der Systeme wurden erst mit der Trennung der Systeme deutlich, da vorher die Wasserkörper und somit auch die Nährstoffe permanent über eine Pumpe im Austausch standen. Folgende Ursachen sind höchstwahrscheinlich für das Auseinanderdriften verantwortlich:

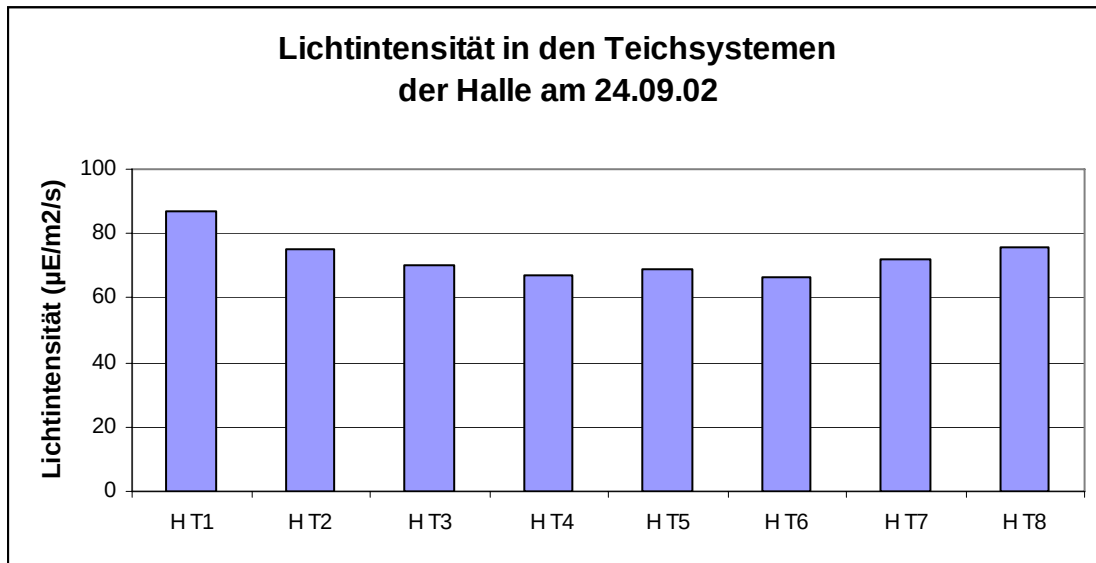


Abb. 28: Lichtintensität gemessen als photosynthetisch aktive Strahlung (PhAR) an der Wasseroberfläche in den Teichsystemen der Halle am 24.09.02.

Trotz der gleichen Ausstattung der Beleuchtungsanlage und der Abdeckung der Fenster mit einer hellen Folie zu Verhinderung direkter Sonnenstrahlung, war die Lichtintensität in den Fließrinnen und Teichen (Systeme 1 und 8) nahe den Hallenwänden deutlich höher als in den Systemen in Hallenmitte (Abb. 28). Diese Unterschiede dürften zu einem unterschiedlichen Wachstum von Aufwuchs- und Phytoplanktonorganismen und somit zu unterschiedlicher Zehrung des Nitrats geführt haben.

Trotz großer Bemühungen, das Weichsediment gleichmäßig in die Systeme einzuarbeiten (s. hierzu Kapitel 3.2.2 Weichsediment), ist es doch zu Unterschieden bei der Feinsedimentverteilung gekommen. Da das Sediment eine wichtige Rolle im Nährstoffhaushalt eines Gewässers spielt (Träger autotropher Aufwuchsgemeinschaften, Denitrifikation) haben sich diese Abweichungen auf den Nitratgehalt der Systeme ausgewirkt.

Vor der Etablierung der Fließrinnen und Teiche im Herbst 2001 wurden diverse Experimente durchgeführt, für die alle Systeme über unterschiedliche Zeiträume mit Wasser befüllt sein mussten. In der Folge kam es zu mehr oder weniger starken Ablagerungen von Kalk auf den Wandungen. Systeme, die stark verkalkt bzw. zuvor für die Zucht von Blaualgen genutzt wurden (Fließrinne 8 und 3), wurden unter hohem zeitlichen Aufwand Hochdruck wassergestrahlt (4 Manntage pro Fließrinne). Schwach verkalkte Systeme hingegen wurden aus Zeitgründen nur ausgefegt, da mit einer Rücklösung des Kalkes nach Einspeisung von Umkehrosmosewasser gerechnet wurde. Diese zunächst plausible Annahme erwies sich als nicht richtig. In der Folge konnten Aufwuchsorganismen auf den rauen Wandungen der gefegten Systeme besser wachsen als auf den glatten Glasfaserpolyesteroberflächen der Hochdruck wassergestrahlten Fließrinnen und hatten somit ungewollt von vornherein andere Startbedingungen. Diese Tatsache hat sich vor allem in den Fließrinnen, in denen ja das Oberflächen-Volumen-Verhältnis viel größer ist als in den Teichen, auf alle Parameter niedergeschlagen.

Dosierungsfehler bei der Zugabe in den Fließrinnen



3.4.2.3.2 Silikatgehalt

Im verbundenen Zustand der Systeme (nach dem 03.04.02) konnte insgesamt eine vergleichbare Dynamik des Silikates in den 8 Fließrinnen und Teichen beobachtet werden (Abb. 29, Abb. 30). Während der Silikatzudosierungen am 07.06. und 21.08.02 kam es allerdings besonders in den einzelnen Fließrinnen zu stärkeren Abweichungen des Silikatgehaltes.

Nach der Trennung der Systeme im September 2002 wich der Silikatgehalt anfangs nur in den Fließrinnen H R1 und H R8 deutlich von den anderen Rinnen ab (Abb. 29), während er sich in allen Teichen extrem unterschiedlich entwickelte (Abb. 30). Dieser unterschiedliche Verlauf hatte folgende Ursachen:

Die unterschiedliche Sedimenteinarbeitung und die variierenden Lichtverhältnisse in den Fließrinnen und Teichen (s. auch Kap. 3.4.2.3.1 und 3.4.1) führten zu einer sichtbar unterschiedlichen Entwicklung von Aufwuchs auf dem Sediment: In den Fließrinnen kam es auf dem Sediment zu einer starker Aufwuchsbildung (s. auch Kap. 3.4.1). Dominierend waren vor allem Blaualgen, aber auch diverse Kieselalgen, für die Silikat beim Aufbau ihrer „Kieselschalenskelette“ essentiell ist. Die Folge war eine in den Fließrinnen stark ausgeprägte Silikatzehrung, die dazu führte, dass der Silikatgehalt wieder auf ein einheitliches Niveau absank.

In den Teichen trat nach der Trennung der Systeme durch Abbauprozesse und Zufuhr von Zuckmückenlarven (Fraß- und Wühltätigkeit) das beschleunigte natürliche Phänomen der Silikatrücklösung aus dem Sediment auf. Die Rücklösung wird neben der Partikelgröße vor allem durch Transportprozesse (Diffusion, Turbulenz an der Sediment-Wassergrenzschicht) gesteuert. Durch eine unterschiedliche Sediment- und Lichtverteilung in den Teichen trat eine unterschiedlich ausgeprägte Fadenalgenentwicklung (Gattung *Cladophora*) auf dem Sediment und den Beckenwänden auf. Die Fadenalgen auf den Sedimenten reduzieren zum einen die Wasserbewegung und damit den Silikataustrag an der Sediment-Wassergrenzschicht. Zum anderen dienen sie generell Aufwuchskieselalgen als zusätzliche Besiedlungsfläche (Substrat), wodurch freigesetztes Silikat rasch wieder aus dem Wasserkörper gezehrt und von Kieselalgen aufgenommen werden kann. Je nach Stärke und Deckungsgrad der „Fadenalgenmatten“ ist dieser Effekt unterschiedlich ausgeprägt. So waren z.B. in den Teichen (H T2-5) sehr wenig Fadenalgen auf dem Sediment gewachsen und der Silikatgehalt durch die funktionierende Silikatrücklösung relativ hoch, während in den Systemen H T6-8 viele Fadenalgen auf dem Sediment zu finden waren, die eine Rücklösung durch Abschottung des Sedimentes verhinderten und auf diese Weise die geringeren Silikatgehalte im Wasser verursachten.

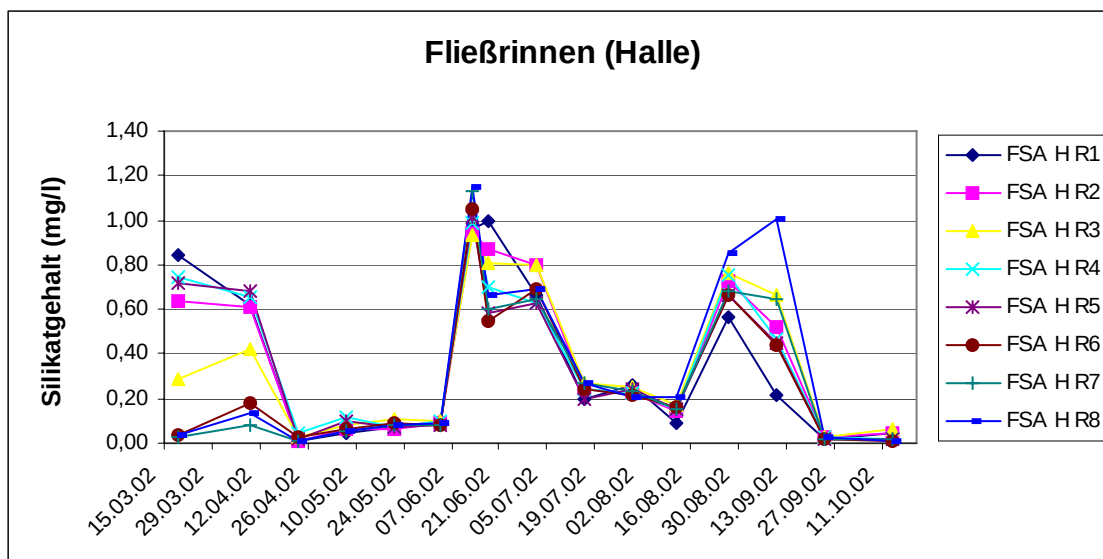


Abb. 29: Silikatgehalt in den Fließrinnen H R1 –H R8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.

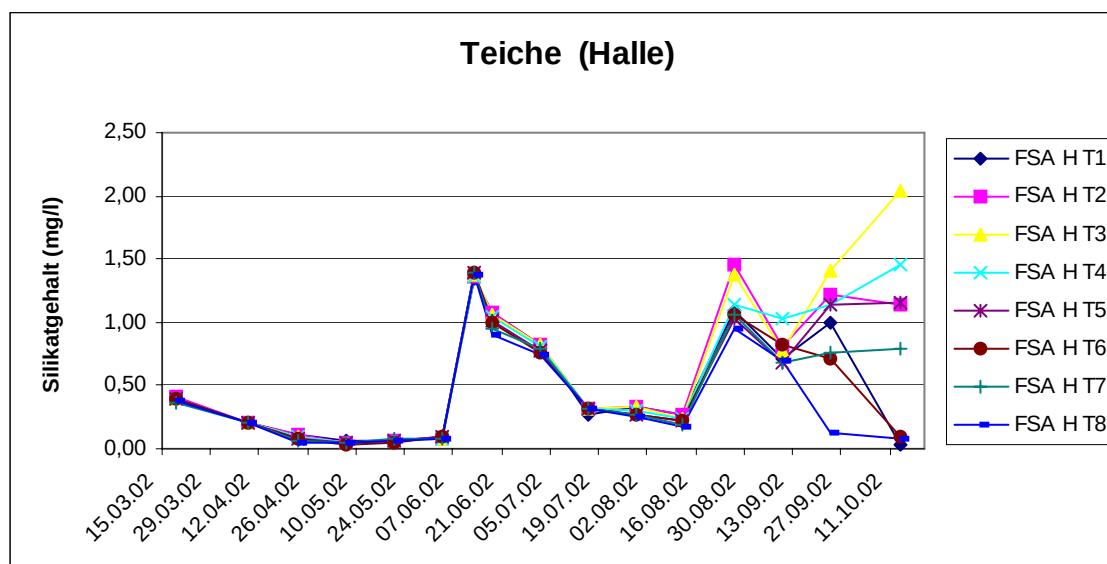


Abb. 30: Silikatgehalt in den Teichen H T1 - H T8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.

Generell ist dieses Phänomen ein wichtiges Indiz dafür, das eine unterschiedliche Entwicklung von Fadenalgen inkl. ihrer Aufwuchsgemeinschaften in den Teichsystemen Nährstoffrücklösung und Nährstoffaufnahme auch bei Elementen wie dem Phosphor stark beeinflussen können. Auf eine gleichmäßige Entwicklung dieser Organismengruppe ist daher zu achten, da sich sonst ggf. schnell sprunghafte Veränderungen in den Teichsystemen einstellen können.

3.4.2.3.3 Phytoplanktendichte

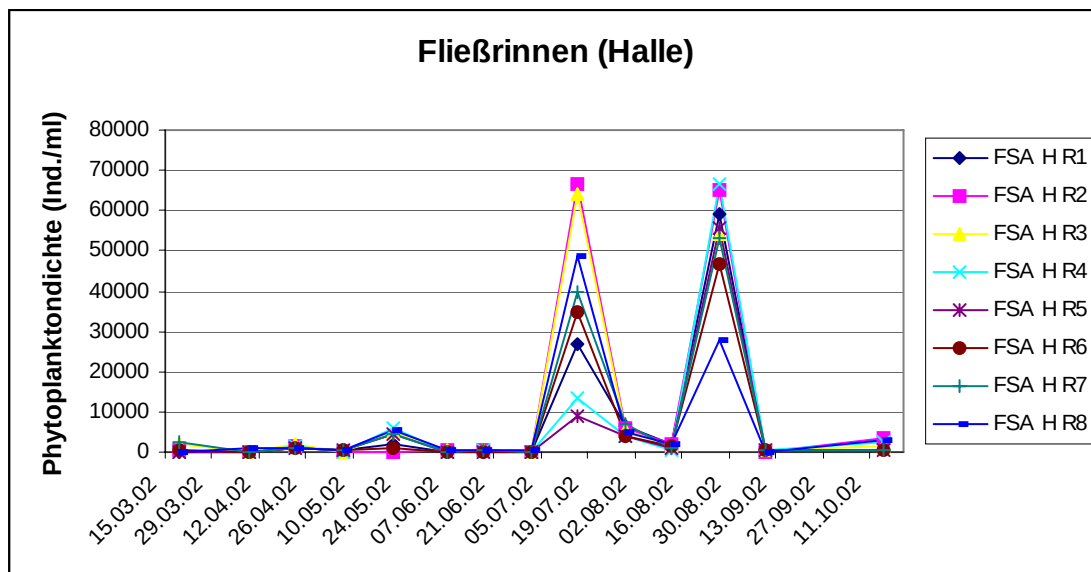


Abb. 31: Phytoplanktendichte in den Fließrinnen H R1 - H R8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.

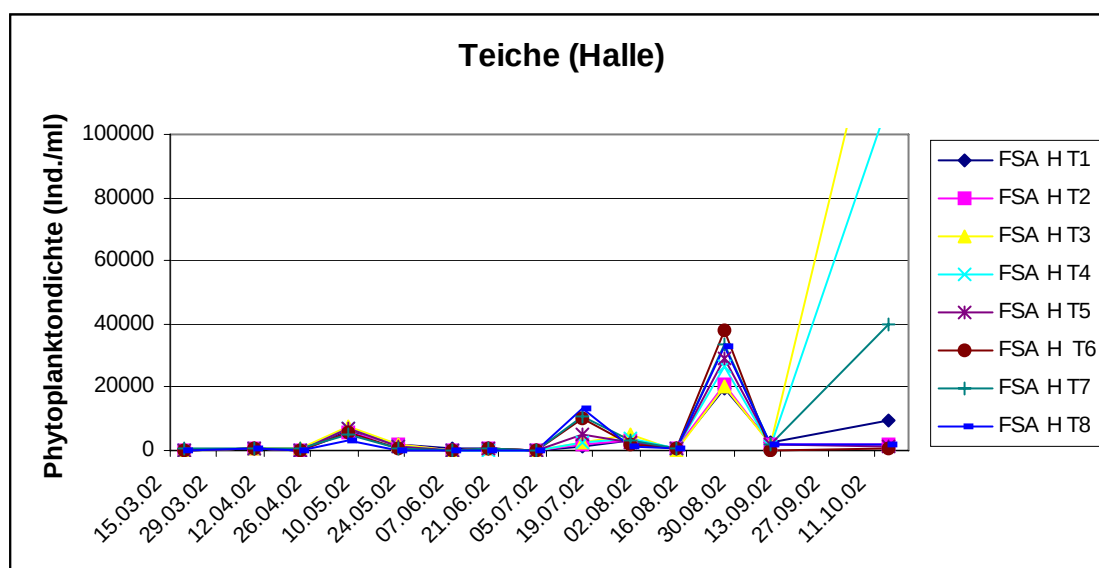


Abb. 32: Phytoplanktendichte in den Teichen H T1 - H T8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.

Insgesamt war die Phytoplanktendichte in den 8 Fließrinnen und Teichen zunächst sehr niedrig. Dies war bedingt durch niedrigen Nährstoffgehalt, aber auch durch hohen Fraßdruck von großen Wasserfloharten (Abb. 31, Abb. 32). Die zwei Abundanzspitzen am 16.07 und 27.8.02 sowohl in den Fließrinnen als auch in den Teichen sind durch die Zudosierung von Plankton aus einem Anzuchtteich der Außenanlage verursacht worden (Abb. 31, Abb. 32).

Dabei zeigte sich, dass die bis zur Fertigstellung des Mischsteuerprogramms manuell erfolgende Zudosierung von Wasser über die Pumpensümpfe zu ungenau war und der Weiterentwicklung bedürfte (s. Anhang 4.2 Wassermischungs- und -verteilungsmodell). Dieses Beispiel zeigt, dass die technischen Voraussetzungen einer Anlage einen großen Einfluss auf die Entwicklung der Systeme haben können. Die Phytoplanktendichten haben sich aber immer

wieder schnell auf eine einheitlich niedrige Dichte eingestellt, weil die Systeme aus den bereits genannten Gründen bewusst nährstoffarm gefahren wurden.

Um den Fraßdruck auf das Phytoplankton durch Daphnien zu reduzieren, wurden die Systeme vom 17. - 20.9 durch wiederholtes Abkeschern von den Daphnien befreit. Dieses konnte mit geringem Befischungsaufwand sehr leicht durchgeführt werden, weil sich die Daphnien in den Lichtkegeln der HQI-Leuchten konzentrierten. Um das erneute, übermäßige Aufkommen der Daphnien zu verhindern und die Ausbildung von Phytoplankton nachhaltig zu fördern, wurden die Hallenteiche mit je 18 Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus*) besetzt (s. Kap. 3.2.6) und anschließend mit Algen aus der Anzucht in der Außenanlage sowie mit Nährstoffen beschickt. Der Erfolg dieser Maßnahme ließ in Form einer ausgeprägten Phytoplanktonentwicklung nicht lange auf sich warten, fiel aber zunächst sehr unterschiedlich aus (Abb. 32). Insbesondere in den Teichen 1, 5, 6 und 8 war das Phytoplankton sehr viel schwächer ausgeprägt. Dieses Ergebnis zeigt, dass Nahrungsnetzmanipulationen (Biomaniipulation) zwar durchaus erfolgreich sind, um die Systeme zu steuern, solche Maßnahme aber nur im verbundenen Zustand der Systeme durchgeführt werden sollten, da z.B. Daphnien nicht überall und zeitgleich abgefischt werden können und so Unterschiede zwischen den Systemen entstehen können. Außerdem ist auch die Konkurrenzsituation zum Aufwuchs von Bedeutung, die durch eine unterschiedliche Entwicklung von Fadenalgen und ihren Aufwuchsgemeinschaften unterschiedlich ausgeprägt war (s. Kap. 3.4.2.3.2).

3.4.2.3.4 Zooplanktondichte

In den Abb. 33 und Abb. 34 ist die Gesamtdichte des Zooplanktons (Rotatorien, Cladoceren und Copepoden) in den 8 Fließrinnen und Teichen in der Halle dargestellt. Aus Kapazitätsgründen konnten einige Probenahmetermine noch nicht ausgewertet werden. Die Zooplanktonentwicklung verlief in den Fließrinnen sowohl vor als auch nach der Trennung der Systeme sehr unterschiedlich (Abb. 33). Die Unterschiede zu Beginn der Untersuchungsperiode sind vor allem durch die starken Abundanzschwankungen der Cladoceren und Copepoden zu erklären, während für die unterschiedliche Dynamik der Systeme ab Juli die Rotatorien verantwortlich waren.

Auch in den Teichsystemen war die Entwicklung des Zooplanktons, das vor allem von Rotatorien geprägt wurde, sehr unterschiedlich. Zunächst war eine gleiche Dynamik in allen Systemen zu beobachten (Abb. 34). Ab Ende August, also bereits vor der Trennung, wich die Entwicklung in den einzelnen Mesokosmen merklich von einander ab. Die Artenzusammensetzung war allerdings sowohl in den 8 Fließrinnen als auch in den 8 Teichen sehr ähnlich.. Nach der Trennung der Systeme im September 2002 ist es in den Teichen H T1, 3, 4 und 7 zu sehr großen Unterschieden in der Phytoplanktonentwicklung gekommen, die im Wesentlichen auf mehrere Ursachen zurückgehen. Neben den bereits genannten Faktoren Sedimentverteilung und Lichtverhältnisse sind hier die unterschiedlichen Nährstoffverhältnisse und Dichten von Wasserflöhen (Daphnien) zu nennen.

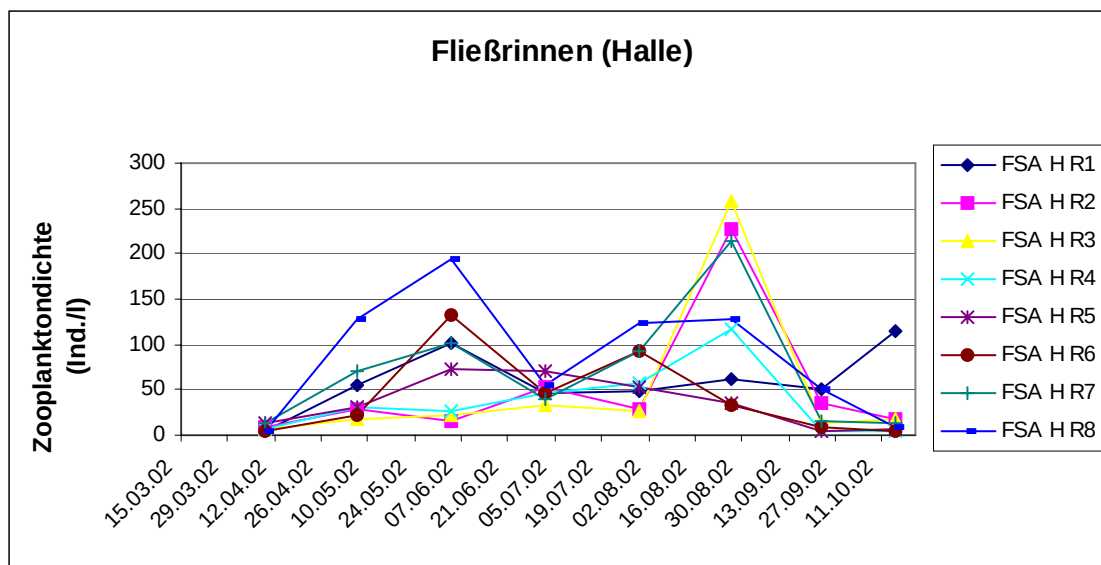


Abb. 33: Zooplanktondichte in den Fließrinnen H R1 - H R8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.

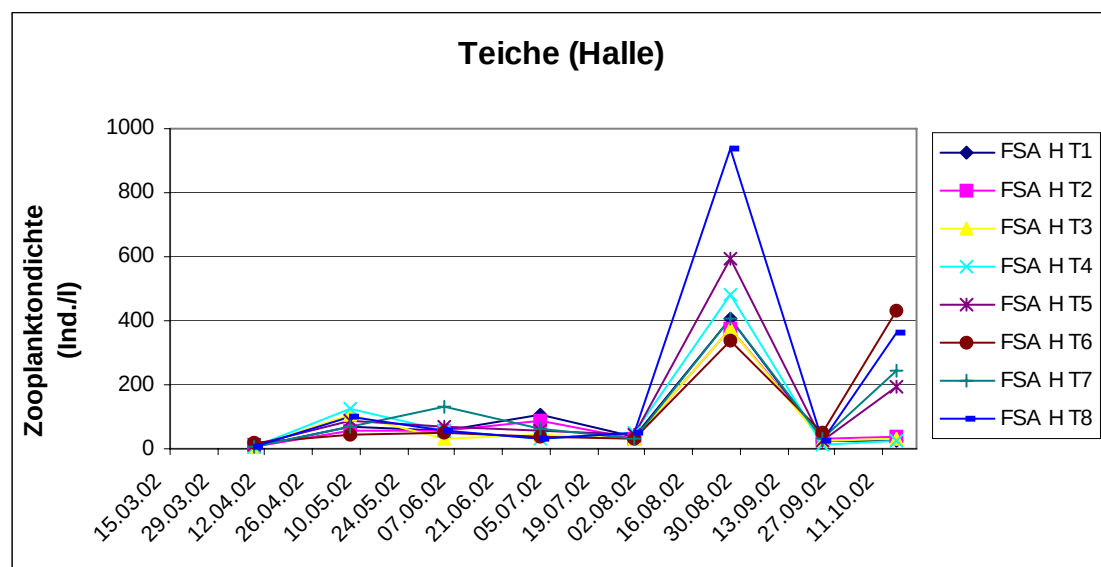


Abb. 34: Zooplanktondichte in den Teichen H T1 - H T8 der Hallenanlage für den Untersuchungszeitraum vom 13.03. bis 15.10.02.

Für die unterschiedliche Entwicklung des Zooplanktons in den Fließrinnen und Teichen sind mehrere Ursachen verantwortlich.

Da das Zooplankton in den zu vergleichenden Systemen bedingt durch Eigenbewegung sowie Schwarm- oder Clusterbildung unterschiedlich verteilt ist, treten Unterschiede in der Zooplanktondichtermittlung auf, selbst wenn die gleiche Probenahmestelle beprobt und das gleiche Verfahren angewendet wird. In diesen Fällen ist eine repräsentative Probenahme aufwendig. Der Frage nach einer geeigneten Probenahmestrategie wurde in einer Sonderuntersuchung nachgegangen (s. Kap. 3.4.8).

Die Kopplung der Fließrinnen mit den Teichen sollte zunächst so lange aufrecht erhalten werden, bis sie in den wasserchemischen Verhältnissen vergleichbar waren. Infolge zeitlicher Verzögerungen bei der chemischen wie auch biologischen Probenbearbeitung fehlten dann



allerdings die Beurteilungsgrundlagen für die Entscheidung, die Systeme zu trennen. Die zeitliche Verlängerung des Umpumpens über die insgesamt miteinander verschalteten Fließrinnen und Teiche zog die Ausprägung unerwünschter biologischer Gradienten nach sich, die es schwierig machten, für die Fließrinnen und Teiche neben vergleichbaren wasserchemischen Bedingungen einen gemeinsamen biologischen Ausgangspunkt (Gleichtakt) zum Zeitpunkt der Trennung der Systeme zu erhalten. Diese Entwicklung wurde aufgrund der seinerzeit fehlenden Voraussetzungen bei der chemischen und biologischen Probenaufarbeitung zu spät erkannt und hat die unterschiedliche Artenzusammensetzung beim Phyto- und Zooplankton sowohl vor als auch nach der Trennung der Systeme bewirkt. Eine zeitlich ausdehnte Kopplung der Versuchssystemen bei geringem Wasserumsatz muss daher in Zukunft beim Einfahren neuer Versuche unbedingt unterbleiben. Der Wasseraustausch sollte zukünftig rasch, d.h. mit hohem Wasserumsatz erfolgen, um Konzentrationsunterschiede auszugleichen und zu verhindern, dass sich neue Gradienten ausbilden können.

3.4.2.3.5 Fazit

Die FSA bietet mit ihren Durchmischungsmöglichkeiten für Wasserkörper generell sehr gute technische Voraussetzungen, einen Gleichtakt der Systeme in Bezug auf die wasserchemischen Parameter herzustellen. Die Grundsatzentscheidung, die Systeme nährstoffarm zu fahren und so Entwicklungstendenzen vor allem von autotrophen Organismen besser steuern zu können, war rückblickend richtig. Unter Berücksichtigung der untersuchten biologischen Parameter konnten sowohl leicht behebbare Mängel im technischen Bereich (Beleuchtung, Durchmischungsschema, ungenaue manuelle Zudosierungen) als auch Optimierungsbedarf bei der Etablierung (gleichmäßige Einbringung von Materialien und Organismen, Verwendung von unterschiedlich gereinigten GFK-Segmenten) und bei der Steuerung der Systeme (Kopplung der Fließrinnen mit den Teichen, Biomanipulation) identifiziert werden. Für die Erlangung eines Gleichtakts der Systeme als Voraussetzung für die Durchführung von Konzentrations-Wirkungsversuchen sind zukünftig folgende Maßnahmen zu ergreifen:

Abdunkelung der Hallenfenster mit dunkler Folie, damit kein seitliches Streulicht mehr in die Halle gelangt und alle Hallensysteme vergleichbaren Lichtverhältnisse ausgesetzt sind. Entsprechende Vorbereitungen sind bereits getroffen (vgl. Kap. 3.1.3),

Verbesserung des Wasseraustausches mit Hilfe eines Durchmischungsschemas über den Pumpensumpf (vgl. Anhang 4.2), um alle Wasserkörper der Systeme effizienter und schneller durchmischen zu können,

Verwendung von Systemteilen (Rinnenmodule, Teichwände) mit gleich gereinigten Oberflächen,

Weiterentwicklung der Probenahmestrategie für Zooplankton für eine repräsentative Probenahme,

Steuertechnische Präzisierung der Planktonmenge, die aus den Anzuchtteichen der FSA in die Versuchssysteme zudosiert wird,

Einrichtung der Systeme mit den im Laufe der Einfahrphase gereiften Arbeitsroutinen,

Biomanipulationen (Besatz von Fischen, Abfischen von Daphnien) sollte nur im hydraulisch verbundenen Zustand der Systeme durchgeführt werden, um Ungleichheiten zu vermeiden bzw. schnell auszugleichen.



In der Einfahrphase kann bis dato nicht zuletzt aufgrund der kurzen Laufzeit noch keine abschließende Einschätzung durchgeführt werden, wie lange die Systeme im Gleichtakt laufen werden.

3.4.3 Vergleich der FSA mit Referenzgewässern aus dem Freiland

Zur Beantwortung der Frage, welche Gewässertypen sich in der Versuchsanlage in Marienfelde simulieren lassen, wurden ab Mai 2002 je 2 Still- und 2 Fließgewässerstandorte in Berlin und Brandenburg in das Standard-Messprogramm integriert und parallel zu den Versuchssystemen beobachtet.

Die Auswahl von geeigneten Referenzgewässern für einen Vergleich mit aquatischen Mesokosmen stellt einen Kompromiss dar, bei dem

die große Bandbreite und Individualität von aquatischen Ökosystemen,
die Entfernung zwischen Labor und Standort,
die Zugänglichkeit des Standortes und
die verfügbare Analysenkapazität / Laborkapazität

berücksichtigt werden muss.

Mit den hier ausgewählten Referenzstandorten lassen sich jedoch bereits wesentliche Charakteristika und Unterschiede zwischen Freilandstandorten und Versuchssystemen identifizieren, die für das weitere Management der FSA von Bedeutung sind.

Die Alternative zu den Untersuchungen von Referenzgewässern wäre eine Auswertung eines entsprechend umfangreichen, regionalen Datensatzes gewesen. Diese Daten stammen aber i.d.R. aus älteren Studien und sind somit nur bedingt aktuell oder bei zeitgleich laufenden Monitoring-Programmen nur mit einer deutlichen, mehrmonatigen Verzögerung verfügbar. Zum anderen geben Messdaten allein nur beschränkt Auskunft über die Situation an einem Standort und ersetzen nicht die direkte Freilandbeobachtung. Phänomene und Effekte, die nicht direkt durch Messungen abbildbar sind, wie z.B. die Bedeutung turbulenter Strömungsmuster und Verhalten der Makrophyten in der Strömung, können für den Betrieb und das Management der FSA von großer Bedeutung sein.

3.4.3.1 Fließgewässerstandorte

Da im Berliner Stadtgebiet kaum wenig gestörte, kleine Fließgewässer verfügbar sind, wurden Standorte in Brandenburg (Potsdam-Mittelmark, nahe Belzig) südwestlich von Berlin ausgewählt: ein Wiesenbach (Baitzer Bach) im Grünlandbereich sowie ein etwas größerer Bach (Plane), der von Erlenbruchwäldern gesäumt wird. Beide Kleingewässer gehören zum Einzugsgebiet von Havel und Elbe.

Als Auswahlkriterien sind zu nennen:

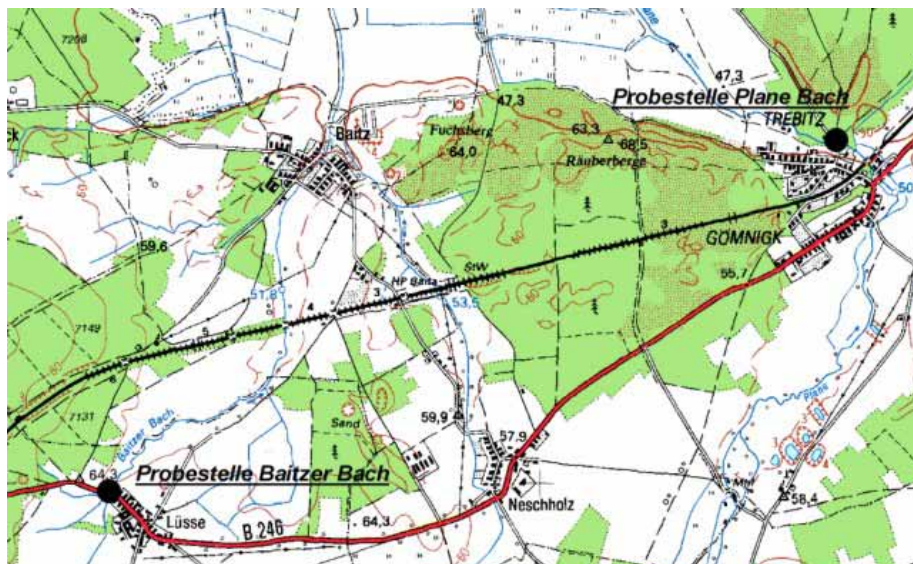


Abb. 35: Probestellen von Baitzer Bach (bei Lüsse) und Plane (bei Gömnigk, Trebitz) (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark) (Quelle: Topographische Karten Brandenburg Berlin TK 50.000)

Beide Fließgewässer sind noch weitgehend naturnah.

Es liegen ältere Untersuchungsdaten z.B. durch das Landesumweltamt Brandenburg vor.

Im Baitzer Bach wurde eine individuenstarke Bachflohkrebs-Population angetroffen, die auch für Besatzmaßnahmen in den Fließrinnen genutzt wurden (Kap. 3.2.6.4).

Die Probestellen an beiden Bächen sind in Abb. 35 dargestellt.

3.4.3.1.1 Baitzer Bach

Der Baitzer Bach ist ein kleiner, flacher, sanddominierter Muldenbach in meist extensiv genutztem Grünland. Er gehört zum Fließgebiet von Havel und Elbe, entspringt zwischen Belzig und Kuhlowitz und mündet bereits nach ca. 12 km Fließstrecke zusammen mit dem Fredersdorfer Bach in die Plane (LUA 2002a). Wichtigste Kenngrößen sind in Tab. 10 zusammengefasst.

Tab. 10: Morphometrische und hydrologische Kenndaten des Baitzer Bachs bei Lüsse (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark) (Quelle: eigene Messungen)

max. Wassertiefe (m)	Fließgeschwindigkeit (m/s)	Abflussschätzung (m ³ /s)
0,3 - 0,5	0,2 - 1,6	0,1 - 1,3

Die Probestelle (Abb. 36) lag etwa 3 km unterhalb der Quelle am Rand der Ortschaft Lüsse. Sie war stark mit Berle (*Berula erecta*) bewachsen, die von den Rändern die freie Wasseroberfläche erheblich reduzierte. Der Gewässersohle war oberhalb der Straßenbrücke weich und schlammig.



Abb. 36: Baitzer Bach bei Lüsse (Probestelle) (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark, Oktober 2002). Blick von Straßenbrücke (Quelle: Autoren)

Die Wassergüte wird für den Baitzer Bach ab Ortschaft Baitz nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft LAWA mit II als "mäßig belastet" bewertet (LUA 1996, Potsdam-Mittelmark 2002).

Tabellarisch sind im Anhang (Kap. 4.5) Übersichten ausgesuchter physikalisch-chemischer Parameter des Baitzer Baches an der Ortschaft Baitz in den Jahren 1997-2001 zusammengestellt.

3.4.3.1.2 Plane

Die Plane entspringt westlich der Ortschaft Raben (Abb. 37) und fließt nach ca. 57 km südlich der Stadt Brandenburg in den Breitling See, in den auch die Havel mündet (LUA Brandenburg 2002b).

Die Probestelle an der Plane lag am Ortsrand von Gömnik und Trebitz etwa 20 km unterhalb der Quelle (Abb. 38).

Auch die Plane gehört zum Typ des sanddominierten Muldenbachs, der jedoch im Oberlauf weitgehend durch Erlenbruchwald, Erlen-Eschenwald, Stiel- und Traubeneichen, Birken oder Kiefern eingesäumt ist (LUA Brandenburg 2002c). Wichtigste Kenngrößen sind in Tab. 11 und Tab. 12 zusammengefasst. Die Ufer sind weitgehend unverbaut, d.h. ohne Stauhaltung und Stauregulierung. Das Durchschnittsgefälle beträgt 1‰ bei einem Höhenunterschied von 60 m. Das Einzugsgebiet entwässert Feuchtfelder und extensiv genutztes Grünland (LUA Brandenburg 2002c). Bis zu den Ortschaften Gömnik und Trebitz (Probestelle) wird die Strukturgüte der Plane mit Klasse 1 und 3 als "unverändert" oder "mäßig verändert" bewertet. In diesem Bereich ist die Plane mäandrierend und weitgehend ohne Uferverbau. 5 Querbauwerken regulieren im Abschnitt den Abfluss (Rückstau). Erst unterhalb der Trebitz verschlechtert sich die Strukturgüte deutlich auf "stark bis sehr stark verändert" (LUA Brandenburg 2002c). Die Wassergüte wird für das gesamte Fließgebiet der Plane nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft LAWA mit II als "mäßig belastet" bewertet (LUA 1996, Potsdam-Mittelmark 2002). Tabellarisch sind im Anhang (Kap. 4.5) Übersichten ausgesuchter physikalisch-chemischer Parameter der Plane an der Ortschaft Locktow in den Jahren 1997-2001 zusammengestellt.

Tab. 11: Hydrologische Kenndaten der Plane bei Golzow der Jahre 1992 und 1997 (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark)
(Quelle: Potsdam-Mittelmark 2002). (NQ: Niedrigwasser-Abfluss, MQ: Mittelwasser-Abfluss, HQ: Hochwasser-Abfluss)

NQ (m³/s)	MQ (m³/s)	HQ (m³/s)
0,17 – 0,42	1,22 – 1,18	4,36 – 6,03

Tab. 12: Morphometrische und hydrologische Kenndaten der Plane (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark)
(Quelle: eigene Messungen 2002)

max. Wassertiefe (m)	Fließgeschwindigkeit (m/s)	Abfluss-Schätzung (m³/s)
0,4	0,35- 0,65	ca. 0,5 - 1,0



Abb. 37: Plane bei Raben (Quellbereich) (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark, Oktober 2002) (Quelle: Autoren)



Abb. 38: Plane bei Gömigk und Trebitz (Probestelle) (Brandenburg, Potsdam-Mittelmark, Oktober 2002)
(Quelle: Autoren)

3.4.3.2 Stillgewässerstandorte

Es wurde ein Kleingewässer (sog. Pfuhl) und ein See in Berlin-Mariendorf und damit zwei sehr unterschiedliche Vertreter für stehende Gewässer gewählt, zu denen jeweils auch ältere, teils umfangreiche Untersuchungen vorliegen.

3.4.3.2.1 Rothepfuhl

Pfuhle entstanden i.d.R. während der Eiszeit, in dem Toteisblöcke zunächst liegen blieben und erst später abschmolzen. In den Senken sammelt sich Regenwasser oder Grundwasser steigt auf und sichert die Wasserversorgung. Im Mittelalter wurde diese Pfuhle oft zum "Rösten" oder "Rotten" von Flachs genutzt, daher ist der Name Rothepfuhl oder Röttepuhl im Berliner Raum häufig vertreten.

Der Rothepfuhl ist ein Kleingewässer in Mariendorf (Abb. 39), das oft äußeren Störungen bzw. Einträgen ausgesetzt ist. Aufgrund der Kleinräumigkeit zeigen diese Kleingewässer in Bezug auf ihre wasserchemische wie auch biologische Zusammensetzung oft Besonderheiten auf.

Der Rothepfuhl ist mit einer mittleren Wassertiefe von nur 0,4 m ein kleines Flachgewässer, das in einem frei zugänglichen Park in einer Senke liegt (nahe Britzer Straße, Imbrosweg). Nordwestlich benachbart befindet ein Wohngebiet. Im Osten grenzt eine Kleingarten-Kolonie an.

Etwa 2/3 der Uferlinie sind mit Röhricht (*Phragmitis australis*, *Typha spec.*) dicht bestanden, nur das Nord-Ufer, das wahrscheinlich mit lehm- und tonhaltigen Substrat künstlich aufgeschüttet wurde, ist nicht bewachsen. Von hier aus erfolgte auch die Probenahme ufernah oder direkt im Gewässer (Abb. 40).



Abb. 39: Luftbild des Rothepfuhls (Quelle: SenStadt 2002, Bildflug 2002, No. 541, Ausschnitt) , © [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2002](#))



Abb. 40: Rothe Pfuhl (Berlin-Mariendorf, August 2002) Blick vom Nordufer (Quelle: Autoren)

Außerdem ist ein geringer Schwimmblattpflanzengürtel mit Mummeln (*Nuphar lutea*) vertreten. In ufernahen Bereichen tritt im Sommer der Schwimmfarn *Azolla filiculoides*, ein Vertreter des Epipleustons, gehäuft auf. Als Unterwasserpflanzen wurden recht umfangreich das zarte Hornkraut (*Ceratophyllum submersum*) sowie in kleinen Beständen der Tannenwedel (*Hippurus vulgaris*) nachgewiesen. Neben Teichfröschen (*Rana lessonae*) im Ufer- und Röhrichtbereich wurden mindestens zwei Fischarten beobachtet (u.a. vereinzelt Goldfische). Dem äußeren Erscheinungsbild ist der Pfuhl sehr nährstoffreich und gehört damit zum eutrophen Gewässertypus. Im Frühjahr und Sommer wurden starke Vegetationsfärbungen des Wasserkörpers beobachtet. Wichtigste Kenngrößen sind in Tab. 13 zusammengefasst. Tabellarisch ist im Anhang (Kap. 4.5) eine Zusammenfassung von Untersuchungen, die in den Jahren 1980/81 und 1988 vom Fachgebiet Limnologie (TU Berlin) durchgeführt wurden, aufgelistet. Ziel dieser Untersuchungen war eine flächenhafte Bestandsaufnahme der zahlreichen Kleingewässer (Pfuhle) im Raum Berlin, in dem erstmalig systematisch wasserchemische Untersuchungen durchgeführt wurden.

Tab. 13: Morphometrische Kenndaten des Rothe Pfuhls (Berlin-Mariendorf, Britzer Straße)

max. Wassertiefe (m)	mittlere Wassertiefe (m)	Wasserfläche (m ²)	Wasservolumen (m ³)
ca. 2,0	ca. 0,4	ca. 4.000	ca. 1.600

3.4.3.2.2 See im Britzer Garten

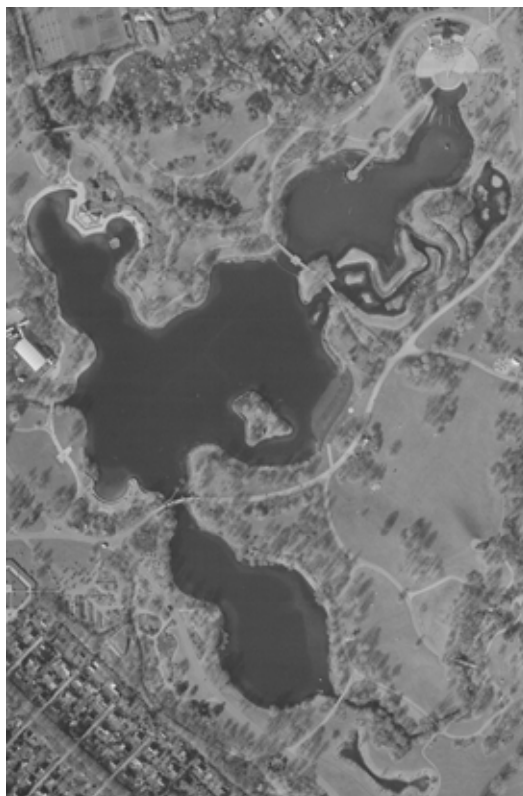


Abb. 41: Luftbild des Sees im Britzer Garten (Quelle: SenStadt 2002, Bildflug No. 543, Ausschnitt, , © [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2002](#))

Das zweite Stillgewässer ist ein See, der sich in einer knapp 100 ha großen Parklandschaft (Britzer Garten, Betreiber Grün Berlin) in Berlin-Neukölln befindet. Der See wurde erst in Jahren 1979-1980 ausgehoben und mit Niederschlags- und Grundwasser für die Bundesgartenschau 1985 gefüllt. Wichtige Kenngrößen sind in Tab. 14 zusammengefasst.

Der See gliedert sich in ein zentrales Hauptbecken und 3 Nebenbecken mit einer Gesamtfläche von 8,5 ha (Abb. 41) und einer maximalen Wassertiefe von ca. 5 m (Hauptbecken). Die Probenahme erfolgte im Hauptbecken am Seetiefsten (Abb. 42).

Der Wasserkreislauf wird künstlich betrieben, indem Verdunstungs- und Bewässerungsverluste durch Grundwasserbrunnen ausgeglichen werden. Während der Sommersaison werden zusätzlich künstliche Fließgewässer gespeist, die wieder in den See münden. Externes Zuflusswasser über Gräben o.ä. erhält der See nicht.



Abb. 42: See im Britzer Garten (Berlin-Mariendorf, August 2002) Blick auf SO-Ufer (Quelle: Autoren)

Mit einer maximalen Tiefe von ca. 5 m (nur im Hauptbecken) bildet sich eine thermische Schichtung, d.h. eine Auftrennung in ein wärmeres Oberflächenwasser (Epilimnion) und kälteres Tiefenwasser (Hypolimnion) allenfalls nur im Sommerbeginn für wenige Tage oder Wochen aus. Windexposition sowie, die Ausweitung des Epilimnions in die Tiefe verhindern eine stabile Stratifikation im Sommer. Der See zirkuliert daher weitgehend ständig das gesamte Jahre über.

Tab. 14: Morphometrische Kenndaten des Sees im Britzer Garten Rotheputz (Berlin-Mariendorf, Britzer Straße, Sangerhauser Weg)

max. Wassertiefe (m)	mittlere Wassertiefe (m)	Wasserfläche (m ²)	Wasservolumen (m ³)
5	2,75	85.100	240.000

Der See im Britzer Garten ist ein junges Gewässer, so dass zur Vorbereitung der Gartenschau die Uferbereiche mit Schilf, Rohrkolben, Binsen und Seggen bepflanzt wurden. Im Flachwasser wurden auch Tauchblattgesellschaften für die Bundesgartenschau etabliert. Zusätzlich fand eine spontane Pionierbesiedlung mit Armleuchteralgen statt.

Der See weist bis dato eine sehr üppige Unterwasserflora auf, die hauptsächlich durch Massenbestände aus Tausendblatt (*Myriophyllum verticillatum*), gemeines Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), Laichkraut (*Potamogeton cf. natans*), Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*) und Wasserschlauch (*Utricularia spec.*) sowie aus der fädigen Grünalge (*Cladophora glomerata*) gebildet wird. Die Wassertransparenz ist hoch, so dass der See eher dem mesotrophen Gewässertypus zu zuordnen ist.

Der Fischbesatz wurde in den Jahren 1983-85 mit Forellen, Rotaugen, Nerflingen, Karpfen, Schleien, Rapfen, Elritzen, Gründlinge sowie mit Hecht, Barsch und Zander durchgeführt. Zusätzlich wurden Edelkrebse und Teichmuscheln ausgesetzt.

Die Ufer werden von Besuchern der geschlossenen Parkanlage genutzt, ein Bade- oder Bootsbetrieb findet jedoch nicht statt.

Im Anhang (Kap. 4.5) ist eine Zusammenfassung von zahlreichen Untersuchungen, die in den Jahren 1984 - 1996 am See im Britzer Garten durchgeführt wurden, aufgelistet. Ziel der Un-



tersuchungen war zum einen die Entwicklung des Gewässers zu dokumentieren. Zum anderen wurden Vorschläge zur Minimierung von grundwasserbürtigen Nährstoffen und zur Optimierung des künstlichen Wasserkreislaufes unterbreitet.

3.4.3.3 Vergleich der Freiland-Standorte mit den Versuchssystemen der FSA

Die Ganglinien der einzelnen Parameter sind für die Freilandstandorte Baitzer Bach, Plane, Rotheputz und See im Britzer Garten im Anhang (Kap. 3.5) graphisch für jeden physikalisch-chemischen Parameter dargestellt. Die Graphiken beinhalten zusätzlich als Referenz die Ganglinien der Fließrinnen FSA H R1-8 bzw. Teiche FSA H T1-8 mit Mittelwert sowie Minimum und Maximum (punkt-gestrichelte Linien).

In den Tab. 15 und Tab. 16 sind für den gesamten Untersuchungszeitraum für ausgesuchte Parameter Mittelwert und Standardabweichung vergleichend aufgelistet.

Außerdem sind in den Abb. 43 und Abb. 44 ausgewählte physikalisch-chemische Parameter für die Versuchsanlage wie das Freiland vergleichend graphisch dargestellt.

Die Untersuchungszeiträume unterscheiden sich zwar für die Versuchssysteme der FSA und der Freilandstandorte um 2 Monate Laufzeit (4 zusätzliche Probenahmen), jedoch wird dies bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt. Ein Vergleich Freiland und der Versuchsanlage erscheint wegen dem kurzen Beobachtungszeitraum (Juli-Oktober 2002) noch nicht sinnvoll.

3.4.3.3.1 Vergleich der Fließgewässer-Standorte (FSA-Fließrinnen in der Halle *versus* Bäche im Freiland)

Fließgeschwindigkeit

In den Versuchsrinnen wurde bis Mitte September 2002 eine Fließgeschwindigkeit von etwa 0,05 - 0,06 m/s eingestellt, die danach auf 0,2 m/s angehoben wurde. Im Mittel lag die Fließgeschwindigkeit bei etwa 0,1 m/s. Im Baitzer Bach und Plane wurde je 0,46 m/s erreicht, wobei insbesondere der Baitzer Bach eine hohe Varianz in der Fließgeschwindigkeit (Variationskoeffizient >100%) zeigt. Generell weisen Abflussmenge und Fließgeschwindigkeit im Freiland je nach Niederschlägen und Abflussverhalten im Einzugsgebiet eine hohe Varianz auf, die durch die wenigen Messungen nur sehr unzureichend dargestellt werden kann. Eine kurzzeitige Hochwassersituation wurde z.B. im August beim Baitzer Bach angetroffen, während sich zeitgleich an der Plane bei der Fließgeschwindigkeit noch keine Änderung abgezeichnet hat. In der Versuchsrinnen hingegen ist die Fließgeschwindigkeit zwar generell steuerbar, z.Z. ist es jedoch noch nicht möglich, sich wiederholende Abflussmuster z.B. mit der Simulation von Niederschlagsereignissen programmgesteuert durchzuführen. Diese Varianz in der Strömung ist ein jedoch ein wesentliches Merkmal von Fließgewässern, und soll in einer späteren Überarbeitung der Steuerungssoftware berücksichtigt werden.

Temperatur

Die mittleren Wassertemperaturen lagen im Untersuchungszeitraum bei Baitzer Bach und Plane mit 12,1 bzw. 13,8 °C deutlich unter denen in den Versuchsrinnen, wo 18,7 °C im Mittel erreicht wurden (Abb. 43). Bei den Bächen handelt es sich um sommerkalte Fließgewässer, die sich aufgrund ihrer Quellnähe (Baitzer Bach) und der ufernahen Beschattung (Plane) im Sommer nur wenig erwärmen. Durch die Erwärmung der Versuchshalle und der techni-



schen Probleme, die Belüftung bedarfsabhängig zu steuern, heizte sich die Hallenluft im Sommer bis über 25 °C auf, was auch zu einer entsprechenden Anhebung der Wassertemperaturen in den Fließrinnen führte. Bei einer entsprechenden Optimierung der Belüftungssteuerung erscheint eine Absenkung um einige Grad möglich, das konkrete Ausmaß bleibt jedoch abzuwarten.

Photosynthetisch aktive Strahlung

Die photosynthetisch aktive Strahlung (PhAR, Photonenflussdichte zwischen 400 - 700 nm Wellenlänge) war in den Rinnen in 0,1 m Wassertiefe mit 37 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ etwa 9,8mal (Baitzer Bach) bzw. 2,7mal (Plane) niedriger. Im Niveau vergleichbare Strahlungswerte wurden hauptsächlich beim Baitzer Bach im Herbst und an wolkenbedeckten Sommertagen sowie an der Plane nach Schließung des Laubdaches der Uferränder schon im Sommer erreicht. Generell gilt auch hier, dass das Lichtdargebot im Freiland zwar einen saisonalen Rhythmus im Mittel aufweist, jedoch mittel- und kurzfristig starken Schwankungen unterliegt. Demgegenüber ist die Beleuchtung an den Fließrinnen der Versuchshalle sehr konstant.

Sauerstoff und pH-Wert

Sauerstoff und pH-Wert werden zum einen durch physikalisch bzw. chemisch getriebene Gleichgewichtsprozesse (Lösungsgleichgewicht Luft-Wasser, Protonengleichgewicht durch Pufferung der im Wasser dissoziierten Substanzen) beeinflusst, zum anderen übt die biologische Aktivität einen erheblichen Einfluss auf Mittellage und Amplituden dieser Parameter aus.

Tab. 15: Vergleich physikalisch-chemischer Parameter zwischen den Fließgewässern FSA Halle Rinne 1- 8 (19.03. - 15.10.2002), dem Baitzer Bach bei Lüsse (21.05. - 15.10.2002) und Plane Bach bei Gömnigk (21.05. - 15.10.2002)

Parameter		FSA Halle R1-R8			Baitzer Bach			Plane		
		MW	SD	N	MW	SD	N	MW	SD	N
Fließgeschwindigkeit	m/s	0,10	0,067	112	0,46	0,495	7	0,46	0,078	9
Temperatur (Wasser)	°C	18,7	4,2	120	12,1	2,2	10	13,8	3,1	10
O ₂ -Gehalt	mg/l	9,4	1,06	120	9,5	1,80	11	9,9	1,33	11
O ₂ -Sättigung	%	100,8	8,5	120	89,4	17,9	11	96,6	11,4	11
pH-Wert	-/-	8,25	0,13	120	7,75	0,16	11	7,90	0,12	11
PhAR	µE/m ² /s	37,2	6,2	40	363,0	479,3	7	101,7	250,6	7
Turbidität	NTU	0,75	0,77	120	8,75	10,24	10	15,42	7,06	10
El. Leitfähigkeit 25°C	µS/cm	463	34	120	521	25	11	431	44	11
TOC	mg/l	2,3	0,55	120	7,3	8,28	11	6,3	1,44	11
DOC	mg/l	1,9	0,55	120	5,1	5,23	11	4,1	1,82	11
Alkalinität (Gran)	mmol/l	1,25	0,29	120	3,01	0,32	11	2,13	0,35	11
Silikat (Si)	mg/l	0,34	0,33	128	7,55	3,94	11	7,24	3,22	11
Phosphat (PO ₄ -P)	mg/l	0,003	0,007	120	0,037	0,040	9	0,054	0,035	9
Ges-Phosphor filtriert	mg/l	0,039	0,073	118	0,036	0,017	11	0,054	0,019	11
Ges-Phosphor	mg/l	0,072	0,125	120	0,253	0,403	11	0,225	0,245	11
(NO ₃ +NO ₂)-N	mg/l	0,191	0,315	120	0,456	0,371	11	0,705	0,184	11
Nitrit (NO ₂ -N)	mg/l	0,003	0,003	120	0,014	0,008	11	0,025	0,007	11
Ammonium (NH ₄ -N)	mg/l	0,018	0,013	120	0,063	0,036	11	0,067	0,034	11
Ges-N filtriert	mg/l	0,39	0,45	120	0,83	0,45	11	1,16	0,32	11
Ges-Stickstoff (Ges-N)	mg/l	0,49	0,60	120	1,58	2,19	11	1,56	0,67	11
Ges Chlorophyll PS	µg/l	2,3	0,5	96	8,9	2,8	9	8,9	2,7	9
Chlorid (Cl)	mg/l	43,2	3,3	119	25,9	2,7	11	23,4	3,4	11
Sulfat (SO ₄)	mg/l	88,4	6,3	119	75,8	6,6	11	71,6	12,3	11
Kalzium (Ca)	mg/l	62,3	7,7	127	86,9	11,1	12	69,0	8,4	12
Magnesium (Mg)	mg/l	6,7	0,6	128	6,7	0,5	12	6,1	0,8	12
Natrium (Na)	mg/l	18,4	1,5	128	12,3	1,2	12	13,4	2,5	12
Kalium (K)	mg/l	1,5	0,4	127	4,7	1,5	12	4,0	1,2	12
Bor (B)	µg/l	58,6	20,8	80	29,5	11,3	10	33,9	12,6	10
Eisen (Fe)	µg/l	11,1	7,3	128	107,6	131,1	12	62,3	37,9	12
Mangan (Mn)	µg/l	0,55	1,31	128	101,2	34,42	12	48,6	27,34	12
Zink (Zn)	µg/l	2,62	0,84	128	3,49	3,44	12	2,50	0,00	12
Kupfer (Cu)	µg/l	1,79	1,003	128	1,72	1,030	12	1,99	1,575	12
Blei (Pb)	µg/l	0,15	0,000	128	0,15	0,000	12	0,15	0,000	12
Kadmium (Cd)	µg/l	0,03	0,004	128	0,03	0,000	12	0,03	0,000	12
Chrom (Cr)	µg/l	0,32	0,107	128	0,41	0,143	12	0,27	0,090	12
Nickel (Ni)	µg/l	1,92	1,313	128	2,46	1,486	12	1,79	1,296	12
Kobalt (Co)	µg/l	0,11	0,054	128	0,17	0,076	12	0,12	0,053	12
Molybdän (Mo)	µg/l	1,79	0,998	80	0,50	0,326	10	0,32	0,205	10

Legende:

Baitzer Bach: —■—, Plane: —●—

FSA Fließrinnen H R1-R8: - - - Mittel, Min., Max.

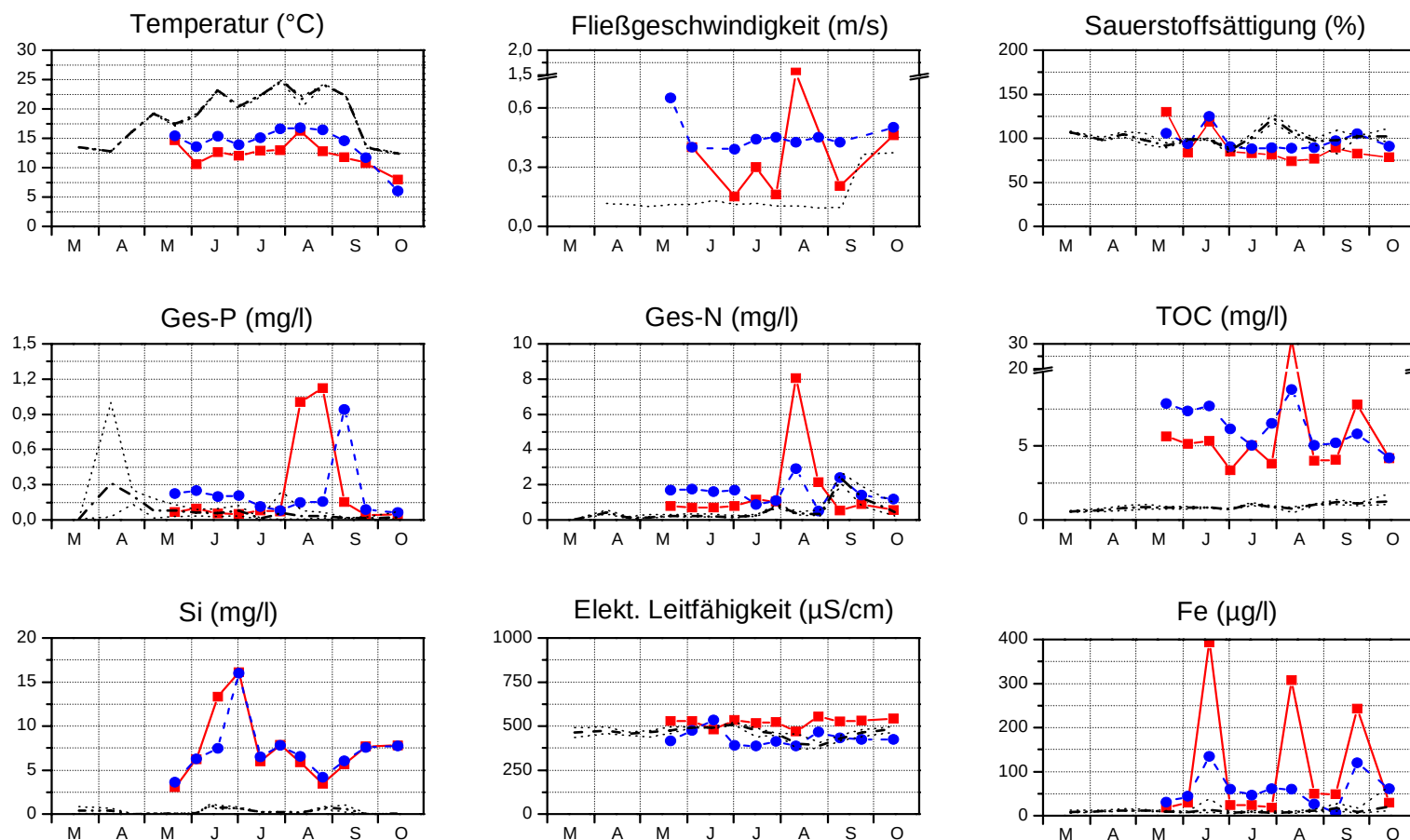


Abb. 43: Vergleich Fließrinnen (FSA Hallenanlage: HR1-R8) vs. Fließgewässer (Freiland: Baitzer Bach, Plane) - ausgewählte physikalisch-chemische Parameter



Die Sauerstoffganglinien werden stark Primärproduktions- (i.d.R. Photosynthese) und Atmungsprozesse (Respiration) geprägt, deren Ausmaß sich in Über- wie auch Untersättigungen niederschlagen kann. Der Sauerstoffhaushalt zeigt in den Fließrinnen nur geringe Varianzen und ist mit einer mittleren Sättigung von 101 % nahezu ausgeglichen, während in Baitzer Bach und Plane mit 89 und 97 % geringe Sättigungsdefizite ausgewiesen werden, die eine Dominanz heterotropher Prozesse durch Eintrag z.B. organischer Substanz im Untersuchungszeitraum anzeigen. Maximale Amplituden wurden beim Baitzer Bach zwischen 74 und 130 % O₂-Sättigung erreicht (Abb. 43).

Auch der pH-Wert wird durch Photosynthese und Respiration beeinflusst und kann z.B. bei intensiver Primärproduktion durch Algen oder Makrophyten stark ansteigen. Das Ausmaß dieser Amplituden wird auch von der Konzentration des Puffers gesteuert, der im Süßwasser vor allem durch Hydrogenkarbonat (Alkalinität) gestellt wird. Eine hohe Pufferung dämpft die Amplituden bei gleicher Prozesslage stärker als eine geringe Pufferung.

Die pH-Werte lagen bei beiden Bächen im Mittel zwischen 7,8 - 7,9 und damit deutlich unter denen in den Versuchsrinnen, wo 8,3 pH-Wert-Einheiten im Mittel erreicht wurden. Die Gründe hierfür liegen in einer stärkeren Pufferung (Alkalinität) der natürlichen Fließgewässer, sowie einer geringeren autochthonen Primärproduktion durch Makrophyten oder Aufwuchs.

Nährstoffe

Die Nährstoffkonzentrationen im Fließgewässer sind ähnlich wie das Abflussregime stark von der Struktur des Einzugsgebietes und den Niederschlagsereignissen abhängig. Diffuse Einträge von partikulärem Phosphor nehmen beispielsweise bei Starkregenereignissen oft sprunghaft zu, während das lösliche und mobile Nitrat schon bei geringerem Abflussanstieg ebenfalls in der Konzentration ansteigen kann.

Generell weisen die Fließgewässer bei Phosphor, Stickstoff und Silikat hohe bis sehr hohe Gehalte im Vergleich zu den Fließrinnen auf (Abb. 43). Beim Phosphat wurden mit 37 bis 54 mg/l PO₄-P 11 bis 17mal höhere Werte als in den Rinnen gemessen, wo im Mittel nur 3 µg/l PO₄-P auftraten. Die Ges-Phosphor-Gehalte liegen mit 0,22 - 0,25 mg/l Ges-P noch immerhin 3 bis 3,5 mal über den Fließrinnen. Bei den Stickstoff-Fraktionen (anorg-N, Ges-N) sind die Relationen etwa ähnlich und liegen etwa 2 bis 9mal über den Versuchsfliessrinnen. Beim Silikat (Silizium) sind die Unterschiede mit 0,34 mg/l und 7,2 - 7,5 mg/l Si ähnlich deutlich ausgeprägt (Abb. 43). Die Nährstoffe Phosphor (Phosphat), Stickstoff (Nitrat) und Silizium (Silikat) wurden in den Fließrinnen ebenfalls mehrfach nachdosiert und durch die dort ansässigen Zönosen (vor allem Aufwuchs) verbraucht, sowie durch Reaktion mit dem Sediment gebunden. Ein relativ konstantes Nährstoffniveau ließ sich bei diesem "Batch-Betrieb" nicht einstellen. Es wird z.Z. jedoch ein semikontinuierlicher Betrieb vorbereitet, in dem Nährstoffe über einen längeren Zeitraum zufließen, um etwa 5 - 10 µg PO₄-P und 0,5 - 2 mg/l Si in den Rinnen zu halten und Nährstofflimitierungen zu vermeiden.

Organischer Kohlenstoff und Chlorophyll

Analog zu den Nährstoffen Stickstoff, Phosphor und Silizium sind auch die Fraktionen des organischen Kohlenstoff TOC (gesamter, organisch gebundener Kohlenstoff) und DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) in den Freilandbächen mit Mittelwerte von 6,3 - 7,3 mg/l TOC 5,1 bzw. 4,1 - 5,1 mg/l DOC um das 1,7 - 2,7 höher als in den Fließrinnen, wo ca. 2 mg/l C erreicht wurde. Generell lässt sich in den Fließrinnen jedoch eine Zunahme der organischen Kohlen-



stoffgehalte konstatieren, die mit ca. 1,3 mg/l C im März sich auf 2 - 3 mg/l C im Oktober steigerten. Dieser Kohlenstoff wurde erst durch die Photosynthese und bakterielle Aktivität während des Versuchsbetriebs im System allmählich gebildet und dokumentiert die biologische Aktivität (Abb. 43).

Die Chlorophyll-Gehalte in den Bächen sind mit knapp 9 µg/l Ges Chlorophyll relativ hoch und dürften zum einen durch losgerissene Aufwuchsalgen wie auch durch verdriftetes Teichplankton (Fischteiche, nur Plane) hervorgerufen sein. Sie sind mit rund 3,8 mal höher als in den Rinnen, wo nur 2,3 µg/l Ges Chlorophyll erreicht wurden. Durch die laminare Strömung und die Fließgeschwindigkeit zwischen 0,05 bis 0,2 m/s war ein Abreißen von Aufwuchs im Untersuchungszeitraum in den Fließrinnen kaum zu beobachten, obwohl sich besonders im Sommer massiv Aufwuchsbiofilme auf dem Substrat bildeten.

Elektrische Leitfähigkeit und Hauptsalzkomponenten

Die elektrische Leitfähigkeit wird durch die Summe und Zusammensetzung aller gelösten und dissoziierten Salzkomponenten gesteuert und ist damit - wie diese - in hohem Ausmaß durch die Böden und die Struktur des Einzugsgebietes geprägt.

Die elektrische Leitfähigkeiten an den Freilandstandorten waren im Mittel 431 bzw. 521 µS/cm wenig verschieden (Abb. 43). Die Versuchssysteme nahmen mit 463 eine mittlere Position ein. Bei den Hauptsalzbildnern war die Alkalinität (Hydrogenkarbonat) in den Freilandbächen mit 2,1 bzw. 3,0 mmol/l um das 1,7 bzw. 2,4fache höher als in den Versuchsrinnen, wo im Mittel nur 1,25 mmol/l nachgewiesen wurden. Die Sulfatgehalte waren kaum verschieden, nur der Chloridgehalt war in den Fließrinnen mit 43 mg/l 1,6 bzw. 1,9 mal höher als im Freiland. Bei den Kationen war das Natrium mit 18 mg/l in den Versuchssystemen etwas um das 1,7 bis 1,9fache erhöht, während in Bächen das Element Kalium mit rund 5 mg/l 2,6 bis 3,1mal stärker angereichert war.

Schwermetalle

Ausgesuchte Schwermetalle wurden als Spurenelemente ebenfalls den Fließrinnen und Teichen in Intervallen zudosiert und dadurch z.T. kurzzeitig erhöhte Gehalte u.a. bei Eisen, Mangan, Kobalt, Molybdän und Zink induziert

Gravierende Unterschiede waren bei den Schwermetallen Eisen und Mangan zu beobachten, die in den Bächen mit 108 bzw. 62 µg/l Fe und 101 bzw. 49 µg/l Mn im Vergleich zu den Fließrinnen sehr hohe Werte erreichten, wo nur 11 µg/l Fe und 0,6 µg/l Mn im Mittel nachgewiesen wurden (Abb. 43).

Die übrigen Spurenelemente zeigen i.d.R. zwischen den Standorte keine relevanten Unterschiede auf. Nur die Elemente Bor und Molybdän sind in den Fließrinnen durch eine mehrfache Spurenelementdüngung mit 59 µg/l B 1,8 µg/l Mo um das knapp 2fache bzw. 3,6 bis 5,6fache höher als in den Bächen.

3.4.3.3.2 Vergleich der Stillgewässer-Standorte (FSA-Teiche in der Halle *versus* Pfuhl und See im Freiland)

Temperatur

Die Wassertemperaturen zeigen bei den FSA-Teichen wie auch bei Pfuhl und See im Freiland im Sommer einen sehr ähnlichen Verlauf auf. Auch die Mittelwerte zwischen 18,7 - 20,5 °C unterscheiden sich nur wenig (5 bzw. 9 % Differenz) (Abb. 44). Der Pfuhl weist erwartungsge-



mäß wegen seiner geringen Wassertiefe die stärksten Temperaturamplituden auf. Nur geringe Temperaturdifferenzen sind zwischen See und den Versuchsteichen zu konstatieren. Größere Unterschiede zwischen Versuchsteichen und Freilandstandorten sind eher im Winterhalbjahr zu erwarten, wenn im Freiland die Gewässer stärker (Min. $\leq +4^{\circ}\text{C}$) als in der Halle (Min. ca. $\geq +8^{\circ}\text{C}$) abkühlen. Da in der Halle aus technischen Gründen bestimmte Mindesttemperaturen nicht unterschritten werden dürfen, wird die Mindesttemperatur durch eine Heizung geregelt.

Photosynthetisch aktive Strahlung

Große Unterschiede lassen sich bei der photosynthetisch aktiven Strahlung (PhAR) zwischen den Standorten nachweisen. Im Mittel sind an beiden Freilandstandorten ca. 7mal (Pfuhl: $554 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$) - 9 mal (See: $698 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$) höhere Strahlungswerte nachzuweisen als in den Versuchsteichen der Halle in 0,5 m Wassertiefe (Halle T1-8: $77 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$). Die photosynthetisch aktive Strahlung zeigt witterungsabhängig und kurzfristig im Tagesverlauf i.d.R. sehr starke Amplituden im Freiland auf, während in den Versuchsteichen der Halle ein sehr konstantes Lichtdargebot verfügbar ist. Generell lässt sich die Lichtmenge mit einem stark bewölktem Sommertag vergleichen oder sie entspricht z.Z. etwa dem mittleren Lichtdargebot im Herbst (s. Kap. 3.1.3).

Sauerstoff und pH-Wert

Sauerstoffuntersättigungen sind in erster Linie für den Rotheputz zu konstatieren, der bei einem hohem Nährstoffangebot und hoher organischer Belastung im Wasser Extremwerte zwischen ca. 50 und 150 % O_2 -Sättigung in 0,25 - 0,5 m Wassertiefe erreichte. Auch im Vertikalprofil zeigten sich hier zeitweise starke O_2 -Gradienten von der Wasseroberfläche zum Gewässergrund. Beim See im Britzer Garten hingegen wie auch bei den Teichen waren keine ausgeprägten Amplituden zu verzeichnen. Sauerstoffgehalt wie auch Sauerstoffsättigung zeigten annähernd gleiches Niveau und Verlauf (Abb. 44). Die Mittelwerte lagen für alle drei Standorte (inkl. FSA-Versuchsteiche) zwischen 9,2 - 9,9 mg O_2/l und 103 - 106 % O_2 -Sättigung sehr ähnlich. Die geringsten pH-Wertamplituden wies der See im Britzer Garten mit maximal 0,5 pH-Einheiten Differenz im Untersuchungszeitraum auf, während Rotheputz und Versuchsteiche maximal um 1,0 pH-Einheiten variierten. Das Ausmaß der Schwankungen bei den Versuchsteichen im Herbst wurde auch durch einen Rückgang der Alkalinität begünstigt. Im Mittel lagen die pH-Werte zwischen 8,1 - 8,4 pH-Wert-Einheiten.

Tab. 16: Vergleich physikalisch-chemischer Parameter zwischen den Stillgewässern FSA Halle Teiche 1- 8 (19.03. - 15.10.2002), dem See im Britzer Garten (21.05. - 15.10.2002) und dem Rotheputz nahe Britzer Straße (21.05. - 15.10.2002)

Parameter		FSA Halle T1-T8			See im Britzer Garten			Rotheputz		
		MW	SD	N	MW	SD	N	MW	SD	N
Temperatur (Wasser)	°C	18,7	4,2	120	19,8	4,4	11	20,5	5,9	11
O ₂ -Gehalt	mg/l	9,9	1,3	120	9,5	0,59	11	9,3	2,60	11
O ₂ -Sättigung	%	105,6	8,2	120	104,0	5,9	11	103,4	32,4	11
pH-Wert	-/-	8,41	0,29	120	8,17	0,12	11	8,05	0,27	11
PhAR	µE/m ² /s	76,6	16,43	48	697,5	534,0	10	554,1	562,2	9
Turbidität	NTU	0,76	0,69	120	1,15	0,26	10	8,00	4,10	10
Elek. Leitfähigkeit 25°C	µS/cm	465	24,1	120	664	17	11	843	93	11
TOC	mg/l	2,7	1,02	114	4,9	0,46	11	13,0	2,35	11
DOC	mg/l	2,4	1,06	120	3,9	0,26	11	10,3	1,53	11
Alkalinität (Gran)	mmol/l	1,20	0,31	120	2,31	0,14	11	2,10	0,66	11
Silikat (Si)	mg/l	0,54	0,47	128	0,73	0,42	11	0,21	0,18	11
Phosphat (PO ₄ -P)	mg/l	0,006	0,009	119	0,002	0,002	8	0,037	0,029	9
Ges-Phosphor filtriert	mg/l	0,028	0,038	120	0,016	0,012	11	0,089	0,071	11
Ges-Phosphor	mg/l	0,045	0,054	120	0,037	0,029	11	0,130	0,066	11
(NO ₃ +NO ₂)-N	mg/l	0,283	0,388	120	0,009	0,012	11	0,023	0,043	11
Nitrit (NO ₂ -N)	mg/l	0,009	0,012	120	0,002	0,001	11	0,002	0,002	11
Ammonium (NH ₄ -N)	mg/l	0,043	0,033	120	0,012	0,008	11	0,022	0,023	11
Ges-N filtriert	mg/l	0,58	0,58	120	0,40	0,17	11	1,08	0,43	11
Ges-Stickstoff (Ges-N)	mg/l	0,71	0,68	120	0,48	0,15	11	1,30	0,69	11
Ges Chlorophyll PS	µg/l	2,00	0,60	96	11,4	3,9	9	13,0	5,2	9
Chlorid (Cl)	mg/l	44,4	4,1	120	46,5	3,1	11	36,9	8,2	11
Sulfat (SO ₄)	mg/l	90,7	7,6	120	132,9	23,4	11	122,1	38,2	11
Kalzium (Ca)	mg/l	63,9	8,4	128	102,7	7,3	12	149,6	26,4	11
Magnesium (Mg)	mg/l	6,9	1,1	127	15,7	0,4	12	12,1	1,5	11
Natrium (Na)	mg/l	19,1	3,1	127	13,5	0,6	12	14,2	1,4	12
Kalium (K)	mg/l	1,6	0,4	127	2,5	0,2	12	10,2	0,9	11
Bor (B)	µg/l	63,2	22,6	80	17,1	4,4	10	63,6	16,6	10
Eisen (Fe)	µg/l	11,79	5,174	128	12,43	3,43	12	33,82	18,46	12
Mangan (Mn)	µg/l	1,05	1,78	127	1,76	1,05	12	49,40	39,27	12
Zink (Zn)	µg/l	3,2	2,15	128	2,5	0,00	12	2,5	0,00	12
Kupfer (Cu)	µg/l	2,20	1,36	128	2,10	1,199	12	1,59	0,487	12
Blei (Pb)	µg/l	0,15	0,000	128	0,15	0,000	12	0,15	0,000	12
Kadmium (Cd)	µg/l	0,03	0,003	128	0,03	0,000	12	0,03	0,009	12
Chrom (Cr)	µg/l	0,44	0,180	128	0,30	0,097	12	0,29	0,115	12
Nickel (Ni)	µg/l	2,15	1,582	128	3,35	1,579	12	6,01	6,678	12
Kobalt (Co)	µg/l	0,17	0,122	128	0,14	0,033	12	0,22	0,046	12
Molybdän (Mo)	µg/l	1,89	0,742	80	1,62	1,425	10	1,02	0,699	10

Legende:

Rotheptuhl: —■—, See Britzer Garten: —●—
 FSA Teiche H T1-T8: - - - Mittel, Min., Max.

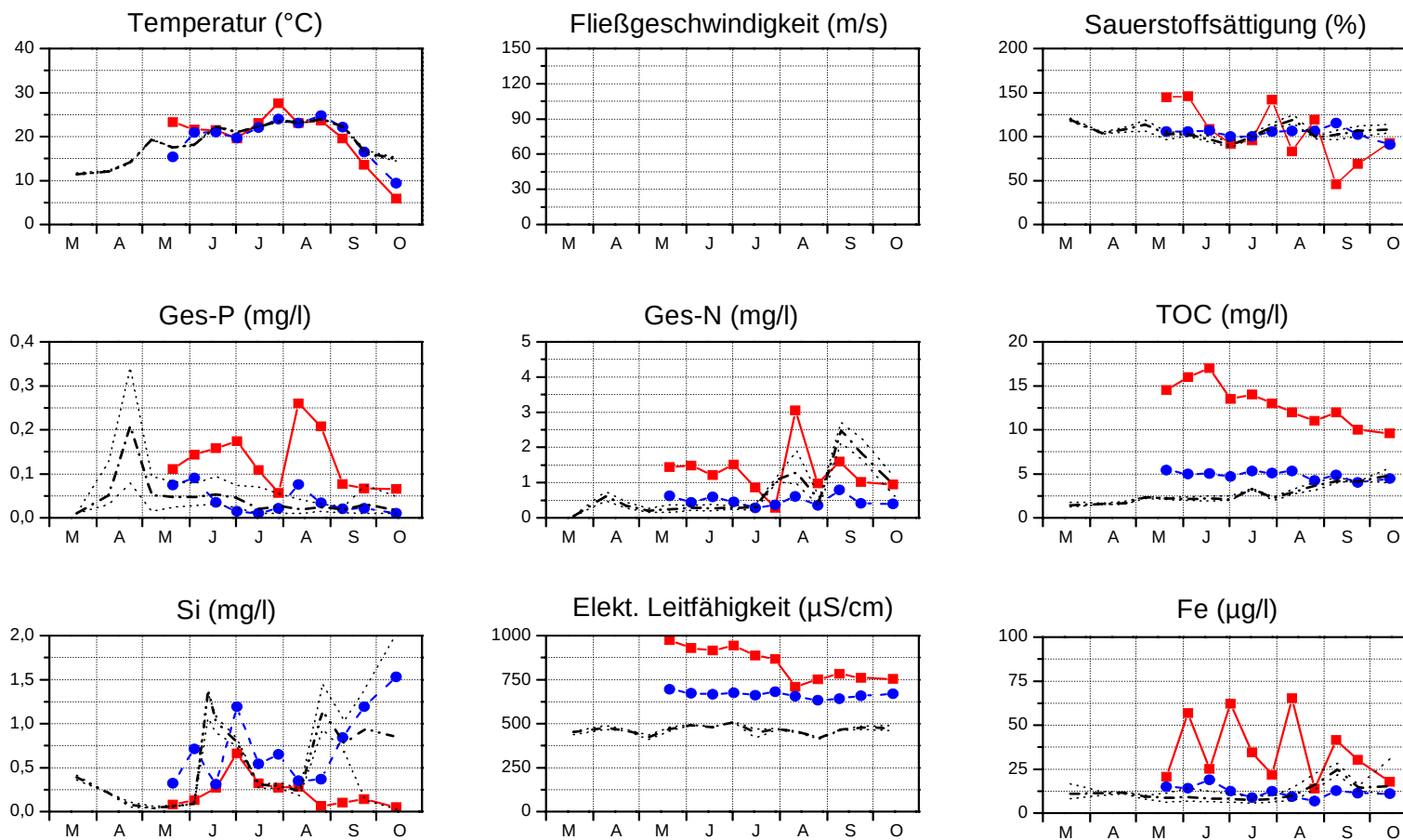


Abb. 44: Vergleich Versuchsteiche (FSA Hallenanlage: HT1-T8) vs. Stillgewässer (Freiland: Rotheptuhl, See Britzer Garten) - ausgewählte phys.-chemische Parameter

Nährstoffe

In den Versuchssystemen der FSA war aufgrund der Fähigkeit der Sedimente, Phosphor zu binden und Stickstoff zu denitrifizieren und der Etablierung ausgedehnter Aufwuchsgemeinschaften, die erheblich Nährstoffe aus dem Wasserkörper zehren, eine mehrfache Zudosierung von Phosphor (Phosphat), Stickstoff (Nitrat) und lösliche Kieselsäure (Silikat als Natronwasserglas) im Untersuchungsverlauf notwendig. Die Intensität der Zehrungsprozesse führte besonders beim Phosphat innerhalb von wenigen Tagen zu einer sehr schnellen Abnahme bis in den Spurenbereich von ca. 1 µg/ PO₄-P.

Beim Silikat wie auch beim Nitrat-N wurde das Ausgangsniveau von je 20 - 40 µg/l nach Aufstockungen >0,5 mg/l in etwa 4 - 6 Wochen erreicht. Nur durch diese Zudosierung wurde in den Teichen ein Niveau bei den anorganischen Nährstoffen gehalten, das bei Phosphat und löslicher Kieselsäure (Silizium) im Mittel etwa dem Niveau des Sees im Britzer Garten entsprach (Bereich 1:0,3 bis 1:1,4) (Abb. 44). Der Rotheppfuhl hingegen wies eine sehr hohe P-Versorgung auf, die im Mittel 3- bis 6fach höher als in den Versuchsteichen war (bezogen auf alle P-Fractionen). Die Mittelwerte des Ges-Phosphors lagen zwischen 45 (Versuchsteiche) - 130 µg/l (Rotheppfuhl) (Abb. 44).

Durch die Nitrat-Aufstockung in den Teichen war insbesondere im Juli und September im Vergleich zu den Freilandstandorten ein erhöhtes N-Angebot gegeben. Während in den Teichen kurzzeitig ca. 1,6 mg/l NO₃-N nachgewiesen wurden, lagen die Maximalwerte beim See bei 0,40 und beim Rotheppfuhl bei 0,14 mg/l NO₃-N. Mit Ausnahme der Monate Juli und August war Nitrat dort nur in Spuren nachweisbar. Die Mittelwerte des Ges-Stickstoffs lagen im gesamten Bereich zwischen 0,48 (See) - 1,30 mg/l (Rotheppfuhl) (Abb. 44).

Organischer Kohlenstoff und Chlorophyll

Der gesamte, organisch gebundene Kohlenstoff (TOC) und der gelöst organische Kohlenstoff (DOC) war in den Teichen zu Beginn der Einfahrphase im Vergleich zu den Freilandstandorten deutlich reduziert. Erst im Herbst wurden in diesen Teichen ein Niveau zwischen 4 - 5,5 mg/l C erreicht, wie es auch etwa beim See im Britzer Garten angetroffen wurde (Abb. 44). Im Mittel lag der C-Gehalt in den Teichen etwa 40 % unter dem im See und etwa 80 % unter dem im Pfuhl.

Das Chlorophyll, ein einfaches Maß für Phytoplanktonbiomasse in der Wassersäule, war in den Teichen mit 2,0 µg/l Ges-Chlorophyll erheblich geringer als im See mit ca. 11 µg/l und Pfuhl mit 13 µg/l. Die Ursache ist neben einem zeitweise sehr geringen P-Angebot im Wasser auch der Fraßdruck (Grazing) durch Kleinkrebse, die zeitweise Massenbestände ausbildeten.

Elektrische Leitfähigkeit und Hauptsalzkomponenten

Mit 465 µS/cm wurde in den Versuchsteichen im Mittel eine 1,4fach (See) und 1,8fach (Pfuhl) geringere Leitfähigkeit als in den Freilandstandorten nachgewiesen (Abb. 44). Aus einer Studie an Brandenburger Seen (1991, N= 339) wurde im Mittel eine Leitfähigkeit 492 µS/cm erhoben (TU Berlin, FG Limnologie, unpubl. Daten). Leitfähigkeitsschwankungen in den Versuchsteichen wurden hauptsächlich durch Verdunstungsprozesse (Anstieg) sowie durch Zuleitung von entsalztem Umkehrosmosewasser, sowie einen Austausch zwischen den Versuchssystemen verursacht.

Bei den Hauptsalzkomponenten traten größere Unterschiede bei der Alkalinität (Hydrogenkarbonat), beim Sulfat und Kalzium auf, die an den Freilandstandorten um das 1,6 bis 1,9fa-



che höher als in den Versuchsteichen lagen. Hohe Kaliumgehalte mit 12 mg/l im Mittel wurden beim Rotheppfuhl beobachtet und könnten auf den hohen Schluff- und Tonanteil in den Sedimenten zurückzuführen sein.

Schwermetalle

Ausgesuchte Schwermetalle wurden als Spurenelemente gleichfalls den Fließrinnen und Teichen in Intervallen zudosiert. Dies induzierte z.T. kurzzeitig erhöhte Gehalte u.a. bei Eisen, Mangan, Kobalt, Molybdän und Zink.

Zusätzlich zeigen Eisen und Mangan generell eine hohe Abhängigkeit von Redox-Prozessen im Sediment, wobei Mangan i.d.R. bei anaeroben Bedingungen erhöhte Konzentrationen im Poren- und Freiwasser erreichen kann, während das Eisen als Eisensulfid schwerlöslich im Sediment gebunden wird. Außerdem kann der Pumpbetrieb im August zwischen der Außenanlage und der Hallenanlage zu einem gewissen Eintrag in die Hallensysteme geführt haben. Generell ist das mittlere Niveau der Schwermetalle in den Teichen mit dem im See vergleichbar. Nur der Rotheppfuhl weist mit 33,8 mg/l Fe und 49,4 mg/l Mn deutlich höhere Eisen- und Mangangehalte auf, die um das 3- bis 47fache höher als in den Versuchsteichen liegen (Abb. 44). Die Gehalte des Halbmetalls Bor sind hingegen in Teichen wie im Pfuhl mit ca. 63 µg/l sehr ähnlich.

3.4.3.4 Fazit

Die Freilanduntersuchungen werden auch noch bis zum April 2003 fortgeführt, um Daten für einen gesamten Jahresgang zu erhalten. Eine abschließender Vergleich zwischen Freiland und Versuchsanlage steht daher noch aus. Bei folgenden Parametern wurden jedoch bereits bis Oktober 1002 große Unterschiede zwischen den Freilandstandorten und den Versuchssystemen der FSA (Hallenanlage) beobachtet:

- (1) Photosynthetisch aktiven Strahlung (PhAR)
- (2) Fließgeschwindigkeit (Mittel und Dynamik) (nur für Fließsysteme relevant)
- (3) Wassertemperatur (nur für Fließsysteme relevant)
- (4) Verfügbarkeit von Nährstoffen Hauptsalzbestandteile und Spurenelementen

Die Punkte (2) - (4) sind prinzipiell auch für die Außenanlage von Bedeutung.

Zu Punkt (1):

Die Beleuchtungskörper (HQI-Lampen) bei den Versuchsteiche wurden zum Jahreswechsel 2002/2003 nochmals umgerüstet und entsprechend den Anforderungen optimiert, nach dem die vom Auftragnehmer versprochene Ausleuchtung in Bezug auf Lichtverteilung und mittlere Lichtausbeute zunächst nicht erreicht wurde.

Bei den Fließrinnen wird geprüft, ob Leuchtstoffröhren, die durch den Umbau der Teichbeleuchtung freigesetzt worden sind, punktuell für die zusätzliche Ausleuchtung der Fließabschnitte bei den Beruhigungsbecken verwendet werden sollten.

Es wurde allerdings schon unter den jetzigen geringen, aber konstanten Beleuchtungsstärken ein hinreichendes pflanzliches Wachstum bei Makrophyten und Aufwuchs erzielt, die damit keinen akuten Lichtmangel auswiesen (s. Kap. 3.4.1 Biologische Entwicklung der Systeme).



Zu Punkt (2):

Für die Fließrinnen ist bei einer Erweiterung und Ausbau der Steuersoftware für die Anlage auch eine Implementierung einer Steuerung der Fließgeschwindigkeit wünschenswert, die periodisch-dynamische Fließgeschwindigkeiten nach Vorgabe automatisch einstellt. Diese programmtechnischen Erweiterungen greifen tief in die Anlagensteuerung ein und sind extern zu vergeben.

Zusätzlich zeigten Beobachtungen im Freiland, dass der Anteil an turbulenter Strömung für die Wuchsbedingungen der Makrophyten wichtig ist, da ein Freiwedeln von Aufwuchs und Sedimentpartikeln automatisch induziert wird. Die Fließrinnen sind von der Grundkonzeption für eine laminar orientierte Strömung optimiert und zeigen kaum Wirbelbildung. Dies führte u.a. zu einem zeitweisen starken Zusedimentieren bzw. Überwachsen der Makrophyten mit Aufwuchs. Als Gegenmaßnahme wurden Fließabschnitte durch einfache Einbauten in turbulenter Strömung versetzt (s. Kap. 3.4.6). Material für eine entsprechende Nachrüstung der Außenanlage ist bereits geliefert, konnte aber infolge des Wintereinbruchs noch nicht eingebaut werden.

Zu Punkt (3):

Die Simulation sommerkalter Fließgewässer kann unter den derzeitigen Umständen etwa von Mai bis etwa August (ca. 4 Monate) nicht durchgeführt werden, da die Wassertemperaturen über 18 °C ansteigen. Die Optimierung der Lüftungsteuerung wird hier zwar eine gewisse Verbesserung erbringen, jedoch können Wassertemperaturen ≤ 15 °C nur im Winter zwischen September und April (ca. 8 Monate) in der Versuchshalle erzielt werden. Die Simulation von sommerwarmen Fließgewässern und von flachen, stehenden Gewässern ist hingegen möglich, wie der Vergleich der dazu erhobenen Daten mit den im Rahmen der Routinemessprogramme der Landesamtes für Umweltschutz Brandenburg in Havel und Oder sowie des Instituts für Gewässerökologie in der Spree zeigt (Berghahn *et al.* 2002).

Dies gilt im Wesentlichen auch für die Außenanlage. Hier ist der Winterbetrieb nur in der frostfreien Zeit möglich. Von November bis März ist die Außenanlage z.T. außer Betrieb oder kann nur eingeschränkt genutzt werden, um Frostschäden zu vermeiden.

Zu Punkt (4):

Die Konzentration und das Verhältnis der Hauptsalzkomponenten (Kalzium, Magnesium, Natrium, Kalium, Sulfat, Hydrogenkarbonat und Chlorid) ist prinzipiell durch die Wasseraufbereitung steuer- und einstellbar und kann durch Zudosierung von mineralischen Salzen vollständig kontrolliert werden.

Die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Silizium sowie die Spurenelemente werden durch biologische Prozesse (z.B. Photosynthese) rasch gezehrt und müssen nachdosiert werden, wenn die Nährstoff re-mobilisierenden Prozesse nicht in gleichem Maße Fuß fassen. Insbesondere kann sich die Etablierung von Aufwuchsgemeinschaften als erhebliche Senke für Nährstoffe erweisen. Eine semi-kontinuierliche Zuführung von Nährstoff-Lösungen in Teichen und Rinnen ist daher in Vorbereitung, die ein höheres und konstanteres aber kontrollierbares Nährstoffregime ermöglichen soll. In diesem Zusammenhang ist auch die Entwicklung und Stimulierung der re-mobilisierenden Prozesse (z.B. durch die Fraß- und Wühltätigkeit des Zoobenthos) von erheblichen Einfluss. Diese Gemeinschaften müssen ebenfalls erheblich entwickelt und gefördert werden.

Eine luxurierende Nährstoffversorgung würde hingegen schnell zu einer enormen Dynamisierung der gesamten biologischen Prozesse führen, die in Raum und Zeit sich stark differenzieren und zu sprunghaften, individuellen Änderungen neigen würde. Die Versuchssysteme sind bisher unter eher oligotrophen Bedingungen gefahren worden (P-Limitierungen), um die Systeme vom Trophiestatus allmählich zu steigern. Dieser Status soll zukünftig auf etwas nährstoffreichere, d.h. mesotrophere, Bedingungen leicht angehoben werden.

Eine erhöhte Photosynthese und pflanzliche Biomasseproduktion führt natürlich auch zu einer stärkeren internen organischen Schlammproduktion, die insbesondere in den Fließgewässersystemen Schweschlamm bilden könnten. Hier sind bereits permanente und temporäre Schlammsammeleinrichtungen in der Erprobung, die eine gezielte Entnahme des Schlammes ermöglichen. Dies ist prinzipiell auch für die Außenanlage umsetzbar.

3.4.4 Vergleich Außenlage vs. Halle

In der FSA können Experimente sowohl unter stark kontrollierten Bedingungen in einer Hallenanlage als auch unter naturnäheren Bedingungen in einer Außenanlage durchgeführt werden (s. Kap. 3.1.1). Mit diesen Optionen können eine Vielzahl von verschiedensten Fragestellungen untersucht werden. Ein Ziel der Einfahrphase war es, die Entwicklung der Systeme der Außen- und Hallenanlage zu vergleichen, um u.a. Aussagen über die Einsatzfähigkeit der beiden Anlagentypen machen zu können und um festzustellen, welche Fragestellungen in welchem Anlagentyp am besten untersucht werden können. Im Juli 2002 wurde deshalb eine Fließrinne (F R4) und ein Teich (F T4) der Außenanlage genauso wie die Systeme der Halle eingerichtet, um einen direkten Vergleich durchführen zu können (s. Kap. 3.2). Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Freilandsysteme aus Kapazitätsgründen erst ein halbes Jahr später etabliert werden konnten und damit andere Startbedingungen für die Außensysteme gegeben waren.

3.4.4.1 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgendem sind ausgewählte Ergebnisse (Lichtintensität, Wassertemperatur, Phyto-, Makrophyten- und Aufwuchsentwicklung, Zooplankton- und Makroinvertebraten-Entwicklung) aus den 8 Fließrinnen und Teichsystemen der Hallenanlage und der Fließrinne F R4 und dem Teich F T4 der Außenanlage vergleichend für den Zeitraum vom 16.07. bis 15.10.02 gegenübergestellt. Die Parameter wurden ausgewählt, da an ihnen vor allem die Unterschiede der Systeme herausgearbeitet werden können. Alle anderen Parameter zeigten weitestgehend ähnliche Dynamiken.

3.4.4.1.1 Lichtintensität

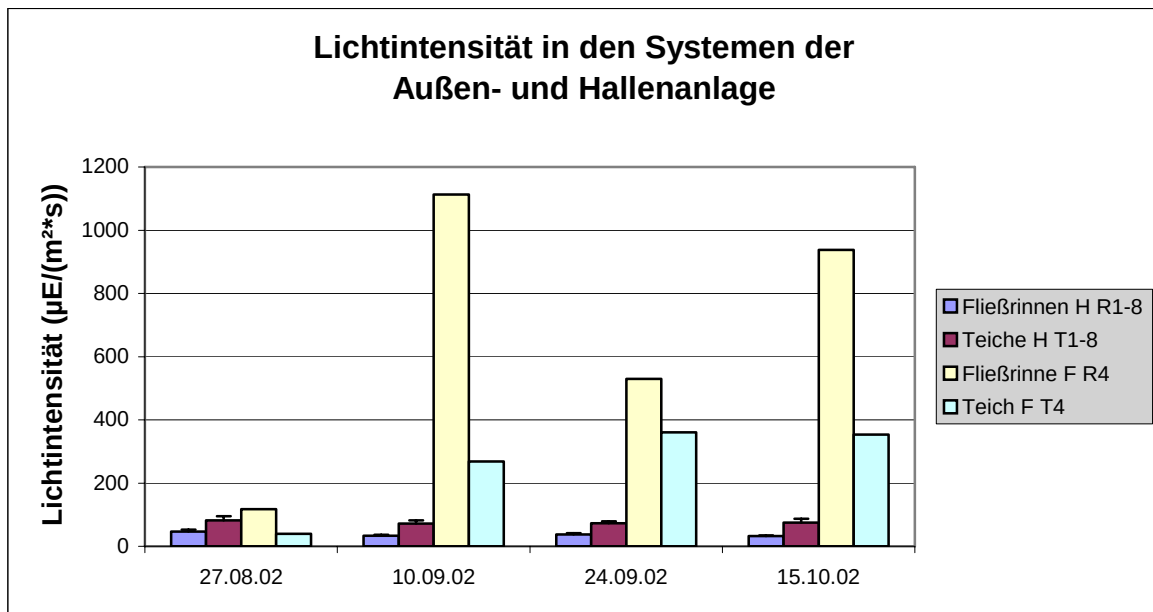


Abb. 45: Lichtintensität in den Fließrinnen H R1-8 und Teichen H T1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 und dem Teich F T4 der Außenanlage. Gemessen wurde die Lichtintensität in den Fließrinnen bei 10 cm und in den Teichen bei 50 cm unterhalb der Wasseroberfläche.

Die Lichtintensität in den Fließrinnen- und Teichsystemen wurde regelmäßig ab dem 27.08.02 jeweils vormittags zur Routineprobenahme untersucht. Wie erwartet war die Lichtintensität bedingt durch die natürliche Sonneneinstrahlung in der Fließrinne und im Teich der Außenanlage deutlich höher als in den Hallensystemen und unterlag stärkeren Intensitätsschwankungen (Abb. 45). Auffällig ist, dass die Lichtintensität im Teich F T4 deutlich niedriger ist als in der Fließrinne F R4, was zum einen an der Messung in einer tieferen Wasserschicht liegt (in 50 statt 10 cm Tiefe), aber zum anderen auch mit dem Schattenwurf durch Teichwände und Arbeitsbühne in Abhängigkeit vom Sonnenstand erklärt werden kann.

Am 27.08.02 war die gemessene Lichtintensität in den Außensystemen genauso niedrig wie in den Hallensystemen (Abb. 45), da an diesem Tag ein stark bedeckter Himmel herrschte. Das Ergebnis zeigt, dass man mit der Lichtausstattung der Halle einen stark bewölkten Sommerhimmel simulieren kann und damit Schadstoffe konservativ, also mit einem möglichst geringen aber dennoch realitätsnahen Anteil an photooxidativen Prozessen untersuchen kann (s. Kap 3.1.3).

3.4.4.1.2 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur in den Systemen der Außenanlage lag über den gesamten Beobachtungszeitraum niedriger als in den Systemen der Hallenanlage, die Dynamik war allerdings in den Systemen beider Anlagentypen insgesamt sehr ähnlich (Abb. 46). Unterschiede in der Dynamik der Außen- und Hallensysteme ab Oktober 2002 sind auf die Beheizung der Hallenanlage auf etwa 12°C zurückzuführen. Durch die Beheizung der Hallenanlage ist zwar der Betrieb der Systeme im Winter gewährleistet, es ist aber zu bedenken, dass die Organismen unter diesen Bedingungen keiner Wintersituation ausgesetzt werden und sich die Lebensgemeinschaften in der Folge eventuell im nächsten Frühjahr anders weiterentwickeln (Verschie-

bung der Artenzusammensetzung; Verschiebung der Sukzessionsmuster⁶). Ab Dezember 2002 wurde deshalb die Temperatur der Hallenanlage auf 8 °C heruntergefahren. Mit dieser Maßnahme können gleichzeitig die Heizkosten reduziert werden.

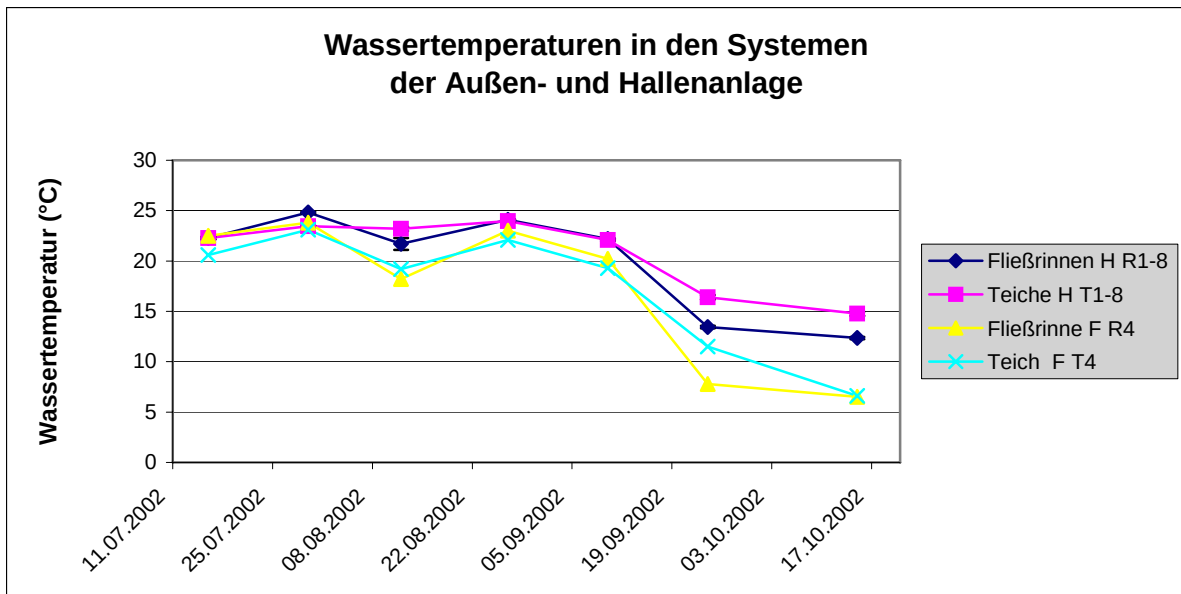


Abb. 46: Temperaturverlauf (Handmessung) in den Fließbrinnen H R1-8 und Teichen H T1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 und dem Teich F T4 der Außenanlage.

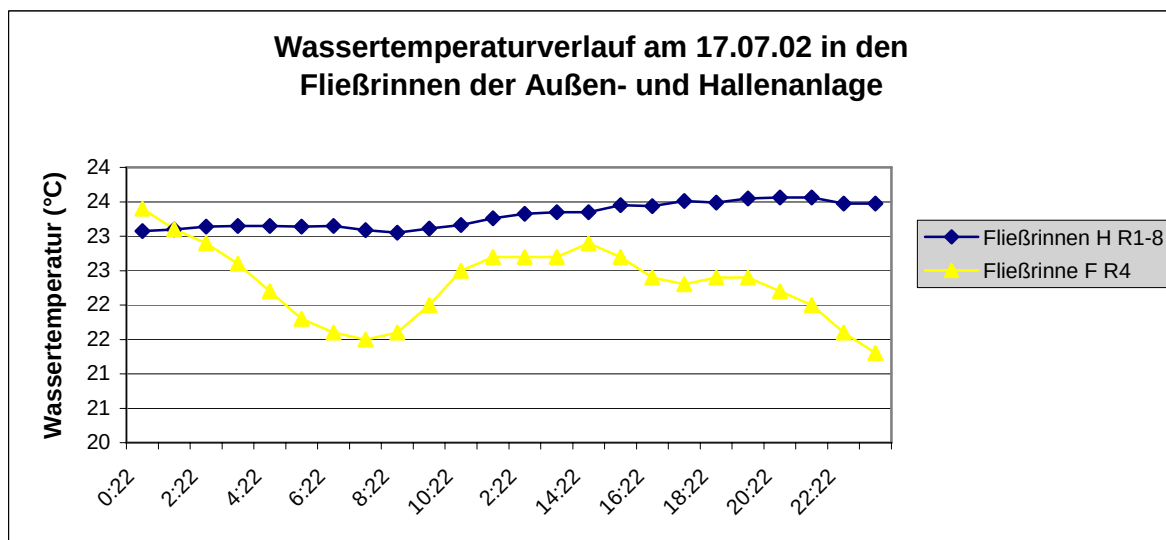


Abb. 47: Tagestemperaturverlauf (Online-Messungen) in den Fließbrinnen H R1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung) der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 der Außenanlage am 17.07.02.

In Abb. 47 ist der Tagestemperaturverlauf in der Fließrinne F R4 der Außenanlage und in den Fließbrinnen H R1-8 exemplarisch für den 17.07.02 dargestellt. Die Wassertemperaturen der Fließrinne F R4 zeigten deutliche Tagesschwankung mit kühleren Temperaturen am frühen Morgen und spätem Abend, während die Wassertemperaturen in den Hallensystemen im Tagesverlauf nur minimal anstiegen. Dieser Effekt der natürlichen Abkühlung der Systeme in

⁶ Zeitliche Artenabfolge innerhalb eines Lebensraumes (z.B. jahreszeitliche Sukzession des Planktons)

der Außenanlage über Nacht erklärt, warum die Außensysteme insgesamt niedrigere Wassertemperaturen aufwiesen als die Hallenanlage (Abb. 46). Um die in der Natur normalerweise auftretende nächtliche Abkühlung in den Systemen der Halle zu erzeugen, sollen im nächsten Untersuchungsjahr die Kranklappen der Hallenanlage während der Sommermonate über Nacht geöffnet werden. Auf diese Weise wird zudem der Anflug von Insekten in den Morgen- und Abendstunden ermöglicht, welches die schwierig durchzuführenden, gleichmäßigen Besatzmaßnahmen mit Insektenlarven reduzieren würde (s. Kap. 3.2.6).

3.4.4.1.3 Phytoplankton-, Aufwuchs- und Makrophytenentwicklung

Insgesamt ist die Phytoplanktonentwicklung in den Systemen der Außen- und Hallenanlage sehr unterschiedlich verlaufen (Abb. 48). Diese Unterschiede lassen sich wie folgt erklären:

Die Außensysteme hatten im Sommer andere Startbedingungen in Bezug auf die Parameter Licht und Temperatur als die Hallensysteme.

Da die Lichtintensität entscheidend für das Wachstum der Phytoplankter ist und die Temperatur generell einen entscheidenden Einfluss auf die Reaktionsgeschwindigkeit sämtlicher chemischer und damit auch biochemischer und physiologischer Prozesse hat (z.B. die Wachstumsgeschwindigkeit), war die unterschiedliche biologische Entwicklung der Außen- und Hallensysteme bedingt durch die unterschiedlichen Licht und Temperaturverhältnisse vorprogrammiert.

Der Aufwuchs konnte aus Kapazitätsgründen nicht routinemäßig untersucht, sondern nur von Zeit zu Zeit beobachtet werden. Bei der Aufwuchsentwicklung in den Fließrinnen der Außenanlage blieb vor allem die Blaualgenentwicklung auf dem Sediment aus. Folgende Gründe kommen dafür in Betracht:

Durch die höhere Sonneneinstrahlung in der Fließrinne F R4 wurde der Blaualgenaufwuchs an seiner Entwicklung gehindert. Hinweise darauf gaben ein Transplantationsexperiment mit Blaualgenmatten sowie Bestrahlungen der Blaualgenmatten in den Hallenfließrinnen mit einer 1000W-HQL-Leuchte.

Durch die spätere Etablierung der Freilandsysteme stand bereits eine ausgereifte Methodik der Sedimenteinkbringung in die Systeme zur Verfügung, d.h. dass das Weichsediment besser in den Sand eingearbeitet wurde, somit für den Blaualgenaufwuchs weniger Substrat zur Verfügung stand als in den Fließrinnen der Halle und ein schlechteres Wachstum die Folge war.

Der Aufwuchs auf den Wandungen der Außensysteme war ebenfalls deutlich schwächer ausgeprägt als in den Hallensystemen. Dieses ist vor allem auf die unterschiedliche Oberflächenstruktur des eingesetzten GFK-Materials zurückzuführen (s. hierzu Kap. 3.4.2). Eine unterschiedliche Nährstoffsituation in den Außen- und Hallensystemen ist als Grund für die unterschiedliche Entwicklung auszuschließen, da die Voraussetzungen in diesem Punkt in beiden Anlagentypen sehr ähnlich waren.

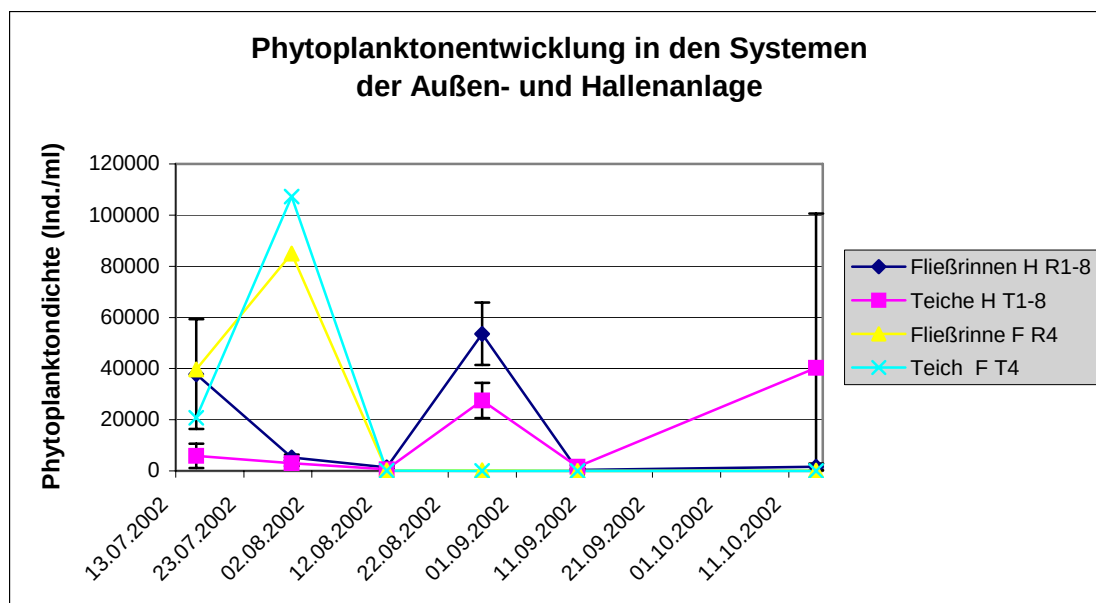


Abb. 48: Gesamt-Phytoplanktondichte in den Fließrinnen H R1-8 und Teichen H T1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung) der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 und dem Teich F T4 der Außenanlage.

Die Makrophytenarten *Myriophyllum verticillatum* und *Potamogeton natans* konnten sich in den Außen- und Hallensystemen vergleichbar gut entwickeln (s. Kap. 3.4.1), während sich *Elodea canadensis* nur in den Außensystemen, und hier nur kleinwüchsig entwickeln konnte. Ein Grund dafür ist in der starken Blaualgenaufwuchsentwicklung in den Hallensystemen zu suchen, die das Wachstum der Makrophyten stark beeinträchtigte (s. Kap. 3.4.1). *Callitriche palustris* konnte sich vor allem aufgrund der hohen Wassertemperaturen in keinem System entwickeln.

Insgesamt waren die deutlich anderen Start- und Versuchsbedingungen in den Freilandssystemen (gleichmäßigere Sedimenteintrbringung, glatte GFK-Oberflächen, Licht, Temperatur) für die Unterschiede in der Entwicklung des Phytoplanktons, des Aufwuchses und der Makrophyten verantwortlich. Während die Licht- und Temperaturbedingungen außen durch Beschattung und innen durch Veränderung der Beleuchtung nur in Grenzen geändert werden können, müssen die anderen Faktoren zukünftig einheitlicher gestaltet werden, wenn eine ähnliche Entwicklung in Außen- und in Hallensysteme erreicht werden soll.

3.4.4.1.4 Zooplankton- und Makroinvertebraten-Entwicklung

Die Gesamtentwicklung des Zooplanktons in den Fließrinnen der Außen- und Hallenanlage war zu Beginn des Beobachtungszeitraumes sehr ähnlich (Abb. 49). Das Gleiche trifft auch für die Teiche zu. Da das Plankton aus den Hallensystemen in die Außensysteme gepumpt wurde, um gleiche Startbedingungen zu schaffen, war letztendlich auch das Artenspektrum und die Artenanzahl in den Fließrinnen und Teichen beider Anlagentypen weitgehend identisch (s. Anhang 04 Sonderthemen: Artenliste). Dass eine parallele Entwicklung durch Animpfen von Planktern aus den Hallensystemen beim Zooplankton deutlicher ausgeprägt war als beim Phytoplankton (Abb. 48), liegt vielleicht daran, dass das Phytoplankton stärker von den unterschiedlichen Lichtbedingungen in den Außensystemen beeinflusst wird als die Zooplankter.

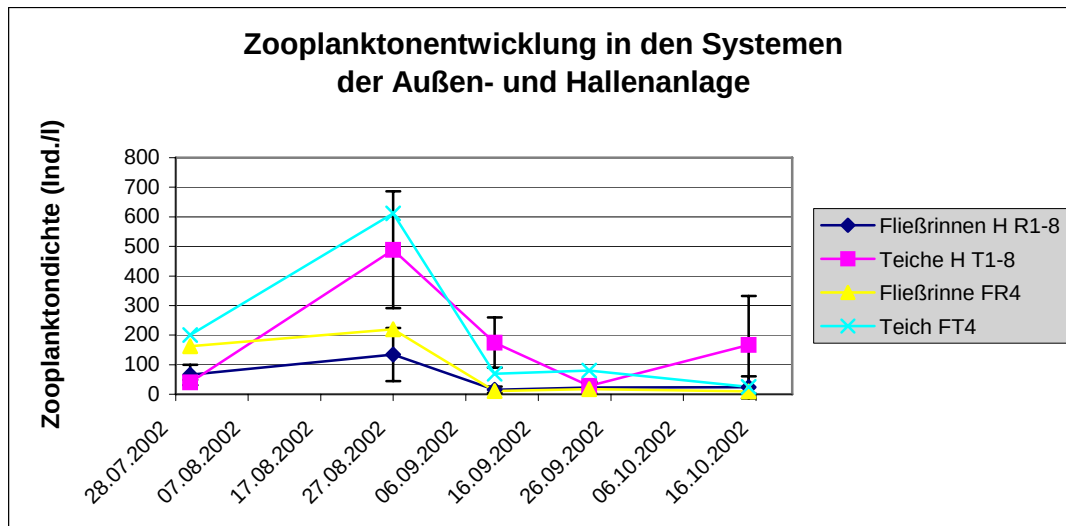


Abb. 49: Gesamt-Zooplanktondichte in den Fließrinnen H R1-8 und Teichen H T1-8 (Darstellung der Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung) der Hallenanlage und in der Fließrinne F R4 und dem Teich F T4 der Außenanlage.

Tab. 17: Makroinvertebraten ($\geq 0,4$ mm Körpergröße) je Greiferprobe ($=0,0225 \text{ m}^2$) in Rinne HR 1 (Beruhigungsbecken 1) und H T1 (je Hallenanlage) sowie Rinne FR 4 (Beruhigungsbecken 1) und H F4 (je Außenanlage) (Probenahme: 14.11.02)

(*) Artansprache = Chironomidenlarven-Analyse nach Wiederholm 1983

Großgruppe	Taxon	H R1 Probe 1	H R1 Probe 2	H T4 Probe 1	H T4 Probe 2	H T4 Probe 3	F R4 Probe 1	F H4 Probe 1
Tanypodinae (*) (Zuckmücken)	<i>Procladius Psi-lotanypus</i>	0	0	0	0	0	17	17
Chironominae (*) (Zuckmücken)	<i>Microtendipes pedellus</i>	0	0	0	0	0	5	8
Chironominae (*) (Zuckmücken)	<i>Tanytarsus lugens</i> -Gruppe *	0	0	0	0	0	64	9
Ceratopogonidae (Gnizen)	<i>Bezzia</i> sp.	0	0	0	0	0	1	1
Odonaten (Libellen)	<i>Orthetrum cancellatum</i>	0	0	0	0	0	1	0
Gastropoda (Schnecken)	<i>Lymnea stagnalis</i>	0	0	7	5	4	0	0
Gastropoda (Schnecken)	<i>Melanooides tuberculata</i>	0	0	0	0	3	0	0

Die Besiedlung mit „großen“ auf und im Sediment lebenden Faunenelementen (Makroinvertebraten, definitionsgemäß $\geq 0,4$ mm Körpergröße) wurden stichprobenartig am 6.9.02 in je einer Rinne der Außen- und Hallenanlage und am 14.11.02 in je einer Fließrinne und einem Teich in der Hallen- und Außenanlage mit insgesamt 7 Greiferproben erfasst und darüber hinaus am 29.08. und 25.10. durch direkte Zählung der epibenthisch (auf dem Sediment) lebenden Schnecken und Großlibellenlarven in allen Fließrinnen dokumentiert. Die Greiferproben wurden jeweils aus Beruhigungsbecken gezogen, die mit *Ceratophyllum* bepflanzt sind. In den Teichen wurden die Proben bei 1,5 m Wassertiefe angrenzend an die Arbeitsplattform entnommen.



Die Ergebnisse der Beprobung (Tab. 17) zeigten für die Systeme der Hallenanlage einen Mangel an größeren benthischen Organismen (Makroinvertebraten $\geq 0,4$ mm Körperlänge). Es konnten sich hier abgesehen von den in die Fließrinnen eingesetzten Bachflohkrebsen nur Schnecken mit 500-1000 Individuen pro Fließrinne und Großlibellen längerfristig etablieren. Die Großlibellenlarven (*Anax imperator*) stammten von in die Halle eingeflogenen Elterntieren.

Wie mikroskopische Untersuchungen der Algenmatten auf dem Sediment zeigten, waren Nematoden (Fadenwürmer) und Ostracoden (Muschelkrebse) durchaus individuenreich in den Systemen der Halle vertreten. Sie gehören allerdings aufgrund ihrer Größe definitionsgemäß zum Meiobenthos, das wegen des damit verbundenen großen Aufwandes nicht weiter untersucht werden konnte.

Demgegenüber konnten in der Außenanlage verschiedene Zuckmücken-Arten zahlreich nachgewiesen werden, jedoch war die Artenvielfalt auch hier trotz der Möglichkeit der ungehinderten Eiablage von diversen Insekten in das Wasser sehr gering, was zum großen Teil mit der relativ späten Einrichtung der Außensysteme zu erklären ist. Vor allem in der Hallenanlage ist der starke und wiederholte Besatz mit einer Reihe von Makroinvertebraten-Arten essentiell für eine wirklichkeitsnahe Simulation. So ist die starke Entwicklung benthischer Algen auf dem Sediment u.a. auf das Fehlen bioturbativer („Sediment umwühlender“) Faunenelemente zurückzuführen.

3.4.4.2 Fazit

In Tab. 18 sind die Vor- und Nachteile zusammengefasst, die auf Grundlage der in der Einfahrphase der FSA gewonnenen Erkenntnisse allgemein für experimentelle Arbeiten in Hallen- und Freilandmesokosmen gelten:

Für die FSA leiten sich daraus folgende Feststellungen und Empfehlungen ab:

In den Außensystemen können Langzeituntersuchungen, die auch das Winterhalbjahr mit erfassen sollen, nur eingeschränkt durchgeführt werden.

Die Lichtsituation in der Hallenanlage reicht aus, um einen stark bedeckten Sommerhimmel und damit bei Stoffprüfungen konservativ zu simulieren.

In den Fließrinnen der Außen- und Innenanlage können im kostengünstigen Kreislaufbetrieb während des Sommers nur sommerwarme Gewässer simuliert werden.

Fragestellungen mit dem Schwerpunkt Makroinvertebraten sind i.d.R. besser in den Außenanlagen zu untersuchen.

Tab. 18: Allgemeine Vor- und Nachteile von Innen- und Außenanlagen

	Hallenanlage	Außenanlage
Vorteile	• Versuche können unter kontrollierten Licht- und Temperaturbedingungen stattfinden • Minimierung unkontrollierten Eintrags von Organismen durch Anflug von Insekten oder Wasservögeln • Versuche können auch bei Frostgefahr im Freiland problemlos auch im Winter gestartet und durchgeführt werden • Simulation sommerkalter Gewässer im Kreislaufbetrieb ist möglich (nur im Winterhalbjahr)	• Natürliche (aber unkontrollierte) Klima- und Lichtbedingungen • Natürlicher Anflug von Wasserorganismen sowie Wind und Regen machen größere Animpf- und Besatzaktionen überflüssig
Nachteile	• Wassertemperatur ist in den i.d.R. nicht klimatisierten und nicht isolierten Hallen höher als im Freiland, • Tagesgänge der Wassertemperatur sind geringer ausgeprägt als im Freiland • Organismen, insbesondere des Makrozoobenthos, müssen in großen Mengen gleichmäßig und ggf. wiederholt in die Systeme gebracht werden, um Startpopulationen zu sichern	• Unkontrollierter Eintrag von Laub oder von Organismen durch Anflug von Insekten oder Wasservögeln • Versuche sind im Winter stark eingeschränkt, da bei Frost durch Eisbildung Materialschäden auftreten können und somit die flachen Fließrinnen vollständig zufrieren können.

3.4.5 Vergleich Teich und Rinne gekoppelt vs. entkoppelt

Obwohl durchströmte Gewässer wie z.B. der Müggelsee und die Havelseen häufig sind, wird dieser Systemtyp bisher nicht in experimentellen Mesokosmenstudien simuliert (Caquet *et al.* 2000, Girling *et al.* 2002). Die FSA bietet die Möglichkeit, neben stehenden und fließenden Systemen auch durchströmte stehende Systeme zu simulieren.

Jeder Systemtyp besitzt typische Ökosystemeigenschaften. In lotischen (fließenden) Systemen spielen z.B. Strömungsgeschwindigkeit, anadrome und katadrome (aufwärts- bzw. abwärts ziehende) Wanderung, Organismendrift und der allochthone (von außen eingetragene) Nährstoffeintrag, in lentischen (stehenden) Systemen eher die Größe, Tiefe und Windexposition eine wichtige Rolle in der Entwicklung der Systeme. Ein durchströmtes System ist mehr oder weniger durch all diese Faktoren geprägt, da es sowohl Fließ- als auch Stillwasserbereiche besitzt. Es bietet damit rheophilen (strömungsliebenden) und limnophilen (stehendes Wasser bevorzugenden) Organismen gleichermaßen geeignete Lebensbedingungen. Aus diesem Grunde beherbergen Flusseen i.d.R. ein vielfältigeres Artenspektrum als abgeschlossene Gewässer, in denen nur limnophile Arten optimale Lebensbedingungen vorfinden.

3.4.5.1 Ergebnisse und Diskussion

In der Einfahrphase der FSA sollte u.a. verglichen werden, wie sich die Systemtypen Fließrinne und Teich im gekoppelten und getrennten Zustand verhalten. Dazu wurden im Juli 2002 2 Teiche und 2 Fließrinnen (einmal gekoppelt und getrennt) der Außenanlage etabliert. Im Folgenden sind vergleichend die Ergebnisse der Systemtypen anhand ausgewählter Parameter dargestellt.

3.4.5.1.1 Temperatur

Fließsysteme haben bedingt durch ihre Strömung und der meist geringeren Wassertiefe ein anderes Temperaturregime als Teichsysteme. Sie heizen sich tagsüber schneller auf und kühlen nachts schneller wieder ab. In der FSA wird dieser Effekt noch etwas dadurch verstärkt, dass die Fließrinnen nicht in den Temperatur puffernden Boden eingelassen sind, sondern auf Stützen freistehend aufgestellt sind. Die Ausprägung des Temperaturtagesgangs ist hier von der Strömung und der (Licht-)Einstrahlung abhängig. Teiche hingegen sind im Sommer und Winter oft temperaturschichtet und können Wärme oder Kälte (je nach Tiefe des Systems) besser speichern. Der exemplarisch gezeigte Wassertemperaturverlauf an einem Sommertag (20.07.02) in den gekoppelten und getrennten Fließrinne F R3 und F R4 (Abb. 50) zeigt dann auch, dass die Temperaturdynamik ähnlich war, die Wassertemperatur in der durchströmten Fließrinne vor allem in der Nacht und den Morgenstunden jedoch deutlich höher lag als in der getrennten Fließrinne. In dem Teich des gekoppelten Systems wurde nämlich während des Tages Wärme gespeichert, die nachts an die Fließrinne weitergegeben wurde und so ein starkes Abkühlen der Fließrinne verhinderte, während die getrennte Fließrinne durch die Nachttemperaturen deutlich abgekühlt wurde. Tagsüber glichen sich die Temperaturunterschiede allerdings fast wieder aus.

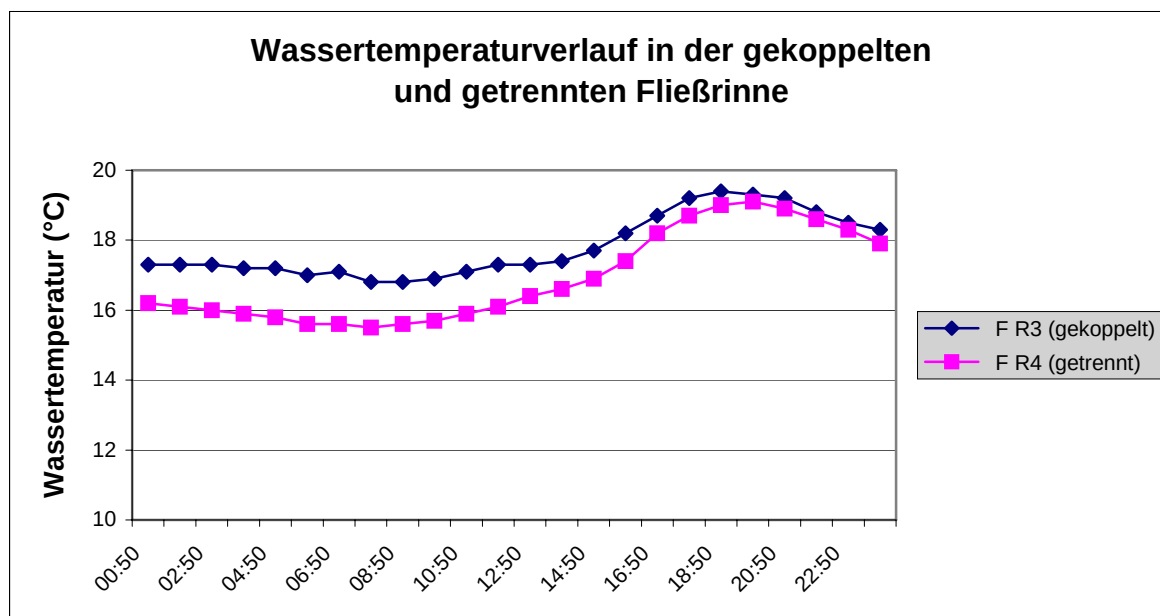


Abb. 50: Wassertemperaturverlauf am 20.07.02 in der gekoppelten und getrennten Fließrinne F R3 und F R4.

3.4.5.1.2 Sauerstoffgehalt

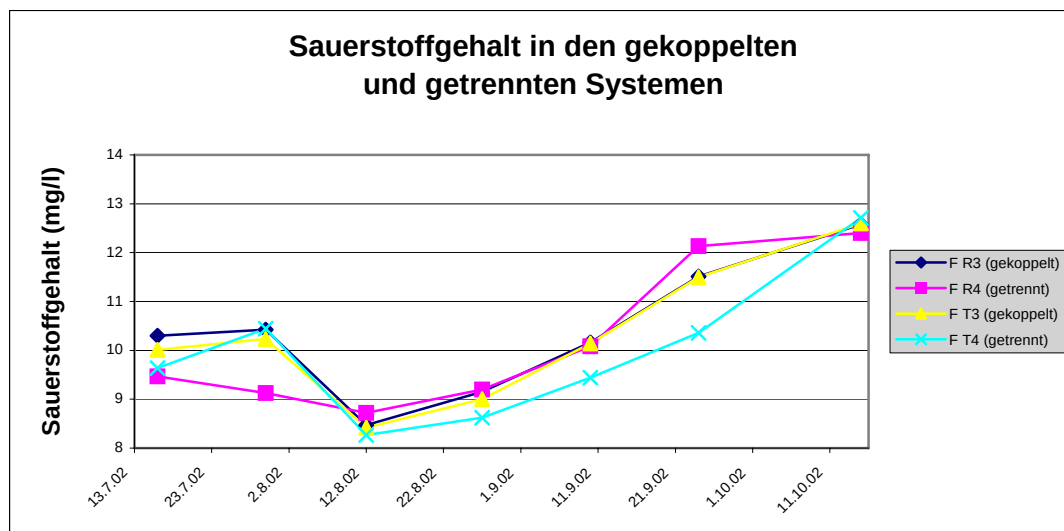


Abb. 51: Sauerstoffgehalt in dem gekoppelten Fließrinnen- und Teichsystem F R3 und F T3 und in der getrennten Fließrinne und dem Teich F R4 und F T4.

Der Sauerstoffgehalt war in der Fließrinne und im Teich des gekoppelten Systems sehr ähnlich, da sich die Wasserkörper der 2 Systeme bedingt durch die Strömung durchmischen haben (Abb. 51). Entsprechendes konnte für die chemischen Parameter wie Nitrat, Phosphat oder Silikat beobachtet werden. Die Ergebnisse in der getrennten Fließrinne und dem Teich zeigten demgegenüber den erwarteten unterschiedlichen Verlauf: Das Wasser im abgetrennten Teich FT 4 kann bedingt durch das unterschiedliche Temperaturregime (unterschiedliche Gaslöslichkeit), die relativ zum Wasservolumen kleinere Oberfläche, die fehlende Wasserturbulenz nicht so viel Sauerstoff aufnehmen wie die anderen Systeme.

3.4.5.1.3 Chlorophyll-a Gehalt und Zooplanktonentwicklung

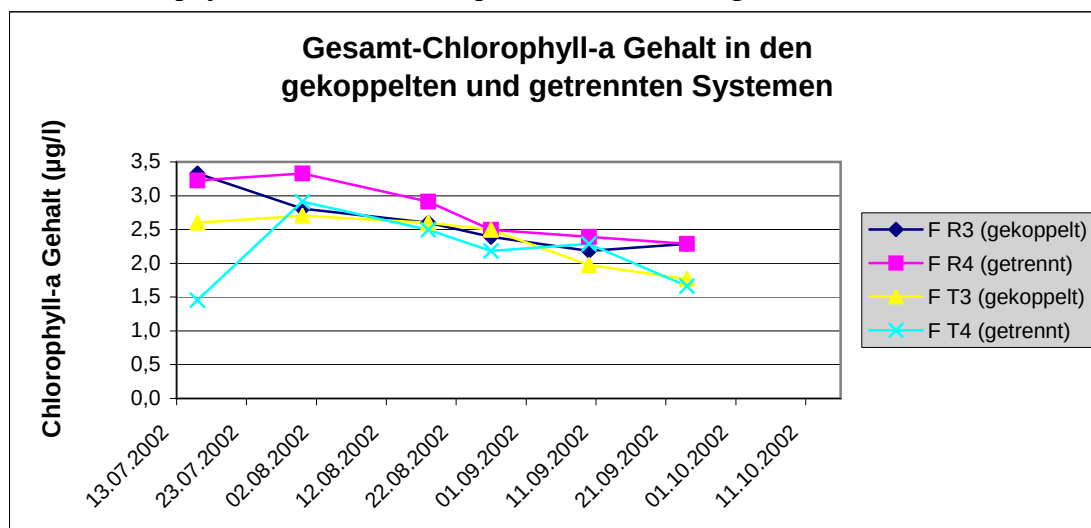


Abb. 52: Gesamt-Chlorophyll-a Gehalt (Chlorophyll-a + Phäophytin) in dem gekoppelten Fließrinnen- und Teichsystem F R3 und F T3 und in der getrennten Fließrinne und dem Teich F R4 und F T4.

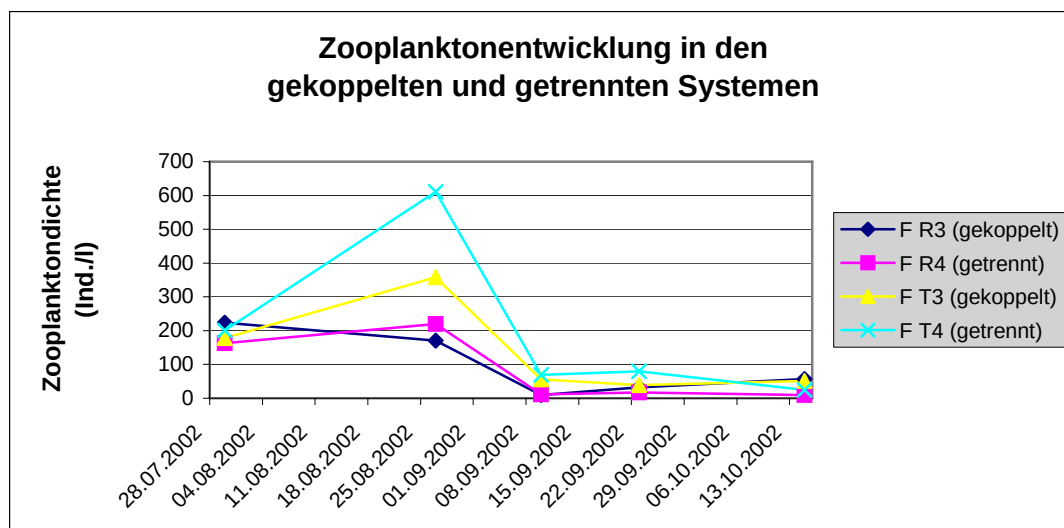


Abb. 53: Zooplanktondichte in dem gekoppelten Fließrinnen- und Teichsystem F R3 und F T3 und in der getrennten Fließrinne und dem Teich F R4 und F T4.

Der Chlorophyll-a Gehalt (Indikatorwert für die Phytoplanktondichte) ist generell in allen untersuchten Systemen sehr niedrig (Abb. 52) und weist auf einen oligotrophen Zustand der Systeme hin (Vollenweider 1982). Da die Messwerte im Bereich des Messgrenzwertes liegen, können die beobachteten Abweichungen des Chlorophyll-a Gehalts in den Systemen auch ein Messartefakt sein. Tendenziell ist aber zu erkennen, dass sich die Chlorophyll-a Werte in den Systemen (bis auf den ersten Termin) bedingt durch die ähnlichen Nährstoffsituationen sehr ähnelten.

Die Zooplanktodynamik war im gekoppelten Teichsystem F T3 ähnlich wie im getrennten Teich F T4 (Abb. 4). Entsprechendes gilt für die beiden Fließrinnen. Auch die Artenzusammensetzung war in den Fließrinnen F R3 und F R4 und in den Teichen F T3 und F T4 sehr ähnlich (s. Artenliste im Anhang 04 Sonderthemen). In beiden gekoppelten Systemen konnten sich die jeweils dem Systemtyp Teich oder Fluss entsprechenden Organismen bilden.

3.4.5.1.4 Makrophytenentwicklung

Die Makrophyten haben sich im Teich des gekoppelten Systems insgesamt deutlich schlechter entwickelt als im Teich F T4, was höchstwahrscheinlich auf die Wasserturbulenzen in dem gekoppelten Teichsystem zurückzuführen ist (s. Kap. 3.4.6). Die Entwicklung der Makrophyten in den Rinnen verlief hingegen sehr ähnlich.

3.4.5.2 Fazit

Insgesamt ist festzuhalten, dass sich die gekoppelte und getrennte Fließrinne F R3 und 4 in ihren biologischen Entwicklungen sehr ähnlich waren. Während in den beiden Teichsystemen eine ähnliche Zooplanktonentwicklung beobachtet werden konnte, verlief die Makrophytenentwicklung allerdings anders. Daraus lässt sich schlussfolgern (s. Kap. 3.4.6), dass es im gekoppelten Teich ruhige und turbulente Bereiche gibt, die sich unterschiedlich auf die Organismen auswirken. In den ruhigen Bereichen können sich typische Teichorganismen entwickeln, während sich in den turbulenten Bereichen, die mit unserer Planktonprobenahme-strategie nicht erfasst werden konnten, vermutlich ganz andere Organismen entwickelt haben. Für



weitere Experimente, die mit gekoppelten Systemen durchgeführt werden sollen, ist auf jeden Fall

eine von nicht durchströmten Teichen abweichende Probenahme-strategie zu entwickeln, die turbulente wie nicht durchströmte Bereiche der Teiche erfasst und zu beachten, dass in den Teichen entweder nur gegen die zu erwartenden Turbulenzen unempfindliche Makrophytenarten gepflanzt werden und die Strömung in den Fließrinnen erst eingeschaltet wird, wenn die Pflanzen gut angewurzelt sind.

3.4.6 Hydraulische Prüfungen

Die Strömungsverhältnisse in den Fließsystemen und auch in den Teichen prägen die Verteilung von festen und gelösten Stoffen sowie die darauf aufbauende biologischen Prozesse. Sie müssen zur optimalen Steuerung der FSA und als Hintergrundinformation für die Orte der biologischen und sedimentologischen Probenahme möglichst gut bekannt sein. So werden viele Schadstoffe bevorzugt in den Feinsedimenten strömungsberuhigter Zonen und viele Organismenarten in Wasserwirbeln oder Strömungskonvergenzzonen konzentriert. Die im Folgenden dargestellten Messprogramme geben u.a. Aufschluss über die Strömungsverhältnisse an definierten Punkten, die resultierende Stabilität von Sedimenten und Bepflanzungen und mögliche Maßnahmen zur Optimierung der Strömungsverhältnisse (Einbau von Strömungsgleichrichtern, Sohlschwellen, -gleiten und Kantenabstürzen etc.) mit Blick auf die sedimentologischen und damit auch die biologischen Bedingungen. Fragen der optimalen Durchmischung einer zudosierten Chemikalie mit dem Wasser sind Gegenstand des Kapitels 3.4.7.

3.4.6.1 Optimierung der Strömungscharakteristika in den Fließrinnen und den durchströmten Teichen

Aufschluss über lokale Strömungscharakteristika in den Fließrinnen und durchströmten Teichen der FSA geben die Ergebnisse eines umfangreichen Messprogramms mit mobilen Strömungssensoren. Dabei wurden bedeutende Parameter wie z.B. Fließgeschwindigkeit, Pegel, Sedimentbefüllung und Bepflanzung einbezogen, um in den Versuchsphasen naturnahe Strömungsbedingungen simulieren zu können. In den quasi-laminar strömenden Abschnitten des Systems Fließrinne war die Aufnahme der Strömungsverteilungen mit dem zweidimensional arbeitenden Messgerät (NIVUS) nach einem selbstentwickelten Schema und mit Hilfe eines in der FSA-Werkstatt konstruierten Messtisches durchführbar. Für die schwierige Messung in Bereichen starker Verwirbelung (Beruhigungsbecken, durchströmte Teiche) wurde die bereits 2001 begonnene und bewährte Zusammenarbeit mit der auf diese Fragen spezialisierte und mit entsprechenden Geräten ausgestattete Arbeitsgruppe von Prof. Ergenzinger (FU Berlin) fortgesetzt. Die Untersuchungen wurden mit ADV bzw. ADP (Acoustic Doppler Current Velocimeter bzw. Profiler) durchgeführt, um auch in Bereichen starker Verwirbelung die Reststromwirkvektoren ermitteln zu können, und 2002 zum vorläufigen Abschluss gebracht. Dabei wurden insbesondere die Strömungsverhältnisse

in den Rinnen in unterschiedlicher Entfernung von den Drall erzeugenden Schneckenpumpen und Kurven,

in den Beruhigungsbecken bei unterschiedlicher Bepflanzung mit Makrophyten (Abb. 54),

in den durchströmten Teichen mit eingebauter Uferzone bei verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten sowie in den nicht mit den Rinnen verbundenen (nicht durchströmten) Teichen unter dem Einfluss von künstlichem Wind studiert.

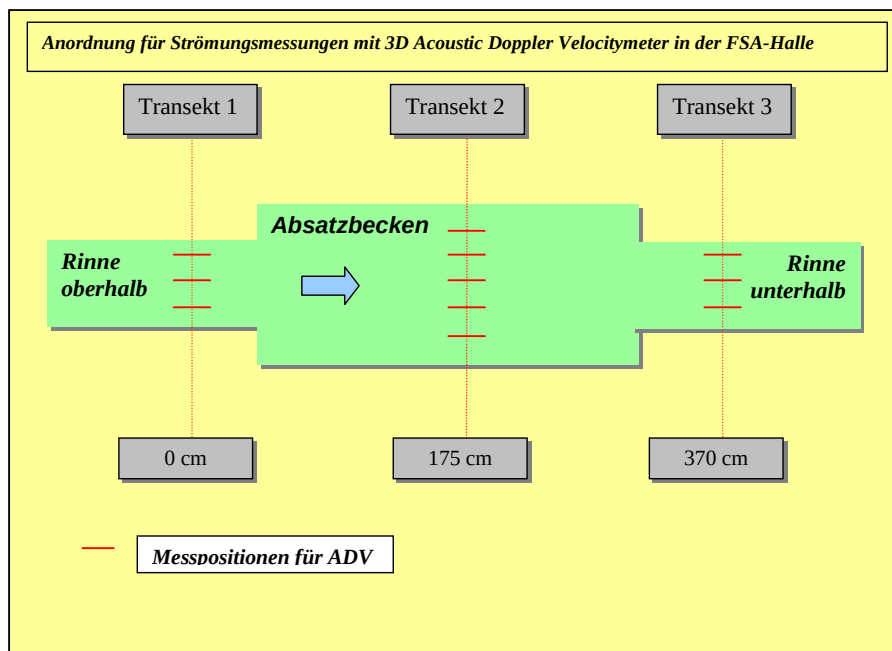


Abb. 54: Messpositionen der ADV zur Bestimmung der Reststromwirkvektoren in den bepflanztten Beruhigungsbecken

Die hochauflösenden Messungen ergaben, dass der im Druckbereich der Schneckenpumpen deutlich festzustellende Drall hinter dem ersten Beruhigungsbecken noch messbar war (Abb. 55). Bodennah kehrt sich der Drall bemerkenswerter Weise um – eine Tatsache, die entsprechend den Versuchsanforderungen durch Einbau von entsprechenden Strömungsgleichrichtern kompensiert oder u.a. bei der Probenahme (Einfluss der Strömungsverhältnisse auf die Verteilung von Sedimenten und Organismen) berücksichtigt werden muss.

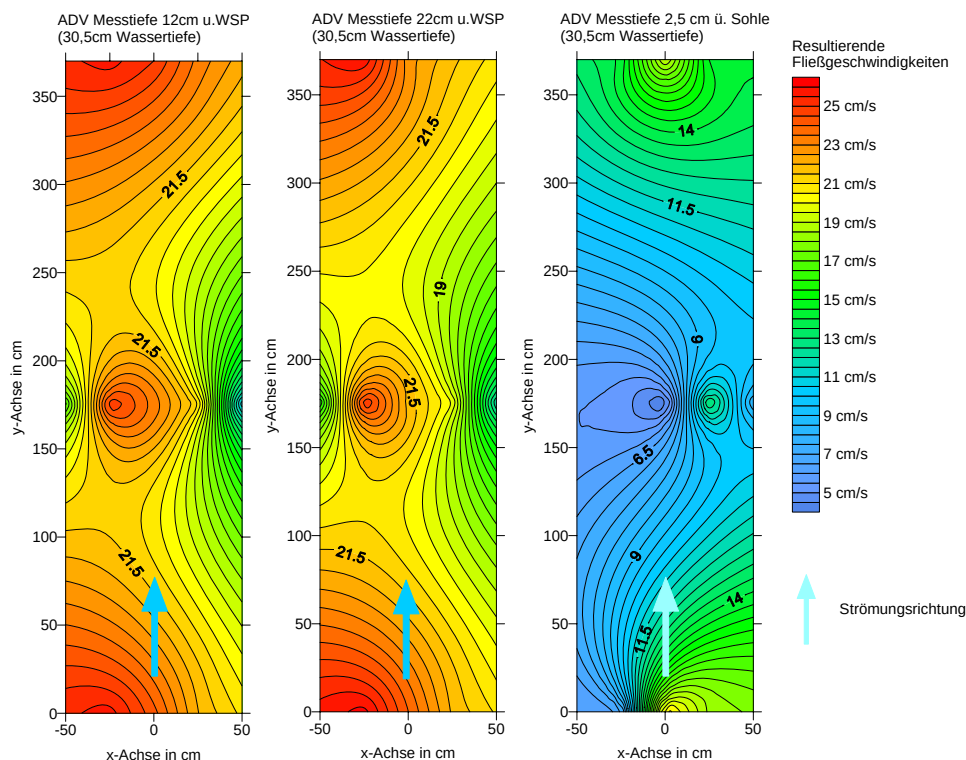


Abb. 55: Isolinien-Darstellung der Reststromwirkvektoren vor, in und hinter dem ersten bepflanzten Beruhigungsbecken hinter der Schneckenpumpe bei mittlerer Ausgangsgeschwindigkeit von 20cm/s und einer mittleren Wassertiefe von 30,5 cm

Die Strömung in den Beruhigungsbecken erwies sich als zu wenig turbulent für die gepflanzten Makrophyten. Die Folge waren starke Sedimentablagerungen auf den Pflanzen, die ihre Bewegung im Wasser noch weiter einschränkten und überdies Substrat für Bewuchs mit Algen boten (fädige Grünalgen, Matten von Kiesel- und Blaualgen). Auf Grundlage der Erfahrungen aus den Begehungen der Referenzgewässer (vgl. Kap. 3.4.3) wurden verschiedene Turbulenz erzeugende Einbauten in unterschiedlichen Konfigurationen getestet und in Zusammenarbeit mit den Kollegen von der FU Berlin optimiert. Die Beruhigungsbecken wurden danach mit Reihenpflastersteinen aus portugiesischem Granit bestückt, um ausreichende und vergleichbare Turbulenz in allen Beruhigungsbecken bei gleichzeitiger Beachtung des Gebots minimalen Fremdstoffeintrages zu gewährleisten.

Die physikalischen, chemischen und biologischen Verhältnisse in Fließgewässern werden von Zeit zu Zeit durch Starkregenereignisse gravierend verändert. Für eine realistische Simulation von Starkregenereignissen ist von den FSA-Mitarbeitern eine Quelllanze neu konzipiert, in der Werkstatt gebaut und in der FSA erfolgreich erprobt worden. Die Schwierigkeit bestand vor allem darin, große Wassermengen von bis zu 70 m³ pro Stunde aus den extra dafür an jeder Fließrinne vorgesehenen Einläufen möglichst störungsfrei, d.h. gleichverteilt über die Einstromöffnungen in die Fließrinnen zu bringen.

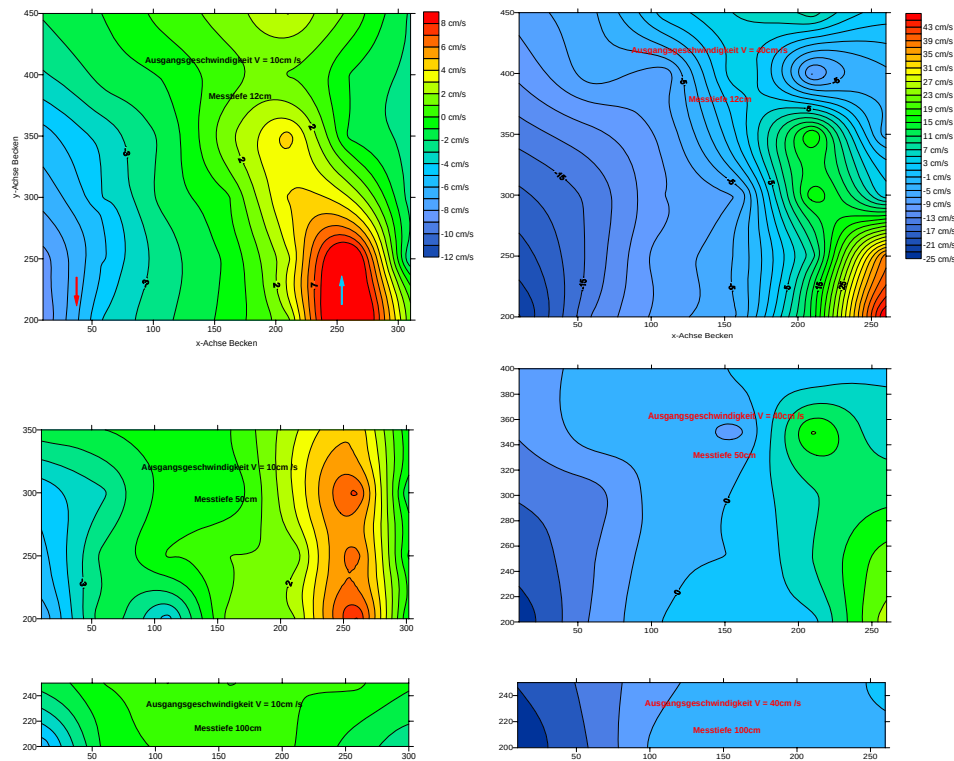


Abb. 56: Untersuchung der Böschungstabilität anhand von ADV- Strömungsmessungen. Darstellung der horizontalen Verteilung der Strömungsgeschwindigkeit hinsichtlich der x-Komponente für 3 verschiedene Wassertiefen und Ausgangsgeschwindigkeiten $V = 10 \text{ cm/s}$ und $V = 40 \text{ cm/s}$

Für die Messung in den durchströmten Teichen konnte auf die verfahrbare Messbühne und den Profiler zur genauen Positionierung der ADV an jeweils 85, im Halbmeteraster im Teichwasserkörper angeordneten Messpunkten zurückgegriffen werden. Ziel war die Erstellung von Isolinien-Diagrammen der Reststromwirkvektoren für den gesamten Teichwasserkörper bei unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten. Sie sollen die Grundlage für die Identifizierung von Sedimentations- und Erosionszonen sowie die in Abhängigkeit vom Untersuchungsgegenstand repräsentativen Probenahmestellen bilden.

An der Oberfläche ist bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten die durch Ufer und Ausstrom induzierte Rundströmung ausgeprägt, während das Wasser mittlerer Tiefe senkrecht auf die Böschung trifft (Abb. 52). Bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten hingegen ist die Wirbelbildung sehr viel stärker ausgeprägt und die Zonen hoher Geschwindigkeit verlagern sich an die Teichseiten. Die strömungsberuhigten Bereiche (hellblau, bzw. hellgrün) werden schmaler, liegen den Messungen zufolge in jedem Fall aber vor allem zwischen der Ein- und der Ausströmöffnung. Turbulenzen finden sich vor allem am Rande des in den Teich einströmenden Wasserkörpers bis hin zum Ufer.

Eine Strömungsgeschwindigkeit von bis zu $0,2 \text{ m/s}$ kann offenbar auch bei einer um $1,80 \text{ m}$ vorgezogenen Teichuferböschung im Dauerbetrieb gefahren werden kann, ohne nennenswerte Veränderungen in der Teich-Topographie zu bewirken. Bei $0,4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ war nach 24 Stunden eine deutlich Kolkbildung zu beobachten (Abb. 57).



Abb. 57: Kolkbildung in der Uferböschung nach Durchströmung eines Teiches mit $0,4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ über 24 Stunden (August 2002) (Quelle: Autoren)

3.4.6.2 Möglichkeiten der Simulation von verschiedener Zirkulationstypen bei stehenden Gewässern

Wasserumwälzung tritt in stehenden Gewässern abhängig von der Wassertiefe, der geographischen Lage des Gewässers, der Windstärke und der Temperaturschichtung im Wasser als Teil- oder Vollzirkulation Jahr für Jahr – vor allem in Herbst und Frühjahr - auf und ist für die Rücklösung der Pflanzennährstoffe und ihre Neuverteilung im Wasserkörper sowohl für die Bioproduktion wie für die Anreicherung des Wassers mit Sauerstoff bestimmend. In den Außensystemen sind Fließrinnen und Teiche dem Angriff des natürlichen Windes ausgesetzt. Turbulenzen können in den Rinnen zusätzlich über Strömungshindernisse erzeugt werden. In den Halleiteichen hingegen mussten diese naturähnlichen Bedingungen erst noch geschaffen werden. ADV-Messungen in den von den Rinnen abgekoppelten Teichen in der Halle hatten ergeben, dass der gesamte Wasserkörper der Teiche mit kleinen Ventilatoren in Bewegung gebracht und auf diese Weise eine wind-induzierte Zirkulation des Wasserkörpers leicht simuliert werden kann (Abb. 58). Deshalb wurde an jedem Hallenteich am Rinnenausstromstutzen ein höhenverstellbarer Ventilator installiert, dessen Wind die Wasseroberfläche diagonal zum Ufer überstreicht und im 12-Stunden-Rhythmus geschaltet ist.

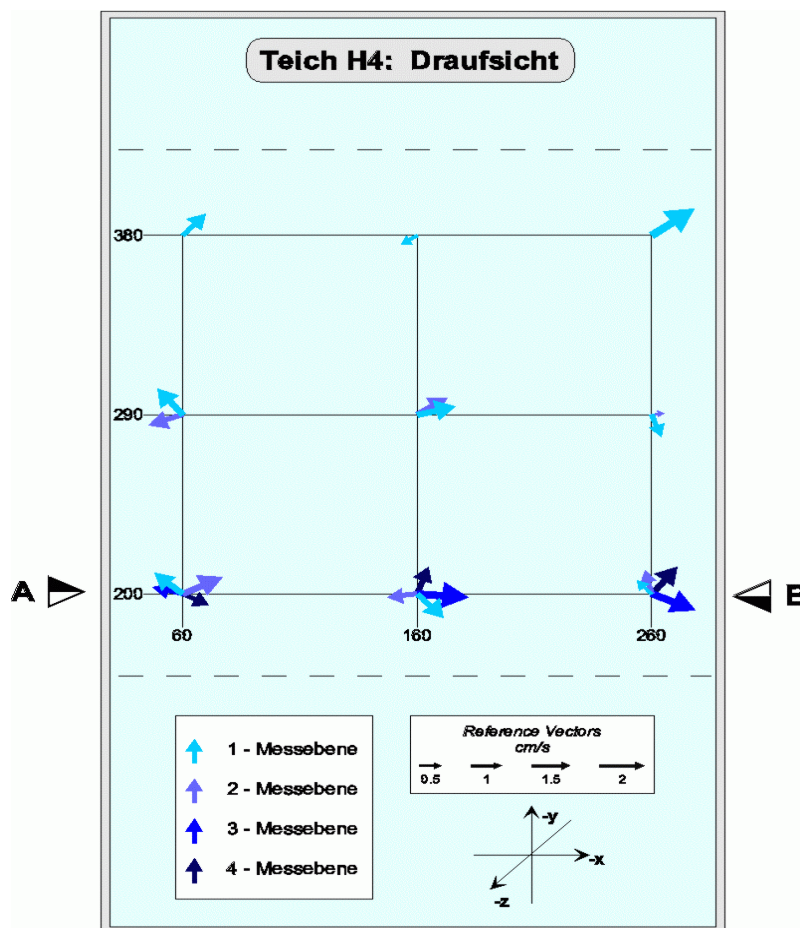


Abb. 58: Strömungsverhältnisse im Teich bei Ventilatorbetrieb an der Teichoberfläche. Gemittelte Reststromwirkvektoren im Uferbereich (oben), am Hang und an der tiefsten Stelle eines Versuchsteiches aus dreidimensional erhobenen Messdaten. Es wurden 4 Messebenen von der Wasseroberfläche (Messebene 1 auf 10 cm Wassertiefe) bis 5 cm über Grund (Messebene 4) gemessen. Der Wasserkörper wurde mit einem kleinen Ventilator in Bewegung gebracht, der unter der Messbühne (Abbildung: untere linke Rand des Teiches) direkt über der Wasseroberfläche installiert worden ist.

3.4.7 Tracer- und Abbauvoruntersuchungen

Für die Ermittlung von Anlagenkenngrößen, zur Prüfung von Funktionseinrichtungen (Dosierungssysteme, Messgeräte) und als Vorbereitung für Abbauversuche (Bestimmung der vollständigen Mineralisierung von Substanzen) wurden einfache Tracerversuche mit Natrium-Citrat bzw. Zitronensäure durchgeführt. Alle Versuche wurden in der Außenanlage Rinne 6 mit separater Messerfassung (TOC, Temperatur, Leitfähigkeit an 2 Positionen) durchgeführt. Die Versuchsanordnung ist in Abb. 59 dargestellt. Die Prüfsubstanz, wechselweise Natrium-Citrat oder Zitronensäure (um den pH-Wert im schwach gepufferten Wasser konstant zu halten), wurde in einer Menge von jeweils 400 – 500 g bei abgeschalteter Schneckenpumpe auf einer abgeschotteten Rinnenlänge von 1 m zugemischt. Zitronensäure erzeugt negative Leitfähigkeitspeaks, Natrium-Citrat jeweils positive Leitfähigkeits- und TOC-Peaks.

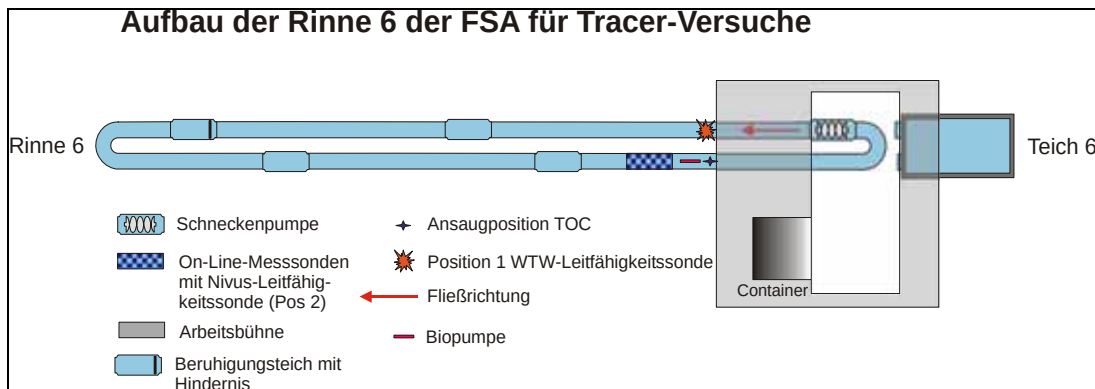


Abb. 59: Aufbau der für Tracerversuche verwendeten Rinne 6 in der Außenanlage der FSA, Leitfähigkeitsmessung an Pos 1 wurde mit WTW-Messgerät, an Pos 2 mit Nivus-Online-Meßgerät durchgeführt

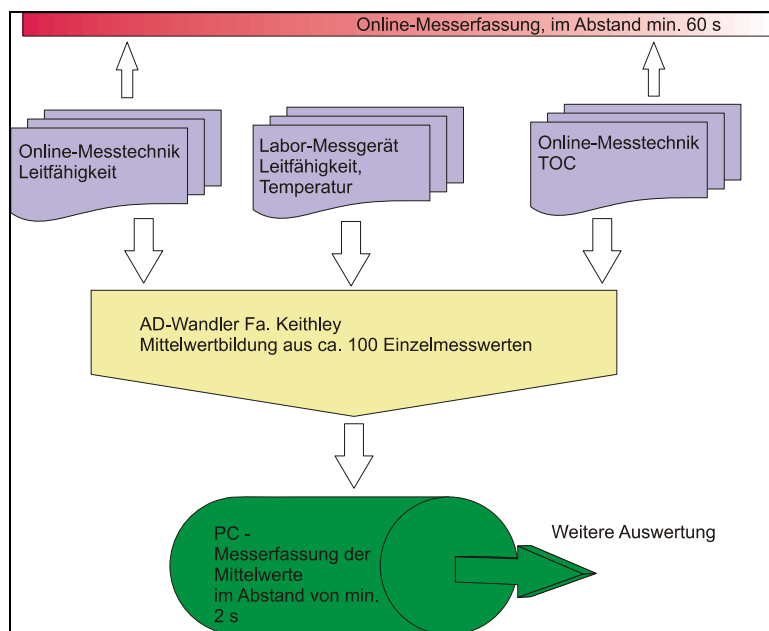


Abb. 60: Schematische Darstellung der Messerfassung für die Tracerversuche

Um bei verschiedenen Fließgeschwindigkeiten diese schmalen Peaks (bei einer Fließgeschwindigkeit von 0,2 m/s beträgt die Peakanfangsbreite 5 Sekunden) messen zu können, wurde eine eigene Messerfassung (Abb. 60) aufgebaut, die es ermöglicht, mit einer Frequenz bis zu 0,5 Hz gemittelte Werte (aus 100 Einzelmessungen) zu erfassen.

3.4.7.1 Grobdosiereinrichtung

Die Grobdosiereinrichtung (s. Anhang Teil 1: Technisches Handbuch Kap. 2.2.3.1) ermöglicht u. a. die Zugabe von größeren Wassermengen (z. B. Umkehrosmosewasser, Betriebswasser, Abwasser, etc.) in voreingestellten Mischungsverhältnissen, z. B. zur Simulation von Regenereignissen, Simulation von Unfällen oder zum gezielten Ausgleich von Verdunstungsverlusten. Dementsprechend sind die Anforderungen hinsichtlich Abgabegeschwindigkeit sehr unterschiedlich. Während Unfalleinträge als punktuelle Einträge aufgefasst werden können, ist bei dem Ausgleich von Verdunstungsverlusten oder der Simulation einer Abwassereinleitung vielmehr gewünscht, dass das Wasser möglichst gleichmäßig im Laufe eines kompletten (oder mehrfachen) Rinnenumschlages zugegeben wird.

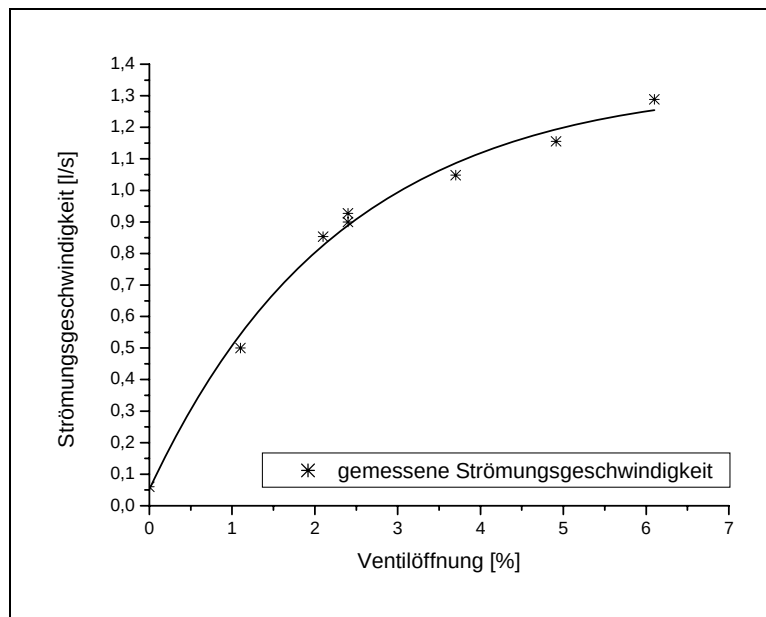


Abb. 61: Ermittelte Kennlinie des Motorblendenschiebers von Rinne 6 bei kleiner Ventilöffnung. Die angegebenen Strömungsgeschwindigkeiten beziehen sich auf ein mittleres Füllvolumen (ca. 400 l) des Mischbehälters

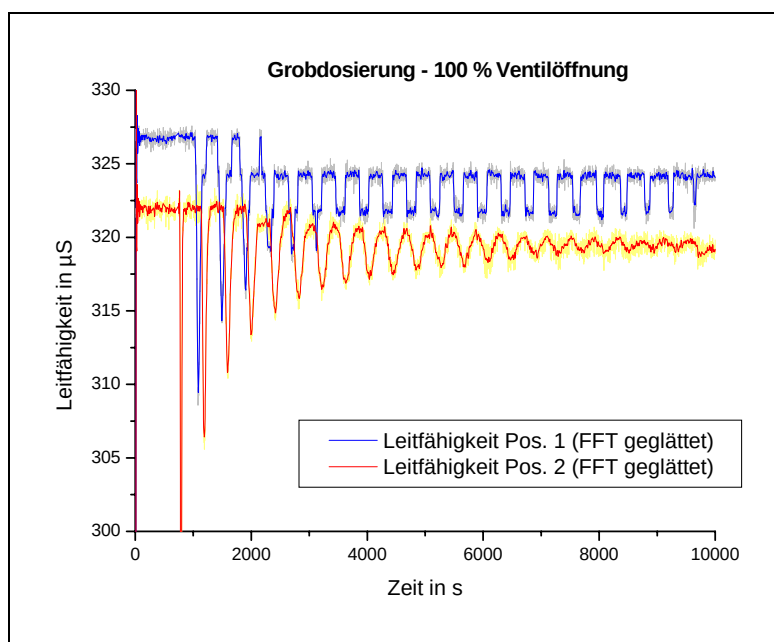


Abb. 62: Leitfähigkeits- und TOC-Werte nach Zugabe von 400 l UO-Wasser bei voller Ventilöffnung, Fließgeschwindigkeit 0,266 m/s (1 Umlauf = 406 s), FFT=Glättung mittels Fast-Fourier-Transformation

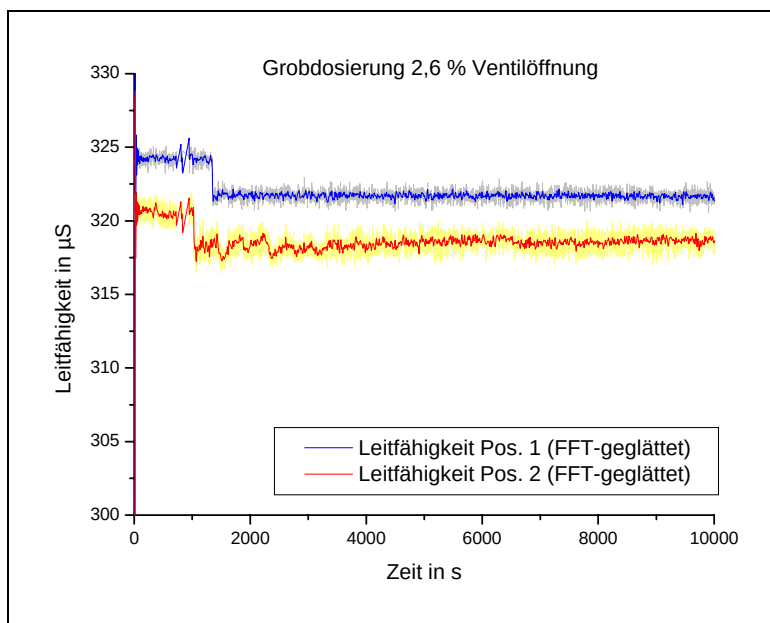


Abb. 63: Leitfähigkeits- und TOC-Werte nach langsamer Zugabe von 400 l UO-Wasser bei Ventilöffnung, 2,6 % (mittlerer Volumenstrom 0,9 l/s) Fließgeschwindigkeit 0,267 m/s (1 Umlauf = 405 s), FFT=Glättung mittels Fast-Fourier-Transformation

Der Ausgleich von ca. 5 mm Verdunstungsverluste bedeutet hierbei die behutsame Zugabe von ca. 400-500 l Umkehrosmose-Wasser (UO-Wasser). Bei einer Fließgeschwindigkeit von 0,15 m/s sollte der Volumenstrom 0,62 l/s (1 Umlauf) bzw. 0,31 l/s (2 Umläufe) betragen. Im technischen Handbuch sind die ermittelten Volumenströme für große Motorschieberöffnungen angegeben. Für kleinere Motorschieberöffnungen wurde für die Grobdosiereinrichtung der Rinne 6 eine Kennlinie entsprechend Abb. 61 ermittelt, die anhand der Streuung zeigt, dass kleine Volumenströme nur mit begrenzter Genauigkeit eingestellt werden können. Bei einer Fließgeschwindigkeit von 0,267 m/s wurde ein punktueller Eintrag (400 l UO-Wasser Zugabe bei voller Ventilöffnung, Abb. 62) und ein langsamer, gleichmäßiger Eintrag (400 l UO-Wasser, Ventilöffnung 2,6 %, Abb. 63) simuliert. Bei der Ventilöffnung von 2,6 % wurde eine Entleerungszeit des Mischbehälters von 7,5 min gemessen. Diese Zeit ist etwas länger als die Zeit eines Rinnenumschlages, d. h. eine Restmenge Wasser ist nach dem ersten kompletten Rinnenumschlag zugeführt worden wie in Abb. 63 am Messsignal des empfindlichen Leitfähigkeitsmessgerätes an Pos. 1 zu verfolgen ist. Für kleine Fließgeschwindigkeiten wird empfohlen, die Minimaleinstellung der Grobdosierung (s. technisches Handbuch) zu wählen.

3.4.7.2 Feindosiereinrichtung

Für die Feindosierung z. B. von Chemikalien wird der Rücklauf der Biopumpe genutzt. Dem Rücklauf der Biopumpenwasserstroms können hierbei über eine Pumpe (Spritzenpumpe, Membranpumpe, Schlauchpumpe usw.) oder ggf. manuell kleine Mengen an flüssigen Stoffen (z. B. Chemikalien, Nährstoffe, biologisches Material) stoßweise oder kontinuierlich beigegeben werden. Durch die Zudosierung über den Rücklauf der Biopumpe wird eine Vorverdünnung und ein schneller Transport in die Rinne erreicht.

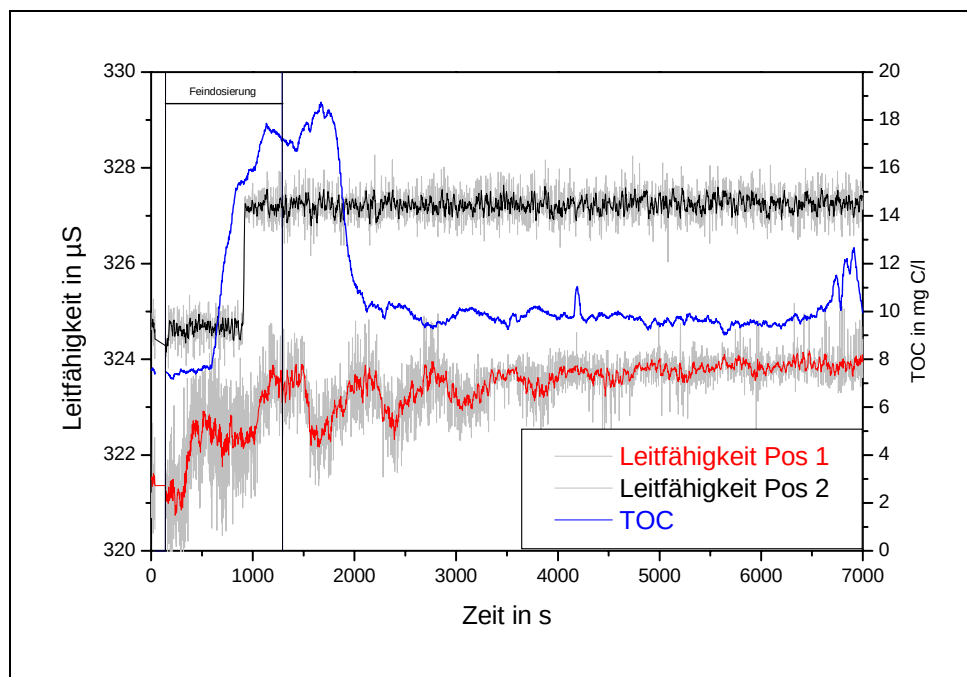


Abb. 64: Zugabe von 400 g Na-Citrat mittels Feindosiereinrichtung bei höchster Dosiergeschwindigkeit. Die Fließgeschwindigkeit in der Rinne betrug 0,155 m/s. Messgeräte: WTW Labormessgerät (Pos 1), Nivus-Online-Messgerät (Pos 2), LFE Online-TOC-Messgerät, Glättung mittels Fast-Fourier-Transformation

Die FSA ist zur Feindosierung mit Hamilton-Spritzenpumpen ausgestattet, die Fördergeschwindigkeiten von 0,4 µl bis 0,87 ml ermöglichen. Unter dem Gesichtspunkt der gleichmäßigen Verteilung wurde die Qualität der Feindosierung mittels Na-Citrat als Tracer untersucht. Als ungünstigste Situation wurde hierbei 1 l einer hochkonzentrierte Lösung (400 g/l Na-Citrat) mit höchster Fördergeschwindigkeit zudosiert. Die Fließgeschwindigkeit betrug 0,155 m/s entsprechend 700 s pro Umlauf. Anhand des Signals des WTW Messgerätes (Abb. 64, Leitfähigkeit Pos 1) kann die Zugabe der Lösung gut verfolgt werden. Beginn und Ende der Feindosierung ist mit senkrechten Linien gekennzeichnet. Mit zeitlicher Verzögerung (aufgrund der Entfernung von Einleitung zur Messstelle) steigt das Messsignal stufenartig an und verbleibt exakt für ca. 700 Sekunden bei einem Wert von 322,7 µS. Da die Feindosierung weiterläuft, steigt die Leitfähigkeit nach einem kompletten Umlauf um eine weitere Stufe an. Nach insgesamt 1150 Sekunden endet die Feindosierung noch bevor der zweite Umlauf beendet ist. Entsprechend fällt das Messsignal kurzzeitig auf das Niveau der 1. Stufe ab. Am Online-Messgerät (Abb. 64, Pos. 2) werden nach 105 m Fließstrecke diese Differenzen nicht mehr aufgelöst. Das Messsignal zeigt ein einstufiges Sprungverhalten. Das Messsignal des TOC-Gerätes, dessen Ansaugstutzen nur wenige Zentimeter hinter der Chemikalieneinleitung angebracht ist, zeigt (mit entsprechender zeitlicher Verzögerung) die Dauer der Dosierung.

Auch unter ungünstigen Umständen (hohe Fördergeschwindigkeit, hohe Chemikalienkonzentration) kann mittels Feindosiereinrichtung eine gleichmäßige Verteilung erreicht werden, wenn die Fördergeschwindigkeit auf die Fließgeschwindigkeit abgestimmt wird. Die Zugabedauer sollte möglichst der Zeit eines Umlaufs oder eines Vielfachen davon entsprechen. Mit den sehr exakt zu steuernden Hamilton-Pumpen ist diese Genauigkeit zu erreichen.

3.4.7.3 Einfluss der Rinnengestaltung und der Fließgeschwindigkeit auf die Stoffausbreitung

Abhängig vom Simulationsgegenstand kann es gewünscht sein, dass sich eine Chemikalie nach Zugabe möglichst schnell in der Rinne gleichmäßig verteilt. Für die Simulation eines Störfalls (punktuelle Belastung) wird eine langsame Verteilung benötigt, um die Auswirkungen (z. B. Toxizität, Abbaugeschwindigkeit) einer wiederholt, aber kurzzeitig auftretenden (Spitzen-)Belastung zu ermitteln.

Durch Nachbildung spezifischen Eigenschaften (Untergrund, Bewuchs, etc.) natürlicher Flüsse in den Fließrinnen ist es in Kombination mit Strömungsmessungen denkbar, Stoffausbreitung unter verschiedenen Bedingungen (Niedrigwasser, Hochwasser, Flut) zu bestimmen und auf den Simulationsgegenstand zu übertragen. Voraussetzung ist jeweils das Wissen um die „normale“ Stoffausbreitung in den Fließrinnen und die Wirkung einfacher technischer Maßnahmen (z. B. Hindernisse) auf die Stoffausbreitungsgeschwindigkeit.

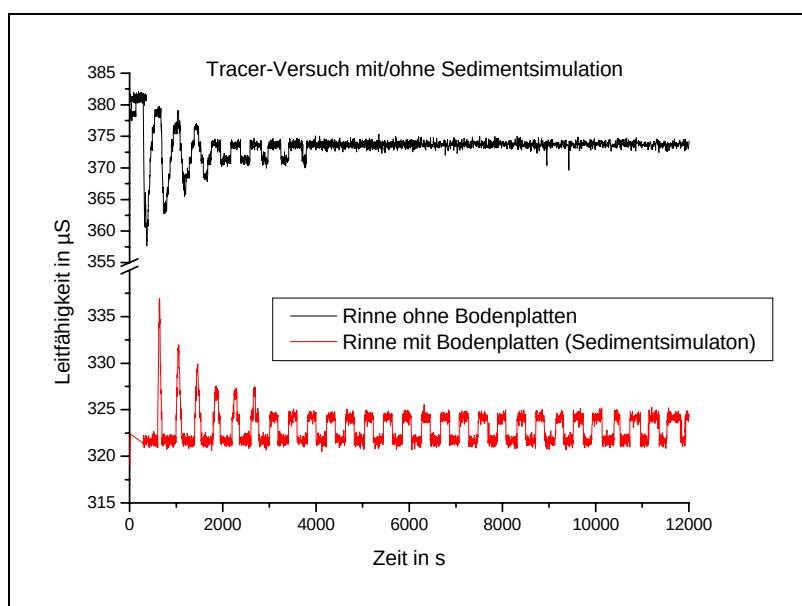


Abb. 65: Stoffausbreitung in der Fließrinne, Beruhigungsteiche ohne bzw. mit glatten Holzplatten (zur Sedimentsimulation) ausgelegt. Fließgeschwindigkeit jeweils: 0,26 m/s, Zugabe von Na-Citrat bzw. Zitronensäure, Messung mit Online-Leitfähigkeitmesssonde (Pos. 2)

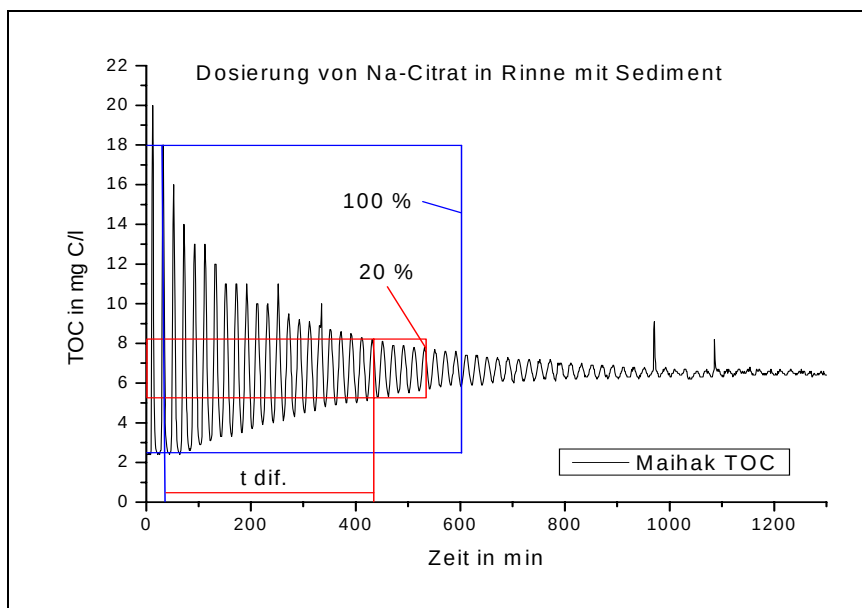


Abb. 66: Verteilungsverhalten von Natriumcitrat (Zugabe ca. 700 g, Fließgeschwindigkeit: 0,1 m/s) in der Fließrinne mit Sediment, ohne Online-Messtechnik.
Die Berechnung der Tabellenwerte erfolgt auf Basis der Min-Max-Differenz nach dem zweiten Umlauf (100 %), die TOC-Messung erfolgte mit einem Messgerät der Fa. Maihak, Hamburg, die Probe wurde mit einer Schlauchpumpe gefördert

Unter Variation der Fließgeschwindigkeit und Einbau verschiedener künstlicher Widerstände wurden erste Tracer-Versuche mit Na-Citrat und Zitronensäure durchgeführt (Abb. 65, Abb. 66). Der Einfluss der Beruhigungsteiche und der Online-Messtechnik ist groß (Tab. 19). Mit Beruhigungsteichen schwankt die Zeit bis zur Gleichverteilung (Abb. 66) zwischen <1 Stunde und 24 h. Je schlechter der Beruhigungsteich ausgekleidet und dem Querschnitt der Rinnen-segmente angepasst ist, desto größer ist der Strömungswiderstand und desto schneller erfolgt die Stoffverteilung.

Zusätzliche Hindernisse (Steine, Wehre, Pflanzen, etc.), die zu Strömungsveränderungen, insbesondere zu lokalen turbulenten Strömungen führen, unterstützen die Stoffverteilung. Die gleichmäßige Einbringung und Verteilung eines Stoffes ist bei normalem Betrieb (mit Beruhigungsteich und Online-Messtechnik) mit den vorhandenen Dosiersystemen ggf. unterstützt durch einfache technische Maßnahmen problemlos zu erreichen.

Die Untersuchung eines Störfalls – hierbei soll der Schadstoff möglichst lange konzentriert in der fließenden Welle verbleiben – gestaltet sich hingegen aufwändiger. Aufgrund der turbulenten Strömungszonen im Bereich von Veränderungen des Rinnenquerschnitts ist die Entfernung der Beruhigungsteiche und Teile der Online Messtechnik unumgänglich. Eine weitere Maßnahme stellt die Zusammenschaltung mehrerer Rinnen dar.

Tab. 19: Zusammenstellung der durchgeführten Tracer-Versuche zur Ermittlung des Einflusses von Geschwindigkeit und Rinnengestaltung

Nr.	Kurzbeschreibung	LF-Abnahme* in min	LF-Abnahme* Umläufe	Fließgeschwindigkeit in m/s
1	Rinne, Beruhigungsteich mit Sediment, keine Online-Technik installiert	370	21	0,1
2	Rinne, Beruhigungsteich ohne sonstige Füllung	67	Ca. 4	0,07
3	Rinne, Beruhigungsteich ohne sonstige Füllung	32	5	0,256
4	Rinne, Beruhigungsteich ohne sonstige Füllung	16,2	4	0,4
5	Rinne, Beruhigungsteich ohne sonstige Füllung, Biopumpe aktiv	72	4	0,07
6	Rinne, Beruhigungsteich mit Holzplatten ausgekleidet	227	10	0,076
7	Rinne, Beruhigungsteich mit Holzplatten ausgekleidet	100	10	0,16
8	Rinne, Beruhigungsteich mit Holzplatten ausgekleidet	68	11	0,26
9	Rinne, Beruhigungsteich mit Holzplatten ausgekleidet, Hindernis: Planschütze	93	10	0,17
10	Rinne, Beruhigungsteich mit Holzplatten ausgekleidet, Hindernis Wehr	71	7	0,155

- Auswertekriterium ist die Zeit bis zur Abnahme der Leitfähigkeit Pos. 1 auf 20 % des Max-Wertes nach dem ersten vollständigem Umlauf (s. Abb. 66), sowie die Anzahl der Umläufe bis zu diesem Zeitpunkt

3.4.7.4 Untersuchung der Abbaubarkeit (vollständige Mineralisierung) in der FSA

Im Bereich der Stoffbewertung (z. B. Chemikaliengesetz, EG-Biozid-Richtlinie, Verwaltungsvorschrift wassergefährdender Stoffe (VwVwS)) werden zur Beurteilung der Abbaubarkeit in der 1. Stufe Ergebnisse sogenannter Screeningtests zur leichten Abbaubarkeit herangezogen (vgl. Abb. 67). Screeningtests sind einfache bei Raumtemperatur durchgeführte Labortests, die je nach Analyseparameter den Abbaugrad nach 28 Tagen bezogen auf DOC-Elimination, Sauerstoffverbrauch oder CO₂-Entwicklung ermitteln.

Im Gegensatz zu dem Simulationsgegenstand „Kläranlage“ gibt es für die Bereiche Fluss, Grundwasser, See bisher kein genormtes und/oder allgemein akzeptiertes Simulationstestverfahren. Dieses ist um so bedauerlicher, als auch kaum systematische Freilanduntersuchungen vorliegen (s. u.a. Painter 1992). Letzteres ist allerdings nicht weiter verwunderlich, da hierfür gezielt Chemikalien in die Umwelt eingebracht werden müssten. Mit der FSA steht nun eine Simulations-Anlage zur Verfügung, mit der die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus Standardlaborversuchen abgeschätzt und die Umrechnungsfaktoren (Abb. 68) des Technical Guidance Dokument (TGD 1996) untermauert werden könnten. Die FSA könnte weiterhin als Referenzsystem zur Entwicklung einfacher Simulationstests im Labormaßstab herangezogen werden.

Testverfahren zur biologischen Abbaubarkeit

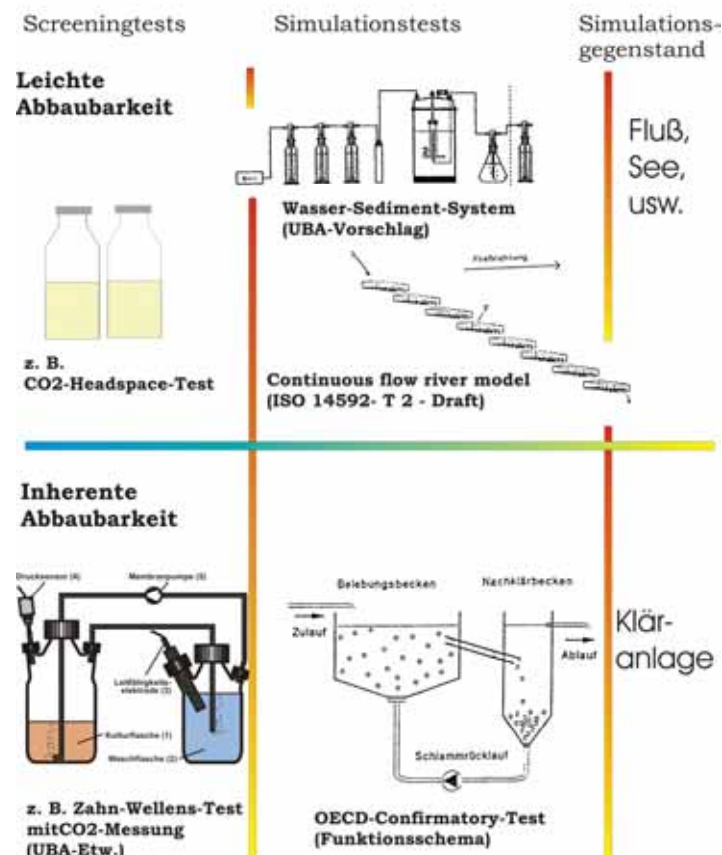


Abb. 67: Schematische Darstellung der Testverfahren zur biologischen Abbaubarkeit und des Simulationsgegenstandes

Table 5 First order rate constants and half-lives for biodegradation in surface water based on results of screening tests on biodegradability

Test result	Rate constant k (d ⁻¹)	Half-life (d)
Ready biodegradable	$4.7 \cdot 10^{-2}$	15
Ready, but failing 10-d window	$1.4 \cdot 10^{-2}$	50
Inherently biodegradable	$4.7 \cdot 10^{-3}$	150
Not biodegradable	0	∞

Abb. 68: Faktoren zur Umrechnung von Screening-Testergebnissen in Abbauraten bzw. Halbwertszeiten (Quelle: TGD 1996)

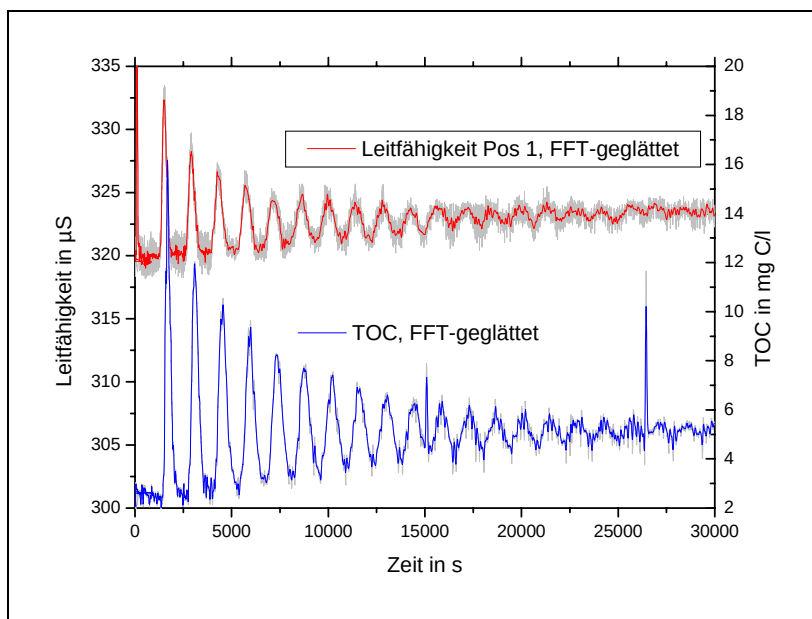


Abb. 69: Vergleich Leitfähigkeitsmessung und TOC-Messung nach Zugabe von Na-Citrat, Fließgeschwindigkeit 0,067 m/s, Beruhigungsbecken mit glatten Holzplatten, FFT = Glättung mittels Fast-Fourier-Transformation

Für die Durchführung von Abbautests in der FSA sind prinzipiell 2 Ansätze denkbar:

Prüfung von Substanzen in umweltrelevanten Konzentrationen

Prüfung der vollständigen Mineralisierung bzw. Elimination

Das erste Prüfverfahren erfordert substanzspezifische Analytik (z. B. GC-MS, der Einsatz von 14 C-markierten Substanzen ist in der FSA nicht möglich). Eine solches Verfahren wurde mit der Fate- und Abbaustudie (s. Kapitel 4.1) bereits erfolgreich durchgeführt.

Für die Messung der vollständigen Mineralisierung bzw. Elimination kommt wegen der Größe und Offenheit der Anlage (Sauerstoffverbrauch und CO₂-Entwicklung sind nicht bestimmbar) nur die Messung des Summenparameters DOC bzw. TOC in Frage.

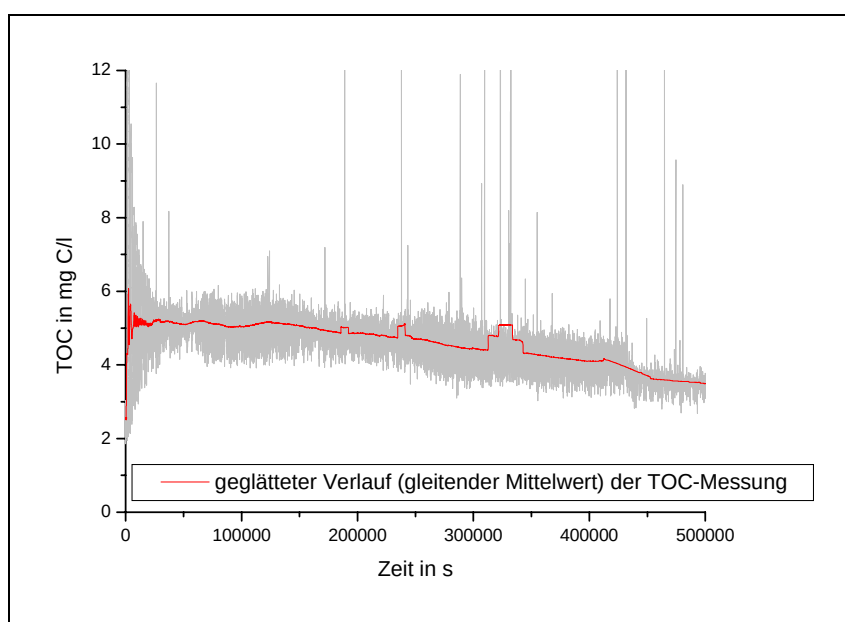


Abb. 70: TOC-Messung über einen Zeitraum von 6 Tagen nach Zugabe von Na-Citrat, Fließgeschwindigkeit 0,067 m/s, Beruhigungsbecken mit glatten Holzplatten, Glättung über gleitenden Mittelwert (da Zeitabstände nicht äquidistant)

Die DOC-Messung ist je nach Grundgehalt des Wassers vergleichsweise unempfindlich und erfordert den Einsatz hoher, wenig umweltrelevanter Stoffkonzentrationen. Vorteil ist jedoch, dass der Abbau kontinuierlich verfolgt werden kann. Unter bestimmten Randbedingungen (s. auch Kapitel 1.1.1.3) könnten sogar Unfallsituationen (punktueller Eintrag einer Substanz) simuliert werden. Dieses ist besonderes interessant, da so der Abbau realitätsnah ohne Adaption der biologisch aktiven Randschichten (Biofilm, Sediment) untersucht werden kann. In Abb. 69 ist der TOC im Vergleich zur Leitfähigkeitsmessung bei einer Fließgeschwindigkeit von 0,067 m/s dargestellt. Bei den höheren, getesteten Fließgeschwindigkeiten werden die ersten Peaks durch das Online-TOC-Messgerät (Fa. LFE) bereits nicht mehr sauber aufgelöst. In Abb. 70 ist der TOC-Wert des gleichen Versuchs über einen längeren Zeitraum dargestellt. Gut zu erkennen ist, dass das als leicht abbaubar bekannte Na-Citrat in diesem Versuch nach 6 Tagen erst zu 50 % eliminiert ist. Die dargestellten Ergebnisse sind jedoch nur eingeschränkt aussagekräftig, da in diesem Versuch die zugegebene Konzentration im Vergleich zum Grundrauschen zu niedrig war, außerdem keine parallele Blindwert-Rinne mit beprobt wurde und Witterungseinflüsse (Niederschlag, Verdunstung) noch nicht einberechnet sind. Diese Vorversuche zeigen aber, dass die Verfolgung des Abbaus mittels TOC-Messung prinzipiell möglich ist, wenn bestimmte Randbedingungen beachtet werden.

3.4.7.5 Zusammenfassung der Ergebnisse der Tracerversuche

Wird eine gleichmäßige Verteilung der zudosierten Stoffe bzw. Flüssigkeiten gewünscht ist grundsätzlich Folgendes zu beachten:

Die Zugabezeit (Grob- oder Feindosierung) sollte der Zeit eines oder mehrerer Rinnenumläufe entsprechen.

Je größer der Konzentrationsunterschied desto größer sollte die Zugabezeit sein.

Bei hohen Stoffkonzentrationen ist ggf. eine Vorverdünnung zu erwägen, dieses gilt besonders für Stoffe mit hohem Wirkungspotential.

Durch technische Maßnahmen (z. B. Hindernisse) kann die Stoffverteilung beschleunigt werden.

Muss die Zugabezeit kleiner als die Rinnenumlaufzeit sein, bzw. ist die Gefahr von Aufkonzentrierungen am Ort der Zudosierung gegeben, bietet sich das Teilen des zuzugebenden Stoffes an. Die Zugabe sollte dann gleichzeitig an äquidistanten Positionen kontinuierlich über einen Zeitraum erfolgen, der sich aus dem Verhältnis Rinnenumlaufzeit zu Anzahl der Teilvolumina ergibt.

Bei stark adsorbierenden Substanzen wird generell die manuelle Zugabe von Teilvolumina empfohlen. Hierbei sollte während der Volumenzugabe schnell die Strecke bis zum nächsten Dosierpunkt abgeschritten werden, um einen gleichmäßigen Eintrag über die gesamte Rinne zu erreichen. Wenn der Versuch es erlaubt, ist hierzu die Schneckenpumpe kurz abzuschalten. Bei eingeschalteter Schneckenpumpe sind aufgrund der Strömung Konzentrationsunterschiede in der Wasserphase nicht zu vermeiden. Hier kann es einige Minuten bis Stunden (abhängig von Strömung und Aufbau der Rinne) dauern bis eine

vollständige Gleichverteilung erreicht ist. Bei punktueller Beprobung (Einzelstoffanalyse) ist dieses im Probenahmeplan entsprechend zu berücksichtigen.

Bei der Probenahme (z. B. Abbauprobungen in umweltrelevanten Konzentrationsbereichen) sollte bei Beachtung der vorgenannten Punkte nach wenigen Umläufen eine Gleichverteilung gegeben sein, die es ermöglicht an jeder Stelle der Rinne Proben aus der Wasserphase zu entnehmen, sofern die Stoffe kein hohes Absorptionspotential besitzen (s. vorhergehenden Punkt).

Für eine begleitende TOC-Messung können die Biopumpen eingesetzt werden.

Für die punktuelle Zugabe einer Substanz (Störfallsimulation) gelten die folgenden Empfehlungen:

- Die Substanz muss mit Online-Messtechnik (z. B. DOC/TOC) detektierbar und verfolgbar sein. Schwerlösliche, adsorbierende Stoffe sind hierfür nicht geeignet.
- Die Substanz muss räumlich umgrenzt zugegeben werden, z. B. durch Abschottung eines Rinnensegmentes bei ausgeschalteter Pumpe oder durch rasche Zugabe eines größeren Volumens direkt vor der Schneckenpumpe (schnelle Verteilung über den Querschnitt) oder über die Grobdosierung.
- Beruhigungsteiche sowie Turbulenzen erzeugende Hindernisse (z. B. nicht benötigte Online-Messtechnik) sind zu entfernen.
- Die Rinnenlänge ist zu vergrößern z. B. durch Reihenschaltung von Rinnen, die Anzahl der Kurvenelemente und Schneckenpumpen sollte klein gehalten werden. Hierbei ist zu beachten, dass mindestens ein weiteres System für die Blindwertmessung benötigt wird.
- Für die DOC/TOC-Messung können keine Biopumpen eingesetzt werden, die Probe muss direkt aus der Rinne angesaugt werden. Zur Vermeidung von Verstopfungen ist ein Grobfilter vorzuschalten.
- Die Strömungsgeschwindigkeit ist so zu wählen, dass das Messsignal aufgelöst werden kann.
- Es muss eine separate, schnelle Messdatenerfassung verwendet werden.
- Bei Abbauprobungen ist die Substanzkonzentration so auszuwählen, dass bezogen auf Gleichverteilung einerseits das Signal/Rausch-Verhältnis groß genug ist, um eine Elimination von 80 % der Substanz sicher zu bestimmen, andererseits die Substanz nicht toxisch gegenüber den am Abbau beteiligten Mikroorganismen ist.
- Die DOC Messung ist einer TOC-Messung vorzuziehen, da der Biomassezuwachs hierbei nicht das Messergebnis beeinflusst. Jedoch ist die kontinuierliche Filtration von ca. 0,5 l/h über einen längeren Zeitraum mit der vorhandenen Technik nicht möglich und erst mit Nachrüstung einer Bandfilters oder eines rückspülbaren Membranfilters realisierbar.

3.4.8 Studie zur Zooplankton-Verteilung in den Teichen (Hallenanlage)

Das Zooplankton stellt eine Gemeinschaft von kleinen, im Wasser schwebenden Organismen dar, die sich z.T. aktiv im Wasserkörper, nicht aber gegen stärkere Wasserströmungen bewegen können. Da viele Organismengruppen wie z.B. die Cladoceren (Blattflohkrebse) in Stillgewässern Schwärme oder sogenannte Cluster bilden und sie sich bevorzugt in bestimmten Bereichen eines Gewässers aufhalten können (Lampert und Sommer, 1999), ist die Wahl der

Probenahmestelle sehr wichtig, um eine repräsentative Aussage über die Zooplanktonzusammensetzung eines Gewässers treffen zu können.

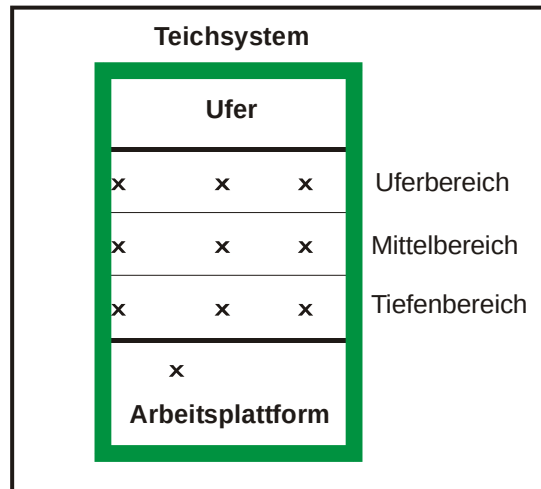


Abb. 71 Vereinfachte schematische Teichdarstellung mit Probenahmestellen (x) der Sonderuntersuchung in den Teichen 4 und 8.

Bei der biologischen Routineprobenahme wurde zunächst aus Zeit- und Kapazitätsgründen nur eine Probenahmestelle in jedem Teich für die Zooplanktonprobenahme gewählt. Um zu untersuchen, ob die Ergebnisse der gewählten Probenahmestelle für die Verteilung des Zooplanktons im ganzen Teich repräsentativ sind, wurde im Juni 2002 eine Sonderuntersuchung in 2 exemplarisch gewählten Teichsystemen der Halle (Teich 4 und 8) durchgeführt. Dazu wurden 10 Probenahmestellen, die die einzelnen Teichregionen Uferbereich, Mittelbereich und Stegbereich erfassen sollten, in jedem Teich beprobt (s. Abb. 71).

Es wurden 3 Proben (für jede Teichregion) direkt an der Teichwand links, 3 Proben in der Teichmitte, 3 Proben vom Randbereich rechts und schließlich noch eine Probe direkt unter dem Steg im Tiefwasserbereich genommen und ausgewertet.

3.4.8.1 Ergebnis und Diskussion

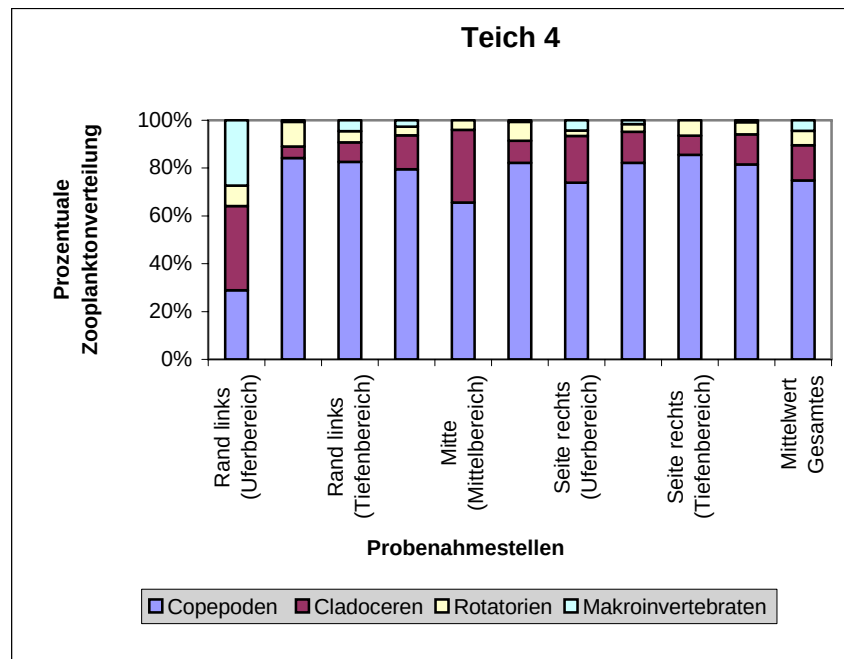


Abb. 72: Prozentuale Zooplanktonverteilung von Copepoden, Cladoceren, Rotatorien, Makroinvertebraten an 10 verschiedenen Probenahmestellen und das gesamte Becken (Mittelwert aller 10 Probenahmestellen) in Teich 4 vom 04.06.02.

In den Abb. 72 und Abb. 73 sind die Ergebnisse der einzelnen Probenahmestellen für Teich 4 und 8 dargestellt. Es zeigte sich, dass die unterschiedlichen Organismengruppen Copepoden (Ruderfußkrebse), Cladoceren (Blattfußkrebse), Rotatorien (Rädertiere) und Makroinvertebraten (Wirbellose) in den einzelnen Teichzonen beider Teiche mehr oder weniger unterschiedlich verteilt waren. Wie erwartet, variierte vor allem die Verteilung der Cladoceren in beiden Teichen stark (Standardabweichung von 71 % in Teich 4 und 112 % in Teich 8), während die Copepoden (Ruderfußkrebse) homogener im Wasserkörper verteilt waren (Standardabweichung von 35 % in Teich 4 und 15 % in Teich 8). Daraus lässt sich ableiten, dass es vor allem in von Cladoceren dominierten Systemen angesichts der großen räumlichen Variabilität schwierig ist, eine Probenahmestrategie zu finden, die ein für den gesamten Teich repräsentatives Bild liefert.

Die Probenahmestelle Seite rechts (Tiefenbereich) ist mit der Routineprobenahmestelle identisch. Da diese Probenahmestelle in beiden Teichen ein ähnliches Ergebnis wie der Mittelwert aller Probenahmestellen ergeben hat, wurde sie als für die Einfahrphase zunächst beibehalten. Auf Grundlage der hier dargestellten Resultate und der weiterer Ergebnisse aus den für 2003 geplanten Sonderuntersuchungen zur Verteilung des Zooplanktons soll dann ein endgültiges Probenahmeschema für Zooplankton in den Teichen entwickelt werden.

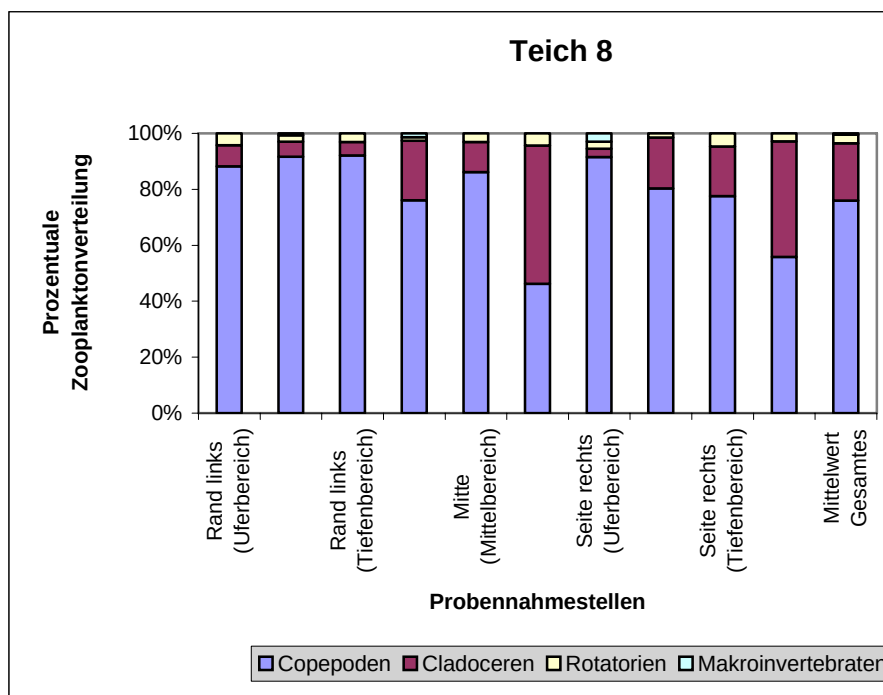


Abb. 73: Prozentuale Zooplanktonverteilung von Copepoden, Cladoceren, Rotatorien, Makroinvertebraten an 10 verschiedenen Probenahmestellen und das gesamte Becken (Mittelwert aller 10 Probenahmestellen) in Teich 8 vom 04.06.02.

3.4.9 Gesamt-Fazit: Ergebnisse zum Verhalten der Systeme

In Kapitel 3.4 wurde der Aufbau und die Etablierung der Systeme beschrieben, die zur Sicherung des Grundbetriebes dienen. Hierzu war es im Rahmen der sog. "Einfahrphase" notwendig,

die Versuchssysteme ökologisch einzurichten,
eine an die Erfordernisse der Fließgewässer-Simulationsanlage angepasste, anlagen- und labortechnische sowie organisatorische Infrastruktur aufzubauen und
die MitarbeiterInnen entsprechend einzuweisen und zu schulen.

Dabei wurden erstmalig wichtige Erfahrungen mit dem Betrieb einer solch großen Anlage gesammelt, die als Grundlage für zukünftige Projekte dienen.

Darüber hinaus wurden mit wissenschaftlicher Zielsetzung folgende Bereiche untersucht und diskutiert:

die Dynamik und der Gleichtakt der Systeme,
unterschiedliche Betriebsweisen (Fließrinne und Teich gekoppelt vs. entkoppelt),
ein Vergleich mit natürlichen Referenzgewässern,
Durchführung von Hydraulik- und Tracer-Studien.

Zusammenfassend lässt sich dazu feststellen, dass die Anlage sich bereits in dem eng gesteckten Zeitrahmen der Einfahrphase als beherrschbar und - entsprechend der Planung - als vielseitig einsetzbar erwiesen hat. Dabei konnten nicht nur wichtige Aussagen zum Einrichten und Einfahren, zur Steuerbarkeit der FSA und zur Abbildbarkeit verschiedener Gewässertypen mit Hilfe der Versuchssysteme mit Blick auf mögliche Stoffprüfungen gewonnen werden. Vielmehr wurden auch einige grundsätzliche Erkenntnisse gewonnen, die allgemein bei Mesokosmenstudien zukünftig mehr Beachtung finden müssen und deshalb an dieser Stelle beispielhaft für zwei systembestimmende Faktoren dargestellt werden:

Bei der Etablierung der Systeme wurde große Sorgfalt auf die Qualität des Weichsedimentes gelegt (s. Kap. 3.2.2), da natürliche Sedimente eine elementare Rolle im Nährstoffhaushalt und somit auch in der biologischen Entwicklung und Dynamik von natürlichen Systemen spielen. Die Ergebnisse der Einfahrphase machen deutlich, dass die Zusammensetzung des Weichsediments sowie dessen gleichmäßige Verteilung großen Einfluss auf die Einstellung des Gleichtaktes parallel betriebener, baugleicher Systeme hat (s. Kap. 3.4.1 und 3.4.2). In der wissenschaftlichen Literatur wurde dem Einfluss des Sedimentes auf den Gleichtakt von Mesokosmensystemen allerdings nur wenig Beachtung geschenkt. Es ist daher nicht verwunderlich, wenn die Systeme in diesen Fällen schon bedingt durch Fehler bei der Auswahl und Einbringung des Weichsediments nicht längerfristig im Gleichtakt gehalten und wegen der oft hohen Variabilität der Ergebnisse keine validen Aussagen in Bezug auf Schadstoffwirkungen getroffen werden können. Zudem treten Unterschiede in der Sedimentverteilung in Fließgewässermesokosmen durch Transport und Sortierung viel stärker als in Stillgewässermesokosmen in Erscheinung. Durch Optimierungen der Auswahl bzw. Konditionierung und der Sedimenteinkbringung bei Einbau und einem geeigneten Sedimentmanagement während des Betriebes der Versuchssysteme der FSA soll zukünftig weitestgehend sichergestellt werden, dass Abweichungen, wie sie während der Einfahrphase auftraten, zukünftig vermieden werden.

Die Schaffung gleichmäßiger Lichtsituationen in parallel betriebenen Mesokosmen ist im Hinblick auf den Gleichtakt bzw. die Entwicklung von Systemen von großer Wichtigkeit, da schon geringe Lichtunterschiede einen entscheidenden Einfluss auf die Aufwuchs- und Phytoplanktonproduktion in den Systemen haben können. Die Ergebnisse zum Gleichtakt der Systeme zeigten, dass selbst bei identischer Einrichtung der Lichtanlagen über den Mesokosmensystemen in der FSA-Halle Unterschiede in der Lichtintensität durch Streulicht von den Seitenfenstern auftreten und die Systeme dadurch in ihrer biologischen Entwicklung nachhaltig beeinflusst werden können. Die umfangreiche Literaturstudie im Rahmen der Verbesserung der Lichtsituation über den Teichsystemen in der FSA (s. Kap. 3.1.3, Anhang Kap. 4.3) zeigte, dass nur in sehr wenigen Mesokosmenstudien die Lichtverhältnisse zufriedenstellend beschrieben, geschweige denn die Unterschiede des Lichtregimes in den einzelnen Systemen untersucht wurden.

In der Einfahrphase der FSA konnte die technische Eignung der Anlage in Bezug auf die Erstellung des Gleichtaktes überprüft und wichtige Faktoren, die den Gleichtakt der Systeme beeinflussen, benannt und optimiert werden. Für zukünftige Konzentrations-Wirkungsversuche sind die wichtigsten Grundvoraussetzungen geschaffen worden, einen Gleichtakt der Systeme zu erzielen. Wenn man in Betracht zieht, dass systemprägende Faktoren wie Sediment und Licht in vielen Mesokosmenstudien bislang nur wenig Beachtung geschenkt wurde, so ist verständlich, warum Ergebnisse aus Mesokosmenstudien oft als nicht signifikant beurteilt wurden und damit bisher viele Ergebnisse dieser aufwendigen Studien für die Beurteilung von Schadstoffen in aquatischen Ökosystemen nicht berücksichtigt werden konnten.

4 Einzelversuche

4.1 Versuch zum Verhalten und zum Verbleib von Metazachlor in zwei Systemen der Außenanlage

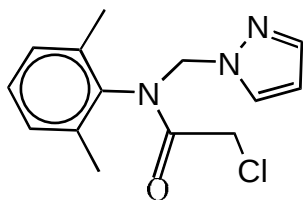
Die FSA eignet sich ideal für die Untersuchung des Verhaltens, Verbleibs und Abbaus von wirtschaftlich bedeutsamen, aber toxikologisch bedenklichen Schadstoffen wie z.B. Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässern (Still- und Fließgewässer), da die Versuche unter stark kontrollierten, realitätsnahen Bedingungen stattfinden können. So kann der Einfluss von natürlichen Klimabedingungen (Wind, Regen, Sonne, Temperatur) in der Außenanlage gezielt untersucht oder für bestimmte Fragestellungen in der Hallenanlage kontrolliert und gesteuert werden.

Mit der FSA steht zudem eine Simulations-Anlage zur Verfügung, mit der die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus Standardlaborversuchen zur biologischen Abbaubarkeit, zur Mobilität und Verteilungsverhalten abgeschätzt werden könnten (s. Kap. 2.3.1.3). Kenntnisse über die Exposition sind entscheidend für das Verständnis und die Voraussage zu erwartender Wirkungen (vgl. UBA 2002b).

Die Eignung der FSA für die Einzelstoffprüfung von Abbau- und Verteilungsverhalten wurde am Beispiel des Pflanzenschutzmittels Metazachlor überprüft.

Der Wirkstoff Metazachlor

Metazachlor **(1)** (Hersteller BASF) gehört zu den Chloracetamiden und ist ein Herbizid-Wirkstoff, der beim Anbau von Raps, Soja, Rosenkohl, Brokkoli und Mais eingesetzt wird. Er dient der Vernichtung von Wildgräsern und breitblättrigen Wildkräutern und wird überwiegend während der Keimungsphase von Wildkräutern angewandt.



(1) Metazachlor

N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(pyrazol-1-yl-methyl)-chloracetamid

C₁₄H₁₆ClN₃O MG 277,75

CAS-Reg.Nr. 67129-08-2

Der Wirkungsmechanismus von Chloracetamiden wie Metazachlor ist nicht genau bekannt, jedoch geht man heute von Wirkungen im Lipidstoffwechsel auskeimender Pflanzensamen aus. An der Grünalge *Scenedesmus acutus*, die als Modellorganismus für höhere Pflanzen gilt, konnte gezeigt werden, dass die Synthese sehr langer Fettsäuren (>C₂₀) durch Metazachlor gehemmt wird. Metazachlor-resistente Algenstämme dagegen produzieren erheblich mehr Fettsäuren mittlerer Kettenlänge (<C₂₀) (Schmalfuß *et al.* 1998).

Üblicherweise werden ca. 0,5 bis 1,5 kg/ha an Wirkstoff in Formulierungen auf die Anbauflächen in Deutschland ausgebracht (BBA 2002b). Während der Anwendung kann eine Belastung der Gewässer über die sogenannte Spraydrift erfolgen. Durch Verlagerung des Wirkstoffes innerhalb der Böden kommt es zu Einträgen in das Dränagesystem und somit in die Vorfluter und in das Grundwasser. Auch bei Niederschlagsereignissen sind Einträge durch Oberflächenabfluss (Run-off) in angrenzende Oberflächengewässer möglich. Darüber hinaus kann dicht unter der Bodenoberfläche befindliches Wasser intermediär abfließen (interflow) und eine Gewässerbelastung verursachen.

Eine Reihe von Untersuchungen zum Verhalten, Mobilität und Metabolisierung von Metazachlor im Boden wurde schon durchgeführt, dagegen liegen nur wenige Untersuchungen zum Wasser-Sediment-System vor.

Stabilität von Metazachlor

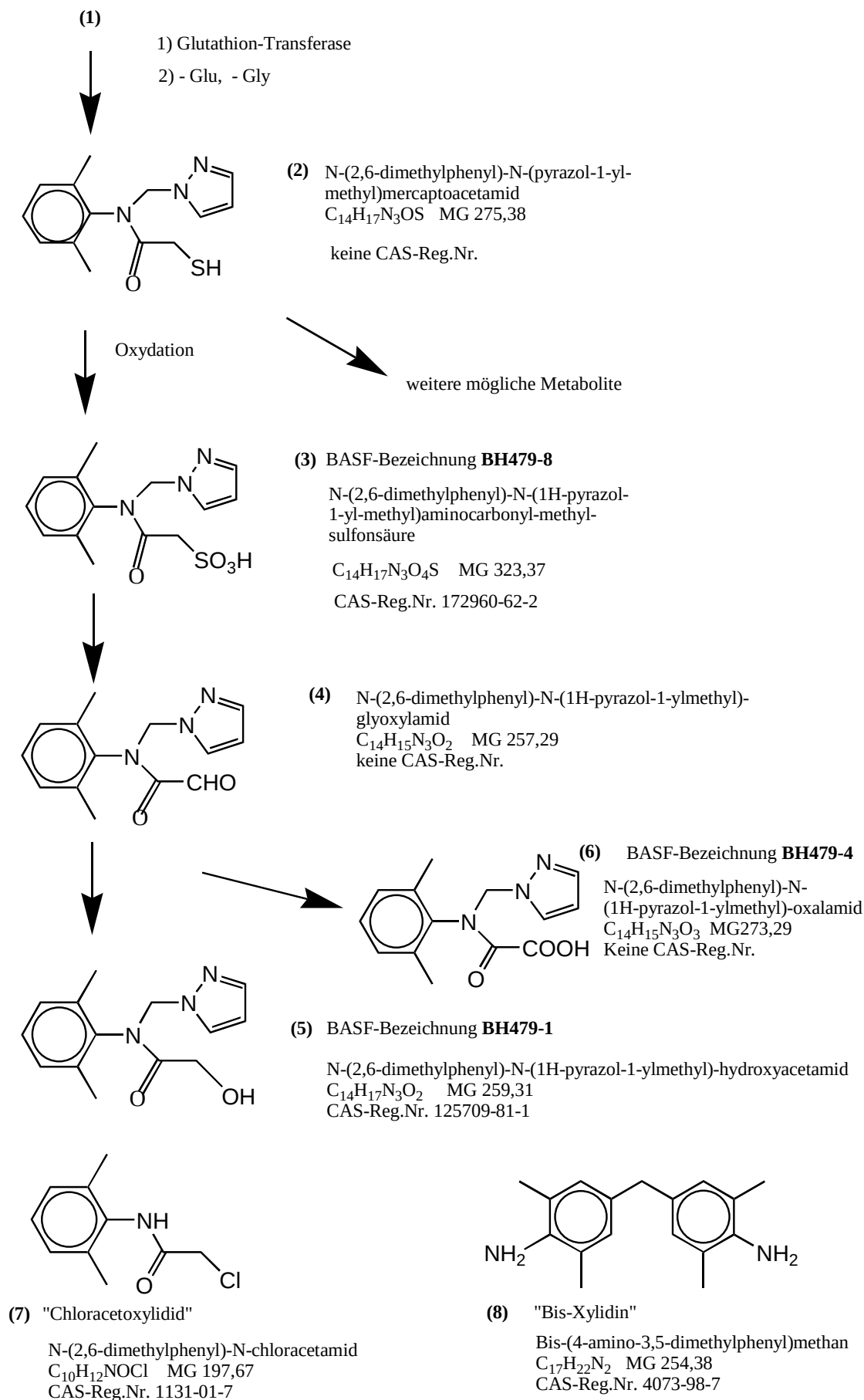
In Versuchen konnte gezeigt werden, dass Metazachlor **(1)** im Boden weitgehend stabil gegen Hydrolyse ist, soweit die Mikroflora des Bodens nicht zur Wirkung kommt. Hierzu wurde Metazachlor in sterilisierte und mit keimfreiem Wasser angefeuchtete Bodenproben eingebracht. Nach einem Monat der Inkubation wurden 95 – 100% herausextrahiert und nachgewiesen (Rouchaud *et al.* 1992). Auch bei einer Inkubation in wässriger Pufferlösung pH 6 wurden weniger als 5% Metazachlor umgesetzt.

Der biologische Abbau von Metazachlor **(1)** läuft über verschiedenartige Mikroorganismen des Bodens. Bei einer Dotierung von Bodenproben mit Metazachlor sowie jeweils zusätzlich mit Cycloheximid (fungizides Antibiotikum), Novobiocin (bakterizides Antibiotikum) und Natriumazid (Totalbiozid) wurde ein gebremster Abbau von Metazachlor gegenüber Bodenproben ohne Behandlung mit Fungizid oder Bakterizid festgestellt, jedoch war die deutlichste Hemmung nur nach der Behandlung mit Natriumazid zu beobachten (Allen & Walker 1988). Im allgemeinen kann der Abbau von Metazachlor im Boden mit einer Zerfallsgleichung 1. Ordnung beschrieben werden, jedoch spielen für die Deutung der Zerfallskonstanten sowohl mikrobiologische als auch physikalisch-chemische Parameter eine Rolle (Allen & Walker 1987). Von Walker und Welch (1991) wurde auch der Abbau von Metazachlor an einer Bodenprobe (10% Wassergehalt) unter Laborbedingungen bei 20°C getestet, wobei eine Halbwertszeit von etwas über 20 Tagen gefunden wurde. Von Aden *et al.* (1999) wurde der Abbau von Metazachlor an Bodenproben mit unterschiedlichem Wassergehalt bei verschiedenen Temperaturen unter Laborbedingungen untersucht. Bei 30°C lag die Halbwertszeit bei ca. 8 Tagen, bei 20°C bei ca. 16 Tagen, bei niedrigeren Temperaturen jedoch über 40 Tage.

Metabolisierung und nachweisbare Metabolite

Ein bekannter Metabolisierungspfad im Boden ist der Angriff mit Glutathion-Transferase, bei dem das Chloratom (Cl) des Chloracetamids durch ein Schwefelatom (S) im Cystein eines Tripeptids substituiert wird. Über die Abspaltung von Glutaminsäure und Glycin wird schließlich intermediär ein Thiol vom Typ R-CH₂SH **(2)** freigesetzt, das durch Oxydation schnell in das Sulfonat **(3)** übergeht (Cook *et al.* 1996). Dieser Weg gilt auch für weitere Chloracetamid-Herbizide, wobei das entsprechende Sulfonat analytisch nachgewiesen werden kann.

Durch mikrobielle Desulfonierung entsteht hieraus intermediär der Aldehyd **(4)**, der reduktiv in den Alkohol **(5)**, Metabolit BH 479-1, sowie durch Oxydation in die Carbonsäure **(6)**, Metabolit BH 479-4, überführt wird (Cook *et al.* 1996). Die Metazachlor-Metaboliten BH 479-1, BH 479-4 und BH 479-8 sind analytisch erfassbar.





Ein weiterer Metabolit entsteht durch Abspaltung des N-Methylimidazol, hierbei bildet sich das Chloracetamid des 2,6-Dimethylanilins (**7**). Aus dem freigesetzten 2,6-Dimethylanilin kann mikrobiell eine Kondensation mit Formaldehyd stattfinden, wobei das Dimer (**8**) entsteht, das bei Untersuchungen der Metabolisierungspfade anstelle von 2,6-Dimethylanilin in geringen Konzentrationen nachgewiesen wurde (Rouchaud *et al.* 1992).

Vom System Wasser-Sediment sind kaum Untersuchungen bekannt. Als Hauptmetabolit im wässrigen System wird BH479-4 angegeben (Keller 1990), darüber hinaus wird auch BH479-1 genannt. Berichtet wurde von einer Halbwertszeit zwischen 14 und 17 Tagen für Metazachlor im Wasser-Sediment-System bei aerobem Abbau unter Laborbedingungen bei Raumtemperatur (Keller & Zangmeister 1989). Amerikanische Untersuchungen von Oberflächenwasser auf die zum Metazachlor analogen Metabolite von Acetochlor, Alachlor und Metolachlor (Ferrer *et al.* 1997, Scribner *et al.* 2000) unterscheiden nicht zwischen Metabolismus im Boden und Wasser-Sediment.

Analysenmethodik für Metazachlor und seine Metabolite

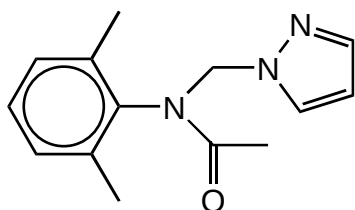
Die Analyse von Metazachlor in Wasserproben wird oft im Rahmen sogenannter Multimethoden beschrieben, die viele Pflanzenschutzmittel erfassen, welche dann mittels Gaschromatographie (GC) oder Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC) bestimmt werden. Für die Analyse von Metazachlor und seiner neutralen Metabolite in Wasserproben aus der FSA bietet sich die von Schmidt und Brockmeyer (2002) beschriebene Methode für bestimmte neutrale Arzneistoffe und Metabolite an. Hierbei werden Wasserproben über eine vorkonditionierte Polystyrol-Divinylbenzolpharz-Anreicherungsäule geleitet, diese gefriergetrocknet und mit Methanol eluiert (s. Anhang 2.4.4.2). Metazachlor (**1**), BH479-1 (**5**), Chloracetoxylid (**7**) und Bis-Xylidin (**8**) müssen für die Gaschromatographie (GC) oder Gaschromatographie-Massenspektrometrie (GC-MS) nicht derivatisiert werden.

Der Carbonsäuremetabolit BH479-4 (**6**) wird nach einer im FG II 1.5 eingesetzten Methode zur Anreicherung und Derivatisierung saurer Arzneimittel in Wasserproben, analog wie von Stan und Linkerhägner (1992) oder von Keller (1990) beschrieben, analysiert. Hierbei wird eine mit Salzsäure auf pH 2 eingestellte Wasserprobe über eine vorkonditionierte Reversed-Phase-Säule (RP-C18) geleitet, die Säule anschließend gefriergetrocknet und dann mit Aceton eluiert. Das eingedampfte Eluat wird mit Pentafluorbenzylbromid (PFB-Br) umgesetzt und mittels GC-MS analysiert (näheres s. Anhang). Bemerkenswert ist, dass BH479-4 (**6**) ohne Derivatisierung im heißen GC-Injektor unter Abspaltung von CO₂ zu einer Formylverbindung fragmentiert, die im GC-MS gut zu erkennen ist. Diese ist jedoch nicht so nachweisempfindlich wie BH479-4-PFB.

Für die Analyse des Sulfonsäuremetaboliten BH479-8 (**3**) in Wasserproben werden überwiegend Methoden der HPLC/UV oder HPLC/MS beschrieben (Cook *et al.* 1996). In amerikanischen Untersuchungen zu den Sulfonsäuremetaboliten von Acetochlor, Alachlor, Dimethenamid und Metolachlor wird entweder HPLC/MS (Ferrer *et al.* 1997, Scribner *et al.* 2000) oder HPLC/MS/MS (Vargo 1998) eingesetzt. Eine HPLC/MS-Kopplung, mit der Metazachlor und sämtliche Metabolite bestimmt werden könnten, stand nicht zur Verfügung. Eine gaschromatographische Analysenmethode für den Metaboliten BH479-8 wäre wünschenswert, jedoch ist die Derivatisierung, wahrscheinlich durch Silylierung, ungleich schwieriger als z.B. für Sulfonsäure-Tenside.

Die Überprüfung des gelieferten Metazachlor mittels GC-MS zeigte, dass die Herstellerangabe von 99,6% Reinheit nicht zutraf. Als Verunreinigungen wurden BH479-1 (**5**) mit ca. 4%,

„Metazabrom“[bei (1) Br anstelle von Cl] mit ca. 4% sowie mit ca. 5% BH479-6 (9) festgestellt. Die Struktur (9) wurde mittels GC-MS bestätigt nach vorausgehender Umsetzung von Metazachlor mit Zink/Essigsäure.



(9) BASF-Bezeichnung **BH479-6**
N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(1H-pyrazol-1-ylmethyl)acetamid
C₁₄H₁₇N₃O MG 243,31
CAS-Reg.Nr. 75972-11-1

Ausbringung von Metazachlor

Für die Untersuchung des Verhaltens und Verbleibs wurde Metazachlor in die Fließrinne 5 und in den Teich 5 der Außenanlage der FSA zu einer Nominalkonzentration von 100 µg/l ausgebracht. Zur Einstellung dieser gewünschten Konzentration wurden in der Fließrinne bezogen auf 43 cm Pegel mit 41,68 m³ Wasservolumen 4,17 g des Wirkstoffes, im Teich 3,3 g bezogen auf 32,93 m³ eingesetzt (Näheres s. Anhang).

Die Ausbringung erfolgte am 16.09.2002 um 9:00 Uhr. An 5 Abschnitten wurde die Metazachlor-Lösungen durch langsames kontinuierliches Eingießen über eine Strecke von ca. 10 m der Rinne bei einer Fließgeschwindigkeit von 0,1 m/sec ausgebracht (s. Skizze im Anhang 2.4.4.2). Im Teich F5 wurden die Lösungen an 3 Stellen der Oberfläche ausgebracht und die oberflächliche Konvektion mit einem Außenbord-Elektrobootsmotor erzwungen.

Außer bei natürlichen Niederschlagsereignissen wurde während des Versuchs kein Frischwasser zudosiert.

Proben von Wasser und Sediment wurden in regelmäßigen Abständen gezogen, um den Abbau von Metazachlor sowie die Bildung seiner Metabolite zu beobachten. An den Probenahmepunkten A, B und C in der Rinne F5 sowie von den Punkten M, N, und O im Teich F5 vor der Ausbringung gezogene Wasserproben dienten als Blindwert (s. Skizze im Anhang 2.4.4.2). Die Beprobung erfolgte 1, 6 und 12 Stunden nach der Ausbringung, anschließend täglich um 9:00 Uhr bis zum 4. Tag. Dabei wurden je drei Stellen der Rinne und des Teiches beprobt, um die Wirkstoffverteilung in den Systemen erfassen zu können. Da die Ergebnisse vom 2. Tag an sehr gut übereinstimmten, was anhand der Variationskoeffizienten deutlich wird, der sich bei Dreifachbeprobung im Bereich von 0,8 bis 2,8% in der Fließrinne und von 0,6 bis 2,0% im Teich bewegte, wurde nach dem 4. Versuchstag jeweils nur eine Stelle beprobt. Sedimentproben von der äußeren Kurve der Rinne F5 sowie vom Teich F5 wurden jeweils am gleichen Tag, aber in größeren Abständen, entnommen (s. Anhang 2.4.4.2). Die Sedimentproben wurden tief gefroren, deren Analyse noch zurückgestellt.

Ergebnisse und Diskussion

In den ersten Stunden nach der Ausbringung konnte in Rinne F5 keine homogene Verteilung von Metazachlor festgestellt werden (Abb. 74, Abb. 75). Vorausgegangene Versuche mit Zitronensäure und Natriumcitrat als Tracer (vgl. Kap. 3.4.7) lassen die verzögerte Gleichverteilung plausibel erscheinen. Die Anfangskonzentration von ca. 140 µg/l (Wiederfindungsrate 112 %, s. Anhang) lag höher als die gewünschte Nominalkonzentration. Diese ist auf einen niedrigeren Pegelstand am Tag der Ausbringung (statt 43 cm wurden am 16.09.02 41 cm gemessen) und der Berücksichtigung des Porenwassers zurückzuführen. Sowohl in der Fließ-

rinne als auch im Teich fand wider Erwarten nur ein vernachlässigbarer Transport in das Porenwasser statt. Die ebenfalls erhöhten Anfangswerte im Teich F5 von ca. 200 µg/l erscheinen aus den oben genannten Gründen damit auch plausibel.

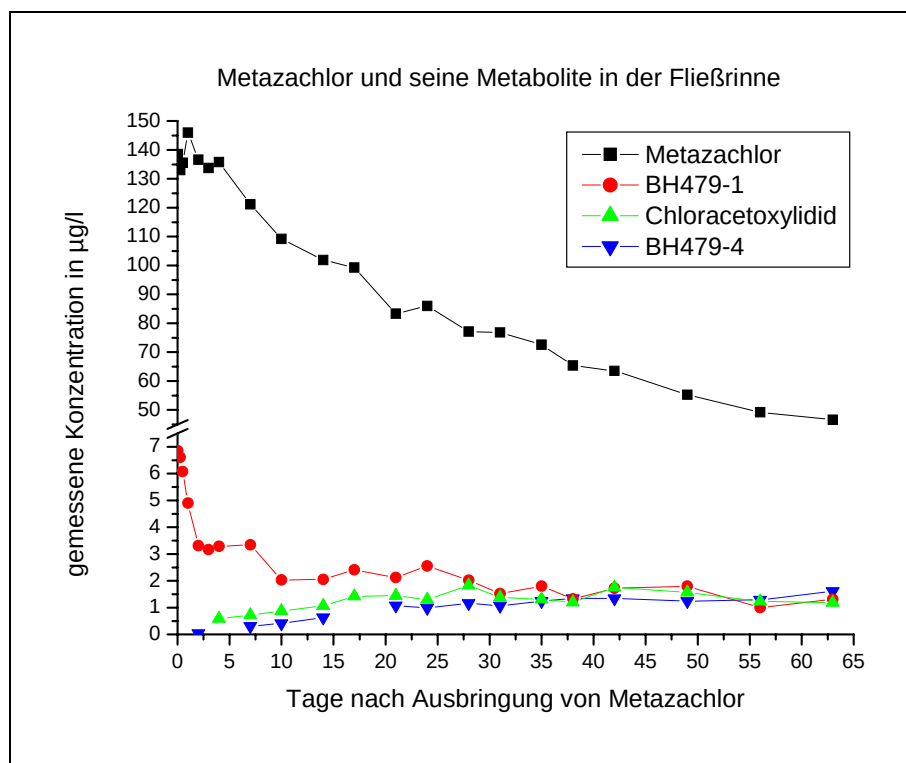


Abb. 74: Zeitverlauf der Konzentrationsabnahme von Metazachlor in der Fließrinne sowie die Bildung seiner Metabolite

Die Messergebnisse der Probenahme an verschiedenen Positionen eines Systems stimmten ab dem 2. Tag sehr gut überein (für Metazachlor $[136,0 \pm 1,0]$ µg/l in der Fließrinne, $[200,3 \pm 2,5]$ µg/l im Teich, (Tab. 21), was anhand der Variationskoeffizienten deutlich wird, die sich bei Dreifachbeprobung im Bereich von 0,8 bis 2,8% in der Fließrinne und von 0,6 bis 2,0 % im Teich bewegen, daher wurde nach dem 4. Versuchstag jeweils nur eine Stelle beprobt. Wie den und Tab. 22 zu entnehmen ist, wurde das Beprobungsintervall verlängert. Abb. 74 und Abb. 75 zeigt die zeitliche Abnahme von Metazachlor während des Versuchs sowie den Abbau bzw. die Bildung von Metaboliten.

Eine erkennbare Abnahme von Metazachlor war in den Proben der Fließrinne erst 7 Tage nach der Ausbringung zu messen, in den Proben vom Teich F5 nach 3 Tagen (Tab. 21, Tab. 22, Abb. 74, Abb. 75).

Die Halbwertszeit für Metazachlor ist in der Rinne etwa zwischen 35 und 38 Tagen erreicht, im Teich dagegen erst nach 56 Tagen. Dies ist mehr als doppelt bzw. viermal so hoch wie beim Laborversuch mit Wasser-Sediment-Systemen (Keller & Zangmeister 1989).

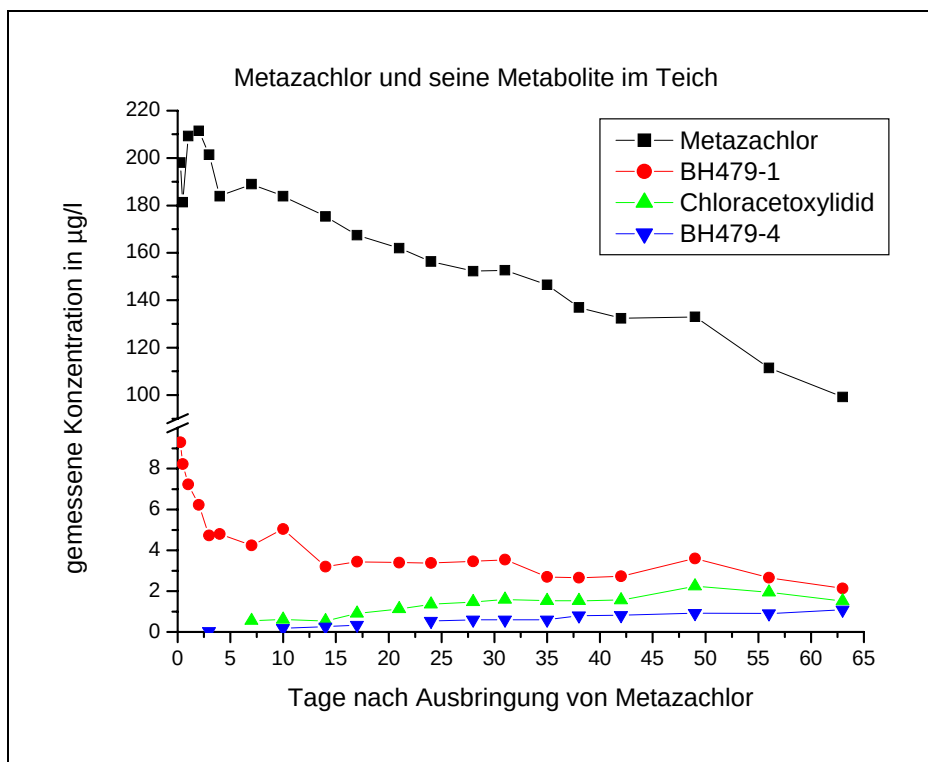


Abb. 75: Zeitverlauf der Konzentrationsabnahme von Metazachlor im Teich sowie die Bildung seiner Metabolite

Aufgrund der Verunreinigung des Wirkstoffes sind BH479-1 (5) und BH479-6 (9) in diesem Versuch als Artefakte und nicht als Metabolite einzuordnen. BH 479-1 hat eine Anfangskonzentration von ca. 7µg/l in der Rinne und ca. 9µg/l im Teich, dann fallen die Konzentrationen in beiden Systemen schnell ab, danach ist eine langsamere Abnahme mit kleinen Schwankungen, die zum Teil gut mit Temperatur- und Pegeländerung korrelieren, zu beobachten, wobei die Konzentrationen im Teich stets höher liegen als in der Rinne (Tab. 21, Tab. 22, Abb. 74, Abb. 75). Das Verhältnis der Konzentration von BH479-1 (5) zu Metazachlor (1) im Wasser liegt zum Versuchsbeginn bei 4,9% in der Rinne und 4,7% im Teich, nach 4 Tagen liegt das Verhältnis bei 2,2 – 2,4%, dagegen hat der Abbau von Metazachlor nur zögerlich begonnen. Im weiteren Versuchsverlauf schwankt das Verhältnis zwischen 1,8 und 2,8 % in beiden Systemen.

Bei dem im Versuch entstandenen Metaboliten BH479-4 tritt ein „wellenförmiger“ Kurvenverlauf auf. Hierbei ist in der Rinne eine stärkere Zunahme an Metabolit als im Teich zu verzeichnen (Abb. 76), gleichzeitig sind die Wellen in der Zunahmekurve der Rinne ausgeprägter.

Ein Vergleich mit dem zeitlichen Verlauf des Wasserpegels der Fließrinne während des Versuchs zeigt stufenartige Anstiege vom Anfangswert 41 cm bis fast 50 cm und zurück auf 48 cm nach 63 Tagen (18.11.02) (Abb. 76, Abb. 77). Diese stufenartigen Anstiege korrespondieren mit Regenereignissen, die auch von der Wetterstation am Lysimeterkeller im Versuchsfeld Marienfelde registriert wurden.

Die Konzentration von Chloracetoxylidid (7) wird nicht erkennbar verdünnt bei steilen Pegelstufen, eher ist hierbei sogar ein Anstieg der Konzentrationen zu erkennen. Insbesondere bei den Messungen vom 31. bis zum 63. Tag des Versuches ist im Teich eine höhere Konzentration als in der Rinne zu beobachten (Abb. 78). Hier könnte die größere Wärmekapazität des

Teiches, verbunden mit langsamerer Reaktion auf die Lufttemperaturen, eine Rolle spielen (Abb. 78). Tatsächlich lag die Wassertemperatur in der Rinne zwischen dem 50. und 53. Tag bei 0° C, die Außentemperaturen lagen um den Gefrierpunkt, in der Rinne hatte sich eine dünne Eisschicht gebildet. Die Temperaturen im Teich F5 wurden nicht wie in der Fließrinne kontinuierlich gemessen, sondern nur zu Probenahmeterminen von Labor 1 (FSA-Team, s. Anhang) aufgenommen (Tab. 20). Diese liegen im besagten Zeitraum über denen der Rinne.

Tab. 20: Wassertemperaturen im Teich F5 (Standardmessprogramm)

Datum	Versuchstag	T [°C]	T _{Rinne} [°C]
10.09.02	-6	19,3	18,6
24.09.02	8	11,5	6,5
15.10.02	28	6,7	6,0
05.11.02	50	4,2	0,0
03.12.02	78	4,8	2,8

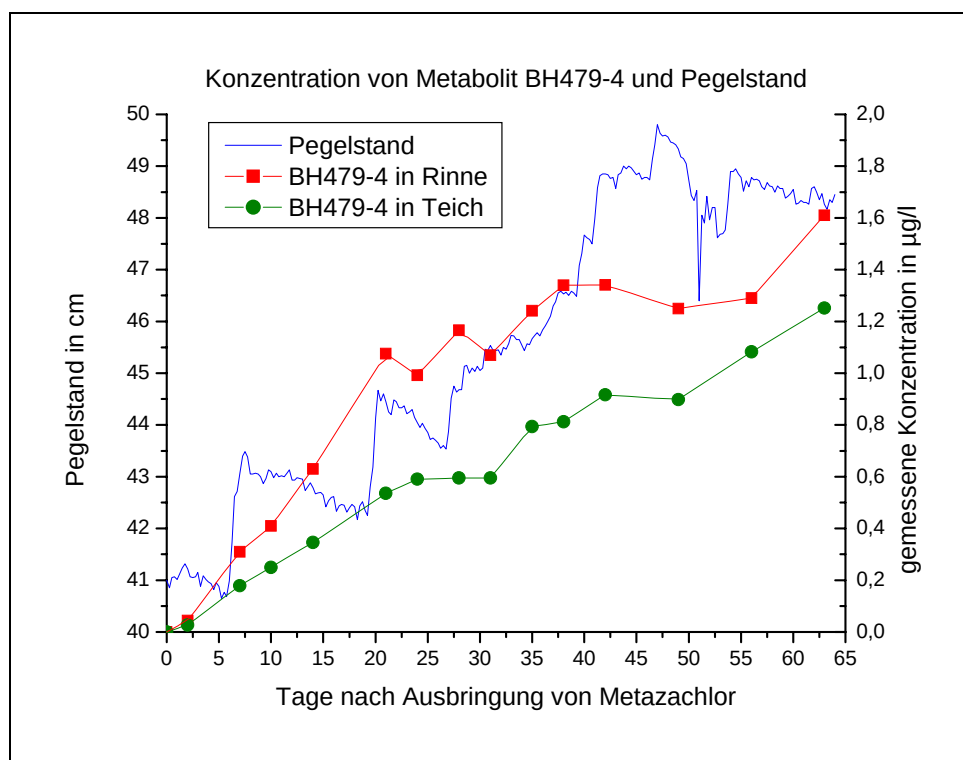


Abb. 76: Zeitlicher Verlauf des Pegelstandes in Rinne 5 sowie der Konzentration von BH479-4 in Rinne und Teich (Sekundärachse)

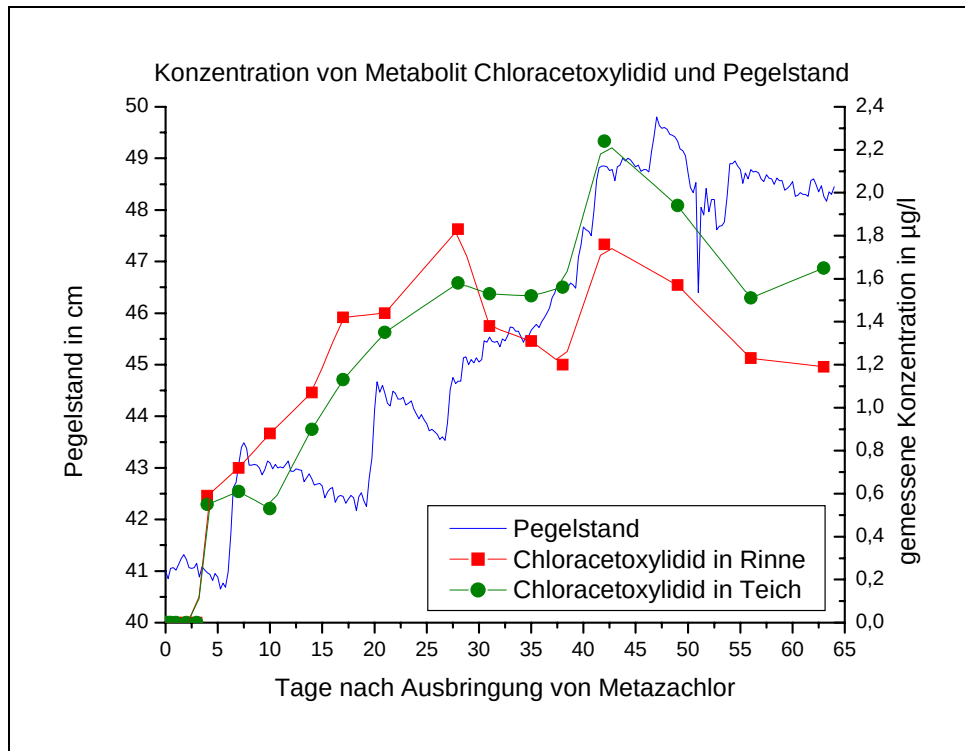


Abb. 77: Zeitlicher Verlauf des Pegelstandes in Rinne 5 sowie der Konzentration von Chloracetoxyldid in Rinne und Teich

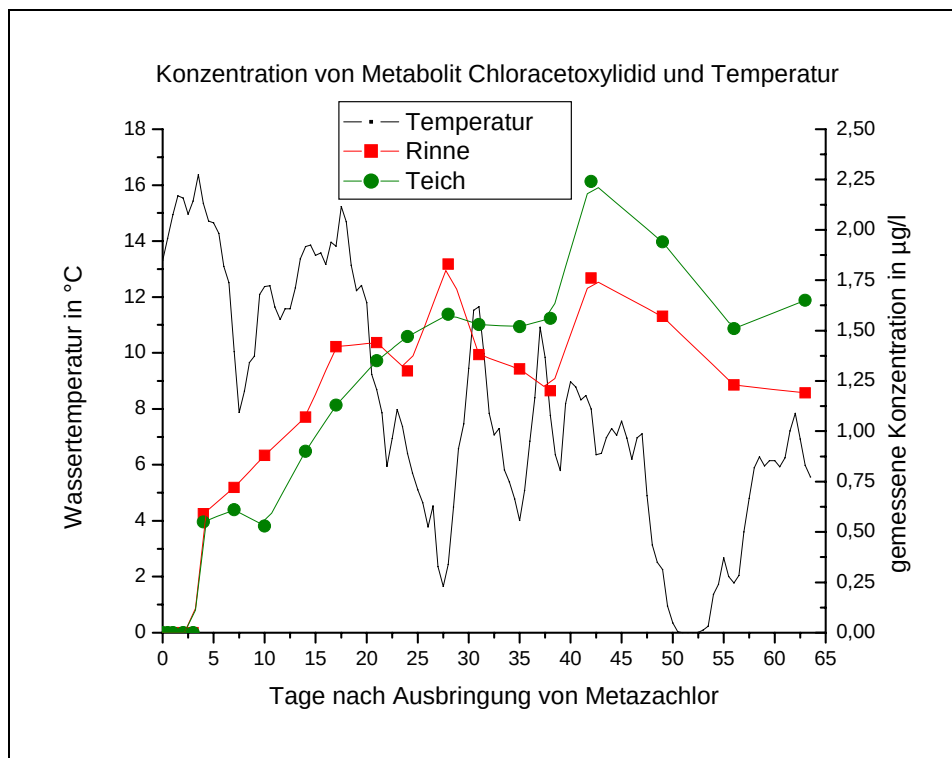


Abb. 78: Zeitlicher Verlauf der on-line gemessenen Temperatur in Rinne F5 sowie der Konzentration an Chloracetoxyldid in Rinne und Teich

Die Wasserproben aus Rinne F5 und Teich F5 wurden vom 17. bis 63. Tag nach der Ausbringung (03.10.02 – 18.11.02) auch auf BH479-6 (9) analysiert. Abb. 79 zeigt den Konzentrationsverlauf in Rinne und Teich. Im Teich liegen die Konzentrationen höher als in der Rinne.

Das Maximum von ca. 1 µg/l im Teich und 0,7 µg/l in der Rinne wird am 38. Tag nach der Ausbringung gemessen.

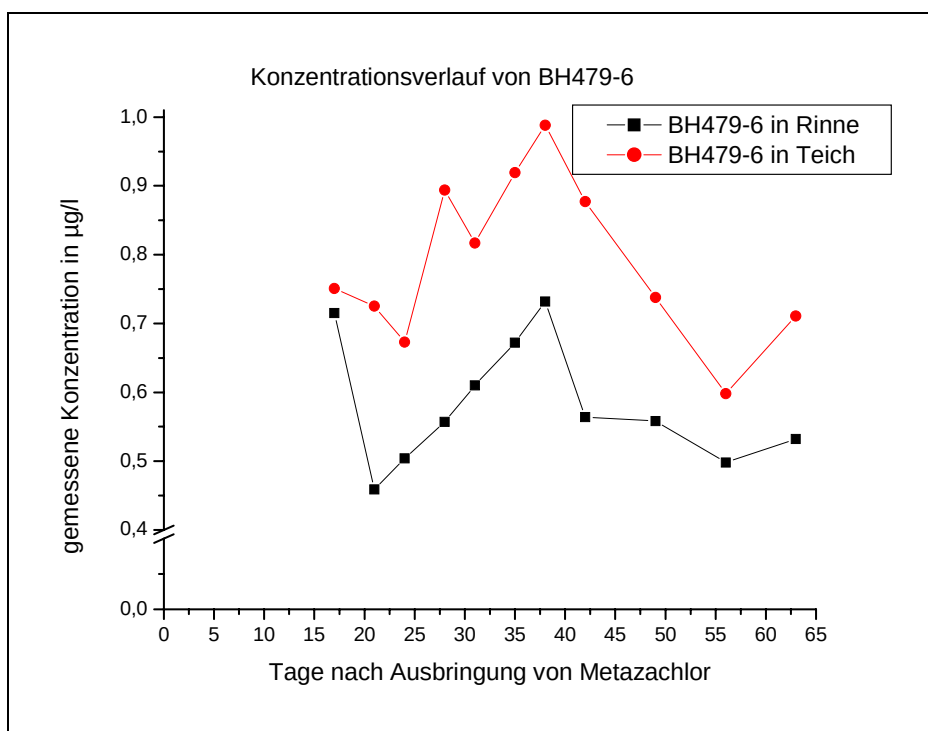
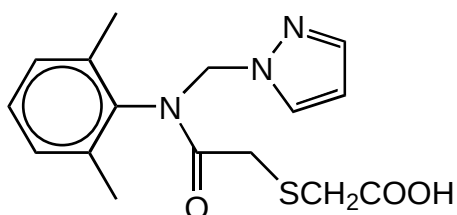


Abb. 79: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von BH479-6 in der Rinne und im Teich vom 17. bis 63. Tag des Versuchs

Die GC-MS-Untersuchung eines stark eingeeengten PFB-derivatisierten Extraktes führte unter anderem zu einem Massenspektrum, dem die Struktur des Pentafluorbenzylthioethers von **(2)** zugeordnet wurde ($M^+ = 455$). Die Konzentrationen waren jedoch eher gering. Bei höherer Retentionszeit trat ein weiteres gut erkennbares Signal auf, dessen Massenspektrum dem PFB-Ester eines Mercaptoessigsäure-Metaboliten **(10)** von Metazachlor zugeordnet wurde. Vergleichssubstanzen liegen noch nicht vor.



(10) "Mercaptoacetat"
N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(1H-pyrazol-1-ylmethyl)-thiodiglykolsäure-amid
 $C_{16}H_{19}N_3O_3S$ MG 333,41
keine CAS-Reg.Nr. bekannt

Das als möglicher Metabolit erwartete Bis-Xylidin **(8)** wurde in keiner Wasserprobe dieser Versuchsreihe nachgewiesen.

In den Porenwasserproben aus dem Sediment des Teiches F5 wurden weder Metazachlor noch seine Metabolite nachgewiesen.

Schlussfolgerung

Bei Metazachlor und BH479-1 ist während des Versuchs eine kontinuierliche Abnahme der Konzentrationen im Wasser von Rinne und Teich zu beobachten.

Der Konzentrationsverlauf der anderen Metabolite zeigt, dass sie als Zwischenstufen auftreten. Dagegen weist BH479-4 eine gewisse Persistenz auf, was auch durch den Konzentrationsanstieg bestätigt wird. Die Halbwertszeiten für Metazachlor mit ca. 38 bzw. 56 Tagen sind wesentlich länger als bei den Untersuchungen zum Abbau im Wasser-Sediment-System unter Laborbedingungen bei Raumtemperatur (Keller & Zangmeister 1989). Hierbei sind Verdünnungseffekte durch Niederschlagsereignisse noch nicht berücksichtigt. Wird dazu die gemessene Konzentration von Metazachlor auf das Wasservolumen zu Versuchsbeginn (41 cm, ohne Berücksichtigung von Porenwasser) umgerechnet, ergibt sich für die Rinne eine Halbwertszeit von ca. 46 Tagen. Die lag-Phase (bei 10 % Abbau) liegt niederschlagskorrigiert bei 7 Tagen.

Die geringere Abbaugeschwindigkeit von Metazachlor im Vergleich zum Laborversuch ist teilweise auf die niedrigere Versuchstemperatur zurückzuführen. Die Wintersaat im Rapsanbau wird Ende August bis September ausgebracht, anschließend erfolgt kurz nach der Auskeimung (Auflaufen) das Aufspritzen der Metazachlor-Formulierung (LfL Brandenburg 2001). Zu diesen Jahreszeiten können Oberflächengewässer vergleichbar niedrige Temperaturen aufweisen wie sie in der Rinne und dem Teich gemessen wurden. Wird Metazachlor dann in fließende oder stehende Oberflächengewässer eingetragen, ist ein ähnlich langsamer Abbau möglich.

Die Versuche mit Metazachlor haben bestätigt, dass sich die FSA für die Untersuchung zum Abbau und Verbleib von Einzelstoffen eignet, im Vergleich zu Laborversuchen realitätsbezogenere Aussagen liefert, eine kontrolliertere Versuchsdurchführung erlaubt und damit die Interpretation deutlich einfacher ist. Zudem ist die Durchführung von Feldversuchen durch gezielte Kontamination realer unbelasteter Oberflächengewässer indiskutabel.

Tab. 21: Zeitlicher Verlauf der Konzentration von Metazachlor und der Metabolite BH479-1, Chloracetyliden, Bis-Xylidin und BH479-4 im Wasser der Rinne F5 an den Probenahmestellen A, B, C

Probenahmepunkt [Datum, Uhrzeit]			Dauer [d]	Substanz, Konz. [µg/l] in Wasser				
A	B	C		Metaza- chlor	BH479-1	Chloraceto- xyliden	Bis- Xylidin	BH479-4
16.09.02, 10:00			0,0417	155,2	7,62	n.n.	n.n.	<0,010
	16.09.02, 10:00		0,0417	136,9	6,82	n.n.	n.n.	< 0,010
		16.09.02, 10:00	0,0417	138,6	6,86	n.n.	n.n.	< 0,010
16.09.02, 15:00			0,25	140,6	6,04	n.n.	n.n.	
	16.09.02, 15:00		0,25	141,8	5,67	n.n.	n.n.	
		16.09.02, 15:00	0,25	133,0	6,61	n.n.	n.n.	
16.09.02, 21:00			0,5	126	5,18	n.n.	n.n.	
	16.09.02, 21:00		0,5	127,2	6,22	n.n.	n.n.	
		16.09.02, 21:00	0,5	135,6	6,08	n.n.	n.n.	
17.09.02, 9:00			1	145,5	6,72	n.n.	n.n.	
	17.09.02, 9:00		1	140,0	6,42	n.n.	n.n.	
		17.09.02, 9:00	1	146,0	4,90	n.n.	n.n.	
18.09.02, 9:00			2	136,6	3,21	n.n.	n.n.	0,043
	18.09.02, 9:00		2	134,8	3,36	n.n.	n.n.	0,044
		18.09.02, 9:00	2	136,6	3,31	n.n.	n.n.	0,044
19.09.02, 9:00			3	137,8	3,56	n.n.	n.n.	
	19.09.02, 9:00		3	137,7	3,44	n.n.	n.n.	
		19.09.02, 9:00	3	133,7	3,17	n.n.	n.n.	
20.09.02, 9:00			4	130,1	3,31	0,29	n.n.	
	20.09.02, 9:00		4	137,2	3,07	0,58	n.n.	
		20.09.02, 9:00	4	135,8	3,29	0,59	n.n.	
		23.09.02, 9:00	7	121,1	3,34	0,72	n.n.	0,310
		26.09.02, 9:00	10	109,2	2,03	0,88	n.n.	0,409
		30.09.02, 9:00	14	101,9	2,06	1,07	n.n.	0,630
		03.10.02, 9:00	17	99,3	2,41	1,42	n.n.	0,459
		07.10.02, 9:00	21	83,3	2,12	1,44	n.n.	1,075
		10.10.02, 9:00	24	86,0	2,56	1,30	n.n.	0,992
		14.10.02, 9:00	28	77,2	2,02	1,83	n.n.	1,166
		17.10.02, 9:00	31	76,8	1,52	1,38	n.n.	1,070
		21.10.02, 9:00	35	72,6	1,80	1,31	n.n.	1,240
		24.10.02, 9:00	38	65,4	1,32	1,20	n.n.	1,340
		28.10.02, 9:00	42	63,5	1,72	1,76	n.n.	1,340
		04.11.02, 9:00	49	55,3	1,80	1,57	n.n.	1,250
		11.11.02, 9:00	56	49,2	1,00	1,23	n.n.	1,290
		18.11.02, 9:00	63	46,7	1,31	1,19	n.n.	1,610



Tab. 22: Zeitlicher Verlauf der Konzentration von Metazachlor und der Metabolite BH479-1, Chloracetylid, Bis-Xylidin und BH479-4 im Wasser von Teich F5 an den Probenahmestellen M, N, O

Probenahmepunkt [Datum]			Dauer [d]	Substanz, Konz. [µg/l] in Wasser				
M	N	O		Metaza- chlor	BH479-1	Chloraceto- xylidid	Bis- Xylidin	BH479-4
16.09.02, 10:00			0,0417	205,6	8,00	n.n.	n.n.	< 0,01
	16.09.02, 10:00		0,0417	205,2	10,05	n.n.	n.n.	< 0,01
		16.09.02, 10:00	0,0417	198,1	9,29	n.n.	n.n.	< 0,01
16.09.02, 15:00			0,25	198,5	9,40	n.n.	n.n.	
	16.09.02, 15:00		0,25	191,9	8,65	n.n.	n.n.	
		16.09.02, 15:00	0,25	181,4	8,22	n.n.	n.n.	
16.09.02, 21:00			0,5	203,5	7,38	n.n.	n.n.	
	16.09.02, 21:00		0,5	186,5	8,94	n.n.	n.n.	
		16.09.02, 21:00	0,5	209,3	7,23	n.n.	n.n.	
17.09.02, 9:00			1	205,8	6,30	n.n.	n.n.	
	17.09.02, 9:00		1	203,2	6,32	n.n.	n.n.	
		17.09.02, 9:00	1	211,5	6,22	n.n.	n.n.	
18.09.02, 9:00			2	202,1	4,28	n.n.	n.n.	0,024
	18.09.02, 9:00		2	197,5	4,39	n.n.	n.n.	0,026
		18.09.02, 9:00	2	201,4	4,73	n.n.	n.n.	0,027
19.09.02, 9:00			3	182,8	4,78	n.n.	n.n.	
	19.09.02, 9:00		3	181,7	4,58	n.n.	n.n.	
		19.09.02, 9:00	3	183,9	4,8	n.n.	n.n.	
20.09.02, 9:00			4	193,5	4,92	0,58	n.n.	
	20.09.02, 9:00		4	185,8	4,97	0,50	n.n.	
		20.09.02, 9:00	4	189,0	4,23	0,55	n.n.	
		23.09.02, 9:00	7	183,9	5,03	0,61	n.n.	0,179
		26.09.02, 9:00	10	175,4	3,20	0,53	n.n.	0,250
		30.09.02, 9:00	14	167,4	3,43	0,90	n.n.	0,346
		03.10.02, 9:00	17					0,484
		07.10.02, 9:00	21	156,4	3,38	1,35	n.n.	0,536
		10.10.02, 9:00	24	152,3	3,45	1,47	n.n.	0,590
		14.10.02, 9:00	28	152,6	3,54	1,58	n.n.	0,595
		17.10.02, 9:00	31	146,5	2,70	1,53	n.n.	0,595
		21.10.02, 9:00	35	137,0	2,65	1,52	n.n.	0,794
		24.10.02, 9:00	38	132,3	2,72	1,56	n.n.	0,811
		28.10.02, 9:00	42	133,0	3,60	2,24	n.n.	0,916
		04.11.02, 9:00	49	111,4	2,65	1,94	n.n.	0,898
		11.11.02, 9:00	56	99,2	2,13	1,51	n.n.	1,082
		18.11.02, 9:00	63	104,1	2,56	1,65	n.n.	1,252

4.2 Einfluss von Umweltfaktoren auf die Absterberate von mikrobiellen Indikatoren und Krankheitserregern in Gewässern mit Blick auf eine naturwissenschaftlich verifizierte Risikoschätzung in Badegewässern

Beitrag des Fachgebietes II 1.4 (Mikrobiologie, Parasitologie)⁷

Einführung, Fragestellung, Amtsinteresse

Die Überwachung von Trinkwasser, Schwimmbadewasser und freien Badegewässern nach hygienisch-mikrobiologischen Gesichtspunkten findet anhand von mikrobiellen Indikatoren (Indikatorbakterien und -viren) statt. Bei der Anwesenheit von Indikatoren oder bei einer Überschreitung von bestimmten vorgegebenen Konzentrationen dieser Indikatoren wird davon ausgegangen, dass Krankheitserreger auch in Konzentrationen präsent sind, die die Gesundheit der Badebenutzer gefährden. Dabei sind Indikatoren wie *Escherichia coli* (*E. coli*) und intestinale Enterokokken (IE) selbst keine Krankheitserreger, sondern in der Regel harmlose Bewohner des menschlichen Darmes. Das Indikatorprinzip beruht also auf der Annahme, dass dort wo Indikatorbakterien für eine fäkale Verunreinigung zu finden sind, auch das Risiko des Vorhandenseins von Krankheitserregern besteht.

An die hygienische Qualität von Trinkwasser werden sehr hohe Anforderungen gestellt. Für Trinkwasser gilt, dass fäkale Verunreinigungen zu minimieren, d.h. so gering wie nur möglich zu halten sind. Dementsprechend verlangt die Trinkwasserverordnung, dass Fäkalbakterien in 100 ml Trinkwasser, d.h. in einem im Arbeitsbetrieb eines Routinelaboratoriums noch mit vertretbarem Aufwand zu verarbeitenden Wasservolumen, nicht nachweisbar sein dürfen. In desinfizierten Schwimmbecken darf laut Entwurf der Badebeckenverordnung ebenfalls in 100 ml Beckenwasser *E. coli* nicht nachweisbar sein. Auch diese Vorschrift ist als Ausdruck eines Minimierungsgebotes aufzufassen.

Natürliche Badegewässer sind vielfältigen Nutzungen und Einleitungen ausgesetzt. Daher sind so gut wie alle natürlichen Badegewässer unterschiedlich stark fäkal verunreinigt und es wäre unrealistisch, das Prinzip der Risikominimierung in gleichem Maße auf diese Badegewässer anzuwenden. Würde man nur diejenigen freien Gewässer zum Baden frei geben, in denen *E. coli* in 100 ml nicht nachweisbar ist, dann hätten wir in Europa nur sehr wenige Badegewässer.

Es wird allgemein angenommen, dass Indikatoren im Oberflächenwasser länger überleben als Krankheitserreger. Wenn also der Zeitabstand (Karenzzeit) zur letzten fäkalen Einleitung in das Gewässer lang genug ist und die Indikatorkonzentrationen unter den Grenzwerten liegen, kann die Anzahl der Krankheitserreger im Wasser als unbedenklich gelten. Die Annahme der höheren Absterberate der Krankheitserreger gegenüber den Fäkalindikatoren ist jedoch nie experimentell systematisch untersucht worden: Sie bedarf der Bestätigung durch groß angelegte Versuche im Freiland.

Die Untersuchungen in der FSA sollen an ausgewählten Krankheitserregern in Badegewässern folgenden Fragen nachgehen:

Wie werden Fäkalbakteriophagen, die mit dem Abwasser in die Gewässer gelangen, im Vergleich zu humanpathogenen Viren inaktiviert?

⁷ Dr. Juan López-Pila, Dr. R. Szewzyk, Dr. H. Dizer



Wie verhalten sich *E. coli*-Bakterien und intestinale Enterokokken im Vergleich zu humanpathogenen Viren?

Die FSA auf dem Versuchsfeld in Marienfelde besitzt eine entsprechende betriebs- und messtechnische Ausstattung, um diese Fragen zu beantworten.

Mit den geplanten Untersuchungen soll geprüft werden, ob die Indikatororganismen der Badegewässerrichtlinie geeignet sind, die hygienische Qualität von Badegewässern hinreichend zu charakterisieren. Der empirische Kenntnisstand zum gegenwärtigen Zeitpunkt legt die Vermutung nahe, dass dies unter bestimmten Umständen nicht der Fall sein könnte. Das Umweltbundesamt sammelt, prüft und koordiniert die Daten der Bundesländer zur Qualität der Badegewässer. Das Amt berät die EU hinsichtlich der Festsetzung neuer Grenzwerte. Insbesondere bezüglich der letzteren Aufgabe sind die Untersuchungen in der FSA von besonderem Interesse. Nach dem Abschluss der Untersuchungen wird das Amt besser in der Lage sein, mit erweitertem Sachverstand seine Beratungspflichten gegenüber Bund, Ländern und Gemeinden hinsichtlich der Hygiene von Badegewässern zu erfüllen.

Experimenteller Ansatz

Im Einzelversuch werden inklusive Porenwasser ca. 80 m³ eines Gemisches aus 9 Teilen Betriebswasser und 1 Teil mechanisch behandeltem Abwasser einer Fließrinne sowie dem angeschlossenen, durchströmten Teich mit Uferzone zugeführt und im Kreislauf gefahren. In definierten Zeitabständen, die je nach Parameter unterschiedlich sein können, werden die folgenden Parameter bestimmt:

Mikrobiologische Parameter:

E. coli,

Intestinale Enterokokken,

Somatische Coliphagen (Indikatorstamm: *E. coli* W5).

Nach einer Einfahrphase sollen auch molekularbiologische Bestimmungen der folgenden humanpathogenen Viren folgen:

Enteroviren,

Hepatitis-E-Viren,

Norwalkviren.

Physikalische Parameter:

Wasser- und Lufttemperatur,

Sauerstoffkonzentration,

pH-Wert,

Trübung,

Sonnenscheindauer und Bestrahlung.

Untersuchungen im Berichtszeitraum 2002

Im Berichtszeitraum wurden zwei Großversuche abgeschlossen. Der erste Versuch wurde vom 09.09. - 30.09.2002 (Versuch 1), der zweite vom 07.10. - 01.11.2002 (Versuch 2) durchgeführt. Die Ergebnisse sind in den Abb. 80 - Abb. 86 dargestellt.

Ergebnisse

Versuch 1 (09.09. - 30.09.2002)

Die Absterberate von *E. coli* war größer als die von den intestinalen Enterokokken, wobei die höchste Absterberate für beide Bakterien (und für Coliphagen) zwischen dem 02.-04.09. zu beobachten war (Abb. 82). Der Grund für diese Differenz kann noch nicht angegeben werden. Möglicherweise sind die intestinalen Enterokokken resistenter als *E. coli* gegenüber der Sonnenbestrahlung, die im genannten Zeitraum relativ hoch war (Abb. 81). Die Konzentration von intestinalen Enterokokken blieb bis zum Ende des Versuchs mindestens um eine Zehnerpotenz höher als die von *E. coli*. Die Bakteriophagen - das sind Viren, die Bakterien befallen - erwiesen sich als noch umweltresistenter als die intestinalen Enterokokken. Vom 4. - 10. Tag waren sie die Mikroorganismen mit der höchsten Konzentration. Am Ende des Versuchs lag ihre Konzentration mehr als eine Zehnerpotenz über der von *E. coli* und war gleich hoch wie die der intestinalen Enterokokken (Abb. 82).

In der Abb. 80 kann man eine Oszillation der Sauerstoffkonzentration der Trübung feststellen, die mit dem Tagesrhythmus zusammenfällt. Es ist anzunehmen, dass beide Parameter mit der starken Algenentwicklung zusammenhängen. Algen produzieren mit der Sonnenstrahlung Sauerstoff und die Sauerstoffbläschen neigen dazu, sich an Partikeln anzulagern, was die Trübungsschwankungen erklären würde.

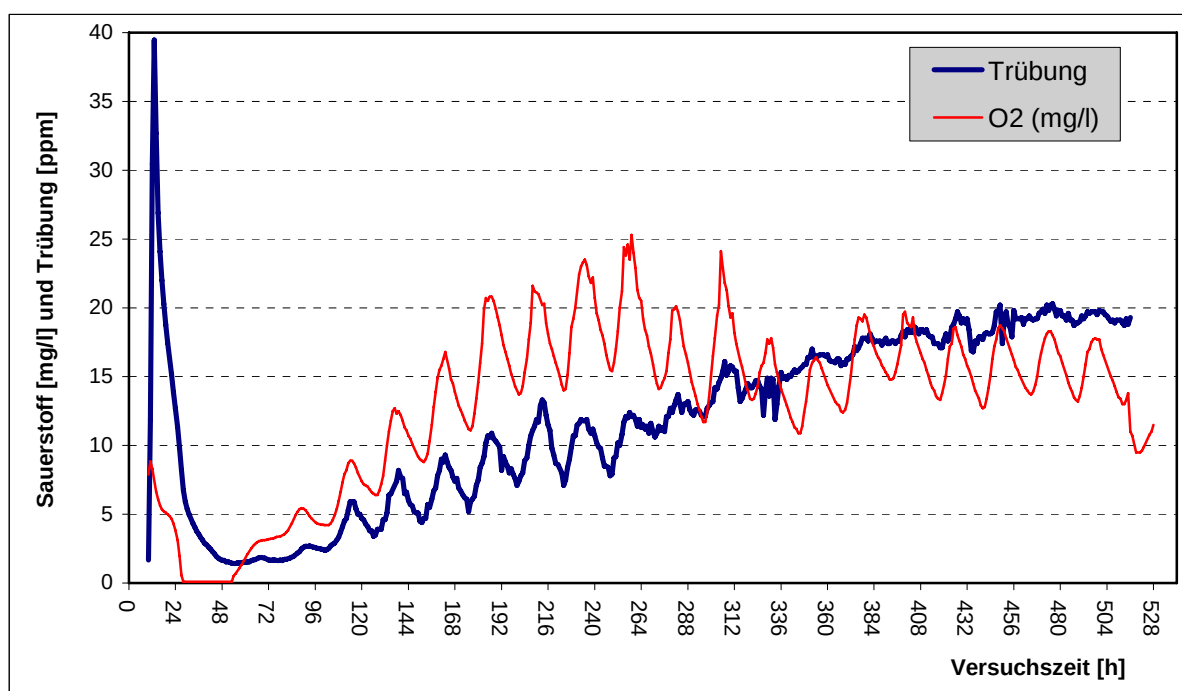
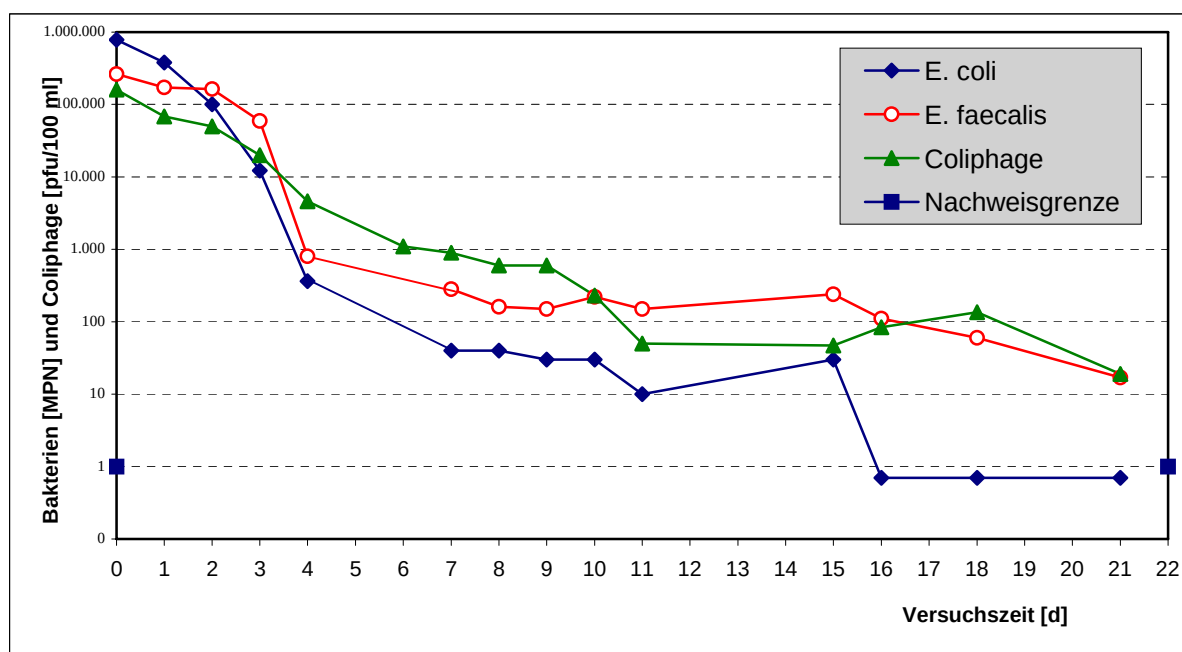
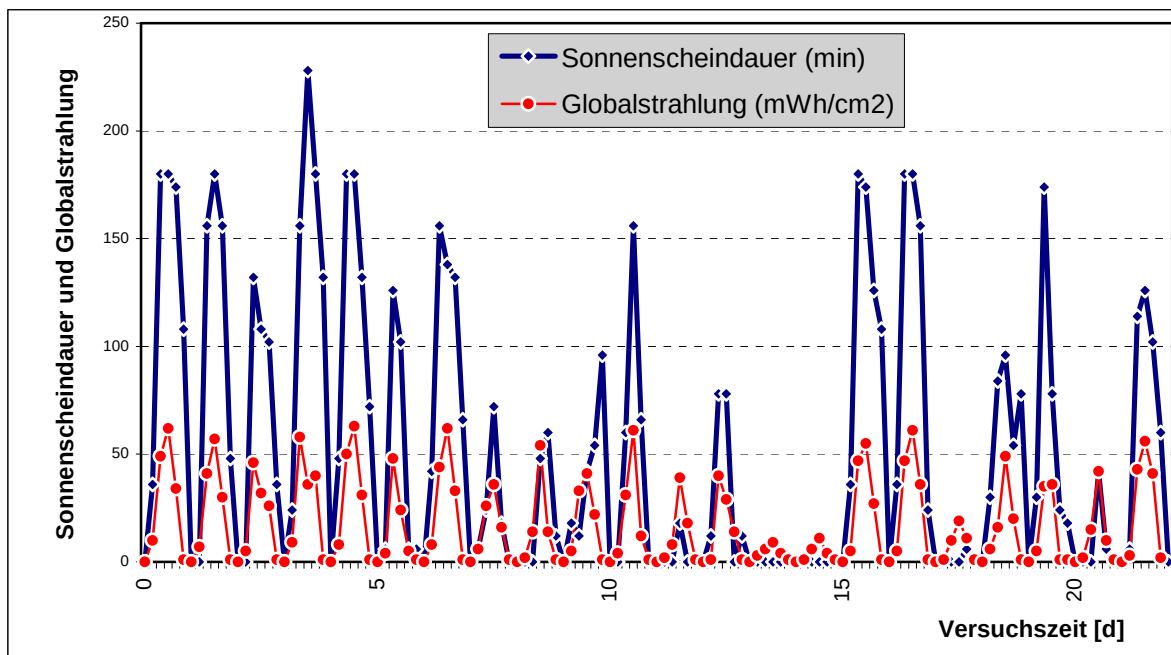


Abb. 80: Sauerstoffkonzentration und Trübung in der Fließrinne F R8 (FSA Außenanlage). Versuch 1 (09.09. - 30.09.2002)



Versuch 2 (07.10. - 10.11.2002)

Die Unterschiede zwischen *E. coli* und den intestinalen Enterokokken fallen in diesem Versuch kaum ins Gewicht (Abb. 86), jedoch fällt die Periode der höchsten Absterberate wiederum mit der Zeit der höchsten Sonneneinstrahlung am 3.-6. Tag zusammen (Abb. 85). Danach bleibt die Konzentration der beiden Indikatoren ziemlich konstant. In Übereinstimmung mit dem ersten Versuch ist festzustellen, dass die Bakteriophagen wesentlich resistenter waren als die Bakterien selbst. Obwohl die Bakteriophagen zu Versuchsbeginn die niedrigste Konzentration aufwiesen, waren sie bei Versuchsende die Mikroorganismen mit der höchsten Konzentration. Auch in diesem Versuch konnte eine Oszillation der Sauerstoffkonzentration und der Trübung beobachtet werden (Abb. 83), die mit der lichtabhängigen Sauerstoffentwicklung durch Algen erklärt werden kann.

Vorläufige Schlussfolgerungen und weitere Untersuchungen

Die zwei bisher durchgeführten Untersuchungen lassen erkennen, dass die bestimmten Bakteriophagen resistenter gegenüber Umwelteinflüssen sind als die beiden bakteriellen Indikatoren *E. coli* und intestinale Enterokokken. Möglicherweise erweisen sich die intestinalen Enterokokken resistenter als *E. coli*. Beide vorläufigen Schlussfolgerungen müssen in zukünftigen Versuchen verifiziert oder ausgeschlossen werden. Besonders wichtig ist die Fragestellung, ob die bakteriellen Indikatoren geeignet sind, um als Warner vor viralen Krankheitserregern zu fungieren. Die hier erhaltenen Ergebnisse scheinen dagegen zu sprechen, denn die Bakteriophagen erwiesen sich als die umweltresistentesten von allen drei bestimmten Mikroorganismen.

Weitere Versuche zur Beurteilung der Badegewässer sind insbesondere in der warmen Jahreszeit erforderlich, um die hier aufgeworfenen Fragen zu beantworten.

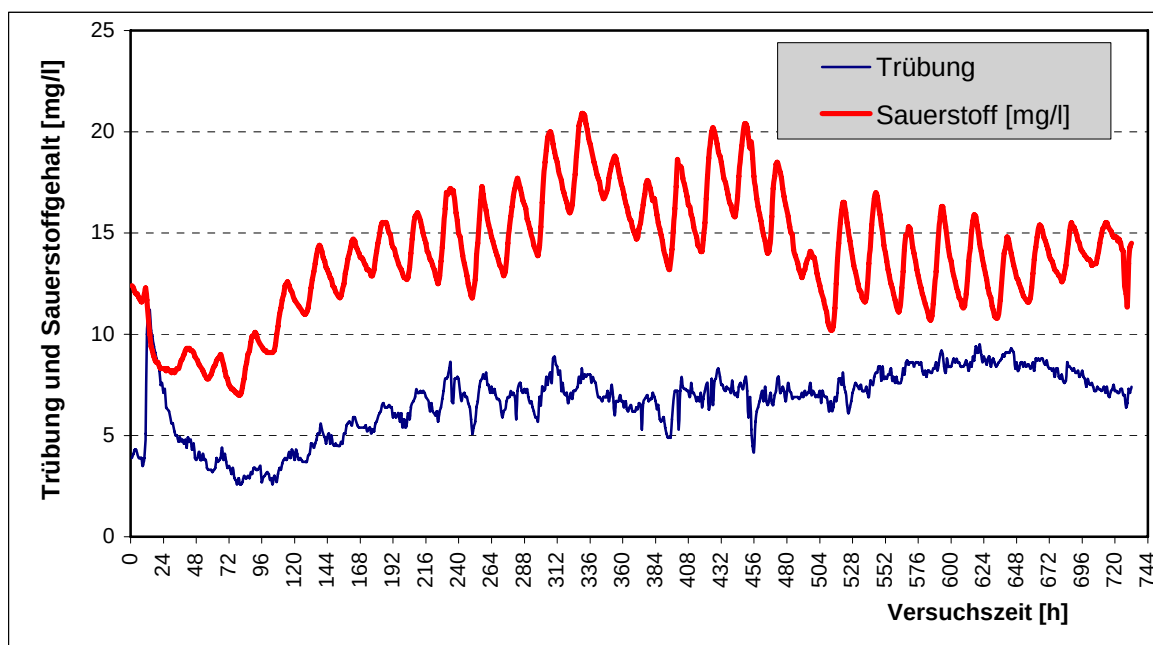


Abb. 83: Sauerstoffkonzentration und Trübung in der Fließrinne (FSA Außenanlage F R8). Versuch 2 (07.10. - 05.11.2002)

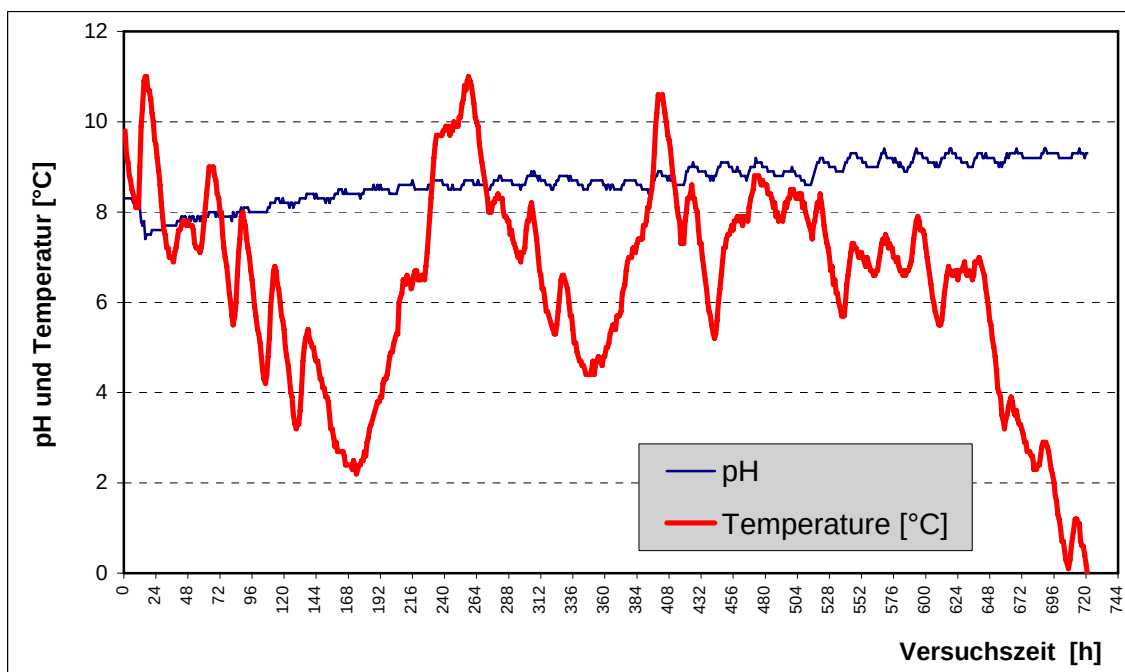


Abb. 84: pH-Wert und Wassertemperatur in der Fließrinne (FSA Außenanlage F R8). Versuch 2 (07.10. - 05.11.2002)

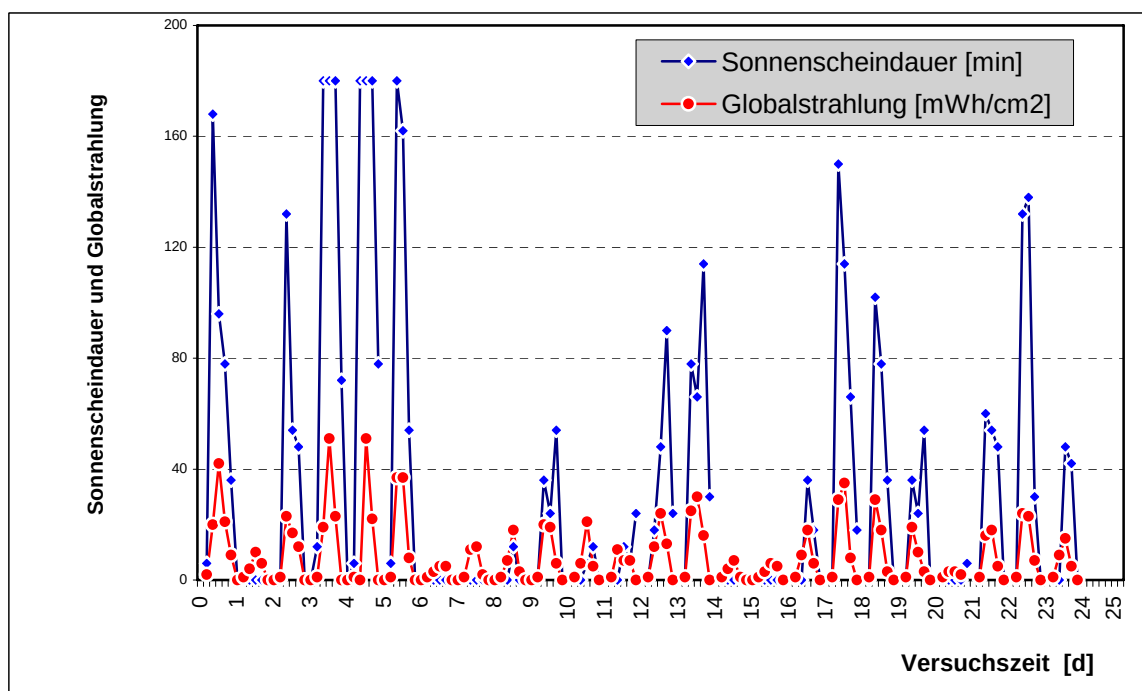


Abb. 85: Globalstrahlung und Sonnenscheindauer an der Fließrinne F R8 (FSA Außenanlage). Versuch 2 (07.10. - 05.11.2002)

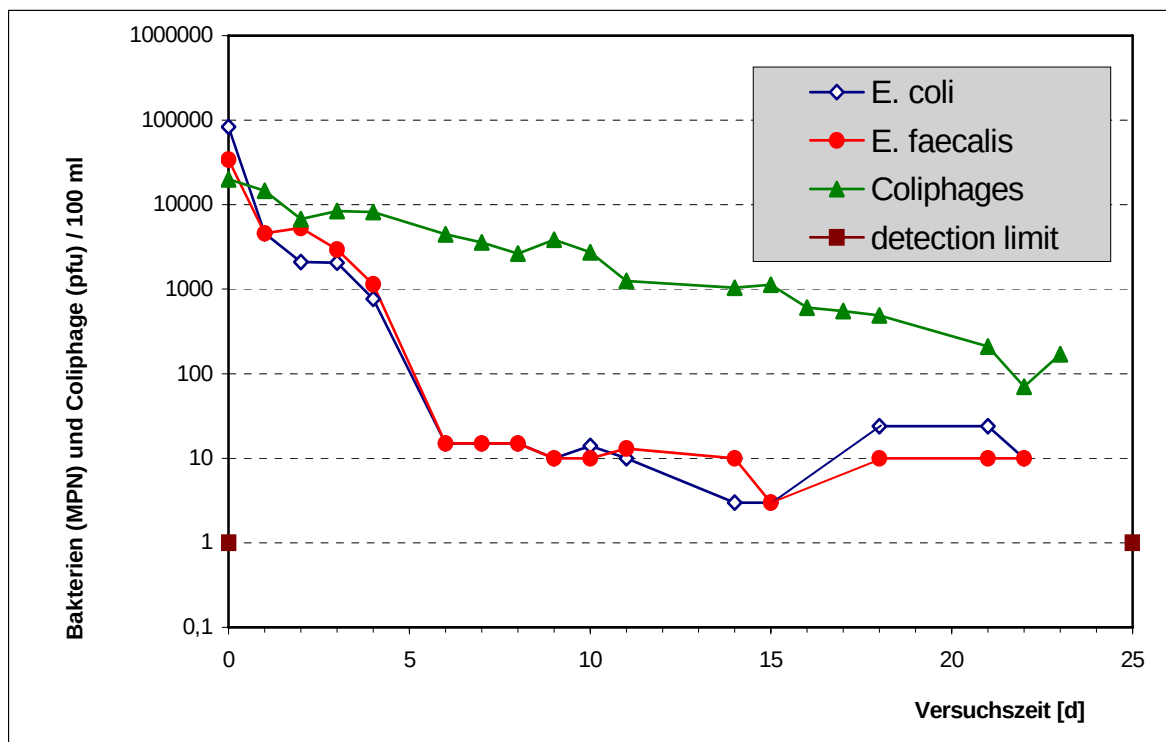


Abb. 86: Überlebensrate von *E. coli*, intestinalen Enterokokken und Bakteriophagen in der Fließrinne F R8 (FSA Außenanlage) nach Befüllung mit 10% kommunalen Abwasser. Versuch 2 (07.10. - 05.11.2002)

4.3 Hochwasser-Simulation (Stoffretention von Flußauen)

FU-Berlin, Institut für Geographische Wissenschaften⁸

Bedeutung der Flußauen als Überflutungsraum

Die Renaturierung von Flüssen und Auen ist vor dem Hintergrund der jüngsten Hochwasserereignisse und auch mit Blick auf die Europäische Wasserrahmenrichtlinie ein Forschungs- und Handlungsfeld von hoher Priorität, zu dem u.a. die biologische und physikalisch-chemische Erfassung des Ist-Zustandes von Gewässern und die Entwicklung eines „ökologisch guten Zustandes“ gehören. Dabei sind die morphodynamischen und hydraulischen Prozesse im Fluss sowie in den angrenzenden Auen ein wichtiges Regulativ für den ökologischen Zustand eines Gewässers. Die Ausprägung der Strukturen für die charakteristischen Standorte der Flüsse und Auen besiedelnden Arten (Habitatstrukturen) werden durch den Wasserstand, die Überflutungsdauer und -länge sowie durch Strömungsgeschwindigkeit und Sedimenttransport in Wechselwirkung mit der Vegetation kontrolliert. Darüber hinaus stellen die Flussauen einen Zwischenspeicher für Sedimente, Nähr- und Schadstoffe dar und spielen daher eine besondere Rolle für die Wasserqualität des Flusses. Entscheidende Bedeutung kommt dabei der Vegetation zu, indem sie als hydraulisches Rauheitselement und als Filter fungiert und damit die Strömung und den Sedimenttransport wesentlich beeinflusst.

Die im Folgenden dargestellten Experimente von Dipl.-Geogr. Jens Bölscher unter den sehr gut zu kontrollierenden Bedingungen in der FSA boten sich als Ergänzung zu Freilanduntersuchungen am Oberrhein an, die im Rahmen des EU-Projektes RipFor (*Hydraulic, Ecological and Sedimentological Problems of a Multifunctional Riparian Forest Management*) von der Freien Universität Berlin durchgeführt werden. Die Ergebnisse dieses Projektes dienen als Grundlage für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Auenwäldern unter den Aspekten Hochwasserschutz und Ökologie. Dabei umfassen die Freilanduntersuchungen der FU Berlin die Erfassung und Analyse der Wechselwirkungen zwischen Strömung, Sedimenttransport und Vegetation unter Hochwasserbedingungen. Im Testgebiet Hartheim (Oberrhein) werden die hierfür wichtigen Parameter in ihrer räumlichen und zeitlichen Veränderung mit Hilfe von Sedimentationsfallen, Erosionsketten, geodätischen und vegetationskundlichen Aufnahmen, Schwebstoffmesssonden, Videomonitoring und dreidimensionalen Ultraschallströmungsmessgeräten erfasst. Bei diesen Untersuchungen ist es aus technischen Gründen nicht möglich, die bodennahe Strömung und den Sedimenttransport ausreichend genau zu erfassen. Insbesondere die Funktion des Bodenbewuchses erfordert eine detaillierte Betrachtung. Die Versuche in der FSA sollten daher klären, welche Rolle der Bodenbewuchs von Hochwasserüberflutungsflächen hinsichtlich der räumlichen Veränderung des Strömungsfeldes, des Sedimenttransportes und der Stabilität der Sohle spielt.

Im Detail wurde folgenden Fragen nachgegangen, die z.T. auch für den Hochwasserschutz von großer Bedeutung sind:

Wie verändert sich bei konstanten Ausgangsbedingungen ein Strömungsfeld lateral und vertikal unter dem Einfluss von Gräsern? Mit diesen Daten sollen die Randbedingungen für den bodennahen Sedimenttransport quantifiziert werden.

Tritt bei konstanter Ausgangsgeschwindigkeit und Wasserhöhe und einer definierten Menge an zugeführtem Sediment entlang des Bewuchses ein Gradient in der Sedimentkonzentration

⁸ Dipl.-Geogr. J. Bölscher (FU-Berlin), Dr. R. Berghahn (Umweltbundesamt)



auf? In welchen Bereichen kommt es zur Sedimentation und wie viel Sediment wird durch den Bewuchs zurückgehalten? Ändern sich diese Ergebnisse bei veränderter Fließgeschwindigkeit und Wasserhöhe bzw. bei länger anhaltender Überflutung?

Ab welcher Geschwindigkeit wird unter stationären Bedingungen sowohl die Vegetation als auch die Sohle erodiert?

Tritt bei konstanter, subkritischer Strömung (d.h. Geschwindigkeiten, die noch keine Erosion zulassen, s.o.) und bei zunehmender Überflutungsdauer eine Erosion des Bewuchses und der Sohle auf? Welchen Einfluss hat die Überflutungsdauer auf die Stabilität der Vegetation und der Sohle und ändert sich nach Eintritt eines solchen Ereignisses das bodennahe Strömungsfeld maßgeblich?

Versuchsaufbau und -durchführung

Einbauten

Zur Versuchsdurchführung wurde eine Fließrinne im Außenbereich der FSA mit 4 eingebauten Beruhigungsbecken ausgewählt. Jedes der 4 Becken wurde zum Zwecke der späteren Bepflanzung bis etwa 3 cm unter Rinnensohle mit Mittelsand aufgefüllt. Die Becken 1 und 2 wurden in Längsrichtung links und rechts mit einer Holzverschalung ausgekleidet, um das Strömungsprofil so laminar wie möglich zu gestalten (Abb. 87). Auf dem Beckenrand wurde die mobile Plattform für Profilmessungen montiert, an der das Strömungsmessgerät vertikal und horizontal verschoben und auf diese Weise genau und reproduzierbar positioniert werden konnte.

Bei der Vegetation fiel die Wahl auf Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), das speziell für die Versuche ab Mai 2002 bis zu einer durchschnittlichen Wuchshöhe von 40cm auf Kokosmatten angezogen worden war und freundlicherweise von der Fa. BGS Ingenieurbiologie und -ökologie in Tangstedt kostenlos zur Verfügung gestellt wurde. Auswahlkriterien waren das massenhafte Vorkommen im Hauptuntersuchungsgebiet am Oberrhein, die einfache Handhabung durch die Anzucht auf den Kokosmatten sowie die gute Verfügbarkeit. Die Matten wurden nach Abschluss der Basismessungen für das Strömungsfeld in die vier Beruhigungsbecken ausgebracht und mit einer Lage aus Grobkies und Sand verankert.



Abb. 87: Holzverschalung, eingesetzte Rohrglanzgrasmatten und Sedimentfallen (Quelle: Autoren)

Strömungsmessungen

Die Strömungsmessungen wurden unter stationären Bedingungen in Becken 1 in insgesamt 5 Transekten jeweils vor (1x), innerhalb (3x) und hinter (1x) dem Bewuchsstreifen durchgeführt. Als Messgerät diente ein Acoustic Doppler Velocitymeter (ADV) der Fa. Nortek. Die Messungen erfolgten punktuell und dreidimensional. Es wurde in der Mitte jedes Transektes und 25 cm links und rechts davon in jeweils 3 verschiedenen Wassertiefen (jeweils 12 cm und 22 cm unterhalb des Wasserspiegels und 2 cm oberhalb der Sohle) Messungen von jeweils 60 Sekunden durchgeführt. Pro Transekt wurden jeweils 9 Messungen bei drei verschiedenen Ausgangsgeschwindigkeiten (10, 30 und 60 cm/s), mit und ohne Vegetation, vorgenommen. Die Gesamtzahl der Messungen betrug 270.

Sedimenttransport: Sedimentfallen

Die Bestimmung der Sedimentationsmengen als Trockengewicht pro Versuchsdurchlauf erfolgte mit Hilfe von Sedimentfallen. Es wurden 2 Typen eingesetzt:

Eingegrabene Ziegelsteine, auf deren Oberfläche die über die gesamte Versuchsdauer sedimentierte Schlickmenge bestimmt wurde, und verschließbare 100 cm breite, 2 cm tiefe und lange Plastikkanäle jeweils im 1., 2. und letzten Beckendrittel quer zur Hauptströmung und bündig mit der Oberfläche abschließend platziert, die mit Deckeln sukzessive verschlossen bzw. geöffnet werden konnten.

Sedimenttransport: Sedimentzugabe

Nach Abschluss der Strömungsmessungen wurde der Fließrinne ca. 100 kg eines Ton-Schluffgemisches hinzugefügt. Die Ausgangsgeschwindigkeit betrug bei Zugabe des Sedimentes 30 cm/s. Nachdem das Sediment vollständig in die Fließrinne eingebracht war, wurde diese Geschwindigkeit 1 Stunde beibehalten und pro Becken wurde in jedem Drittel ein Plastikkanal geöffnet. Nach einer Stunde wurde die Geschwindigkeit auf 60 cm/s erhöht, der erste Satz an Sedimentfallen wieder verschlossen und ein neuer Satz geöffnet. Nach einer weiteren Stunde wurde die Strömungsgeschwindigkeit auf 10 cm/s reduziert, der zweite Satz an Sedimentfallen verschlossen und der dritte Satz geöffnet. Der dritte Satz an Sedimentfallen wurde nach einer weiteren Stunde ebenfalls verschlossen. Hierdurch sollte die Sedimentationsmenge pro Zeiteinheit und für verschiedene Ausgangsgeschwindigkeiten ermittelt werden. Die gewählten Ausgangsgeschwindigkeiten entsprechen den im Freiland ca. 70 cm oberhalb eines Rohrglanzgrasbestandes gemessenen Geschwindigkeiten bei auflaufender, maximaler und ablaufender Hochwasserwelle.

Versuchsauswertung

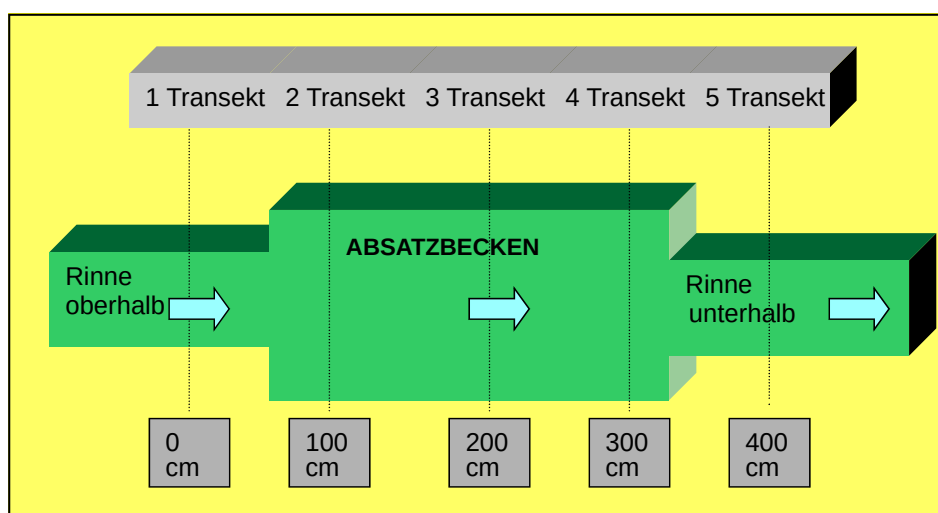


Abb. 88: Lage der ADV-Messtransekte in den Beruhigungsbecken

Die Ausgangsgeschwindigkeit wurde in der Fließrinne kurz oberhalb der Antriebsschrauben während des gesamten Versuches gemessen. Vor Beginn der Messungen in den Beruhigungsbecken wurde dort ein fester Geschwindigkeitswert bzw. eine feste Umdrehungszahl der Antriebsschraube eingestellt, um stationäre Strömungsbedingungen und Wasserstände zu erhalten. Bei der weiteren Versuchsauswertung wird daher immer von den Ausgangsgeschwindigkeiten 60, 30 und 10 cm/s gesprochen. Die Bezeichnung Transekt 1 bis 5 bezieht sich auf die Messposition entlang der Fließrinne bzw. des Beruhigungsbeckens. Die Transekte waren in Abständen von jeweils von einem Meter angeordnet. Die Beruhigungsbecken sind 270 cm lang. Transekt 1 befand sich stromauf 65 cm oberhalb der äußeren Kante bzw. 200 cm vor der Mitte des Beruhigungsbeckens. Die Lage der weiteren Transekte ist in Abb. 88 dargestellt. Die Messungen unter Einfluss der Vegetation fanden in derselben Anordnung statt, wobei an Transekt 1 die Strömung oberhalb und an Transekt 5 die Strömung unterhalb des Vegetationsbestandes aufgenommen wurde.

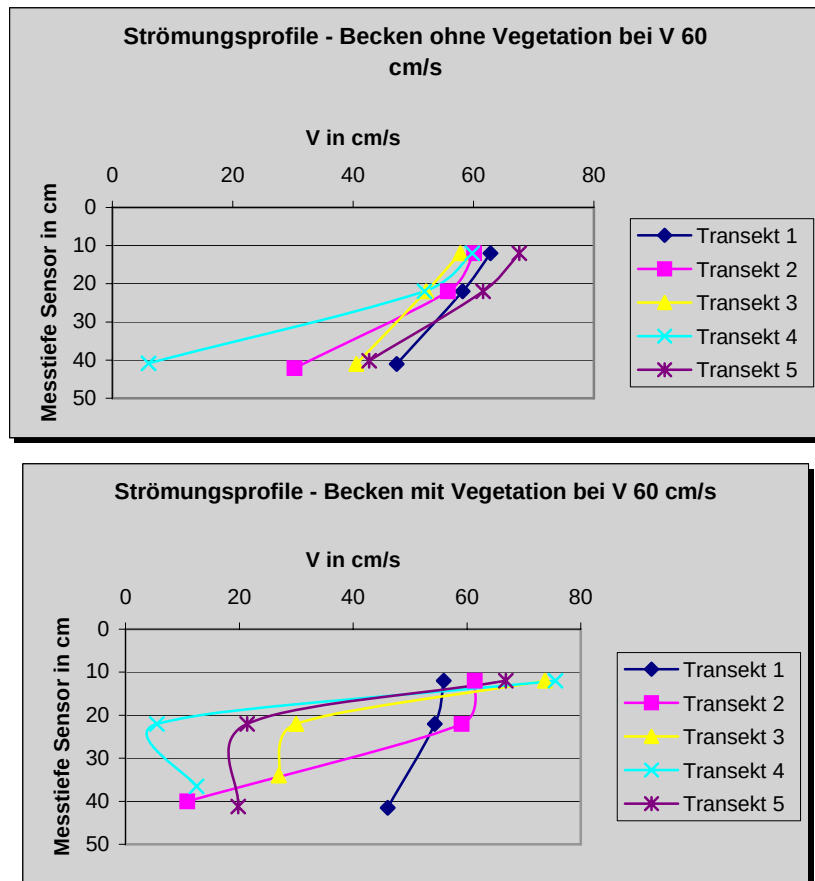


Abb. 89: Strömungsprofile bei 60 cm/s Ausgangsgeschwindigkeit. Ergebnisse der ADV-Strömungsmessungen für jeweils 3 Messtiefen bei den eingestellten Ausgangsgeschwindigkeiten von 60, 30 und 10cm/s. Jeder Graph steht für ein vertikales Strömungsprofil in der Mitte von Transekt 1 bis 5. Die angegebenen Messtiefen beziehen sich auf die jeweiligen Wasserstände.

Die exemplarisch im oberen Teil der Abb. 89 dargestellten Verhältnisse im unbeeinflussten Strömungsfeld zeigen, dass sich die Maxima der gemessenen Geschwindigkeiten mit 60 bis 70 cm/s an der Wasseroberfläche finden. Die höchsten Werte werden vor und nach dem Eintritt des Wasserkörpers in das Beruhigungsbecken erreicht. Insgesamt liegen jedoch alle Werte eng beieinander. Mit zunehmender Annäherung an die Sohle wird die Geschwindigkeit reduziert. Die Minima werden sohnah erreicht und zeigen dabei eine wesentliche größere Spanne (5 – 50 cm/s) als an der Wasseroberfläche. Dies ist durch die starke Abnahme der Geschwindigkeiten in Transekt 2 und 4 zu erklären. Es wird jedoch an keiner Stelle ein 0-Wert erreicht.

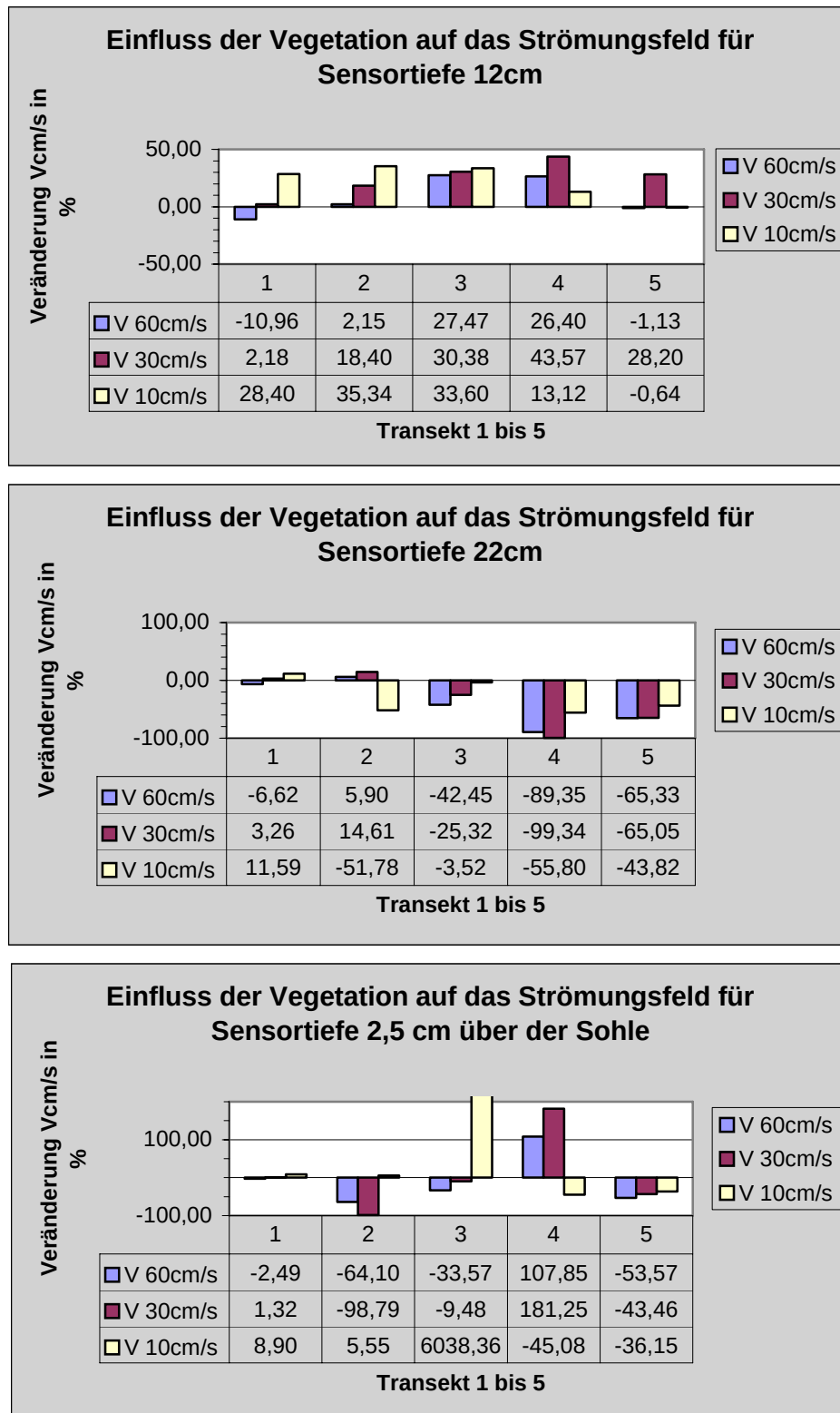


Abb. 90: Messdatensatz für prozentuale Geschwindigkeitsveränderung nach Einbau von Rohrglanzgras auf der Basis von Geschwindigkeitsmessungen ohne Einfluss von Vegetation; für Ausgangsgeschwindigkeiten 10, 30 und 60 cm/s; Transekt 1- 5; Messtiefe 12, 22cm unterhalb Wasseroberfläche und 2,5 cm oberhalb Sohle

Im durch die Gräser beeinflussten Strömungsfeld (unterer Teil, Abb. 89) befand sich das Messfeld ab einer Wassertiefe von 20 cm innerhalb der Grasbestände. Die Maxima der gemessenen Geschwindigkeiten befinden sich wieder an der Wasseroberfläche. Sie liegen

zwischen 55 bis 75 cm/s, zeigen also eine größere Spanne als unter unbeeinflussten Bedingungen. Die höchsten Werte werden jedoch nicht vor und nach dem Eintritt des Wasserkörpers in das Beruhigungsbecken erreicht, sondern innerhalb des Beruhigungsbeckens in Transekt 4. Insgesamt liegen alle Werte eng beieinander.

Mit zunehmender Annäherung an die Sohle wird die Geschwindigkeit wesentlich stärker reduziert als ohne Einfluss der Vegetationskörper. Während Transekt 1 und 2 relativ unveränderte Werte zeigen, haben die Geschwindigkeiten für Transekt 3-5 in einer Wassertiefe von 22cm annähernd ihr Minimum erreicht. Die Minima werden zwar z.T. sohl nah erreicht, zeigen dabei aber kaum noch Veränderungen zur Wassertiefe 22 cm auf. Hier macht sich deutlich der Einfluss der Gräser bemerkbar. Es kommt zu einer Beschleunigung des Wasserkörpers an der Oberfläche, der in einer Wassertiefe von 22 cm deutlich abgebremst wird. Auch hier wird an keiner Stelle an der Sohle ein absoluter 0-Wert gemessen. Besonders deutlich wird der Einfluss der Gräser in Transekt 2. Während sich die sohl nahe Geschwindigkeit ohne Vegetationseinfluss noch bei ca. 30cm/s befindet, sackt sie unter Einfluss der Gräser auf ca. 15 cm/s ab. Die Muster im Strömungsfeld bei einer Strömungsgeschwindigkeit von 30 und bei 10 cm/s sind ähnlich wie bei einer Ausgangsgeschwindigkeit von 60 cm/s.

Im Vergleich zur den Strömungsverhältnissen ohne Vegetation kommt es oberflächennah für alle drei Ausgangsgeschwindigkeiten zu einer Zunahme der Geschwindigkeiten (positive Werte) zwischen 2 und 43 Prozent (Abb. 90). Betrachtet man dabei alle Transekte zeigen sich bei einer Ausgangsgeschwindigkeit von 10 cm/s die stärksten Veränderungen.

In einer Wassertiefe von 22 cm ändert sich diese Situation grundlegend. Es kommt insgesamt betrachtet zu einer deutlichen Reduzierung der Geschwindigkeiten (negative Werte), die zwischen -3 und -99% beträgt. Eine Ausnahme bilden die Transekte 1 (30 und 10 cm/s; Abnahme um -3 bzw. -11%) und 2 (60 und 30 cm/s; Abnahme um ca. -6 bzw. -15 %).

Die Messungen bei 2,5 cm oberhalb der Sohle zeigen ein uneinheitlicheres Bild. Während es bei den Ausgangsgeschwindigkeiten 60 und 30 cm/s mit Ausnahme von Transekt 4 zu einer Reduzierung um -2 bis -98% kommt, ist bei der Ausgangsgeschwindigkeit von 10 cm/s an den ersten drei Transekten eine leichte Erhöhung festzustellen. Eine deutliche Erhöhung zeigt sich auch bei Transekt 4 für die Ausgangsgeschwindigkeiten von 60 bzw. 30 cm/s (107 bzw. 181 %). Der extrem hohe Wert von 6038% bei Transekt 3 resultiert aus dem Umstand, dass ohne Einfluss des Grases die bodennahe Geschwindigkeit bei Null lag und es anschließend zu einer starken Geschwindigkeitserhöhung kam.

Zusammenfassung

Die detaillierte kleinskalige Untersuchung des Prozessgeschehens und der Vergleich mit den Freilanduntersuchungen am Oberrhein soll Aufschluss darüber geben, welche Rolle der Bodenbewuchs von Auen hinsichtlich der räumlichen Veränderung des Strömungsfeldes, des Sedimenttransportes und der Stabilität von Auen spielt und wie sich dies auf die ökologische und hydraulische Entwicklung einer Aue auswirkt. Die Ergebnisse der Untersuchungen dienen somit als Grundlage für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Auenwäldern unter den Aspekten Hochwasserschutz und Ökologie. Die Auswertung der bisher in der FSA durchgeführten Versuche zeigt: Oberflächennah kommt es zu einer Beschleunigung des Wasserkörpers. Mit zunehmender Wassertiefe wirkt sich die Rauheit der Gräser negativ auf das Strömungsfeld aus. Es kommt zu einer Abnahme der Geschwindigkeiten. Entgegen der Annahme, dass sich die Geschwindigkeit mit zunehmender Wassertiefe immer weiter reduziert und sich einem Nullpunkt annähert, zeigten die Messungen, dass es sohl nah zu einer erneuten Be-



beschleunigung des Wasserkörpers kommt. Dieses Verhalten ließ sich bei allen getesteten Fließgeschwindigkeiten (60, 30 und 10 cm/s) feststellen. Die im Rahmen der Freilanduntersuchungen am Oberrhein gemachten Beobachtungen bestätigen dieses Strömungsmuster. Diese vorläufige Auswertung bedarf allerdings der weiteren Prüfung unter Einbeziehung weiterer Datensätze. Die Sedimentationsversuche sind bis dato noch nicht vollständig analysiert. Sollten sich die Befunde bestätigen, dann wäre beispielsweise zu schlussfolgern, dass Gräser zwar Erosion verhindern, aber deren lineare Anordnung im Rahmen von Renaturierungsarbeiten eine Instabilisierung der entsprechenden Flächen bei Überflutungen mit sich bringen würde.

5 Zusammenarbeit mit Dritten

5.1 Rahmenbedingungen für die Nutzung durch Dritte

Bei freien Kapazitäten kann die Anlage Externen zur Nutzung überlassen werden. Die dafür notwendigen, amtsinternen Rahmenbedingungen wurden erarbeitet. Je nach Nutzung und der sich bietenden Möglichkeit zur Refinanzierung erfolgt eine einzelfallbezogene Prüfung, die neben Elementen der Forschungs koordinierung- und Planung, Aufgabenkritik und hausinternen Abstimmung auch haushaltsrechtliche Aspekte beinhaltet. Die während der Einfahrphase FSA ermittelten Ausgaben und die Schätzung der Ausgaben pro Jahr Weiterbetrieb liefern eine Grundlage für Kostenkalkulationen und werden um die Berücksichtigung der Abschreibung ergänzt.

Grundsätzlich gilt, dass

- die Funktion des Umweltbundesamtes als unabhängige Kontrollinstanz sowie sein Ansehen nicht beeinträchtigt werden darf,
- Arbeiten im Amts- und Bundesinteresse stets Priorität haben,
- die Nutzung durch Externe die Aufgabenerledigung des Umweltbundesamtes nicht behindern oder beeinträchtigen darf
- und auch im Rahmen von Kooperationen eine aufgabenkritische Prüfung vor Beginn der Aktivitäten zu erfolgen hat.

Eine Hausanordnung, in der die Pflichten Externer Nutzer auf dem Versuchsfeld Marienfelde regelt, wurde erarbeitet und liegt bereit.

5.2 Besuche bei externen Fachleuten

Im Verlauf der Einfahrphase wurden die während der Bauphase begonnenen Besuche bei Personen und Institutionen fortgesetzt, die über Expertise im Zusammenhang mit dem Bau oder dem Betrieb von Mesokosmen verfügen und/oder als Kooperationspartner Interesse gezeigt haben (Tab. 23).

Tab. 23: Besuche bei Personen oder Einrichtungen im Zusammenhang mit dem Bau und Betrieb von Mesokosmen

Datum	Personen, Einrichtungen	Thema, Grund
18-01-2001	Dr. Öbuis, TU Berlin, Technischer Umweltschutz	Hydraulik der Anlage, Kosten
16-03-2001	Dr. Müller, BBA, Kleinmachnow	Teichmesokosmen
09-04-2001	Landesumweltamt Brandenburg	Datenaustausch
18-06-2001	Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz 4. Fachgespräch Altreifen im Wasserbau	Projekt in der FSA
23-07-2001	IUCT der Fraunhofergesellschaft Schmallenberg	Mikro- und Mesokosmen
26-07-2001	Altes Land – Büro Planula (Hamburg), BBA	Pestizide im Obstanbau
06-03-2002	Jahresplanungsgespräch Projekt XEHOGAMM in Tübingen	„Xenohormone in aquatischen Ökosystemen“
06-09-2002	Landesumweltamt Brandenburg	Datenaustausch

5.3 Besuchergruppen in der FSA

Während der Einfahrphase ist die Zahl der Anfragen für Besuche deutlich gestiegen. Veranstaltung bzw. Themen waren ebenso mannigfaltig wie das Spektrum der Besucher (Tab. 24).



Tab. 24: Besucher der Fließgewässer-Simulationsanlage

Datum	Personen, Einrichtungen	Thema, Grund
01-03-2001	Prof. Kördel, IUCT, Schmallenberg	Erfahrungsaustausch, Kooperation
02-03-2001	Prof. Pekdeger, FU Berlin, Hydrogeologie	Aufbau der Teichsedimente
21-02-2001	DIN AK Sedimenttests	Erfahrungsaustausch
02-04-2001	Dr. Schäfers, IUCT, Schmallenberg	Erfahrungsaustausch, Kooperation
04-04-2001	Herr Kasparick, Mitglied des Deutschen Bundestages	Information des Dt. Bundestages
03-05-2001	Prof. Hansen, TU Berlin, Ökotoxikologie	Projektplanung
14-05-2001	Dr. Liess, UFZ Leipzig	Kooperation
29-06-2001	Herr Teschner, BRH	Information über das Projekt
13-11-2001	ATV, DVWK Hauptausschuss	Information
15-11-2001	Dr. Koop, EPA, Australien	Information
10-12-2001	Prof. Fritz, UFZ Leipzig,	Kooperation
29-01-2002	Prof. Borchardt, Uni Kassel	Sondenmessung im Sediment
13-03-2002	Prof. Ergenzinger und Mitarbeiter, FU Berlin	Hydraulik der FSA, Kooperation
25-04-2002	Direktor Nasser, Vivendi, Berlin	Information der Öffentlichkeit
07-05-2002	Amtsleitung UBA	Koordination
07-05-2002	Rotary-Club, Berlin	Information der Öffentlichkeit
21-06-2002	AK Gesundheitsförderung	Umsetzung Arbeitsschutzgesetz
04-07-2002	Prof. W. Ripl (TU Berlin, FG Limnologie), Dr. K-D Wolter (TU Berlin)	Kooperation
05-07-2002	Dr. Knacker, Fa. ECT/Ökotoxikologie	Kooperation
05-07-2002	15 Pers., Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin	Kooperation
11-07-2002	Koreanische Teilnehmer des 5th Europe Korea Seminar on Water Research	Information der Öffentlichkeit
16-07-2002	TV-Team der Sendung „nano“ (3sat)	Information der Öffentlichkeit
17-07-2002	TV-Team der Sendung „nano“ (3sat)	Information der Öffentlichkeit
12-09-2002	Direktorium von Vivendi Paris	Information der Öffentlichkeit
16-09-2002	ASA-Ausschuß	Umsetzung Arbeitsschutzgesetz
24-09-2002	Berliner Wasserbetriebe mit Gästen aus USA	Information
26-09-2002	Dr. Spitz, Dr. Kerner, Uni Hamburg	Antrag für Deutsch-Israelisches BMBF-Projekt, Kooperation
17-10-2002	Pressestelle UBA	Koordination der Information der Öffentlichkeit
22-10-2002	Prof. Engel, FHTW Berlin	Kooperation
18-11-2002	Frau Dr. Schmitt, UFZ Leipzig	Kooperation Periphyton
25-11-2002	Prof. Dudel, TU Dresden,	Projekt
12-12-2002	Dr. Mutz, TU Cottbus, Gewässerschutz	Kooperation
20.12.02	Dr. S. Körner, IGB Berlin	Kooperation Makrophyten

Gruppen- und Personenbesuche im Rahmen der Ausbildung, Praktika

Die FSA stellt mittlerweile ein attraktives Ausbildungsangebot dar. Neben 5 eintägigen Besuchen von Schüler- und Studentengruppen sind auch wieder ein Schul- und 6 Berufspraktikanten über mehrere Wochen bzw. Monate betreut worden. Besonders hervorzuheben sind in diesem Zusammenhang die breiten, modernen und sehr praxisnahen Ausbildungsmöglichkeiten für Berufspraktikanten von Fachhochschulen und Technischen Universitäten sowie für Auszubildende mit dem Berufsabschluss Biologisch- oder Chemisch-Technische(r)-AssistentIN



(BTA). Auch diese Aktivitäten dienen der Einbindung der FSA in die Forschungs- und Ausbildungsregion Berlin-Brandenburg.

Studenten- und Schülergruppen

06-04-2001	Studenten der Hydrobiologie, Universität Hamburg
01-06-2001	LK Biologie, Hanna-Ahrend-Gymnasium
24-04-2002	BTA-Schüler, Lise-Meitner-Schule
25-04-2002	"Girlsday"
26-04-2002	Rupert-Gymnasium

Schulpraktikanten

- 1 Schüler

Berufspraktikanten

• 1 Praktikant	Umwelttechnik	07-08/02
• 1 Praktikant	Umweltschutz Vorpraktikum TU	10-12/02
• 1 Praktikant	Umweltschutz Praktikum	12/02
• 1 Praktikantin	BTA Lise-Meitner-Schule	06-07/02
• 1 Praktikantin	BTA Lise-Meitner-Schule	06-07/02

5.4 Kooperationen mit Externen

Durch den intensiven Wissens- und Ideenaustausch mit Externen sind konkrete Projektplanungen entstanden, mit denen in diesem Jahr begonnen wird. Tab. 25 listet die geplanten Projekte mit Externen auf.

Tab. 25: Für 2003 geplante Projekte mit Externen in der Fließgewässer-Simulationsanlage

Geplantes Datum	Personen, Einrichtungen	Projekt
Januar 2003	Christoph Kassner, FH Bingen	Diplomarbeit zum Thema: Entwicklung und Anwendung elektrochemischer Messroutinen zur Beurteilung von bio-chemo-physikalischen Austauschprozessen an der Wasser-Sediment-Kontaktzone in Fließ- und Stillwassersokosmen
März 2003	Ruth Müller, FU Berlin Mitbetreuung durch Dr. S. Körner, IGB Berlin	Diplomarbeit zum Thema: Konzentrationsabhängige Wirkung eines Herbizids (Metazachlor) auf die Makrophytenentwicklung (mit strukturellen und funktionellen Parametern)
April 2003	Dr. Mutz, TU Cottbus, Gewässerschutz	Hydraulikmodellierung von Sandbächen (Retention von feinem org. Material in Abhängigkeit der Struktur der Gewässersohle von Fließgewässern)
April 2003	Prof. Dudel, TU Dresden,	Studien zur Senkung des Austrages von Radionukliden und toxischen Begleitelementen durch Wasserläufe im Raum Aue: Experimente zur Retentionsleistung von Wasserpflanzen zum Rückhalt von U-238 und As in einem System der Außenanlage
Mai 2003	Frau Dr. Schmitt, UFZ Leipzig	Studien zum Thema: Konzentrationsabhängige Wirkung eines Herbizids (Metazachlor) auf das Periphyton (mit strukturellen und funktionellen Parametern)
2003	Dr. Spitzzy, Dr. Kerner, Uni Hamburg	Studien im Rahmen eines Deutsch-Israelisches BMBF-Projekt „Elimination von Schadstoffen aus Oberflächengewässern“ (Antrag hierzu ist bereits gestellt)



6 Öffentlichkeitsarbeit

Fachtagungen

Folgende Fachtagungen wurden von den Mitarbeitern der FSA besucht, um die Anlage und erste Ergebnisse der Einfahrphase zu präsentieren (Tab. 26):

Tab. 26: Poster und Vorträge auf Fachtagungen

Datum	Tagung	Titel
September 2001	DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie), Kiel	Poster: Erste Ergebnisse aus der Einfahrphase des Fließgewässermesokosmos des Umweltbundesamtes
September 2001	SETAC - Jahrestagung der deutschen Sektion, Berlin	Poster: Erste Ergebnisse aus der Einfahrphase (Kalibrierungsphase) des Fließgewässer-Mesokosmos des Umweltbundesamtes
Mai 2002	SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), Wien	Poster: A new outdoor and indoor pond and stream mesocosm system for ecotoxicological research
Oktober 2002	DGL, Braunschweig	Vortrag: Untersuchungen zur Vergleichbarkeit von Still- und Fließgewässer-Mesokosmen des Umweltbundesamtes mit ausgewählten Referenzgewässern anhand abiotischer und biotischer Parameter
Oktober 2002	GDCh/SETAC/Verband für Geoökologie Dt./BBA/BFL, Braunschweig	Vortrag: Zum Gleichtakt von parallel betriebenen Still- und Fließgewässermesokosmen
April 2003 (angemeldet)	SETAC Hamburg	Vortrag: Essential and optional requirements for lotic and lentic mesocosms
April 2003 (angemeldet)	SETAC Hamburg	Vortrag: Lessons learned from the test phase of the new mesocosm system of the German EPA
April 2003 (angemeldet)	SETAC Hamburg	Vortrag: Fate study on metazachlor in lotic and lentic mesocosms of the German EPA

Presseaktivitäten/Öffentlichkeitsarbeit

Im Rahmen der Einfahrphase wurden folgende Medien genutzt, um die Anlage einer breiten Öffentlichkeit vorzustellen:

Beitrag in der Wissenschaftssendung „nano“ (3-sat) am 23.08.02 mit Wiederholungen u.a. in WDR, SWR, MDR, SFB B1 u. B2, BR alpha

Es wurde eine Homepage über die FSA und das Projekt Einfahrphase ins Internet gestellt (<http://www.Umweltbundesamt.de/fsa/index.htm>).

Aufnahme eines Beitrages im Deutschlandfunk (DLF) am 23.01.2003

UBA-Pressemitteilung

Für Anfang Februar 2003 sind Hintergrundgespräche mit Fachjournalisten geplant.

Publikationen

Im Rahmen der baulichen Betreuung der FSA sowie während der Einfahrphase sind folgende Publikationen entstanden:

UBA (Umweltbundesamt) (2002b): Einfahrphase Fließgewässer-Simulationsanlage (FSA). Zwischenbericht. - Januar 2002, 59 p. + Anhang.

Berghahn, R., Feibicke, M., Gabriel, M., Graßmann, D., Mohr, S., Ottenströer, T., Loth, S., Schmidt, M. & Schmidt, R. (2002): Erste Ergebnisse aus der Einfahrphase (Kalibrierungsphase) des Fließgewässer-Mesokosmos des Umweltbundesamtes. - Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Tübingen, 772-776.



- Berghahn, R., Piringer, O., Pluta, H.-J., Rüter, M. & Winkler, T. (1999): On the suitability of polyester as building material for artificial stream mesocosms. - *Ecotoxicol Environ Safety* 43, 267-273.
- Berghahn, R., Pluta, H.-J. & Pattard, M. (1998): Eignungsprüfung von Materialien für ökologische und ökotoxikologische Experimente mit Hilfe von Biotests. - *Vom Wasser* 90, 9-16.
- Hahn, J., Pluta, H.-J., Berghahn, R. & Dorau, W. (1998): Ausgewählte Fragen aus dem Bereich "Abwasser und Umwelthygiene beim Gewässerschutz" zur Prüfung in Fließgewässer-Mesokosmen. - Tagungsbericht 1997 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Krefeld, 886-890
- Berghahn, R. (1997): Fließgewässer-Simulationsanlagen. - *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 4, 216-219.

7 Literatur

- Aden, K., Gottesbüren, B. & Richter, O. (1999): Parameter estimation using pesticide degradation experiments under varying soil temperatures and soil water contents. - In: Del Re, A.A.M., Brown, C., Errera, G., Evans, S.P., Trevisan, M. (Eds.): Human and environmental exposure to xenobiotics, Proceedings of the XI Symposium Pesticide Chemistry, September 11-15, 1999 in Cremona/Italy, p.89-99. La Goliardica Pavese, Pavia/Italy.
- Allen, R. & Walker, A. (1987): The Influence of Soil Properties on the Rates of Degradation of Metamitron, Metazachlor and Metribuzin. - Pesticide Science 18, 95-111.
- Allen, R. & Walker, A. (1988): Effects of Microbial Inhibitors on the Degradation Rates of Metamitron, Metazachlor and Metribuzin in Soil. - Pesticide Science 22, 297-305.
- Barko, J.W., Adams, M.S., Clesceri, N.L., 1986: Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review. J. Aquat. Plant Manage. 24, 1-10.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft) (2002a): Bundesrepublik Deutschland Informationsaustausch in Anlehnung an Artikel 12 Abs. 2 der EG-Richtlinie 91/414/EWG. (Stand 1.12.2002). - http://www.bba.de/ap/ap_psm/art12/art12.pdf
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft) (2002b): Verzeichnis zugelassener Pflanzenschutzmittel. (Stand 1.12.2002). - http://bba.zadi.de/fr_ob_be.htm
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft) (2002c): 300 Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe verschwinden europaweit vom Markt. Presseinformation 31.07.2002 - http://www.bba.de/mitteil/presse/020730_01.htm
- Berghahn, R. (1996): Das neue Berliner Fließgerinne im internationalen Vergleich. - Tagungsbericht 1995 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 2: 563-566.
- Berghahn, R., Feibicke, M., Gabriel, M., Graßmann, D., Mohr, S., Ottenströer, T., Loth, S., Schmidt, M. & Schmidt, R. (2002): Erste Ergebnisse aus der Einfahrphase (Kalibrierungsphase) des Fließgewässer-Mesokosmos des Umweltbundesamtes. Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Tübingen, 772-776.
- Campbell, P.J., Arnold, D.J.S., Brock, T.C.M., Grandy, N.J., Heger, W., Heimbach, F., Maund, S.J., Streloke, M., (1999): Guidance Document on higher-tier aquatic risk assessment for pesticides (HARAP). - SETAC, 179 pp.
- Caquet, T., Lagadic, L. Sheffield, S.R. (2000): Mesocosms in Ecotoxicology (I): Outdoor Aquatic System. - Rev. Environ. Contam. Toxicol. 165: 1-38.
- ChemG: Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz) (BGBI I 1980, 1718), neugefasst durch Bek. v. 20. 6.2002.
- Cook, A.M., Laue, H. & Field, J.A. (1996): Bacterial desulfonation of the ethanesulfonate Metabolite of the chloroacetanilide herbicide Metazachlor. - Environ. Sci. Technol. 30, 1129-1132.
- CPMP (Committee for proprietary medicinal products) (2001): Discussion paper on environmental risk assessment of non-genetically modified organisms (NON-GMO) containing medicinal products for human use. - <http://www.emea.eu.int/pdfs/human/swp/444700en.pdf>
- Crane, M., Attwood, C., Sheahan, D. & Morris, S. (1999): Toxicity and bioavailability of the organophosphorus insecticide pirimiphos methyl to the freshwater amphipod *Gammarus pulex* L. in laboratory and mesocosm systems. - Environ. Toxicol. Chem. 18 (7): 1456-1461.
- Crossland, N.O., Heimbach, F., Hill, I.R., Boudou, A., Leeuwangh, P., Matthiessen, P. & Persoone, G. (1992): Summary and recommendations of the European Workshop on Freshwater Field Tests (EWOFFT). - Potsdam (Germany) June 25-26, 1992, 37 pp.
- Culp, J.M., Lowell, R.B. & Cash, K.J. (2000): Integrating mesocosm experiments with field and laboratory studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers. Environ Toxicol Chem. 19: 1167-1173.
- Cuppen, J.G.M., Van den Brink, P.J., Camps, E., Uil, K.F. & Brock, T.C.M. (2000): Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. I. Water quality, breakdown of particulate organic matter and responses of macroinvertebrates. - Aquat. Toxicol. 48, 233-250.
- CVMP (Committee for veterinary and medicinal products) (1997): Note for guidance: Environmental risk assessment for veterinary medicinal products others than GMO-containing and immunological products. - EMEA/CVMP/055/96-FINAL. <http://www.emea.eu.int/pdfs/vet/regaffair/005596en.pdf>
- Dyer, S.D. & Belanger, S.E. (1999) Determination of the sensitivity of macroinvertebrates in stream mesocosms through field-derived assessments. - Environ. Toxicol. Chem. 18 (12): 2903-2907.



- ECB (European Chemical Bureau) (2002a): Notification and Risk Assessment of New Substances. Some statistics. Risk Assessment . - <http://ecb.jrc.it/new-chemicals/>
- ECB (European Chemical Bureau) (2002b): Preliminary list of identified biocides. (Stand 1.12.2002).- <http://ecb.jrc.it/biocides/>
- ECB (European Chemical Bureau) (2002c): The preliminary list of substances where notifications were received – The reference list for the additional period for notification of certain active substances (EC Reg. 1687/2002) (Stand 1.12.2002). - <http://ecb.jrc.it/biocides/>
- EG-Biozid-Richtlinie Richtlinie 98/8/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. 02. 1998 über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten, Amtsblatt Nr. L 123/1 vom 24.04.1998.
- EG-Richtlinie 87/302/EWG der Kommission zur neunten Anpassung der Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe an den technischen Fortschritt, Anhang Teil C: Amtsblatt Nr. L 133/1 vom 30.05.1988.
- EU KOM (EU Kommission) (2001): Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik. KOM (2001) 88. http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/0188_de.pdf
- EXALYT (Ges. f. Chemische Analytik mbH) (2001a): Prüfbericht A0660-1, 09.11.2001.
- EXALYT (Ges. f. Chemische Analytik mbH) (2001b): Prüfbericht A0660-2, 21.12.2001.
- EXALYT (Ges. f. Chemische Analytik mbH) (2002): Prüfbericht A0660-3, 16.01.2002.
- Feibicke, M. (1993): Limnologische Untersuchung zum Makrophytenrückgang am Nikolassee. Im Auftrag von SenStadtUm, Berlin. - Berlin: GFG Selbstdruck 65 S. + 23 Abb. + 5 Tab.
- Feibicke, M. (1995-97): Gutachterliche Stellungnahme zur Problematik der Aufwuchsbildungen im Wasserkreislauf des Britzer Gartens. Im Auftrage Grün Berlin - Berliner Park & Garten. - Berlin: Selbstdruck. I: 19 S. + 12 Abb. + 7 Tab.; II: 29 S. + 9 Abb. + 11 Tab; III: 17 S.+ 11 Abb. + 4 Tab.
- Fent, K. (1998): Ökotoxikologie. - Thieme, Stuttgart, 288 pp.
- Ferrer, E., Thurman, E.M. & Barceló, D. (1997): Identification of ionic chloroacetanilide-herbicide metabolites in surface water and groundwater by HPLC/MS using negative ion spray. - Anal. Chem. 69, 4547-4553.
- Geest, G.J. van, Zwaardemaker, N.G., Wijngaarden, R.P.A van & Cuppen, J.G.M. (1999): Effects of a pulsed treatment with the herbicide afalon (active ingredient linuron) on macrophyte-dominated mesocosms. II Structural responses. - Environ. Toxicol. Chem. 18 (12): 2866-2874.
- Giddings, J.M., Brock, T.C.M, Heger, W., Heimbach, F., Maund, S.J., Norman, S.J., Ratte, H.T., Schäfers, C. & Streloke, M. (eds.) (2002): Community-level aquatic system studies - interpretation criteria. - Proceedings from the CLASSIC-Workshop at the FHG Institute Schmallingenberg, Germany, 30 May - 2 June 1999: 44 p.
- Girling, A.E., Pascoe, D., Janssen, C.R., Peither, A., Wenzel, A., Schäfer, H., Neumeier, B., Mitchell, G.C., Taylor, E.J., Maund, S.J., Lay, J.P., Jüttner, I., Crossland, N.O., Stephenson, R.R. & Persoone, G. (2000): Development of methods for evaluating toxicity to freshwater ecosystems. - Ecotoxicol. Environ. Safety 45: 148-176.
- Hadinek (Labor für Chemie und Umwelt) (2000): Prüfbericht 00310/04, 17.3.2000.
- Hansen, S. R. & Garton, R.R., 1982: Ability of standard toxicity tests to predict the effects of the insecticide diflubenzuron on laboratory stream communities. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39, 1273-1288.
- Hatakeyama, S., 1989: Effect of copper and zinc on the growth and emergence of *Epeorus latifolium* (Ephemeroptera) in an indoor model stream.- Hydrobiologia 174, 17-27.
- Hill, I.R., Heimbach, F., Leeuwangh, P., Matthiessen, P. (1992): Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. Lewis, Boca Raton, 561 pp.
- Kedwards, T., Pilling, E., Bembridge, J., Maund, S. & Chapman, P. (1997): Seeing the wood for the trees: the application of multivariate techniques to ecotoxicological field studies. - Toxicol Ecotoxicol News/Rev 4 (6), 178- 181.
- Keller, E. & Zangmeister, W. (1989): The Aerobic Aquatic Metabolism of ¹⁴C-Metazachlor. - BASF-Report No. 2856 (Studie liegt UBA vor).
- Keller, W. (1990): Gas chromatographic determination of BH479-4 in soil and water. - BASF-Report No. 2888. Abstr. in: Methode Nr. 617-04. - Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft. H. 326 (1997).
- Kennedy, J. H., Johnson, Z. B. & Johnson, P.C. (1994): Sampling and analysis strategy for biological effects in freshwater field tests. - In: Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals (Eds. Hill *et al.*).



- Kersting, K. & Wijngaarden, R.P.A. van (1999): Effects of a pulsed treatment with the herbicide afalon (active ingredient linuron) on macrophyte-dominated mesocosms. I Responses of ecosystem metabolism. - Environ. Toxicol. Chem. 18 (12): 2859-2865.
- Kratz, W., Abbas, B. & Linke, I. (2000): Arzneimittel in der Umwelt. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 12: 343-349.
- Krausch, H.D. (1996): Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. - Ulmer, Stuttgart, 315 pp.
- Kreutzweiser, D.P., Back, R.C., Sutton, T.M., Thompson, D.G. & Scarr, T.A. (2002): Community-level disruptions among zooplankton of pond mesocosms treated with meem (azadirachtin) insecticide. - Aquat. Toxicol. 56: 257-273.
- LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (1994): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen (Technische Regeln). - In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G. Harreß, H.-M. (Eds.) (1988-2002): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin: E. Schmidt-Verlag.
- Lampert, W. & Sommer, U. (1993): Limnöökologie.- Thieme: Stuttgart.
- Liebmann, H., Scherb, K. & Rietz, H. (1969): Möglichkeiten experimenteller Fließwasserforschung an der Vorfluter-Anlage Großlappen. - Wasser- und Abwasserforschung 3-6.
- Liess, M. (2002): Population response to toxicants is altered by intraspecific interaction. - Environ. Toxicol. Chem. 21 (1): 138-142.
- Lizotte, R.E., Dorn, P.B., Steinriede, R.W., Wong, D.C.L. & Rodgers, J.H. (2002): Ecological effects of an anionic C₁₂₋₁₅AE-3S alkylethoxysulfate surfactant in outdoor stream mesocosms. - Environ. Toxicol. Chem. 21 (12), 2742-2751.
- LfL (Landesanstalt für Landwirtschaft) Brandenburg (2001): Raps-Empfehlungen zum Anbau in Brandenburg. - Schriftenreihe Landesanstalt für Landwirtschaft des Landes Brandenburg. III/2001.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg) (1996): Gewässergüte. Kartenserie zur Umweltsituation im Land Brandenburg. - Potsdam.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg) (2002a): Einzugsgebiet der Plane mit den Messstellen der Oberflächenwasserbeschaffenheit. Karte 1:3000. - Abt. Gewässerschutz und Wasserwirtschaft Referat W5 (Sept. 2002). - Potsdam.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg) (2002b): Einzugsgebiet der Plane mit den Messstellen der Oberflächenwasserbeschaffenheit. Karte 1:6000. - Abt. Gewässerschutz und Wasserwirtschaft Referat W5 (Sept. 2002). - Potsdam.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg) (2002c): Strukturgüte von Fließgewässern Brandenburgs. Studien und Tagungsberichte. 37. - Potsdam: ISSN 0948-0838.
- OECD (2000): Proposal for a new guideline 221. *Lemna* sp. Growth inhibition test. OECD guidelines for testing. - Revised Draft (Oct. 2000).
- OECD Guidelines for testing of chemicals , OECD 301 A-F, OECD 302 A-C, OECD 303 A, OECD Paris, 1993, 12. addendum 18. 07. 2001.
- Paepke, H.-J. (1983): Die Stichlinge. - Neue Brehm-Bücherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- Painter, H.A., Detailed review paper on biodegradability testing, OECD test guidelines programme, periodical review, 1992
- Potsdam-Mittelmark (2002): Wasserwirtschaft. - http://www.potsdam-mittelmark.de/potsdam-mittelmark/spezial/umwelt/ub_wasserwirtschaft.html#6
- Richtlinie 90/676/EWG des Rates vom 13. Dezember 1990 zur Änderung der Richtlinie 81/851/EWG zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Tierarzneimittel. - Amtsblatt Nr. L 373 vom 31/12/1990 S. 0015 - 0025. Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln Amtsblatt Nr. L 230 vom 19/08/1991 S. 0001 - 0032.
- Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. - Amtsblatt Nr. L 230 vom 19/08/1991 S. 0001 - 0032.
- Richtlinie 92/32/EWG des Rates vom 30. April 1992 zur siebten Änderung der Richtlinie 67/548/EWG zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe. - Amtsblatt Nr. L 154 vom 05/06/1992 S. 0001 - 0029
- Richtlinie 93/39/EWG des Rates vom 14. Juni 1993 zur Änderung der Richtlinien 65/65/EWG, 75/318/EWG und 75/319/EWG betreffend Arzneimittel. - Amtsblatt Nr. L 214 vom 24/08/1993 S. 0022 - 0030



- Richtlinie 93/67/EWG der Kommission vom 20. Juli 1993 zur Festlegung von Grundsätzen für die Bewertung der Risiken für Mensch und Umwelt von gemäß der Richtlinie 67/548/EWG des Rates notifizierten Stoffen. - Amtsblatt Nr. L 227 vom 08/09/1993 S. 0009 - 0018
- Richtlinie 98/8/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Februar 1998 über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten. - Amtsblatt Nr. L 123 vom 24/04/1998 S. 0001 - 0063
- Rinderhagen, M., Ritterhoff, J. & Zauke, G.-P. (2000): Crustaceans as bioindicators. - In: Biomonitoring of polluted water-reviews on actual topics (A. Gerhardt, ed.). - Trans Tech Publications, Environmental Research Forum Vol. 9, p. 161-194.
- Ripl, W., Feibicke, M. & Koppelmeyer, B. (1996): Nährstoffuntersuchungen des Oberflächen- und Grundwassers sowie Sedimentuntersuchungen am See im Britzer Garten (Berlin). Im Auftrag der Grün Berlin - Berliner Park & Garten. - Berlin: GFG Selbstdruck 31 S. + 11 Fig. + 13 Tab.
- Ripl, W., Feibicke, M., Heller, S., Koppelmeyer, B., Markwitz, M., Wolter, K.-D. & Wöbbecke, K. (1995): Erarbeitung eines Sanierungsplanes für den Neuendorfer See und Schwielochsee. Endbericht. Im Auftrag des LUA Brandenburg, AST Cottbus. - Berlin: GFG Selbstdruck 79 S. + 96 Fig. + 21 Tab.
- Ripl, W., Linnenweber, Ch., Santos Perez, S. & Wöbbecke, K. (1988): Limnologische Untersuchungen an den Gewässern der Bundesgartenschau 1984-1987. - TU Berlin, FG Limnologie, Berlin: Selbstdruck: 74 p.
- Ris, H.R., 1992: Beleuchtungstechnik für Praktiker: Grundlagen – Lampen- Leuchten – Planung – Messung. - vde-verlag, Berlin
- Rouchaud, J., Metsue, M., van Himme, M., Bulcke, R., Gillet, J. & Vanparys, L. (1992): Soil degradation of metazachlor in agronomic and vegetable crop fields. - Weed Science 40: 149-154.
- Scherer, E. Biologische Abbaubarkeit – Testmethoden und deren Bewertung für die Umweltbereiche Wasser und Boden, Diplomarbeit, TU Berlin 1992.
- Schmalfuß, J., Matthes, B., Mayer, P. & Böger, P. (1998): Chloroacetamide mode of action I: inhibition of very long chain fatty acid synthesis in *Scenedesmus acutus*. - Z. Naturforsch. 53c, 995-1003.
- Schmidt, R. & Brockmeyer, R. (2002): Vorkommen und Verhalten von Expektorantien, Analgetika, Xylometazolin und deren Metaboliten in Gewässern und bei der Uferfiltration. - Vom Wasser 98, 37-54.
- Schwab, B.S., Maruscik, D.A., Ventullo, R.M., Palmisano, A.C., 1992: Adaptation of periphyton communities in model streams to a quaternary ammonium surfactant.- Environ. Toxicol. Chem. 11, 1169-1177.
- Scribner, E.A., Thurman, E.M. & Zimmerman, L.R.: Analysis of selected herbicide metabolites in surface water and ground water of the United States. - The Science of the Total Environment 248, 157-167 (2000).
- SenStadt (Senator für Stadtentwicklung) (2002): Bildflug 2002, 1:10.000. Hansa Luftbild, Münster.
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (1992): Guidance document on testing procedures for pesticides in freshwater static mesocosms. - Workshop held at Monks Wood Experimental Station, Abbots Ripton, Huntingdon (UK), 3-4 July 1991, 46 pp.
- Snel, J.F.H., Vos, J.H., Gylstra, R., Brock, T.C.M., 1998: Inhibition of photosystem II (PSII) electron transport as a convenient endpoint to assess stress of the herbicide linuron on freshwater plants.- Aquat. Ecol. 32,113-123.
- Stan, H.J. & Linkerhägner, M. (1992): Identifizierung von 2-(4-Chlorphenoxy)-2-methyl-propionsäure im Grundwasser mittels Kapillar-Gaschromatographie mit Atomemissionsdetektion und Massenspektrometrie. - Vom Wasser 79, 75-88.
- Streloke, M. (1998): Aquatische Mesokosmosversuche im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel. - UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 10: 312-314.
- TGD (1996): Technical Guidance documents in support of the Commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and the commission regulation (EC)1488/94 on risk assessment for existing substances. - ECB, Ispra: 736 p.
- TGD (2001): Technical guidance document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) no 1488/94 on risk assessment for existing substances and directive 98/8/EC of the European Parliament and of the council concerning the placing of biocidal products on the market. (Draft)- ECB, Ispra.
- UBA (2002a): Wasch- und Reinigungsmittel. Trends auf dem Wasch- und Reinigungsmittelmarkt. - <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/wasch/trends.htm#Daten>
- UBA (Umweltbundesamt) (2002b): Einfahrphase Fließgewässer-Simulationsanlage (FSA). Zwischenbericht. - Januar 2002, 59 p. + Anhang.



- Van den Brink, P.J., Hattink, J., Bransen, F., Van Donk, E., Brock, T.C.M., 2000: Impact of the fungicide car-bendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions.- *Aquat. Vargo, J.D. (1998): Determination of sulfonic acid degradates of chloroacetanilide and chloroacetamide Herbi-cides in Groundwater by LC/MS/MS. - Anal. Chem. 70, 2699-2703.*
- Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission vom 28. Juni 1994 zur Festlegung von Grundsätzen für die Be-wertung der von Altstoffen ausgehenden Risiken für Mensch und Umwelt gemäss der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates. - Amtsblatt Nr. L 161 vom 29/06/1994 S. 0003 - 0011
- Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates vom 23. März 1993 zur Bewertung und Kontrolle der Umweltrisiken chemischer Altstoffe Amtsblatt Nr. L 084 vom 05/04/1993 S. 0001 - 0075.
- VICH (International Cooperation on Harmonization of Technical Requirements for Registration of Veterinary Medicinal Products)(2000): Environmental impact assessment (EIAs) for veterinary medicinal Products (VMPs) - Phase 1. VICH GL6 (Ecotoxicity Phase I), June 2000 for implementation at Step 7. - http://vich.eudra.org/pdf/2000/GL06_st7.pdf
- VwVwS Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährden-der Stoffe in Wassergefährdungsklassen, Bundesanzeiger, 29. 05. 1999.
- Wagner, R. (Hrsg.): Methoden zur Prüfung der biochemischen Abbaubarkeit chemischer Substanzen, im Auftrag des Fachausschusses „Biochemische Oxidation und Abbaubarkeit der GdCh-Fachgruppe Wasserchemie, VCH Weinheim, 1988.
- Walker, A. & Welch, S.J. (1991): Enhanced degradation of some soil-applied herbicides. - *Weed Research* 31, 49-57.
- Wetzel, R.G. (2001): *Limnology*. - Saunders, Philadelphia.
- Wiederholm, T. (Hrsg.) (1983), Chironomidae of the Holarctic Region. Keys and Diagnosis. Part 1. Larvae. - *Entomologica Scandinavica*, Suppl. 19: 1-457.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Fox, G., Nicolet, P., Shillabeer, N., Sherratt, T., Hehghan, P., Jepson, P. & Maund, S. (2002): How realistic are outdoor microcosms? A comparison of the biota of microcosms and natural ponds. - *Environ. Toxicol. Chem.* 21 (1): 143-150.
- WRMG (1987): Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln (Wasch- und Reini-gungsmittelgesetz - WRMG). 5. März 1987 BGBl. I S. 875, zuletzt geändert am 03.05.2000 BGBl. I S. 632.
- Wuhrmann, K. & Eichenberger, E. (1980): Künstliche Bäche als Hilfsmittel der experimentellen Fließgewässer-Ökologie. - *Vom Wasser* 54: 1-18.