Institut für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Robin Steudten

Remobilisierung von Schadstoffen in Feuchtflächen: Anwendung des Referenztraceransatzes



Masterarbeit unter Leitung von PD Dr. Jens Lange Freiburg i. Br., Dezember 2011

Institut für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Robin Steudten

Remobilisierung von Schadstoffen in Feuchtflächen: Anwendung des Referenztraceransatzes

Referent: PD Dr. Jens Lange

Koreferent: Prof. Dr. Gerhard Schäfer

Masterarbeit unter Leitung von PD Dr. Jens Lange

Freiburg i. Br., Dezember 2011

Danksagung

Die Arbeit ist in einer Kooperation zwischen dem Institut für Hydrologie der Universität Freiburg und dem ENGEES der Universität Straßburg entstanden. Grundlegend möchte ich mich bei Dr. Jens Lange für die Bereitstellung des Themas und der fachlichen Betreuung bedanken. Besonderen Dank gilt auch den Mitarbeitern der Universität Straßburg Dr. Gwenaël Imfeld, Sylvain Payraudeau, Marie Lefrancq und Elodie Maillard für die tiefgründigen Diskussionen sowie der Aufarbeitung und Bereitstellung der in Rouffach gemessenen Daten.

Außerdem möchte ich mich bei Barbara Herbstritt und Emil Blattmann für die Unterstützung im Labor und Gelände, sowie Tobias Schütz für die hydrologischen Inspirationen bedanken.

Besonderen Dank gilt auch meinen Kommilitonen und Freunden Romy Durst, Benjamin Eisele, Sebastian Würzer, Nicole Jackisch und Katharina Gimbel für die Unterstützung in den Geländearbeiten, Diskussionen, Korrekturen und Motivationen.

Sowie nicht zuletzt meiner Familie und Ursula & Chantal.

Inhaltsverzeichnis

1	Einl	eitung		1
	1.1	Motiv	ation	1
	1.2	Stand	der Forschung	1
	1.3	Zielste	ellung	3
2	The	oretisc	her Hintergrund	4
	2.1	Fluore	eszenztracer	4
		2.1.1	Uranin	4
		2.1.2	Sulforhodamin B	5
		2.1.3	Theorie zur Fluoreszenzspektrometerie	6
		2.1.4	In situ Tracerbestimmung	6
	2.2	Salztr	acer	7
		2.2.1	Natriumchlorid	8
		2.2.2	Natriumbromid	8
	2.3	Berecl	nnung der hydraulischen Parameter in Feuchtflächen	8
3	Bes	chreibu	ung der Untersuchungsgebiete 12	2
	3.1	Löche	rnbach Einzugsgebiet	2
		3.1.1	Gebietsbeschreibung	2
		3.1.2	Klima	3
		3.1.3	Pedologische Gegebenheiten	3
		3.1.4	Landnutzung	4
	3.2	Feuch	tfläche Eichstetten	5
		3.2.1	Charakteristik der Feuchtfläche	5
		3.2.2	Vorherige Forschungsarbeiten	6
	3.3	Einzu	gsgebiet Hohrain	7
		3.3.1	Gebietsbeschreibung	7
		3.3.2	Klima	8
		3.3.3	Pedologische Gegebenheiten	8
		3.3.4	Hydrogeologische Besonderheiten	9
		3.3.5	$Hvdrologie \dots \dots$	9
	3.4	Feuch	tfläche Rouffach	9
		3.4.1	Charakteristik der Feuchtfläche	9

		3.4.2	Vorherige Forschungsarbeiten	21
4	Met	thode		23
	4.1	Eichst	etten	23
		4.1.1	Versuchsdurchführung	23
		4.1.2	Versuchsaufbau	26
	4.2	Rouffa	uch	28
		4.2.1	Versuchsdurchführung	28
		4.2.2	Versuchsaufbau	29
	4.3	Labor		31
		4.3.1	Aufbereitung der Wasserproben	31
		4.3.2	Aufbereitung der Sedimentproben	32
		4.3.3	Bestimmung der Salzkonzentrationen	33
5	Era	obnisso		3/
5	5 1	Eichst	etten	34
	0.1	511	Multitracerversuch im März 2011	34
		5.1.1	Multitracerversuche im August bzw. September 2011	42
		513	Gegenüberstellung der Ergebnisse der Multitracerversuche von	12
		0.1.0	2010 und 2011	52
	5.2	Rouffa	uch	56
	0	5.2.1	Niederschlag und Abfluss im Versuchszeitraum	56
		5.2.2	Tracerdurchgangskurven beider Messpunkte	60
		5.2.3	Berechnung der Massenbilanz an beiden Messpunkten	63
		5.2.4	Zusammenhang der remobilisierten Tracermassen mit verschie-	
		0.111	denen Abflusseigenschaften	65
			0	
6	Disl	kussion		68
	6.1	Eichst	etten	68
		6.1.1	Multitracerversuch im März	68
		6.1.2	Multitracerversuche im August bzw. September	70
		6.1.3	Dominierende Fließ- und Retentionsprozesse in der Feuchtfläche	74
		6.1.4	Interpretation der Ergebnisse der Multitracerversuche 2010 und	
			2011	76
	6.2	Rouffa	uch	78
		6.2.1	Analyse der gemessenen Tracerdurchgangskurven	78
		6.2.2	Analyse der Rückerhalte und remobilisierten Tracermassen	81
7	Sch	lussfolg	gerung und Ausblick	84

Abbildungsverzeichnis

2.1	Absorptionsspektrum von Uranin in Abhängigkeit vom pH-Wert (KÄSS,2004)	5
2.2	Messprinzip des GGUN FL-30 Fluorometers (SCHNEGG und FLYNN, 2002)	7
3.1	Feuchtfläche Eichstetten (rot- Hochwasserrückhaltebecken, grün- Feuchft- läche, blau- Löchernbach), Blick vom Damm des Hochwasserrückhalte-	
2.0	beckens, August 2011	12
3.2	Niederschlagszeitreine der Stationen Adler und Manikunzig (KRAMER,	12
१२	Böden im Löchernhach EZG (KRÄMER 1999)	10
3.4	Landnutzung im Löchernbach EZG(LEHMANN, 2008)	15
3.5	Lage und Topographie des Einzugsgebiets Hohrain (HARTMANN, 2006)	17
3.6	Durchschnittliche monatliche Niederschlagsmengen (2000-2010) abgeän-	
	dert (LEFRANCQ, 2011)	18
3.7	Auslass des Hohrain Einzugsgebiets	20
3.8	Feuchtfläche Rouffach, gelber Pfeil zeigt den Hauptzufluss	20
3.9	Schematischer Aufbau der Feuchtfläche Rouffach (MAILLARD ET AL., 2011)	
		21
3.10	TDK des Multitracerversuchs vom 29.3 7.7.2007	22
4.1	Einlass Feuchtgebiet Eichstetten mit vermindertem Zufluss	24
4.2	Einlass Feuchtgebiet Eichstetten mit erhöhtem Zufluss	24
4.3	Anstau des Thompsonwehres mit Sandsäcken	25
4.4	Holzplanken zur Ableitung der Abflusserhöhung in der Feuchtfläche	25
4.5	Sediment probenahme in Eichstetten mit angefertigten PVC Rohr $\ .$.	26
4.6	Versuchsanordnung im März 2011, Feuchtfläche Eichstetten	27
4.7	Versuchsanordnung im August/September 2011, Feuchtfläche Eichstetten	28
4.8	Versuchsanordnung 2011, Feuchtfläche Rouffach	30
4.9	Abflusskanal der Feuchtfläche Rouffach, Bild 1: Lage des V-Wehrs und	
	Probennahmeortes eines APEGs (MP 2), Bild 2: Durchbohrungen in	
	Betonwand mit eingezeichneten offenen Löchern, Bild 3: Abfluss aus	
	Kiesfilter in Abflusskanal (Bild 2 und 3 abgeändert nach Maillard, 2011)	30

5.1	.1 Abflussverhalten, Wassertemperatur, Tracereinspeisung (1- NaCl, 2- Ura-				
	nin und SRB, 3- NaCl kontinuierlich) und Wehröffnung am Auslass der				
	Feuchtfläche Eichstetten, 13. März	4			
5.2	Fließzeitanalyse der Dirac'schen Einspeisung von NaCl bei $Q = 1, 7 \frac{l}{s}$, 1. März	5			
5.3	Fließzeitanalyse der kontinuierlichen Einspeisung von NaCl bei Q = 7,7 $\frac{l}{s}$, 2. März	6			
5.4	NaCl - Durchgangskurve am Auslass, $Q = 1, 7 \frac{l}{s}$, gemessen mit CDT Diver, 1. März	6			
5.5	NaCl - Durchgangskurve am Auslass, $Q = 7, 7 \frac{l}{s}$, gemessen mit WTW Multi 350i, 2. März	6			
5.6	NaCl-Konzentration an Sonden N1 und N3, Dirac´sche Einspeisung, Q = $1, 7 \frac{l}{s}, 1$. März	7			
5.7	NaCl-Konzentration an Sonden N1 und N2, kontinuierliche Einspeisung, $\Omega = 7, 7 \frac{l}{2}, 2$. März,, 3	7			
5.8	TDK und Rückerhalt für Uranin und SRB am Auslass, gemessen mit Fluoreszenzspektrometer, $Q = 1, 7 \frac{l}{s}, 1$. März 3	8			
5.9	TDK für Uranin und SRB, gemessenen mit Fluorometer 111 und 121 sowie Fluoreszenzspektrometer zum Vergleich, $Q = 1, 7 \frac{l}{s}, 1.$ März 33	9			
5.10	Aufzeichnung des ersten Tracersignals mit Fluorometer 111, 1. März $.$. -4	0			
5.11	Aufzeichnung des ersten Tracersignals mit Fluorometer 121, 1. März . $aaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaa$	0			
5.12	Zunahme der Tracerkonzentration durch die Abflusserhöhung, 2. März . 4	1			
5.13	Erhöhung der Fracht beider Tracer durch die Abflusserhöhung $\ .\ .\ .\ 4$	1			
5.14	Vegetationskarte mit aus Salztracerversuchen abgeleiteten Hauptfließwe- gen (Rot) und Nebenfließwegen (Gelb), Feuchtfläche Eichstetten, März 2011 (MROSS ET AL., 2011)	2			
5.15	Abflussverhalten, Niederschlag und Tracereinspeisung (1- NaCl, 2-Uranin und SRB, 3- Uranin und SRB) am Auslass der Feuchtfläche Eichstetten,	n			
5 16	August und September 4 Varatationskarte Feuchtfläche Fichstatten Contember 2011 4	3 4			
0.10 F 17	Wittels der CDT Diese smeittelte NaCl Derek von selemeten 22. Ausset	4			
0.17 E 10	Herent fielder en (der charten eine eine Linie) und Nicher fielder eine (metrick elte	4			
5.18	Haupthleswege (durchgezogene Linie) und Nebenfließwege (gestricheite Linie), $Q = 1, 5 \frac{l}{s}, 22$. August	5			
5.19	Abflussverhalten, Wehröffnung und Tracereinspeisung (1- NaBr, 2- Ura- nin und SRB) am Auslass der Feuchtfläche Eichstetten, 2829. August 4	6			
5.20	TDK und Rückerhalte für Bromid, Uranin und SRB, $Q = 2,1 \frac{l}{s}, 28$. August	7			
5.21	Abflussverhalten, Niederschlag und Tracereinspeisung (1- NaBr, 2- Ura-				
	nin und SRB) in der Feuchtfläche Eichstetten, 67. September 4	9			

5.22	TDK und Rückerhalt für Bromid, Uranin und SRB, $Q = 2.6 \frac{l}{s}$, 6. Sep-	
	tember	49
5.23	Konzentrationen der Tracer während der Abflusserhöhung	51
5.24	Darstellung einer Auswahl der gemessenen Querprofile für Wasser- und	
	Sedimenttiefe, $Q = 3 \frac{l}{s}$, Feuchtfläche Eichstetten, September	53
5.25	Dimensionslose Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilungen des konser-	
	vativen Tracers	55
5.26	Niederschlagszeitreihe im Versuchszeitraum im Einzugsgebiet Hohrain .	56
5.27	Abflusszeitreihe am Hauptzufluss und Auslass der Feuchtfläche im Ver-	
	suchszeitraum; Abfluss am Auslass 10 fach überhöht dargestellt	58
5.28	Tracerdurchgang am Messpunkt 1, Feuchtfläche Rouffach	61
5.29	Tracerdurchgang am Messpunkt 2, Feuchtfläche Rouffach	62
5.30	In dem Versuchszeitraum gemessene, kumulierte Tracermassen	64
5.31	Mobilisierte Tracermassen für einzelne Abflusser eignisse am MP 2	65
5.32	Darstellung des max. Abflusses, Abflussvolumen, Abflussdauer und Auf-	
	enthaltsdauer in der Feuchtfläche über der remobilisierten Tracermasse	
	für Uranin und SRB	67
61	Schomatische Darstellung der mutmaßlichen hydraulischen Bedingungen	
0.1	im Messkanal am MP 1	70
62	Kontinuierliche Abnahme der Uraninkonzentration (grün gestrichelte Li-	15
0.2	nie) und der SBB-Konzentration (gelb gestrichelte Linie)	81
	me) und der Steb Ronzentration (gerb gesutenente Ennie)	01
А	Vom in situ Fluorometer gemessene TDK am MP 1 in der Feuchftläche	
	Rouffach	98

Tabellenverzeichnis

3.1	Eingespeiste Tracermassen im Jahre 2010	16
3.2	$Tracerr \ddot{u} ckerhalt, * Tracerr \ddot{u} ckerhalte~durch~Transport simulation~berechnet$	17
4.1	Übersicht Probennahme-/Messwert intervalle der Messgeräte $\ .\ .\ .$.	29
4.2	von der französischen Arbeitsgruppe entnommene Sammelproben, Fel-	
	der mit $$ markieren die Probennahme	31
5.1	Schwankungsbereich von Temperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit im	
	Versuchszeitraum, März 2011	35
5.2	Hydraulische Parameter resultierend aus der TDK am 2. März	37
5.3	Hydraulische Parameter resultierend aus den TDK, 1. März	40
5.4	Flächenanteile und Deckungsgrade im März 2011	42
5.5	Hydraulische Parameter ermittelt aus den TDK im August	47
5.6	Hydraulische Parameter resultierend aus den TDK im September \ldots	50
5.7	Mobilisierte Tracermassen infolge der natürlichen und künstlichen Ab-	
	flusserhöhung	51
5.8	Berechnete Wasser- und Sedimentvolumen in den Teilflächen und der	
	Gesamtfläche	52
5.9	Vergleich der Tracerrückerhalte im März 2010 und 2011, *rekonstruiert	54
5.10	Vergleich der Tracerrückerhalte im August/September 2010 und 2011, *	
	Versuch tagsüber	54
5.11	${\rm Beschreibung} \ {\rm der} \ {\rm Niederschlagsereignisse} \ {\rm im} \ {\rm EZG} \ {\rm Hohrain}; \ {\rm *keine} \ {\rm Daten}$	
	vorhanden	57
5.12	Charakteristika für einzelne Abflussereignisse am Haupteinlass und Aus-	
	lass der Feuchtfläche sowie Aufenthaltsdauer jedes Ereignisses	59
А	Gemessene Fluoreszenzintensität der Kalibrierstandards für Uranin	93
В	Gemessene Fluoreszenzintensität der Kalibrierstandards für Sulforhoda-	
	min B	93
С	Gemessene Fluoreszenzintensität der Kalibrierstandards für Uranin	94
D	Gemessene Fluoreszenzintensität der Kalibrierstandards für Sulforhoda-	
	min B	94
Е	Gemessene Abflüsse während der Tracerexperimente im März	95
F	Gemessene Abflüsse während der Tracerexperimente im August/September	95

G	Zusätzlich mobilisierte Tracermassen und Zeitdauer der erhöhten Tra-	
	cerkonzentration am MP 2	99

Abkürzungsverzeichnis

APEG	Automatischer Probenehmer
ArtWet	Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution and phytoremediation in Artificial WETland ecosystems
BR	Bromid
Cfb	Feuchttemperiertes Klima
EOS	Eosin
EZG	Einzugsgebiet
GF	Kiesfilter
MP	Messpunkt
OTIS	one-dimensional transport with inflow and storage model
RTD	${\it Aufenthaltswahrscheinlichkeit}$
SDZ	Sedimentationszone
SRB	Sulphorhodamin B
TDK	Tracerdurchgangskurve
UR	Uranin

Symbolverzeichnis

$C'(\phi)$	${ m dimensionslose} \ { m Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilung}$	-
C(t)	Tracerkonzentration	$\frac{\mu g}{l}$
E(t)	${\it Wahrscheinlichkeits dichteverteilung}$	-
F	resultierende Tracermasse	g
F_0	ursprüngliche Tracermasse	g
h_{gr}	Mindestwasserhöhe	cm
Ι	Fluoreszenzintensität	counts
ε	effektiven Volumenverhältnisses	-
λ	hydraulische Effizienz	-
λ_{exc}	Anregungswellenlänge	nm
λ_{diff}	Wellenlängenabstand	nm
M_{Ein}	eingespeisten Tracermasse	g
$M_{R\ddot{u}ck}$	zurückerhaltene Tracermasse	g
NN_{max}	max. Niederschlag	mm
NN_{kum}	Niederschlagssumme	mm
p	Wahrscheinlichkeit	_
ϕ	dimensionslose Abfluss und Volumengewichtete Zeit	-
Q(t)	Abfluss	$\frac{l}{s}$
Q_{Diver}	Abfluss (Diver)	$\frac{l}{s}$
Q_{kum}	Abflussvolumen	$\frac{l}{s}$

Q_{lit}	Ausgeliterter Abfluss	$\frac{l}{s}$
Q_{max}	max. Abfluss	$\frac{l}{s}$
Q_{mean}	mittlerer Abfluss	$\frac{l}{s}$
R	Rückerhalt	
r	Korrelationskoeffizient	-
t	Zeit	min
t_N	nominale Ausfenthaltsdauer	h
t_p	Zeitpunkt der maximalen Tracerkonzentration	h
τ	mittlere Verweilzeit	h
δ^2	Varianz	h
V	Feuchtflächenvolumen	m^{3}

Summary

Non point source pollution from agricultural catchments can degrade water quality of surface waters. Wetlands can mitigate the transport of contaminants into downstream water bodies. Further studies have shown that the retention of contaminants in wetlands is significantly influenced by plant density, geomorphology and flow rate (WÖRMAN ET AL., 2004; GREGOIRE ET AL., 2009, LANGE ET AL., 2011). However, knowledge about possible remobilization of already retained contaminants under high flow or flood conditions is limited. By the combined application of fluorescent tracers as a reference to mimic photolytic decay (uranine) and sorption (sulphorhodamine-B) of contaminants and salt tracers (sodium bromide) to determine wetland hydraulics (reference tracer approach), retention processes and main flow paths can be easily examined (LANGE ET AL., 2011).

The aim of this thesis was to investigate remobilization of retained contaminants in the wetland during runoff events by the application of the reference tracer approach. Therefore multitracerexperiments in the intermittent flow through wetland in rouffach and the permanent flow through wetland in eichstetten were conducted.

Due to the established vegetation maps, spatial distribution of conductivity sensors and an impulse injection of sodium chloride the distribution of the main flow paths and death zones in the vegetated and not vegetated wetland in eichstetten could be determined. For the multitrace experiments in 2011 an impulse injection of 1 q uranine (UR) and sulphorhodamine-B (SRB) and 250 g of sodium bromide were conducted. The comparison of the dimensionless residence time distribution of the tracer break through curves from the conservative tracer bromide suggested an increasing influence of preferential flow paths due to prevalent low flow conditions in summer and a decrease of mixing processes. However, the analysis of the tracer break through curves showed that mass retention of the non conservative tracers (UR 75%, SRB 79%) in the vegetated wetland was higher compared to the non vegetated wetland (UR 88%, SRB 91%). It's assumed, that dense vegetation retains sorptiv contaminants, reduces flow velocity and increases contact time between contaminants and sorption surfaces. Due to the incomplete recovery of uranine of the night time conducted tracer experiments, it's supposed that uranine can also be affected by light sorption and microbiological decay. The highest remobilized traceramounts were measured during the largest artificially generated flood in the non vegetated wetland (UR 12 mq, SRB 19 mq). For the multitracerexperiment in the vegetated wetland, the high flow conditions were reached due to a precipitation event 0,7 mg Uranin und 1,2 mg SRB. It is assumed that the remobilized tracer masses are contributed to the flooding of death zones and water storage areas. With the used method tracer concentrations in the sediment couldn't be determined. Those results provides the assumption that larger outflow differences and prevalent formation of death zones and water storage areas in summer, leads to a bigger potential of remobilization of contaminants in the wetland in this period.

A long term multitracerexperiment was conducted in the rouffach wetland. 10 q of uranine and SRB were automatically injected (impulse) during a convective precipitation event on may 22nd. The decrease of the tracer concentrations were were measured inside the wetland and in the outlet with a temporal resolution of 1-4 hours. Furthermore, inlet and outlet discharges were measured with a temporal resolution of 6 minutes allowing a detailed characterization of outlet runoff events. Precipitation was measured by a station in the catchment. The results show, that the retention of the injected tracers was influenced by sorption, photolytic decay and remobilization during runoff events. Overall 14 runoff events leads to a remobilization of tracer masses (UR5, 37 q, SRB 3,94 g). It's assumed, that the lower SRB-retention is caused by the existence of many sorption surfaces due to the dense vegetation and thick sediment layers in the sedimentation zone. Hence, it could be shown, that the potential of remobilization during runoff events is for low sorptiv contaminants higher than for those which are at least as sorptiv as SRB ($Log K_{ow} = -2, 02$). Furthermore, a significant correlation between remobilized uranine mass and peak discharges (p = 0, 035) as well as runoff volume (p = 0,014) was found. For the more sorptiv SRB a significant correlation between the remobilized SRB-mass and the runoff duration was detected (p = 0, 012).

The present study demonstrates that runoff events can affect the retention of less sorptiv contaminants by remobilisation. Furthemore a correlation between remobilized tracer mass and the properties of the runoff event were observed. Further investigations are necessary to estimated the remobilization potential from in sediment sorbed contaminants.

Keywords: wetlands, fluorescent tracers, reference tracer, remobilization, flood, residence time distribution, sorbtion, contaminants.

Zusammenfassung

Schadstoffe aus landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten gelangen durch direkte und diffusive Eintragswege in Oberflächengewässer. Dabei können Feuchtflächen den Transport von Schadstoffen in unterstromige Gewässer durch unterschiedliche Retentionsprozesse vermindern. Es ist bekannt, dass die Retentionseffizienz von Feuchtflächen durch die Pflanzendichte, Morphologie und Fließgeschwindigkeit maßgeblich beeinflusst wird (Wörman et al., 2004; Gregoire et al., 2009, Lange et al., 2011). Allerdings wurde noch nicht untersucht, inwiefern bereits zurückgehaltene Schadstoffe durch hohe Abflüsse remobilisiert werden können. Durch die kombinierte Anwendung von hydrologischen Tracern, die den sorptiven Charakter (Sulphorhodamin B) und photolytischen Abbau (Uranin) von Schadstoffen simulieren und konservativen Tracern (Natriumbromid) zur Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften (Referenztraceransatz), können die Fließ- und Retentionsprozesse in Feuchtflächen einfach und preiswert betrachtet werden (LANGE ET AL., 2011). Ziel dieser Arbeit war es, die Remobilisierung von in der Feuchtfläche zurückgehaltenen Schadstoffen während Abflussereignissen durch die Anwendung des Referenztraceransatzes zu untersuchen. Dazu wurden mehrere Multitracexperimente in der periodisch durchflossenen Feuchtfläche Rouffach und der permanent durchflossenen Feuchtfläche Eichstetten durchgeführt.

In der Feuchtfläche Eichstetten konnte an Hand einer Vegetationskartierung und der räumlichen Verteilung von Leitfähigkeitssonden sowie der Einspeisung von Natriumchlorid die Verteilung der Hauptfließwege und Totzonen im bewachsenen und unbewachsenen Zeitraum ermittelt werden. In der Durchführung der Multitracerexperimente 2011 wurden jeweils 1 g Uranin und Sulphorhodamin (SRB) sowie 250 g Natriumbromid impulsartig eingespeist. Beim Vergleich der dimensionslosen Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilung der Tracerdurchgangskurven von 2010 und 2011 des konservativen Tracers Bromid wurde deutlich, dass der Einfluss von präferentiellen Fließwegen bei den im Sommer häufigen Niedrigwasserständen zu nimmt und die Durchmischung und Retentionseffizienz vermindern kann. Die Auswertung der Tracerdurchgangskurven der nicht konservativen Tracer Uranin und SRB zeigte, dass der Rückerhalt der Tracer in der bewachsenen Feuchtfläche (Uranin 75%, SRB 79%) dennoch niedriger ist, als in der unbewachsenen (Uranin 88%, SRB 91%). Es wird angenommen, dass die dichte Vegetation im Sommer sorptive Schadstoffe zurückhält und gleichzeitig die Fließgeschwindigkeit verringert und dafür die Kontaktzeit zwischen Schadstoffen und Umgebung erhöht. Der unvollständige Rückerhalt von Uranin, der nachts durchgeführten Tracerversuche lässt vermuten, dass Uranin nicht nur photolytisch zersetzt wird, sondern auch leicht soptiv ist bzw. mikrobiologisch abgebaut werden könnte. Die höchsten remobilisierten Tracermengen wurden während der größten künstlich erzeugten Abflusserhöhung in der unbewachsenen Feuchtfläche gemessen (Uranin 12 mg, SRB 19 mg). Während des Multitracerversuches in der bewachsenen Feuchtfläche wurde die größte Abflusserhöhung, durch ein Niederschlagsereignis erreicht. Dabei wurden 0, 7 mg Uranin und 1, 2 mg SRB remobilisiert. Es wird davon ausgegangen das die remobilisierten Tracermassen aus den überfluteten Totzonen und Staubereichen stammen. Mit dem angewandten Verfahren konnten keine Tracerkonzentrationen im Sediment gemessen werden. Basierend auf den vorliegenden Ergebnissen wird angenommen, dass die im Sommer häufigere Ausbildung von Totzonen und Staubereichen sowie die größeren Abflussdifferenzen zu einem größeren Remobilisierungspotential von Schadstoffen in der Feuchtfläche Eichstetten führen.

In die Feuchtfläche Rouffach wurde ein Langszeitmultitracerversuch durchgeführt. Dazu wurden am 22. Mai 2011 während eines Starkniederschlagsereignis 10 q Uranin und 10 g SRB automatisch eingespeist. Die Abnahme der Tracerkonzentrationen wurde in der Feuchtfläche und im Auslass der Feuchtfläche mit einer zeitlichen Auflösung von 1-4 Stunden registriert. Außerdem wurde der Abfluss am Einlass und Auslass der Feuchtfläche aller 6 min gemessen. Dadurch konnten Abflussänderungen am Auslass sehr detailliert charakterisiert werden. Niederschlagsdaten wurden von der im Einzugsgebiet liegenden Niederschlagsmessstation aufgezeichnet. Die Ergebnisse zeigten, dass die grundlegenden Prozesse die den Rückhalt der Tracer beeinflussten, in der Sorption, dem photolytischen Abbau und der Remobilisierung während Abflussereignissen bestanden. Dabei bewirkten 14 Abflussereignisse eine Remobilisierung von Uranin (5, 37 q) und SRB (3, 94 q). Der geringere SRB-Rückerhalt resultiert vermutlich aus dem Vorhandensein von einer hohen Anzahl an Sorptionsplätzen durch die hohe Pflanzendichte und die hohe Sedimentmächtigkeit in der Sedimentationszone. Damit konnte gezeigt werden, dass das Remobilisierungspotential durch Abflussereignisse für gering sorptive Schadstoffe höher ist, als für welche, die wenigstens so sorptiv wie SRB $(Log K_{ow} = -2, 02)$ sind. Weiter konnte eine signifikante Korrelation der remobilisierten Uraninmasse mit dem max. Abfluss (p = 0, 035) und dem Abflussvolumen (p = 0, 014)eines Abflussereignisses festgestellt werden. Für das sorptivere SRB wurde eine signifikante Korrelation für die Abflussdauer (p = 0, 012) ermittelt.

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass Abflussereignisse die Retention von weniger sorptiven Schadstoffen durch Remobilisierung beeinflussen kann. Die remobilisierte Masse steht dabei in einem Zusammenhang mit den Eigenschaften des Abflussereignisses. Weitere Untersuchungen sind notwendig, um das Remobilisierungspotential aus im Sediment sorbierten Schadstoffen abzuschätzen.

1 Einleitung

1.1 Motivation

Schadstoffbelastungen in Gewässern wirken sich zunehmend auf aquatische Lebensgemeinschaften und mittelbar auf die Gesundheit des Menschen aus. Diese Belastungen resultieren aus direkten oder diffusen Eintragswegen oder Quellen in Oberflächengewässer. In Weinanbaugebieten stellen die zur Ertragssteigerung eingesetzten Pflanzenschutzmittel die größte Umweltgefährdung dar. Für eine Verbesserung der Situation legte die europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC) im Jahr 2000 einen Grenzwert von $0,5 \frac{\mu g}{l}$ für Pestizide fest. Gleichzeitig sind die Mitgliedstaaten der EU bis 2015 aufgefordert, eigene Richtwerte für einzelne Pflanzenschutzmittel zur Erlangung eines guten ökologischen und chemischen Zustands der Oberflächengewässer zu erstellen (L 327/1, 2000). Seit dem Jahr 2000 wird die Möglichkeit des Pestizidrückhalts durch Feuchtflächen genauer erforscht (SCHULZ, 2004). So sollen im Rahmen des Interreg Projektes PhytoRet das Potential von Feuchtflächen zum Rückhalt und Abbau von Pestiziden sowie Maßnahmen zur Umgestaltung und Unterhaltung an zwei künstlichen Feuchtflächen im Oberrheingraben untersucht werden. Der Projektanteil des Instituts für Hydrologie der Universität Freiburg besteht dabei in der Durchführung von Multitracerexperimenten, um den Rückhalt und permanenten Abbau von Schadstoffen zu charakterisieren (URL1).

1.2 Stand der Forschung

Durch Abfluss induzierte Erosion ist eine der Hauptursachen für die Mobilisierung und den Transport von Pestiziden von landwirtschaftlich genutzten Gebieten in aquatische Ökosysteme. Bei vorheriger Pestizidanwendung werden die höchsten Pestizidkonzentrationen in Gewässern nach dem ersten Niederschlagsereigniss gemessen (SCHULZ UND PEAL, 2001). Pflanzenschutzmittel können eine signifikante Belastung der Trinkwasserund Oberflächenwasserqualität verursachen. Feuchtflächen erhöhen wegen ihrer hohen Artenvielfalt und hydrologischen sowie biochemischen Charakteristik den Wert eines Einzugsgebiets (MITSCH UND GOSSELINK, 2000). Verschiedene Studien haben gezeigt, dass durch die unterstromige Anbindung von natürlichen und künstlichen Feuchtflächen an landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiete, nicht punktuelle Pestiziteintragungen

2

zurückhalten werden können (SCHULZ UND PEAL, 2001; MAILLARD ET AL., 2011; ELSÄSSER ET AL., 2011). Die grundlegenden Retentionsmechanismen von organischen Substanzen bestehen in Sedimentation, Aufnahme und Adsorption durch Organismen, biologischem Abbau, Photolysis und Hydrolysis (IMFELD ET AL., 2009). Auch der Pestizidrückhalt unterliegt diesen Prozessen (GREGOIRE ET AL., 2009). Auf der Suche nach der optimalen Auslegung der Fläche und der "Best-Management-Praxis" wurden der Einfluss der Vegetation oder Sedimentakkumulation (KEEFE ET AL., 2010; WÖR-MAN ET AL., 2004; GREGOIRE ET AL., 2009), der geomorphologischen Bedingungen (STERN ET AL., 2001; PERSSON, 2000), der Wassertiefe (HOLLAND ET AL., 2004) und der Ausbildung von präferentiellen Fließwegen (STERN ET AL., 2001) auf Transport und Rentention von Pestiziden untersucht. Weiter wurde festgestellt, dass sich Feuchtflächen in unterschiedliche funktionelle Bereiche unterteilen lassen. So gibt es Bereiche, die komplett durchflossen werden, kurzzeitige Staubereiche sowie Totzonen die vom System abgeschlossen sind und nicht zur Durchmischung beitragen (MARTINEZ UND VIZE ET AL., 2003). In weiteren Studien konnten die Aufnahme und Sorption von Pestiziden und Schwermetallen durch Pflanzen (MOORE ET AL., 2005; MOO-RE ET AL., 2001; WERNER UND KADLEC., 1996) sowie die jahreszeitliche Variation hydraulischer Eigenschaften (SPIELES UND MITSCH, 2000; KEEFE ET AL., 2010) nachgewiesen werden.

Hydrologische Tracer werden häufig genutzt, um das Fließverhalten und die Retentionseffizienz von Feuchtflächen zu analysieren. Dabei werden die Tracerdurchgangskurve und die Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilung ausgewertet (HOLLAND ET AL., 2004; HOLLAND ET AL., 2005; WERNER UND KADLEC, 1996; LANGE ET AL., 2011; WILLIAMS UND NELSON, 2011). KEEFE ET AL. (2004) untersuchte den Einfluss durch die Abschattung von Pflanzen auf den photolytischen Abbau von Uranin sowie den reaktiven und nichtreaktiven Transport von Bromid und Rhodamin WT. SCHÜTZ ET AL. (2011) erforschte die Auswirkungen der natürlichen Sukzession auf die hydraulischen Eigenschaften der Feuchtfläche durch die Anwendung von Uranin, Sulphorhodamin B und Natriumbromid. Durch die Kombination von konservativen (Bromid) und nichtkonservativen (Uranin, Sulphorhodamin B) Tracern, die Sorption und photolytischem Abbau unterliegen, konnte das Retentionsverhalten des mobilen Herbizids Isoproturon studiert werden. Basierend auf den Ergebnissen der Tracerexperimente wurde ein ähnliches Verhalten von SRB und Isoproturon beobachtet. Der Vorteil der Anwendung der Farbtracer als Proxy, liegt in der preiswerteren und schnelleren Analyse. Dieser Ansatz wird als Referenztraceransatz bezeichnet (LANGE ET AL., 2011; PASSEPORT ET AL., 2010).

CERVANTES ET AL. (2011) erwähnt, dass die Flutung von Sumpfgebieten zu einer Änderung von pH-Wert und Redoxpotential führt und dadurch bereits sorbierte Schwermetalle mobilisiert werden können. Mit Bezug auf die Auswertung von mehreren Multitracerversuchen erwähnt LANGE ET AL. (2011), dass es durch die Flutung

von Feuchtflächen durch Niederschlagsereignisse zu einer Remobilisation von bereits sorbierten Tracermengen kommen kann. Diese Remobilisation kann die Effizienz der Feuchtfläche mindern. Da dieser Effekt in Bezug auf Pestizide noch nicht untersucht wurde, soll der erste Schritt dazu in der vorliegenden Arbeit unter Anwendung des Referenztraceransatzes geschehen.

1.3 Zielstellung

Im Rahmen von vorangegangen Forschungsarbeiten am Institut für Hydrologie wurden künstliche Feuchtflächen, Waldgebiete und künstliche Grasstreifen durch die Anwendung des Referenztraceransatzes hinsichtlich ihrer Retentionseigenschaften für das Pestizid Isoproturon untersucht.

Die vorliegende Arbeit soll nun dazu beitragen, die Möglichkeit der Remobilisierung von bereits in der Feuchtfläche zurückgehaltenen Schadstoffen infolge einer Abflusserhöhung abzuschätzen. Dazu sollen parallele Multitracerversuche in der periodisch durchflossenen Feuchtfläche in Rouffach und der kontinuierlich durchflossenen Feuchtfläche in Eichstetten durchgeführt werden. Die Anwendung von den im Referenztraceransatz eingesetzten Tracern Uranin und Sulphorhodamin B soll eine Untersuchung der dominierenden Retentionsprozesse in bewachsenem und unbewachsenem Zustand ermöglichen sowie die Quantifizierung der Remobilisierung in abhängigkeit der Eigenschaften des Abflussereignisses ermöglichen. Durch die Einspeisung von Bromid kann die Änderung der hydraulischen Eigenschaften der Feuchtfläche zwischen beiden Vegetationsperioden und deren Auswirkung auf eine mögliche Remobilisierung betrachtet werden. Die Ergebnisse der in Eichstetten durchgeführten Versuche sollen mit den Ergebnissen der Multitracerversuche aus dem Jahr 2010 verglichen werden. Abschließend sollen die Probleme und Unsicherheiten der angewandten Verfahren beschrieben werden.

2 Theoretischer Hintergrund

2.1 Fluoreszenztracer

Fluoreszierende Farbstoffe stellen ein häufig verwendetes Markierungsmittel in der hydrologischen Forschung dar. Sie vereinen die Vorteile, dass sie nicht toxisch auf Wasserorganismen wirken, deren Lichtemission im sichtbaren Spektralbereich liegt und sie somit einfach sowie preiswert zu analysieren sind. Weiterhin sind sie sehr gut wasserlößlich und weisen eine niedrige Nachweisgrenze auf. Die Auswahl der Tracer bezieht sich auf den Referenztraceransatz (LANGE ET AL, 2011). Beim Umgang mit Farbstoffen muss darauf geachtet werden, dass die Probeflaschen, Laborräume oder Versuchsgebiet nicht vor dem Tracereinsatz kontaminiert werden. Außerdem müssen die in Deutschland vorgeschriebene Grenzwerte für die maximale Tracerkonzentration (Sichtbarkeitsgrenze) eingehalten werden.

2.1.1 Uranin

Uranin $(C_{20}H_{10}Na_2O_5)$ auch als Fluoreszein bekannt, ist einer der meist genutzten Farbtracer. Es zeigt eine außergewöhnlich hohe Quantenausbeute und zählt zu den am stärksten fluoreszierenden Substanzen. Unter optimalen Bedingungen kann Uranin bis zu einer Nachweisgrenze von 0,002 $\frac{\mu g}{l}$ bestimmt werden. Die Kalibrierkurve zeigt einen sehr weiten linearen Kalibrierbereich. Bei Konzentrationen über 10000 $\frac{\mu g}{l}$ nimmt die Fluoreszenzintensität auf Grund von Eigenabsorption wieder ab. Uranin ist sehr gut wasserlöslich (> 600 $\frac{g}{l}$ bei 20 °C) und kann bis zu einer Konzentration von 30 $\frac{\mu g}{l}$ visuell wahrgenommen werden. Die Fluoreszenzintensität von Uranin ist stark abhängig vom pH-Wert (Abbildung 2.1). Bei pH-Werten über 8,5 wird die maximale Fluoreszenzintensität erreicht. Mit abnehmenden pH-Wert nimmt der Anteil des schwach fluoreszierenden Uraninkations zu. Dieses Kation ist stark sorptiv. Das kann zu einer Verringerung des Rückerhalts oder Erhöhung der Dispersion bei Markierungsversuchen führen. Durch Erhöhung des pH-Werts kann das Kation wieder verlustlos in ein Anion umgewandelt werden. Dieser Vorgang ist reversibel (KÄSS, 2004; LEIBUNDGUT ET AL., 2009).

Das Fluoreszenzmaximum von Uranin befindet sich bei 512 nm und die dazugehörige Anregungswellenlänge bei 491 nm. Das Maximum kann in Abhängigkeit des Lösungsmittels (Trübstoffe, pH-Wert) leicht variieren. Außerdem ist Uranin empfind-



Abbildung 2.1: Absorptionsspektrum von Uranin in Abhängigkeit vom pH-Wert (KÄSS, 2004)

lich gegenüber Lichteinwirkung. Die Photolyse stellt einen irreversiblen Prozess dar, der durch eine Zerfallsgleichung erster Ordnung beschrieben werden kann:

$$F = F_0 \exp(-kt) \tag{2.1}$$

wobei F die resultierende Masse, F_0 die ursprüngliche Masse des Tracers, k der Abbaukoeffizient und t die Beleuchtungsdauer ist. Dabei gilt, je höher die Beleuchtungsdauer und Strahlungsintensität sind, desto größer ist der Abbau des Uraninmoleküls. LEI-BUNDGUT (2009) beschreibt eine Konzentrationsabhängigkeit des Lichtabbaus. Um Uraninproben vor Lichtabbau zu schützen, sollten sie in Braunglasflaschen gelagert werden. Dadurch verlängert sich die Halbwertszeit von 11 Stunden auf ca. 18 Tage. Trotzdem kann die Halbwertszeit auch wesentlich geringer sein. WERNLI (2011) ermittelte bei einer mittleren Globalstrahlung von $650 \frac{W}{m^2}$ eine Halbwertszeit von ca. 16 min einer 10 $\frac{\mu q}{l}$ Uraninlösung. Die Fluoreszenzintensität wird ebenfalls von der Temperatur beeinflusst. Es besteht derselbe exponentielle Zusammenhang wie bei der Photolyse (KÄSS, 2004). Da die Abweichung durch unterschiedliche Temperaturen kleiner als 2% ist, kann diese vernachlässigt werden. Außerdem kann Uranin durch stark Oxidantien wie Chlordioxid, aber auch Chlor irreversibel zerstört werden. Uranin gilt als nicht toxisch (LEIBUNDGUT ET AL., 2009).

2.1.2 Sulforhodamin B

Sulforhodamin B $(C_{27}H_{29}N_2NaO_7S_2)$ wird eher selten in der hydrologischen Forschung genutzt. Es hat unter idealen Bedingungen eine Nachweisgrenze von $0,01 \frac{\mu g}{l}$. Es ist licht- sowie pH-beständig und vor allem in organischen und tonhaltigen Böden sorptiver als Uranin (Retardationsfaktor 1,4). Die Lößlichkeitsgrenze liegt bei $10 \frac{g}{l}$. Das Fluoreszenzmaximum von Sulforhodamin B (SRB) befindet sich bei 583 nm und das Anregungsmaximum bei 564 nm. Da die Wellenlängenverschiebung $\lambda_{SRB} = 19 nm$ ähnlich dem des Uranins $\lambda_{Uranin} = 21 nm$ ist, eignen sich Uranin und SRB gut für Doppelsynchronscanverfahren. SRB gilt als gering toxisch $(LD_{50} = 1200 \frac{mg}{l})$ (KÄSS, 2004).

2.1.3 Theorie zur Fluoreszenzspektrometerie

Die Messung der Farbtracerkonzentration wurde im Labor des Instituts für Hydrologie mit einem Lumineszenzspektrometer LS-50B von Perkin Elmer (Reproduzierbarkeit $\pm 1\%$) durchgeführt. Im Spektrometer wird das von einer gepulsten Xenonlampe emittierte Licht durch den Eingangsmonochromator spektral zerlegt und trifft im 90° Winkel auf die Küvette, die die Wasserprobe enthält. Die Energie der Anregungswellenlänge wird von der Probe absorbiert und das Farbmolekül wird in einen höheren Energiezustand angehoben. Zur Desaktivierung des angeregten Moleküls gibt es mehrere Möglichkeiten. Als Fluoreszenz wird der Prozess bezeichnet, bei dem das Molekül unter Lichtemission zurück in seinen Ausgangszustand fällt und sich dabei die Spinmultiplizität nicht ändert. Das von der Probe emittierte Licht wird von einem Ausgangsmonochromatoren auf einen Sekundärelektronenvervielfacher abgebildet. Das in höhere Wellenlängen verschobene Fluoreszenzspektrum (Stokes Shift), ist näherungsweise das spiegelbildliche Abbild des Absorptionsspektrums (FELLER, 2003). Das LS-50B erlaubt die Einstellung verschiedener Scanmöglichkeiten. Da der Unterschied zwischen Anregungswellenlänge und Absorptionswellenlänge von Uranin und SRB annähernd gleich ist, kann das Doppelsynchronscanverfahren genutzt werden. Hierbei wird der Wellenlängenbereich in einem Abstand von $\lambda_{diff} = 21 nm$ von beiden Monochromatoren synchron abgetastet.

Das Fluoreszenzspektrometer wurde so eingestellt, dass es ein Spektrum von 400 bis 600 nm bei einer Scangeschwindigkeit von $100 \frac{nm}{s}$ aufzeichnet. Die Spaltbreite des Anregungsmonochromators wurde bei 10 nm und die des Emissionsmonochromators bei ebenfalls 10 nm belassen.

2.1.4 In situ Tracerbestimmung

Neben dem Fluoreszenzspektrometer konnte die Tracerdurchgangskurve (TDK) mit Hilfe der in situ Fluorometer GGUN FL-30 ermittelt werden. Diese haben den Vorteil, dass sie preiswert, in zeitlich hoher Auflösung drei verschiedene Farbtracer und zusätzlich die Trübung messen können. Das Fluorometer wurde von der Geomagnetischen Gruppe der Universität Neuchâtel entwickelt. Es besteht aus einer zylindrischen (5 cm Durchmesser) Durchflussküvette, die in ein Edelstahlgehäuse, in dem die Elektronik untergebracht, eingefasst ist. Das Messsystem wird ein zwei Einheiten geteilt. Die lichtemittierende Einheit ist aus vier Lichtquellen, Filtern und aspherischen Linsen zur Erzeugung eines quasi-monochromatischen, planparallelen Lichtbündels, aufgebaut. Die Detektionseinheit enthält eine weitere Linse, Filter und Photozelle zur Aufnahme der von der Probe emittierten Lichtquanten. Diese Einheit besitzt für jede Lichtquelle eine Messeinheit, die im 90° zur Einstrahlebene angeordnet ist. Die Abbildung 2.2 verdeutlicht das Messprinzip.



Abbildung 2.2: Messprinzip des GGUN FL-30 Fluorometers (SCHNEGG und FLYNN, 2002)

Durch die Anordnung der verschiedenen Messeinheiten lassen sich vier verschiedene Stoffe bestimmen. Die von den Lichtquellen emittierte Wellenlänge bestimmt welche Substanzen analysiert werden können. In der in Abbildung 2.2 dargestellten Konfigurationen kann die Trübung ($\lambda_{exc} = 660 nm$), Rhodamine ($\lambda_{exc} = 525 nm$), Uranin ($\lambda_{exc} = 470 nm$) und Tinopal ($\lambda_{exc} = 370 nm$) gemessen werden.

Vor Beginn einer Messreihe muss das Gerät kalibriert werden. Für die Farbtracer erstreckt sich der Messbereich über 5 Konzentrationsdekaden. Allerdings wird auf eine Abweichung von der Linearität (3% Uranin, 11% SRB) auf Grund der vergleichsweise einfachen Optik hingewiesen. Die Nachweisgrenze für Uranin befindet sich bei 0, 02 $\frac{\mu g}{l}$ und andere Tracer bei 0, 14 $\frac{\mu g}{l}$ in destillierten Wasser. Das Messgerät ist mit zwei in Reihe geschalteten 6 V Batterien ausgestattet. So können Messwerte über 7 Tage ohne Batteriewechsel aufgenommen werden (SCHNEGG UND FLYNN, 2002).

Das Fluorometer wurde in einer Vielzahl von Forschungsarbeiten zur Bestimmung der Sedimentfracht (GASSMANN, 2007) oder Tracerdurchgangskurven (PLIWISCHKIES, 2009; PROEMSE, 2008; LANGE ET AL., 2011) erfolgreich eingesetzt.

2.2 Salztracer

Salztracer sind klassische natürliche als auch künstliche, hydrologische Tracer die unter anderem zur Ergänzung in Multitracerexperimenten eingesetzt werden. Salze sind anorganische Verbindungen, die im Wasser in Kationen und Anionen dissoziieren. Dabei wird das Anion als Tracer betrachtet, da der Ionenaustausch oder Bindung an andere Partikel als vernachlässigbar gilt. Allgemein weisen Salztracer die Vorteile auf, dass sie einfach zu erwerben, messbar und handhabbar sind. Bei der Anwendung sollte beachtet werden, dass die Hintergrundbelastung im Gewässer groß sein kann, die Nachweisgrenze hoch ist und dadurch unter Umständen hohe Mengen eingespeist werden müssen (LEIBUNDGUT ET AL., 2009).

2.2.1 Natriumchlorid

Natriumchlorid (NaCl) ist der am häufigsten genutzte Salztracer. In der Vergangenheit wurde er meistens zur Abflussbestimmung mittels der Salzverdünnungsmethode angewandt. Natriumchlorid ist nicht umweltgefährlich, preiswert und hat eine hohe Lößlichkeitsgrenze in Wasser ($359 \frac{g}{l}$ bei 20 °C). Das Sorptionspotential von Chlorid ist sehr gering. Es eignet sich gut zur Bestimmung von TDK in kleineren hydrologischen Systemen durch Messung der Leitfähigkeit. Nachteilig kann sich bei großen Einspeisemengen das dichteabhängige Absinken des Tracers auswirken. Für Multitracerexperimente beträgt das Einspeisemasseverhältnis Chlorid zu Uranin 10 000:1 (LEIBUNDGUT ET AL., 2009).

2.2.2 Natriumbromid

Natriumbromid (NaBr) ist wegen seiner hohen Lößlichkeitsgrenze in Wasser (850 $\frac{g}{l}$ bei 10 °C) und der niedrigen Hintergrundkonzentration (oft unter der Nachweisgrenze), das am einfachsten anzuwendende Markierungssalz. Es wird angenommen, dass es stabil gegenüber chemischen, biologischen, photolytischen Abbau und Sorption in Mineralböden ist. Daher gilt es als nahezu idealer oder konservativer Tracer. Auf Grund dieser Vorteile wird es häufig als Referenztracer in Multitracerversuchen genutzt. Dabei sollte die Einspeisemenge von Bromid 3000 mal höher sein, als die von Uranin. Wegen der hohen Ladungsdichte eines Bromidions, kann Bromid schneller im Wasser transportiert werden als Wassermoleküle oder andere Farbmoleküle (LEIBUNDGUT ET AL., 2009).

2.3 Berechnung der hydraulischen Parameter in Feuchtflächen

Die am häufigsten genutzte Methode zur Bestimmung von Gebietseigenschaften von Feuchtflächen, ist die Interpretation der hydraulischen Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilung (RTD). Diese wurde erstmals 1953 von Danckwerts zur Beschreibung chemischer Reaktoren genutzt. Heute werden RTD Analysen häufig zur Modellierung von Partikeln in Feuchtflächen oder Verbesserung von Feuchtflächendesign- und Eigenschaften angewendet (HOLLAND ET AL., 2004).

RTD Analysen basieren darauf, dass im Idealfall ein in die Feuchtfläche eingegebener Tracerimpuls, in der Form des eingegebenen Impulses den Auslass passieren würde. Die verstrichene Zeit entspricht der Aufenthaltszeit. In der Natur unterliegt jedes Tracermolekül verschiedenen Einflüssen, wie unterschiedliche Fließwege, Fließgeschwindigkeiten und Diffusions- sowie Vermischungsprozesse. Diese verursachen eine Verteilungsdichtefunktion der Aufenthaltsdauer in dem Feuchtgebiet. Die Konzentrationsverteilung am Auslass ist dabei eine Eigenschaft der dispersiven Natur des Systems (HOLLAND ET AL., 2004). Die RTD basiert auf der Wahrscheinlichkeitsdichteverteilung E(t) der Tracermoleküle am Gebietsauslass. Sie wird ermittelt, durch die Eingabe eines Tracers in den Feuchtflächeneinlass und der Messung der Konzentration des Tracers im Auslass. Für eine Impulseingabe ergibt sich folgende Funktion:

$$E(t) = \frac{Q(t) \cdot C(t)}{\int_0^\infty Q(t) \cdot C(t)dt}$$
(2.2)

wobei C(t) die Tracerkonzentration in $\frac{\mu g}{l}$ ist und Q(t) den Abfluss zum Zeitpunkt t in $\frac{l}{s}$ symbolisiert. Im Zähler steht der Massenfluss des Tracers in die Feuchtfläche zu einem Zeitpunkt t nach der Tracereingabe und im Nenner die Summe der gemessen Tracermenge über den Messzeitraum betrachtet. Der Zusammenhang gilt für steady state Bedingungen. Da aber diese aber in der Natur nicht vorliegen (Abflussschwankungen, Niederschlag, Verdunstung), werden häufig die Massen anstatt der Konzentration zur Berechnung genutzt (KADLEC, 1994). Die erste Ableitung von Gleichung 2.2 ergibt die mittlere Verweilzeit τ (1. Moment) eines Tracermoleküls in der Feuchtfläche:

$$\tau = \int_{0}^{\infty} t \cdot E(t)d(t)$$
(2.3)

Die Durchmischung des Systems kann durch den Abstand der TDK von der mittleren Verweilzeit τ beschrieben werden. Sie wird das zweite Moment oder Varianz δ^2 genannt (KADLEC, 1994):

$$\delta^{2} = \int_{0}^{\infty} (t - \tau)^{2} \cdot E(t) d(t)$$
(2.4)

Die Bestimmung der mittleren Verweilzeit einer kontinuierlichen Einspeisung τ_{Kont} berechnet sich als:

$$\tau_{Kont} = \int_{0}^{\infty} \frac{t_{Einlass} \cdot E(t)_{Einlass} d(t)}{t_{Auslass} \cdot E(t)_{Auslass} d(t)}$$
(2.5)

mit $t_{Einlass}$ der Zeitpunkt des Massenflusses des Tracers am Einlass, $E(t)_{Einlass}$ der Wahrscheinlichkeitsdichteverteilung am Einlass, $t_{Auslass}$ der Zeitpunkt des Massenflusses des Tracers am Auslass und der $E(t)_{Auslass}$ Wahrscheinlichkeitsdichteverteilung am Auslass (MIN ET AL., 2009).

Zusätzlich kann zu Charakterisierung von Feuchtgebieten die nominale Ausfenthalts-

dauer t_N eines Tracermoleküls verwendet werden (LANGE ET AL., 2011):

$$t_N = \frac{V}{Q_{mean}} \tag{2.6}$$

mit V dem Volumen der Feuchtfläche und Q_{mean} dem mittleren Abfluss. Zur Einschätzung des effektiven Volumenverhältnisses ε und somit ob die Feuchtfläche von Totzonen und präferentiellen Fluss dominiert wird, lässt sich diese durch:

$$\varepsilon = \frac{\tau}{t_N}$$

berechnen. Wobei kleine Werte auf Totzonen oder präferentiellen Fluss hindeuten. Die hydraulische Effizienz λ lässt sich nach Persson folgendermaßen bestimmen:

$$\lambda = \frac{t_p}{t_N} \tag{2.7}$$

mit t_p dem Zeitpunkt der maximalen Tracerkonzentration. Werte von $\lambda \leq 0, 5$ stehen für eine schlechte hydraulische Effizienz, $0, 5 < \lambda \leq 0, 75$ für eine befriedigende Effizienz und $\lambda > 0, 75$ gute hydraulische Effizienz (PERSSON, 1999).

Zur Berechnung des Tracerrückerhalts R (relativ zur eingespeisten Tracermasse M_{Ein}) bis zum Abschluss des Tracerexperiments wurde folgende Gleichung genutzt (LANGE ET AL., 2011):

$$R = \frac{M_{R\ddot{u}ck}}{M_{Ein}} = \frac{\int_0^\infty C(t) \cdot Q(t)dt}{M_{Ein}}$$
(2.8)

Die aufgelisteten Zusammenhänge werden genutzt, um die Effizienz, das Volumen-Fließverhältnis oder den präferentiellen Fluss zu beschreiben (HOLLAND ET AL., 2004). Sollen jedoch Tracerexperimente in Feuchtflächen, die unter verschiedenen Bedingungen (Wasservolumen, Abfluss) durchgeführt wurden, direkt miteinander verglichen werden, schlagen WERNER UND KADLEC (1996) vor, dimensionslose Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilungen zu berechnen. Dabei wird die Zeit t durch eine dimensionslose Abfluss und Volumengewichtete Zeit ϕ ersetzt:

$$\phi = \frac{t}{t_N} = \frac{\int_0^\infty C(t)dt}{V} \tag{2.9}$$

(WERNER UND KADLEC, 1996). Die Gleichung

$$C'(\phi) = \frac{C(\phi) \cdot V(Sys)}{M_{R\ddot{u}ck}}$$
(2.10)

beschreibt die dimensionslose Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilung $C'(\phi)$ mit der am Auslass zurückerhaltenen Tracermasse $M_{Rück}$. Die entsprechenden Momente können parallel wie berechnet werden.

$$M_1^* = \int_0^\infty \phi \cdot C'(\phi) d(\phi) \tag{2.11}$$

Die erhaltenen Verteilungen beschreiben die dominierenden Fließ- und Transportprozesse in der Feuchtfläche und lassen auf die Effizienz der Fläche schließen (HOLLAND ET AL., 2004).

3 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die Tracerexperimente fanden in zwei im Oberrheingraben liegenden Feuchtflächen statt. In beiden Feuchtflächen wurden bereits Forschungsarbeiten im Rahmen des vorrangegangenen Projekts ArtWET (Mitigation of pesticides pollution and phytoremediation in Artificial WETland ecosystems) durchgeführt.

3.1 Löchernbach Einzugsgebiet

Die Feuchtfläche in Eichstetten wurde in einem Hochwasserrückhaltebecken "Breitenweg" der Gemeinde Eichstetten angelegt. Sie befindet sich im Auslass des Löchernbach Einzugsgebiet und zugleich am Ostrand des Kaiserstuhls im Südwesten Deutschlands.



Abbildung 3.1: Feuchtfläche Eichstetten (rot- Hochwasserrückhaltebecken, grün- Feuchftläche, blau- Löchernbach), Blick vom Damm des Hochwasserrückhaltebeckens, August 2011

3.1.1 Gebietsbeschreibung

Das mikroskalige Einzugsgebiet hat eine mittlere Fläche von $1,7 km^2$, gemittelt aus der Fläche des oberirdischen Einzugsgebiets $1,6 km^2$ und des unterirdischen Einzugsgebiets $1,71 km^2$. Es liegt auf einer Höhe von 213 m bis 380 m ü. N.N., mit einer Steigung zwischen 1-7%. Das Wasser, das die Feuchtfläche durchfließt, entstammt zu 70-90% aus dem Löchernbach. Der restliche Anteil stammt aus dem Biebenbach, der etwa 150 m flussaufwärts der Feuchtfläche in den Löchernbach mündet.

Im Zuge einer Flurbereinigungsmaßnahme wurde ein dichtes Dränagesystem gebaut und der Löchernbach in ein künstliches Trapezprofil gefasst. Dieses Maßnahme führt zu einer schnelleren Abflussbildung während Niederschlagereignissen (DEMUTH, 1992).

3.1.2 Klima

Auf Grund der Lage des Kaiserstuhls im Oberrheingraben zwischen Vogesen und Schwarzwald, besitzt er eine klimatische Sonderstellung (LUFT, 1980). Mit 1700 Stunden mittlere jährliche Sonnenscheindauer, gehört er zu den sonnigsten Regionen Deutschlands (ENDLICHER, 1978). Die mittlere Lufttemperatur fällt in den Wintermonaten nicht unter 0 °C und übersteigt im August 20 °C. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei ca. 9 °C (LUFT, 1980). Für die benachbarte DWD Station Adler/Breitenweg steht eine Niederschlagszeitreihe der Jahre 1977-1980 zur Verfügung.



Abbildung 3.2: Niederschlagszeitreihe der Stationen Adler und Mahlkünzig (KRÄMER, 1999)

Aus Abbildung 3.2 wird deutlich, dass in den Monaten Mai-Juli während der Sommergewitter der meiste Niederschlag fällt. Das Niederschlagsminimum liegt in den Monaten Januar und Februar (KRÄMER, 1999). Die mittlere jährliche Niederschlagssumme beträgt 846 mm. Die potentielle Verdunstung beträgt 584 mm (LUFT, 1980). Der durchschnittliche Abfluss des Löchernbaches ist im Winterhalbjahr ca. 36 % größer als im Sommerhalbjahr. In der Periode 1977-1991 betrug der mittlere Abfluss 5,7 $\frac{l}{s}$ (LEIBUNDGUT ET AL., 1992). Nach Köppen lässt sich diese Region in eine gemäßigte Zone mit warmen Sommern (Cfb) zusammenfassen.

3.1.3 Pedologische Gegebenheiten

Die Ausgangsbedingungen der Bodenbildung sind am Kaiserstuhl auf Grund der hohen räumlichen Variabilität von Gestein und Relief, der Zeitdauer der Bodenbildung, sowie der intensiven Landnutzung sehr vielfältig. Nach HÄDRICH UND STAHR (1997) lassen sich vier verschiedene Bodengesellschaften unterscheiden, von denen drei im Löchernbacheinzugsgebiet vorkommen. In den höheren, bewaldeten Lagen des Kaiserstuhls stehen Magmatite und Pechelbronner Schichten an. Hier blieb der Boden meist ungestört von anthropogenen Einflüssen. Dadurch bildet sich über einen längeren Zeitraum der Bodenentwicklung eine Pararendzina oder eine Weiterentwicklung zu einer Pelosol-Braunerde (WAGNER, 2002). Der größten Anteil im Einzugsgebiet wird von Hang und Hügellagen mit Lössböden bestimmt. Diese sind allerdings durch die Anlage von Großterrassen stark anthropogen beeinflusst. Es konnte keine natürliche Bodenbildung ablaufen. Auf diesen Terrassen lassen sich größtenteils Entwicklungsvorstufen der Pararendzina (Lockersyrosem) finden. Der Löss ist stark carbonathaltig und schluffreich. Der Gesamtcarbonatgehalt liegt bei ca. 35 %, der Grobschluffgehalt bei ca. 55 % und der Silizium Anteil im Löss bei ca. 50 % (HÄDRICH UND STAHR, 1997). In den Tallagen ist vorallem fluviatile Lössablagerungen aus Zeiten stark anthropogenen Eingriffes und Vegetationszerstörung zu finden. Es dominieren Böden, die durch sukzessive Anreicherung von Oberbodenmaterial aus den Hanglagen entstehen und die natürliche Bodenbildung überlagert. Die Abbildung 3.3 zeigt eine Unterscheidung zwischen Kolluvisol, der nicht von Stau- und Grundwasser beeinflusst ist, Pseudogley-Kolluvisol, von Stauwasser beeinflusst und von Gley-Kolluvisol, der mit anstehenden Grundwasser in Kontakt gekommen ist. Der Bereich des Rückhaltebeckens wird von einem Gley dominiert (WAGNER, 2002).



Abbildung 3.3: Böden im Löchernbach EZG (KRÄMER, 1999)

3.1.4 Landnutzung

Der größte Teil des Einzugsgebiets (ca. 61%) wird durch intensiven Weinbau genutzt. Das ist auf die günstigen physikalischen Eigenschaften des Lösses zurückzuführen. Aus der Abbildung 3.4 geht hervor, dass dazu vorallem Hanglagen genutzt werden. Während in Tallagen Obst und Gemüse (ca. 18, 5%) angebaut wird. Auf Grund des in höheren Lagen anstehenden Festgesteins, ist dort ein sprunghafter Übergang zu Waldbeständen (3, 5%) festzustellen (LEHMANN, 2008).



Abbildung 3.4: Landnutzung im Löchernbach EZG(LEHMANN, 2008)

3.2 Feuchtfläche Eichstetten

3.2.1 Charakteristik der Feuchtfläche

Die Feuchtfläche wurde im Rahmen des ArtWET Projekts mit einer Fläche von $65 m^2$ (0,004% des EZG) und einer Tiefe von 0 bis $15\,cm$ angelegt (HACHMANN, 2008). Sie maß 10 m Länge und 8 m Breite an der breitesten Stelle. Das Volumen betrug $6,5 m^3$ (LANGE ET AL., 2011). Infolge des geringen Wasservolumens der Feuchtfläche, konnten nur geringe Mengen an Schadstoffen effektiv zurückgehalten werden. Daher wurde die Feuchtfläche im Februar 2010 ausgebaut. Zum jetzigen Zeitpunkt misst die Feuchtfläche $30,5\,m$ in Länge und $8,3\,m$ in der durchschnittlichen Breite, mit einer durchschnittlichen Wassertiefe von 0.4 m. Die Fläche der Feuchtfläche beträgt 258 m² und das Wasservolumen bei einer durchschnittlichen Wassertiefe von $37 \, cm \, 95, 5 \, m^3$ (SCHÜTZ ET AL., 2011). Da der Unterboden aus Ton besteht, kann der Wasserverlust durch Infiltration vernachlässigt werden. Die Sedimentschicht war im März 2010 0,05 bis $0,15\,m$ mächtig und bestand zu 10% aus Sand und 80% aus Schluff (Lehm). Die Bepflanzung der Feuchtfläche setzte sich zu 60 % aus Phramitis australis, 20 % Typha latifolia und 20% Juncus conglomerates zusammen (SCHÜTZ ET AL., 2011). Die Feuchtfläche wird ständig von dem Löchernbach durchflossen. Um sie vor Überflutungen bzw. zu sedimentieren zu schützen, wurde der Löchernbach im Bereich des Hochwasserrückhaltebecken geteilt und ein Überfallwehr aus Holz eingebaut. Bei Niedrigwasser fließt nahezu immer Wasser durch die Fläche, während Hochwasser vorbeigeleitet werden.

3.2.2 Vorherige Forschungsarbeiten

Nachfolgend wird auf Forschungsarbeiten zu der Feuchtfläche Eichstetten eingegangen, deren Ergebnisse mit aktuellen Resultaten verglichen werden sollen. Ein Großteil der Arbeiten entstand im Rahmen des ArtWET EU-Projektes.

LANGE ET AL. (2011) führten 2007 Tracerexperimente im damaligen Feuchtgebiet Eichstetten ($65 m^2$ Fläche) und fünf weiteren Feuchtgebieten im Oberrheingraben durch. Dabei wurden in Eichstetten 10 mg Uranin, 20 mg Sulforhodamin B und 50 gNatriumbromid impulsartig eingespeist. Ausgewertet wurde die Aufenthaltsdauer, der Rückerhalt, die hydraulische Effizienz und der photolytische Abbau bzw. Sorption der Farbtracer. Der Rückerhalt für Bromid lag bei 93%, Uranin 100% und SRB 68%. Gleichzeitig zeigte die TDK zwei Maxima, was auf zwei Hauptfließwege hindeutete. Die Aufenthaltsdauer der Tracer lag bei 30 min. Der hohe Uraninrückerhalt zeigte, dass kein photolytischer Abbau stattgefunden hat. Die Ursache wurde in dem schnellen passieren der Feuchtfläche vermutet. Lange et al.(2011) geht davon aus, dass SRB auf Grund des unvollständigen Rückerhalts in der Feuchtfläche sorbiert wird. Aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeit verhielt sich die Feuchtfläche, wie zwei ebenfalls untersuchte bewachsene Gräben. Außerdem wurde die damalige hydraulische Effizienz als unbefriedigend eingeschätzt (LANGE ET AL., 2011).

SCHÜTZ ET AL. (2011) untersuchten den Einfluss von zunehmender Sedimentation auf die hydraulische Effizienz in der neu ausgebauten Feuchtfläche Eichstetten. Dazu führte er jeweils eine Impulseinspeisung und eine kontinuierliche Einspeisung im März und August 2010 durch. Als Tracer wurden Uranin, Sulforhodamin B, Eosin und Natriumbromid genutzt. Zusätzlich wurde die Globalstrahlung mit einem Pyranometer aufgezeichnet. Zur des Einflusses Untersuchung von Vegetation und Sedimentation wurde die Simulationssoftware OTIS (one-dimensional transport with inflow and storage) angewandt. Die Tabelle 3.1 stellt die gewonnenen Ergebnisse dar.

	Injektion	Abfluss	Injektionszeit	Bromid	SRB	UR	EOS
		$\left(\frac{l}{s}\right)$	(h)	(g)	(g)	(g)	(g)
Frühling	Impuls	10	0,01	388	1	0,2	0,8
	kontinuierlich	8,4	0,5	360	2,2	0,43	1,75
Sommer	Impuls	3,2	$0,\!01$	388	1,3	0,2	0,8
	kontinuierlich	$6,\!9$	2,78	730	$1,\!6$	1,1	$1,\!1$

Tabelle 3.1: Eingespeiste Tracermassen im Jahre 2010

Aus den Werten der Tabelle 3.2 wird deutlich, dass die Rückerhalte der Farbtracer immer unter denen des konservativen Tracers (Bromid) liegen. Gleichzeitig ist der Rückerhalt von SRB höher als der von Uranin. Basierend auf den Modellierungsergebnissen schreibt Schütz, dass die natürliche Sukzession von Feuchtflächen, das hydraulische
Tracer	М	ärz 2010	Au	ıgust 2010
	Impuls (%)	kontinuierlich (%)	Impuls(%)	kontinuierlich (%)
BR	100 *	100*	97	101
SRB	71^{*}	77*	82	85
UR	55^{*}	24^{*}	38	69
EOS	44^{*}	20^{*}	27	55

 Tabelle 3.2:
 Tracerrückerhalt, *Tracerrückerhalte durch Transportsimulation berechnet

Verhalten von nicht konservativen Stoffen beeinflusst. Im betrachteten Zeitraum hat sich das Wasservolumen in der Feuchtfläche um 45 % verringert. Die Abnahme des Volumens und Änderung der morphologischen Bedingungen resultieren in einer Beeinträchtigung der Austauschprozesses und einer Erhöhung des advektiven Transports bis zum präferentiellen Fluss (SCHÜTZ ET AL. , 2011).

3.3 Einzugsgebiet Hohrain

3.3.1 Gebietsbeschreibung

Das mikrokalige hydrologische Einzugsgebiet ist $0, 4 km^2$ groß und befindet sich 15 km südlich von Colmar (Frankreich) in Rouffach (Koordinaten: $47^{\circ}57$ N; $7^{\circ}17$ O). Es liegt auf einer Höhe von 230 bis 370 m über N.N. Daraus resultiert eine mittlere Steigung von 14% mit einer südöstlichen Ausrichtung. Die durchschnittliche Länge beträgt 888 m und die Breite 446 m. Das EZG unterliegt einem starken anthropogenen Einfluss und wird von einem dichtes Straßennetz durchzogen. Abgesehen von versiegelten Flächen, besteht die Landnutzung hauptsächlich zu 67, 8% aus Weinanbau und zu 32, 2% aus Wald. Die Abbildung 3.5 verdeutlich die Lage des Einzugsgebietes (MAILLARD ET AL., 2011).



Abbildung 3.5: Lage und Topographie des Einzugsgebiets Hohrain (HARTMANN, 2006)

3.3.2 Klima

Durch die Lage des Einzugsgebiets auf der Leeseite der Vogesen, treten Föhneffekte auf. Das Klima wird als Semikontinentalklima, mit kalten Wintermonaten (mittlere Monatstemperatur im Januar 1°C) und warmen Sommermonaten (mittlere Monatstemperatur im Juli 20°C) beschrieben. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt $10 - 11^{\circ}C$. Die Niederschlagsverteilungen im Elsass varriieren stark. Seit 1946 existiert die Niederschlagsstation "Rouffach CHS" in $1 \, km$ Entfernung von dem Einzugsgebiet. Die durchschnittliche jährliche Niederschlagssumme wird mit 599, $3 \, mm$ beziffert. Aus den Niederschlagszeitreihen können zwei hydrologische Jahreszeiten abgeleitet werden.



Abbildung 3.6: Durchschnittliche monatliche Niederschlagsmengen (2000-2010) abgeändert (LEFRANCQ, 2011)

Einen hydrologischen Sommer (Mai-Oktober) und einen hydrologischen Winter (November-April). Im Mittel fallen im Sommer 35 % mehr Niederschlag als im Winter. Im Sommer dominieren stark konvektive Ereignisse und im Winter ein längerer kontinuierlicher Regen. Gleichzeitig sind die Zeiträume zwischen Niederschlagsereignissen im Sommer am größten (HARTMANN, 2006).

3.3.3 Pedologische Gegebenheiten

Das Elsass kann ein drei tektonische unterschiedliche Gebiete geteilt werden. In die Vogesen (über 400*m* ü. N.N.), das Hügelland der Vogesen (200 – 400*m* ü. N.N.) und das Rheintal (150 – 230*m* ü. N.N.). Die Böden der Hanglagen und somit im Einzugsgebiet werden als sehr heterogen beschrieben. Das anstehende Gestein des EZG besteht aus Kalkstein, der mit Löss überdeckt ist. Die Bodenentwicklung ist durch menschlichen Enfluss gestört. Der Boden besitzt eine Porosität von 50 %, gute Wasserspeicherkapazität und eine Trockenraumdichte von $1, 22 - 1, 41 \frac{g}{cm^3}$. Der Boden besteht zu 70 % aus Fein-Grobkörnigen Kalkstein, 15 - 32 % Ton und 2% Sand. Der organische Anteil ist an der Oberfläche am Höchsten und beträgt 1, 3-1, 6%. Das EZG befindet sich in der Zerklüftung von Guebwiller (TOURNEBIZE ET AL., 2001).

3.3.4 Hydrogeologische Besonderheiten

Alluviale Schotter des Oberrheingrabens bilden den Elsass-Aquifer. Dieser wird von einer 2735 km^2 großen Fläche gespeist, ist zwischen 80 – 200 m mächtig und an das Hügelland vor den Vogesen angebunden. Sein Speichervolumen beträgt etwa 214 Milliarden m³. Die Grundwasserneubildung wird hauptsächlich von Rhein und Nebenflüssen sowie zu 20 % aus Niederschlag gebildet. Der Aquifer deckt 80 % des regionalen Trinkwasserbedarfes, sowie 50 % des industriellen Wasserverbrauchs. Da der Aquifer auch aus Weinanbaugebiet in den Vogesen gespeist wird und es über Zerklüftungen einen starken Austausch zwischen Oberflächenwasser und Zwischenabfluss gibt, ist die Beeinträchtigung der Wasserqualität durch Pestizideingabe im Weinanbaugebiet ein wichtiger Faktor (TOURNEBIZE ET AL., 2001).

3.3.5 Hydrologie

Die Einzugsgebietsgröße, die zur effektiven Abflussbildung beiträgt, beträgt 0, $19 \, km^2$. Zur Abflussbildung kommt es nur während Niederschlagsereignissen. Solche Niederschlagsereignisse treten statistisch betrachtet 1 mal in der Woche auf (MAILLARD ET AL., 2011). Wegen der hohen Infliltrationskapazität und der starken geologischen Klüftung des Gebiets geht ein Teil des infiltrierten Wassers verloren, so dass es selten zur Sättigung der Böden kommt. Starkniederschlagsereignisse erzeugen durch die kanalisierende Wirkung des Straßennetzes (Oberflächenabfluss) und dem starken Gefälle steil ansteigende Abflusspitzen (HARTMANN, 2006). Im Zeitraum von 2004 bis 2006 variierten die jährlichen maximalen Abflusspitzen zwischen $19 - 127 \, \frac{l}{s}$ und einem maximalen jährlichen Abflussvolumen von $31 - 250 \, m^3$ (PAYRAUDEAU ET AL., 2009).

3.4 Feuchtfläche Rouffach

3.4.1 Charakteristik der Feuchtfläche

Die künstlich angelegte Versuchsfläche "Waldweg" befindet sich in einem Hochwasserrückhaltebecken. Dieses ist für einen Rückhalt eines 100 jährigen Hochwassers mit einem Volumen von $1050 m^3$ bemessen. Ursprünglich wurde es 1980 gebaut und 2000 sowie 2009 erweitert. Das Feuchtgebiet überstreicht eine Fläche von $319 m^2$ und besitzt ein Volumen von $50 m^3$. Es gibt zwei verschiedene Arten von Zuflüssen. Der Hauptzufluss gelangt in die Fläche über die anliegende Straße und enthält den Oberflächenabfluss mit den meisten Pestiziden. Der Nebenzufluss stammt aus einem kleinen Teileinzugsgebiet (ca. $0, 05 km^2$). Dieser Zufluss ist beinah konstant, nimmt aber meist bis Juli ab. Die Zuflüsse weisen unterschiedliche hydrogeochemische Bedingungen auf (MAILLARD ET AL., 2011).



Abbildung 3.7: Auslass des Hohrain Einzugsgebiets



Abbildung 3.8: Feuchtfläche Rouffach, gelber Pfeil zeigt den Hauptzufluss

Das künstliche Ökosystem wird in zwei hintereinander verlaufende Abschnitte unterteilt. Der erste Abschnitt wird als Sedimentationszone (SDZ) bezeichnet. Er dient dem Auffang von Niederschlagsereignissen eingebrachten Sedimenten und der Vermischung mit bereits gespeichertem Wasser. Diese Zone besitzt eine Fläche von $234 m^2$ und ein Volumen von $40 m^3$. Die Wassertiefe schwankt zwischen 0,05 und 0,5 m im Zeitraum von April bis September. Der Boden der Feuchtfläche ist mit einer 0,5 m mächtigen Schicht aus Sediment bestehend zu 8,3% aus Sand, 22% Ton, und 69,7%Schluff überdeckt (LANGE ET AL., 2011). Der pH-Wert liegt in diesem Bereich im Durchschnitt bei 8. Der zweite kleinere Abschnitt besteht aus einem 0,6 m mächtigen Kiesfilter (GF) mit einer hydraulischen Leitfähigkeit von $k = 10^{-3} \frac{m}{s}$. Seine Funktion liegt in der Erhöhung der Verweilzeit von Schadstoffen in der Feuchtfläche. Zwischen dem ersten und zweiten Abschnitt befindet sich zusätzlich ein Messkanal, bestehend aus mit Grobkies gefüllten Drahtgeflechtbehältern. Auf Grund der geringen hydraulischen Leitfähigkeit des Tonbodens, kann eine Infiltration in tiefere Bodenschichten ausgeschlossen werden. Das Gefälle über die gesamte Versuchsfläche liegt bei 3%. Unterhalb des Kiesfilters war zusätzlich eine Betonwand eingebaut. Auf deren Rückseite lag der Abflusskanal. In der Betonwand befanden sich auf unterschiedlichen Höhen Löcher, um den Abfluss aus den Kiesfilter in den Abflusskanal kontrollieren zu können.



Abbildung 3.9: Schematischer Aufbau der Feuchtfläche Rouffach (MAILLARD ET AL., 2011)

Die Vegetation in der Sedimentationszone besteht hauptsächlich aus Phragmites australis, Schoenoplectus lacustris und Typha latifolia. Im Jahr 2010 lag die Vegetationsdichte im April bei< 1%, Mai 5%, Juni 25%, Juli 60%, August 70%, September 85%. Im Kiesfilter bestand der Pflanzenbewuchs vorwiegend aus Lolium perenne und Phramites australis und deckte im September 30% der Fläche ab. Ab August wurde die Wasserfläche in der Sedimentationszone zu 70% (September) von der Alge Chara vulgaris bedeckt (MAILLARD, 2011).

3.4.2 Vorherige Forschungsarbeiten

Es werden kurz zwei Studien beschrieben, die einen direkten Bezug zu dem in Rouffach durchgeführten Langzeittracerexperiment haben.

LANGE ET AL. (2011) führten ein weiteres Multitracerexperiment in der ursprüngliche Feuchtfläche in Rouffach durch. Diese besaß zu dem Zeitpunkt noch keinen Kiesfilter. Es wurden impulsartig 50 g Uranin, 100 g Sulforhodamin B und 5 kg Natriumbromid eingespeist. Ausgewertet wurden die Aufenthaltsdauerverteilung, der Rückerhalt, die hydraulische Effizienz und der photolytische Abbau bzw. Sorption der Farbtracer. Der Rückerhalt für Bromid lag bei 81 %, Uranin 42 % und SRB 18 %. Die nominale Aufenthaltsdauer t_N wurde mit 56 Stunden berechnet. Tracerkonzentrationen konnten noch 11 Wochen nach der Einspeisung gemessen werden. Der schwankende Wasserzufluss in die Feuchtfläche und die damit verbundene lange Verweilzeit bildeten eine gute Grundlage für photolytischen Abbau von Uranin. Dies wird in der geringen Rückholrate deutlich. Auf Grund der beachtlich niedrigen Rückholrate für SRB, ist davon auszugehen, dass die Sorptionskapazitäten in der Feuchtfläche sehr hoch sind. Zusammenfassend wird eine geringe Minderung der Tracermaxima erreicht, aber eine lange Speicherung der Tracer und damit eine Begünstigung der Abbauprozesse (LANGE ET AL., 2011). Basierend auf den Messwerten des Versuchs, sind in der Abbildung 3.10 die TDK beider Tracer dargestellt.

Deutlich wird, dass es bei dem Niederschlagsereignissen am 28. April und 28. Mai zu einer Erhöhung der Tracerkonzentrationen kommt. Das könnte ein Hinweis auf eine mögliche Remobilisierung durch eine Abflusserhöhung sein. Da aber der Zeitabstand



Abbildung 3.10: TDK des Multitracerversuchs vom 29.3.- 7.7.2007

zwischen den Probennahmen (5 Tage) und die Konzentrationsänderung sehr niedrig ist, lässt sich schwer abschätzen, ob es sich um eine Remobilisierung handelt. Aufbauend auf den Hinweis, soll diese Mobilisierung in der vorliegenden Arbeit genauer untersucht werden.

Außerdem wurde die Effizienz der Feuchtfläche zum Abbau von verschiedenen im EZG angewendeten Pestiziden erforscht. Dabei wurde ein Eintrag durch 9 Fungiziden, 6 Herbiziden und einem Insektizid von 8,039 g gemessen. Am Ausfluss waren lediglich noch 2, 181 g vorhanden. Weiterhin konnte aus den Ergebnissen abgeleitet werden, dass besonders Metalaxyl, Diuron und Glyphosat mehr im Frühjahr (70 – 100 % Rückhalt) abgebaut wurden als im Sommer (0 – 100 % Rückhalt). Es wird vermutet, dass große Abflussereignisse im Sommer Abbauprozesse behindern können, obwohl die höhere Vegetationsdichte die Kontaktzeit erhöht und mehr Sorptionsplätze anbietet. Gleichzeitig wurden mehr als 88 % der eingebrachten Trübstoffe zurückgehalten. Daraus schließen die Autoren, dass das Feuchtgebiet als gute "Pestizidfalle" durch Sedimentation dient (MAILLARD ET AL., 2011).

4 Methode

4.1 Eichstetten

Zur Untersuchung der Retentionsprozesse im Feuchtgebiet von Eichstetten im Frühling und im Sommer, wurden Tracerexperimente in diesen Jahreszeiten durchgeführt. Das Tracerexperiment im Frühjahr fand im Rahmen des Wahlpflichtmoduls "Feuchtgebiete und Auen" statt. Die Versuchsvorbereitung sowie Durchführung sind nicht Bestandteil der Masterarbeit. Es sollen lediglich die dort gewonnenen Ergebnisse erneut betrachtet und mit dem Sommerversuch verglichen werden. Dazu wird kurz Versuchsaufbau und Durchführung beschrieben. Der Sommerversuch wurde während der Masterarbeit unternommen.

4.1.1 Versuchsdurchführung

Frühling

Der Multitracerversuch im Frühjahr fand im Zeitraum vom 1.-3. März 2011 statt. Am ersten Versuchstag wurden 5 kg NaCl in 30 Liter $(170 \frac{g}{l})$ Wasser gelöst und innerhalb von $4 \min$ in den Feuchtflächeneinlass eingespeist. Etwa 90 min später (15:30 Uhr) wurden zeitgleich je 1 g Uranin und SRB impulsartig an derselben Stelle eingegeben. Während des ersten Versuchstages wurde der Durchfluss durch die Feuchtfläche mittels eines Wehres am Einlass auf konstant 25 % des aktuellen Zuflusses reduziert (Abbildung 4.1). Am zweiten Versuchstag bewirkte die Öffnung des Wehres eine schlagartige Abflusserhöhung auf 100% (Abbildung 4.2). Das Wehr bestand aus Steinplatten, die unbeweglich im Sediment befestigt wurden. Während beider Versuchstage wurde der Abfluss mittels "Auslitern" in größeren Zeitabschnitten quantifiziert. Zum Auslitern wurde das aus der Auslasskiste fließende Wasser über einen gemessenen Zeitraum aufgefangen und ebenfalls quantifiziert. Der Mittelwert aus 7-10 Wiederholungen gibt eine gute Schätzung des aktuellen Abflusses. Nach der Öffnung des Wehres wurden nochmals 2,17 kg $(350 \frac{g}{I})$ Natriumchlorid über einen Zeitraum von 60 min kontinuierlich mit einer Pumprate von 2,8 $\frac{ml}{s}$ eingespeist. Außerdem wurde ein Raster, bestehend aus 90 Quadraten über die Feuchtfläche gelegt und damit eine detaillierte Vegetationskartierung vorgenommen. Der Versuch fand an drei sonnigen Tagen, ohne Niederschlag statt.



Abbildung 4.1: Einlass Feuchtgebiet Eichstetten mit vermindertem Zufluss



Abbildung 4.2: Einlass Feuchtgebiet Eichstetten mit erhöhtem Zufluss

Sommer

Zu Beginn der Arbeit wurden drei Stege in das obere Drittel der Feuchtfläche eingebaut. Diese sollten eine ungestörte Sedimentprobenentnahme, sowie einen besseren Überblick über evtl. Ausbildung präferentieller Fließwege geben (Abbildung 4.5). Im Rahmen des Mulitracerversuchs war es geplant zusätzlich Tracerkonzentrationen im Sediment zu bestimmen. Um Orte für die Sedimententnahme auszumachen, wurde analog zum Märzversuch am 22. August 2,5 kg NaCl in 151 Feuchtflächenwasser gelöst und in den Einlass der Feuchtfläche eingespeist. Am 28. August wurde der erste Multitracerversuch unternommen. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit mit dem Märzversuch wurde je 1 q Uranin und SRB, wowie 250 q Natriumbromid eingespeist. Die beiden Farbtracer sind in pulverförmiger Form am Institut für Hydrologie vorhanden. Sie wurden, unter Einhaltung von Vorsichtsmaßnahmen (nasse Tücher auslegen, Türen und Fenster verschließen) im Labor eingewogen, vorgelöst und in Braunglasflaschen abgefüllt. Diese wurden bis zur Einspeisung mit Aluminiumfolie abgedunkelt. Für eine bessere Vergleichbarkeit, richteten sich die eingewogenen Tracermassen nach dem im Frühjahr durchgeführten Versuch. Die Tracer wurden impulsartig, innerhalb von weniger als 1 Minute eingespeist. Die Flaschen die den Tracer enthielten, wurden direkt nach der Eingabe zweimal mit dem Bachwasser ausgespült. Zuerst erfolgte die Dirac´sche Einspeisung von Natriumbromid und ca. 90 min später die der beiden Farbtracer. Der photolytischen Abbau von Uranin sollte vermieden werden. Dazu wurde der Einspeisezeitpunkt auf kurz nach Sonnenuntergang (20:30 Uhr) gewählt. Da der Einlass an der Einspeisestelle nicht sehr tief ist, wird von einer sofortigen und guten Durchmischung der Tracer mit dem Bachwasser ausgegangen. Der Abfluss wurde wie schon im Frühjahr durch Auslitern im Auslass bestimmt. Zusätzlich konnte durch eine Kombination aus Wasserdruckdiver und Barodiver der Abfluss über einen Zeitraum von zwei Wochen abgeschätzt werden. Zum weiteren Vergleich sind die Daten des Pegelhauses am Löchernbach verfügbar. Auf Grund der niedrigen Abflusssituation des Baches im Sommer $(1 - 2\frac{l}{s})$ konnte keine künstliche Abflusserhöhung durch dieselbe Vorgehensweise wie im Frühjahr erreicht werden. Daher bestand die Idee darin, das Thompsonwehr am Löchernbach mit Sandsäcken aufzustauen und dann schlagartig zu öffnen (Abbildung 4.3). Da der Einlass Feuchtfläche stärker zu sedimentiert war (als im Frühjahr), konnte die vorhandene Schwelle keine größeren Abflüsse mehr in die Fläche leiten. Deswegen mussten zusätzlich Bretter horizontal zur Umleitung des erhöhten Ablusses in die Fläche eingebracht werden (Abbildung 4.4).



Abbildung 4.3: Anstau des Thompsonwehres mit Sandsäcken





Die Sedimentprobenentnahme geschah mit einem angefertigten PVC Rohr. Dieses hatte einen Durchmesser von 5 cm und war 50 cm lang. An dem Rohr war eine Markierung angebracht, um es 10 cm tief in das Sediment zu führen (Abbildung 4.5). Vor dem Herausziehen, wurde es am oberen Ende mit einem Stopfen verschlossen. Durch den erzeugten Unterdruck blieb das Sediment im Rohr und konnte direkt in eine Weithalsbraunglasflasche abgefüllt werden. Damit möglichst wenig Wasser der gleichfalls beprobten Wassersäule in die Probeflasche gelangte, wurde erst das Wasser durch entfernen des Stopfens aus dem Rohr entlassen und danach das Sediment. Die Sedimentprobennahme geschah vor dem Tracerversuch, nach dem Passieren der TDK (ca. 12 Stunden nach Einspeisung) und nach der Abflusserhöhung. Bei der Auswahl des Beprobungsortes wurde darauf geachtet, dass dieser nicht durch vorherige Beprobungen bereits gestört war. Um eine Kontamination des Beprobungsortes durch eine vorherige Sedimententnahme zu vermeiden, wurde mit der Probenahme entgegen der Fließrichtung begonnen. Die Sedimentproben wurden bis zur Analyse bei $-22^{\circ}C$ lichtdicht gelagert.

Am 6. September konnte ein weiterer Tracerversuch durchgeführt werden. Die Vorgehensweise war identisch mit der des Versuchs vom 28. August. Der einzige Unterschied bestand darin, dass ein Niederschlagsereignis die erste Abflusserhöhung verursachte. Die zweite Abflusserhöhung konnte wieder mit Anstauen des Thompsonwehres erreicht werden. Allerdings wurden diesmal nach Erreichen des Stauziels, die Sandsäcke nicht



Abbildung 4.5: Sedimentprobenahme in Eichstetten mit angefertigten PVC Rohr

sofort entfernt, sondern ca. 30 min überströmt und dann schlagartig geöffnet.

Mit Abschluss der Tracerversuche konnte mit der Aufnahme eines Wasser- und Sedimenttiefenprofils begonnen werden. Dazu wurde an jedem Rasterpunkt mittels einer Messlatte die Wassertiefe und die Sedimenttiefe gemessen. Da der Unterboden aus Lehm besteht und somit von diesem ein größerer Widerstand ausgeht, wird angenommen, dass der Abstand zwischen Sedimentoberflächen und diesem Punkt, der Sedimentmächtigkeit an dem Rasterpunkt entspricht. Zeitgleich wurde der Abfluss durch Auslitern bestimmt.

4.1.2 Versuchsaufbau

Frühling

Zur Erfassung der Leitfähigkeitserhöhung durch die Natriumchlorideinspeisung wurden in der Feuchtfläche 4 Handmessgeräte von WTW, Weilheim (LF 91/2 - LF 92/4), 6 CDT Diver (Schlumberger) und 4 Leitfähigkeitsmesssonden verteilt. Weiterhin zeichneten je ein Multimessgerät WTW, Weilheim die Leitfähigkeit und den pH-Wert (30 s Takt) im Einlass und Auslass der Feuchtfläche auf. Zusätzlich waren 7 5TE Sonden von Decagon Devices Inc. unterschiedlich tief im Sediment (5-15 cm) des Einlassbereiches der Feuchtfläche eingebracht. Zur Messung des Tracerdurchgangs waren am Auslass 2 Fluorometer GG Fl-30 nebeneinander angebracht. Zur Fluoreszenzbestimmung im Labor, füllte zusätzlich ein automatischer Probennehmer (APEG) aller 30 min eine Wasserprobe in eine Braunglasflasche. Die Abbildung 4.6 zeigt die Platzierung der jeweiligen Messgeräte.

Sommer

Die Registrierung der Leitfähigkeitserhöhung, verursacht durch die Einspeisung von NaCl, geschah im Sommerversuch durch 7 CDT-Diver (Schlumberger), die im oberen



Abbildung 4.6: Versuchsanordnung im März 2011, Feuchtfläche Eichstetten

Drittel der Feuchtfläche in Fließwegen (Diver 1-4), sowie im tieferen Wasser (Diver 5 und 6) angebracht wurden. Darüber hinaus konnte die Hintergrundleitfähigkeit am Feuchtflächeneinlass mit einem Multimessgerät WTW, Weilheim, sowie die Durchgangskurve am Auslass mit einem weiteren Diver (Nr. 7) erfasst werden. Die Messgeräte loggten Leitfähigkeit, Temperatur und Wasserspiegelhöhe im 30*s* Takt. Der zur Messung des aktuellen Luftdrucks eingesetzte Druckdiver, war in der Auslasskiste angebracht. Weiterhin befand sich am Auslass der Feuchtfläche ein APEG, der alle 10*min* eine Wasserprobe in eine Braunglasflasche abfüllte. Zur Gewährleistung eines einheitlichen Zeitbezugs, wurden alle internen Uhren der Messgeräte, sowie die Uhr zur Zeitnahme der Tracereinspeisung auf die Atomuhrzeit eingestellt.

Der eingesetzte automatische Probenehmer wurde vor dem Versuch zur Vermeidung von Kontaminationen mit neuen Schläuchen ausgestattet und das Probenahmeintervall von 10 min über 6 Stunden überprüft. Dabei konnte festgestellt werden, dass die Probenahmeintervalle eine zeitliche Abweichung von bis zu $\pm 15 s$ aufweisen. Die Abbildung 4.7 zeigt die Versuchsanordnung der Multitracerversuche im Sommer.

Die Niederschlagsmengen konnten von der Messstation in Bötzingen (ca. 2 km von der Feuchtfläche entfernt), sowie von der Messstation in benachbarten Einzugsgebiet Rippachtal bezogen werden.



Abbildung 4.7: Versuchsanordnung im August/September 2011, Feuchtfläche Eichstetten

4.2 Rouffach

Die Planung des Versuchs, sowie Einspeisung der Tracer erfolgte von Mitarbeitern des Instituts für Hydrologie. Der Anteil der Masterarbeit besteht hier in der Fortführung und Beendung des Multitracerexperimentes, sowie in der Analyse und Interpretation der Ergebnisse.

4.2.1 Versuchsdurchführung

Am 22. Mai 2011 (14:00 Uhr) wurden während eines Starkniederschlagsereignisses je 10 g Uranin und SRB als Dirac'scher Impuls in den Hauptzufluss der Feuchtfläche Rouffach automatisch eingespeist. Die automatische Einspeisung war mit einem Wasserstandssensor im Messkanal getriggert. Die Erhöhung des Wasserspiegels im Kanal löste die Einspeisung aus. Zuvor wurden beide Tracer in einem schwarzen, geöffneten 30 l Fass gelöst und oberhalb der Feuchtfläche am 4. Mai plaziert. Die Hauptaufgabe während des Experiments bestand in der Befüllung der APEGs mit leeren Flaschen, Auslesen der Speicherkarte des Fluorometers, sowie Reinigen der Küvette des Fluorometers und gegebenenfalls der Filter der Probennahmeschläuche von den automatischen Probenehmern. Diese Tätigkeiten wurden abgesehen der ersten vier Wochen aller sieben Tage durchgeführt. Das Tracerexperiment wurde am 31. Oktober beendet, weil nur noch geringen Mengen beider Tracer in der Feuchtfläche gemessen wurden. Gleichzeitig waren die Luft- und Wassertemperaturen so niedrig, dass die Probeneh-

mer bzw. Fluorometer hätten beschädigt werden können. Für die Einschätzung der verbliebenen Tracermenge in der Sedimentationszone und Kiesfilter konnten letztmalig Wasserproben aus dem Messkanal, sowie an verschiedenen Punkten in der Sedimentationszone entnommen werden. Die Sedimentproben wurden für spätere Analysen an unterschiedlichen Stellen in der SDZ entnommen. Die Löcher, die in der Betonwand im Auslasskanal angebracht waren, waren alle bis auf die zwei unteren, die sich auf der gegenüberliegenden Seite des Haupteinlasses befanden, verstopft (Abbildung 4.9).

4.2.2 Versuchsaufbau

Die Messung der TDK konnte mittels zwei APEGs, die Wasserproben in Braunglasflaschen füllten, sowie zwei Fluorometer GG Fl-30 an zwei verschiedenen Orten realisiert werden. Diese befanden sich im Messkanal unterhalb der Sedimentationszone (MP 1) und im Kanal unterhalb des Kiesfilters (MP 2 - Abbildung 4.9). An beiden Stellen wurden ursprünglich jeweils ein APEG und ein Fluorometer installiert. Das Fluorometer 111 war seit Beginn des Experiments defekt und wurde durch das Fluorometer 121 ersetzt. Wegen der niedrigen Wasserstände konnte das Fluorometer 121 im Auslass keine Daten erfassen. Die Tabelle 4.1 gibt eine Übersicht über die Intervalle der Probennahme.

	/ =-= =		
		Interv	all (min)
Messzeitraum	MP 1	MP 2	Fluorometer 121
22.05. 14:00 Uhr - 24.05. 07:00 Uhr	60	60	2
24.05. 09:00 Uhr - 27.05. 13:00 Uhr	120	120	15
27.05. 15:00 Uhr - 21.06. 15:00 Uhr	120	120	5
21.06. 19:00 Uhr - 31.10. 15:00 Uhr	240	240	5

Tabelle 4.1: Übersicht Probennahme-/Messwertintervalle der Messgeräte

Die APEGs konnten 42 Flaschen aufnehmen. Nachdem diese voll waren, wurden sie gegen leere Flaschen ausgetauscht. Anfangs sind die Probenahmeintervalle sehr kurz, um den Tracerdurchgang korrekt zu erfassen. Ab dem 21. Juni lagen die Tracerkonzentrationen so niedrig, dass vermutet wurde, dass der Tracerdurchgang sich im letzten Drittel des Tailings befand. Daraufhin konnte das Entnahmeintervall auf 4 Stunden erweitert werden. Das ermöglichte es, dass die APEGs nur aller 7 Tage neu mit Flaschen ausgestattet werden mussten. Außerdem wurde die Küvette des Fluorometers aller 7 Tage mit einer Bürste gereinigt. Abbildung 4.8 gibt eine Übersicht über die Messpunkte der APEGs und Fluorometer, sowie der Wasserproben und Sedimentproben. Zur Entnahme der Sedimentproben aus der Sedimentationszone, wurde diese in vier Quadranten eingeteilt, um einen möglichen Einfluss des Hauptzuflusses und Nebenzuflusses abschätzen zu können.

Die französische Arbeitsgruppe zeichnete die Wasserspiegelhöhe am Hauptzufluss (Venturikanal 50 m oberhalb des Hauptzuflusses) und Auslass (V-Wehr) mittels eines



Abbildung 4.8: Versuchsanordnung 2011, Feuchtfläche Rouffach

DPN 7/2 Luftblasendurchflussmessgerätes (Hydrologic) jeweils im 1 min Takt auf. Anhand einer Kalibrierbeziehung konnte der Wasserstand in einen Abfluss umgerechnet werden. Das Messgerät hat eine Auflösung von 1 mm Wassersäule. Das entspricht einen absoluten Fehler von $\pm 0,03 \frac{l}{s}$. Der Abstand zwischen Gerinneboden und des V-Wehres im Auslass betrug 5,5 cm (Maillard, 2011).



Abbildung 4.9: Abflusskanal der Feuchtfläche Rouffach, Bild 1: Lage des V-Wehrs und Probennahmeortes eines APEGs (MP 2), Bild 2: Durchbohrungen in Betonwand mit eingezeichneten offenen Löchern, Bild 3: Abfluss aus Kiesfilter in Abflusskanal (Bild 2 und 3 abgeändert nach Maillard, 2011)

Außerdem wurden kontinuierlich Wasserproben zur Tracerbestimmung an verschiedenen Orten entnommen. In der Tabelle 4.2 sind Entnahmeorte und Zeitpunkte festgehalten.

	Sedimentationszone	Kiesfilter	Auslass
25.5.2011	\checkmark		
15.6.2011		\checkmark	
22.6.2011		\checkmark	
29.6.2011			
06.7.2011			
12.7.2011		\checkmark	
20.7.2011		\checkmark	
27.7.2011			
03.8.2011			
17.8.2011			
07.9.2011		\checkmark	
14.9.2011			

Tabelle 4.2: von der französischen Arbeitsgruppe entnommene Sammelproben, Felder mit $\sqrt{markieren die Probennahme}$

Bei den zusätzlich entnommenen Wasserproben ist zu beachteten, dass es sich um Sammelproben handelt. So wurde aus der Sedimentationszone alle 2 Stunden 100 mlüber einen Zeitraum von 7 Tagen in einen Kanister gefüllt. Dasselbe gilt für die Proben aus dem Auslass. Alle $3m^3$ Abfluss, wurden automatisch 300 ml Probenvolumen abgefüllt. Auch am Auslass wurden die Probenkanister alle 7 Tage eingesammelt. Die Entnahme der Mischprobe aus dem Kiesfilter geschah alle 4 Wochen. Dazu wurden aus den 6 Piezometerrohren je 2l Wasservolumen entnommen und in einem Behälter gesammelt. Alle Proben wurden in weiße, gekühlte und versiegelte PET Flaschen übergeben und in einem Kühlschrank dunkel gelagert.

Die Niederschlagsmenge (6 min Takt) und Globalstrahlung wurden von einer 700 m nordöstlich noch im EZG befindenden Messstation von MeteoFrance aufgezeichnet.

4.3 Labor

Die Vorgehensweise zur Aufbereitung und Analyse der Wasser- und Sedimentproben ist für den Multitracerversuch in Roufach prinzipiell die selbe, wie die in Eichstetten. Daher wird diese für beide Versuche gleichzeitig beschrieben.

4.3.1 Aufbereitung der Wasserproben

Die im Gelände entnommenen Wasserproben wurden in Braunglasflaschen gesammelt, innerhalb von 1-7 Tagen analysiert und anschließend in lichtdichten Behältern gelagert. Im Zuge der Analyse der Proben aus Rauffach zeigte es sich als vorteilhaft, die Proben vor der Messung 1-2 Tage in lichtdichten Behältern zu lagern um ein Sedimentieren der Schwebstofffe zu erreichen. Dadurch konnte der von Trübstoffen reflektierte Streulichtanteil vermindert werden. Es wurde stichprobenartig der pH-Wert der Proben gemessen. Die ermittelten pH-Werte variierten meist zwischen 6,3 und 7,8. Diese Schwankung

bedeuteten für Uranin einen Unterschied in der Fluoreszenzintensität von ca. $40\,\%$. Um dem vorzubeugen, wurden die Proben nach dem in KÄSS (2004) beschriebenen Verfahren alkalisiert. Dazu wurden die Wasserproben und eine Probe mit destilliertem Wasser zusammen mit einer Schale Ammoniaklösung in einen geschlossenen Behälter gestellt. Die Proben wurden über Nacht stehen gelassen. Diese Methode bietet sich an, um eine große Anzahl an Proben langsam und ohne Volumenvergrößerung auf einen pH-Wert von über 9 zu alkalisieren. Laut Käss verhindert die langsame Alkalisierung zudem eine mögliche Trübung durch ausgefallenes Carbonat. Trotzdem wurde beobachtet, dass es gelegentlich zu einer Erhöhung der Hintergrundfluoreszenz kam. Aus diesem Grunde wurden alle Proben aus Eichstetten mit einem NaEDTA Puffer alkalisiert. Um einen pH-Wert von etwa 9,5 zu erlangen, genügten 1 ml der Pufferlösung. Die Volumenänderung bezogen auf das Flaschenvolumen von 100 ml kann auch hier vernachlässigt werden. Die Fluoreszenzintensität der Proben konnte mit den im Abschitt 2.1.3 beschriebenen Einstellungen des Doppelscanverfahrens gemessen werden. Die Kalibrierung der Fluoreszenzintensitäten geschah unter Verwendung einer Eichreihe mit acht unterschiedlichen Konzentrationen. Die genaue Herstellung der Eichreihe ist im Anhang A zu finden. Laut WERNLI (2011) müssen Proben mit einer Fluoreszenzkonzentration über 20 $\frac{\mu g}{l}$ verdünnt werden. Sonst nimmt durch mögliche Löschungseffekte die Fluoreszenzintensität nur unterproportional zur Konzentration zu.

Zusammengefasst bestand der Ablauf zur Probenanalyse aus sedimentieren, gegebenenfalls verdünnen, alkalisieren und anschließenden Vermessung im Spektrometer. Abschließend wurde mittels einer Kalibrationsreihe die Fluoreszenzintensität in eine Konzentration umgerechnet.

4.3.2 Aufbereitung der Sedimentproben

Die Bestimmung der Konzentration des im Sediment sorbierten Tracers wird in WERNLI (2011) beschrieben. Zuerst wurde eine 25 % Ammoniaklösung mit 15 g Titriplex III in einer 100 ml PVC Flasche vermischt. Anschließend wurde die Sedimentprobe mit Reinwasser aufgeschlämmt. 50 ml dieser Probe wurden dann mit 1 ml der hergestellten Ammoniaklösung alkalisiert. Die gewonnene Zusammensetzung wurde drei Stunden in einer Schüttelmaschiene geschüttelt und weitere 24 Stunden zum sedimentieren stehen gelassen. Daraufhin konnten 10 ml der überstehenden Lösung in ein Zentrifugenröhrchen pipettiert und mit 0, 2 ml Ammoniaklösung versetzt werden. Im letzten Schritt wurde die Probe 20 min zentrifugiert. Aus 5 ml des Überstands sollte die Fluoreszenzintensität gemessen werden. Nach DIN 38141 können Kohlenstoffverbindungen 6 Monate lang in Sedimenten nachgewiesen werden, wenn die Proben bei $< -18 \,^{\circ}C$ unter Abschluss vom Tageslicht gelagert werden. Daher wurden alle Sedimentproben in Braunglasflaschen bei $-20^{\circ}C$ tiefgekühlt gelagert.

4.3.3 Bestimmung der Salzkonzentrationen

Zur Bestimmung der Natriumchloridkonzentration wurden CTD Diver von Schlumberger Water Service eingesetzt. Diese messen die Leitfähigkeit mit einer Genauigkeit von $\pm 1\%$ vom Messwert (URL 1). Der Natriumchloriddurchgang wurde mit einem Leitfähigkeitsmessgerät Cond 315i von WTW mit Loggerfunktion aufgenommen. Die Messgenauigkeit bei diesem Gerät beträgt $\pm 0, 5\%$ vom Messwert (WTW, 2004). Die Leitfähigkeitskalibrierung der CDT Diver und Leitfähigkeitsmessgerät LF 92 geschah, indem alle gleichzeitig in Gläser mit drei verschiedenen Natriumchloridkonzentrationen $(0, 2\frac{g}{l}, 0, 5\frac{g}{l}$ und $1\frac{g}{l}$) gehalten wurden. Aus den gemessenen Leitfähigkeiten konnten Kalibriergleichungen für jedes Messgerät aufgestellt werden.

Die Bromidkonzentration konnte direkt mit der bromidselektiven Elektrode Br800 von WTW unter Verwendung der von WTW empfohlenen Probenvorbereitungslösung (2% ISA) gemessen werden. Der Messbereich liegt zwischen 0,4 – 79000 $\frac{mg}{l}$ bei einer Reproduzierbarkeit von $\pm 2\%$ (WTW, 2007). Die Eichbeziehung zwischen der gemessenen Spannung und der Bromidkonzentration blieb nicht konstant. Dieser Umstand konnte durch mehrfaches Nacheichen behoben werden. Gleichzeitig wurden Rückstellproben und Proben mit geringer Bromidkonzentration (unter 0, 8 $\frac{\mu g}{l}$) zur Analyse im Ionenchromatograph (Dionex DX-500) aufbereitet, indem sie mittels einem 0, 45 μm Filter gefiltert und in die entsprechenden Vials abgefüllt wurden. Der Ionenchromatograph bestimmt Chlorid-, Nitrat- und Sulfat- und Bromidkonzentrationen zwischen 140 $\frac{\mu g}{l}$ bis 100 $\frac{mg}{l}$ mit einer Genauigkeit von $\pm 8\%$ (Dionex, 2004).

5 Ergebnisse

5.1 Eichstetten

5.1.1 Multitracerversuch im März 2011

Ziel des Multitracerversuches im März war es die konservativen und nichtkonservativen Tracerdurchgangskurven und daraus die hydraulischen Eigenschaften der Feuchtfläche bei unterschiedlichen Abflüssen zu analysieren, sowie die durch die Abflusserhöhung remobilisierte Tracermasse zu bestimmen. Dazu wird das Abflussverhalten im Versuchszeitraum, der Vegetationsbestand, die TDK der eingespeisten Tracer und Sedimentreaktionen genauer betrachtet.

Abflussverhalten im März

In Abbildung 5.1 ist das Abflussverhalten und Temperaturgang der Feuchtfläche im Versuchszeitraum dargestellt. Die grünen Punkte verdeutlichen die durch Auslitern ermittelten Abflusswerte und die blaue Linie den Abfluss, der aus den Messwerten des Divers im Auslass berechnet wurde. Weiterhin sind die Einspeisezeitpunkte von Natriumchlorid und den Farbtracern schraffiert eingezeichnet.



Abbildung 5.1: Abflussverhalten, Wassertemperatur, Tracereinspeisung (1- NaCl, 2- Uranin und SRB, 3- NaCl kontinuierlich) und Wehröffnung am Auslass der Feuchtfläche Eichstetten, 1.-3. März

Aus der Abbildung wird deutlich, dass am ersten Versuchstag (1. März) eine Reduzierung des Abflusses auf ca. 1,7 $\frac{l}{s}$ erreicht werden konnte. Nach der Öffnung des Wehres stieg dieser auf erst 7,7 $\frac{l}{s}$ und später 10 $\frac{l}{s}$ an. Da die Diver lediglich eine Auflösung von 1*cm* Wassersäule aufweisen, ist davon auszugehen, dass die Ausgeliterten Abflusswerte genauer sind.

In der Tabelle 5.1 sind die Schwankungen von pH-Wert, Temperatur und natürliche Leitfähigkeit im Versuchszeitraum zusammengefasst.

Tabelle 5.	1:	${\it Schwankungsbereich}$	von	Temperatur,	pH-Wert	und	Leitfähigkeit	im	Versuchs-
		zeitraum, März 2011							

Parameter	Bereich	Messort
pH-Wert	6,8 - 7,6	Auslass
Temperatur (° C)	3,4 - 8,5	Auslass
natürliche Leitfähigkeit $\left(\frac{\mu S}{cm}\right)$	858 - 925	Einlass

Dirac´sche Einspeisung von NaCl

Durch die Einspeisung von Natriumchlorid an beiden Versuchstagen (1. und 2. März), sowie eines räumlich verteilten Netzes an Leitfähigkeitsmessgeräten, kann eine grobe Einschätzung der damaligen Hauptfließwege und Fließzeiten bei unterschiedlichen Abflüssen $(1, 7\frac{l}{s}bzw. 7, 7\frac{l}{s})$ vorgenommen und deren TDK am Auslass ausgewertet werden. Die Abbildung 5.2 zeigt die Zeitpunkte des Eintreffens des ersten Messsignals an einem Leitfähigkeitsmessgerät, sowie die dort gemessene maximale Konzentration.



Abbildung 5.2: Fließzeitanalyse der Dirac´schen Einspeisung von NaCl bei $Q = 1, 7 \frac{l}{s}, 1$. März

Die Abbildung zeigt, dass bei einem Abfluss von $1, 7 \frac{l}{s}$, das Chlorid die ersten 15 m innerhalb von 30-45 Minuten zurücklegt und am Auslass der Fläche ca. 120 min nach Einspeisung eintrifft. Zugleich nimmt die Konzentration des Tracers mit zunehmender Entfernung vom Einlass ab.

In der Abbildung 5.3 sind die am zweiten Versuchstag gemessenen Ankunftszeiten des Chlorids dargestellt.



Abbildung 5.3: Fließzeitanalyse der kontinuierlichen Einspeisung von NaCl bei $Q = 7, 7 \frac{l}{s}, 2.$ März

Im Zuge der kontinuierlichen Einspeisung bei einem Abfluss von 7,7 $\frac{l}{s}$ legt der Tracer die ersten 15 m innerhalb von 18 – 40 min zurück und erreicht den Auslass 80 min nach der Einspeisung (Abbildung 5.5). Für die Dirac´sche Einspeisung am ersten Versuchstag kam es auf Grund des geringen Abflusses und der niedrigen Wassertemperatur zur Ausfällung des Chlorids, weshalb die TDK zwar abgebildet (Abbildung 5.4) aber nicht ausgewertet werden kann.





Am zweiten Versuchstag war es während des erhöhten Abflusses möglich gewesen,

eine TDK für die kontinuierliche Einspeisung von Natriumchlorid aufzuzeichnen (Abbildung 5.5). Bei einer kontinuierlichen Einspeisung kann das effektive Volumenverhältnis ε und die hydraulische Effiziens λ nicht nach LANGE (2011) berechnet werden. Alternativ wurde das erste Moment der Durchgangskurve unter Anwendung der Gleichung 2.5 bestimmt. Durch weiteres Ableiten der Gleichung kann die Varianz der Durchgangskurve berechnet werden. Die so berechneten Werte sind in der Tabelle 5.2 aufgelistet.

	Natriumchlorid
Einspeiseart	kontinuierlich
Abfluss $\left(\frac{l}{s}\right)$	7,7
Einspeisemasse	$2,\!17~\mathrm{kg}$
Rückerhalt (%)	$97,\!8$
t_N (h)	2,7
$ au_{Kont}$ (h)	1,5
δ_{Kont}^2 (h)	2,5

Tabelle 5.2: Hydraulische Parameter resultierend aus der TDK am 2. März

Der Rückerhalt des nahezu konservativen Tracer Chlorid ist mit 97,8% sehr hoch und die mittlere Aufenthaltszeit $\tau_{Kont} = 1,5h$ und Varianz $\delta_{Kont}^2 = 2,5h$ eher gering.

Reaktion im Sediment auf die NaCl-Einspeisung

Ziel der Untersuchung war ein mögliches Eindringen des Natriumchlorids in das hyporheische Interstetial zu bewerten. Lediglich drei (N1, N2 und N3) der insgesamt sieben eingebrachten Sedimentsonden zeigten eine Erhöhung der Leitfähigkeit. Die Sonden N1 und N2 waren ca. $10 \, cm$ tief eingebracht und die Sonde N3 etwa $15 \, cm$ tief. Die restlichen Sonden, die keine Leitfähigkeitsänderung aufzeichneten, lagen alle $15 \, cm$ tief im Sediment. Die Abbildungen 5.6 und 5.7 zeigen die Messergebnisse der Sonden, die eine Leitfähigkeitsänderung registriert hatten.







Aus den Abbildungen wird deutlich, dass die Leitfähigkeitsänderung im Sediment, am ersten Versuchstag signifikanter ist als am zweiten Tag, bei dem eine kontinuierliche Einspeisung erfolgte. Weiterhin wird ersichtlich, dass eine Reaktion im Sediment erst nach 2-3 Stunden stattfindet, während bei den Leitfähigkeitsmessgeräten im Oberflächenwasser der Tracerdurchgang nach 3 Stunden bereits abgeschlossen ist. Die Signaldauer ist so lang, dass sie den Versuchszeitraum übersteigt.

Dirac´sche Einspeisung von Uranin und Sulphorhodamin

Die TDK für Uranin und SRB wurden sowohl aus den kontinuierlich entnommenen Wasserproben, als auch aus den Fluorometerdaten aufgezeichnet. Lediglich die Wasserproben am 2. März ab 20 Uhr fehlen, da ab diesem Zeitpunkt die Probenahmeschläuche des APEGs eingefroren waren. Allerdings kann in diesem Zeitraum von einer sehr geringen Fluoreszenzkonzentration ausgegangen werden. Die Fluoreszenzintensitäten der Wasserproben ließen sich mit folgenden Kalibrationsgleichungen für Uranin

$$c(\mu g/l) = 51, 0 \cdot I(counts) + 3,53 \tag{5.1}$$

und für Sulforhodamin

$$c(\mu g/l) = 3,29 \cdot I(counts) - 0,11 \tag{5.2}$$

in Konzentrationen umrechnen (Erstellung der Eichreihe in Anhang A). Die TDK sind in der Abbildung 5.8 dargestellt.



Abbildung 5.8: TDK und Rückerhalt für Uranin und SRB am Auslass, gemessen mit Fluoreszenzspektrometer, $Q = 1, 7 \frac{l}{s}, 1$. März

Die Messwerte der in situ Fluorometer 111 und 121 sind an die Tracerkonzentration der Wasserproben angepasst, in dem die höchsten Tracerkonzentrationen der Wasserproben, den größten Messwerten der Fluorometer gleichgesetzt wurden. Die so erhaltenen TDK sind in der Abbildung 5.9 zusammengefasst.



Abbildung 5.9: TDK für Uranin und SRB, gemessenen mit Fluorometer 111 und 121 sowie Fluoreszenzspektrometer zum Vergleich, $Q = 1, 7 \frac{l}{s}, 1$. März

Der Verlauf der vom Fluorometer 121 gemessenen Durchgangskurve stimmt prinzipiell mit den aus den Wasserproben ermittelten Fluoreszenzkonzentrationen überein. Sie zeigt im Tailing jedoch einen detaillierteren Konzentrationsabfall, welcher an Hand der Wasserproben nicht gemessen werden konnte. Die Durchgangskurve am Fluorometer 111 dagegen unterscheidet sich hinsichtlich Zeitpunkt der maximalen Konzentration und Konzentrationsabnahme. Da dieses Messgerät bei einem späteren Experiment in Rouffach ausgefallen ist, kann es sich um ein messtechnisches Problem handeln. Im allgemeinen sollten die aus den Fluorometerwerten ermittelten Konzentrationen kritisch betrachtet werden, weil die hohen Tracerkonzentrationen sich im Bereich der oberen Messgrenze der Geräte befinden.

In der Wasserprobe, die etwa 150 Minuten (2,5 Stunden) nach der Einspeisung entnommen wurde, konnte die höchste Uraninkonzentration von 68, 16 $\frac{\mu g}{l}$ festgestellt werden. Die höchste SRB-Konzentration von 59, 04 $\frac{\mu g}{l}$ wurde in der Wasserprobe 180 Minuten nach der Einspeisung gemessen. Das Fluorometer 111 registrierte die maximalen Uraninkonzentrationen etwa 180 Minuten nach der Einspeisung und für SRB 190 Minuten danach. Das daneben liegende Fluorometer 121 zeichnete die höchste Uraninkonzentration etwa 135 Minuten nach der Einspeisung und für SRB 142 Minuten danach auf.

Auf Grund der höheren zeitlichen Auflösung der Fluorometer (1 min) lässt sich an diesen Messgeräten die Aufnahme des ersten Tracersignals für beide Tracer auswerten. Als Erstsignal gilt dabei dieses, welches sich zuerst über der in Abschnitt 2.1.4 beschrie-



benen Nachweisgrenze befindet. Die Abbildungen 5.10 und 5.11 zeigen die von beiden Fluorometern aufgezeichneten Konzentrationsverläufe innerhalb der ersten 2 Stunden.





Das Erstsignal wurde bei beiden Fluorometern ca. 100 *min* nach der Einspeisung gemessen. Es wird deutlich, dass am Fluorometer 111 SRB 3,5 *min* und am Fluorometer 121 6 *min* später als Uranin gemessen wurde.

Zur Berechnung der hydraulischen Parameter aus den TDK am 1. März (Tabelle 5.3) wird ein konstanter Abfluss angenommen, indem der Mittelwert des über den Messzeitraum Ausgeliterten Abflusses gebildet wird. Weiter wird unterstellt, dass sich das Wasservolumen dem Abfluss von $1, 7 \frac{l}{s}$ von $75 m^3$ auf $45 m^3$ reduziert hat.

	Uranin	SRB	Uranin	SRB	Uranin	SRB
	Fluoresze	nzspektrometer	Fluorom	eter 111	Fluorom	eter 121
Einspeisemasse	1 g	1 g	1 g	1 g	1 g	1 g
Rückerhalt (%)	$87,\!8$	91,4	109	$95,\! 6$	87,7	$83,\!9$
t_N (h)	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
$ au~({ m h})$	3,9	4	$4,\!6$	4,5	3,9	4,1
ε (-)	$0,\!53$	$0,\!54$	$0,\!63$	$0,\!61$	0,53	0,56
λ (-)	$0,\!34$	0,4	0,43	$0,\!47$	$0,\!32$	$0,\!32$

Tabelle 5.3: Hydraulische Parameter resultierend aus den TDK, 1. März

Die Öffnung des Wehres am 2. März (17 Stunden nach der Farbtracereinspeisung) bewirkte innerhalb von 3 Stunden eine Erhöhung des Abflusses auf ca. 7, 7 $\frac{l}{s}$. Aus der Abbildung 5.12 wird sichtbar, dass in den am Auslass entnommenen Wasserproben ca. 2 Stunden nach der Wehröffnung eine kurzzeitige Zunahme der Tracerkonzentration gemessen werden konnte. Diese Zunahme konnte auch mit den in situ Fluorometern gemessen werden. Allerdings befinden sich die Messwerte nahe deren Nachweisgrenze und können nur mittels der Wasserproben quantitativ ausgewertet werden.



Abbildung 5.12: Zunahme der Tracerkonzentration durch die Abflusserhöhung, 2. März



Die in Abbildung 5.12 farbig markierten Flächen repräsentieren die gesuchte zusätzliche Tracermenge. Die Bestimmung dieser Tracermasse m_T erfolgt nach folgendem Zusammenhang:

1

$$m_T = \sum Q(t) \cdot ts \cdot c(t) \tag{5.3}$$

mit c(t) der Konzentration zum Zeitpunkt t, ts dem Zeitschritt (30 min) und Q(t)dem Abfluss zum Zeitpunkt t. Da zum Zeitpunkt der Abflusserhöhung noch geringe Konzentrationen von Uranin $(0, 2\frac{\mu g}{l})$ und SRB $(0, 38\frac{\mu g}{l})$ am Auslass messbar waren, wird zur Berechnung der zusätzlichen Tracerkonzentration, die Abnahme der Tracerkonzentration bei weiterhin konstanten Abfluss abgeschätzt. Die Abbildung 5.13 zeigt die berechnete kumulierte Stofffracht nach der Öffnung des Wehres. Demnach beträgt die durch die Abflusserhöhung zusätzlich mobilisierte Masse an Uranin 12 mg und die Massen an SRB19 mg. Das entspricht einem zusätzlichen Rückerhalt von 1, 2% Uranin und 1, 9% SRB. Unter Berücksichtigung des in Anhang D bestimmten relativen Fehlers von 1, 34% für jeden einzelnen Zeitschritt, ergibt sich für den gesamten zusätzlich Rückerhalt für Uranin ein absoluter Fehler von $\pm 0, 17 mg$ bzw. $\pm 0, 26 mg$ für SRB.

Vegetation und Hauptfließwege im März

Im Rahmen des Wahlpflichtmoduls "Feuchtgebiete und Auen" wurde eine Vegetationskarte für das Feuchtgebiet erstellt. In diese sind zusätzlich die aus den Natriumchloridversuchen abgeleiteten Hauptfließwegen eingetragen (5.14).

In der Tabelle 5.4 sind die berechneten Deckungsgrade und Flächen aufgelistet.



Abbildung 5.14: Vegetationskarte mit aus Salztracerversuchen abgeleiteten Hauptfließwegen (Rot) und Nebenfließwegen (Gelb), Feuchtfläche Eichstetten, März 2011 (MROSS ET AL., 2011)

	Fläche (m^2)	Deckungsgrad (%)
Krautpflanze	129,8	50
Sumpfpflanze	81,2	31
Rasenschmiele	17,3	7
freie Wasserfläche	20,3	12

Tabelle 5.4: Flächenanteile und Deckungsgrade im März 2011

5.1.2 Multitracerversuche im August bzw. September 2011

Mittels der Multitracerversuche im Sommer soll synchron zu den Märzversuchen, die TDK der konservativen und nichtkonservativen Tracer aufgenommen werden und damit die Retention, Remobilisierung durch eine künstliche oder natürliche Abflusserhöhung sowie die hydraulischen Eigenschaften der Feuchtfläche bestimmt werden. Dazu wird das Abflussverhalten, die Vegetation, Fließgeschwindigkeit und Fließwegverteilung sowie aufgenommenen TDK ausgewertet.

Abflussverhalten im August und September

Die im August bzw. September unternommenen Tracerversuche wurden innerhalb von 15 Tagen durchgeführt. Dabei wurde darauf geachtet, dass zwischen jedem Tracerversuch Niederschlagsereignisse, verbunden mit einer signifikaten Abflusserhöhung in der Feuchtfläche stattfanden. Die Abbildung 5.15 zeigt das aus Wasserstandsmessungen (Diver) ermittelte Abflussverhalten. Die Werte wurden mittels eines Luftdruckdivers kompensiert. Kleinere Tiere oder Ablagerung in der Sonde führten zeitweise zu Datenlücken. Abflüsse über 3 $\frac{l}{s}$ konnten aus den am Löchernbachpegel gemessenen Abflusses, kompensiert werden. Kleinere Abflüsse wurden interpoliert. Weiterhin sind die Einspeisezeitpunkte der Tracer schraffiert dargestellt.



Abbildung 5.15: Abflussverhalten, Niederschlag und Tracereinspeisung (1- NaCl, 2-Uranin und SRB, 3- Uranin und SRB) am Auslass der Feuchtfläche Eichstetten, August und September

Aus der Abbildung wird deutlich, dass der Abfluss durch die Feuchtfläche großteils unter 3 $\frac{l}{s}$ lag. Im Versuchszeitraum traten fünf Niederschlagsereignisse mit einer Niederschlagsintensität über 5 $\frac{mm}{h}$ auf. Diese führten zu fünf signifikanten Abflusserhöhungen (27.8., 4.9., 5.9.). Die drei Tracerexperimente wurden unter ähnlichen Abflussbedingungen durchgeführt.

Vegetation im Sommer

Bis etwa 18 m unterhalb des Einlasses (Abbildung 5.16) war die Vegetation im Sommer sehr homogen ausgebildet. Pflanzen wie *Phragmitis australis* und *Typha latifolia* hatten sich in dem Bereich gleichmäßig dicht angesiedelt und erreichten eine Höhe von 2, 50 – 3m. Gleichzeitig wuchsen bis in 50 - 70 cm Höhe verschiedene Krautpflanzen, sowie *Juncus conglomerates*. Im Einlassbereich der Fläche stand eine *Iris spec.* mit starker räumlichen Ausdehnung und Dichte.

Der Anteil der Sumpfpflanzen wird auf 75 %, der der Krautpflanzen auf 20 %, Rasenschmiele 4 % und freien Wasseroberfläche > 1 % geschätzt. Unbedeckte Wasserflächen wurden zunehmend von der Alge *Chara vulgaris* bedeckt.



Abbildung 5.16: Vegetationskarte Feuchtfläche Eichstetten, September 2011

NaCl-Versuch am 22. August

Zur Überprüfung der bereits im März ermittelten Hauptfließwege sowie Fließzeiten bei einer dichten Vegetationsausbildung wurde Natriumchlorid bei einem konstanten Abfluss von ca. $1, 5 \frac{l}{s}$ eingespeist. Die Abbildung 5.17 zeigt die an den einzelnen CDT-Divern ermittelten Durchgangskurven. Die räumliche Verteilung der Diver in der Feuchtfläche ist in Abbildung 4.7 zu finden.



Abbildung 5.17: Mittels der CDT-Diver ermittelte NaCl-Durchgangskurven, 22. August

Die Durchgangskurve des Diver 3 kann nicht dargestellt werden, da dieser ausgefallen war. Die Plateaus der maximalen Konzentrationen, der Diver 1 bis 4 zeigen Chloridkonzentrationen, die außerhalb des Messbereichs liegen. In der Abbildung 5.18 sind die aus makroskopischen Beobachtungen, Vegetationskartierung und NaCl-Versuch abgeleiteten Fließwege dargestellt.



Abbildung 5.18: Hauptfließwege (durchgezogene Linie) und Nebenfließwege (gestrichelte Linie), $Q = 1, 5 \frac{l}{s}, 22$. August

Im Einlassbereich der Feuchtfläche konnte bei einem Abfluss von ca. 1, $5\frac{l}{s}$ deutlich die Ausbildung von präferentieller Fließwege beobachtet werden. Im Bereich des Diver 1 hat sich eine *Iris spec.* (vergl. Abbildung 5.16) großflächig ausgebildet. Von dort teilt sich das einfließende Wasser in 2 Hauptfließwege zu den Randbereichen der Fläche auf. Hinter dem 2. Steg wird das Wasser, welches von dem östlichen Fließweg kommt, in Richtung des Diver 4 kanalisiert. Die Fließgeschwindigkeit von diesem Fließweg ist höher, da er früher den Diver 4 erreicht, als der westliche Fließweg. Zu dem hat der Stegbau (etwa 4 Wochen vorher) zu einer Vertiefung im Sediment südlich des 2. Stegs geführt. Unterhalb dieser Vertiefung im Sediment befinden sich dicht stehende Pflanzen wie *Phragmitis australis* und *Typha latifolia*. In deren Umgebung steht das Sediment bis über die Wasseroberfläche. Der Tracer passiert diesen Bereich großteils am westlichen Ufer der Fläche und an einem Fließweg bei Diver 4. Den südlichsten Steg erreicht das Chlorid an dessen westlichen Ende zuerst.

Multitracerversuch am 28. August

Durch die Dirac´sche Einspeisung von Natriumbromid, Uranin und SRB soll das Retentionsverhalten und eine mögliche Remobilisierung während einer künstlichen Abflusserhöhung untersucht werden. In der Abbildung 5.19 sind das aus den Divermesswerten errechnete Abflussverhalten, sowie die im Messzeitraum Ausgeliterten Abflüsse dargestellt. Zur Erzeugung der künstlichen Abflusserhöhung wurde das Wasser im Thompson Wehr oberhalb der Feuchtfläche am 29.8. um 13:30 Uhr für 30 Minuten aufgestaut. Das zurückgehalten Wasservolumen von etwa $3, 5 m^3$, wurde anschließend innerhalb von 20 Minuten wieder in den Bach abgelassen. Es erreichte den Feuchtflächenauslass um 15 Uhr und führte dort zu einer Abflusserhöhung um ca. $0, 5 \frac{l}{s}$. Im Zeitraum der Experimentdurchführung war es sonnig und es gab keinen Niederschlag.



Abbildung 5.19: Abflussverhalten, Wehröffnung und Tracereinspeisung (1- NaBr, 2- Uranin und SRB) am Auslass der Feuchtfläche Eichstetten, 28.-29. August

Zur Bestimmung der TDK am Auslass, wurden die Fluoreszenzintensitäten von Uranin und SRB in den Wasserproben, die am Auslass entnommen wurden, bestimmt. Durch die Herstellung einer Eichgeraden unter Verwendung von Wasser aus der Feuchtfläche (Anhang A), konnte mit folgender Kalibrationsgleichung für Uranin

$$c(\mu g/l) = 54, 2 \cdot I(counts) + 7, 41 \tag{5.4}$$

und für Sulphorhodamin

$$c(\mu g/l) = 3,07 \cdot I(counts) + 0,36 \tag{5.5}$$

die jeweiligen Konzentrationen berechnet werden. Bromidkonzentrationen über 0, 8 $\frac{mg}{l}$ konnten mit der bromidselektiven Elektrode Br-800 gemessen werden. Alle niedrigeren Konzentrationen wurden mittels Ionenchromatographie bestimmt. Die Abbildung 5.20 zeigt die daraus ermittelten TDK.

Zur Vermeidung etwaiger Wechselwirkungen zwischen Natriumbromid und den Farbtracern wurde Natriumbromid 19:00 Uhr eingespeist, während die Farbtracer um 20:30 Uhr zugegeben wurden. An Hand der gemessenen Bromidkonzentrationen in den Nullproben, ließ sich eine Hintergrundbromidkonzentration von 0, 18 $\frac{mg}{l}$ in dem Gewässer feststellen. 24 Stunden nach der Einspeisung war die Bromidkonzentration auf einen



Abbildung 5.20: TDK und Rückerhalte für Bromid, Uranin und SRB, $Q = 2.1 \frac{l}{s}$, 28. August

Wert von $0, 14 \frac{mg}{l}$ gefallen. Der Wert von $0, 18 \frac{mg}{l}$ wurde von allen Bromidkonzentrationen als Offset subtrahiert. Bei der Berechnung des Bromidrückerhaltes ist zu beachten, dass sich die Einspeisemenge von 250 g auf die Gesamtmasse der Natriumund Bromidatome bezieht. Da der Bromidanteil lediglich aus 77,6% besteht, wurde zur Berechnung eine Bromidmasse von 194, 14 g zu Grunde gelegt.

Für die Berechnung der hydraulischen Parameter wurden "steady state" Bedingungen mit einem durch Auslitern bestimmten, konstanten Abfluss von 2, 1 $\frac{l}{s}$ angenommen. Gleichzeitig wurde im V-Wehr eine Überstauhöhe von 7, 3 cm gemessen, was einer Wassertiefe von 22, 3 cm und einem Wasservolumen von 40 m³ entspricht.

	Bromid	Uranin	$\operatorname{Sulphorhodamin}$
Einspeisemasse	$194,\!14~{ m g}$	1 g	1 g
Rückerhalt (%)	81,2	$75,\!3$	$78,\!8$
t_N (h)	5,3	5,3	5,3
au (h)	3,2	2,9	3
ε (-)	$0,\!66$	$0,\!49$	0,56
λ (-)	$0,\!37$	$0,\!36$	$0,\!41$

 Tabelle 5.5: Hydraulische Parameter ermittelt aus den TDK im August

Für Uranin und SRB konnte das erste Fluoreszenzsignal in der Wasserprobe, die 80 min nach der Einspeisung entnommen wurde, gemessen werden. Die erste Bromidkonzentrationserhöhung wurde hingegen erst 90 min nach Einspeisung aufgenommen. Die maximale Bromidkonzentration lag bei 8 $\frac{mg}{l}$, die von Uranin bei 60 $\frac{mg}{l}$ und SRB bei 59 $\frac{mg}{l}$. Die niedrigste Uraninkonzentration wurde am 29. August um 8:00 Uhr gemessen bzw. die von SRB um 8:40 Uhr. In den Wasserproben, die nach der Öffnung des Wehres entnommen wurden, konnten keine Uranin- bzw. SRB-Konzentrationen nachgewiesen werden. Dagegen konnte etwa 100 Minuten nach der Öffnung über 30 Minuten eine geringe Bromidkonzentrationserhöhung festgestellt werden. Dabei lag die maximale Konzentration nach Abzug des Hintergrundes bei $0,05 \frac{mg}{l}$. Die zusätzliche Bromidmasse betrug unter Beachtung eines relativen Fehlers von 13,05 % (Anhang D) 88 ± 11,48 mg. Daraus resultiert ein zusätzlicher Rückerhalt von 0,05 %.

Zur Analyse der Sedimentproben wurde wie in Abschnitt 4.3.2 beschrieben, vorgegangen. In den Sedimentproben konnten keine Tracerkonzentrationen gemessen werden. Während der Probenaufbereitung zeigte sich, dass nach dem Zentrifugieren zwar alle großkörnigen gelösten Stoffe sich am Boden des Zentrifugenröhrchens ansammelten, aber die Probe durch Huminstoffe stark gelb gefärbt war. Die Gelbfärbung erhöhte die Hintergrundfluoreszenz derart, das geringe Fluoreszenzmaxima von Uranin und SRB nicht mehr aufgelöst werden konnten. Auch der Versuch die Proben mit einem $1 \,\mu m$ und $0, 45 \,\mu m$ Glasfaserfilter zu filtrieren, konnte keine Verringerung der Hintergrundfluoreszenz bewirken.

Multitracerversuch am 6. September

Der Abfluss am Auslass der Feuchtfläche lag im Versuchszeitraum September konstant bei 2, $6\frac{l}{s}$ (Abbildung 5.21). Am 7.9. um 5:00 Uhr konnte ein Niederschlagsereignis mit einer Niederschlagsmenge von 3, 4 mm aufgezeichnet werden. Da das Einzugsgebiet Löchernbach stark kanalisiert ist, erreicht die Abflussreaktion den Auslass der Feuchtfläche etwa 3 Stunden später. Der Abfluss erhöht sich dabei kurzzeitig auf ca. $6\frac{l}{s}$. Gegen 13:30 Uhr erreichte der Abfluss wieder diesen Zustand vom Versuchsbeginn. Um 17:00 Uhr wurde mit dem Anstau des Wassers im Thompson Wehr begonnen. Dabei wurden innerhalb von $45 \min$ ca. $8 m^3$ Wasser angestaut. Mit erreichen des Stauziels, wurde für weitere $15 \min$ das Wasser über die Sandsäcke strömen gelassen und erst dann schlagartig komplett in den Bach entlassen. Die so erzeugte Abflusserhöhung erreichte den Auslass der Feuchtfläche um 18:30 Uhr.

Die Einspeisung der Tracer wurde um 18:30 Uhr mit Natriumbromid begonnen. Genau 60 Minuten später erfolgte die gleichzeitige Zugabe der Farbtracer. Die resultierenden TDK wurden wieder aus den in den Wasserproben gemessenen Konzentrationen gewonnen. Zur Umrechnung der Fluoreszenzintensität in eine Konzentration, wurden eine erneute Eichreihe mit Wasser aus der Feuchtfläche hergestellt. Dabei ergab sich folgende Kalibrationsgleichung für Uranin

$$c(\mu g/l) = 59,71 \cdot I(counts) - 6,09 \tag{5.6}$$

und für Sulphorhodamin



Abbildung 5.21: Abflussverhalten, Niederschlag und Tracereinspeisung (1- NaBr, 2- Uranin und SRB) in der Feuchtfläche Eichstetten, 6.-7. September

$$c(\mu g/l) = 3,607 \cdot I(counts) - 0,74 \tag{5.7}$$

Die Bromidkonzentration wurde in allen Proben mit dem Ionenchromatographen bestimmt. In der Abbildung 5.22 sind die TDK und kumulierten Massen der Tracer dargestellt.



Abbildung 5.22: TDK und Rückerhalt für Bromid, Uranin und SRB, $Q = 2.6 \frac{l}{s}$, 6. September

In den ersten zwei entnommenen Wasserproben konnte für Bromid eine Hintergrundkonzentration von 0, 16 $\frac{mg}{l}$ festgestellt werden. Diese wurde von allen weiteren Proben subtrahiert. Außerdem konnten in diesen Proben keine Uranin- oder SRB-Konzentration von dem Multitracerversuch der vorherigen Woche gemessen werden. Die erste Bromidkonzentrationserhöhung konnte in der Wasserprobe, die 55 min nach der Einspeisung entnommen wurde, erfasst werden. Das erste Fluoreszenzsignal für beide Tracer wurde 45 min nach der Einspeisung gemessen. Die maximale Uraninkonzentration lag bei 104, 14 $\frac{\mu g}{l}$ und erreichte den Auslass 80 min nach der Einspeisung. Die höchste SRB-Konzentration mit einem Wert von 91, 23 $\frac{\mu g}{l}$ und passierte den Auslass zum selben Zeitpunkt. Die höchste Bromidkonzentration (9, 5 $\frac{mg}{l}$) kam am Auslass 85 min nach Einspeisung an.

Die in Tabelle 5.6 zusammengefassten hydraulischen Parameter basieren auf der Berechnung aus den Tracerkonzentrationen, die in den ersten 11,5 Stunden nach der Farbtracereinspeisung und damit noch vor der Öffnung des Wehres, gemessen wurden. Für diesen Zeitraum wurden ebenfalls "steady state" Bedingungen bei einem konstanten Abfluss von 2,6 $\frac{l}{s}$ sowie ein Wasservolumen von $42 m^3$ (23,4 cm Wasserspiegelhöhe) angenommen.

	Bromid	Uranin	Sulphorhodamin
Einspeisemasse	$194,\!14~{ m g}$	1 g	1 g
Rückerhalt (%)	78,7	$108,\!04$	95,1
t_N (h)	4,5	4,5	$4,\!5$
$ au~({ m h})$	2,76	2,1	$2,\!1$
ε (-)	0,61	$0,\!45$	$0,\!425$
λ (-)	$0,\!44$	$0,\!48$	$0,\!48$

Tabelle 5.6: Hydraulische Parameter resultierend aus den TDK im September

Aus der Tabelle wird deutlich, dass der Schwerpunkt der Durchgangskurven τ mit 2,7 Stunden bzw. 2,1 Stunden sehr niedrig ist. Auch die nominale Aufenthaltsdauer ist gering. Der Bromidrückerhalt befindet sich im ähnlichen Bereich wie der des Augustversuches. Die Rückerhalte der Farbtracer sind unerwartet und unnatürlich hoch. In den Wasserproben, die während der natürlichen Abflusserhöhung entnommen wurden, konnten geringe Konzentrationen der drei Tracer gemessen werden. Mit zunehmenden Abfluss blieben die Konzentrationen von Bromid und Uranin konstant. Nur die SRB-Konzentration nahm geringfügig zu (Abbildung 5.23). Die natürliche Abflusserhöhung beginnt 11,5 Stunden nach der Farbtracereinspeisung (7. September 7:00 Uhr). Bromidkonzentrationen konnten bis zu 140 min nach der Abflusserhöhung in den Wasserproben gemessen werden, Uraninkonzentration 60 min bzw. SRB-Konzentrationen 120 min. In den Wasserproben, die nach der künstlichen Abflusserhöhung (22,4 Stunden nach Bromideinspeisung) entnommen wurden, konnten lediglich 40 min lang Bromidkonzentrationen gemessen werden. In der Abbildung 5.23 sind die Zeiträume des erhöhten Abflusses mit grauen Flächen markiert. Diese werden zur Bestimmung der zusätzlichen mobilisierten Tracermassen genutzt.



Abbildung 5.23: Konzentrationen der Tracer während der Abflusserhöhung

Die Berechnung der zusätzlich mobilisierten Tracermassen basiert auf der Gleichung 5.3 unter Berücksichtigung der durch die CDT-Diver ermittelten Abflusswerte und einer Zeitschrittweite von 10 min. Die berechneten mobilisierten Tracermassen sind in der Tabelle 5.7 zusammengefasst.

 Tabelle 5.7: Mobilisierte Tracermassen infolge der natürlichen und künstlichen Abflusserhöhung

	natürl. Ab	flusserhöhung	künstl. A	bflusserhöhung	Ge	samt
	Masse	Rückerhalt	Masse	Rückerhalt	Masse	Rückerhalt
Bromid	$1,032~{ m g}$	0,53~%	$0,106~{ m g}$	$0,\!055$	$1,138~{ m g}$	0,59~%
Uranin	$665~\mu{ m g}$	$0,\!07~\%$	-	-	$665~\mu{ m g}$	$0,\!07~\%$
SRB	$2,\!306~{ m mg}$	0,23~%	-	-	$2{,}306~{\rm mg}$	0,23~%

Aus der Tabelle wird ersichtlich, dass die größte zusätzlich zurückerhaltene Masse beim Bromid liegt. Für die mobilisierten Farbtracermassen wurde ein relativer Messfehler von 10,35 % bestimmt (Anhang D). Daraus ergibt sich für Uranin eine zusätzlich zurückerhaltene Masse mit einem absoluten Fehler von $665 \pm 69 \mu g$ und für SRB von $2,306 \pm 0,24 mg$. Der im Anhang D berechnete relative Fehler, der zum Zeitpunkt der Abflusserhöhung bestimmten Bromidmasse ist größer (13,05%) und resultiert in einem absoluten Fehler von $\pm 0,149 g$. Die in den Sommerversuchen ermittelten Abweichungen sind deutlich höher, weil der Abfluss mit Hilfe der Druckdiver abgeschätzt und nicht wie im Märzversuch durch Auslitern bestimmt wurde.

Bestimmung des Wasser- und Sedimentvolumens

Die Aufnahme der Wasser- und Sedimenttiefenprofile geschah nach dem letzten Tracerexperiment, bei einem konstanten Abfluss von 3 $\frac{l}{s}$. Dabei konnte an jedem Rasterpunkt (alle 2 m) die Wassertiefe und Sedimenttiefe gemessen werden. Die gemessenen Querprofile sind in der Abbildung 5.24 dargestellt.

Aus der Abbildung geht hervor, dass die niedrigsten Wassertiefen mit 2 cm etwa 2 - 8 m nach dem Einlass gemessen wurden. Die höchste Wassertiefe mit ca. 35 cm dagegen wurde 2 m vor dem Auslass bestimmt. Die Sedimentmächtigkeit ergibt sich aus der Differenz der gemessenen Tiefe der Sedimentoberfläche und des (festen) Tonbodens. Die Sedimentmächtigkeit war ca. 6 - 18 m nach dem Einlass am größten. Zur Bestimmung des Wasser- und Sedimentvolumens, wurden die an den 17 Querprofilen gemessenen Tiefen mit dem entsprechenden Abstand multipliziert. In der Tabelle 5.8 wurde die Feuchtfläche in zwei flächenhaft gleichgroße Teilabschnitte geteilt und deren Volumina, sowie die Gesamtvolumen zusammengefasst.

 Tabelle 5.8: Berechnete Wasser- und Sedimentvolumen in den Teilflächen und der Gesamtfläche

Teilfläche	Wasservolumen (m^3)	Sedimentvolumen (m^3)
ersten 15 m nach Einlass	2,597	16,141
letzten 15 vor Auslass	$31,\!103$	25,72
Gesamt	33,7	$42,\!134$

Demnach beträgt das seit Neuanlegung in die Feuchtfläche eingebrachte Sedimentvolumen 42, $13 m^3$. Bei einem Pegelstand von 24 cm beträgt das Wasservolumen $33, 7 m^3$.

5.1.3 Gegenüberstellung der Ergebnisse der Multitracerversuche von 2010 und 2011

Zum Vergleich der Experimente hinsichtlich Tracerrückerhalt und Remobilisierung nach der Abflusserhöhung sind in der Tabelle 5.9 die der Frühjahrsversuche, sowie in Tabelle 5.10 die der Sommerversuche dargestellt. Die Werte der Tracerrückerhalte aus dem Jahr 2010 sind SCHÜTZ ET AL. (2011) entnommen. Beide Multitracerversuche wurden tagsüber durchgeführt.

Weiter wird in SCHÜTZ ET AL. (2011) darauf hingewiesen, dass die Rückerhalte im März 2010 mit der Software OTIS simuliert wurden, weil die Konzentrationen im Tailing der TDK nicht erfasst werden konnten. Die Abflussverhältnisse während beider Experimente sind sehr unterschiedlich. Der Rückerhalt beider Tracer ist im Frühjahr 2010 wesentlich geringer. Außerdem wird deutlich, dass bei beiden Frühjahrsversuchen der Rückerhalt von SRB über dem des Uranins liegt.

Im Gegensatz zu den Frühjahrsversuchen, war das Abflussverhalten am Auslass der Feuchtfläche bei allen drei Sommerversuchen ähnlich. Im Vergleich der Sommerversuche


Wasser- und Sedimenttiefenmessung

Abbildung 5.24: Darstellung einer Auswahl der gemessenen Querprofile für Wasser- und Sedimenttiefe, $Q = 3 \frac{l}{s}$, Feuchtfläche Eichstetten, September

	,				= = = = - ,	
	М	ärz 20	März 2011			
	\mathbf{BR}	UR	SRB	\mathbf{UR}	SRB	
Abfluss $\left(\frac{l}{s}\right)$		10		1,8		
Einspeisemasse	388	0,2	1,0	1,0	$1,\!0$	
(g)						
Rückerhalt (%)	100*	55^{*}	71^{*}	88	91	
remobilisiert (%)				1,2	$1,\!9$	
	-					
			S.M.		and the	

Tabelle 5.9: Vergleich der Tracerrückerhalte im März 2010 und 2011, *rekonstruiert

Tabelle	5.10:	Vergleich de	r Tracerrückerhalt	e im	August/Septem	ıber	2010	und	2011,	*	Ver
		such tagsübe	er								

	August 2010		August 2011			September 2011			
	BR	\mathbf{UR}	SRB	BR	UR	SRB	\mathbf{BR}	UR	SRB
Abfluss $\left(\frac{l}{s}\right)$		3,2			2,1			2,6	
Einspeisemasse	388	1,1	1,6	194,1	$1,\!0$	1,0	194,1	$1,\!0$	$1,\!0$
(g)									
Rückerhalt (%)	97^{*}	38^{*}	82^{*}	81	75	79	79	108	95
remobilisiert (%)				$0,\!05$	-	-	0,59	$0,\!07$	0,23

wird deutlich, dass der Rückerhalt des konservativen Tracers 2011 niedriger als im Vorjahr war. Außerdem war im August 2010 der Uraninrückerhalt deutlich niedriger als der von SRB, während es im August 2011 keinen großen Unterschied zwischen den Rückerhalten beider Farbtracer gab.

Zur Abschätzung der Änderung der Eigenschaften der Feuchtfläche im Laufe der Sukzession, wurden die Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilungen des konservativen Tracers genauer betrachtet. Für einen direkten Vergleich der TDK während unterschiedlicher Abflusssituationen, wurden diese unter Anwendung der Gleichung 2.9 und 2.10 volumengewichtet normalisiert. In der Abbildung 5.25 ist die dimensionslose Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilung $C'(\phi)$ über der dimensionslosen Abfluss und volumengewichteten Zeit ϕ dargestellt.

Durch die Ableitung (Gleichung 2.11) der Verweilzeitenverteilung der einzelnen Durchgangskurven, ergibt sich für den Versuch im März 2010 das erste Moment bei $\phi = 0, 6$, im August 2010 bei $\phi = 0, 4$, im August 2011 bei $\phi = 0, 18$ und im September 2011 bei $\phi = 0, 2$. Demnach verschieben sich die ersten zentralen Momente mit Zunahme der



Abbildung 5.25: Dimensionslose Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilungen des konservativen Tracers

seit März 2010 verstrichenen Zeit zum Koordinatenursprung. Ebenso erhöht sich das Maxima der Dichtefunktionen bei jedem weiteren Versuch.

5.2 Rouffach

5.2.1 Niederschlag und Abfluss im Versuchszeitraum

Die Feuchtfläche in Rouffach hat nur während Niederschlagsereignissen einen Zufluss. Um die Auswirkung der periodischen Flutungen auf die Mobilisierung von Tracermassen zu untersuchen, ist es wichtig Abflussreaktionen und Niederschlagsereignisse hinsichtlich Dauer, Volumen, Intensität und Verweilzeit in der Fläche zu charakterisieren.

Niederschlag

Die Niederschlagsdaten stammen hauptsächlich von der im Einzugsgebiet liegenden Wetterstation. Lücken wurden mit Radardaten oder Daten einer Niederschlagsmessstation, die 1 km östlich vom EZG entfernt liegt, gefüllt. Die meisten Niederschlagsereignisse im Experimentzeitraum traten zwischen dem 6. Juli und 22. August auf (Abbildung 5.26). Die mittlere Niederschlagsmenge der Ereignisse, die eine Abflussreaktion am Auslass der Feuchtfläche hervorriefen, lag bei 7 mm. Die Niederschlagsmenge von zehn Ereignissen, war höher als die mittlere Niederschlagsmenge.



Abbildung 5.26: Niederschlagszeitreihe im Versuchszeitraum im Einzugsgebiet Hohrain

Die Niederschlagsumme für den gesamten Versuchszeitraum belief sich auf 292 mm. Das entspricht etwa der Hälfte der durchschnittlichen Jahresniederschlagsmenge. Die monatliche Niederschlagssumme betrug im Juni bei 73 mm, im Juli bei 77 mm, im August bei 56 mm, im September bei 23 mm und im Oktober 48 mm. Im Juni und Juli lag die monatliche Niederschlagsmenge bis zu 20 mm über der durchschnittlichen monatlichen Niederschlagsmenge der letzten zehn Jahre (vergl. Abschnitt 3.3.2). In den 163 Versuchstagen kam es an 68 Tagen zu Niederschlagsereignissen. In der Tabelle 5.11 werden die Niederschlagsereignisse, die eine Abflusserhöhung am Auslass der Feuchtfläche verursachten, genauer beschrieben.

	nanden				
Nr.	Beginn	Dauer	NN_{max}	NN_{kum}	Intensität
		\min	mm	mm	$\frac{mm}{h}$
1	*	ca. 480	*	mind. 10	
2	$31.05.\ 20:00$	552	0,2	3,8	$0,\!44$
3	08.06.02:24	444	$0,\!2$	5	$0,\!68$
4	$14.06.\ 10:00$	36	2,5	4,9	8,17
	$14.06.\ 17:18$	18	$1,\!9$	4,1	$13,\!67$
	$16.06.\ 15:24$	1392	$0,\!8$	2,4	0, 10
	$17.06. \ 19:54$	162	2,2	8,1	3,00
5	$07.07.\ 13:42$	666	3,4	$23,\!9$	$2,\!15$
6	$12.07.\ 20:48$	24	4,2	5,6	14
	$13.07.\ 16:48$	60	1	$1,\!8$	$1,\!8$
7	$17.07.\ 05:48$	378	0,5	8,5	$1,\!35$
8	$22.07.\ 16:42$	12	4,5	8,5	$42,\!5$
9	$07.08.\ 02:36$	246	2,5	11	$2,\!68$
	08.08.12:24	24	1	$1,\!8$	4,5
10	$15.08.\ 06:48$	6036	1,5	7,3	0,07
	$19.08.\ 11:24$	48	$0,\!8$	2,4	3
11	$26.08.\ 17:42$	504	3,1	21,5	2,56
12	$04.09.\ 12:48$	414	$0,\!4$	6,9	1
13	11.09. 18:30	72	2,5	4,3	3,58
14	08.10. 10:00	168	2,1	4,8	1,71

 Tabelle 5.11: Beschreibung der Niederschlagsereignisse im EZG Hohrain; *keine Daten vorhanden

Die Werte für das Niederschlagsereignis wurden aus der Messstation außerhalb des Einzugsgebiet, unter Beachtung von Radarwerten auf das Einzugsgebiet übertragen. Die Tabelle 5.11 zeigt, dass die am Auslass gemessenen Abflusserhöhungen auch aus einer Überlagerung von mehreren Niederschlagsereignissen stammen kann. Weiter wird deutlich, dass die Abflusserhöhung Nr. 4, 7, 9 und 10 durch Regenschauer mit einer Intensität über 4 $\frac{mm}{h}$ hervorgerufen wurden. Das Niederschlagsereignis mit der höchsten Intensität fand am 22. Juli statt.

Abfluss

Auf Grund der Tatsache, dass das Hohrain Einzugsgebiet ein Trockeneinzugsgebiet ist und die Abflussbildung stark von Niederschlagsereignissen abhängt, stehen die am Auslass der Feuchtfläche gemessenen Abflüsse im direkten Zusammenhang mit dem am Einlass gemessenen Abfluss und Niederschlagsereignissen. Die Abbildung 5.27 zeigt die Abflussreaktion auf ein Niederschlagsereignis am Hauptzufluss und Auslass der Feuchtfläche.



Abbildung 5.27: Abflusszeitreihe am Hauptzufluss und Auslass der Feuchtfläche im Versuchszeitraum; Abfluss am Auslass 10 fach überhöht dargestellt

Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet, lag das Abflussvolumen am Hauptzufluss bei 2084 m^3 und am Auslass der Fläche bei 1743 m^3 . Die Werte für die Verdunstung, direkten Niederschlag auf die Feuchtfläche und Abfluss des Nebenzuflusses liegen wöchentlich, für den Zeiraum 18. Mai bis 28. August vor. In diesem Zeitraum betrug der Gesamtabfluss des Nebenzuflusses 197 m^3 , die Verdunstung 71 m^3 und direkter Niederschlag 165 m^3 (Payraudeau, 2011). Die Abbildung 5.27 zeigt, dass ein Niederschlagsereignis nicht immer zu einem Abfluss am Auslass der Feuchtfläche führt. Auch die Abflussmenge ist nicht unbedingt proportional zur Niederschlagsmenge. Weiter wird deutlich, dass zwischen dem 17.6. und 21.7. Abflussereignisse häufiger auftraten, als innerhalb der ersten vier Wochen sowie im August, September und Oktober. Bei einem absoluten Fehler der Abflussmessung von $\pm 0, 03 \frac{l}{s}$, ist es möglich, dass bei Abflüssen unter 30 ml kein Wasser abfließt.

Weiter soll die mobilisierte Tracermasse während der einzelnen Abflusserhöhungen am Auslass untersucht werden. Dazu ist es wichtig jede Abflusserhöhung hinsichtlich Zeitdauer (Differenz aus erstmaliger Erhöhung bis ursprünglichen Abfluss), Abflussscheitel Q_{max} sowie Abflussvolumen Q_{kum} zu charakterisieren. In der Tabelle 5.12 sind diese Charakteristika für jede Abflusserhöhung am Hauptzufluss und Auslass aufgelistet. Weiter wurde die Aufenthaltszeit jedes Abflussereignisses in der Feuchtfläche abgeschätzt. Dazu wurde die Differenz aus dem Zeitpunkt des maximalen Abflusses am Einlass und des maximalen Abflusses am Auslass je Ereignis bestimmt. Beachtet wurden 14 Abflussereignisse, die zu einer Tracermobilisierung geführt haben.

Abfluss Auslass					Abfluss	s Einlass	Aufenthaltsdauer
Nr.	Datum	Dauer	Q_{max}	Q_{kum}	Q_{max}	Q_{kum}	
		h	$\left(\frac{l}{s}\right)$	m^{3}	$\left(\frac{l}{s}\right)$	m^{3}	\min
1	22.05. 14:00 -	92	$2,\!67$	101	47	120	1
	$26.05.\ 10:00$						
2	31.05. 19:00-	112,25	0,18	54	$1,\!9$	69	330
	$05.06.\ 11:15$						
3	08.06.05:26-	81,1	$0,\!06$	10	2,1	42	130
	11.06.14:32						
4	14.06. 11:15-	190,75	$1,\!23$	121	$15,\! 6$	129	26
	22.06.10:00						
5	$07.07.\ 15:37$ -	$116,\!65$	2,3	133,1	$18,\!58$	224	290
	$12.07.\ 12.16$						
6	$12.07.\ 22:17-$	127, 25	$1,\!13$	82	$18,\!36$	99	15
	$17.07.\ 10:00$						
7	17.07. 10:15-	107,72	0,42	72,9	$5,\!25$	131	90
	$22.07.\ 17:30$						
8	22.07. 17:42-	$280,\!3$	3,1	190	$49,\!97$	156	1
	$03.08.\ 10:00$						
9	07.08.05:00-	90	$0,\!83$	$52,\!57$	$31,\!16$	187,9	220
	10.08.23:00						
10	15.08. 11:00-	61	0,28	$19,\!35$	3,27	43, 12	250
	18.08.00:00						
11	26.08. 19:15-	53, 32	3,33	102	$31,\!8$	107	6
	29.08.00:34						
12	04.09. 17:55-	46,8	$0,\!35$	$30,\!74$	3,5	$61,\!5$	184
	$06.09.\ 16:43$						
13	11.09. 20:30-	$51,\!5$	$0,\!43$	$24,\! 6$	$17,\!47$	25,76	135
	14.09.00:00	·	·	·		·	
14	08.10.10:00-	99	0,59	65,4	4,3	$62,\!34$	720
	$12.10\ 13:00$						

Tabelle 5.12: Charakteristika für einzelne Abflussereignisse am Haupteinlass und Auslass
der Feuchtfläche sowie Aufenthaltsdauer jedes Ereignisses

Am 22. und 29. Juni wurden weitere Abflussereignisse registriert. Da zu dem Zeitpunkten die Probenehmer ausgefallen waren, liegen keine Tracerdaten vor. Die Ereignisse werden nicht weiter betrachtet. Die Aufenthaltszeit der Abflussereignisse, die eine Tracermobilisierung bewirkten, varriiert sehr stark zwischen $1 - 330 \min$. Die mittlere Aufenthaltsdauer befindet sich bei 184 min. Beim Vergleich der ersten Abflusserhöhung am Einlass und Auslass infolge eines Niederschlagsereignisses, wurde eine Zeitverzögerung von 120 min gegenüber dem Auslass festgestellt. Sehr kurze Aufenthaltsdauern der Abflussereignisse in der Feuchtfläche (Ereignis 1 und 4) weisen auf eine mögliche Flutung des Kiesfilters hin.

5.2.2 Tracerdurchgangskurven beider Messpunkte

An Hand der Analyse der TDK soll das Verhalten der eingespeisten Tracer in der Feuchtfläche zwischen und während Abflussereignissen untersucht werden. Die Einspeisung der vorbereiteten Tracerkonzentrationen wurde am 22. Mai um 14:00 Uhr automatisch während eines Starkniederschlagereignisses ausgelöst. Da die Auslösung an eine Wasserspiegelerhöhung gekoppelt war, geschah diese eine Stunde nach Beginn des acht stündigen Niederschlagsereignisses. Die TDK konnten an beiden Messpunkten aufgenommen werden. Die in den Wasserproben bestimmten Fluoreszenzintensitäten wurden mit folgender Kalibriergleichung für Uranin

$$c(\mu g/l) = 52,171 \cdot I(counts) + 0,268 \tag{5.8}$$

und für Sulphorhodamin

$$c(\mu g/l) = 2,8918 \cdot I(counts) + 0,4625 \tag{5.9}$$

in Konzentrationen umgerechnet (Anhang B). Zusätzlich wurde die TDK am Messpunkt 1 mittels des in situ Fluorometers aufgezeichnet (Anhang E). Die Fluorometerdaten wurden zur Füllung von Datenlücken am Messpunkt 1 (MP 1) genutzt. Es konnten nur Fluorometerdaten genutzt werden, die nicht durch von der Trübung beeinflusst wurden. In der Abbildung 5.28 ist die Abnahme der Tracerkonzentration über der Zeit an dem MP 1 und in der Abbildung 5.29 an dem Messpunkt 2 (MP 2) dargestellt. Zum Vergleich sind die in Tabelle 4.2 beschriebenen Sammelproben aus der Sedimentationszone, Kiesfilter und Auslass in jede Abbildung eingetragen. Zur übersichtlicheren Darstellung ist die Skalierung der y-Achse (Konzentration) unterschiedlich gewählt wurden.

Die maximale Uraninkonzentration wurde am 2. Juni 7:00 Uhr mit 114, 59 $\frac{\mu g}{l}$ am MP 1 und am 23. Mai 4:00 Uhr mit 68, 5 $\frac{\mu g}{l}$ am MP 2 gemessen. Die höchste SRB-Konzentration konnte am 24. Mai 17:00 Uhr mit 88, 57 $\frac{\mu g}{l}$ am MP 1 und am 23. Mai 9:00 Uhr mit 83, 0 $\frac{\mu g}{l}$ am MP 2 aufgezeichnet werden. Es ist möglich, dass die höchste Urainkonzentration in der Datenlücke am 2. Versuchstag lag. Aus den Abbildungen wird deutlich, dass an beiden Messpunkten die Tracerkonzentration mit der Zeit abnehmen. Am MP 1 konnten hohe Tracerkonzentrationen bis zum 13. Juni gemessen werden und am MP 2 nur innerhalb der ersten 48 Stunden. Bei Betrachtung des Zeitraums 22.5.-13.6. am MP 1, zeigt sich, dass die Uraninkonzentration deutlich schneller abnimmt, als die SRB-Konzentration. In allen Kurven ist eine Konzentrationserhöhung oder Abnahme während eines Niederschlagsereignisses zu erkennen. Am MP 1 wird am 14.6. infolge des ersten signifikanten Niederschlagsereignisses nach der Einspeisung eine signifikante Abnahme der Tracerkonzentrationen deutlich. Weiter kommt es am 28. Juni infolge eines Starkniederschlagereignisses zu einer deutlichen Abflusserhöhung. Da



Abbildung 5.28: Tracerdurchgang am Messpunkt 1, Feuchtfläche Rouffach



Abbildung 5.29: Tracerdurchgang am Messpunkt 2, Feuchtfläche Rouffach

keine Wasserproben zu diesem Zeitpunkt vorliegen, wurden die Konzentration an Hand der Fluorometerdaten abgeschätz. Diese zeigen eine bedeutende Konzentrationserhöhung beider Tracer. Die Tracerkonzentration der letzten am MP 1 entnommenen Wasserprobe lag für Uranin bei 0, 519 $\frac{\mu g}{l}$ und SRB bei 0, 816 $\frac{\mu g}{l}$. Am MP 2 wurde in der letzten Wasserprobe eine Uraninkonzentration von 0, 499 $\frac{\mu g}{l}$ und SRB-Konzentration von 0, 979 $\frac{\mu g}{l}$. Die Tracerkonzentration der entnommenen Sammelproben stimmen prinzipiell mit den Werten der entsprechenden Wasserproben überein und geben eine Hinweis auf die Höhe der Tracerkonzentrationen in den Bereichen außerhalb der Messpunkte.

Unsicherheiten

Lücken in den Tracerdurchgangskurven entstanden durch Fehlfunktionen der automatischen Probenehmer. Die Ursachen dafür lagen an beiden Probenahmeorten an einem zusetzen der Filter am Probenahmeschlauch oder durch Ansammlung von Algen. Die fehlenden Werte in der ersten Juliwoche resultieren aus einer Abschaltung des Probenehmers, wegen einer defekten Sicherung. Vom 19. September bis 6. Oktober war im Messkanal (MP 1) kein Wasser. Die internen Uhren der APEGs wurden bei einer Abweichung an die aktuelle Zeit angepasst.

Zusätzlich zeigte sich bei der Analyse der Wasserproben ab September, dass bereits in Eichstetten beobachtete Problem der Erhöhung des Messhintergrundes durch die erhöhte Trübung während Niederschlagsereignissen. Durch die Überlagerung der erhöhten Hintergrundfluoreszenz mit den Fluoreszenzmaxima der Tracer, konnten teilweise keine Tracerkonzentrationen bestimmt werden. Auch hier hatte stichprobenartiges filtrieren keine Veränderung gebracht. Dadurch entstanden vor allem am MP 1 Datenlücken während Abflussereignissen.

5.2.3 Berechnung der Massenbilanz an beiden Messpunkten

Durch die Bestimmung der Tracerrückerhalte über die gesamte Versuchsdauer sowie für die einzelnen Abflussereignisse, soll das Mobilisierungspotential von eingebrachten Molekülen bei Abflusserhöhungen untersucht werden. Dazu werden die Massenrückerhalte an beiden Messpunkten für den gesamten Versuchszeitraum und für einzelne Abflussereignisse berechnet. Die Bestimmung der Massenrückerhalte geschieht unter Anwendung des in Abschnitt 5.1.1 beschriebenen Zusammenhangs:

$$m_T = \sum Q(t) \cdot ts \cdot c(t) \tag{5.10}$$

Zur Berechnung des Rückerhalts am Messpunkt 2 wird der dort (zum Zeitpunkt der Probenahme) gemessene Abfluss angenommen. Am Messpunkt 1 wurde kein Abfluss bestimmt. Im Abschnitt 5.2.1 wurde eine Verzögerung der Abflussreaktion am Auslass von 90 min gegenüber dem Einlass bei einem Niederschlagsereignis bestimmt. Am MP 1 wird daher der am Auslass gemessene Abfuss mit einer Zeitverschiebung von -90 min angenommen. Am MP 2 wurde ein unerwartet hoher Rückerhalt für Uranin von 80,1% bzw. für SRB 100% und am Messpunkt 1 für Uranin von 102,8% bzw. für SRB 133,4% bestimmt. In der Abbildung 5.30 sind die an beiden Messpunkten gemessenen kumulierten Massen der Tracer dargestellt.



Abbildung 5.30: In dem Versuchszeitraum gemessene, kumulierte Tracermassen

Zusätzlich werden die Tracermassen, die durch Abflussereignisse mobilisiert wurden, berechnet. Dazu wird wie schon in Abbildung 5.12 gezeigt, vorgegangen. Zuerst wird der Konzentrationsverlauf des Tracers ohne Abflusserhöhung abgeschätzt und die entsprechende, zurückerhaltene Masse im Zeitraum der Abflusserhöhung berechnet. Danach wird die zurückerhaltene Masse für den gesamten Konzentrationsverlauf des Tracers mit Abflusserhöhung bestimmt. Die zusätzlich mobilisierte Tracermasse entspricht dann der Differenz aus der berechneten Masse mit Abflusserhöhung und der berechneten Masse ohne Abflusserhöhung. Die Tracermassen werden mit Hilfe der Gleichung 5.10 bestimmt. Die Berechnung der remobilisierten Tracermassen durch die einzelnen Abflussereignisse wird lediglich am MP 2 durchgeführt, da nur hier korrekte Abflussdaten vorliegen. In der Abbildung 5.31 sind die bestimmten remobilisierten Tracermassen für die einzelnen Ereignisse dargestellt. Die berechneten Werte können in der Tabelle G im Anhang F nachgelesen werden.

Die Abbildung 5.31 zeigt, dass für beide Tracer die höchsten remobilisierten Tracermassen im Zeitraum der ersten vier Abflussereignisse den Auslass der Fläche erreichten. Die größten Tracermassen wurden während der Abflusserhöhung, die durch das Niederschlagsereignis im Zeitraum der Tracereinspeisung gebildet wurde, gemessen. Bedeutend höher ist ebenfalls die mobilisierte Uraninmasse während des Ereignisses am 31.



Abbildung 5.31: Mobilisierte Tracermassen für einzelne Abflussereignisse am MP 2

Juni (2. Ereignis), sowie der Abflusserhöhung infolge von vier Niederschlagsereignissen am 14.-22. Juni (4. Ereignis). Ab dem 5. Ereignis sind die mobilisierten Tracermassen deutlich niedriger und variieren nicht mehr so stark. Die gesamte zusätzlich mobilisierte Masse an Uranin beträgt 5, 37 g und SRB 3, 94 g.

5.2.4 Zusammenhang der remobilisierten Tracermassen mit verschiedenen Abflusseigenschaften

Folgend soll untersucht werden, inwiefern ein Zusammenhang zwischen den durch einzelne Abflusserhöhungen remobilisierten Tracermassen und verschiedenen Abflusseigenschaften besteht. Mögliche Relationen werden für die max. Abflussmenge, Abflussvolumen, Dauer einer Abflusserhöhung am Auslass, sowie die Aufenthaltsdauer eines Abflussereignisses in der Feuchtfläche vermutet. Da die Abflussreaktionen am Auslass im Zusammenhang zu den Niederschlagsereignissen bzw. Abflüssen am Einlass stehen, werden lediglich die am Auslass gemessenen Abflüsse betrachtet. Zum Nachweis möglicher Beziehungen werden die genannten Parameter über der remobilisierten Tracermasse für jedes einzelne Abflussereignis in der Abbildung 5.32 dargestellt. Die Werte der Parameter sind aus der Tabelle 5.12 entnommen. Gesucht wird nach einem möglichen Zusammenhang. Dazu wurde der Korrelationskoeffizient (Pearson-Korrelation) r berechnet und auf Signifikanz getestet. Für Korrelationskoeffizienten nahe r = 1(r = -1) besteht eine sehr starke positive (negative) Korrelation. Der p Wert gibt die Wahrscheinlichkeit an, ob es sich bei der Korrelation um eine zufälligen Zusammenhang handelt. Dabei weisen Werte von p < 0,05 auf einen signifikanten, p < 0,01 auf einen hochsignifikanten Zusammenhang hin. Die durch die ersten vier Ereignisse mobilisierten Tracermassen werden nicht beachtet, da durch die Flutung des Kiesfilters vermutet wird, dass die Tracermoleküle auf anderen Transportwegen in den Auslass gelangten,

als bei den restlichen Ereignissen.

Bei der Betrachtung der berechneten Korrelationskoeffizienten und Signifikanzen in Abbildung 5.32 wird deutlich, dass es signifikante Zusammenhänge zwischen der remobilisierten Uraninmasse und dem maximalen Abfluss (p = 0,035) und des Abflussvolumens (p = 0,012) sowie für die remobilisierte SRB-Masse und die Abflussdauer (p = 0,014) gibt.



Abbildung 5.32: Darstellung des max. Abflusses, Abflussvolumen, Abflussdauer und Aufenthaltsdauer in der Feuchtfläche über der remobilisierten Tracermasse für Uranin und SRB

6 Diskussion

6.1 Eichstetten

6.1.1 Multitracerversuch im März

Aus der Abbildung 5.1 wird die diurnale Schwankung des Abflusses ersichtlich. Die Verdunstung von der Wasseroberfläche und die Transpiration durch die Vegetation wurden an den Messtagen durch die intensive Strahlung und den stetigen Wind begünstigt, weswegen die Abflusswerte im Tag/Nacht-Zyklus zwischen etwa $1,5-3\,\frac{l}{s}$ schwanken. Die Versuchstage zeichnen sich durch sehr unterschiedliche Abflüsse und damit auch Wasserspiegelhöhen und Volumina in der Feuchtfläche aus. Beim Vergleich des Eintreffens des ersten Signals nach der Natriumchlorideinspeisung, fällt auf, dass am ersten Versuchstag, bei einem Abfluss von 1,7 $\frac{l}{s}$ der Tracer 180min bis zum Auslass benötigt, während er am 2. Versuchstag bei einem Abfluss von 7,7 $\frac{l}{s}$ lediglich 80minzur Überwindung der selben Distanz braucht. Deutlich wird auch, dass am ersten Tag die Fließgeschwindigkeit des Tracers im Einlassbereich der Fläche deutlich höher ist, als im unteren Bereich. Am zweiten Versuchstag wurde eine relativ kontinuierliche Fließgeschwindigkeit festgestellt. Dies weist darauf hin, dass sich am ersten Tag durch den niedrigen Abfluss präferentielle Fließwege im oberen Drittel der Feuchtfläche ausgebildet haben, was auch visuell beobachtet werden konnte. Der Tracer durchfließt am 2. Tag die Feuchtfläche eher frontartig. Diese Annahme wird durch die Auswertung der Tracerdurchgangskurve am Auslass gestützt. Die geringe nominale Aufenthaltsdauer von 2,7 Stunden und geringe Varianz von $\delta_{Kont}^2 = 2,5 h$ weisen auf eine geringe Dispersion hin. Daraus lässt sich wiederum schließen, dass der Tracer nicht in mehrere unterschiedliche schnelle Hauptfließwege aufgeteilt wurde oder in Totzonen zurückgeblieben ist, sondern relativ homogen durchflossen ist. Als Totzonen werden Bereiche bezeichnet, die nicht an den Austauschprozessen in der Feuchtfläche teilnehmen. Bei Betrachtung der Durchgangskurven an den einzelnen Leitfähigkeitsmessgeräten an beiden Versuchstagen wird deutlich, dass die Aufenthaltsdauer mit steigender Entfernung vom Einlass durch die fallende Fließgeschwindigkeit steigt und sich die Konzentration wegen der einstellenden Verdünnung mit dem zunehmenden Wasservolumen verringert. Die Berechnung der hydraulischen Parameter der TDK (von Natriumchlorid) am Auslass am ersten Versuchstag ist nicht möglich, da keine abgrenzbare Kurve aufgezeichnet werden konnte. Vermutlich hat der niedrige Abfluss und die geringe Wassertemperatur teilweise zum Ausfällen und wieder Lösen von Chloridionen geführt.

Die gemessenen Leitfähigkeitsänderungen der im Sediment steckenden 5TE Sonden bestätigen die in der Literatur aufgeführte Annahme, dass die Fließgeschwindigkeit und die damit verbundene Kontaktzeit über die Wechselwirkung mit dem hyporheischen Interstetial entscheidet (WÖRMAN ET AL., 2004; NEPF ET AL., 2007). Demnach dringt das Wasser bei hohen Abflüssen weniger tief in das Sediment ein, als bei geringen Abflüssen. Die Tatsache, dass abgesehen von Sonde N3, alle Sonden, die tiefer als 15 cm im Sediment steckten, keine Leitfähigkeitsänderung aufzeichneten, lässt darauf schließen, dass die Sedimentreaktion lediglich in den oberen 10 cm des hyporheischen Interstetials abläuft. Basierend auf dieser Erkenntnis wurde die Tiefe zur anschließenden Entnahme der Sedimentproben auf maximal 10 cm festgelegt.

Die Durchgangskurven der Farbtracer konnte sowohl von den Fluorometern als auch mittels der entnommenen Wasserproben bestimmt werden. Der Vorteil der Fluorometerdaten besteht in der höheren zeitlichen Auflösung (1 min). Dafür besitzen die mit dem Fluoreszenzspektrometer gemessenen Konzentrationen in den Wasserproben einen geringeren Messfehler. Anhand der Wasserproben konnte für beide Farbtracer das erste Tracersignal120 min nach der Einspeisung gemessen werden. Die Fluorometer-Messwerte registrierten das erste Signal etwa 100 min nach der Einspeisung. Trotz der gleichzeitigen Einspeisung beider Farbtracer, trifft zuerst Uranin und 3-6 Minuten später SRB an den Fluorometern am Auslass ein. Ein ähnliches Verhalten wurde in der Masterarbeit von Romy Durst beobachtet. Hier wurden in mit Sediment aus Eichstetten gefüllten Mesokosmen Uranin und SRB zeitgleich und kontinuierlich eingegeben. Uranin erreichte den Auslass 10 Minuten vor SRB (DURST, 2011). Bei Betrachtung der Fluorometerdaten fällt auf, dass auch hier das SRB-Maximum 10 min später den Auslass erreicht. Auf Grund des 30 minütigen Zeitschrittes der Wasserprobennahme, ist es gut möglich, das das Rhodaminmaximum nicht erfasst wurde. Zur Berechnung der hydraulischen Parameter liegen die bis zur Abflusserhöhung (19 Stunden nach Einspeisung) gemessenen Konzentrationen zu Grunde. Da die ermittelte nominale Aufenthaltszeit mit $t_N = 7,3$ Stunden berechnet wurde, wird davon ausgegangen, dass der Tracerdurchgang bis dahin abgeschlossen ist. Für die Durchgangskurven, die aus den Wasserproben bestimmt wurden, ergibt sich für Uranin ein Rückerhalt von 87, 8%und für SRB 91,4%. Die aus den Daten des Fluorometers 111 errechneten Rückerhalte beider Tracer liegen über denen der Wasserproben und die des Fluorometer 121 unter denen der Wasserproben. Die Tatsache, dass die Rückerhalte für SRB geringer als für Uranin sind, resultiert aus der Anpassung der Fluorometermesswerte an die maximale Konzentration der Wasserproben.

Die hohen Rückerhalte zeigen, dass nur ein geringer Austausch der Farbtracer mit dem Sediment bzw. den Pflanzen stattgefunden hat. Es ist anzunehmen, dass SRB als sorptiver Tracer nur wenig Soprtionsplätze zur Verfügung standen. Die geringere Rückholrate für Uranin ist auf den photolytischen Abbau zurückzuführen. Die Einspeisung fand 3 Stunden vor Sonnenuntergang statt. Innerhalb dieses Zeitraums hatte ein Großteil der Tracermasse die Feuchfläche passiert. Begünstigt wurde der photolytische Abbau durch das sonnige Wetter mit geringer Bewölkung, sowie der geringen Ausbildung der Vegetation und somit minimaler Abschattung. Die geringen Werte des effektiven Volumenverhältnisses $\varepsilon = 0, 53$ bestätigen die schon beschriebene Annahme, dass die Feuchtfläche bei niedrigen Abflüssen von Totzonen oder präferentiellen Fließwegen dominiert wird. Deutlich wird dies auch bei Betrachtung der TDK des Fluorometers 121 (Abbildung 5.9). Im Tailing der Durchgangskurve ist etwa 4 Stunden nach Einspeisung eine Erhöhung der Tracerkonzentrationen zu erkennen. Diese kurzzeitigen Konzentrationserhöhungen werden vermutlich durch das Eintreffen von Tracerkonzentrationen, die einen langsameren Fließweg genutzt haben, hervorgerufen. Die hydraulische Effizienz befindet sich mit $\lambda = 0, 4$ im unteren Bereich der mittleren hydraulischen Effektivität (PERSSON, 1999).

Durch die Öffnung des Wehres am Einlass wird der Wasserspiegel in der Feuchtfläche erhöht. Dabei werden die sich vorher gebildeten Totzonen wieder in das System angeschlossen und die sich darin befindenden Tracermassen in die Feuchtfläche geleitet. Zusätzlich besteht die Wahrscheinlichkeit, dass durch den erhöhten Abfluss, bereits im Sediment sorbierter Tracer desorbiert wird. Die so remobilisierten Tracermengen konnten etwa 120 min nach der Abflusserhöhung am Auslass gemessen werden. Für beide Farbstoffe wurde zuerst eine sofortige Zunahme der Konzentration gemessen, die mit zunehmender Zeit durch Dispersion in der Feuchfläche und vor allem der zunehmenden Verdünnung infolge des steigenden Wasservolumens, abfällt. Die remobilisierte SRB-Menge war größer als die von Uranin. Es wird angenommen, dass auf Grund des schnelleren durchfließens der Feuchtfläche von Uranin zum Zeittpunkt der Wehröffnung bereits weniger Uranin in der Feuchtfläche war. Zusätzlich waren wzischen Sonnenaufgang und dem Passieren des Tracermaximas am Auslass 4 Stunden vergangen. Vermutlich hat die Exposition gegenüber dem Sonnenlicht zu einem weiteren photolytischen Abbau von Uranin geführt. Wird die aus den Totzonen mobilisierte Tracermasse zu der bei niedrigem Abfluss bestimmten Rückholrate addiert, ergibt sich ein Gesamtrückerhalt von 88,8 % für Uranin und 93,2 % für SRB. Damit verbleiben 111 mq Uranin und 68 mg SRB in der Feuchtfläche. Um festzustellen, inwieweit sich diese Tracermengen noch im Sediment befinden, wäre es notwendig gewesen, Sedimentproben zu entnehmen und im Labor zu analysieren.

6.1.2 Multitracerversuche im August bzw. September

Die aus den Fließzeiten des Chloridversuches und der visuellen Betrachtung in Abbildung 5.18 zusammengefassten Hauptfließwege, ähneln den im Frühjahr verzeichneten. Die Vegetationsinsel, die sich schon im Frühjahr etwa 19 m unterhalb des Einlasses ausgebildet hat, führt auch im Sommer zu einer Umleitung des Wassers. Allerdings kommt es im Sommer bereits durch die im Einlass stehende *Iris spec.* erzeugte Sedimentinsel zu einer Aufspaltung in zwei Hauptfließwege. Die Halbwertsbreite der vom Diver 6 im August gemessenen Leitfähigkeitserhöhung (Abbildung 5.17) ist mit 220 min wesentlich höher, als die gemessen Halbwertsbreite an derselben Stelle im März (10 min). Es wird vermutet, dass das Messgerät zufällig in einer Totzone oder einem Bereich, in dem das Wasser bedeutend langsamer fließt, installiert wurde. Da hier die Kontaktzeit zwischen Wasser und Sediment besonders lang ist, eignet sich diese Stelle gut für die Entnahme von Sedimentproben.

Multitracerversuch am 28. August 2011

Zwischen der Natriumchlorideinspeisung am 22. August und dem Multitracerexperiment am 28. August hatte ein Niederschlagsereignis mit einer Niederschlagsmenge von 6 mm und eine damit verbundene Abflusserhöhung auf $10 \frac{l}{s}$ stattgefunden. Es wird davon ausgegangen, dass die Natriumchloridkonzentration in der Feuchtfläche nach dem Ereignis wieder im Bereich der natürlichen Hintergrundkonzentration liegt und damit die Bromidmessung nicht beeinträchtigt. Der Tailingbereich der Durchgangskurven der Farbtracer zeigt eine erneute Konzentrationserhöhung nach 4 Stunden, was auf die Ankunft eines zweiten Fließweges hindeutet. Wie schon an Hand der Natriumchlorideinspeisung beobachtet wurde, hat sich der Tracer im oberen Bereich der Feuchtfläche durch die Bildung von Sedimentbänken und Vegetationsinseln in zwei unterschiedlich schnell fließende Fließwege aufgeteilt. Der größte Tracerrückerhalt wurde mit 81% für Bromid gemessen. Da Bromid als konservativer Tracer als nicht sorptiv betrachtet wird, wäre ein deutlich höherer Rückerhalt zu erwarten gewesen. In einer Studie mit Mikrokosmen und künstlichen Feuchtflächen wurde herausgefunden, dass Phraqmitis australis und Typha latifolia Bromid aufnehmen und in den Wurzeln und Blattflächen speichern können (XU ET AL., 2004). In anbetracht des dichten Bewuchses beider Pflanzenarten in der Feuchtflächen, ist es möglich, dass diese Pflanzen den als konservativ betrachteten Tracer in Bereichen niedriger Fließgeschwindigkeit aufgenommen haben. Etwa 21 % der eingespeisten SRB-Menge sind in der Feuchtfläche zurückgeblieben. Da SRB der sorptivste, der drei eingesetzten Tracer ist, wird angenommen, dass diese Menge an freien Sorptionsplätzen im Sediment, aber auch an der Pflanzenoberfläche unterhalb des Wasserspiegels sorbiert wurde (SABATINI, 2000). Der SRB-Rückerhalt ist etwa 3,5% höher als der des eigentlich weniger soptiven Uranins. Da der Tracerdurchgang zu etwa $95\,\%$ in den Nachtstunden stattfand, kann davon ausgegangen werden, dass der Lichtabbau des Uranins sehr gering war. Allerdings ist das sorptive Verhalten der Uraninmoleküle abhängig vom pH-Wert des Wassers. Bei pH-Werten unter 8 dissoziert das Uraninmolekül in ein Kation und Anion. Das Kation zeigt nicht nur eine geringere Fluoreszenzintensität, sondern ist auch stark sorptiv (KASNAVIA ET AL., 1999). Der pH-Wert des Feuchtflächenwassers lag im Messzeitraum bei 6,5-7,2 und damit in dem Bereich, in dem das Uraninmolekül dissoziiert vorliegt. Zusätzlich geben SMART UND LAW (1977) den Hinweis, dass Uranin an organischen und positiv geladenen Oberflächen sorbieren kann. Weiterhin wird in LEIBUNDGUT (2009) erwähnt, dass sich in Gewässern, in denen bereits in vorherigen Versuchen Uranin eingespeist wurde, Bakterienarten ausbilden können, die speziell Uranin abbauen. Dagegen konnte in einer weiteren Studie in Deponien, kein biologischer Abbau von Uranin nachgewiesen werden (MARIUS, 2009). Aus diesen Gründen wird angenommen, dass der niedrige Uraninrückerhalt durch die Sorption des Uraninkations im Sediment und an Pflanzen zustande kommt. Außerdem ist möglich, dass die hier am Standort natürlichen Bedingungen (hohe Wassertemperatur und Nährstoffgehalt $c_{Nitrat} = 24 \frac{mg}{l}$) die Bildung einer solche Bakterienpopulation begünstigt haben.

Infolge der künstlichen Abflusserhöhung um $0, 5 - 1 \frac{l}{s}$ konnte keine Remobilisierung von Uranin oder SRB festgestellt werden. Lediglich Bromidkonzentrationen konnten nach der Abflusserhöhung gemessen werden. Allerdings ist diese Menge so gering, dass es schwer nachzuvollziehen ist, ob sie aus der Aktivierung von Totzonen oder einer Erhöhung der Hintergrundkonzentration stammt. In den aus einigen Totzonen entnommenen Sedimentproben, konnte kein Uranin bzw. SRB nachgewiesen werden. Damit verbleiben nach dem Experiment in der Feuchtfläche 35 mg Bromid, 24, 7 mg Uranin und 22, 2 mg SRB durch Sorption/Aufnahme an Pflanzen oder im Sediment sowie reduziert durch photolytischen Abbau..

Multitracerversuch am 6. September 2011

Zwischen den beiden im Sommer durchgeführten Farbtracerexperimenten ereigneten sich drei Niederschlagsereignisse mit einer Gesamtniederschlagsmenge von 13,3 mm und einer mehrfachen Abflusserhöhung auf bis zu $12 \frac{l}{s}$ (am Auslass). Es wird auch bei dem Tracerexperiment vom 6. September davon ausgegangen, dass keine Hintergrundkonzentrationen von den im August eingegebenen Tracern noch in der Feuchtfläche vorhanden sind. Die TDK konnten mit einem 10 minütigen Probenahmeintervall gut erfasst werden. In der Analyse der Durchgangskurven zeigt sich, dass das 1. Moment $(\tau = 2, 1 h)$ und die nominale Aufenthaltsdauer $(t_N = 4, 5 h)$ sehr gering sind. Außerdem ist in der Kurve ein kontinuierlicher Abfall der Konzentration ohne zwischenzeitliche Konzentrationserhöhung zu erkennen. Auf Grund des hohen Abflusses durchfließen die Tracer die Feuchtfläche schneller. Dadurch kommt es wahrscheinlich zu einer geringeren Durchmischung der Tracer und geringeren Austausch mit dem Sediment bzw. Sorption an der Oberfläche der Pflanzenstengel, die unter der Wasseroberfläche liegen. An Hand der Durchgangskurve der Farbtracer ist keine Aufspaltung in einen weiteren Fließweg zu erkennen. Im Rahmen einer Studie in Nordamerika konnte nachgewiesen werden, dass natürliche Abflusserhöhungen zu einer Veränderung der Fließwege und damit der Aufenthaltswahrscheinlichkeitsverteilung führen (STERN ET AL., 2001).

Vermutlich haben die vor dem Versuch mehrfach höheren Abflüsse eine Veränderung der morphologischen Verhältnisse im Einlassbereich der Feuchtfläche bewirkt.

Der Rückerhalt für Bromid befindet sich mit 79 % in einem ähnlichen Bereich wie der des Augustversuches. Die Rückerhalte der Farbtracer liegen dagegen unerwartet hoch. Wegen der hohen Abflussereignisse vor dem Versuchsbeginn wird davon ausgegangen, dass weder Uranin- noch Rhodaminmengen, die einen so hohen Rückerhalt bewirken, von dem vorherigen Versuch sich noch in der Feuchtfläche befanden. Eine mögliche Ursache könnte in einer fehlerhaften Bestimmung der Einspeisemasse oder ungenauen Abflussmessung liegen. Die Rückerhalte sind damit nicht belastbar und sollen hier nicht weiter interpretiert werden. Erwartet wurde, dass der SRB-Rückerhalt höher (als im August) ausgefallen wäre, da durch den höheren Abfluss die Kontaktzeit zwischen Tracer und Sediment, sowie Pflanzen geringer ist.

Das Tracerverhalten während der natürlichen Abflusserhöhung durch das Niederschlagsereignis kann hingegen genauer betrachtet werden. Zum Zeitpunkt der natürlichen Abflusserhöhung konnten alle drei Tracer in den entnommenen Wasserproben wiedergefunden werden. Werden die gemessenen Tracerkonzentrationen mit dem Abfluss und Zeitschritt multipliziert, ergibt sich für SRB und Bromid ein hoher zusätzlicher Tracerrückerhalt. Allerdings kann lediglich in der Durchgangskurve von SRB eine geringfügige Konzentrationserhöhung erkannt werden. Dabei muss beachtet werden, dass eine mögliche Konzentrationserhöhung durch eine Verdünnung infolge der Zunahme des Wasservolumens, verringert werden kann. So wird zumindest für SRB angenommen, dass es sich um einen zusätzlichen Rückerhalt resultierend aus der Aktivierung von Totzonen oder Staubereichen handelt. Trotz des größeren Anstauvolumens konnte abermals keine bedeutende künstliche Abflusserhöhung erzielt werden. Dennoch waren in den entnommenen Wasserproben sehr geringe Bromidkonzentrationen messbar. Diese wurden ebenfalls als zusätzlicher Tracerrückerhalt hinzugezählt. Trotzdem müssen die absoluten Werte der Tracerrückerhalt vorsichtig betrachten werden. Durch die hohe Verdünnung der Tracerkonzentration und der ungenauen Abflussmessung (durch die Druckdiver) während der natürlichen Abflusserhöhung, sind die mobilisierten Tracermassen mit einem großem Messfehler behaftet. In den während des Experiments entnommenen Sedimentproben konnten keine Uranin- oder SRB-Konzentrationen gemessen werden. Damit kann keine Aussage darüber getroffen werden, inwiefern Tracermengen aus dem Sediment desorbiert wurden.

Bei der Interpretation der hydraulischen Parameter der Sommerversuche, muss außerdem beachtet werden, dass das aus der Wasserspiegelhöhe abgeschätzte Wasservolumen das tatsächliche Wasservolumen überschätzt. Durch die deutlich höhere Vegetationsdichte, ist das Wasservolumen wesentlich niedriger. In Rahmen einer Modellsimulation konnte in der Feuchtfläche auf Grund des dichteren Pflanzenbestands eine Volumenreduzierung von 43 % ermittelt werden (SCHÜTZ ET AL.,2011).

Unsicherheiten der gemessenen Tracerkonzentrationen

Als besonders problematisch erwies sich ein analytisches Problem bei der Messung niedrigster Tracerkonzentrationen im Zeitraum höherer Abflüsse. Während der Abflusserhöhung am 3. März wurde von den Fluorometern eine Erhöhung des Trübstoffanteils im Wasser aufgezeichnet. Die Streupartikel verursachten vor allem bei niedrigen Wellenlängen, im Bereich der Uraninfluoreszenz, eine Erhöhung des Messhintergrunds durch die Zunahme des Streulichtanteils. Versuche die Hintergrundfluoreszenz mittels filtrieren mit Filtergrößen von $0, 45 - 1 \,\mu m$ (Glasfaserfiltern) erbrachten nicht den gewünschten Erfolg. Ein weitere Schwierigkeit besteht in der Tatsache, dass Tracerkonzentrationen, die infolge einer Abflusserhöhung mobilisiert wurden, durch das zunehmende Wasservolumen so stark verdünnt wurden, dass sie womöglich unter der Nachweisgrenze des Messgerätes lagen. Eine Ungenauigkeit der berechneten remobilisierten Tracermassen entsteht auch auf Grund der Messung der natürlichen Abflusserhöhung mittels der benutzten Diver. Diese haben einen Messfehler von $\pm 1 \,cm$ Wassersäule. Daraus resultierten die in Anhang D berechneten relativen Fehler von über 10 % für die remobilisierten Tracermassen.

Schwierigkeiten bei der Erzeugung einer künstlichen Abflusserhöhung im Sommer

Es konnten keine signifikanten künstlichen Abflusserhöhungen in der Durchführung der Tracerversuche im August bzw. September mit dem angewandten Verfahren erreicht werden. Als Ursachen für die niedrige Abflusserhöhung in der Feuchtfläche wird vermutet, dass das Anstauvolumen im Verhältnis zum Feuchtflächenvolumen zu gering war. Weiterhin wird angenommen, dass das Wasser im hyporheischen Interstetials des Baches während der Anstauung verdunstete bzw. abgeflossen war und sich nach Öffnung der Stauung erneut gefüllt hatte.

6.1.3 Dominierende Fließ- und Retentionsprozesse in der Feuchtfläche

Die Herleitung der im Sommer dominierenden Prozesse geschieht unter Betrachtung der aus der Tracereinspeisung, Vegetationskartierung, Sedimentprofilen und Wassertiefenmessung gewonnen Ergebnisse. Die Vegetationsausbildung ist im August und September sehr hoch. Es sind weniger als 1 % freie Wasseroberfläche vorhanden. Besonders in der oberen Bereich der Fläche ist die Pflanzendichte je Quadrameter höher. Daraus resultiert sowohl eine hohe Abschattung des Gewässers, als auch eine Erhöhung der Wurzeldichte im Sediment und Reduzierung der Pflanzenabstände in diesem Teil des Gewässers. Die hohe Pflanzendichte kann zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit führen (WÖRMAN ET AL., 2004). Innerhalb der ersten 15 m unterhalb des

Einlasses wird an Hand der im Sommer gemessenen Sedimentprofile und der geringen Wassertiefe deutlich, dass es hier zu einer hohen Sedimentakkumulation bis zur Bildung von Sedimentbänken und Vegetationsinseln, die über dem Wasserspiegel liegen, kommt. Um diese Inseln bildeten sich bevorzugte Fließbahnen. In der unteren Hälfte der Feuchtfläche sind die Pflanzenabstände und Wassertiefe deutlich höher. Das Wasservolumen ist hier um das 15-fache höher als in der oberen Hälfte. Da Wasserpflanzen die internen Strukturen der Feuchtfläche nicht nur hinsichtlich der Sedimentakkumulation, sondern auch der Fließgeschwindigkeit verringern und damit die vertikale und laterale Diffusion beeinflussen (NEPF ET AL., 1997), dominieren gerade im unteren Teil der Fläche diffusive Durchmischungsprozesse. Die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten und Durchmischungen können bei Betrachtung der Chloriddurchgangskurven an den einzelnen Leitfähigkeitsmessgeräten bestätigt werden. Das eingespeiste Chlorid legt innerhalb von 15 min die ersten 15 m zurücklegt und für die restlichen 15 m werden 60 weitere Minuten benötigt. Es wird davon ausgegangen, dass die Fließgeschwindigkeit im abflussaktiven Teil (ohne Totzone, Staubereiche) im oberen Bereich deutlich höher ist, als im unteren Bereich. Unter der Annahme, dass sich die präferentiellen Fließwege wie hydraulische Röhren verhalten und ein direkt linearer Zusammenhang zwischen Fließgeschwindigkeit und Reynoldszahl besteht, bewirken die hohen Fließgeschwindigkeiten eine Verschiebung der Revnoldszahl in turbulente Strömungsbereiche (NEPF ET AL., 1997). Demnach dominierten innerhalb der bevorzugten Fließwege turbulente Strömungsverhältnisse die Durchmischung zwischen Tracermolekülen (Schadstoffen) und Wasser. Die Tracermoleküle bewegen sich im Einlassbereich innerhalb dieser Fließwege und treten somit nur begrenzt in Wechselwirkung mit der dichten Vegetation, Sedimentbänken, Staubereichen oder den oberen Bereich der hyporheischen Zone (KEEFE ET AL., 2004). Vermutlich sind die Kontaktzeiten zwischen Schadstoffen und Sediment bzw. Vegetation in diesen Fließwegen sehr gering und dementsprechend die Sorptionsmöglichkeiten begrenzt. Weiter wird vermutet, dass der Großteil der Tracermoleküle, sofern diese Totzonen, Staubereiche und Ränder der Vegetationsinseln erreichen, dort sorbieren. Außerdem kann es durch die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten zu einer Korngrößenverteilung entlang der Längsachse der Fläche kommen. Dementsprechend wird vermutet, dass sich grobkörniges Erosionsmaterial (Sand) im Eingangsbereich ablagert und feinkörniges Material eher in der unteren Hälfte der Fläche (Ton). Ergebnisse von Schüttelversuchen haben gezeigt, dass die Sorption von Tracern vom Substrat abhängt. So sorbieren die Tracerkationen speziell an den negativ geladenen Oberflächen der Tonminerale (WERNLI, 2011; SABATINI, 2000). Das würde bedeuten, dass ein Großteil der Tracermoleküle oder auch Pestizide nicht nur wegen der längeren Kontaktzeit und besseren Durchmischung im unteren Bereich der Feuchtfläche im Sediment sorbieren könnten, sonderen auch auf Grund des vorliegenden Sedimentmaterials.

Im Frühjahr ist dagegen der Abfluss und Wasserspiegel bedeutend höher. Dadurch wird ein Großteil der Staubereiche und Totzonen überströmt. Bei der Analyse der Fließzeiten des injizierten Chlorids wird nicht nur deutlich, dass der Tracer schneller durch die Feuchtfläche fließt, sondern der Fließgeschwindigkeitsgradient innerhalb der Fläche geringer ist. Demnach sind weniger präferentielle Fließwege vorhanden, die die Durchmischung beeinträchtigen. Außerdem ist die Dichte der Vegetation, welche die Fließgeschwindigkeit herabsetzen kann, geringer. Allerdings fehlt die im Sommer vorhandene große Pflanzenoberfläche, an dennen Schadstoffe sorbieren können.

Zusammenfassend konnte gezeigt werden, dass bei den im Sommer häufigen niedrigen Abflüssen (LEIBUNDGUT ET AL., 1992) und geringen Wassertiefen, der obere Bereich der Feuchtfläche nicht komplett überströmt wird, sondern das Wasser plug flow artig durch die präferentiellen Fließwege unter geringer Wechselwirkung mit dem umgebenden Wasser, Sediment und Pflanzen, fließt. Zusätzlich bilden sich im oberen Bereich Totzonen und Staubereiche aus. Im unteren Bereich ist die Fließgeschwindigkeit dagegen deutlich niedriger. Es dominieren vertikale und horizontale Durchmischungsprozesse. Außerdem ist die Kontaktzeit der Tracer mit dem Sediment oder Pflanzenoberflächen bedeutend höher. Im Frühjahr bilden sich durch die häufig höheren Abflüsse keine präferentiellen Fließwege, die Sorptionsmöglichkeiten an den Pflanzenoberflächen sind geringer.

6.1.4 Interpretation der Ergebnisse der Multitracerversuche 2010 und 2011

Im folgenden wird der Einfluss der sukzessiven Entwicklung der Feuchtfläche auf die Rentention und Abbau der Tracer untersucht. Dazu werden getrennt die Ergebnisse der konservativen und nichtkonservativen Tracer der 2010 und 2011 durchgeführten Experimente verglichen.

nichtkonservative Tracer

Die Abnahme von Uranin in der Feuchtfläche wird hauptsächlich durch photolytischen Abbau verursacht. Der geringste Uraninrückerhalt (R = 38%) wurde in dem Tracerversuch in der bewachsenen Feuchtfläche im Sommer 2010 erhalten. Der Versuch wurde bei hoher Sonneneinstrahlung tagsüber durchgeführt. Obwohl im März 2011 durch noch nicht ausgebildete Vegetation mehr freie Wasseroberfläche vorhanden war, lag der Uraninrückerhalt höher (R = 88%). Da der Versuch 3 Stunden vor Sonnenuntergang begonnen wurde, wird vermutet das der photolytische Abbau geringer war, als bei einem Versuch der tagsüber stattfandt. Die zurückerhaltene Uraninmasse in der sehr dicht bewachsenen Feuchtfläche im August 2011 (R = 75%) ist niedriger als März 2011 und deutlich höher als im März 2010. Der Versuch wurde komplett nachts durchgeführt. Der photolytische Abbau sollte entsprechend gering sein. Da dennoch 25% des eingegebenen Uranins im System verblieben sind, wird vermutet, das die Uraninabnahme zusätzlich von anderen Prozessen überlagert wird. Ein Hinweis, dass Uranin an organischen und positiv geladen Oberflächen gebunden werden kann, wurde bereits erwähnt. Ein möglicher biologischer Abbau muss noch untersucht werden. Die Rückerhalte des eigentlich sorptiveren SRB sind bei allen Versuchen unerwartet höher, als die des Uranins. Der höchste SRB-Rückerhalt (R = 91%) wird in der unbewachsenen Feuchtfläche im März 2011 erhalten. Der Rückerhalt im August 2010 (R = 82%) ähnelt dem im August 2011 (R = 79%). Bei dem Vergleich muss beachtet werden, dass der Abfluss im August 2010 höher war. Durch den dichteren Bewuchs während der Sommerversuche, sind mehr Sorptionsplätze vorhanden und die Kontaktzeit mit dem Sediment im unteren Bereich der Fläche wird durch die Reduzierung der Fließgeschwindigkeit erhöht. Die höhere SRB-Rückhalt im Sommer 2011 könnte aus der größeren Sedimentmenge und der dichteren Vegetation resultieren. Zur Belegung der Annahmen müsste eine Methode erarbeitet werden, die es ermöglicht Tracerkonzentrationen im Sediment und Pflanzen zu messen.

konservativer Tracer

An Hand der Ergebnisse der Einspeisung des konservativen Tracers Natriumbromid kan der konservative Transport und die Änderung der Eigenschaften der Feuchtfläche betrachtet werden. Basierend auf dem direkten Vergleich der vier Tracerdurchgänge, wird deutlich, dass sich die berechneten Schwerpunkte (1. Moment) zum Koordinatenursprung hin verschieben (Abbildung 5.25). Ein $\phi = 1$ würde aus der Durchgangskurve eines konservativen Tracers durch eine Feuchtfläche ohne Totzonen resultieren (HOLLAND ET AL., 2004). Aus der Verschiebung der berechneten Schwerpunkte wird auch hier deutlich, dass der Einfluss von präferentiellen Fließwegen zunimmt. Die größte Verschiebung des Schwerpunktes ist an der Durchgangskurve der Bromideinspeisung im August 2011 zu erkennen. Dadurch bestätigt sich die bereits aus der Analyse der Verweilzeitenverteilung von Uranin und SRB sowie der Sedimentprofil abgeleitete Annahme, dass die Durchmischung in der Feuchtfläche im Sommer bei niedrigen Abflüssen, besonders von präferentiellen Fließwegen im Einlassbereich geprägt ist. Die auftauchende Vegetation kann einen Einfluss auf den Stofftransport und Ausbildung von Fließwege haben (STERN ET AL., 2001; NEPF ET AL., 2007). Die Maxima der dimensionslosen Aufenthaltsverteilungen, die in der bewachsenen Feuchtfläche bestimmt wurden, sind höher, als im unbewachsenen Zustand. Daraus kann geschlossen werden, dass die Durchmischung zwischen Schadstoffen und dem Wasser im Sommer niedriger ist, als im Frühjahr. Der größte Unterschied bezüglich der Maxima lässt sich im Vergleich des März- zu Augustversuch 2010 erkennen. Es wird angenommen, dass der Sedimenteintrag im oberen Feuchtflächenbereich und die Vegetationsausbildung im ersten Jahr nach der Erneuerung der Fläche größer gewesen ist als 2011. Die schlechtere Durchmischung kann die Retentionseffizienz der Fläche vermindern. Da keine Dirac'sche Einspeisung eines konservativen Tracers im unbewachsenen Zustand im März 2011 gelang, kann eine jahreszeitabhängige Tendenz nur bedingt untersucht werden. Beim Vergleich der nicht volumengewichteten ersten Momente aus der kontinuierlichen Einspeisung von Natriumchlorid $\tau = 1, 5 h$ im März 2011 und von Natriumbromid $\tau = 3, 5 h$ im August 2011 fällt zuerst auf, dass der Schwerpunkt der Durchgangskurve der bewachsenen Fläche weiter vom Koordinatenursprung entfernt liegt, als der im unbewachsenen Zustand. Der direkte Vergleich der Durchgangskurven ist hier problematisch, da die Abflüsse beider Experimente sehr unterschiedlich sind (März 7, 76 $\frac{l}{s}$ und August 2, 6 $\frac{l}{s}$). Für eine Auswertung einer dimensionslosen Aufenthaltswahrscheinlichkeit der kontinuierlichen Einspeisung, wäre die Anwendung einer Simulationssoftware notwendig. So kann lediglich vermutet werden, dass der Schwerpunkt der im unbewachsenen Zustand über dem des bewachsenen im Jahr 2011 lag und damit die jahreszeitliche Sukzession die Fließgeschwindigkeit, Morphologie, Durchmischung und Effizienz der Fläche beeinflussen. Diese saisonabhängige Variation der Effizienz wurde in einer weiteren Studie über Feuchtflächen beobachtet (KEEFE ET AL., 2010).

6.2 Rouffach

6.2.1 Analyse der gemessenen Tracerdurchgangskurven

MAILLARD ET AL. (2011) fanden heraus, dass Abflussereignisse und die Änderung der chemischen Eigenschaften des Wassers in der Feuchtfläche, die die Retention von Pestiziden beeinflussen in einem Zusammenhang stehen. Die zeitliche Auflösung des in der Studie durchgführten Versuches wurde durch das einwöchige Probenahmeintervall begrenzt. Mit der Anwendung des Referenztracerversuchs und einer höheren zeitlichen Auflösung (1-4 Stunden) kann das Verhalten von Tracern in der Fläche detaillierter betrachtet werden.

Bei der Betrachtung der in Tabelle 5.12 zusammengefassten Aufenthaltsdauern der Abflussereignisse, die eine Tracerremobilisierung bewirkten, zeigt sich, dass das die Aufenthaltsdauer bei großen Ereignissen mit einer hohen Niederschlagsintensität (Ereignis 1, 4 und 8) sehr gering ist. Die zusätzliche Abflussmenge durch den Nebenzufluss liegt in wöchentlichen Zeitabschnitten vor. Da aber oft innerhalb einer Woche mehrere Niederschlagsereignisse auftraten, ist es es schwierig dessen Einfluss abzuschätzen. Allerdings wurde oft beobachtet, dass bei einem Abflussvolumen von $20 - 50 m^3$ am Haupteinlass, der Kiesfilter überflutet wurde und das Ereigniswasser direkt über den Kiesfilter in den Auslass strömte (IMFELD, 2011). Lange Aufenthaltszeiten, entstehen während kleiner Ereignisse mit einer geringen Niederschlagsintensität. Beim Vergleich der am Einlass gemessenen maximalen Abflüsse mit den am Auslass gemessenen, zeigt sich dass diese am Auslass durch das Feuchtflächendesign deutlich reduziert werden können.

Messpunkt 1 - Messkanal

Am Messpunkt 1 wurden hohe Uranin- und SRB-Konzentrationen bis zum 14. Juni gemessen. Mit dem ersten signifikanten Niederschlags- und Abflussereignis am 14. Juni $(121 m^3)$ sinken die Konzentrationen auffällig stark. Die bis dahin niedrigen Abflüsse und hohen Konzentrationen lassen vermuten, dass in diesem Zeitraum hauptsächlich Wasser aus der SDZ in den Messkanal am MP 1 geflossen war, dort großteils verdunstete und ein geringerer Anteil in den GF weitergeleitet wurde. Weiter wäre es möglich, dass der untere Bereich des Kiesfilters verstopft war (IMFELD, 2011) und somit erst ab einer Mindestwasserhöhe h_{gr} das Wasser im Messkanal am MP 1 in den GF fließen konnte (Abbildung 6.1).



Abbildung 6.1: Schematische Darstellung der mutmaßlichen hydraulischen Bedingungen im Messkanal am MP 1

Gestützt wird die Annahme dadurch, dass zwei Tage nach der Einspeisung, am 24. Mai eine deutlich niedrigere SRB-Konzentration $(23, 2\frac{\mu g}{l})$ in der SDZ registriert wurde. Deutlich wird auch, dass die maximal gemessene Uraninkonzentration höher ist und ab dem 4. Juni niedriger als die des SRB ist. Wie schon im Rahmen der Eichstetten Experimente beobachtet, durchfließt Uranin scheller die Feuchtfläche, während das SRB durch Sorptionsprozesse zurückgehalten wird. Bei Betrachtung der Tracerkonzentrationen ab dem 14. Juni, fällt auf, dass die Uraninkonzentration bis zum Versuchsende unter denen des SRB liegen. Die Ursache wird wieder in den sorptiveren Eigenschaften von SRB vermutet. Durch Abflussereignisse nehmen die Tracerkonzentrationen in den ersten Wasserproben während der Abflusserhöhung zu und danach stark ab. Vermutlich werden Tracermoleküle am Anfang eines Abflussereignisses aus der SDZ in den Messkanal am MP 1 transportiert und danach durch das zunehmende Wasservolumen verdünnt und in den GF weitergeleitet. Dieser Zusammenhang ist bis zum 23. Juli zu beobachten und wird durch die bis dahin höheren, im SDZ gemessenen Tracerkonzentration gestützt. Am 23. Juli kommt es zu einem großen Abflussereignis $(190 \, m^3)$ mit einer sehr geringen Aufenthaltszeit von 1 min in der Feuchtfläche (Ereignis 8). Die Konzentrationen beider Tracer steigen deutlich. Es wird vermutet, dass die hohe Abflussmenge zu dem höchsten Anstieg des Wasserspiegels in der SDZ seit der Einspeisung führte. Dadurch wurden Tracermassen aus Staubereichen an den Ufern, oder nicht sorbierte Tracermenge an höher gelegenen Pflanzenbereichen zusätzlich mobilisiert. Nach diesem Ereignis nehmen die zusätzlich mobilisierten Tracerkonzentrationen ab. Es wird vermutet, dass ab diesem Zeitpunkt der Traceraustrag aus dem SDZ niedriger war als zuvor. Die Vermutung wird durch die gemessenen niedrigeren Tracerkonzentrationen im SDZ gestützt. Bei Betrachtung der Zeiträume nach dem 14. Juni, an denen am Einlass kein Abfluss registriert wurde, kann ebenfalls eine Erhöhung der Tracerkonzentration im Messkanal festgestellt werden. Es wird , dass diese aus den bereits in Abbildung 6.1 beschriebenen Zusammenhang resultiert.

Messpunkt 2 - Auslasskanal

Am Messpunkt 2 wurden die höchsten SRB-Konzentrationen innerhalb der ersten drei Tage nach der Einspeisung gemessen. Hohe Uraninkonzentrationen konnten bis zum 18. Juni gemessen werden. Die frühe Registrierung der ersten Tracerkonzentrationen nach der Einspeisung resultiert aus der Flutung des Kiesfilters. Es wird angenommen, dass die Tracermoleküle über den Kiesfilter transportiert wurden und dabei nicht so zurückgehalten wurden, als wenn diese durch den Filter geflossen wären. Die im GF gemessenen SRB-Konzentrationen liegen bis zum 8. Juli über denen im Auslass gemessenen. Ab dem 6. September sind die Uranin bzw. SRB-Konzentrationen, die im GF, SDZ und Auslass registriert wurden, gleich groß. Es wird davon ausgegangen, dass die Tracer ab da gleichmäßig in der Feuchtfläche verteilt sind. Ahnlich wie am MP 1 wird auch hier ersichtlich, dass die Uraninkonzentrationen ab dem 18. Juni niedriger als die von SRB sind. Diese Tatsache ist nochmals auf das bereits erwähnte schnellere fließen von Uranin und sorptivere Verhalten von SRB zurückzuführen. Bei Betrachtung der Konzentrationsänderungen beider Tracer während Abflussereignissen, fällt auf, dass bei jedem Ereignis zu Beginn die Konzentration ansteigt und dann abnimmt. Es wird vermutet, dass während eines Ereignisses Tracermengen, in Abhängigkeit von den Ereigniseigenschaften (Abflussvolumen, Aufenthaltsdauer) aus dem GF bzw. aus dem GF und SDZ in den Auslass transportiert werden. Weiter wird deutlich, dass diese Konzentrationserhöhungen für Uranin höher sind und länger andauern, während sie für SRB konstanter verlaufen. Die Ursache wird in dem sorptiveren Verhalten von SRB vermutet. Zusätzlich wurde beobachtet, dass durch Abflussereignisse gelöste Partikel in die Feuchtfläche eingebracht werden und an diese sorbtiven Substanzen zusätzliche Sorptionsplätze zur Verfügung stellen (MAILLARD ET AL., 2011). Außerdem wird angenommen, dass Uranin Piston Flow artig durch die Transportwege in dem nahezu verstopften Kiesfilter fließt und somit keine bedeutende Retention zwischen MP 1 und MP 2 erfährt. Darauf deutet eine geringe Reduktion der maximalen Uraninkonzentration zwischen beiden Messpunkten ab dem 1. Juli hin. Weiter ist in der Darstellung der Abnahme der Uraninkonzentrationen ein Tagesgang erkennbar. Dieser resultiert aus dem photolytischen Abbau und ist im nicht beschatteten Auslasskanal (MP 2) markanter als im überwachsenen Messkanal (MP 1).

Bei Betrachtung der Zeiträume zwischen den Abflussereignissen, zeigt sich eine kon-

tinuierliche Abnahme der Tracerkonzentrationen bis auf einen Wert, der geringfügig niedriger ist, als vor dem Abflussereignis (Abbildung 6.2). Daraus kann geschlossen werden, dass ein Mindestabfluss aus dem Kiesfilter in den Abflusskanal Tracermoleküle aus der Feuchtfläche transportiert. Dieser Mindestexport an Tracermenge kann im dem gesamten Versuchszeitraum beobachtet werden.



Abbildung 6.2: Kontinuierliche Abnahme der Uraninkonzentration (grün gestrichelte Linie) und der SRB-Konzentration (gelb gestrichelte Linie)

6.2.2 Analyse der Rückerhalte und remobilisierten Tracermassen

Ziel der Interpretation der am Aulass zurückerhaltenen Tracermassen bestand darin, die Retentions- und Abbaueigenschaften der Feuchtfläche einschätzen zu können. Weiter soll die Betrachtung der durch Abflussereignisse remobilisierten Tracermassen zeigen, in welchem Maße die Tracer durch Niederschlagsereignisse aus der Feuchtfläche remobilisiert werden können. Die berechneten Rückerhalte am MP 1 (Uranin $103\,\%$, SRB 133%) und am MP 2 (Uranin 80%, SRB 100%) liegen in einem unerwartet hohen Bereich. In dem Multitracerversuch 2007 wurden in der ursprünglichen Feuchtfläche Rückerhalte von 42% für Uranin und 18% für SRB bestimmt. Eine mögliche Fehlerquelle könnte in der Nutzung der Eichgeraden zur Kalibration der Fluoreszenzkonzentrationen liegen. Diese wurden mit Wasser, welches am 2. Mai aus der Feuchtfläche entnommen wurde, erstellt. Abflussereignisse können zu unterschiedlichen hydrochemischen Eigenschaften des Wassers in dieser Feuchtfläche führen (MAILLARD ET AL., 2011) und den Kalibierzusammenhang beeinflussen. Wegen der Kontamination mit Tracer konnte kein Wasser während des Experiments aus der Feuchtfläche entnommen werden. Außerdem sind die Durchmischungsprozesse innerhalb des Messkanals (MP 1) und Auslasskanals (MP 2) nicht bekannt. Der Auslasskanal besitzt auf Grund seiner Bauweise oberhalb des V-Wehres ein Totvolumen von $0,5 m^3$ (MAILLARD, 2011). Mit den vorhandenen Mitteln ist es nicht nachvollziehbar, wie sich zusätzlich mobilisierte Tracermengen mit den bereits im Auslasskanal befindenden Tracermengen vermischten. Möglich wäre eine komplette Durchmischung oder ein frontartiges durchfließen der Strecke von den offen Bohrungen (in der Betonwand zwischen GF und Auslasskanal) bis zum Probenehmer. Um sicher zu gehen, dass tatsächlich zwischen jeder entnommenen Wasserprobe das Wasservolumen in den Messkanal am MP 1 oder Abflusskanal am MP 2 komplett ausgetauscht wurde, sollten Randbedingungen (Mindestabfluss, Durchmischung bei hohen Abflüssen) erarbeitet werden, mit denen repräsentative Wasserproben von weniger repräsentativen unterschieden werden können. Zusätzlich ist es schwierig den Gesamtrückerhalt durch den Informationsverlust im Zeitraum der Datenlücken zu betrachten.

Auf Grund der angeführten Fehlerquellen sind zur Interpretation die absoluten Werte der Rückerhalte weiterführende Untersuchungen notwendig. Die Gesamtrückerhalte können nicht im Rahmen der Arbeit gedeutet werden. Allerdings können die Rückerhalte der Tracer miteinander verglichen und die durch Abflussereignisse remobilisierten Tracermassen betrachtet werden. Am MP 1 wurden 80% des gesamten Uraninrückerhalts und 58% des gesamten SRB-Rückerhalts bis zum 13. Juli gemessen. Am MP 2 wurden 84% des gesamten Uraninrückerhalts und 70% des gesamten SRB-Rückerhalts bis zum 20. Juli ermittelt (Abbildung 5.30). Damit hat ein Großteil der rückerhaltenen Tracermasse die Feuchtfläche innerhalb der ersten vier Wochen nach der Einspeisung passiert. Begünstigt wurde der hohe Rückerhalt in dem vergleichsweise kurzen Zeitraum durch die Flutung des Kiesfilters am 22. Mai und 14. Juni (Ereignis 1 und 4).

Die remobilisierten Tracermassen nehmen während der ersten drei Ereignisse ab. Im zuge des Abflussereignisses am 14. Juni (Ereignis 4) wurde mit großer Sicherheit der Kiesfilter überflutet und damit dessen Rententionswirkung gemindert. Infolge dessen sind die zu dem Zeitpunkt gemessenen, zusätzlich mobilisierten Tracermassen deutlich höher. Bei Betrachtung der Konzentrationserhöhung in den TDK (Abbildung5.29) und den remobilisierten Tracermassen (Abbildung 5.31), zeigt sich deutlich, dass die remobilisierten Uraninmassen oft höher als die von SRB sind. Die hohe Pflanzendichte (*Phragmites australis* und Typha latifolia) von $50 - 120 St \ddot{u} ck/m^2$ (IMFELD, 2011) in der SDZ, erhöht die Anzahl der möglichen Sorptionsplätze (MAILLARD ET AL., 2011), sowie die Kontaktzeit der Moleküle und Sediment bzw. Pflanzen und somit die Retention von sorptiven Substanzen (HOLLAND ET AL., 2004). Es wird angenommen, dass die guten sorptiven Vorraussetzungen, die geringe remobilisierte Menge an SRB, sowie den kontinuierlicheren SRB-Transport aus dem Kiesfilter und SDZ in den Auslasskanal verursachten. MAILLARD ET AL. (2011) konnten einen Zusammenhang zwischen den Volumen einzelner Abflussereignisse und dem Anteil an gelösten Partikeln beobachten. Auf Grund von messtechnischen Problemen und dem größeren Probenahmeintervall, konnte keine Aussage über eine Korrelation zwischen Pestizidrückhalt und gelösten Partikeln für einzelne Abflussereignisse untersucht werden. Die Autoren vermuteten, dass die Retention von sorptiven Substanzen durch die Resuspendierung von sedimentierten Partikeln (und daran sorbierten Schadstoffen) infolge der periodischen Abflussereignisse beeinträchtigt wird. Darin könnte ein Grund für die erhöhten SRB-Konzentrationen

während der Abflussereignisse liegen. Mittels der Untersuchung der Korrelation zwischen den remobilisierten Massen an SRB und Trübstoffanteil könnte diese Annahme fundierter betrachtet werden. Die hohen remobilisierten Massen an Uranin resultieren aus den geringeren sorptiven Eigenschaften des Tracers. Da keine Tracermassen in den entnommenen Sedimentproben bestimmt werden konnten, kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob die remobilisiertren Tracermassen aus der Desorption aus dem Sediment oder von der Pflanzenoberfläche stammen.

An Hand der Berechnung der Korrelation und deren Signifikanz konnte für die remobilisierten Uraninmassen eine signifikante Korrelation mit dem maximalen Abfluss (p = 0, 035) und des Abflussvolumens (p = 0, 012) eines Ereignisses festgestellt werden. Die remobilisierte Uraninmasse steigt mit zunehmenden Abflussvolumen. Da Uranin gar nicht bis geringfügig sorptiv ist, wurde eine Remobilisierung in Abhängigkeit von den Abflusseigenschaften erwartet. Für SRB wurde lediglich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der remobilisierten Tracermasse und der Dauer des Abflussereignisses (p = 0, 014) ermittelt. Es wird angenommen, dass in Abhängigkeit der Ereignisdauer Tracermoleküle aus dem Sediment desorbiert und bereits sedimentierte Partikel mit sorbierten SRB-Molekülen resuspendiert wurden. Bei der Interpretation der Korrelation ist es wichtig zu beachten, dass die remobilisierten Tracermassen auf Grund der Diraceinspeisung, zusätzlich abhängig von der verstrichenen Zeit sind und somit für jedes einzelne Abflussereignis nicht dieselbe remobilisierbare Tracermenge zur Verfügung steht.

7 Schlussfolgerung und Ausblick

Ziel der Arbeit war die Untersuchung der Remobilisierung von bereits zurückgehaltenen Schadstoffen infolge von Abflussereignissen in der permanent durchflossenen Feuchtfläche in Eichstetten und der periodisch durchflossenen Feuchtfläche in Rouffach. Mit der Anwendung des Referenztraceransatzes wurden dabei in beiden Feuchtflächen remobilisierte Tracermassen nachgewiesen. Gleichzeitig wurden die Grenzen der angewandten Verfahren deutlich.

Zahlreiche Studien haben sich bereits mit dem Einfluss von Pflanzendichte, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe auf die Retention von Schadstoffen beschäftigt. Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Multitracerversuche in der der Feuchtfläche Eichstetten bestätigten diese Ergebnisse. Bei den niedrigen Abflüssen und geringeren Wassertiefen im Sommer wird der obere Bereich der Feuchtfläche nicht komplett überströmt. Es entstehen präferentielle Fließwege, durch die die Tracermoleküle bzw. Schadstoffe unter geringen Wechselwirkungen mit dem Wasser, Sediment und Pflanzen fließen. Zusätzlich bilden sich im oberen Bereich Totzonen und Staubereiche aus. Im unteren Bereich wird die Fließgeschwindigkeit dagegen deutlich niedriger. Hier dominieren vertikale und horizontale Durchmischungsprozesse. Die Kontaktzeit der Tracer mit dem Sediment- oder den Pflanzenoberflächen ist dort bedeutend höher. Damit sind die Retentionsprozesse innerhalb der Feuchtfläche räumlich heterogen verteilt. Im Frühjahr sind die durchschnittlichen Abflüsse deutlich höher. Dadurch wird der Einfluss von Totzonen generell reduziert. Es findet eine gleichmäßigere Vermischung der Tracer in der Feuchtfläche statt. Allerdings sind die Sorptionsmöglichkeiten an den Pflanzenoberflächen geringer. Die Versuche haben gezeigt, dass die größten Abflusserhöhungen auch die größten remobilisierten Tracermassen hervorbringen. Außerdem bilden sich im Sommer häufiger Totzonen und Staubereiche. Demzufolge ist davon auszugehen, dass die höheren Abflussdifferenzen im Sommer ein größeres Remobilisierungspotential für Tracermoleküle oder Schadstoffe aufweisen.

Die Untersuchungsergebnisse legen nahe, dass die größten Tracermengen im unteren Bereich der Feuchtfläche zurückgehalten werden. Um dies zu überprüfen, sind weitere Analysen notwendig. Hierfür müsste einerseits die Korngrößenverteilung bestimmt und andererseits eine neue Methode zur Analyse von geringsten Tracerkonzentrationen im Sediment erarbeitet werden. Zusätzlich könnte durch eine kontinuierliche Einspeisung der Tracer eine höhere Konzentration im Sediment erreicht werden. Auf diese Art und Weise könnte eine Aussage darüber getroffen werden, inwiefern remobilisierte Tracermassen durch Desorptionsprozesse aus dem Sediment stammen. Im selben Zusammenhang könnten die Erforschung eines möglichen mikrobiologischen Abbaus von Uranin und die Anwendung eines anderen Tracers, der nur photolytisch abgebaut wird unternommen werden.

Bei der Interpretation der Ergebnisse muss beachtet werden, dass es sich in der Feuchtfläche Eichstetten um Kurzzeitversuche handelt, aus denen Prozesse bzw. Rententionseigenschaften für eine gesamte Vegetationsperiode abgeleitet werden. Weitere Experimente sind notwendig, um die Schlussfolgerungen fundierter betrachten zu können. Außerdem könnte, basierend auf der Abschätzung der Fließwege, Vegetationsinseln, Sediment- und Wassertiefenprofilen versucht werden, mittels eines konzeptionellen Modells den Schadstofftransport zu simulieren und Bereiche mit größerem Retentionspotential zu lokalisieren.

Die Ergebnisse des Langzeitmultitracerversuches in der Feuchtfläche Rouffach zeigen, dass die Retention der eingegebenen Tracer durch die drei Prozesse Sorption, photolytischer Abbau und Remobilisierung infolge von periodischen Abflussereignissen beeinflusst wurde. Der Rückhalt von SRB wurde durch die hohe Pflanzendichte und Sedimentmächtigkeit begünstigt. Die remobilisierte Masse an Uranin war deutlich größer als die des sorptiveren SRB. Damit lässt sich prinzipiell schlussfolgern, dass Schadstoffe die wenigstens so sorptiv wie SRB ($LogK_{ow} = -2, 02$) sind, durch Abflusserhöhungen infolge eines Niederschlagsereignisses weniger remobilisiert werden als Schadstoffe mit geringeren sorptiven Eigenschaften. Demnach ist die Gefahr, dass weniger sorptive Schadstoffe aus der Feuchtfläche transportiert werden höher. Die Remobilisierung dieser Schadstoffe korreliert mit dem maximalen Abfluss und des Abflussvolumens des durch ein Niederschlagsereignis ausgelösten Abflussereignisses.

Zusammenfassend konnte in der vorliegenden Arbeit gezeigt werden, dass das Remobilisierungspotential durch Abflussereignisse von weniger sorptiven Schadstoffen am Größten ist. Die Masse an remobilisierten Schadstoffen ist abhängig von den Eigenschaften eines Abflussereignisses. Die Retentionsbereiche der Feuchtflächen werden maßgeblich durch den Pflanzenbewuchs und die ausgebildete Morphologie bestimmt. Weitere Untersuchungen sind notwendig, um das Remobilisierungspotential aus im Sediment sorbierten Schadstoffen abzuschätzen.

Literaturverzeichnis

Cervantes, A., Conesa, H., Alcarez, M., Rogel, J. (2011): Rhizosphere and flooding regime as key factors for the mobilisation of arsenic and potentially harmful metals in basic, mining-polluted salt marsh soils. Applied Geochemistry, Vol. 25, 1722 – 1733.

Demuth, S. (1992): Dreisamniederung und östlicher Kaiserstuhl. Freiburger Geographische Hefte. Heft 36, Hrg. R. Mäckel, 227-238.

Dietermann, N. (2008): Dynamik von pH-Wert, Sauerstoff und Leitfähigkeit im HRB Löchernbach. Bachelorarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 2007.

DIN 38414-4:1984-10 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S) Teil S Wasserbeschaffenheit- Probennahme, Teil 15: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Schlamm und Sedimentproben.

Dionex (2004): Benutzerhandbuch Ionenchromatograph Dionex-DX 500. 2004.

Durst, R. (2011): Tracers to study processes in mesocosms of hyporheic zones beneath wetlands. Master Thesis, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 2011.

Elsaesser, D., Blankenberg, A., Geist, A., Mæhlum, T., Schulze, R. (2011): Assessing the influence of vegetation on reduction of pesticide concentration in experimental surface flow constructed wetlands: Application of the toxic units approach. Ecology Engineering, doi:10.1016/j.ecoleng.2011.02.003.

Endlicher, W. (1978): Geländeklimatologische Untersuchungen im Weinbaugebiet des Kaiserstuhls. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 1978.

Feller, K.-H. (2003): Labor und Analysemesstechnik. Praktikumscript, Fachhochschule Jena.

Gaßmann, M., (2007): Measuring and Modelling Erosion and Suspended Sediment. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Gregoire, C., Elsaesser, D., Huguenot, Lange, J., Lebeau, T., Merli, A., Mose, R., Passeport, E., Payraudeau, S.,Schuetz, T., Schulz, R., Tapia-Padilla, G., Tournebize, J., Trevisan, M., and Wanko, A., (2009), Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. Environmental Chemistry Letters, Vol. 7(3), 205-231.

Hartmann, D., (2006): Single Event modelling in the small catchment of Rouffach, Haut-Rhin, France. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Hädrich, F., Stahr, K. (1997): Die Böden in der Umgebung von Freiburg i. Br. - In: Mäckel, R., Metz, B. (Hrsg.): Schwarzwald und Oberrheintiefland. Eine Einführung in das Exkursionsgebiet um Freiburg im Breisgau. - Freiburger Geographische Hefte, Heft 36, S. 137 - 212.

Holland, J., Jay F., Martina., Granatab, Timothy., Bouchardc, Virginie., Quigleyd, Martin., Browna, Larry. (2004): Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. Ecological Engineering, Vol. 23 (2004), 189–203.

Holland J., Jay F. Martina, Granatab, Timothy., Bouchardc, Virginie., Quigleyd, Martin., Browna, Larry. (2005): Analysis and modeling of suspended solids from highfrequency monitoring in a stormwater treatment. Ecological Engineering, Vol. 24 (2005), 159–176.

Imfeld, G. (2011): Information zur Überflutung des Kiesfilters im Feuchtgebiet Rouffach. unveröffentlicht.

Imfeld, G., Braeckevelt, M., Kuschk, P., Richnow, H. (2009): Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. Chemosphere, Vol. 74, 349–362.

Kasnavia, T., Vu, D., Sabatini, D. (1999): Fluorescent dye and media properties affecting sorption und tracer selection. Ground Water, Vol. 37, No. 3.

Kadlec, R. H., (1994): Detention and mixing in free water wetlands .Ecological Engineering, Vol. 3, pp. 345-380.

Käss, W., (2004): Geohydrologische Markierungstechnik. Lehrbuch für Hydrogeologie. Gebrüder Bornträger, Verlagsbuchhandlung.

Keefe, S. H., Daniels, J. S., Runkel, R. L., Wass, E. A., Barber, Stiles. and L. B. (2010): Influence of hummocks and emergent vegetation on hydraulic performance in a surface flow wastewater treatment wetland, Water Resources Research, Vol. 46(11), W11518.

Keefe, S. H., Barber, L. B., Runkel, R. L., Ryan, J., McKnight, D., Wass, R. (2004): Conservative and reactive solute transport in constructed wetlands.Water Resources Research , Vol. 40, W01201, doi:10.1029/2003WR002130, 2004.

L 327/1, (2000): Directive 2000/60/EC of the european parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities.

Lange, J., Schuetz, T., Gregoire, C., Elsässer, D., Schulz, R., Passeport, E., Tournebize, J. (2011): Multi-tracer experiments to characterise contaminant mitigation capacities for different types of artificial wetlands. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, Vol. 91 (7-8), 768-785.

LefrancQ, M. (2011): Niederschlagszeitreihe im EZG Hautrain (2000-2010), unveröffentlicht.

Lehmann, F., (2008): Anwendung von Bioassays im Einzugsgebiet des Löchernbachs. Bachelorarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Leibundgut, Ch., Maloszewski, P., Külls, Ch. (2009): Tracers in Hydrologie. John Wiley & Sons; Auflage: 1. Auflage (9. Oktober 2009).

Leibundgut, Ch., Demuth, S., Speidel, U. (1992): Einfluss der Flurbereinigung auf den Wasserhaushalt-Untersuchungsprogramm Kaiserstuhl. Jahresbericht 1991, Universität Freiburg.

Luft, G. (1980): Abfluss und Retention im Löß dargestellt am Beispiel des hydrologischen Versuchsgebiet Rippach, Ostkaiserstuhl – Verlag Beiträge zur Hydrologie, Kirchzarten, Sonderheft 1.

Maillard, E., Payraudeau, S., Faivre, E., Grégoire, C., Gangloff, S., Imfeld, G. (2011): Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland collecting runoff from a vineyard catchment. Science of the Total Environment, Vol. 409, pp 2317–2324.
Marius, M., Stringfellow, A., Smallman, D., Atkinson, T. (2009): Fluorescent tracers - a tool for landfill investigation and management. Waste 2010 Conference, 28 and 29 Sept. 2010, Stratford-Upon-Avon.

Martinez, C. J. and W. R. Wise (2003): Analysis of constructed treatment wetland hydraulics with the transient storage model OTIS. Ecological Engineering, Vol. 20(3), 211-222.

Min, J., Wise, W. (2009): Simulating short-circuiting flow in a constructed wetland: the implications of bathymetry and vegetation effects. Hydrological Processes. Vol. 23, 830-841.

Mitsch, W., Gosselink, J. (2000): The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. Ecological Economics, Vol. 35, 25-33.

Mross, M. (2011): Vegetationskartierung im angelegten Feuchtgebiet bei Eichstetten/Kaiserstuhl. Protokoll. unveröffentlicht.

Moore, M. T., Bennett, E.R., Cooper, C. M., Smith, S., Farris, J. L., Drouillard, K. G., Schulz, R. (2005): Influence of vegetation in mitigation of methyl parathion runoff. Environmental Pollution. Vol. 142, 288-294.

Moore, M. T., Schulz, R., Cooper, C. M., Smith, S., Rodgers, J. H. (2001): Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. Chemosphere, Vol. 46, 827–835.

Nepf, H. M., Ghisalberti, M., White, B., Murphy, E. (2007): Retention time and dispersion associated with submerged aquatic canopies. Water Resources Research, Vol. 43, W04422

Nepf, H. M., Mugnier, C. G., Zavistoski, R. A. (1997): The Effects of Vegetation on Longitudinal Dispersion. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 44(6), 675-684.

Payraudeau, S., Junker, P., Imfeld, G., Gregoire, C. (2009): Characterizing hydrological connectivity to identify critical source areas for pesticides losses. 18 th World IMACS / MODSIM Congress. Cairns, Australia, 13-17, July 2009.

Payraudeau, S. (2011): Wasserbilanz der Feuchtfläche Rouffach von März-September 2011, unveröffentlicht.

Passeport, E., Tournebize, J., Jankowsky, J., Prömse, B., Chaumont, C., Coquet, Y., Lange, J. (2010): Artificial wetland and forest buffer zone: hydraulic and tracer characterization. Vadose Zone Journal, Vol. 9, 73-84.

Persson, J. (2000): The hydraulic performance of ponds of various layouts. Urban Water. Vol. 2(3), 243-250.

Persson, J., Somes, N.L.G., Wong, T.H.F. (1999): Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. Water Science Technology. Vol. 40, No. 3., pp. 291-300.

Pliwischkies, J. (2009): Tracerhydrologische Untersuchung der Sorption an Vegetation eines künstlichen Fließgewässers, Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 2009.

Prömse, B., (2008): Tracerhydrological Investigations in a Forest Plat. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 2008.

Sabatini, D. (2000): Sorption ad intraparticle diffusion of fluorescent dyes with consolidated aquifermedia. Ground Water, Vol. 28(5), 651-656.

Schnegg, P.-A., Flynn, R., (2002): Online Field Fluorometers for hydrogeological tracer tests. Wissenschaftliche Mitteilungen, pp 20-36. Institut für Geologie, Technische Universität Bergakademie Freiberg.

Schulz, R., Peall, S. (2001): Effectiveness of a constructed wetland for retention of nonpoint- source pesticide pollution in the Lourens River catchment. South Africa. Environ Sci Technol, Vol. 35, 422–6.

Schulz, R. (2004): Field studies on exposure, effects and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution—a review. Environmental Quality, Vol. 33, 419–448.

Schuetz, T., Weiler, M., Lange, J. (2011): The effect of emerging wetland vegetation on solute transport processes. Geophysical Research Abstracts. Vol. 13, EGU2011.

Smart, P., Laidlaw, I. (1977): An evaluation of some fluorescent dyes for water tracing. Water Resources Research. Vol. 13, No. 1. Spieles, D., Mitsch, W. (2000): The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. Ecological Engineering, Vol. 14, 77-91.

Stern, D., Khanbilvardi, R., Alair, J., Richardson, W. (2001): Description of flow through a natural wetland using dye tracer tests. Ecological Engineering, Vol. 18, 173–184.

Tournebize, J. (2001): Impact de l'enherbement du vignoble alsacien sur le transfert des Nitrates. Thesis, ULP Strasbourg - Institut de Mecanique des fluides et des solides In: Hartmann, D., (2006): Single Event modelling in the small catchment of Rouffach, Haut-Rhin, France. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Uhlenbook, S. (1995): Untersuchung von schnellen Abflusskomponenten. Eine Untersuchung mit Hilfe von Tracerversuchen im östlichen Kaiserstuhlgebiet, unter besonderer Berücksichtigung der ungesättigten Zone, Diplomarbeit, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

Wagner, A. (2002): Anwendung eines nicht-kalibrierten Niederschlags-Abfluss-Modells in den hydrologischen Versuchsgebieten des Ostkaiserstuhls. Diplomarbeit. Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Wernli, H.R. (2011): Einführung in die Tracerhydrologie. Hydrologisches Praktikum, Universität Bern.

Werner, T., Kadlec, R. (1996): Application of residence time distributions to stormwater treatment systems. Ecological Engineering, Vol. 7 (1996), 213 -234.

Williams, C., Nelson, S. (2011): Comparison of Rhodamin WT and bromid as a tracer for elucidating internal wetland flow dynamics. Ecological Engineering Vol. 37, 1492-1498.

Wörman, A., Kronnäs, V., (2004): Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. Journal of Hydrology, Vol. 301, 123–138.

WTW GmbH & Co. KG: Taschengerät 315i, Leitfähigkeits- Meßgerät. Bedienungsanleitung, 2004.

WTW GmbH & Co. KG: Bromid-Einstabmesskette Br800. Bedienungsanleitung, 2007.

Xu, S., Leri, A., Myneni, S., Jaffe, P. (2004): Uptake of bromide by two wetland plants (Phragmitis australis and Typha latifolia). Environmental Science Technology, Vol. 38, 5642-5648.

URL1: www.phytoret.eu (5.12.2011)

URL2: http://www.hydrosens.com/hydrosens/CTD_Diver-c1-l1-a204.html (15.10.2011)

Anhang A - Kalibration der gemessenen Tracerkonzentrationen in Eichstetten

Zum Ansetzen der Stammlösungen wurden 1g Uranin sowie 1g Sulforhodamin in je einem 1l Maßkolben mit destillierten Wasser gelöst. Durch eine 1: 1000 Verdünnung konnte daraus jeweils eine 1 $\frac{mg}{l}$ Lösung erhalten werden. Aus dieser wurden dann die einzelnen Kalibrierstandards durch eine Verdünnung in 100ml Maßkolben hergestellt. Die 100ml Maßkolben wurden dabei mit Wasser aus der Feuchtfläche aufgefüllt und mit 0, 1ml NaEDTA alkalisiert. Zusätzlich wurde visuell überprüft ob es zu einer Trübung der Probe durch mögliche Kalkausfällung gekommen ist. Die Fluoreszenzintensität der Standards konnte mit den beschriebenen Einstellungen des Doppelscanverfahrens gemessen werden. Zur Messung wurde jeweils mit der tiefsten Konzentration begonnen. Die Tabellen zeigen die einzelnen Kalibrierstufen für beide Tracer:

Tabelle A: Gemessene Fluoreszenzintensi- tät der Kalibrierstandards für Uranin			ensi- Tab für	Tabelle B: Gemessene Fluoreszenzintensi tät der Kalibrierstandards fü Sulforhodamin B		
_	Konzentration des	Intensität		Konzentration des	Intensität	
	Standards in $\frac{\mu g}{l}$	in counts		Standards in $\frac{\mu g}{l}$	in counts	
_	1	58,23		1	3,3	
	2	$112,\!5$		$1,\!6$	$5,\!14$	
	3	168, 28		2,4	$7,\!33$	
	4	$226,\!35$		3	$9,\!92$	
	5	$286,\!52$		12	$38,\!34$	
	6	$336,\!59$		24	73,24	
	10	$543,\!68$		40	122,9	
_	15	819,23		50	154,42	

Aus den gemessen Intensitäten ergibt sich für Uranin folgende Kalibriergerade:

 $y=54,2\,x+7,41$ mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^{\mathbf{2}}=1$

sowie für Sulforhodamin:

y = 3,07 x + 0,36 mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 1$.

Anhang B - Kalibration der gemessenen Tracerkonzentrationen in Rouffach

Die Vorgehensweise gleicht der im Anhang A beschriebenen. Allerdings konnte hier auf je eine Stammlösung Uranin und Sulforhodamin, die zeitgleich mit dem eingesetzten Tracer eingewogen wurde (22.05.2011), zurückgegriffen werden. Durch eine 1: 1000 Verdünnung konnte daraus jeweils eine $1 \frac{mg}{l}$ Lösung erhalten werden. Aus dieser wurden dann die einzelnen Kalibrierstandards durch eine Verdünnung in 100 ml Maßkolben hergestellt. Die 100 ml Maßkolben wurden dabei mit Wasser aus der Feuchtfläche aufgefüllt und mit 0,1 ml NaEDTA alkalisiert. Zusätzlich wurde visuell überprüft ob es zu einer Trübung der Probe durch mögliche Kalkausfällung gekommen ist. Die Fluoreszenzintensität der Standards konnte mit den beschriebenen Einstellungen des Doppelscanverfahrens gemessen werden. Zur Messung wurde jeweils mit der tiefsten Konzentration begonnen. Die Tabellen zeigen die einzelnen Kalibrierstufen für beide Tracer:

Tabelle C:	Gemessene Fluoreszenzintensi-
	tät der Kalibrierstandards für
	Uranin

Tabelle D: Gemessene Fluoreszenzintensität der Kalibrierstandards für Sulforhodamin B

Konzentration des	Intensität	Konzentration des	Intensität
Standards in $\frac{\mu g}{l}$	in counts	Standards in $\frac{\mu g}{l}$	in counts
1	55,32	1	3,3
2	$104,\!65$	8	$23,\!8$
4	$210,\!34$	16	47,75
6	$310,\!74$	32	$90,\!89$
8	$413,\!89$	40	$115,\!53$
10	516	80	$234,\!61$
15	$788,\!25$	120	346,23

Aus den gemessen Intensitäten ergibt sich für Uranin folgende Kalibriergerade:

y = 52,171 x + 0,268 mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 1$

sowie für Sulforhodamin:

 $y=2,892\,x+0,4625$ mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^{2}=1$.

Anhang C - Am Auslass der Feuchtfläche Eichstetten Ausgeliterte Abflusswerte

Im folgenden werden die durch Auslitern ermittelten Abflusswerte, deren Standardabweichung und relativer Fehler aufgelistet. Der Abflusswert entsteht aus dem Mittelwert von 5 Einzelmessungen.

Tabelle E: Gemessene Abhusse wahrend der Tracerexperimente im Marz						
Datum	Mittelwert des	Standardabweichung	relativer Fehler			
	geliterten Abflusses $\left(\frac{l}{s}\right)$		(%)			
01.03.2011 10:00 Uhr	2,15					
01.03.2011 13:45 Uhr	1,81					
01.03.2011 15:45 Uhr	1,73					
01.03.2011 16:30 Uhr	$1,\!55$					
02.03.2011 10:00 Uhr	$1,\!65$	$0,\!059$	$0,\!176$			
02.03.2011 10:15 Uhr	2,57	0,233	$0,\!45$			
02.03.2011 10:30 Uhr	4,15	$0,\!29$	$0,\!35$			
02.03.2011 10:45 Uhr	$4,\!87$	0,322	$0,\!322$			
02.03.2011 11:00 Uhr	$7,\!45$	$0,\!21$	$0,\!135$			
02.03.2011 11:30 Uhr	7,20	0,249	$0,\!173$			
02.03.2011 12:00 Uhr	$6,\!98$	0,501	$0,\!366$			
02.03.2011 13:00 Uhr	8,23	$1,\!06$	$0,\!664$			

Tabelle E: Gemessene Abflüsse während der Tracerexperimente im März

Zur Ermittlung des relativen Fehlers der während der Abflusserhöhung gemessenen Abflüsse wird vereinfachend der Mittelwert des relativen Fehlers von jeder Einzelmessung gebildet. Dieser liegt bei 0,35 %.

Da im Rahmen der Sommerversuche keine signifikante künstliche Abflusserhöhung erzeugt werden konnte, wird auf eine Fehlerberechnung verzichtet. In der folgenden Tabelle sind lediglich die durch Auslitern gemessenen Abflusswerte eingetragen.

Datum	Mittelwert des geliterten Abflusses $\left(\frac{l}{s}\right)$
28.08.2011 18:30 Uhr	1,87
28.08.2011 20:00 Uhr	2,0
29.08.2011 13:00 Uhr	2,1
29.08.2011 17:30 Uhr	2,52
06.09.2011 18:45 Uhr	$2,\!66$
06.09.2011 20:00 Uhr	2,79
07.09.2011 15:58 Uhr	$2,\!68$
07.09.2011 19:00 Uhr	3,07

Tabelle F: Gemessene Abflüsse während der Tracerexperimente im August/September

Anhang D - Bestimmung der Fehlerabweichung der berechneten Stofffrachten während der Abflusserhöhung

Die Berechnung der relativen Abweichung von den ermittelten Stofffrachten wird beispielhaft für die Abflusserhöhung am 2. März für die Farbtracer unter Anwendung der Gauß'schen Fehlerfortpflanzung beschrieben. Zur Berechnung des relativen Fehlers der Sommerversuche wurde genauso vorgegangen. Die zusätzlich mobilisierten Tracermasse wurden mittels:

$$m_T = \sum Q(t) \cdot ts \cdot c(t)$$

bestimmt. Jeder der einzelnen multiplikativ verknüpften Werte besitzt eine Fehlerabweichung. Der relative Fehler des Ausgeliterten Abflusses $\frac{\Delta Q_{lit}}{Q_{lit}}$ wird aus dem Mittelwert der relativen Fehler der einzelnen Abflussmessungen (Anhang C) mit $\frac{\Delta Q_{lit}}{Q_{lit}} = 0,35\%$ angenommen.

Eine Abweichung vom Probenahmeintervall $\frac{\Delta ts}{ts}$ wurde im August mit $\pm 15 s$ ermittelt (Abschnitt 4.1.2). Unter der Annahme, dass die Abweichung im März genauso groß war, entspricht diese bezogen auf das 30 minütige Probenahmeintervall einem relativen Fehler von $\frac{\Delta ts}{ts} = 0,8\%$.

Der Messfehler der ermittelten Fluoreszenzkonzentrationen besteht aus der Messungenauigkeit des Spektrometers $\frac{\Delta c_{LS50}}{c_{LS50}}$ und der Fehler, die bei der Herstellung der Eichkonzentrationen $\frac{\Delta c_{Eich}}{c_{Eich}}$ entstehen. Zur Berechnung des Fehlers der Eichkonzentrationen wird der Messfehlers der Waage c_s , der Glaskolben V_K und der Pipette V_{Pip} berücksichtigt:

$$\frac{\Delta c}{c} = \sqrt{\left(\frac{\Delta c_{Eich}}{c_{Eich}}\right)^2 + \left(\frac{\Delta c_{LS\,50}}{c_{LS\,50}}\right)^2}$$
$$\frac{\Delta c_{Eich}}{c_{Eich}} = \sqrt{\left(\frac{\Delta c_s}{c_s}\right)^2 + \left(\frac{\Delta V_K}{V_K}\right)^2 + \left(\frac{\Delta V_{Pip}}{V_{Pip}}\right)^2}$$

mit :

- $\begin{aligned} &- \frac{\Delta c_s}{c_s} = \frac{\Delta m}{m} + \frac{\Delta V}{V} \text{ mit } \Delta m = \pm 0, 1 \, mg = 0, 01 \,\%, \, \Delta V \text{ bei } 1 \text{ l Maßkolben } 0,001 \,\% \\ & \frac{\Delta c_s}{c_s} = 0,01 \,\% + 0,001 \,\% = 0,011 \,\% \end{aligned}$
- $-\frac{\Delta V_K}{V_K}$ bei 100 ml Maßkolben 0,01 %
- $-\frac{\Delta V_{Pip}}{V_{Pip}}$ laut Hersteller (Eppendorf GmbH) 0,2%

$$\frac{\Delta c_{Eich}}{c_{Eich}} = 0,20\,\%$$

Der Messfehler des Spektrometers $\frac{\Delta c_{LS\,50}}{c_{LS\,50}}$ sollte vor allem in dem niedrigen Konzentrationsbereich durch die Ableitung des Fehlers bei Mehrfachmessung von geringen Konzentrationen bestimmt werden. Allerdings wurde beobachtet, dass die Fluoreszenzintensität der Probe bei mehrfach aufeinanderfolgenden Messungen abnimmt. Daher wird als Messfehler die von Perkin Elmer angegebene Reproduzierbarkeit von $\pm 1\%$ angenommen. Damit ergibt sich eine Gesamtabweichung der gemessenen Fluoreszenzkonzentration von $\frac{\Delta c}{c} = 1,02\%$.

Unter Berücksichtigung der genannten Annahmen wird der relative Fehler der im März zusätzlich ermittelten Stofffracht durch folgende Gleichung berechnet:

$$\frac{\Delta m_T}{m} = \sqrt{\left(\frac{\Delta Q_{lit}}{Q_{lit}}\right)^2 + \left(\frac{\Delta ts}{ts}\right)^2 + \left(\frac{\Delta c}{c}\right)^2}$$

Dieser beträgt $\frac{\Delta m_T}{m} = 1,34\%$. Damit kann für jeden einzelnen Zeitschritt der absolute Fehler bestimmt werden. Aus der Summe der absoluten Fehler der Zeitschritte ergibt sich die absolute Gesamtabweichung der zusätzlichen erhaltenen Tracermasse.

Die Berechnung des relativen Fehlers der in den Sommerversuchen bestimmten Stofffrachten wurde unter der selben Vorgehensweise vorgenommen. Hier lag durch den geringeren Zeitschritt der relative Fehler des Probenahmeintervalls bei $\frac{\Delta ts}{ts} = 2,5\%$. Außerdem muss beachtet werden, dass während der natürlichen Abflusserhöhung am 7. September, der Abfluss nicht durch Auslitern, sondern aus den Messwerten des Baround Wasserdruckdivers bestimmt wurde. Diese können die Wasserdruckhöhe bzw. Luftdruck lediglich mit $\pm 1 \, cm$ auflösen. Bei größeren Abflüssen resultiert daraus eine Abflussänderung von bis zu 0,6 $\frac{l}{s}$. Weil ein Großteil des zusätzlichen Massenrückerhalts bei einem Abfluss von 6 $\frac{l}{s}$ erreicht wird, entspricht dies einem relativen Fehler von $\frac{\Delta Q_{Diver}}{Q_{Diver}} = 10\%$. Damit ergibt sich für den zusätzlichen Massenrückerhalt der Farbtracer während der natürlichen Abflusserhöhung ein relativer Fehler von $\frac{\Delta m_T}{m} = 10,35\%$.

Zur Bestimmung der Abweichung der ermittelten zusätzlichen Bromidmasse, muss außerdem eine Messungenauigkeit des Ionenchromatographs von $\pm 8\%$ beachtet werden. Der relative Fehler beträgt damit $\frac{\Delta m_T}{m} = 13,05\%$.

Anhang E - Gemessene TDK von Fluorometer am MP 1

Die Abbildung zeigt die vom in situ Fluorometer im Messkanal gemessenen Fluoreszenzkonzentrationen und Trübung.



Abbildung A: Vom in situ Fluorometer gemessene TDK am MP 1 in der Feuchftläche Rouffach

Anhang F - Am MP 2 berechnete remobilisierte Tracermengen

In der Tabelle sind die durch die einzelnen Abflussereignisse zusätzlich mobilisierten Tracermassen zusammengefasst.

Nr.	Uranin	SRB	Nr.	Uranin	SRB
	Masse (g)	Masse (g)		Masse (g)	Masse (g)
1	2,0228	2,421	8	0,068	0,0421
2	$1,\!36$	0,2636	9	$0,\!044$	0,0296
3	0,221	0,034	10	$0,\!012$	0,006
4	$1,\!2792$	$1,\!0768$	11	$0,\!0707$	0,0385
5	$0,\!0876$	0,0339	12	$0,\!0307$	$0,\!022$
6	$0,\!0451$	0,0334	13	0,0168	0,0147
7	$0,\!05266$	0,0409	14	$0,\!07791$	0,06858
			-		

Tabelle G: Zusätzlich mobilisierte Tracermassen und Zeitdauer der erhöhten Tracerkonzentration am MP 2

Ehrenwörtliche Erklärung:

Hiermit erkläre ich, dass die Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Ort, Datum

Unterschrift