Professur für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Jonas Flade

Spatial and Temporal Water Quality Dynamics during Base Flow Periods

In-Stream-Effects



Masterarbeit unter Leitung von Dr. Tobias Schütz

Freiburg i. Br., Dezember 2013

Professur für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Jonas Flade

Spatial and Temporal Water Quality Dynamics during Base Flow Periods

In-Stream-Effects

Referent: Dr. Tobias Schütz

Korreferent: PD Dr. Jens Lange

Masterarbeit unter Leitung von Dr. Tobias Schütz

Freiburg i. Br., Dezember 2013

I. Inhaltsverzeichnis

I.		InhaltsverzeichnisI							
II.		Verz	eich	nis der Abbildungen im Text	IV				
III.		Ve	erzei	ichnis der Tabellen im Text	VI				
IV.		Ve	erzei	ichnis der Abbildungen im Anhang	VII				
V.		Verz	eich	nnis der Tabellen im Anhang	VIII				
Zu	sa	mm	enfa	ssung	IX				
Ex	te	ndec	l Sur	nmary	X				
Da	nŀ	ksag	ung.		XI				
1		Einl	eitur	ng	1				
	1.1	1	Die	anthropogene Veränderung des globalen Stickstoffkreislaufes	1				
	1.2	2	Näh	nrstoffretention im Gewässer	1				
	1.3	3	Die	Nitrataufnahmeparameter	3				
2		Proł	olem	stellung und Zielsetzung	5				
3		Met	hode	en und Vorgehensweise	7				
	3.2	1	Unt	ersuchungsgebiet	7				
	3.2	2	Kon	tinuierliche Abflussmessungen im Einzugsgebiet	9				
	3.3	3	Aus	wahl der Einflussgrößen und Abschnitte					
		3.3.1	L	Einflussgrößen des Gewässerprofils					
		3.3.2	2	Einflussgrößen der Gewässerstruktur	12				
		3.3.3	3	Klimadaten	14				
		3.3.4	ł	Abschnittsauswahl	14				
		3.3.5	5	Ausnahme Abschnitt 3	16				
	3.4	4	Ern	nittlung des Nitratabbaus anhand von Tracerversuchen	17				
	3.5	5	Ern	nittlung des Nitratabbaus anhand der Hintergrundkonzentration					
	3.6	6	Übe	ersicht über alle aufgenommenen Daten	19				
	3.7 Datenanalyse								

	3.7.	1	Einflussgrößen		19					
3.7.2			Auswertung der Versuche							
	3.7.	3	Ermittlung der NO3-Abbaugrößen							
	3.7.	4	Ermittelte k _w -Wert-Typen							
	3.7.	5	Korrelation der NO ₃ -Abbaugrößen zu den Einflussgrößen							
4	Erg	ebnis	SSE		26					
	4.1	Gev	vässerprofil		26					
	4.2	Tra	cerversuche		28					
	4.2.	1	Abschnitt 1 (1A und 1B bzw. 1AB)		28					
	4.2.	2	Abschnitt 2 (2A und 2B bzw. 2AB)		30					
	4.2.	3	Abschnitt 3 Tag (3A-T und 3B-T bzw. 3AB-T)		31					
	4.2.	4	Abschnitt 3 Nacht (3A-N und 3B-N bzw. 3AB-N)		33					
	4.2.	5	Abschnitt 4 Tag 1 (4A-T1)							
	4.2.	6	Abschnitt 4 Tag 2 (4A-T2)		36					
	4.2.	7	Abschnitt 4 Nacht (4A-N)							
	4.3	Mes	sstour		39					
	4.4	NOa	-Aufnahmeraten		39					
	4.5	NOa	-Aufnahmeraten in Abhängigkeit der NO3-Konzentration		44					
	4.6	Tag	und Nacht Profil							
	4.7	Abh	Abhängigkeit der Nitrataufnahme von den in-stream-effects							
	4.7.	1	Uptake length		47					
	4.7.	2	Areal uptake rate U		50					
	4.8	Мо	dellentwicklung		59					
5	Disl	kussi	on		60					
	5.1	Bes	timmung der Nitrataufnahmeraten		60					
	5.1.	1	Bestimmung der Nitrataufnahme über Plateaukonzentrationen Massenrückerhalt	und	den 60					
	5.1.	2	Bestimmung der Nitrataufnahme über die Hintergrundkonzentration		63					
	5.1.	3	Messgerätefehler		63					
	5.1.	4	Zusammenfassung der Aufnahmeratenbestimmung							

	5.2 Berechnete Nitrataufnahme im Literaturvergleich						
	5.3 Nitrataufnahmekorrela		rataufnahmekorrelationen				
	5.3.	1	Uptake length				
	5.3.2		Areal uptake rate	67			
	5.3.	3	Zusammenfassung Nitrataufnahmekorrelationen	71			
6	Sch	lussf	olgerungen	72			
Lit	eratu	rverz	zeichnis	74			
An	hang.			XIII			
	A. Abb	oildu	ngen und Tabellen	XIII			
	B. BilderXX						
	C. Syn	ıbol-	und Abkürzungsverzeichnis	XXIV			
Eh	renwä	örtlic	che Erklärung	XXVII			

II. Verzeichnis der Abbildungen im Text

Abbituding 5.1. Das Emzugsgebiet Locher noach und die Landhutzung.
Abbildung 3.2: Drainagen- und Rohrenetz im EZG Löchernbach (veraltet)
Abbildung 3.3: Aktive Zuflüsse in den Löchernbach und deren Namensgebung: Q=Quelle,
P=Pegel, B=Zufluss Biedenbach, R=Zufluss in Fließrichtung rechts, L=links,
g=großes Rohr, k=kleines Rohr (zur Unterscheidung bei Doppeldrainagen)9
Abbildung 3.4: Beispiel für den aufgenommen Fließquerschnitt und die daran eingepasste
Trapezform zur Ermittlung der Gewässerstruktur (schwarz = später erhobene
Daten zur Gewässerstrukturberechnung)13
Abbildung 3.5: Unterteilung des Löchernbaches in unterschiedliche Kriterien der
Gewässerstruktur und die Standorte der zufließenden Drainagen14
Abbildung 3.6: Übersicht über die einzelnen Versuchsabschnitte und die bekannten Drainagen
als grüne Punkte16
Abbildung 3.7: Schematische Darstellung der Ermittlung des k _w -Wertes
Abbildung 4.1: Gewässerprofil vom 30.07.2013 vor Festlegung der Abschnitte
Abbildung 4.2: NO ₃ -, Cl- und LFK-Durchgang von Versuchsabschnitt 1 an Messpunkt A und B am
15.08.13; Oben rechts: das berechnete [NO $_3$:Cl]-Verhältnis zur Ermittlung des k $_{ m W}$ -
Wertes aus dem Massenrückerhalt TMR und der Plateaukonzentration C_{Pl} an
Messpunkt A und B28
Messpunkt A und B28 Abbildung 4.3: NO ₃ -, Cl- und SO ₄ -Profil über die Abschnittslänge auf Versuchsabschnitt 1 vor und
Messpunkt A und B28 Abbildung 4.3: NO ₃ -, Cl- und SO ₄ -Profil über die Abschnittslänge auf Versuchsabschnitt 1 vor und nach dem Versuch. Die blauen Punkte dienten der k _w -Wert-Berechnung des
Messpunkt A und B28 Abbildung 4.3: NO ₃ -, Cl- und SO ₄ -Profil über die Abschnittslänge auf Versuchsabschnitt 1 vor und nach dem Versuch. Die blauen Punkte dienten der k _w -Wert-Berechnung des jeweiligen Abschnittes
Messpunkt A und B
Messpunkt A und B
Messpunkt A und B
 Messpunkt A und B
 Messpunkt A und B
Messpunkt A und B
Messpunkt A und B
 Messpunkt A und B
 Messpunkt A und B
 Messpunkt A und B

Abbildung 4.19: *uptake length, uptake velocity* und *areal uptake rate* in Abhängigkeit der NO₃-Hintergrundkonzentration und NO₃-Tracerplateaukonzentration für alle ermittelten Aufnahmewerte (links) und nur für die Messtour- und Profilwerte (rechts) mit berechneter Regressionsgerade und ihrem Bestimmtheitsmaß.....45

- Abbildung 4.22: Korrelationen und Regressionsgeraden der *uptake length* S_w mit verschiedenen Eigenschaften der aufgenommenen Gewässerstruktur für die Abschnitte AB...49

III. Verzeichnis der Tabellen im Text

Tabelle 3.1: Gewässerstrukturdaten	der	Versuchsabschnitte	mit	hervorgehobenen
Besonderheiten in grün				
Tabelle 3.2: Übersicht der aufgenomm	enen D	aten im Einzugsgebiet		
Tabelle 4.1: NO ₃ -Konzentrationsabnah	nmen de	er verschiedenen Abschr	nitte de	r Messtouren39

IV. Verzeichnis der Abbildungen im Anhang

$AbbildungA.1:Gemessene\ Hintergrundkonzentration\ von\ NO3\ und\ Cl\ vor\ und\ nach\ dem$
Tracerversuch auf Abschnitt 1 (Punkte) und die simulierte Hintergrundänderung
während des Versuches (Linie)XIII
$AbbildungA.2:Gemessene\ Hintergrundkonzentration\ von\ NO3\ und\ Cl\ vor\ und\ nach\ dem$
Tracerversuch auf Abschnitt 2 (Punkte) und die simulierte Hintergrundänderung
während des Versuches (Linie)XIII
Abbildung A.3: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem
Tracerversuch auf Abschnitt 3 tagsüber (Punkte) und die simulierte
Hintergrundänderung während des Versuches (Linie)
Abbildung A.4: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem
Tracerversuch auf Abschnitt 3 nachts (Punkte) und die simulierte
Hintergrundänderung während des Versuches (Linie)
Abbildung A.5: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem
Tracerversuch auf Abschnitt 4 Tag 1 (Punkte) und die simulierte
Hintergrundänderung während des Versuches (Linie)
Abbildung A.6: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem
Tracerversuch auf Abschnitt 4 Tag 2 (Punkte) und die simulierte
Hintergrundänderung während des Versuches (Linie)
Abbildung A.7: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem
Tracerversuch auf Abschnitt 4 nachts (Punkte) und die simulierte
Hintergrundänderung während des Versuches (Linie)
Abbildung B.1: Messwehr und CTD-Diver an der Quelle des LöchernbachesXX
Abbildung B.2: Messwehre und Diver der Drainagen 7Lk und 7LgXX
Abbildung B.3: Gewässerrandvegetation (Schilf) von bis zu 4 m Höhe auf Abschnitt 4XXI
Abbildung B.4: Abschnitt 2A mit Gewässerrandvegetation, die eine niedrige O _{SLR} verursacht XXI
Abbildung B.5: Abschnitt 3A mit Gewässerrandvegetation, die eine hohe O _{SLR} verursacht XXI
Abbildung B.6: Vorbereitung der Gerätschaften und Probeflaschen für den Tracerversuch auf
Abschnitt 3XXII
Abbildung B.7: Tracerkonstanteinspeisung mittels einer kleinen Pumpe während des
Tracerversuches auf Abschnitt 3XXII
Abbildung B.8: Probenahme und Leitfähigkeitsmessung bei Messstelle 3AXXIII
Abbildung B.9: Beispiel eines Gewässertranssektpunktes mit einem O _{SLR} -Wert von 0.5XXIII

V. Verzeichnis der Tabellen im Anhang

Tabelle A.1: Zeitangaben, Abflüsse und Fließgeschwindigkeiten der TracerversucheXVI								
Tabelle A.2: Stoffkonzentrationen der Tracerversuche (grün=kW-Wert-Berechnung möglich;								
rot=kWBerechnung nicht möglich; gelb=kW-Berechnung modifiziert möglich (s.								
Kapitel 4.4))XVII								
Tabelle A.3: Übersicht über die berechneten Aufnahmeraten (Plateau, TMR, Pv und Pd) aller								
Versuchsabschnitte für die Tracerversuche mit Angabe der ermittelten Abflüsse und								
gemessenen HintergrundnitratkonzentrationenXVIII								
Tabelle A.4: Übersicht über die berechneten Aufnahmeraten aller Versuchsabschnitte für die								
Messtouren mit Angabe der ermittelten Abflüsse und gemessenen								
HintergrundnitratkonzentrationenXIX								

Hinweis: Einige Begriffe für Nährstoffdynamiken werden in der Fachliteratur häufig englisch prononciert, so auch in dieser Arbeit.

Zusammenfassung

Zur Bestimmung der *longitudinal uptake rate* k_W von Nitrat (NO₃-) zur Berechnung weiterer Aufnahmeparameter (uptake length Sw, uptake velocity Vf, areal uptake rate U) und der Korrelation dieser mittels linearer Regression mit unterschiedlichen morphologischen, physischen, chemischen und biologischen Einflussvariablen eines kleinen Fließgewässers, wurden im Löchernbach, am östlichen Rand des Kaiserstuhls in Südwestdeutschland, im August und September sieben Tracerversuche (zwei davon nachts), mit KNO₃ als nicht-konservativem und NaCl als konservativem Tracer, und über einen Zeitraum von 6 Wochen wöchentliche Aufnahmen der NO₃-Hintergrundkonzentration auf sieben ausgewählten Abschnitten mit Längen zwischen 40 und 120 m und unterschiedlich stark ausgeprägten morphologischen, physischen, biologischen und chemischen Eigenschaften, sowie gleichzeitige Aufnahmen der Einflussvariablen und des Abflusses während Basisabflussperioden durchgeführt. Die Abflüsse des Gewässers variierten von 0.09 l/s bis 4.32 l/s, die Nitratkonzentrationen erreichten Werte zwischen 12.9 mg/l und 37.43 mg/l und im Mittel 22.64 mg/l. Die berechneten longitudinal uptake rates der Tracerversuche variierten zwischen 7.7E-06 1/m und 5.2E-04 1/m, bei einem Mittelwert von 1.8E-04 1/m. Die kw-Werte der Hintergrundkonzentrationen reichten von 1.0E-04 1/m bis 2.8E-03 1/m (im Mittel 7.6E-04 1/m) und lagen damit deutlich unter den uptake rates vergleichbarer Gewässer anderer Studien, was auf die hohen Nitratkonzentrationen und die damit verbundene Sättigung der NO₃-Aufnahmeprozesse im Löchernbach zurückgeführt werden konnte. Die uptake length und areal uptake rate konnten mäßig mit der Nitratkonzentration in Beziehung gesetzt werden (R²=0.31 und 0.19). Die linearen Regressionen der *areal uptake rate* (Mittel = 2.15 mg/m^2 min) mit den Einflussvariablen zeigten die stärksten Zusammenhänge aller Abschnitte für die elektrische Leitfähigkeit (R²=0.23) und den benetzten Gewässerumfang (R²=0.16). Die gleichen Korrelationen aber unter Betrachtung der einzelnen Abschnitte zeigten im Mittel die stärksten Relationen für die über den Anteil direkt beschienener Wasseroberfläche korrigierte Globalstrahlung ($R^2=0.47$), die elektrische Leitfähigkeit ($R^2=0.31$) sowie die Globalstrahlung und die Wassertemperatur (R²=0.21). Die Studie konnte die Gewässereigenschaften, die die Nitrataufnahme beeinflussen, teils gut herausarbeiten, zeigte aber besonders, dass die Einflussvariablen in Kombination zu betrachten sind, um ihre Einflussnahme quantifizieren zu können. Der Umfang der erhobenen Daten lässt viel Raum für tiefergehende Analysen, die klarere Zusammenhänge zeigen könnten und eventuell die Entwicklung eines Modells, z.B. mithilfe einen upscaling Faktors, zur Vorhersage der Nitrataufnahme anhand einfach erhobener Daten in Frage kommender Einflussvariablen ermöglichen, was mittels der univariaten, linearen Regressionen nicht möglich war.

Extended Summary

To estimate longitudinal uptake rates k_W of nitrate (NO₃) for determining other uptake parameters like uptake length S_w, uptake velocity V_f and areal uptake rate U and relating those to various morphological, physical, biological and chemical variables, which may affect uptake, using univariate linear regression, seven constant tracer additions (two of those by night) took place in August and September in the small stream Löchernbach (catchment of 1.8 km² is located east of the Kaiserstuhl, southwest Germany), using KNO₃ as non-conservative and NaCl as conservative tracer, combined with weekly acquisitions of NO₃-background concentrations on seven selected stream sections (lengths varied from 40 to 120 m) featuring differently distinct morphological, physical, biological and chemical conditions, over a period of six weeks as well as the simultaneous recording of those conditions and discharge during base flow periods. Discharge ranged of 0.09 to 4.32 l/s, ambient NO₃-concentraions varied from 12.9 to 37.43 mg/l (mean of 22.64 mg/l). kw-values were 1.0E-04 1/m and 2.8E-03 1/m (mean of 7.6E-04 1/m) under ambient conditions and with NO₃-addtion 7.7E-06 1/m and 5.2E-04 1/m (mean of 1.8E-04 1/m). In comparison to other studies, investigated streams similar to the Löchernbach, uptakes rates were notably low. This instance has been related to high ambient nitrate concentrations and consequential saturation of uptake processes. Relations of S_W and U to stream nitrate loads were moderate ($R^2 = 0.31$ and 0.19). Linear Regression of all estimated Uvalues (Mean = 2.15 mg/m^2 min) to potential uptake affecting variables showed highest correlations to electrical conductivity ($R^2 = 0.23$) and wetted streambed width ($R^2 = 0.16$). Same correlations on examinations on the mean of single selected stream sections were highest for solar radiation, corrected to the fraction of water surface directly illuminated ($R^2 = 0.47$), electrical conductivity ($R^2 = 0.31$), as well as solar radiation only and water temperature ($R^2 =$ 0.21). The influence of various stream conditions on nutrient uptake were distinguished in this study but showed particularly that these conditions affect uptake mostly in combination of each other. Further investigation of the large data volume acquired for this study, could help to quantify these combined influences and to develop a model, using for example an upscaling factor, to predict uptake rates by collecting potential uptake affecting data in a fast and simple way, which was not possible to achieve by using univariate linear regression.

Keywords: nutrient spiraling, uptake rate, high nitrate, uptake length, uptake velocity, areal uptake rate, agricultural stream, retention, constant tracer addition.

Danksagung

An erster Stelle möchte ich mich bei Dr. Tobias Schütz für die Vergabe des Themas dieser Masterarbeit und die intensive Betreuung bedanken.

An zweiter Stelle möchte ich mich bei Max Ulmen für die umfangreiche Hilfe bei der Datenaufnahme, die immer neuen und kritischen Denkanstöße und die gute Gesellschaft während der vielen Arbeiten bedanken.

Weiterhin bedanken möchte ich mich

bei PD Dr. Lange für die Übernahme des Korreferats,

bei Emil Blattmann für seine tatkräftige Unterstützung mit allen Gerätschaften, Werkzeugen, Baumaterialen und technischen Ideen,

bei Barbara Herbstritt für die Mithilfe der Probenanalysen und die Erläuterung der Laborgerätebedienung,

bei Till Volkmann für die Bereitstellung der Klimadaten für das Einzugsgebiet Löchernbach.

Mein ganz besonderer Dank gilt all den freiwilligen Helfern, die ohne Murren ganze Tage und Nächte mit mir im Löchernbach verbracht haben, um meine Tracerversuche möglich zu machen und dabei immer ein Lächeln auf den Lippen hatten.

Vielen Dank Franzi, Isi, Daniel, Thomas, Jenny, Bene, Hannah und Aslan. Es hat mir wirklich Spaß gemacht mit euch!

Zu guter Letzt gilt mein Dank allen weiteren Menschen, die irgendwie zu dieser Arbeit beigetragen haben.

1 Einleitung

1.1 Die anthropogene Veränderung des globalen Stickstoffkreislaufes

Stickstoff (N) und Phosphor (P) gelten in den meisten terrestrischen und aquatischen Ökosystemen als limitierende Faktoren auf biologische Wachstums- und Stoffwechselprozesse, im Besonderen auf die biosphärische Primärproduktion. In Folge des verstärkten Eingriffes des Menschen in den globalen Stickstoffkreislauf ist das Angebot bioverfügbaren Stickstoffes stark angestiegen und führte in den 1990ern zu einer globalen Verdopplung der N-Fixierung in der Biosphäre (Gruber and Galloway, 2008). Zu den Prozessen, die diese Veränderung in Folge stark steigenden N-Eintrages verursachen, zählen der Einsatz von stickstoffhaltigen Düngemitteln, die Verbrennung fossiler Brennstoffe, menschliche und tierische Abfallprodukte sowie die N-Mobilisierung in Folge von Wald-(brand)-rodungen und der Trockenlegung von Feuchtgebieten oder der Zerstörungen anderer natürlicher Stickstoffsenken. Über Abfluss- und Versickerungsprozesse wirkt sich der anthropogene N-Eintrag auch auf aquatische Systeme aus. Hier führt er zu abnehmenden biologischen und physikalischen N-Aufnahmeraten bis zur Sättigung biologischer N-Nachfrage, verminderter Biodiversität und der Eutrophierung vieler Oberflächengewässer (Vitousek et al., 1997). Es ist zusätzlich zu beobachten, dass in Gewässern, die durch anthropogene Eingriffe nährstoffbelastet sind, Stickstoff hauptsächlich in der sehr viel mobileren Form von Nitratmolekülen (NO₃) vorzufinden ist (Howarth et al., 1996).

1.2 Nährstoffretention im Gewässer

Die Nährstoffdynamiken in aquatischen Systemen unterliegen wie auch in terrestrischen Systemen zwei bestimmten Prozessen, zum Einen der biogeochemischen Nährstoffbindung oder -aufnahme, welche temporär sein kann und als Retention bezeichnet wird oder auch permanent dem Nährstoffabbau bzw. dem -verlust zugeordnet wird, und zum Zweiten der Nährstofffreisetzung im Zuge der Mineralisation (Bernot and Dodds, 2005). Da sich diese Arbeit auf die Nitratretention bzw. den -abbau konzentriert, wird im Folgenden nicht näher auf die Nitratfreisetzung in aquatischen Systemen eingegangen. Für die temporäre Nitrat- oder Stickstoffbindung sind die pflanzliche oder die mikrobielle Assimilation, die Adsorption an organischen oder mineralischen Austauschern im Wasser oder im hyporheischen Interstitial, die biotische oder abiotische Nitratreduzierung durch die Eisen(II)-Reduktion (Davidson et al., 2003;Gardner et al., 2011) oder auch die N-Fixierung im Zuge der Sulfat-Reduktion (Bertics et al., 2013) verantwortlich. Zu den Prozessen des permanenten Nitratabbaus in Fließgewässern zählen der Nitratexport in flussabwärts gelegene Zonen und die mikrobielle Denitrifikation im sauerstoffarmen Sediment (Seitzinger, 1988). Im Folgenden werden, wie auch in der englischen Literatur die Nitratretention und der Nitratabbau unter dem Begriff Nitrataufnahme (engl. *uptake*) zusammengefasst.

Die biotischen und abiotischen Faktoren, die die oben genannten Prozesse steuern und beeinflussen sind zahlreich und in ihren Größen sehr variabel. Da chemische Reaktionen in ihrer Intensität und Geschwindigkeit zumeist von der Temperatur abhängen, sind sowohl die Luft- als auch die Wassertemperatur zwei entscheidende Faktoren der Nährstoffdynamik in Gewässern. Die Temperatur wiederum ist von der Einstrahlung abhängig, welche ebenfalls die Fotosynthese der Pflanzen insbesondere von Algen und Makrophyten reguliert und somit auch ihr Wachstum und die Assimilation von Nährstoffen. Die meisten Organismen in aquatischen Systemen werden stark von deren Saustoffgehalten beeinflusst, was sich besonders auf die Denitrifikation auswirkt, da diese in hypoxischen Zonen stattfindet. Infolge von Nährstoffeinträgen in Gewässer, seien sie natürlich oder anthropogen, können die Konzentrationen gelösten Sauerstoffes stark schwanken (Hauer and Hillt, 2006). Weitere Einflussgrößen können der pH-Wert oder die Konzentration anderer Nährstoffe im Wasser sein, z.B. die NO₃-Konzentration selbst, die die Nitrataufnahme mit steigenden Gehalt erhöht, aber bei Sättigungsbedingungen diese auch auf den Prozess der Denitrifikation reduzieren kann (Bernot and Dodds, 2005;Earl et al., 2006; Dodds et al., 2002). Während die vegetative Nachfrage nach Stickstoffverbindungen eher klein ausfällt, dominieren die mikrobielle Assimilation und Denitrifikation die Nitrataufnahme im Gewässer (Hill, 1996). Da die dafür verantwortlichen Mikroorganismen hauptsächlich auf Oberflächen zu finden sind, nimmt die Morphologie eines Gewässers eine besondere Rolle in der Nährstoffdynamik ein. Diverse Studien haben gezeigt, dass die Aufnahmeraten von Nitrat- oder Phosphorverbindungen von der Interaktion des Wassers mit der hyporheischen Zone beeinflusst werden, infolge dessen also von der Fließgeschwindigkeit, dem Fließquerschnitt, vorübergehenden Speicherzonen oder der mittleren Verweilzeit von Nährstoffen im System (Webster and Valett, 2006). Diese Zusammenhänge lassen sich ebenfalls bei unterschiedlichen Abflüssen und Gewässergrößen feststellen (Wollheim et al., 2001;Wollheim et al., 2006;Tank et al., 2008;Doyle, 2005;Peterson et al., 2001) und finden sich in der Anwendung vieler Modelle wieder (Bencala and Walters, 1983; Marion et al., 2003; Marion et al., 2008). Als letzter großer Einflussfaktor ist noch die Landnutzung zu nennen, die ein Gewässer unmittelbar umgibt. Sie ist nicht nur Quelle der meisten Schadstoffeinträge durch Oberflächen- oder Zwischenabfluss und bestimmt damit maßgeblich die Wasserqualität und die Nährstoffkonzentrationen, sondern kann auch Einflüsse auf weitere Gewässereigenschaften haben, wie zum Beispiel den Beschattungsgrad des Gewässers oder die Randvegetation (Covino et al., 2012; Arango and Tank, 2008;Goodridge and Melack, 2012;Inwood et al., 2007;Strahm et al., 2013).

1.3 Die Nitrataufnahmeparameter

Das Konzept des Lebenszyklus' eines Nährstoffatoms oder –moleküls in einem Fließgewässer, genannt *nutrient spiraling* (Newbold et al., 1981) setzt sich aus dem Wechsel zwischen seinem gelösten anorganischen Zustand und seinem gebundenen organischen Zustand bedingt durch die Assimilation durch Pflanzen oder Adsorption im hyporheischen Interstitial und deren erneuter Freisetzung im Zuge der Mineralisierung zusammen.

Die Distanz, die ein Nährstoffatom zurücklegt, während es diesen kompletten Zyklus durchläuft, wird als *spiraling length* S bezeichnet, wobei die *uptake length* S_w dem Teil der Spirale entspricht, den das Atom in gelöster Form zurücklegt, bevor es aufgenommen wird und die *turnover length* S_B dem Teil, bevor es wieder mineralisiert und zurück in die Lösung abgegeben wird (Formel 1.1) (Newbold et al., 1981;Webster and Valett, 2006). Da Nährstolle in assimilierter Form eher immobil sind, dominiert die *uptake length* die *spiraling length* im Fließgewässer und gilt in der Fachliteratur, die sich mit der Nährstoffaufnahme beschäftigt, als erster zu bestimmender Parameter (Payn et al., 2005;Newbold et al., 1983;Covino et al., 2010a;Valett et al., 2002;Mulholland et al., 1985).

$$S = S_W + S_B \tag{1.1}$$

Die *uptake length* ist die inverse longitudinale Aufnahmerate (*longitudinal uptake rate*) k_w, welche sich über Nährstoffaufnahme im Gewässer über eine bestimmte Strecke bestimmen lässt. Der k_w-Wert steht mit der dynamischen Aufnahmerate (*dynamic uptake rate*) λ_c über die Fließgeschwindigkeit u, wie Formel 1.2 zeigt, in Verbindung:

$$k_w = \frac{\lambda_c}{u} \tag{1.2}$$

welche wiederum Teil des Nitratabbaumodells ist, das sich wie folgt aufbaut (Formel 1.3):

$$\frac{\delta C}{\delta t} = -u \frac{\delta C}{\delta x} + D \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} - \lambda_c C$$
(1.3)

Hier stellt C die Konzentration des nicht-konservativen Tracers NO₃ in der Lösung dar, t die Zeit, x die Entfernung in Fließrichtung, u die Fließgeschwindigkeit und D den Dispersionskoeffizienten (Webster and Valett, 2006).

 k_W steht innerhalb des Abbaumodells erster Ordnung für die Nitrataufnahme R in einem aquatischen System für die *biogeochemical first order cycling rate constant* zusammen mit der mittleren Verweilzeit τ des Moleküls im System (Formel 1.4) (Basu et al., 2011).

$$R = 1 - e^{-k_W \tau}$$
(1.4)

Neben der uptake lengths werden häufig zwei weitere Aufnahmeparameter eines Fließgewässers bestimmt, die *uptake velocity* V_f und die *areal uptake rate* U. Da die *uptake length* maßgeblich vom Abfluss abhängig ist und mit ihm stark ansteigt, wird im fachliterarischen Vergleich oft die uptake velocity (auch mass transfer coefficient genannt) herangezogen, die Sw über die mittlere Tiefe und die Fließgeschwindigkeit eines Gewässers normiert und als theoretische Geschwindigkeit in [mm/min] verstanden werden kann, mit der sich das seine Immobilisierung Nährstoffmolekül auf zu bewegt, unabhängig von der Fließgewässergröße. Die areal uptake rate, als Einheit von Masse pro Fläche und Zeit, verbindet die uptake velocity mit der Nährstoffkonzentration im Gewässer und repräsentiert den Nährstofffluss einer bestimmten Gewässerbodenfläche über die Zeit. (Niyogi et al., 2004; Webster and Valett, 2006; Stream Solute Workshop, 1990).

2 Problemstellung und Zielsetzung

Die Erfassung von Nährstoffaufnahmeparametern, wie sie bereits vorgestellt worden sind, wird in Zukunft noch eine große Rolle spielen, wenn man bedenkt, dass die Verwendung von Kunstdüngern, insbesondere im Haber-Bosch-Verfahren hergestellte Stickstoffverbindungen, im Zuge des weltweit steigenden Bevölkerungsdrucks zunehmen wird (Gruber and Galloway, 2008). Insbesondere stellt hier die *spiraling*-Theorie von Stickstoff und Phosphat in Gewässern eine fundamentale Größe dar, da diese Elemente wichtige Bestandteile der zellulären Stoffwechselprozesse sowohl in Gewässerfauna als auch -flora sind. In naher Vergangenheit beschäftigten sich viele Studien mit der Nährstoffdynamik von N und P in intensiv genutzten Agrarräumen und den hohen dort anzutreffenden Stoffkonzentrationen der Gewässer (Lu et al., 2013; Mulholland et al., 2008; Ruggiero et al., 2006; Gardner and McGlynn, 2009; Goodridge and Melack, 2012;Basu et al., 2010). Da gerade die Gewässersysteme zum Großteil für den Nährstoffabbau und deren Austrag verantwortlich sind und diese Prozesse stark von den Auswirkungen konventioneller Landwirtschaft betroffen sind (Sudduth et al., 2013), ist es von großer Bedeutung die Zusammenhänge der Abbaumechanismen und ihrer Einflüsse zu verstehen, durch Gewässermanagement geeignet darauf reagieren zu können. Zumeist werden Aufnahmeparameter über die konventionelle Methode der Tracerkonstanteinspeisung ermittelt (Stream Solute Workshop, 1990), welche einen konservativen, von Aufnahme-prozessen unabhängigen, und einen nicht-konservativen Tracer, der der Nährstoffaufnahme im Gewässer unterliegt, einspeisen, um dann aus dem Verhältnis beider Stoffretentionen die tatsächliche Aufnahmerate vom nicht-konservativen Tracer, in diesem Fall Nitrat, ermitteln zu können. Diese Herangehensweise ist mit relativ viel Aufwand verbunden und in ihrem Erfolg stark abhängig von uniformen Gewässerkonditionen (Stream Solute Workshop, 1990). Fast alle in dieser Arbeit vorgestellten Studien verwendeten eben diese Methode und es gibt nur wenige Ansätze, Verfahren zu entwickeln, die eine schnelle Abschätzung der Aufnahmeparameter ermöglicht, ohne eine vorherige, umfangreiche Aufnahme der Gewässerstruktur und Fließbedingungen. Eine Weiterentwicklung der Tracerkonstanteinspeisung, die schneller Ergebnisse erzielen soll, ist zum Beispiel das Tracer Additions for Spiraling Curve Characteriziation (TASCC-)Verfahren, welches anhand weniger aufwendigen Momentan-einspeisungen Aufnahmeparameter für unterschiedliche Konzentrationen im Fließgewässer ermittelt (Covino et al., 2010a).

Die Ausgangsstudie für die vorliegende Arbeit, welche im gleichen Untersuchungsgebiet stattfand, hat gezeigt, dass die Nitrataufnahme eines Gewässers auch relativ genau modelliert werden könnte, ohne die in der Tracerkonstanteinspeisung nötigen Gewässerparameter aufzunehmen (Schuetz et al., 2013). Hier konnte ein *upscaling factor* für die Vorhersage von

Nitrat-Aufnahmeraten über Zusammenhänge der Luft- und Wassertemperatur während Basisabflussperioden ermittelt werden.

Ziel dieser Arbeit ist es eben diesen Ansatz weiter zu verfolgen und die abiotischen und biotischen *in-stream-effects*, die die Aufnahmeraten von Nitrat und anderen Nährstoffen regulieren und beeinflussen, räumlich als auch zeitlich zu identifizieren und quantifizieren und mit den unter diesen Einflüssen stehenden Aufnahmeraten des Gewässers zu korrelieren, um Zusammenhänge zu erkennen und eventuell ein Modell zu entwickeln, dass die Vorhersage der Nitratdynamik im Gewässer anhand schnell und einfach erhobener Daten erlaubt. Neben umfangreichen Aufnahmen möglicher Einflussfaktoren werden hierfür ebenfalls Tracerkonstanteinspeisungen auf bestimmten Gewässerabschnitten vorgenommen, Aufnahmeraten über die Hintergrundkonzentration bestimmt sowie kontinuierliche Abflussmessungen für das Gewässer im Untersuchungsgebiet erhoben.

3 Methoden und Vorgehensweise

3.1 Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet des Löchernbaches befindet sich am östlichen Rand des Kaiserstuhls und hat eine Größe von etwa 1,8 km². Der höchste Punkt des Einzugsgebiets liegt auf 378 m ü NN, die Quelle des Löchernbaches auf 256 m und der Pegel, welcher das Ende des Untersuchungsgebietes darstellt, auf 213 m. Der Löchernbach misst von der Quelle bis zum Pegel eine Länge von etwa 1330 m bei einem mittleren Gefälle von 3.2 %. Obwohl der Kaiserstuhl an sich vulkanischen Ursprungs ist, wurde der östliche Teil und so auch das Einzugsgebiet Löchernbach im Pleistozän von äolischem Löss stark überlagert, der zum Teil mehrere Meter mächtige Schichten ausgebildet hat und heute geologisch im Einzugsgebiet vorherrscht, bis auf die Abschwemmmassen im unmittelbaren Bereich des Bachbettes (GLA, 1959). Der hohe Carbonatgehalt des Lössbodens führte zur flächendeckenden Bodenentwicklung der Pararendzina, bzw. zu Vergleyungen entlang des Bachbettes (BK25, 1990). Die Kaiserstuhlregion zählt zu den sonnenstundenreichsten in Deutschland mit Niederschlagsmaxima im Mai bis Juli, Niederschlagsminima im Januar und Februar und einem Jahresmittelniederschlag von 600-700 mm. Das Einzugsgebiet wird seit vielen Jahrhunderten für den traditionellen Weinbau genutzt und ist anthropogen stark geprägt. Heute dominiert der kommerzielle Weinbau und der Anbau anderer Sonderkulturen am Rand des Baches sowie die Grünlandnutzung am unteren Ende des Untersuchungsgebietes (Abbildung 3.1).



Abbildung 3.1: Das Einzugsgebiet Löchernbach und die Landnutzung.

Mit der Flurbereinigung in den 60er Jahren wurde die kleinterrassierte Kulturlandschaft in Großterrassen umgewandelt, um die Bearbeitbarkeit der Agrarflächen zu verbessern und die Flächen vor Erosion zu schützen. Im Zuge dieser Maßnahmen wurde das komplette Einzugsgebiet mit einem Netz aus Drainagen und Rohren versehen, um die Großterrassen zu entwässern (Abbildung 3.2). Dies hatte eine Absenkung des Grundwasserspiegels zur Folge. Besonderes Resultat dieser Maßnahmen war die dadurch entstandene Eintragsdynamik des Löchernbaches selbst. Für die Sommermonate wird davon ausgegangen, dass es aufgrund des niedrigen Grundwasserspiegels keine diffusen Zuflüsse durch den Boden gibt, bei gleichzeitig ausschließlich punktuellem Stoffeintrag durch die Zuflüsse der Drainagen, während der Trockenzeiten. Da die GIS-Daten über die Rohre und Drainagen veraltet sind und viele Zuflüsse heute nicht mehr existieren oder sogar neue angelegt worden sind, ist der Löchernbach zu Anfang der Studie mit einer Wärmebildkamera untersucht worden, um eventuelle Zuflüsse, die mit bloßem Auge nicht erkennbar sind, über die Temperatur zu detektieren und zugleich ihre Vermischungsstrecken mit dem Gewässer zu bestimmen. Auf diese Weise konnten insgesamt 17 Zuflüsse (ohne die Quelle) identifiziert werden. Alle Zuflüsse und ihre Bezeichnungen sind auf Abbildung 3.3 dargestellt. Zum Teil handelt es sich um Doppeldrainagen, die direkt nebeneinander in den Bach entwässern. Die Buchstaben R und L stehen für die in Fließrichtung liegenden Seite der Drainage, der Zusatz k und g bezeichnet das kleine und das große Rohr einer Doppeldrainage, die nur in dieser Kombination auftraten.



Abbildung 3.2: Drainagen- und Rohrenetz im EZG Löchernbach (veraltet).

3.2 Kontinuierliche Abflussmessungen im Einzugsgebiet

Um über möglichst genaue Abflussdaten innerhalb des Bachlaufes während der Versuche zu verfügen, war es nötig die vielen Zuflüsse zu identifizieren und über die Zeit zu quantifizieren. An 9 von 17 Drainagen (1Q, 4L, 5Rg, 5Rk, 6Lg, 7Lk, 7Lg, 8R und 12L) konnten kleine Wehre installiert werden, um einen gleichmäßigen Überfall des Wassers aus der Drainage zu erhalten (Fotos dazu befinden sich in Anhang B). Hinter den Wehren innerhalb der Drainagen wurde jeweils ein Diver platziert, um den Wasserstand per Drucksonde und die Wassertemperatur in einem Intervall von einer Minute aufzunehmen. Die anderen Drainagen ließen die Installation eines Wehres nicht zu, weil sie unterirdisch in den Bach mündeten, die Rohre für eine Montagearbeit ungeeignet waren oder die Rohre zerbrochen waren, sodass das Wasser direkt aus Zwischenschichten des Bodens in den Bach floss. Die Drainagen 3R und 6Lk waren während der Datenaufnahmen permanent trockengefallen. Ein weiterer Diver wurde außerhalb des Gewässers bei Drainage 4L auf etwa mittlerer Einzugsgebietshöhe installiert, um den Luftdruck zur Wasserstandkorrektur der Diver an den Wehren und die Lufttemperatur aufzunehmen. Am Pegel (15P) wurde der Wasserstand jede Minute aufgenommen und so der Gesamtabfluss des



Abbildung 3.3: Aktive Zuflüsse in den Löchernbach und deren Namensgebung: Q=Quelle, P=Pegel, B=Zufluss Biedenbach, R=Zufluss in Fließrichtung rechts, L=links, g=großes Rohr, k=kleines Rohr (zur Unterscheidung bei Doppeldrainagen).

Löchernbaches über die bekannte P-Q-Beziehung bestimmt. Um eine P-Q-Beziehung an den installierten Wehren zu berechnen, wurden wöchentliche Abflussmessungen per Eimer durchgeführt und der Wasserstand per Zentimeterstab aufgenommen, um diese später mit den Diverdaten vergleichen zu können. Der Abfluss der Drainagen, die nicht gemessen werden konnten, wurde über eine 2- bzw. 3-Endkomponentenmischung (EMMA) nach Williams and Liu (2002) bestimmt. Hierfür wurden vor, in und hinter allen Drainagen die Temperatur, die Leitfähigkeit, der Chlorid- und der Sulfatgehalt (natürliche Tracer) auf die unter Kapitel 3.3.1 beschriebenen Methoden aufgenommen. Die Berechnung des Abflusses basiert auf dem Massenerhaltungsgesetz für Abfluss und Tracer (Formel 3.1):

$$Q_c C_c = Q_a C_a + Q_b C_b \tag{3.1}$$

Wobei Q für den Abfluss, C für die Konzentration des Tracers und die Indexierung a, b, c für vor, in und hinter der Drainage stehen. Ist auch nur eine Abflussgröße bekannt, lässt sich der Prozentuale Anteil von a und b berechnen, wenn wir davon ausgehen das c gleich 1 ist. Damit ergibt sich, sofern Q_a bekannt ist:

$$Q_b = 1 - \frac{C_c - C_a}{C_b - C_a}$$
(3.2)

Formel 3.2 lässt sich je nach bekanntem Abfluss beliebig umstellen. Der jeweilige prozentuale Anteil der Drainage am Gesamtabfluss wurde nach dieser Methode mit allen vier vorgestellten Tracern berechnet. Auf die 3-Endkomponentenmischung wird in dieser Arbeit nicht weiter eingegangen, ebenso wenig wie auf die exakte Auswertung der Diverdaten und P-Q-Beziehungsanalyse. Die hohe Auflösung der Abflussdaten über Zeit und Raum ist für die vorliegende Arbeit von geringerer Bedeutung als für die Parallelstudie (Ulmen, 2013), die sich mit den Nitratdynamiken im gesamten Einzugsgebiet des Löchernbaches beschäftigt. Dort lassen sich ausführliche Informationen über die Abflussverhältnisse im Untersuchungsgebiet und deren Analyse finden.

3.3 Auswahl der Einflussgrößen und Abschnitte

3.3.1 Einflussgrößen des Gewässerprofils

Die Auswahl der Einflussgrößen basiert einerseits auf den in der Einleitung hingewiesenen Umweltfaktoren, die die Aufnahme von Nitrat im Gewässer direkt und indirekt beeinflussen können und andererseits auf der Verfügbarkeit von Messgeräten zur Datenaufnahme und analyse, unter Berücksichtigung des Probenumfanges und dessen Kosten. Die verschiedenen Aufnahmen werden im Folgenden als Gewässerprofil und –struktur bezeichnet. Das Gewässerprofil beschreibt die biologischen und chemischen Eigenschaften des Gewässers entlang eines Abschnittes. Zu diesen Eigenschaften zählen:

- 1. die Leitfähigkeit (LFK)
- 2. die Wassertemperatur (T_W)
- 3. der pH-Wert des Wassers (pH)
- 4. der Sauerstoffgehalt und die temperaturabhängige Sauerstoffsättigung (O₂ und O₂S)
- 5. die Chlorid-, Sulfat- und Nitratkonzentration (Cl, SO₄ und NO₃)
- 6. die von direkter Sonneneinstrahlung betroffene Gewässeroberfläche (O_{SLR})
- 7. die Vegetationsdichte im Gewässerbett (Veg_F)
- 8. die Höhe der Vegetation des Gewässerrandes (Veg_R)

Die Punkte 1-4 wurden mit einem Multimeter (Wissenschaftlich-Technische-Werkstatten 350i) aufgenommen. Die Sonden wurden vor jedem Aufnahmetag neu kalibriert.

Die unterschiedlichen Stoffkonzentrationen im Gewässer wurden anhand von Wasserproben bestimmt. Die Wasserproben wurden in Braunglasflaschen von 100ml Größe gefüllt und unmittelbar in einer mit mehreren Kühlakkus bestückten Kühltruhe aufbewahrt. Anschließend wurden die Proben im Labor bei 4°C gekühlt und innerhalb von zwei Stunden bis zu sieben Tagen mit einem Membranfilter der Firma Millipore[®] filtriert (Porengröße 0.4µm). Die filtrierten Proben wurden im Anschluss per Ionenaustauschchromatographie auf Chlorid, Nitrat und Sulfat analysiert. Hierfür wurde das Ion Chromatography System ICS-1100 der Firma Dionex[®] verwendet. Die Probengröße betrug 5 ml und Standardlösungen im Bereich der Probenkonzentrationen wurden regelmäßig mitanalysiert und mit den Kalibrierungslösungen verglichen. Sowohl die Standard- als auch die Kalibrierungslösungen sind im Labor angesetzt worden. Die Konzentrationsmessungen hatten einen Fehlerbereich von bis zu ± 0.3 mg/l und im Mittel um die ±0.05 mg/l. Die Probenahme und anschließende Behandlung der Proben wurden, soweit möglich, gemäß der Empfehlung von Webster and Valett (2006) durchgeführt.

Der sonnenbestrahlte Anteil der Wasseroberfläche O_{SLR} wurde per Fotographie aufgenommen oder direkt vor Ort geschätzt. Die Werte wurden in folgende Prozentgruppen eingeteilt, die später mit der tatsächlichen solaren Einstrahlung SLR multipliziert werden:

- 1. 0.0001 = keine Einstrahlung (Wert für nächtliche Aufnahmen)
- 2. 0.1 = sehr geringe Einstrahlung
- 3. 0.25= geringe Einstrahlung
- 4. 0.5 = mittlere Einstrahlung
- 5. 0.75= hohe Einstrahlung
- 6. 0.9 = nahezu komplett bestrahlt

Die Vegetationsdichte im Gewässerbett spielte nur in einem Abschnitt eine Rolle. Hier wuchs Schilf direkt im Gewässerbett und wurde als Abgrenzung zu den anderen Abschnitten in folgende Prozentgruppen eingeteilt:

- 0.1 =keine Bachvegetation
- 0.5 =1-3 Pflanzen pro dm² Gewässerboden
- 0.9 =mehr als 3 Pflanzen pro dm² Gewässerboden

Die Höhe der Vegetation des Gewässerrandes soll in etwa die Vegetationsdichte widerspiegeln, ohne große Vegetationsaufnahmen durchführen zu müssen. Je nach Exposition des Baches beeinflusst sie auch stark O_{SLR}. Die mittlere Höhe der Vegetation wurde auf einem etwa 50cm breiten Streifen am Gewässerrand aufgenommen, ausgehend vom mittleren Gewässerboden.

3.3.2 Einflussgrößen der Gewässerstruktur

Die Gewässerstruktur beinhaltet alle aufgenommenen morphologischen Größen des Gewässerabschnittes. Zu diesen zählen:

- 1. die Gewässerbreite (w_s)
- 2. die Gewässertiefe (h)
- 3. der benetzte Umfang (w)
- 4. der hydraulische Radius (R_{hy})
- 5. der Fließquerschnitt (A)
- 6. der mittlere Böschungswinkel (α)
- 7. der mittlere Gewässerboden, ausgehend von einer Trapezform (w_b)
- 8. die Länge aller Pools in einem Abschnitt, sowie Punkt 1-7 für alle Pools (x_P)

Auch die Daten der Gewässerstruktur sollten nach Möglichkeit schnell und einfach erhoben werden (Abbildung 3.4). Dafür wurde zunächst, als alle zu untersuchenden Abschnitte ausgewählt waren, ein mittlerer Gewässerquerschnitt für den jeweiligen Abschnitt erstellt, der zur Berechnung der Gewässergeometrie für alle weiteren Versuche genutzt wurde. Hierfür wurde alle 10 Meter ein Querschnitt in einer horizontalen Auflösung von 5 cm und einer vertikalen Auflösung von 0.5 cm aufgenommen. Diese Aufnahme geschah Ende Juli, als der Abfluss im Einzugsgebiet noch deutlich höher lag, als während des Versuchsmonats August. Aus diesen Daten konnten die Punkte 1-4 für jeden Messpunkt entlang des Transsektes berechnet werden, die Gewässerbreite (w_s), als Anzahl der 5cm Schritte im Querschnitt, die maximale (h) und mittlere Gewässertiefe (h_m) anhand der Tiefenmessungen, der benetzte Umfang des Bachbettes (w) über die trigonometrischen Beziehungen der h- und w_s-Werte, der Fließquerschnitt (A) als Integral des Profils und der hydraulische Radius R_{hy} als Quotient aus A und w.

Nun wurde bei gleichem Fließquerschnitt, gleicher Gewässerbreite und der mittleren Gewässertiefe ein Trapez in die Form des Bachbettes eingepasst. Über die umgestellte Formel des Flächeninhalts eines Trapezes konnte die Breite des Gewässerbodens (w_b) berechnet werden (Formel 3.3).

$$w_b = \left(\frac{2A}{h_m}\right) - w_s \tag{3.3}$$

Der Gewässerrand b, berechnet über Formel 3.4, wird schließlich benötigt um den mittleren Böschungswinkel α zu berechnen (Formel 3.5).

$$b = \sqrt{h_m^2 + \left(\frac{(w_s - w_b)}{2}\right)^2}$$
(3.4)

$$\cos(\alpha) = \frac{h_m}{b} \tag{3.5}$$

Außerdem wurde für jeden Messpunkt ein Korrekturfaktor berechnet, um von dem Gewässerumfang des Trapezes auf die tatsächliche Länge des benetzten Umfanges zu schließen. Zusätzlich zu den 10 m Transsekten wurden auch alle Pools innerhalb der Abschnitte vermessen und, wie oben erläutert, berechnet sowie deren Länge aufgenommen. Im Folgenden wird immer von "Bach"-werten gesprochen, sofern es sich nur um das Bachbett handelt, von "Pool"-Werten für Pools und von "Gewässer"-Werten, wenn es sich um das über die Strecke gewichtete Mittel beider Gewässerstrukturen handelt.



Abbildung 3.4: Beispiel für den aufgenommen Fließquerschnitt und die daran eingepasste Trapezform zur Ermittlung der Gewässerstruktur (schwarz = später erhobene Daten zur Gewässerstrukturberechnung).

Nach Aufnahme des Gewässerprofils wurde bei den folgenden Versuchen und Probenahmen nur noch jeweils die Gewässerbreite und die mittlere Gewässertiefe an den Messpunkten aufgenommen, um über die oben ermittelten Werte, die Gewässerstruktur berechnen zu können. Für jeden Abschnitt konnte dann anhand von h_m und w_s ein mittlerer Fließquerschnitt, mittlerer benetzter Umfang und mittlerer hydraulischer Radius aus den Transsektwerten für das Gewässer für den jeweiligen Abschnitt berechnet werden.

3.3.3 Klimadaten

Zusätzlich zu den oben beschriebenen Aufnahmen wurden auch noch Klimadaten für das Einzugsgebiet erhoben. Diese umfassen stündliche Mittelwerte der Lufttemperatur T_L, der relativen Luftfeuchte RH und der solaren Einstrahlung SLR. Die Daten wurden freundlicherweise von Till Volkmann und dem Projekt der Deutschen Forschungsgemeinschaft "*Coupled soil-plant water dynamics - Environmental drivers and species effects*" zur Verfügung gestellt.

3.3.4 Abschnittsauswahl



Da die Strecke des Löchernbaches im Untersuchungsgebiet sehr groß ist und dieser auf unterschiedliche Strukturelemente hin untersucht werden sollte, war die Einteilung in verschiedene Abschnitte sinnvoll. Die Auswahl dieser Abschnitte, die sowohl zur wöchentlichen Beprobung als auch für die Tracerversuche vorgesehen waren, fand nach mehreren Kriterien statt. Hierfür ist der Bach über die gesamte Strecke von der Quelle bis zum Pegel nach

Abbildung 3.5: Unterteilung des Löchernbaches in unterschiedliche Kriterien der Gewässerstruktur und die Standorte der zufließenden Drainagen.

unterschiedlicher Gewässerstruktur, Gewässervegetation und Einstrahlung kartiert worden. Auf Abbildung 3.5 sind die Ergebnisse dieser Kartierung ohne nähere Erläuterungen der vielen Faktoren zu sehen. Auf der Karte sind ebenfalls die aktiven Drainagen, die ins Gewässer entwässern, dargestellt, da bei der Auswahl auch darauf geachtet wurde, dass die Abschnitte frei von bekannten Zuflüssen sind. Zusätzlich zu diesen Aufnahmen wurden die Abschnitte auch mithilfe der Gewässerprofildaten der wöchentlichen Messtouren untersucht und ausgewählt. Nach Auswertung der Kartierung konnten vier Abschnitte ausgewählt werden, bei denen jeweils ein bis zwei Merkmale besonders ausgeprägt waren (Tabelle 3.1). Die Symbole sind die gleichen wie in Abbildung 3.4, mit der zusätzlichen Indexierung P und S, die für die Pool- und die Bachgeometrie stehen. Symbole ohne diese Indexierung stellen die Gewässerwerte dar. St steht für das mittlere Gefälle des Abschnittes, H für die Höhe über Normal Null und O_{SLR}, Veg_F und Veg_R für die in Kapitel 3.3.1 erläuterten Aufnahmen der beschienenen Gewässeroberfläche sowie der Bach- und Randvegetation. Die Länge der Gewässerabschnitte variierte von 64 m bis 135 m, wobei die Abschnitte 1 bis 3 nochmals in Abschnitt A und B unterteilt worden sind, um die Auflösung der Abbaurate zu erhöhen und mehr Vergleichswerte zu erhalten.

Abschnitt		1			2			3			4
Symbol	Einheit	1A	1B	1AB	2A	2B	2AB	3A	3B	3AB	4
Х	m	45	50	95	65	70	135	120	41	161	64
St	%	-5.3	-4.2	-4.7	-2.4	-2.0	-2.2	-2.7	-1.0	-2.3	-2.3
ΗÜNN	m	240	238	-	229	227	-	217	216	-	215
W _{Sb}	cm	15	14	15	25	25	25	33	27	32	22
αs	0	54	51	52	48	46	47	46	44	45	56
W _{Pb}	cm	-	21	-	-	42	-	59	58	59	42
α_{P}	0	42	42	42	-	40	-	43	16	36	42
Х _Р	cm	170	330	254	0	300	156	700	800	726	200
W _b	cm	15	14	15	25	25	25	35	33	34	22
α	0	53	50	52	48	45	47	46	39	44	55
O _{SLR}	%	0.15	0.10	0.12	0.20	0.22	0.21	0.65	0.50	0.62	0.19
Veg _F	%	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.8
Veg _R	m	1.5	1.5	1.5	1.6	1.6	1.6	0.9	1.1	1.0	3.2

Tabelle 3.1: Gewässerstrukturdaten der Versuchsabschnitte mit hervorgehobenen Besonderheiten in grün.

Abschnitt 1 zeichnet sich besonders durch den Fließquerschnitt aus. Das Gewässerbett weist große Böschungswinkel auf, womit der benetzte Umfang des Bachbettes bei gleichem Gewässerboden im Verhältnis zum Abfluss größer und so der Austausch zwischen Wasser und Bachbett höher ist, auch da die Wassersäule bei steigendem Abfluss langsamer ansteigt, als bei kleineren Winkeln.

Abschnitt 2 fällt dadurch auf, dass seine Werte eher im Mittel aller anderen Abschnitte liegen.

Abschnitt 3 fällt durch die hohe Einstrahlung auf. Wegen der niedrigen Randvegetation und der Exposition des Bachlaufes in Richtung Süden wird hier die Wasseroberfläche zu einem Großteil des Tages stark von der Sonne bestrahlt. Zudem ist die Pooldichte in diesem Abschnitt sehr viel höher, was auch den im Vergleich kleinen Böschungswinkel mit verursacht.

Abschnitt 4 hat einen ähnlichen Fließquerschnitt wie Abschnitt 2 und ebenfalls eine geringe Einstrahlung auf die Wasseroberfläche. Dies wird durch die besonders hohe Randvegetation verursacht. Zudem ist Abschnitt 4 der einzige, dessen Bachbett Vegetation aufweist.

Abbildung 3.6 zeigt die einzelnen ausgewählten Versuchsabschnitte im Einzugsgebiet. Bis auf Abschnitt 3 ist keine der Strecken durch eine Drainage gestört (grüne Punkte). Die Drainage 13R trennt die Abschnitte 3A und 3B voneinander.



Abbildung 3.6: Übersicht über die einzelnen Versuchsabschnitte und die bekannten Drainagen als grüne Punkte.

3.3.5 Ausnahme Abschnitt 3

Im Gegensatz zu den anderen Abschnitten, befindet sich innerhalb von Abschnitt 3 die Drainage 13R. Diese Drainage lag zum Zeitpunkt der Abschnittsauswahl trocken und führte innerhalb des Versuchsmonats sehr wenig Wasser. Um den Einfluss dieses Zuflusses zu berücksichtigen, wurden ebenfalls während der Versuche vor, in und hinter der Drainage Stoffkonzentrationen, Temperatur und Leitfähigkeitsdaten aufgenommen. Abschnitt 3A endet direkt mit Zufluss 13R und ein Durchmischungsabschnitt von 3m hinter der Drainage wurde bei der Datenanalyse nicht weiterberücksichtigt. Abschnitt 3B beginnt also nicht mit dem Ende vom Abschnitt 3A, sondern 3 Meter dahinter.

3.4 Ermittlung des Nitratabbaus anhand von Tracerversuchen

Insgesamt wurden auf den vier ausgewählten Abschnitten sieben Tracerversuche (Ein Vorversuch und sechs Hauptversuche) per Kurzzeit-Konstant-Einspeisung vorgenommen. Eine Konstanteinspeisung ermöglicht es dem Gewässersystem gegenüber der Momentaneinspeisung auf die erhöhten Stoffkonzentrationen zu reagieren, welches bei nicht-konservativen Tracern, wie Nitrat, eine große Rolle spielen kann. Als Tracer wurde eine Kombination aus Natriumchlorid (NaCl) und Kaliumnitrat (KNO₃) verwendet, um die hydrologischen Eigenschaften des Gewässers als auch die Abbaurate von NO₃ bestimmen zu können (Webster and Valett, 2006; Stream Solute Workshop, 1990). Sowohl für die Berechnung der Tracerinjektionskonzentration als auch für die Datenauswertung an sich wird der Abfluss des jeweiligen Abschnittes benötigt. Die Abflussmessungen erfolgten mit einem Flow-Mate vor dem Versuch, als auch über die Verdünnungsmethode mit NaCl bzw. der Leitfähigkeit im Plateaudurchgang der Tracereinspeisung (Rantz and others, 1982). Für die Berechnung der Einspeisekonzentration wurde folgende Formel verwendet (Webster and Valett, 2006):

$$C_S = \frac{Q_R * C_I}{Q} \tag{3.6}$$

Wobei CI für die Einspeisekonzentration des Tracers, QR für die Einspeiserate und Q für den Abfluss des Gewässers stehen. Die Konzentration von Nitrat im Gewässer Cs sollte um etwa 15 mg/l erhöht werden bei einer Einspeiserate von 5 ml/s. Bezogen auf den Massenanteil des Nitratmoleküls am Kaliumnitrat von etwa 0.631 und einem zuvor ermittelten Abfluss für den ersten Versuch von etwa 1.5 l/s ergab sich nach Formel 3.6 eine Einspeisekonzentration von 7.5 g/l Kaliumnitrat. Für die geplante Einspeisedauer von 1 Stunde und einer Einspeiserate von 5 ml/s wurde eine Lösung von 18l Flusswasser mit 135g Kaliumnitrat und 180g Natriumchlorid angesetzt. Das NaCl ist höher konzentriert worden, um eine ausreichende Erhöhung der LFK zu gewährleisten. Da das Flow-Mate zur vorherigen Berechnung des Abflusses nur an zwei Versuchstagen zur Verfügung stand, wurde bei allen Versuchen die gleiche Einspeisekonzentration verwendet. Lediglich die Menge von NaCl wurde nach den ersten beiden Versuchen halbiert, weil die Chloridkonzentration aufgrund sehr geringen Abflusses zu stark stieg. Die Einspeisung erfolgte mit einer kleinen Pumpe, die von der Professur für Hydrologie zur Verfügung gestellt worden ist. Die Einspeiserate Q_R von 5 ml/s wurde zwar vor jedem Versuch neu geeicht, die Pumpe veränderte aber die Pumpleistung während des Versuches zum Teil stark. Diese musste immer wieder angeglichen werden. Ebenfalls zeigte sich, dass die Pumpe von Versuch zu Versuch andere Einspeiseraten erbrachte, als sie anzeigte. Um sicher gehen zu können, wie viel Wasser und Tracer innerhalb der Stunde tatsächlich eingespeist worden war, ist der Rest der 18 l gemessen und auf die Konzentration von Cl- und NO₃- analysiert worden. Vor der Einspeisung wurde ebenfalls eine Probe des Bachwassers im Einspeisegefäß ohne Tracerzusatz entnommen und somit die LFK und die Cl- und NO₃-Konzetration im Hintergrund bestimmt. Aus den Informationen beider Proben, der Einspeisedauer t_i und dem Wasservolumen konnte später die tatsächliche Einspeiserate, sowie die tatsächlich eingespeiste Tracermasse und Konzentration (Hintergrund des Bachwassers einbezogen) ermittelt werden. Der Tracerdurchgang wurde an den jeweiligen Abschnittsenden, (bei Versuch 1-3 bei A und B) anhand von Wasserproben und Leitfähigkeitsmessgeräten in einem Intervall von 5 Minuten aufgenommen. Die Aufnahme der Leitfähigkeit diente einerseits der späteren Ermittlung des Abflusses und andererseits der Identifizierung von Plateau und Tail der Durchgangskurve während des Durchganges. Mit den Probenahmen wurde wie in Kapitel 3.3 beschrieben verfahren.

Vor jeder Einspeisung und nach Ende des Versuches wurde wie in Kapitel 3.3 beschrieben ein komplettes Abschnittsprofil in 10m-Schritten aufgenommen. Während des Versuches wurden die Gewässerstruktur-, sowie die Vegetations- und Lichtaufnahmen im gleichen Intervall durchgeführt. Auf diese Weise konnten die Hintergrundwerte des Baches und die möglichen Einflussgrößen auf die Nitrataufnahme ermittelt werden. Die Hintergrundkonzentrationen und die LFK an der Einspeisestelle wurden direkt vor und nach der Einspeisung gemessen, sowie nochmals am Ende des Versuches.

Die Tracerversuche fanden im August während Basisabfluss statt, ohne vorherige Niederschlagseinflüsse. Um den Einfluss der täglichen Einstrahlung sichtbar zu machen, sind an den Abschnitten 3 und 4, die sich zu den anderen Abschnitten durch hohe Einstrahlung und hohe Vegetationsdichte unterscheiden, auch Nachtversuche durchgeführt worden. Fotos der Versuche sind im Anhang B enthalten.

3.5 Ermittlung des Nitratabbaus anhand der Hintergrundkonzentration

Als unterstützende Datengrundlage und auch im Rahmen der schon erwähnten zweiten Masterarbeit im gleichen Einzugsgebiet wurde im Zeitraum von Mitte Juli bis Mitte September einmal pro Woche eine "Messtour" für den gesamten Bachlauf durchgeführt. Hierbei handelte es sich wiederum um die gleichen Gewässerprofilaufnahmen wie in Kapitel 3.3 beschrieben, nur jeweils vor, in und hinter jeder Drainage. Die Gewässerstruktur-, sowie Vegetations- und Lichtaufnahmen fanden nur auf den ausgewählten Versuchsabschnitten statt. Insgesamt konnten nur sechs Messtouren für diese Arbeit ausgewertet werden, wobei aufgrund von Geräteausfall einige dieser Messtouren unvollständig sind. Die Aufnahmen wurden tagsüber am 13.08, 20.08, 22.08, 27.08, 13.09 und 17.09.2013 bei trockenem und meist sonnigem Wetter durchgeführt.

3.6 Übersicht über alle aufgenommenen Daten

Tabelle 3.2 fasst die aufgenommenen Daten für Tracerversuche und Messtouren übersichtlich zusammen:

		Gewässerprofil		Gewässers	truktur	Abflüsse	Klimadaten
Art der Daten und Aufnahme	LFK [μS/cm]; Τ _w [°C]; Ο ₂ [mg/l]; pH-Wert	Cl-, NO3- und SO4- Konzentration anhand von Wasserproben [mg/l]	Veg _R [m]; Veg _F [%]; O _{SLR} [%]	ws in 5cm Auflösung; h horizontal in 5cm Schritten und vertikal in 1cm Auflösung (Bach und Pools)	ws in 5cm Auflösung; h im Mittel in 1cm Auflösung (Bach und Pools)	Q der Drainagen und des Pegels [1/s]; LFK für 2- Komponenten -Mischungs- rechung [µS/cm]	TL [°C]; RH [%]; SLR [W/m ²]
Vor und nach den Versuchen	Vor , in und hinter jeder Drainage	Vor , in und hinter jeder Drainage	-	Auf den Versuchs- abschnitten in 10m Schritten	-		
Tracer- versuche	Auf den Versuchs- abschnitten in 10m Schritten vor und nach jedem Versuch	Auf den Versuchs- abschnitten in 10m Schritten vor und nach jedem Versuch	Auf den Versuchs- abschnitten in 10m Schritten während jedem Versuch	-	Auf den Versuchs- abschnitten in 10m Schritten während jedem Versuch	Während des gesamten Versuchszeit- raumes	Während des gesamten Versuchszeit- raumes
Mess- touren	Vor , in und hinter jeder Drainage	Vor , in und hinter jeder Drainage	Auf den Versuchs- abschnitten in 10m	-	Auf den Versuchs- abschnitten in 10m		

Tabelle 3.2: Übersicht der aufgenommenen Daten im Einzugsgebiet.

3.7 Datenanalyse

3.7.1 Einflussgrößen

Alle in Tabelle 3.2 aufgenommenen Daten wurden jeweils über die Abschnitte und den Aufnahmezeitraum gemittelt. Die Sauerstoffsättigung des Gewässers konnte durch den Sauerstoffgehalt und die Wassertemperatur ermittelt werden. Zudem wurde die Veränderung aller Gewässerprofildaten über die Strecke berechnet. So konnten der Startwert, zu Beginn des Abschnittes, der Endwert, am Ende des Abschnittes, der Mittelwert über den gesamten Abschnitt und die Änderung pro Meter für den gesamten Abschnitt erfasst werden.

Die Daten der Gewässerstruktur wurden nur über die Abschnitte gemittelt. Die Fließgeschwindigkeit ergab sich aus dem Quotienten von Q und A und wurde ebenfalls für Pools und Bach berechnet und dann über den jeweiligen Streckenanteil im Abschnitt bestimmt.

3.7.2 Auswertung der Versuche

3.7.2.1 Datenaufbereitung

Zunächst wurde berechnet, wie viel Tracer innerhalb der Stunde tatsächlich eingespeist worden ist. Da der Lösungsrest im Einspeisegefäß sehr hoch konzentriert war, musste dieser erst im Verhältnis 1/20 verdünnt werden, um im IC analysiert werden zu können. Also wurden die Clund NO₃-Konzentrationen des Einspeiserestes mit 20 und dem Wasservolumen multipliziert. Die Hintergrundkonzentrationen des Bachwassers im Einspeisegefäß wurden hier nicht herausgerechnet, weil sie als zusätzliche Tracermenge mit eingespeist worden sind. Die tatsächlichen Nitrat- und Chloridkonzentrationen während der Einspeisung an der Einspeisestelle wurden über Formel 3.6 berechnet.

Ein großes Problem stellten z.T. die Hintergrundwerte dar, wie später in den Ergebnissen gezeigt wird. So kam es teilweise zu erheblichen Unterschieden zwischen den Hintergrundkonzentrationen von Cl und NO₃ vor und nach den Versuchen an der Einspeisestelle und den Messstellen. Auch in dem Zeitraum vor dem Durchgang und danach konnten z.T. große Schwankungen festgestellt werden. Deswegen wurde der Hintergrundwert auf zwei Arten bestimmt. Zuerst wurde der Hintergrund vor und nach dem Versuch für einen längeren Zeitraum gemittelt (15-30 min) und in einem zweiten Schritt nur der letzte Hintergrundwert vor Eintreffen des Tracerdurchgangs und der erste nach dem Durchgang bestimmt. Zur Identifizierung der Tracerdurchgangskurve wurden auch die Leitfähigkeitsmessungen zu Hilfe genommen. Nun konnte die Änderung des Hintergrundes in Prozent für beide Varianten für die Einspeisestelle und die Messstellen berechnet werden.

Veränderte sich der Hintergrundwert für Cl und NO₃ während des Versuches an einer Messstelle nicht oder unter einem 1%, wurde die Veränderung linear interpoliert und von den Werten der Durchgangskurve abgezogen. Bei größeren Unterschieden wurde die Änderung des Hintergrundes an der Messstelle mit der Änderung an der Einspeisestelle verglichen. Lag der Unterschied der Veränderung vor und nach dem Versuch zwischen Einspeisestelle und Messstelle unter 2% wurde davon ausgegangen, dass die Änderung des Hintergrundes den ganzen Abschnitt gleichermaßen beeinflusste. In diesem Fall wurde die Änderung des Hintergrundes für jede Messstelle ebenfalls linear interpoliert und vom Tracerdurchgang abgezogen. Es wurden immer beide Varianten der Hintergrundbestimmung miteinander verglichen und die Kombination gewählt, die die kleinsten Unterschiede zeigte. Bei größeren Abweichungen von der Einspeisestelle wurde der erste Hintergrundwert nach dem Tracerdurchgang für die beiden Messstellen um die prozentuale Änderung des Hintergrundes an der Einspeisestelle korrigiert und anschließend über die Dauer des Durchgangs linear interpoliert.
3.7.2.2 Abflüsse

Der Abfluss jedes Tracerversuches wurde auf mehrere Arten bestimmt. Wenn das Flow-Mate vorhanden war, konnte Q über den Fließquerschnitt und die Fließgeschwindigkeit vor jedem Versuch ermittelt werden. Für alle Versuche konnte der Abfluss über die Plateaukonzentration des Tracerdurchgangs von Cl und der LFK über Formel 3.7 ermittelt werden (Mulholland et al., 2004;Rantz and others, 1982).

$$Q = \frac{C_{I(Cl)} Q_R}{C_{Pl(Cl)} - C_{Bg(Cl)}}$$
(3.7)

Der Abfluss Q ergibt sich aus dem Quotienten der Injektionsrate von Cl⁻ [mg/s], welche das Produkt aus der Injektionskonzentration von Chlorid $C_{I(Cl)}$ und der Einspeiserate der Lösung Q_R darstellt, und der Differenz zwischen der gemessenen Plateaukonzentration von Chlorid $C_{Pl(Cl)}$ und der Hintergrundkonzentration von Chlorid $C_{Bg(Cl)}$. Die Chloridkonzentration kann einfach durch die LFK ersetzt werden (Webster and Valett, 2006).

Zusätzlich zu diseen diesen Abflussmessungen wurden noch die Abflüsse aus den kontinuierlichen Zeitreihen der Messtouren mittels der Diverdaten und der 2-Komponentenmischung hinzugezogen.

3.7.3 Ermittlung der NO₃-Abbaugrößen

Um die Abbaugrößen V_f , S_w und U von Nitrat bestimmen zu können, muss zu allererst die Aufnahmerate k_w des Nitrats ermittelt werden (Webster and Valett, 2006; Stream Solute Workshop, 1990). Dies passiert in zwei Schritten.

Zuerst werden die um den Hintergrundwert korrigierten NO_3 - und Cl-Plateaukonzentrationen an der jeweiligen Messstelle in Entfernung x von der Einspeisestelle normalisiert, durch die Bildung derer Quotienten mit der Tracerkonzentration im Bach bei der Einspeisestelle C₀ (Formel 3.8).

$$C_{N(NO_3)} = \frac{C_{x(NO_3)} - C_{BG(NO_3)}}{C_{0(NO_3)}}$$
(3.8)

Im zweiten Schritt werden die normalisierten NO₃-Plateaukonzentrationen über die Verdünnung normalisiert, indem der nicht-konservative Tracer, durch den konservativen Cldividiert wird. Dieser Wert entspricht dem tatsächlichen normalisierten Aufnahmewert des Nitrates an Messstelle in Entfernung x von der Einspeisestelle (Formel 3.9).

$$C_N = \frac{C_{N(NO_3)}}{C_{N(Cl)}} \tag{3.9}$$

Der k_W -Wert berechnet sich als Steigung einer linearen Regression zwischen dem natürlichen Logarithmus der normalisierten NO₃-Plateaukonzentration C_N während des Versuches und der Entfernung von der Einspeisestelle in Fließrichtung des Baches (Formel 3.10, Abbildung 3.7).

$$C_N = C_{N0} e^{-k_W x}$$

oder (3.10)
$$\ln(C_N) = \ln(C_{N0}) - k_W x$$



Die *uptake length* S_w entspricht dem inversen k_w-Wert (Formel 3.11).

$$S_W = \frac{1}{k_W} \tag{3.11}$$

Die *uptake velocity* V_f korrigiert die *uptake length* über die Fließgeschwindigkeit u und die Gewässertiefe h (Formel 3.12).

$$V_f = \frac{uh}{S_W} \tag{3.12}$$

Abbildung 3.7: Schematische Darstellung der Ermittlung des k_W -Wertes.

Die letzte Abbaugröße U, die *areal uptake rate*, ist das Produkt der *uptake velocity* und der Tracerkonzentration an der Messstelle (Formel 3.13).

$$U = V_f C \tag{3.13}$$

3.7.3.1 Tracerversuche

Die Berechnung des k_w-Wertes über die Abschnitte der Tracerversuche erfolgte nur über die Plateaukonzentrationen an den Messstellen A und B bzw. über den Rückerhalt des Tracers an beiden Messstellen. Auf die Aufnahme eines Tracerprofils entlang der 10m-Transsekte über den gesamten Abschnitt während des Plateaus, wie es z.B. in (Webster and Valett, 2006) beschrieben ist, wurde aus zwei Gründen verzichtet:

 Da die Abflüsse zum Zeitpunkt der Tracerversuche deutlich niedriger waren, als zuvor erwartet, wodurch die Fließgeschwindigkeit stark herabgesetzt war, hätte z.T. mehrere Stunden eingespeist werden müssen, um auf den ganzen Abschnitt ein Plateau zu erreichen, welches dann noch hätte beprobt werden müssen. Dies wäre mir logistisch nur unter sehr viel größerem Aufwand möglich gewesen. Ein Ziel der Arbeit war es, den Nitratabbau in einem Kleingewässer anhand einer schnellen und einfachen Methodik zu erfassen. So wurde der zeitliche und organisatorische Aufwand eines Versuches, sowie der Probenumfang der Studie reduziert, der im Laufe der Versuche ohnehin ein Ausmaß erreicht hatte, das alleine geradeso zu bewerkstelligen war.

Durch die Berechnung des kw-Wertes über 2 Punkte, ergeben sich zwei Probleme. Zum einen liegt der Aufnahmekoeffizient, der Teil eines Exponentialmodells ist, einem linearen Zusammenhang zugrunde. Dies wäre im Falle einer weitergehenden Modellierung sicherlich eine Fehlerquelle, kann aber aufgrund der im Vergleich geringen Konzentrationsunterschiede zwischen den Messstellen zur Hintergrundkonzentration des Baches und damit im Vergleich zu anderen Studien vernachlässigt werden. Zum anderen ist die Berechnung einer kw-Wert-Güte in Form des Bestimmtheitsmaßes mit nur zwei, bzw. drei Tracerkonzentrationswerten nicht möglich. Der anzunehmende Fehlerbereich des kw-Wertes liegt hier also im Bereich des IC-Messfehlers.

Der Massenrückerhalt stellt die Menge Tracer dar, die nach Aufnahme, Abbau sowie kurz- und langfristiger Speicherung im Gewässer an der Messstelle ankommt. Die Durchgangskurven dienten der Berechnung des Tracermassenrückerhaltes TMR über das Produkt der zeitintegrierten Tracerkonzentrationen C_t und dem berechneten Abfluss Q (Formel 3.14) (Covino et al., 2010a;Ruggiero et al., 2006).

$$TMR = Q \int_{t0}^{tx} C_t \, dt \tag{3.14}$$

Die Totale Retention TR, als Masse oder Verhältniswert in %, entspricht dem Teil des injizierten Tracers M_I, der vom Gewässer zurückgehalten wurde, durch z.B. Adsorption an Austauschern, wenn bei Cl- auch in sehr geringem Maße (Leibundgut et al., 2009), oder Speicherung in Stoffsenken, also Prozessen denen Cl⁻ genauso unterworfen ist wie NO₃⁻ (Covino et al., 2010b) (Formel 3.15).

$$TR = M_I - T_{MR} \tag{3.15}$$

Die eigentliche Aufnahme des Nitrates, also die biologische Retention BR, ist die Differenz aus der Totalen Retention TR und der Physischen Retention PR (Formel 3.16).

$$BR = TR - PR \tag{3.16}$$

Für Chlorid gilt als konservativer Tracer: TR = PR. Die PR des Nitrates als Masse lässt sich über Formel 3.17 bestimmen. Über die Plateaukonzentrationen der Messstellen kann auch eine Plateauretention in mg/l berechnet werden.

$$PR_{(NO_3)} = TR_{(Cl)}[\%] * C_{I(NO_3)}$$
(3.17)

Der k_W -Wert lässt sich ebenfalls aus der TMR des Tracerdurchgangs berechnen, wobei auch hier das Verhältnis zum konservativen Tracer gebildet werden muss (Stream Solute Workshop, 1990), dann gilt in Formel 3.10 für C_N folgendes:

$$C_N = \frac{TR_{NO_3}}{TR_{Cl}} \tag{3.18}$$

Alle weiteren Abbaugrößen lassen sich mit diesem k_w-Wert ebenso bestimmen.

Zusätzlich konnte noch die *median travel time* MTT aus TMR berechnet werden, also die Fließzeit, die der Tracer benötigt, bis 50% seiner Masse an der Messstelle durchgegangen sind. Die mittlere Lösungsgeschwindigkeit des Tracers u_T , die mit der Thalweg Geschwindigkeit vergleichbar ist, ergibt sich aus dem Quotienten der Streckenlänge x und der MTT (Formel 3.19) (Runkel, 2002;Webster and Valett, 2006):

$$u_T = \frac{x}{MTT} \tag{3.19}$$

3.7.3.2 Messtouren

Die berechnete Nitrataufnahme der Messtouren mittels 2-Punktmessung (eine zu Beginn und Ende jedes Abschnittes) stellt die natürliche Nitrataufnahme unter Hintergrundkonzentration des Löchernbaches dar. Da dieses System im Idealfall ungestört ist (es zumindest innerhalb der Versuchsabschnitte zu keinen Störungen kommen sollte), kann die Abnahme der Nitratkonzentration innerhalb der Abschnitte als biologische Retention gesehen werden, ohne die Beziehung zu einem konservativen Stoff im Wasser herstellen zu müssen. Für die Messtouren wurde der kw-Wert also nur über die normalisierte NO₃-Konzentration bestimmt.

3.7.4 Ermittelte kw-Wert-Typen

Die Bestimmung der *longitudinal uptake rate* erfolgte über 4 verschiedene Methoden. Die ersten beiden stellen die Bestimmung während der Tracerversuche unter dem Einfluss erhöhter Nitratkonzentrationen über die Plateaukonzentration und den Massenrückerhalt dar. Diese Werte werden innerhalb der Arbeit unter "Plateau- und TMR-Aufnahmeraten" (Pl und TMR) zusammengefasst. Die dritte Methode erfasste die NO₃-Aufnahmen vor und nach jedem Versuch mittels der Nitratkonzentration in 10 m Schritten entlang des Abschnittes. Diese werden im folgenden "Profil vorher"- und "Profil danach"-Werte (P_v und P_d) oder zusammengefasst Profilwerte (P_{vd}) genannt. Die letzte Methode ist die 2-Punktmessung der Messtouren und wird als Messtour-Wert (Mt) bezeichnet.

3.7.5 Korrelation der NO₃-Abbaugrößen zu den Einflussgrößen

Die berechneten Abbauparameter S_W, V_f und U wurden mit den aufgenommenen Einflussgrößen korreliert, um deren Einflüsse auf die Nitratdynamik innerhalb des Löchernbaches zu identifizieren und quantifizieren. Die Gegenüberstellungen erfolgten in unterschiedlichen Kombinationen je nach Ziel der Korrelation. Um Zusammenhänge der Aufnahmeraten mit den *in-stream-effects* zu erkennen wurde jeweils eine lineare Regressionsanalyse vorgenommen und diese mit dem Bestimmtheitsmaß R² auf ihre Güte hin untersucht. Auf eine weiterführende multiple Regressionsanalyse musste aus Zeitgründen verzichtet werden.

4 Ergebnisse

4.1 Gewässerprofil

Abbildung 4.1 zeigt das Gewässerprofil aller chemischen Gewässeraufnahmen vom 30. Juli 2013 von der Quelle bis zum Pegel, das unter anderem bei der Auswahl der Abschnitte (schwarze Pfeile) geholfen hat. Die durchgezogenen und gestrichelten Linien stellen die chemischen Werte für den Löchernbach dar, die blauen Punkte die NO₃-Konzentrationen der Drainagen, welche durch die horizontalen schwarzen Linien gekennzeichnet sind und die blauen Werte die NO₃-Konzentration am Beginn und am Ende des jeweiligen für diese Studien ausgewählten Abschnittes. Die Sulfatkonzentration lag deutlich höher als die Konzentrationen der anderen Anionen und ist deshalb mit dem Faktor 0.1 angegeben. Anhand der Nitrat- und Chloridkonzentration, der Temperatur und der elektrischen Leitfähigkeit wird der Einfluss der Drainagen auf die Gewässerchemie gut sichtbar. Die stärksten Auswirkungen auf die Stoffkonzentrationen im Löchernbach haben die Drainagen 2R, 4L sowie 7Lk und 7Lg. Es ist ebenfalls gut zu erkennen, dass der Nitratgehalt auf den meisten Strecken zwischen zwei Drainagen abnimmt, während die Chloridkonzentration konstant bleibt oder langsamer sinkt. Auf den ersten 400 m korrelieren die Temperatur und die Leitfähigkeit noch mit der Nitratabnahme, dahinter sind die Zusammenhänge nicht mehr so deutlich. Für den Sauerstoffgehalt, den pH-Wert und die Sulfatkonzentration scheinen keine Relation zur Nitrataufnahme erkennbar. Ihre Werte ändern sich über das ganze Profil nur sehr schwach und werden auch durch die Drainagen sehr viel weniger beeinflusst. Die ausgewählten Abschnitte zeigen eine deutliche Abnahme der Nitratkonzentration, die für Abschnitt 3B und 4A am stärksten ist und für Abschnitt 1A am niedrigsten. Die Hintergrundkonzentration der einzelnen Abschnitte variieren zwischen 14.5 mg/l und 35.5 mg/l, wobei diese für Abschnitt 3AB und 4A etwa gleich sind, da diese direkt hintereinander liegen. Die längste Zufluss freie Strecke des Löchernbaches zwischen Drainage 11R und 12R war ursprünglich für Abschnitt 2AB ausgesucht worden, aber dieses aufgenommene Gewässerprofil zeigte einen Anstieg der Nitratkonzentration, was eventuell dafür spricht, dass sich hier ein Zufluss befindet, der nicht identifiziert werden konnte. Dieser Fall tritt auch auf dem kurzen Stück vor Drainage 8R auf. Die Bereiche der stärksten Abnahme der NO₃-Konzentration, hinter Drainage 7Lg und hinter dem Zufluss des Biedenbaches 14B, wurden aufgrund ihrer geringen Strecke und anderer im folgenden Kapitel erläuterten Eigenschaften nicht weiter untersucht.



4.2 Tracerversuche

Die Tabellen A.1 und A.2 im Anhang zeigen alle wichtigen Werten für Versuchsdurchführungen, zeiträumen etc. der einzelnen Tracerversuche sowie die für den Versuch berechneten Hintergrundänderungen und die vor und nach den Versuchen gemessenen Nitrat- und Chloridkonzentrationen.

4.2.1 Abschnitt 1 (1A und 1B bzw. 1AB)



4.2.1.1 Tracerdurchgang

Abbildung 4.2: NO_3 -, Cl- und LFK-Durchgang von Versuchsabschnitt 1 an Messpunkt A und B am 15.08.13; Oben rechts: das berechnete [NO_3 :Cl]-Verhältnis zur Ermittlung des k_w-Wertes aus dem Massenrückerhalt TMR und der Plateaukonzentration C_{Pl} an Messpunkt A und B.

Abschnitt 1 wurde am 15. August 2013 beprobt. Abbildung 4.2 zeigt die normalisierten, hintergrundkorrigierten Tracerdurchgänge der Einspeisestelle und der Messstellen 1A und 1B über die Zeit nach Beginn der Einspeisung. Der Versuch dauerte ab Einspeisezeitstart fast 8 Stunden und musste aus zeitlichen Gründen gegen Abend abgebrochen werden. Die Hintergrundkonzentration vor dem Versuch lag für Nitrat bei etwa 14 mg/l und stieg bis Ende des Versuches um etwa 0.4 mg/l, die Hintergrundkonzentration für Chlorid lag bei 25.5 mg/l und stieg ebenfalls um etwa 0.4 mg/l. In diesem Fall wurde die berechnete Hintergrundänderung an die Änderung an der Einspeisestelle angepasst. Der Abfluss für Abschnitt 1 war mit 0.15 l/s sehr gering, die berechnete mittlere Fließgeschwindigkeit betrug 0.9 cm/s, was auch der Grund für die lange Dauer des Versuches war. Die gestrichelte Linie stellt die normalisierte LFK dar und ist nicht hintergrundkorrigiert. Anhand der LFK wurde während des Versuches der Tracerdurchgang identifiziert. Zwar konnte am Ende über mehr als 30

Minuten ein konstanter Hintergrundwert beobachtet werden, dieser war aber immer noch, wie sich auch an den NO₃- und Cl-Konzentrationen erkennen lässt, Teil des Tails. Dem aufgenommenen Tracerdurchgang fehlen also am Ende Konzentrationswerte. Die Durchgänge von Nitrat und Chlorid verliefen nahezu gleichförmig, bildeten aber kein Plateau aus.

Das kleine Diagramm oben rechts auf Abbildung 4.2 zeigt die berechneten [NO₃:CL]-Ratio-Werte aus dem Massenrückerhalt und der Plateaukonzentration für die Abschnitte zwischen den Messstellen bezogen auf die Konzentrationen der Einspeisestelle. Sind sie größer Null oder höher als der Wert der vorherigen Messstelle, hat auf dem Abschnitt entweder die Nitratkonzentration zu- oder die Chloridkonzentration im Verhältnis zur Nitrat-konzentration stärker abgenommen. In beiden Fällen kann keine NO₃-Aufnahme berechnet werden.

Insgesamt kamen bei Messstelle 1A 82.4 g Nitrat und 57.71 g Chlorid an, bei 1B 78.2 g und 54,3 g bei einer Einspeisemasse von 85.15 g Nitrat und 58,7 g Chlorid. Bei 1A und 1AB konnte eine Nitrataufnahme nachgewiesen werden und somit auch die biologische Retention für Nitrat bestimmt werden. Diese betrug für Abschnitt 1A 1.38 g und für 1AB 0.68 g.

Die Plateaukonzentrationen der Tracer erreichten 144 mg/l für Nitrat und 99 mg/l für Chlorid an der Einspeisestelle und auf ihrem Maximum 112 mg/l und 77 mg/l bei 1A (Mittelwert aus den höchsten 4 Werten) sowie 82 mg/l und 57 mg/l bei 1B (Mittelwert aus den höchsten 2 Werten). In diesem Fall konnte eine NO₃-Aufnahme für 1B und 1AB nachgewiesen werden. Die biologische Plateauretention für 1B betrug 0.707 mg/l und für 1AB 0.021 mg/l.



4.2.1.2 Profil

Abbildung 4.3: NO₃-, Cl- und SO₄-Profil über die Abschnittslänge auf Versuchsabschnitt 1 vor und nach dem Versuch. Die blauen Punkte dienten der k_w-Wert-Berechnung des jeweiligen Abschnittes.

Das aufgenommene Abschnittsprofil vor dem Versuch (P_v) (Abbildung 4.3 links) zeigt deutlich, dass es über die gesamte Strecke zu einer Nitrataufnahme (etwa 1 mg/l) kam, während sich die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen kaum änderten. Das Abschnittsprofil nach dem Versuch (P_d) (Abbildung 4.3 rechts) hingegen zeigt in der Tendenz zu- bzw. kurzfristig auch wieder abnehmende Nitrat- und Chloridkonzentrationen, während der Sulfatgehalt unverändert bleibt, was dafür spricht, dass hier noch der Tail des Tracerdurchgangs zu sehen ist.

4.2.2 Abschnitt 2 (2A und 2B bzw. 2AB)



4.2.2.1 Tracerdurchgang

Abbildung 4.4: NO_{3} -, Cl- und LFK-Durchgang von Versuchsabschnitt 2 an Messpunkt A und B am 08.08.13; Oben rechts: das berechnete [NO_{3} :Cl]-Verhältnis zur Ermittlung des k_w-Wertes aus dem Massenrückerhalt TMR und der Plateaukonzentration C_{Pl} an Messpunkt A und B.

Der Tracerversuch für Abschnitt 2 fand am 08. August 2013 statt. Abbildung 4.4 zeigt die Ergebnisse der Tracereinspeisung für die Messstellen. Der Hintergrundwert für NO₃ betrug während des Versuches etwa 16 mg/l und änderte sich um 0.6 mg/l, der für Chlorid lag bei 21 mg/l und stieg um 0.2 mg/l. Auch bei Abschnitt 2 wurde am Versuchstag ein sehr geringer Abfluss von 0.42 l/s gemessen. Die mittlere Fließgeschwindigkeit betrug auf Abschnitt 2A 3.49 cm/s auf 2B nur 1.69 cm/s. Der Tracerdurchgang bei 2A erreichte im Gegensatz zu 2B fast ein Plateau. Die LFK zeigte an allen Messstellen nach dem Versuch für über 30 Minuten einen konstanten Wert, der aber höher lag als der Ausgangswert vor dem Versuch. Die plötzliche Anhebung der LFK im Tail von 2A stellt einen Messfehler vom Multimeter WTW 350i dar. Der Wert sprang noch oben, als die Messsonde kurzweilig aus dem Bach genommen worden ist, für etwa 90 Minuten. Die Durchgänge der beiden Tracer verliefen ebenfalls nahezu gleichförmig. Die Chloriddurchgangskurve verläuft während des Peaks etwas flacher, was dafür spricht, dass Nitrat im Vergleich zu Chlorid weniger zurückgehalten wurde.

Die positiven Verhältniswerte zeigen, dass es auf den Abschnitten keine Nitrataufnahme gab (Abbildung 4.4 oben rechts). Für 2B lässt sich für beide Varianten ein Verhältnis nur berechnen, da der Nitratgehalt im Gegensatz zu dem Chloridgehalt von Messstelle A zu B abnimmt. Insgesamt wurden 84.7 g Nitrat eingespeist und bei 2A 82.7 g und bei 2B 82.0 g wiedererhalten. Für Chlorid betragen die Werte 116.3 g sowie 111.0 g bei 2A und 111.1 g bei 2B. Da es auf Abschnitt 2B zu einem Anstieg von Chlorid kam, wurde der normierte Wert zur Berechnung der [NO₃:Cl]-Ratio auf 1 gesetzt. So konnte eine NO₃-Aufnahme von 0.7 g berechnet werden.

Die Plateaukonzentrationen für NO₃ erreichten an der Einspeisestelle 48.2 mg/l, bei 2A 44.4 mg/l und bei 2B 40.8 mg/l. Die Chloridkonzentrationen betrugen bei der Einspeisung 66.1 mg/l, bei 2A 59.0 mg/l und bei 2B 54.2 mg/l. Die [NO₃:Cl]-Ratio ergab eine Plateauretention für Nitrat von 0.01 mg/l.

4.2.2.2 Profil



Für Abschnitt 2 wurde nur das Profil vor dem Versuch aufgenommen (Abbildung 4.5). Wie schon bei Abschnitt 1 ist die Nitrataufnahme gut zu erkennen (etwa 1.7mg/l) bei gleichzeitig nahezu konstanten Sulfat- und Chloridkonzentrationen.

4.2.3 Abschnitt 3 Tag (3A-T und 3B-T bzw. 3AB-T)

4.2.3.1 Tracerdurchgang

Der Tracerversuch auf Abschnitt 3 fand am 29. August 2013 tagsüber statt. Die Hintergrundkonzentrationen von Nitrat lagen bei 28.9 mg/l auf 3A und bei 27.6 mg/l auf 3B und sanken um 0.19 mg/l bzw. 0.01 mg/l. Der Hintergrundwert von Chlorid erreichte etwa 29 mg/l, blieb bei 3A fast unverändert und sank bei 3B um 0.4 mg/l. Der Abfluss wurde auf 2.17 l/s geschätzt. Für Drainage 13 wurde über die Mischungsrechnung ein Einfluss von 0.04 l/s berechnet, weshalb der Abflusswert für 3A dementsprechend niedriger ist. Trotz des größten Streckenanteils an Pools wurde eine sehr hohe Fließgeschwindigkeit von 7.1 cm/s auf 3A und 5.7 cm/s auf 3B ermittelt. Die Lösungsgeschwindigkeit lag für beide Tracer zwischen 2.5 cm/s und 2.9 cm/s. Obwohl die LFK an beiden Messstellen als Plateau durchging (der Knick beim Anstieg auf 3A kam erneut durch einen Gerätefehler zustande), kam es dazu weder für Nitrat noch für Chlorid (Abbildung 4.6). Beide normierten Tracerdurchgangskurven weisen zwar große Ähnlichkeit auf, unterscheiden sich aber dennoch deutlicher als bei den beiden ersten Abschnitten. Es sind jeweils die Schultern eines Plateaus zu erkennen, das Plateau selbst, bestehend aus den Werten zwischen den Schultern, steigt jedoch an.

Abbildung 4.5: NO₃-, Cl- und SO₄-Profil über die Abschnittslänge auf Versuchsabschnitt 2 vor dem Versuch. Die blauen Punkte dienten der k_w -Wert-Berechnung des jeweiligen Abschnittes.



Abbildung 4.6: NO₃-, Cl- und LFK-Durchgang von Versuchsabschnitt 3 an Messpunkt A und B am 29.08.13 tagsüber; Oben rechts: das berechnete [NO₃:Cl]-Verhältnis zur Ermittlung des k_w-Wertes aus dem Massenrückerhalt TMR und der Plateaukonzentration C_{Pl} an Messpunkt A und B.

Bei einer Einspeisemasse von 85.3 g NO_3 wurde ein Massenrückerhalt von 71.1 g auf 3A und 76.2 g auf 3B berechnet und für Chlorid bei einer Einspeisemasse von 58.6 g ein Rückerhalt von 50.9 g bei 3A und 53.5g bei 3B. Die [NO₃:Cl]-Ratio-Werte für TMR (Abbildung 4.6 oben rechts) zeigten für 3A und 3AB eine NO₃-Aufnahme von 2.93 g und 1.64 g.

Die Tracerplateaus erreichten an der Einspeisestelle Konzentrationen von 10.6 mg/l und 7.3 mg/l, auf 3A 8.8 mg/l und 6.3mg/l sowie auf 3B 8.5 mg/l NO₃ und 5.76 mg/l Cl. Eine Nitrataufnahme konnte nur für 3A ermittelt werden (Abbildung 4.6 oben rechts) in Höhe von 0.36 mg/l.





Abbildung 4.7: NO₃-, Cl- und SO₄-Profil über die Abschnittslänge auf Versuchsabschnitt 3 vor und nach dem Tagversuch. Die blauen Punkte dienten der k_w-Wert-Berechnung des jeweiligen Abschnittes.

Das Abschnittsprofil vor dem Versuch (Abbildung 4.7 links) zeigt keinen so deutlichen Abbau, wie die Profile der beiden ersten Abschnitte. Erst nach 20 m ist eine NO₃-Abnahme festzustellen.

Nach 90 m gibt es einen großen Abfall aller Stoffkonzentrationen, der aber 10m weiter flussabwärts nicht mehr zu sehen ist. Nur der Nitratwert steigt hier ein wenig über seine vorherige Konzentration bei 80 m. Da sich die Abnahme auf alle Stoffkonzentrationen konform auswirkt, ist davon auszugehen, dass es sich um einen Fehler der Probe oder des ICs handelt. Bei etwa 120 m fängt Abschnitt 3B an, kurz hinter Drainage 13. Hier sind die Werte neu normiert, um den Einfluss der Drainage auf die Stoffkonzentrationen mit einbeziehen zu können. Auf 3B ist wieder eine NO₃-Aufnahme erkennbar. Die Werte, die für die spätere Berechnung der Aufnahmeparameter verwendet worden sind, sind blau markiert, da die NO₃-Kurven auf die Bereiche aufgeteilt werden mussten, in denen auch wirklich eine NO₃-Aufnahme bzw. keine NO₃-Zunahme zu sehen war. Dies gilt auch für alle Abschnittsprofile der folgenden Versuche. P_d (Abbildung 4.7 rechts) zeigt ebenfalls erst einen Anstieg der Nitratkonzentration auf den ersten 20 m und dann einen ähnlichen Abfall wie bei P_v, der auch auf einen Messfehler zurückzuführen sein könnte, da er alle Stoffkonzentrationen gleichermaßen betrifft und sich nicht auf die folgenden Werte auswirkt. Bei 40 m steigt die Nitratkonzentration dann im Gegensatz zur Chlorid- und Sulfatkonzentration stark an und nimmt den Rest von 3A kontinuierlich ab. 3B zeigt nach 30 m eine kurzfristige NO₃-Zunahme, während die Chloridkonzentration erst steigt, dann sinkt und auf den letzten 10 m schließlich stark ansteigt.

4.2.4 Abschnitt 3 Nacht (3A-N und 3B-N bzw. 3AB-N)

4.2.4.1 Tracerdurchgang

Abschnitt 3 wurde im Anschluss an den ersten Tracerversuch direkt in der Nacht zum 30. August beprobt (Abbildung 4.8). Die Hintergrundkonzentrationen lagen für NO₃ auf 3A und auf 3B bei 30.0 mg/l und 29.6 mg/l und stiegen um 0.74 mg/l bzw. 0.38 mg/l an und für Cl bei 30 mg/l und 30.2 mg/l und stiegen um 0.49 mg/l und 0.19 mg/l. Der Abfluss war mit 1.92 l/s für 3A und 1.96 l/s für 3B etwas niedriger als tagsüber. Dementsprechend waren auch die Fließgeschwindigkeiten mit 6.39 cm/s und 5.13 cm/s langsamer. Die mittleren Lösungsgeschwindigkeiten für NO₃ und Cl unterschieden sich nicht von den Tageswerten. Die Tracerkonzentrationen erreichten während des Nachtversuches sich zeitlich deckende Plateaus mit leicht unregelmäßigen Konzentrationswerten.

Es wurden 85.6 g Nitrat eingespeist und 76.2 g bei 3A und 73.2 g bei 3B als Rückerhalt berechnet. Für Chlorid sind die Werte 58.9 g, 52.16 g und 50.35g. Eine NO₃-Aufnahme konnte für 3B (0.43 g) und 3AB (0.09 g) berechnet werden (Abbildung 4.8 oben rechts).

Die Plateaukonzentrationen erreichten für NO₃ bei der Einspeisestelle 11.6 mg/l, bei 3A 10.1 mg/l sowie bei 3B 9.1 mg/l und für Chlorid 8 mg/l, 6.9 mg/l und 5.8mg/l. Hieraus ergaben sich sehr geringe [NO₃:Cl]-Ratio-Werte (Abbildung 4.8 oben rechts), aus denen eine NO₃-Aufnahme von 0.014 mg/l bei 3A und 0.01 mg/l für 3AB berechnet werden konnte.



Abbildung 4.8: NO₃-, Cl- und LFK-Durchgang von Versuchsabschnitt 3 an Messpunkt A und B in der Nacht zum 30.08.13; Oben rechts: das berechnete [NO₃:Cl]-Verhältnis zur Ermittlung des k_w-Wertes aus dem Massenrückerhalt TMR und der Plateaukonzentration C_{Pl} an Messpunkt A und B.

4.2.4.2 Profil



Abbildung 4.9: NO₃-, Cl- und SO₄-Profil über die Abschnittslänge auf Versuchsabschnitt 3 vor und nach dem Nachtversuch. Die blauen Punkte dienten der k_w-Wert-Berechnung des jeweiligen Abschnittes.

P_v des nächtlichen Versuches (Abbildung 4.9 links) zeigte für 3A große Schwankungen in der Nitratkonzentration. Sie stieg auf den ersten 10 Metern leicht an, nahm wieder ab und stieg zwischen 40 m und 60 m sehr stark an. Danach fiel sie fast kontinuierlich ab, wie auch auf 3B. Die Chloridkonzentration zeigte auch ein sehr unregelmäßiges Profil, während sich der Sulfatgehalt ähnlich wie auf den anderen Abschnitten verhielt, mit leicht sinkender Tendenz. Für P_d (Abbildung 4.9 rechts) sind nur alle 20 m Proben genommen geworden, doch zeigen sich für die drei Stoffkonzentrationen auf 3A nahezu die gleichen Kurven wie für P_v. Die Nitrataufnahme für 3B wird an zwei Stellen durch einen Anstieg der Konzentration unterbrochen, der weder bei Chlorid noch bei Sulfat zu erkennen ist.

4.2.5 Abschnitt 4 Tag 1 (4A-T1)



4.2.5.1 Tracerdurchgang

Der Tracerversuch 4A-T1 ist Teil eines Vorversuches, der auf den Abschnitten 3A, 3B und 4A am 01. August unternommen wurde. Weil sich die Stoffkonzentrationen und die LFK während des Versuches stark änderten (es wird vermutet, dass es innerhalb des Versuches zu einem punktuellen Abwassereintrag im oberen Teil des Bachlaufes gekommen ist), konnte eine Auswertung nur für Abschnitt 4A vorgenommen werden. Deswegen ist auf Abbildung 4.10 auch nicht der Einspeisedurchgang von NO₃ und Cl zu sehen, sondern der Tracerdurchgang von 3B. Die Hintergrundkonzentration für NO₃ auf 4A lag bei 36 mg/l und stieg um 0.7 mg/l an, während sie für Cl bei 33.2 mg/l lag und um 0.1 mg/l abfiel. Der Abfluss wurde auf 1.63 l/s geschätzt, was die höchste Fließgeschwindigkeit aller Abschnitte und Versuche von 9.54 cm/s ergab. Auch die Lösungsgeschwindigkeit lag mit etwa 9 cm/s deutlich über denen der anderen Abschnitte. Auf 4A wurde für den Zeitraum von 10 Minuten ein Plateau erreicht. Die Durchgangskurven für beide Tracer verliefen sehr ähnlich bis auf eine Nitratabnahme zu Beginn des Tails auf 3A und 3B, die in der Chlorid-Kurve nicht zu sehen ist.

Bei 3B wurde ein Massenrückerhalt von 91 g NO₃ und 120.7 g Cl berechnet, wovon bei 4A 84.8 g NO₃ und 112.8 g Cl ankamen. Für 4A konnte über TMR eine NO₃-Aufnahme von 0.29 g ermittelt werden (Abbildung 4.10 oben rechts).

Abbildung 4.10: NO₃-, Cl- und LFK-Durchgang von Versuchsabschnitt 4 an Messpunkt A am 01.08.13 tagsüber; Oben rechts: das berechnete [NO₃:Cl]-Verhältnis zur Ermittlung des k_W -Wertes aus dem Massenrückerhalt TMR und der Plateaukonzentration C_{Pl} an Messpunkt A und B.

Die Konzentrationen der Tracerplateaus erreichten bei 3B für NO_3 11.59 mg/l und bei 4A 12.55 mg/l, für Cl wurden die Werte 17.43 mg/l und 16.38 mg/l gemessen. Es ergab sich eine NO_3 -Aufnahme über die Plateaukonzentrationen von 0.164 mg/l (Abbildung 4.10 oben rechts).

4.2.5.2 Profil

Ein Abschnittsprofil für 4T1 wurde nicht aufgenommen.

4.2.6 Abschnitt 4 Tag 2 (4A-T2)



4.2.6.1 Tracerdurchgang

Abbildung 4.11: NO_3 -, Cl- und LFK-Durchgang von Versuchsabschnitt 4 an Messpunkt A am 20.08.13 tagsüber; Oben rechts: das berechnete [NO_3 :Cl]-Verhältnis zur Ermittlung des k_w-Wertes aus dem Massenrückerhalt TMR und der Plateaukonzentration C_{Pl} an Messpunkt A und B.

Der eigentliche Tracerversuch für Abschnitt 4A wurde am 20. August 2013 durchgeführt. Die Hintergrundkonzentration für NO₃ lag bei 34.5 mg/l und sank um 0.54 mg/l während die von Cl bei 32.4 mg/l lag und nur um 0.3 mg/l sank. Für den Abfluss wurde ein Wert von 0.9 l/s ermittelt, die Fließgeschwindigkeit betrug 5.59 cm/s, die Lösungsgeschwindigkeit nur 2.1 cm/s. Während des Versuches konnte ein Plateau mit leichten Schwankungen beider Tracer-konzentrationen erreicht werden (Abbildung 4.11).

Weder für TMR noch für die Pl-Konzentrationen konnte eine NO₃-Aufnahme ermittelt werden (Abbildung 4.11 oben rechts).

4.2.6.2 Profil



Abbildung 4.12: NO₃-, Cl- und SO₄-Profil über die Abschnittslänge auf Versuchsabschnitt 4 vor und nach dem Tagversuch. Die blauen Punkte dienten der k_w-Wert-Berechnung des jeweiligen Abschnittes.

Wie schon bei den Profilen von 3AB zeigt auch Abschnitt 4 zum Teil große Schwankungen in den Stoffkonzentrationen. Bei P_v ist zwar eine Nitrataufnahme zu erkennen, diese ist jedoch zwischen 30 m und 60 m stark gestört (Abbildung 4.12 links). Die Chloridkonzentration nimmt erst stärker ab als die des Nitrats, steigt dann aber ab 30 m stark an. Die Sulfatkonzentration hingegen schwankt sehr wenig und steigt nur auf den letzten 20m etwas an. Bei P_d ist eine wellenförmige Systematik aller Stoffkonzentrationen auszumachen (Abbildung 4.12 rechts), aus der nur Chlorid nach 50 Metern ausbricht. Im Verhältnis zu den beiden anderen Stoffen ist eine stärkere Abnahme von NO_3 zu erkennen. In diesem Fall wurden für die Berechnung der Aufnahmeparameter alle Messwerte des Profils verwendet, da eine Aufteilung der Werte zu Aufnahmeraten geführt hat, die unrealistisch weit über denen lagen, die für die Messtouren auf diesem Abschnitt ermittelt wurden (s. Kapitel 4.3).

4.2.7 Abschnitt 4 Nacht (4A-N)

4.2.7.1 Tracerdurchgang

Der Tracernachtversuch für Abschnitt 4A wurde ebenfalls in der darauffolgenden Nacht zum 21. August 2013 durgeführt. Die Hintergrundkonzentrationen waren denen des Tagversuches mit 34.4 mg/l für NO₃ (Abnahme von 0.32mg/l) und 32.5 mg/l für Cl (Abnahme von 0.44 mg/l) sehr ähnlich. Auch der Abfluss und die mittlere Fließgeschwindigkeit waren mit 0.9 l/s und 5.57 cm/s nahezu identisch. Nur die Lösungsgeschwindigkeit lag mit 2.1 cm/s leicht höher. Während des Nachtversuches bildeten die Tracerkonzentrationen kein so deutliches Plateau aus wie beim Tagversuch, die LFK jedoch schon (Abbildung 4.13).

Es wurden 85.7 g NO₃ und 58.9 g Cl eingespeist und jeweils ein Massenrückerhalt von 73.7 g und 51.4 g ermittelt. Die berechnete Nitrataufnahme betrug 0.35 g (Abbildung 4.13 oben rechts).

Die Plateaukonzentrationen für Nitrat lagen bei der Einspeisestelle bei 25.7 mg/l und bei 4A bei 22.2 mg/l. Für Chlorid betrugen sie 17.6 mg/l und 15.4 mg/l. Für die Plateauwerte konnte eine Nitrataufnahme in Höhe von 0.259 mg/l nachgewiesen werden (Abbildung 4.13 oben rechts).



Abbildung 4.13: NO₃-, Cl- und LFK-Durchgang von Versuchsabschnitt 4 an Messpunkt A in der Nacht zum 21.08.13; Oben rechts: das berechnete [NO₃:Cl]-Verhältnis zur Ermittlung des k_w -Wertes aus dem Massenrückerhalt TMR und der Plateaukonzentration C_{Pl} an Messpunkt A.

4.2.7.2 Profil

Das Nachtprofil vor dem Versuch zeigt die gleiche systematische Wellenform der Stoffkonzentrationen wie bei P_d des Tagversuches, jedoch leicht flussaufwärts verschoben (Abbildung 4.14 links). Dennoch ist auch hier eine Abnahme der Nitratkonzentration über die gesamte Strecke zu erkennen, wenn auch nicht im Verhältnis zu Chlorid oder Sulfat. P_d zeigt die Wellenform ebenfalls, aber deutlich schwächer ausgeprägt und flussabwärts verschoben. Eine Nitratabnahme über die gesamte Strecke ist nicht zu erkennen, weswegen in diesem Fall nur ein Teil der Messwerte zur Berechnung der Aufnahmerate verwendet wurde (Abbildung 4.14 rechts). Dafür sieht man im Verhältnis zu Chlorid und Sulfat eine stärkere Abnahme des Nitrats.



Abbildung 4.14: NO₃-, Cl- und SO₄-Profil über die Abschnittslänge auf Versuchsabschnitt 4 vor und nach dem Nachtversuch. Die blauen Punkte dienten der k_w -Wert-Berechnung des jeweiligen Abschnittes.

4.3 Messtour

Tabelle 4.1 zeigt die gemessene Nitrataufnahme von Abschnittsanfang bis Ende für die 6 verschiedenen Messtouren. Die roten Felder zeigen die Abschnitte und Daten für die keine Aufnahme ermittelt wurde, weil die Messwerte fehlen oder es zu einem Anstieg der NO₃-Konzentration kam. Die gemessene NO₃-Aufnahme variierte von 0.18 mg/l auf 1A bis zu 4.62 mg/l auf 2AB. Der Mittelwert liegt insgesamt bei 0.91 mg/l. Werden die Werte auf die Aufnahme pro Meter normiert, zeigt sich ein erster Unterschied zwischen den Abschnitten. 2AB hat die höchste Aufnahme mit 0.016 mg/l m, kurz danach kommt 1AB mit 0.013 mg/l. 3AB und 4A haben deutlich geringere NO₃-Aufnahmen mit 0.006 mg/l m und 0.009 mg/l m.

Datum	Abschnitt	1A	1B	1AB	2A	2B	2AB	3A	3B	3AB	4A
13.08	NO3- Aufnahme [mg/I]	-0.45	-0.39	-0.84	-0.9	-0.93	-1.83	0.07	0.32	0.39	0.8
20.08		-	-	-	-	-	-	-0.82	-0.14	-0.96	-0.58
22.08		-1.17	-1.13	-2.3	-1.99	-2.63	-4.62	-0.85	-0.98	-1.83	-1.87
27.08		-1.01	-1.54	-2.55	-1.41	-1.37	-2.78	-0.59	0.11	-0.48	-0.32
13.09		-0.31	0.06	-0.25	-0.18	-0.37	-0.55	-0.87	-0.28	-1.15	-0.65
17.09		-0.19	-0.18	-0.37	-0.69	-0.4	-1.09	-0.85	-0.85	-1.70	-0.86
Mittlere NO3- Aufnahme pro Meter		1.39E-02	1.27E-02	1.33E-02	1.59E-02	1.62E-02	1.61E-02	5.42E-03	7.36E-03	5.92E-03	9.10E-03

Tabelle 4.1: NO₃-Konzentrationsabnahmen der verschiedenen Abschnitte der Messtouren.

4.4 NO₃-Aufnahmeraten

Im Anhang zeigen Tabelle A.3 und A.4 die berechneten NO₃-Aufnahmeparameter für die Tracerversuche, die Profilaufnahmen und die Messtouren. Abbildung 4.15 zeigt alle ermittelten *uptake rates* (k_w) im Abschnittsprofil. Auf der linken Seite sind die berechneten Werte für die Versuche zu sehen und zwar jeweils die des Profils vor und nach dem Versuch sowie die Werte, die über die Plateaus der Durchgangskurve und über den Massenrückerhalt bestimmt wurden. Die Werte sind nochmals unterteilt in die Abschnitte A und B sowie in die zusammengefassten Abschnitte AB. Auf der rechten Seite ist das gleiche für die ermittelten k_w-Werte der 6 Messtouren zu sehen.

Die einzige durchgängige Datenreihe für die Versuche stellt P_v dar. Die Werte liegen zwischen 1.9E-04 1/m (3A-T, 4A-N) und 1.3E-03 1/m (3B). Für P_d konnten nur Werte für die Abschnitte 3A, 3B und 4A berechnet werden, diese liegen aber mit 1.2E-04 1/m (4A-T2) und 1.2E-03 1/m (4A-N) in einem ähnlichen Bereich wie die von P_v , wobei 4A-N stark von den anderen Werten des Abschnittes 4A abweicht.

Die Pl-Aufnahmeraten konnten für 1A, 2A, 3B und 4A-T2 nicht bestimmt werden, 1B (1.7E-04 1/m), 2B (3.5E-06 1/m) und 3A-N (1.1E-05 1/m) liegen deutlich unter den P_{vd} -Aufnahmeraten, 3A-T (3.3E-04 1/m), 4A-T1 (2.0E-04 1/m) und 4A-N (1.8E-04 1/m) dagegen im Bereich der P_{vd} -*uptake rates*.



Für 1B, 2A, 3B-T, 3A-N und 4A-T2 konnten keine TMR-*uptake rates* bestimmt werden, 1A (3.7E-04 1/m), 2B (1.2E-04 1/m), 3B-N (3.6E-05 1/m), 4A-T1 (5.4E-05 1/m) und 4A-N (07.3E-05 1/m) liegen ebenfalls deutlich unter den P_{vd} -Aufnahmeraten und 3A-T mit 3.4E-04 1/m im Bereich der anderen Werte von Abschnitt 3A.

Betrachtet man die zusammengefassten Versuchsabschnitte zeigt sich ein ähnliches Bild für die k_W -Wert-Bereiche, welche zumeist das Mittel beider Teilabschnitte A und B darstellen. Für 1AB konnte jeweils ein TMR- und Pl- k_W -Wert bestimmt werden, obwohl dies für einen der Teilabschnitte nicht zutraf, weil diese einen Anstieg im [NO₃:Cl]-Verhältnis zeigten. Das sieht man im Vergleich mit den Einzelabschnitten deutlich an den sehr niedrigen Aufnahmeraten (Pl = 5.8E-06 und TMR = 8.6E-05 1/m), die diesen Anstieg mit einbeziehen. Dasselbe trifft auch auf 3A-N zu (Pl = 8.0E-06 1/m und TMR = 7.7E-06 1/m) zu. Da Abschnitt 4 nur aus dem Teilabschnitt A besteht, sind hier nochmals dieselben Werte zu sehen, wie links. Auf beiden Teildiagrammen ist gut zu erkennen, dass die Abschnitte 1-3 etwa gleichhohe Aufnahmeraten vorweisen, während die von 4A niedriger liegen, sofern man von den beschriebenen Ausreißer-Werten absieht.

Die uptake rates der Messtouren liegen etwa in dem gleichen Bereich der Pvd-Werte der Versuche und über den meisten TMR- und Pl-Werten. Der niedrigste Wert wurde am 20. August auf 3B mit 1.0E-04 1/m gemessen, der höchste am 22. August auf 2B mit 2.8E-03 1/m. Im Vergleich liegen die Mt- k_w -Werte insgesamt etwas höher als die k_w -Werte der Tracerversuche, wobei Abschnitt 1 und 2, wie bei den Versuchen, die höchsten Aufnahmeraten zeigen und 4 niedrigere. Ein deutlicher Unterschied ist auf Abschnitt 3A und in der zusammengefassten Version auf 3AB mit den niedrigsten Aufnahmeraten und der kleinsten Streuung der kw-Werte zu sehen. Die kw-Profile über die Abschnitte der verschiedenen Tage weisen zum Teil gleiche Verläufe auf (z.B. auf Abschnitt 2A und 2B die Werte vom 22.08 und 13.09 oder die vom 13. und 27.08), variieren aber auch sehr stark. Hervorzuheben sind die Zeitreihen vom 22.08 und 27.08, die auf den Abschnitten 1A, 1B, 2A und 2B höher als alle anderen berechneten Aufnahmeraten liegen. Diese Tage wiesen die niedrigsten Abflüsse auf (Anhang A, Tabelle A.4), auch bedingt durch die vollständige Versickerung des Löchernbaches am 22.08 an einer Stelle zwischen 1B und 2A. Die Abflüsse am 13.08 waren ähnlich gering wie am 22.08, dennoch zeigten sich hier niedrigere uptake rates, auch wenn diese noch immer höher lagen, als die an den anderen drei Tagen mit höherem Abfluss.

Abbildung 4.16 zeigt die gleichen Profile wie Abbildung 4.15 aber mit den berechneten *areal uptake rates* U, die sowohl über den Abfluss als auch die Nitratkonzentration normiert sind. Diese liegen für die Tracerversuche zwischen 0.013 mg/m²min (2B) und 9.663 mg/m²min (3B-N) und im Mittel bei 1.813 mg/m²min. Bei den Messtouren wurden auf Abschnitt 1B am 17.09



Abbildung 4.17: Boxplots aller uptake lengths, uptake velocities, areal uptake rates, Abflüsse und NO₃-Hintergrundkonzentrationen im Abschnittsprofil (ohne Plateau- und TMR-Ausreißer und NO₃-Konzentrationen während der Versuchs-plateaus).

mit 0.485 mg/m²min der niedrigste U-Wert ermittelt und auf 3B am gleichen Datum der höchste Wert von 8.169 mg/m²min. Im Mittel lagen die Werte bei 2.064 mg/m²min. Im Folgenden wird nur auf die Veränderung zu den k_w-Werten in Folge der Normierung zu U eingegangen. So haben sich zum Beispiel die TMR- und Pl-U-Werte der Abschnitte 1A (1.421 mg/m²min), 1B (0.539 mg/m²min) und 4A-T1 (2.697 mg/m²min) in den Bereich der Mt-Werte verschoben, in kleineren Maße auch die TMR-U-Werte von 4A, währenddessen die gleichen Werte der anderen Abschnitte in einem ähnlichen Verhältnis stehen, wie auch in den k_W-Wert-Profilen, nämlich deutlich niedriger. Der Verlauf der P_d-Werte hat sich kaum verändert, während die von P_v auf den Abschnitten 1A, 1B niedriger liegen und auf 3A, 3B und 4A höher. Dies zeigt sich auch in der Gesamtbetrachtung, da Abschnitt 1AB jetzt die kleinsten Aufnahmeraten aufweist und 3AB und 4A die höchsten. Bei 2A und 2B sind Aufnahmeraten vom 22.08 jetzt die niedrigsten. Auf 3A und 3B haben sich die Streuungen vergrößert und sind zugleich mit 4A im etwa gleichen Verhältnis in den Bereich der höchsten Aufnahmeraten gerückt.

Abbildung 4.17 zeigt die Verteilung der berechneten Aufnahmeraten, des Abflusses und der NO₃-Hintergrundkonzentration für jeden Abschnitt zusammengefasst. Abschnitte 1 und 2 zeigen für die *uptake length* die kleinsten Werte, wobei für 2A die Werte am wenigsten streuen, im Gegensatz zu 1B mit einer sehr großen Streuung und dem höchsten Median. Die Abschnitte 3 und 4 besitzen die höchsten *uptake lengths*. Während sich 3A und 4A in ihren Quartilbereichen und ihrem Median fast decken, liegt 3B darunter. Die *uptake velocity* zeigt ein anderes Muster. Die Quartile aller Abschnitte fallen deutlich größer aus, abgesehen von 2B, dessen Wertestreuung den kleinsten Bereich aufweist. Die Abstände zwischen den Aufnahmeraten der einzelnen Abschnitte haben sich ebenfalls verringert. 3B zeigt im Median als auch in der Streuung die schnellste *uptake velocity*, besitzt aber auch die größten Gewässertiefen. Die langsamsten V_f-Medianwerte zeigen 2B und 4A.

Die *areal uptake rate* unterscheidet sich wieder deutlich zwischen den Abschnitten 1A, 1B, 2A, 2B und 3A, 3B, 4A. Nicht nur die Medianwerte der ersten beiden Versuchsabschnitte liegen etwa 1 mm/min unter denen der letzten beiden, auch die Quartile sind sehr viel kleiner. Besonders große Streuungen der Werte zeigen 3B und 4A. 3B besitzt mit Abstand die höchsten U-Werte, die sich im Median aber nicht groß von 3A und 4B unterscheiden.

Die Abflüsse der Abschnitte sind nur dargestellt, um einen ungefähren Vergleich zwischen den Abschnitten erkennen zu können. So ist deutlich zu sehen, dass Abschnitt 1 und 2 im Gegensatz zu Abschnitt 3 und 4 sehr viel geringere Abflüsse aufweisen. Da nur Abflusswerte miteinberechnet wurden, für die auch eine NO₃-Aufnahme ermittelt worden ist, kommt es zustande, dass die Abflüsse für 1B oder 4A im Mittel niedriger liegen, als die Abschnitte direkt davor.

Für die NO₃-Konzentration gilt das gleiche wie für den Abfluss, in Bezug auf die Verteilung, wie auf die Berechnung der Werte, nur das die Diskrepanz zwischen den ersten und den letzten beiden Abschnitten sehr viel größer ist. Auf den ersten beiden Anschnitten ist zudem die Nitrataufnahme von Abschnitt A zu B gut zu erkennen.



Abbildung 4.18: Korrelation der berechneten k_w- (links) und U-Werte (rechts) mit den zusammengefassten berechneten Werte der Profile vor und nach den Versuchen.

Abbildung 4.18 zeigt die Korrelation der berechneten k_{W} - (links) und U-Werte (rechts) der TMRund Pl-Aufnahmen mit den P_{v} - und P_{d} -Aufnahmen (diese sind zu P zusammengefasst). Insgesamt lässt sich bei beiden Korrelationen kein sicherer Zusammenhang feststellen. Als abgesonderte Gruppe fallen die TMR- und Pl- kw-Werte auf (auf der y-Achse um 0.0001 und darunter), die auch schon auf Abbildung 4.15 und Abbildung 4.16 in etwa zwei Größenordnungen niedriger lagen und als Ausreißer klassifiziert werden können. Eine andere Gruppe beinhaltet Werte von 3A, 3AB und 4A und bildet sich um den Punkt (0.0002, 0.0002) aus, für die also in etwa gleiche *uptake rates* berechnet werden konnten. Eine dritte Gruppe lässt sich um den Punkt (0.0001, 0.001) erkennen, welche die meisten Werte umfasst. Hier liegen die kw-Werte der Profilaufnahmen alle etwa eine Größenordnung über denen der TMR- und Pl-Aufnahmen. Da die Gruppen meist Werte aus allen Abschnitten betreffen, lässt sich auch kein Zusammenhang innerhalb der einzelnen Abschnitte feststellen.

Die U-Werte bilden um den Punkt (1,1) eine kleine Gruppe der Abschnitte 2B, 3A, 3AB und 4A aus. Die Werte von 1A, 1B und 1AB verschieben sich in niedrigere Bereiche der Profil-U-Werte, decken aber auf der y-Achse fast den gesamten Bereich ab. Die TMR- und Plateau-U-Werte der Abschnitte 2B, 3A und 3AB, die als k_w-Werte schon deutlich unter den anderen lagen, liegen immer noch zwei Größenordnungen unter denen der Profile, der von 2B sogar fast drei. Da die Streuungen, Gruppierungen und Verschiebungen der Werte sowohl für und TMR-und Pl-Werte gelten, lässt sich auch hier schwierig ein Zusammenhang erkennen.

4.5 NO₃-Aufnahmeraten in Abhängigkeit der NO₃-Konzentration

Der Versuch, die berechnete Nitrataufnahme mit der Nitratkonzentration im Gewässer zu korrelieren, ist auf Abbildung 4.19 dargestellt. Da die Ergebnisse des vorherigen Kapitels zeigten, dass sich die Nitrataufnahme, die über die Plateaukonzentrationen und den Massenrückerhalt und die, die über die Profile und die Messtouren erhoben wurden, zum Teil stark unterschieden, wurde die Korrelation einmal für alle ermittelten Aufnahmeraten (Abbildung 4.19 links) und einmal nur für die Mt- und P_{vd}-Werte (Abbildung 4.19 rechts) durchgeführt. Die Mt- und P_{vd}-Werte lassen sich gut in zwei Bereiche der Hintergrund-konzentration unterteilen. Der erste liegt etwa zwischen 10 und 20 mg/l und fasst die Abschnitte 1 und 2 zusammen, der zweite liegt etwa zwischen 25 und 40 mg/l, welcher auf den Abschnitte 3 und 4 gemessen wurde.

Die *uptake length* zeigte einen linearen Zusammenhang zur NO_3 -Konzentration, der für alle Werte eine positive Steigung aufwies, deren Güte einem Bestimmtheitsmaß von nur 0.11 zugrunde liegt. Die Steigung wurde stark durch die Ausreißer der TMR- und Pl-Werte beeinflusst, die teils bei geringen Hintergrundkonzentrationen sehr hohe S_w-Werte von bis zu 283000 m erreichten, aber auch sehr kleine Werte von 2720 m bei hohen Hintergrundkonzentrationen. Die Regressionsgerade der Korrelation mit Mt- und P_{vd}-Werten erklärt die S_w- Werte dagegen zu 30%. Die Steigung der Geraden ist deutlich geringer. Für beide Bereiche der Hintergrundkonzentration ist jedoch deutlich zu erkennen, dass diese einzeln eine sehr viel steilere Steigung, bzw. fast keinen Zusammenhang aufzeigen.



Abbildung 4.19: *uptake length, uptake velocity* und *areal uptake rate* in Abhängigkeit der NO₃-Hintergrundkonzentration und NO₃-Tracerplateaukonzentration für alle ermittelten Aufnahmewerte (links) und nur für die Messtour- und Profilwerte (rechts) mit berechneter Regressionsgerade und ihrem Bestimmtheitsmaß.

Für V_f hingegen konnte ein exponentieller Zusammenhang ermittelt werden, der für alle Werte die höhere Güte mit einem R² von 0.32 erreicht, als nur für die Mt- und P_{vd}-Werte. Der Zusammenhang wird gerade durch die und TMR- und Pl-V_f-Werte erreicht, die mit steigender NO₃-Konzentration stark sinken und gegen Null gehen. Für die Mt- und P_{vd}-Werte konnte dieser Zusammenhang hingegen nicht hergestellt werden.

Für die *areal uptake rate* konnte eine logarithmische Relation ermittelt werden, die mit zunehmender NO_3 -Konzentration einen Plateauwert erreicht. Die TMR- und Pl-U-Werte beeinflussen diesen Zusammenhang negativ, da diese ab einer Nitratkonzentration von etwa 50 mg/l alle deutlich unter der Regressionslinie liegen und stark von den Mt- und P_{vd}-Werten abweichen. Dies trifft auch schon auf Werte zu, die für eine Nitratkonzentration von 30 mg/l berechnet wurden. Der logarithmische Zusammenhang der Hintergrundkonzentration mit der *areal uptake rate* ist für die Mt- und P_{vd}-Werte mit einem R² von 0.19 deutlich stärker. Allerdings trifft dies nur auf die Kombination beider Bereiche der Hintergrundkonzentration zu. Wie auch schon bei der *uptake length* und der *uptake velocity* zu erkennen war, ist ein jeweiliger Zusammenhang von U und CO₃ für die Abschnitte 1 und 2 und die Abschnitte 3 und 4 hingegen nicht erkennbar.

4.6 Tag und Nacht Profil

Abbildung 4.20 links zeigt detailliert die *uptake rates* U für die Abschnitte 3A, 3B und 4A in Bezug auf die Tag- und Nachtversuche. Sieht man von den beiden niedrigsten nächtlichen TMRund Pl-Ausreißerwerten auf 3A, 3B und 3AB ab, liegen die nächtlichen *areal uptake rates* dieser Abschnitte alle über denen des Tagversuches, bei 3B sogar etwa im gleichen Verhältnis zwischen P_v und P_d. Der P_v-Wert der Nacht ist sogar der höchste aller berechneten *uptake rates*. Die TMR-



Abbildung 4.20: Vergleich der *areal uptake rate* U für die Tag- und Nachtversuche im Abschnittsprofil der Abschnitte 3A, 3B, 3AB und 4A (links) und deren Korrelation (rechts).

und Pl-Werte von 3A tagsüber liegen über den P_{vd} -Werten. Diese konnten bei 3B nicht bestimmt werden. Bei 4A fällt der hohe nächtliche P_d -Wert auf (2.7 mg/m²min), während P_d tagsüber (0.66 mg/m²min) mit dem nächtlichen TMR-Wert (0.64 mg/m²min) die niedrigste Aufnahmerate aufzeigt. U von P_v tagsüber ist anders als bei Abschnitt 3 höher (1.44 mg/m²min) als P_v nachts (1.03 mg/m²min).

Abbildung 4.20 rechts zeigt die Korrelation der jeweiligen Tag- und Nacht-*areal uptake rates*, sofern diese ermittelt werden konnten. Dies ist zum Beispiel nur für die TMR- und Plateauwerte von 3A und 3AB möglich gewesen, die aber zugleich zu der Ausreißergruppe der Aufnahmeraten gehören. Alle anderen Werte setzen sich aus den P_{vd}-Werten zusammen. Durch diese wurde auch die Regressionsgerade gelegt, die zwar deutlich zeigt, dass die nächtlichen U-Werte proportional schneller steigen, aber nur ein Bestimmtheitsmaß von 0.19 aufweist. Betrachtet man die U-Werte der Abschnitte einzeln, zeigt sich, dass dieser Trend nur auf 3B und 3AB zutrifft, während die Tendenz für die Abschnitte 3A und 4A umgekehrt ist.

4.7 Abhängigkeit der Nitrataufnahme von den in-stream-effects

Für die Korrelationen der Aufnahmeraten mit den in-stream-effects wurden nur die Mt- und P_v -Werte verwendet, da diese Datenreihen als einzige konsistent waren, P_v innerhalb der Profile am wenigsten Störungen aufzeigte und die Verwendung aller berechneten Werte der Tracerversuche, die trotz gleicher Bedingungen sehr variabel waren, die Korrelationen zu sehr gewichtet haben.

4.7.1 Uptake length

Abbildung 4.21 zeigt die *uptake length* S_W in Abhängigkeit der geometrischen Gewässereigenschaften, des Abflusses und der Fließgeschwindigkeit für die einzelnen Abschnitte A und B. Für jeden Abschnitt wurde eine Regressionsgerade berechnet, um die ungefähre Tendenz des Abschnittes deutlich zu machen. Auf die Darstellung der Bestimmtheitsmaße für jeden Abschnitt wurde verzichtet, stattdessen aber eine Regressionsgerade durch alle Punkte und dahinter das 95%-Konfidenzintervall gelegt. Das R² zu dieser Linie ist auf den Diagrammen zu sehen. Anhand der Streuung der Punkte um die Regressionsgerade der jeweiligen Abschnitte lässt sich aber für jeden Abschnitt gut ausmachen, wie stark diese eine Abhängigkeit widerspiegelt. Alle dargestellten unabhängigen Variablen hängen unmittelbar mit dem Abfluss zusammen und nehmen mit steigendem Abfluss zu. Betrachtet man die einzelnen Abschnitte zueinander, wird deutlich, dass sich die Abschnitte 1A, 1B, 2A und 2B genau gegensätzlich zu den Abschnitten 3A, 3B und 4A verhalten. Die *uptake length* nimmt hier mit steigenden Abflussparametern zu. Die Datenpunkte liegen dichter und zugleich näher an der Regressionsgerade als auf den Abschnitten 3A, 3B und 4A. Die S_w-Werte dieser Abschnitte nehmen ab je höher die Abflussparameter liegen. Die Steigungen ihrer Regressionsgerade weisen ebenfalls bis auf u eine starke Ähnlichkeit auf. Vergleicht man die Aufnahmewerte der drei Abschnitte mit ihrer Regression, wird aber schnell deutlich, dass diese stärker streuen. Die Regressionsgerade aller Punkte weist für jede Korrelation eine positive Steigung auf, die für w_s das höchste R² von 0.14 erreicht hat und für h mit 0.005 das niedrigste.



Abbildung 4.21: Korrelationen und Regressionsgeraden der *uptake length* S_w mit verschiedenen Eigenschaften der aufgenommenen Gewässerstruktur für die einzelnen Abschnitte A und B sowie für alle Datenpunkte (graue Linie).

Betrachtet man dieselben Korrelationen für die Abschnitte AB zusammengefasst (Abbildung 4.22) wird die gegensätzliche Abhängigkeit der *uptake length* von den Abflussparametern für die Abschnitte 1AB, 2AB und 3AB, 4A noch deutlicher. Die positiven Steigungen der Regressionen der ersten beiden Abschnitte verhalten sich widerum sehr ähnlich und weichen ebenfalls nur bei dem Fließquerschnitt und der Gewässerhöhe stärker voneinander ab. Die Regressionsgeraden von 3AB und 4A zeigen in ihrer negativen Steigung generell die größte Ähnlichkeit mit Ausnahme der Fließgeschwindigkeit u. Das höchste Bestimmtheitsmaß von 0.66 zeigt Abschnitt 1AB bei der Gewässerhöhe.



Abbildung 4.22: Korrelationen und Regressionsgeraden der uptake length S_w mit verschiedenen Eigenschaften der aufgenommenen Gewässerstruktur für die Abschnitte AB.

Insgesamt zeigen die *uptake lengths* von Abschnitt 1AB die höchsten Korrelationswerte für die Abflussparameter mit einem mittleren R² von 0.34, 2AB und 4A erreichen 0.23, 3AB nur 0.11. Die Konfidenzintervalle weisen ebenfalls jeweils große Bereiche auf, was insgesamt auf eine geringe Signifikanz für die Regressionen hindeutet. Ausnahmen hiervon bilden 1AB für h und 2AB für Q. Diese Abschnitte zeigen für die jeweilige Korrelation auch die höchste Güte mit einem R² von 0.66 und 0.38. Im Mittel erklären die Regressionen mit h für alle zusammengefassten Abschnitte mit einem R² von 0.28 die meisten der S_W-Werte, dicht gefolgt von Q mit 0.26 und A mit 0.25. Die anderen Parameter liegen weiter darunter (R² von w = 0.2, R² von w_S und u = 0.18). Außerdem fällt auf, dass die S_W-Werte von P_v der Abschnitte 1,2 und 3 in den meisten Fällen stark von den Mt-Werten und der Regressionsgeraden abweichen. In Einzelfällen treffen sie die Regressionsgerade aber auch deutlich, so z.B. auf 1AB bei h oder 2AB bei u.

4.7.2 Areal uptake rate U

Abbildung 4.23 und Abbildung 4.25 zeigen die Korrelationen der *areal uptake rate* U für die einzelnen Abschnitte A und B mit einer Auswahl der aufgenommenen *in-stream effects*. Wie in Abbildung 4.21 sind wieder die Regressionsgeraden für jeden Abschnitt dargestellt und im Hintergrund die Regressionsgerade (mit Bestimmtheitsmaß) für alle Datenpunkte, mit dem 95%-Konfidenzintervall grau unterlegt. Abbildung 4.24 Abbildung 4.26 zeigen die gleichen Korrelationen, jedoch für die zusammengefassten Abschnitte AB samt ihrer Regressionsgeraden, dem 95%-Konfidenzintervall sowie deren Bestimmtheitsmaßen.

4.7.2.1 Benetzter Gewässerumfang w

Betrachtet man U statt S_w in Abhängigkeit des benetzten Gewässerumfangs, ist von dem Gegensatz der ersten beiden und der letzten beiden Abschnitte nichts mehr zu erkennen. Für alle Abschnitte wurde eine positive Steigung der Regressionsgerade ermittelt, die sich bis auf 4A auch sehr ähnlich sind. Diese Steigung ist in etwa auch für die Regressionsgerade aller Datenpunkte berechnet worden, die mit einem R² von 0.16 zwar nur wenige Werte erklärt, aber mehr als für S_w. Die Abschnitte AB spiegeln dasselbe Bild wider, wobei für 1AB ein auffällig kleines Bestimmtheitsmaß von nur 0.002 berechnet wurde und das von 4A mit 0.36 im Vergleich sehr hoch ist.

4.7.2.2 Hydraulischer Radius R_{hy}

Das Verhältnis von Fließquerschnitt zum benetzten Gewässerumfang zeigt ausgesprochen divergente Zusammenhänge mit der *areal uptake rate* für die einzelnen Abschnitte A und B. So strebt jeder Einzelabschnitt quasi in eine andere Richtung, bei zugleich sehr hoher Streuung der Werte. Die Regression aller Datenpunkte hingegen weist eine positive Steigung auf, die zumindest 12% der Werte erklären kann, obwohl die U-Werte im x-Achsenbereich zwischen 4.5

und 5.3 sehr stark streuen. Die zusammengefassten Abschnitte zeigen ebenfalls keine stärkeren Zusammenhänge mit Ausnahme von 4A, dessen Regressiongerade eine positive Steigung und ein R^2 von 0.27 aufzeigt.

4.7.2.3 Elektrische Leitfähigkeit LFK

Für die Korrelation von U mit der LFK zeigt sich wieder das gleiche konträre Bild der Abschnitte 1A, 1B, 2A und 2B zu 3A, 3B und 4A. Die *uptake rates* der Abschnitte 1 und 2 nehmen mit steigender LFK zu, 1B davon besonders stark. Die anderen Abschnitte weisen eine starke negative Steigung auf. Für alle Punkte wurde eine Regressionsgerade mit positiver Steigung berechnet, die 23% der Werte erklären kann. Die Korrelationen der Abschnitte 3AB und 4A erreichen die höchsten Bestimmtheitsmaße mit 0.55 und 0.37, die der Abschnitte 1AB und 2AB dagegen nur 0.24 und 0.1. Die Streuung der Werte ist für diese beiden Abschnitte auch deutlich höher, wie man an den breiten Konfidenzintervallen gut erkennen kann.

4.7.2.4 pH-Wert

Die Korrelation des pH-Wertes mit der *areal uptake rate* zeigt sehr diffuse Ergebnisse für die Einzelabschnitte A und B. Jeweils die Regressesiongerade der Abschnitte 1A und 3B, 2A und 3A sowie 1B und 4A zeigen sehr ähnliche Steigungen. Die drei Gruppen weisen aber untereinander große Unterschiede in Steigung und Richtung auf. 2B weicht von allen anderen ab. Die Regression mit allen Punkten besitzt eine sehr schwache negative Steigung auf, deren Güte mit einem R² von 0.001 sehr niedrig ist. Für 4A konnte eine Relation mit einem Bestimmtheitsmaß von 0.45 ermittelt werden und für 1A liegt das Bestimmtheitsmaß der Regression bei 0.19.

4.7.2.5 Wassertemperatur T_w

Der Zusammenhang zwischen U und der Wassertemperatur für alle Abschnitte ist sehr unterschiedlich. Auf den Abschnitte 1A, 1B und 2B nimmt U mit steigender Temperatur leicht zu, für alle anderen Abschnitte jedoch ab. Die Regressionsgerade aller Datenpunkte fällt leicht und erklärt nur 9%. Der Werte Hier kann kein signifikanter Zusammenhang aufgezeigt werden. Betrachtet man die zusammengefassten Abschnitte, kann für 2AB ebenfalls kein Zusammenhang erkannt werden, da die Regressionsgerade weder eine deutliche Steigung aufweist, noch das Bestimmtheitsmaß von 0.002 für eine signifikante Korrelation spricht. Die Korrelationen der anderen Abschnitte zeigen stärkere Zusammenhänge zwischen U und T_w. Das höchste R² weist 4A mit 0.35 auf, dessen *areal uptake rate* wie bei 3AB mit steigender Temperatur abnimmt. U auf 1AB nimmt hingegen zu.

4.7.2.6 Veränderung der Wassertemperatur ΔT_w

Die Änderung der Wassertemperatur pro Meter konnte für keinen Abschnitt positiv mit U korreliert werden. Es wurden die niedrigsten Bestimmtheitsmaße überhaupt berechnet, sowohl für alle Datenpunkte als auch für die Abschnitte AB. Bis auf 4A zeigen die Regressionsgeraden auch kaum eine Steigung.

4.7.2.7 Sauerstoffsättigung O₂S

Zusammenhänge zwischen U und der mittleren Sauerstoffsättigung der jeweiligen Abschnitte AB sind ebenfalls nicht erkennbar, mit Ausnahme des Abschnittes 4A, dessen Regressionsgerade 50% der U-Werte über O₂S erklärt und eine positive Steigung hat. Die Regressiongeraden der Abschnitte 3A und 3B weisen zudem starke gegenläufige Steigungen auf. Die von 3B deckt sich mit der von 4A. Die *areal uptake rates* von 1A und 2B fallen leicht mit steigender Sauerstoffsättigung. Auf 1B und 2A ist kein Zusammenhang zwischen U und O₂S auszumachen. Die Regressionsgerade aller Datenpunkte steigt leicht mit zunehmender O₂S, kann aber nur 9% der Werte erklären.

4.7.2.8 Veränderung der Sauerstoffsättigung ΔO₂S

Auf die Veränderung der mittleren Sauerstoffsättigung pro Meter trifft für die Abschnitte AB das gleiche zu, wie auf die Veränderung der Wassertemperatur pro Meter. Weder weisen die Regressionsgeraden signifikante Steigungen auf noch zeigen sich deutliche Zusammenhänge über das R². Die Steigung der Regressionsgerade für alle Werte ist negativ bei einem R² von 0.09, welches dennoch höher ist, als die Bestimmtheitsmaße der zusammengefassten Abschnitte.

4.7.2.9 Mittlere Chloridkonzentration C_{Cl}m

Auf den Abschnitten 1B und 2A sinkt U mit steigender Chloridkonzentration, bei den anderen Abschnitten steigt U. Die Regressionsgerade aller Datenpunkte weist eine positive Steigung auf und erklärt mit 14% deutlich mehr Werte, als die Geraden der zusammengefassten Abschnitte mit Ausnahme von 4A (R^2 =0.13). Auch weist das Konfidentintervall einen im Vergleich kleinen Bereich auf. Insgesamt ist die Streuung der Werte für die einzelnen Abschnitte sehr hoch und besonders fällt die Entfernung der P_v-Werte zu den Messtour-Werten auf.

4.7.2.10 Mittlere Sulfatkonzentration C_{SO4}m

Die Sulfatkonzentration zeigt ähnliche Einflüsse auf U, wie die Chloridkonzentration. In diesem Fall weisen die Regressionsgeraden der Abschnitte 1A und 1B als einzige positive Steigungen auf, die zusammengefasst auch mit einem R² von 0.28 den größten Zusammenhang mit U zeigen, obwohl hier auch die P_v-Werte sehr abseits liegen. Die Regressionsgerade aller U-Werte steigt negativ, im Gegensatz zu der der Cl-Konzentration, erklärt aber ebensoviele Werte (R²=0.15).



Abbildung 4.23: Korrelationen und Regressionsgeraden der *areal uptake rate* U mit ausgewählten *in-stream-effects* für die einzelnen Abschnitte A und B sowie für alle Datenpunkte (graue Linie) (Teil A).



Abbildung 4.24: Korrelationen und Regressionsgeraden der *areal uptake rate* U mit ausgewählten *in-stream-effects* für die Abschnitte AB (Teil A).



Abbildung 4.25: Korrelationen und Regressionsgeraden der areal uptake rate U mit ausgewählten in-stream-effects für die einzelnen Abschnitte A und B sowie für alle Datenpunkte (graue Linie) (Teil B).



Abbildung 4.26: Korrelationen und Regressionsgeraden der *areal uptake rate* U mit ausgewählten *in-stream-effects* für die Abschnitte AB (Teil B).
4.7.2.11 Bachbettvegetation Veg_F

Veg_F ist als Boxplot dargestellt, um die Verteilungen von U über die untersschiedliche Bachbettvegetation darzustellen, die im Prinzip nur aus zwei Werten besteht: "vorhanden" und "nicht vorhanden". Auf den Abschnitten 1 bis 3 war kein Vorkommen höherer Pflanzen im Bachbett selbst zu finden. Die Werte auf der x-Achse kommen durch die Vorgehensweise, wie sie im Methodenteil beschrieben ist, zustande. Abschnitt 4A zeigt zusammen mit 3B die höchsten *areal uptake rates*, bei einer ähnlichen Streuung der Werte, nur das der Median von 3B am höchsten liegt. Die Abschnitte 1AB und 2AB zeigen die niedrigsten Werte. 3A liegt im Bereich dazwischen. Da 3A und 3B ebenfalls keine Flussvegetation aufwiesen, ist ein Zusammenhang mit der *areal uptake rate* schwer zu differenzieren.

4.7.2.12 Randvegetationshöhe Veg_R

Für die Höhe der Randvegetation ist ebenfalls ein Boxplot angegeben, da für jeden Abschnitt nur ein Wert ermittelt wurde, der sich über den Versuchszeitraum nicht verändert hat. Hier zeigt sich ein sehr gegensätzliches Bild. Abschnitt 4 hat mit Abstand die höchste Randvegetation (3.2m), 3B mit 3A die niedrigsten (1.1 und 0.9 m), trotzdem liegen die *areal uptake rates* für beide Abschnitt ähnlich hoch. 1AB und 2AB liegen leicht darüber (etwa 1.5 und 1.6 m), haben aber die niedrigsten U-Werte.

4.7.2.13 Globalstrahlung SLR

Die Globalstrahlung nimmt keinen einheitlichen Einfluss auf die *areal uptake rate*. Insgesamt wurde nur ein R² von 0.01 für alle Werte erreicht, die zugehörige Regressionsgerade hat eine sehr geringe negative Steigung. Sie spiegelt den Zusammenhang aller einzelnen Abschnitte wider bis auf 1A und 4A, deren *uptake rate* mit zunehmender Einstrahlung steigt. Die Regressionsgerade von Abschnitt 1AB zeigt keinen Zusammenhang zwischen U und SLR (R²=0.004), die von 3AB und 4A erklären im Vergleich dazu viele Werte, nämlich 35 und 34%. Die Werte der einzelnen Abschnitte streuen aber auch hier sehr stark, die Bereiche der Konfidenzintervalle sind alle groß.

4.7.2.14 Korrigierte Einstrahlung SLR_{kor}

Korrigiert man die Einstrahlung um die tatsächliche beschienene Wasseroberfläche, zeigt sich ein anderes Bild. Die Regressionsgeraden der einzelnen Abschnitte A und B jedes Abschnitts weisen jeweils die gleiche Richtung auf, aber mit unterschiedlich starker Steigung. Die Regressionsgerade aller Werte steigt nun leicht, unterscheidet sich im R² von 0.01 aber nicht von dem von SLR. Die zusammengefassten Abschnitte zeigen die höchste Korrelation von U mit allen *in-stream-effects*. Für 1AB wurde ein R² von 0.76 berechnet. Auf diesem Abschnitt steigt U stark mit der Einstrahlung an, wie auch auf 4A (R²=0.52). Die Regressionsgeraden von 3AB und 2AB weisen ebenfalls eine sehr ähnliche, aber negative Steigungen auf. Größter Unterschied ist hier das geringe Bestimmtheitsmaß von 0.08 für 2AB im Gegensatz zu 0.51 für 3AB. Insgesamt fallen die P_v -Werte auf, die ausnahmsweise weitgehend mit den Regressionsgeraden übereinstimmen.

4.7.2.15 Relative Luftfeuchte RH

Für die relative Luftfeuchte sind keine signifikanten Zusammenhänge mit der *areal uptake rate* erkennbar, mit Ausnahme des Abschnittes 4A (R²=0.59). Betrachtet man die Datenpunkte und das Konfidenzintervall dieses Abschnittes, wird schnell deutlich, dass die Streuung der Werte nicht viel geringer ausfällt, als für die anderen Abschnitte. Die Korrelation aller Werte weist für die Regressionsgerade eine sehr schwache positive Steigung auf, die aber nur 1% der Werte erklären kann.

4.7.2.16 Lufttemperatur T_L

Die Lufttemperatur zeigt auch keine signifikaten Zusammenhänge mit der *areal uptake rate*. Alle Datenpunkte gemeinsam weisen ein R² von 0.02 auf und auch für die zusammengefassten Abschnitte ist keines höher als 0.18 (1AB). Die Steigungen der Regressionsgeraden sind zwischen den Abschnitten wieder gegenläufig, 1AB und 4A steigen leicht, 2AB und 3AB hingegen fallen leicht.

4.7.2.17 Zusammenfassung der NO₃-Aufnahme in Abhängigkeit der in-stream-effects

Für alle Korrelationen wurden bei Betrachtung der zusammengefassten Abschnitte AB meist größere Zusammenhänge erkannt, als für alle Aufnahmewerte. Eine Ausnahme stellt hier die Chloridkonzentration dar (hier zeigte die Regressionsgerade aller Punkte das größte Bestimmtheitsmaß), die allerdings generell keine signifikanten Abhängigkeiten für U aufweist. Im Mittel aller zusammengefassten Abschnitte ist für die korrigierte Einstrahlung der größte Zusammenhang erkennbar (R^2 =0.47) und als zweite Einflussgröße kann die Leitfähigkeit genannt werden, für die im Mittel ein R^2 von 0.31 berechnet wurde. Die Globalstrahlung sowie die Wassertemperatur zeigten ein mittleres R^2 von 0.21 und die Luftfeuchte ein R^2 von 0.2. Den niedrigsten Zusammenhang wiesen die Änderung der Sauerstoffsättigung auf (R^2 =0.03) und die Änderung der Wassertemperatur (R^2 =0.01) auf.

Berechnet man das mittlere Bestimmtheitsmaß für jeden Abschnitt für die 5 Einflussgrößen mit dem höchsten mittleren Bestimmtheitsmaß für die zusammengefassten Abschnitte, zeigt sich, dass U auf Abschnitt 4A am stärksten über die Einflussgrößen erklärt werden kann (R²=0.43), darauf folgen 3AB (R²=0.34) und 1AB (R²=0.26). 2AB erzielte mit einem R² von 0.09 den kleinsten Zusammenhang zwischen der *areal uptake rate* und den *in-stream-effects*, was zum größten Teil auch für alle anderen im Mittelwert nicht einbezogenen Einflussgrößen zutrifft. Das mittlere Bestimmtheitsmaß für die Regressionen aller Datenpunkte liegt nur bei 0.07. Auch wenn es nicht für alle Einflussgrößen erwähnt wurde, zeigt sich bei den meisten Korrelationen, dass die P_v -Werte für U weit von den Mt-Werten entfernt liegen und häufig außerhalb des Konfidenzintervalls der Regressionsgeraden.

4.8 Modellentwicklung

Da nicht nur die Datenaufnahme, sondern auch die Datenaufbereitung im Nachhinein sehr viel aufwendiger war, als vorgesehen, reichte für eine tiefergehende Analyse der Einflussregressionen leider die Zeit nicht aus. Zudem haben die einzelnen linearen Regressionen Zusammenhänge nicht deutlich genug erklärt, um für eine der Variablen einen *upscaling* Faktor für eine Vorhersage der Nitrataufnahme bestimmen zu können.

5 Diskussion

5.1 Bestimmung der Nitrataufnahmeraten

5.1.1 Bestimmung der Nitrataufnahme über Plateaukonzentrationen und den Massenrückerhalt

Die berechneten Aufnahmeparameter für die Hintergrundkonzentrationen (Mt, P_v und P_d) und die Tracerversuche (TMR und Pl) haben zum Teil sehr unterschiedliche Ergebnisse erzielt. Nimmt man die Werte der Messtouren als Orientierung, da diese in gleichen Größenbereichen lagen und weniger streuten, fällt vor allem die Unterschätzung der Nitrataufnahme über die TMR- und Plateaumethode von bis zu zwei Größenordnungen auf. Diese betraf alle Abschnitte gleichermaßen. Die einzige Ausnahme bildeten der Tagversuch auf Abschnitt 3A, dessen TMRund Plateauwerte sich mit den Profilwerten deckten und der Plateauwert des Nachtversuches auf 4A. Für diese systematische Unterschätzung gibt es mehrere Erklärungsansätze.

Aufgrund des Versuches möglichst einfache Aufnahmen durchzuführen, der bewussten Herabsetzung des Probenumfanges und der geringen Anzahl an Helfern, wurden während der Tracerplateaus keine Abschnittsprofile der Tracerkonzentrationen aufgenommen, die geholfen hätten, sich ändernde Konzentrationen auf den Abschnitten während des Versuches zu identifizieren und in die Analysen miteinzubeziehen.

Da die berechnete Einspeise-Tracerkonzentration stark vom ermittelten Abfluss abhängt, kann auch hier eine große Fehlerquelle für diese liegen. Die Abflüsse wurden über mehrere Methoden bestimmt. Die Berechnung mit dem Flow-Mate war nur an zwei Versuchstagen möglich und der Bach wies eher ungünstige Fließquerschnitte und sehr kleine Gewässertiefen für diese Art der Abflussmessung auf. Um den Abfluss über die Plateaukonzentration zu bestimmen, ist eine relativ exakte Plateaukonzentration vonnöten, welche für die meisten Versuche nicht vorhanden war. Die Abflussbestimmung des gesamten Löchernbaches über die Wehre der Drainagen bereitete ebenfalls Probleme, wie in der Parallelstudie nachzulesen ist (Ulmen, 2013). Dies trifft ebenfalls auf die Mischungsrechnung zu, mit der die Abflüsse der Drainagen berechnet wurden, für die die Installation eines Wehres nicht möglich war. Da die bestimmten Abflüsse deswegen zum Teil stark variierten und die Auswahl dieser auch nach unterschiedlichen Kriterien ausfiel, ist hier eine große Unsicherheit zu erwarten. Dies trifft allerdings nur bedingt auf die abflusskorrigierten Aufnahmewerte U und V_f zu, da diese anhand der Gewässertiefe und der Fließgeschwindigkeit, welche sich aus Fließquerschnitt und Abfluss ergibt, berechnet worden sind und diese Aufnahmen deutlich präzisere Ergebnisse lieferten. Die Probeauflösung von 5 Minuten war für die Peaks der Durchgänge eventuell zu grob, da diese Grund der Überschätzung des Massenrückerhalts sein kann, wie zum Beispiel beim Tagversuch für 3B, wo in Bezug auf 3A eine biologische Retention des Nitrates von -1.44 g berechnet wurde. Die Identifizierung der Plateaus wurde so ebenfalls erschwert, weil diese zum Teil unter 5 Minuten gelegen haben müssen (1AB und 2AB) oder nur knapp darüber (4A-T1 etwa 10 min). Webster and Valett (2006) schlagen hier während des Anstiegs, des Peaks und der Abnahme Auflösungen von 15-30 Sekunden vor. Dies hätte den Probenumfang bei der Dauer der Versuche allerdings weit über meine Kapazitäten hinaus vergrößert.

Die konventionelle Methode der Tracerkonstanteinspeisung sieht vor, während des Plateaus ein Abschnittsprofil der Tracerkonzentrationen in 10-Meter-Schritten aufzunehmen (Webster and Valett, 2006). Die Gründe, warum darauf verzichtet wurde, wurden bereits im Methodenteil erläutert. Allerdings hätte eine solche Aufnahme den räumlichen Verlauf der Nitrat- und Chloridkonzentration im Abschnittsprofil besser beleuchtet. Diese Informationen hätten klären können, ob es Stoffeinträge, Zuflüsse etc. gab und so vielleicht Rückschlüsse zugelassen, wie es z.B. zu Nitratkonzentrationszunahmen auf einem Abschnitt gekommen ist.

Die Tracerkonzentrationen für die Abschnitte 1 und 2 waren sehr hoch angesetzt. Die Erhöhung der Nitratkonzentration um den z.B. 10fachen Hintergrundwert auf 1A kann zur Sättigung der Nitrataufnahmekapazitäten des Gewässers geführt haben und somit zu keinem weiteren Anstieg der Nitrataufnahme (Bernot and Dodds, 2005;Earl et al., 2006). Allerdings haben die Sw- und U-Abschnittsprofile sowie die Korrelationen der Aufnahmeraten S_W und U mit der Hintergrundnitratkonzentration gezeigt, dass auch auf den Abschnitten 3 und 4 sehr kleine Aufnahmeraten berechnet wurden und somit nicht bedingt von einer zu hohen Tracerkonzentration abhängig waren. Die minimalen TMR- und Pl-Aufnahmeraten für die zusammengefassten Abschnitte 1AB und 3AB sind auf die Zunahme der Nitratkonzentration auf einem der beiden Einzelabschnitte zurückzuführen und können deswegen schwer mit allen anderen Werten in Beziehung gesetzt werden, die ausschließlich auf (Teil-)Abschnitten, auf denen eine Abnahme der Nitratkonzentration gemessen wurde, basierten. Die Tatsache, dass die ermittelten Plateau- und TMR-Aufnahmeraten für alle Abschnitte zum Teil deutlich unter den Mt- und P_{vd}-Werten lagen, zum Teil aber auch in deren Bereich, lässt eher darauf schließen, dass es bei manchen Versuchen zufällig zu ähnlichen Aufnahmeraten kam und bei anderen nicht, bedingt durch die hier angesprochenen Fehlerquellen. Der zu erwartende Rückgang der Aufnahmeraten bei steigender Nitratkonzentration durch Tracereinspeisung konnte insgesamt also nicht nachgewiesen werden. Hierfür sprechen auch die vielen und TMR- und Pl-Aufnahmeraten, die gar nicht erst bestimmt werden konnten, weil das Verhältnis aus normalisierten Cl- und NO₃-Tracerkonzentrationen keine NO₃-Aufnahme zeigte. Grund hierfür könnte die generelle Überkonzentrierung der Tracer gewesen sein oder auch die generell sehr

hohe Hintergrundkonzentration von Nitrat im Löchernbach. Bei zu hoher Tracerkonzentration wird das Verhältnis von Aufnahme zu Konzentration natürlich sehr viel kleiner und so auch schwerer nachweisbar (Niyogi et al., 2004), besonders wenn man den Fehler der Ionenchromatografie berücksichtigt, der in dieser Studie teilweise über der gemessenen Nitrataufnahme lag. Vor dem Hintergrund hoher anthropogen verursachter Nitrateinträge und weiterer Schadstoffeinträge im Löchernbach sowie seiner Kanalisierung und daraus folgender Verminderung der Oberfläche des Interstitials, ist davon auszugehen, dass die Sättigung der Nitrataufnahmeprozesse längst erreicht ist, wie auch andere Studien unter solchen Einflüssen zeigten (Böhlke et al., 2004; Bernot et al., 2006; Mulholland et al. 2008) und diese dementsprechend auf eine Erhöhung der Nitratkonzentration gar nicht mehr reagieren.

Die Bestimmung der Hintergrundkonzentrationen über die im Methodenteil vorgestellten Vorgehensweisen stellt eine weitere Fehlerquelle dar. Die Änderung der Hintergrundkonzentration während des Versuches konnte nicht aufgelöst genug erfasst werden und änderte sich innerhalb der Abschnitte unregelmäßig, wie an den Abschnittsprofilen P_v und P_d für Abschnitt 3 und 4 sehr deutlich wurde. Je nach Hintergrundberechnungsart kamen für die Plateaukonzentrationen und den Massenrückerhalt unterschiedliche Ergebnisse heraus, die damit auch die Aufnahmeraten stark beeinflussten. Zudem musste von einem linearen Modell der Hintergrundkonzentrationsänderung ausgegangen werden, für das es eigentlich keinerlei Hinweise gibt. Wie der Fehlerbereich des ICs überdeckten auch die großen Schwankungen der Hintergrundkonzentration zum Teil die berechnete Nitrataufnahme in einem Abschnitt.

Die Korrelation der TMR- und Pl-Aufnahmeraten k_W und U mit denen der P_{vd} -Aufnahmen untermauert die vorangegangen Schlüsse, denn auch diese ließ keine positive Relation erkennen. Stattdessen bildeten sich hauptsächlich Gruppen mit Werten, die mit den P_{vd} -Werten übereinstimmen oder aber diese um eine bis zwei Größenordnungen unterschätzen, jedoch ohne erkennbare Systematik. Insofern ist es auch schwierig zu sagen, welche Werte eventuell nicht von Messfehlern betroffen sind. Geht man davon aus, dass bei erhöhter Hintergrundkonzentration im Gewässer die Nitrataufnahme sinkt, kommen die unterschätzen Werte in Betracht. In dem Fall ist jedoch unklar, wie auf jeweiligen Abschnitten Werte gleicher Größenordnung wie die der P_{vd} -Werte zustande kamen und anders herum.

Vergleicht man die TMR- und Pl-Aufnahmeraten der Abschnitte miteinander, für die beide Werte ermittelt werden konnten, fällt auf das gleiche TMR-Werte in jedem Fall höher lagen als die dazugehörigen Pl-Werte und auch insgesamt mehr mit den Bereichen der Mt- und P_{vd}-Werte übereinstimmten. Einzige Ausnahme bildet hier Abschnitt 4, in dem alle TMR-Werte niedriger waren, als die Pl-Werte, dafür aber nah an den P_{vd}-Werten lagen. Schiller et al. (2011) hat festgestellt, dass im Vergleich die TMR-Berechnung bei hoher Hintergrundkonzentration von Nitrat niedrigere Aufnahmeraten erzielt als die Berechnung über Plateaukonzentrationen. Dies traf in dieser Studie also nur in einem Fall zu, wobei die Plateauwerte der Gegenbeispiele die Ausreißerwerte beinhalten. Insofern kann davon ausgegangen werden, dass in dieser Studie die Aufnahmeraten-bestimmung über den Massenrückerhalt sicherere Ergebnisse darstellt.

5.1.2 Bestimmung der Nitrataufnahme über die Hintergrundkonzentration

Da die Nitrataufnahme der P_{vd}-Methode höheraufgelöst aufgenommen worden sind, ist davon auszugehen, dass diese Ergebnisse die genaueren darstellen, als die der 2-Punkt-Messung der Messtouren. Auf den Abschnitten 1 und 2 lagen die zuvor bestimmten Profil-Aufnahmeraten in der gleichen Größenordnung wie die der Messtouren. Auf den anderen 2 Abschnitten kam es zu größeren Abweichungen. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass diese Abschnittsprofile starken Konzentrationsschwankungen für Nitrat und Chlorid, teils auch für Sulfat unterlegen waren. Die Bestimmung der Nitrataufnahmerate hätte eventuell durch die Bildung eines Verhältniswertes zu Chlorid genauere Ergebnisse erzielen können, wie es während der Tracerversuche gemacht worden ist, war aber aufgrund der konstanten Chloridkonzentration auf den ersten beiden Abschnitten nicht notwendig und aufgrund der großen Schwankungen auf den letzten beiden Abschnitten meist nicht möglich. Die Unterteilung der Abschnittsprofile von 3AB und 4A für die kw-Wertbestimmung in Bereiche der Abnahme der Nitratkonzentration spiegelt sich also in dem Unterschied zu den Messtourwerten wider, die diese Schwankungen nicht berücksichtigen. Diese Abweichung war besonders gut in den Korrelationen der areal uptake rate mit den in-stream-effects zu erkennen. Hier lagen die Pv-Werte meist deutlich abseits der Mt-Werte.

5.1.3 Messgerätefehler

Als besonderes Problem bei der Datenaufnahme sind etwaige Fehler der Messgeräte zu nennen. Ein großes Problem stellte der Messfehler der Ionenchromatografie dar. Da während des Versuchsmonats die Ionensäule des Messgerätes einen Zustand erreicht hatte, der einen Austausch notwendig machte, dies aber aufgrund Personalmangels im Labor nicht möglich war und die Nitratproben dennoch gemessen werden mussten, kam es zu einer zunehmenden Vergrößerung der Messfehler der Stoffkonzentrationen, welche teils größer waren, als die gemessene Nitratabnahme eines Abschnittes. Dies führte dazu, dass besonders die gemessenen Stoffkonzentrationen der Aufnahmen ab Mitte August weniger zuverlässige Werte darstellen als die Werte vom Messzeitraum vorher und das oft gar keine Aufnahmerate berechnet werden konnte. Zusätzlich kam es häufiger zu Ergebnissen der Stoffkonzentration, die nicht in den Kontext der anderen Proben passten (z.B. Pv und Pd von Versuch 3-T bei 90 und bei 30 Metern). Diese Werte konnten durch eine erneute Messung der Probe nicht immer korrigiert werden, was auch dafür sprechen könnte, dass manche Wasserproben eventuell verunreinigt waren oder aufgrund der Lagerung der Gewässerproben von bis zu einer Woche (was aufgrund der Laborgröße manchmal nicht zu verhindern war) weitergehende Abbauprozesse in der Probeflasche stattgefunden haben. Das macht eine Auswertung der Ergebnisse in Kombination mit den geringen Aufnahmeraten des Löchernbaches und dem Messfehler des ICs natürlich schwierig.

Das Multimeter wies relativ häufig Messfehler und Geräteausfälle auf. Dies betraf besonders die Leitfähigkeits-, Sauerstoff- und pH-Sonden und wirkte sich eventuell auf die Korrelationen der Aufnahmeraten mit diesen *in-stream-effects* aus.

5.1.4 Zusammenfassung der Aufnahmeratenbestimmung

Insgesamt lässt sich also sagen, dass den Aufnahmeraten über die Plateaukonzentration und den Massenrückerhalt schwer zu trauen ist. Die Nitrataufnahme, die über die Hintergrundkonzentration berechnet wurde, lieferte dagegen Ergebnisse, die alle eine Streuung im gleichen Aufnahmebereich zeigten. Auch hier muss man die Profilaufnahmen der Versuche und die der Messtouren unterscheiden, da die P_{vd}-Werte sehr viel höher aufgelöst gemessen wurden. Da auf Abschnitt 1 und 2 keine Einflüsse durch Stoffeinträge oder Zuflüsse auf den Abschnittsprofilen zu erkennen waren, ist davon auszugehen, dass diese Werte die sichersten Ergebnisse lieferten. Für Abschnitt 3 und 4 wurden zwar Aufnahmeraten bestimmt, teilweise aber nur durch die Aufteilung der Abschnittsprofile in Bereiche mit sichtbarer Nitratabnahme. Diese Auflösung war bei den Messtourprofilen mit einem Anfangs- und einem Endwert für jeden Abschnitt nicht gegeben. Die Abschnittsprofile dieser Abschnitte zeigten deutlich, dass die Stoffkonzentrationen über die Strecke stark gestört waren. Dies hat wahrscheinlich die Abschnitte während der Messtouren ebenso betroffen. Diese Störungen könnten dadurch hergerufen worden sein, dass die Abschnitte 3 und 4 am Ende des Löchernbaches im Untersuchungsgebiet gelegen haben und die Stoffeinträge der vielen Drainagen flussaufwärts ein sehr diffuses Nähr- und Schadstoffprofil verursachten. Es liegt auch nahe, dass die Drainagen zum Teil kurzfristig durch landwirtschaftliche Aktivitäten im Einzugsgebiet ihre Stoffeintragsmuster änderten. Dies konnte z.B. bei dem Vorversuch am 01.08.13 beobachtet werden. Ebenfalls ist nicht auszuschließen, dass die Entsorgung von nährstoffbelastetem Wasser oder anderen Altlasten flussaufwärts während der Versuche stattgefunden hat. Da die Karte der Landnutzung für die umliegenden Bereich der Abschnitte nur Getreide und Gemüse aufzeigte, wurde auf eine Korrelation mit der Landnutzung verzichtet. Die landwirtschaftliche Fläche im Osten der Abschnitte 3 und 4 wird neuerdings jedoch für Weidewirtschaft genutzt. Diese kann für den Boden sehr nitratbelastend sein (Steele et al., 1984;Hooda et al., 2000). Nach Niederschlagsereignissen konnte Zwischenabfluss beobachtet werden, der direkt in den Löchernbach entwässerte. Wie groß dieser Einfluss während des Versuchszeitraumes und zu Trockenzeiten war, konnte nicht festgestellt werden.

Es ist also davon auszugehen, dass die Nitrataufnahmen, die für die Profile und die Messtouren auf den Abschnitten 1 und 2 ermittelt wurden, Ergebnisse darstellen, die durchaus mit anderen Studien vergleichbar sind. Die gleichen Ergebnisse für die Abschnitte 3 und 4, zeigen zwar ähnliche Aufnahmeraten, ihnen liegen aber größere Fehlerquellen zugrunde, die hauptsächlich auf den ungleichmäßigen Nährstoffgehaltprofilen der Abschnitte basieren.

5.2 Berechnete Nitrataufnahme im Literaturvergleich

Betrachtet man die berechnete Nitrataufnahme der Arbeit, abgesehen von den extrem niedrigen Werten für einige TMR- und Pl-Aufnahmen, im Vergleich zu anderen Studien, zeigen sich für die S_w- und V_f-Werte meist kleinere Werte für Gewässer ähnlicher Größe, für U dagegen deutlich größere.

Dodds et al. (2002) untersuchte die Nitrataufnahme in Fließgewässer in Abhängigkeit der Nitratkonzentration und ermittelte für Gewässer mit einem Abfluss von 4 l/s uptake lengths zwischen 225 m und 402 m, also deutlich unter denen, die für diese Arbeit berechnet wurden. Allerdings lagen die Hintergrundwerte für NO_3 mit 0.015 mg/l bis 0.105 mg/l auch sehr viel niedriger. Für viele andere Studien trifft ebenfalls zu, dass die Sw-Werte für ähnlich große Gewässer ein bis zwei Größenordnungen niedriger liegen bei NO₃-Hintergrundkonzentrationen im 10er und 100er µg-Bereich (Ensign and Doyle, 2006;Haggard et al., 2005;Mulholland et al., 2004;Payn et al., 2005;Wilcock et al., 2002). Hier ist, wie auch bei den anderen Aufnahmeparametern, zu beachten, dass sich z.T. auch andere Einflusswerte wie die Wassertemperatur oder der Vegetationsanteil im Gewässer stark unterscheiden und viele der untersuchten Gewässer anthropogen weniger beeinflusst sind. Dennoch lässt sich feststellen das kw- und Sw-Werte, wie sie im Löchernbach auftreten, eher Gewässern zuzuordnen sind, die im Mittel sehr viel höhere Abflüsse und größere anthropogene Einflüsse aufweisen (Bukaveckas, 2007;Covino et al., 2010a;Covino et al., 2010b;Powers et al., 2013). Dass die niedrige uptake length des Löchernbaches mit der Nitratkonzentration zusammenhängt, zeigt sich z.B. bei Earl et al. (2006). Hier lagen bei einem Abfluss zwischen 1.9 und 2.2 l/s die Sw-Werte zwischen 632 und 1263 m und somit näher an denen dieser Arbeit. Dies trifft auch auf die NO₃-Hintergrundkonzentrationen zu, die mit 0.287 mg/l bis 0.850 mg/l zwar noch immer sehr niedrig sind, im Gegensatz zu den anderen Vergleichsstudien aber näher an den Hintergrundwerten des Löchernbaches liegen.

Der Vergleich der in dieser Arbeit berechneten *uptake velocity* mit den oben genannten Studien weist die gleichen Verhältnisse auf wie die *uptake rate* bzw. die *uptake length*. So liegen die V_f-Werte anderer Arbeiten bei gleichen Abflusswerten meist ein bis zwei Größenordnungen darüber und nähern sich den Werten dieser Studie bei Abflüssen größer als etwa 10 l/s an. Die Korrelation der V_f-Werte mit C_{N03} zeigte gerade mit den TMR- und Pl-Werten einen stärkeren Zusammenhang für ein berechnetes Exponentialmodell, wie es für V_f zum Beispiel auch bei Covino et al. (2010a) der Fall war. Dies liegt jedoch auch daran, dass die *uptake velocity* mit steigender Nitratkonzentration gegen Null geht und die V_f-Werte für die sehr niedrigen berechneten TMR- und Pl-Aufnahmeraten im Vergleich zu den anderen Werten sehr klein ausfallen, also auch gegen Null gehen. Das wird deutlich, sieht man sich die Werte in der Tabelle A.3 im Anhang oder auf einer logarithmischen Skala an.

Die Berechnung der *areal uptake rate* erzielte im Literaturvergleich überdurchschnittlich hohe Ergebnisse mit im Mittel 2.15 mg/m²min. Arango et al. (2007) ermittelte in einer Studie mit ausnahmsweise ähnlichen NO₃-Hintergrundkonzentrationen von 12 bis 17 mg/l U-Werte von 0.03 bis 0.14 mg/m²min (in der Studie als mg/m²h angegeben). Dieses Verhältnis trifft auch auf die anderen vorgestellten Studien zu, wobei hier die U-Werte wie auch die NO₃-Hintergrundkonzentrationen im 10er und 100er µg-Bereich liegen. Die hohen Nitratkonzentrationen des Löchernbaches bedingen also einerseits die hohen *areal uptake rates,* andererseits liegen sie im Verhältnis höher als Vergleichsstudien zeigen, was demnach noch andere Ursachen haben muss, wie z.B. die *in-stream-effects*.

In allen vorgestellten Studien konnten die *uptake rates* positiv mit der Nitratkonzentration im Gewässer in Relation gesetzt werden. Besonders Covino et al. (2010a und 2010b) konnte die Zusammenhänge zwischen den Aufnahmeraten S_W, V_f und U mit der NO₃-Konzentration gut aufzeigen. In dieser Arbeit war das nur bedingt der Fall und erzielte für die S_W und U die besten Ergebnisse, ohne die in den Tracerversuchen bestimmten *uptake rates* bzw. für V_f mit allen bestimmten *uptake rates*. Da die Abschnitte 1 und 2 sowie 3 und 4 in relativ engen Bereichen der NO₃-Hintergrundkonzentration lagen und für diese Zusammenhänge kaum erkennbar waren, fehlte der Analyse ein Großteil an Aufnahmeraten für andere Nitratkonzentrationen im Gewässer. Die Grundgesamtheit der ermittelten Aufnahmeraten sowie der Nitratkonzentrationen war zu klein, um wirkliche Zusammenhänge erkennen zu können.

5.3 Nitrataufnahmekorrelationen

5.3.1 Uptake length

Die *uptake length* ist ein Nährstoffaufnahmewert, der sehr stark vom Abfluss und den abflussabhängigen Variablen (w_s, h, u, A etc.) beeinflusst und durch zunehmendes Wasservolumen im Gewässer länger wird (Stream Solute Workshop, 1990). Die Korrelationen von S_w mit diesen Variablen zeigte diese Abhängigkeit nur zum Teil. Die positive Steigung der Regressionsgeraden für alle berechneten *uptake lengths* machte zwar einen Zusammenhang erkennbar, doch waren die Relationen insgesamt mit einem maximalen R² von 0.14 nicht signifikant. Die ermittelten linearen Funktionen der Gewässerbreite und der Gewässertiefe zeigten hier die höchste Güte. Bei der Betrachtung der einzelnen Abschnitte fiel besonders die Diskrepanz zwischen den ersten beiden und den letzten beiden Abschnitten auf. Die Regressionen für 1AB und 2AB wiesen nicht nur, wie erwartet, positive Steigungen auf, sie konnten auch die meisten Aufnahmeraten erklären. Die Güte der Regressionen für 3AB und 4A lag nicht viel tiefer, doch nahm hier die uptake length mit steigendem Abfluss ab, was dafür spricht, dass auf diesen Abschnitte andere Parameter einen größeren Einfluss auf die NO₃-Aufnahme nehmen. Hier könnten zum Beispiel die deutlich häufiger vorkommenden Speicherzonen (Pools) eine wichtige Rolle einnehmen. In diesen beruhigten Bereichen kommt es im Verhältnis länger zu Kontakt zwischen Wasser und hyporheischem Interstitial als im schnellfließenden Bachbett und somit zu einer höheren NO₃-Aufnahme (Vought et al., 1994;Zarnetske et al., 2011;Zarnetske et al., 2012). Bei kleineren Abflüssen besteht die Möglichkeit, dass diese Pools in ihrer Anzahl und Größe stark abnehmen und somit die uptake length steigt. Auf den Abschnitten 1 und 2 konnte genau der umgekehrte Effekt beobachtet werden. Niedrige Abflüsse setzten die Fließgeschwindigkeit der Abschnitte stark herab und schon kleine Mulden im Gewässerbett wurden plötzlich zu Speicherzonen, die bei höheren Abflüssen keine darstellten. Dies war besonders gut an den Durchgangskurven der Tracerversuche zu erkennen. Obwohl die Abschnitte 1A, 1B, 2A und 2B relativ kurz und die Tracerkonzentrationen deutlich höher waren, wurde eine sehr langsame Lösungsgeschwindigkeit berechnet und während der Versuche konnten keine Plateaus erreicht werden, was für sehr heterogene Fließbedingungen spricht (Stream Solute Workshop, 1990). Auf den Abschnitten 3 und 4 hingegen wurden Plateaus erreicht, trotz größerer Anteile an fließberuhigten Speicherzonen und geringerer Tracerkonzentrationen. Die Plateaus wiesen jedoch große Schwankungen in den Konzentrationen auf, was daran liegen könnte, dass die Tracer die Speicherzonen nicht gleichmäßig durchlaufen, sondern von diesen in unregelmäßigen Mengen abgegeben werden.

5.3.2 Areal uptake rate

Das gegensätzliche Verhalten der Abschnitte 1 und 2 zu 3 und 4 war auch teilweise bei den Korrelationen der *areal uptake rate* mit den *in-stream-effects* zu erkennen. Es ist also davon auszugehen, dass es weitere Einflussvariablen gibt, die diesen Unterschied hervorrufen.

Die Einflüsse der *in-stream-effects* auf die *areal uptake rate* zeigten sehr unterschiedliche Ergebnisse. Für wenige Einflussgrößen konnten starke Zusammenhänge erkannt werden, für viele weitere Größen war dies nur unter Berücksichtigung der einzelnen Abschnitte bzw. gar nicht möglich. Die signifikantesten Korrelationen betrafen meist Abschnitt 4A, was aber auch

dadurch beeinflusst wurde, dass dieser Abschnitt die wenigsten Datenpunkte aufwies und diese viel weniger streuten, da nicht zwei Einzelabschnitte zusammen gefasst worden sind. Insofern sind diese Zusammenhänge mit Vorsicht zu behandeln, zumindest für die Einflussvariablen, die auf den anderen Abschnitten auch keine signifikanten Relationen mit U ergaben.

Für U konnte praktisch keine Abhängigkeit von dem pH-Wert, der relativen Luftfeuchte, der Sauerstoffsättigung sowie von der Änderung der Sauerstoffsättigung und der Wassertemperatur pro Meter ermittelt werden. Das Ausgangsubstrat Löss mit seinem hohen Carbonatgehalt führt zu durchschnittlich sehr hohen pH-Werten, die während des Versuchszeitraumes zu wenig streuten, um eventuelle Zusammenhänge besonders im tieferen pH-Bereich zu erkennen, in dem ein Rückgang der Denitrifikation zu erwarten gewesen wäre (Baeseman et al., 2006). Auf die Sauerstoffsättigung trifft im Prinzip das gleiche zu, wie auf den pH-Wert, nur dass die Streuung der Sauerstoffwerte weit größer ausfällt und mit einer Abnahme der Aufnahmerate bei steigender Sättigung zu rechnen ist (Christensen et al., 1990), da die Nitrataufnahme größtenteils unter hypoxischen Verhältnissen stattfindet. Für den Löchernbach wurden z. T. sehr hohe Sauerstoffsättigungswerte gemessen (bis 130%). Diese hohen Werte könnten generell für die niedrigen Aufnahmeraten im untersuchten Gewässer im Vergleich zu anderen Studien verantwortlich sein. Für 4A konnte eine positive Relation berechnet werden, die U mit steigender Sauerstoffsättigung erhöht. Diese ist vielleicht auf die deutlich höhere Vegetationsdichte im Bachbett und am Gewässerrand zurückzuführen, die den Sauerstoffgehalt des Wassers durch die Photolyse, welche wiederum von der Einstrahlung abhängt, erhöht, aber auch mehr Nährstoffe in Stoffwechselprozessen umsetzt. Die Änderung der Sauerstoffsättigung pro Meter fiel auf den Abschnitten viel zu gering aus, um Zusammenhänge erkennen zu können. Die relative Luftfeuchte steht mit der NO₃-Aufnahme im Gewässer nur über Pflanzen in Verbindung, da eine abnehmende RH eine vermehrte Wasseraufnahme durch sich ändernde Wasserpotentialgradienten ermöglicht. Dieser Zusammenhang konnte ähnlich wie die Sauerstoffsättigung nur für Abschnitt 4 signifikant sichtbar gemacht werden, was wiederum für den Einfluss der Vegetationsdichte dieses Abschnittes spricht.

Die Gewässermorphologie betreffenden Einflussvariablen w und R_{hy} zeigten insgesamt höhere Übereinstimmungen mit den Regressionsgeraden, wenn alle Datenpunkte korreliert worden sind, statt der einzelnen Abschnitte (mit Ausnahme von 4A). In beiden Fällen konnten sich fast deckende Regressionsgeraden mit positiver Steigung ermittelt werden, wobei die Güte für den benetzen Gewässerumfang etwas höher lag und die Regressionen der einzelnen Abschnitte die gleiche Richtung und sehr ähnliche Steigungen aufwiesen. Die Regressionsgeraden bei R_{hy} zeigten im Gegensatz dazu ein sehr diffuses Bild, dass wahrscheinlich durch die kleinen x-Wert-Bereiche für jeden Abschnitt zustande kommt, die sich innerhalb des Aufnahmezeitraumes nicht stark änderten, trotz großer Streuung der U-Werte. Für w konnte der Einfluss einer längeren Kontaktstrecke zwischen Gewässer und Gewässerbett moderat korreliert werden.

Im Mittel aller Abschnitte konnte für die elektrische Leitfähigkeit die zweithöchste Güte der Korrelationen mit U berechnet werden und für alle Datenpunkte sogar die höchste. Diese Korrelation sowie die für 1AB und 2AB zeigten eine deutliche Zunahme der *areal uptake rate* mit steigender LFK, die für 3AB und 4A hingegen eine starke Abnahme. Da die elektrische Leitfähigkeit mit der Anzahl gelöster Ionen im Wasser steigt, sind sowohl die Nitrat- als auch die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen als Hauptanionen und die, in dieser Studie nicht bestimmten, Hauptkationen im Gewässer dafür verantwortlich. Das Verhältnis der Anionenkonzentrationen könnte Aufschluss über den Anteil der Leitfähigkeit geben, der Nitrat zuzuordnen ist und so vielleicht bei einer Modellierung der NO₃-Aufnahme helfen. Hierfür wäre aber wahrscheinlich auch ein Überblick über die Kationenverhältnisse notwendig. Die Zusammenhänge für C_{CI}m und C_{S04}m mit U waren hauptsächlich für alle Aufnahmewerte ersichtlich und spiegeln generell die Anionenkonzentrationsverhältnisse im Bachprofil wider. Da sie die Nitrataufnahme über keinen Prozess direkt beeinflussen, könnten sie nur als Hilfe für die Erklärung der Leitfähigkeit dienen, die vielleicht eine Vorhersage der NO₃-Aufnahme möglich machen könnte.

Dass die Wassertemperatur generell als NO₃-Aufnahme-beeinflussende Variable gilt (Schuetz et al., 2013;Laine et al., 1994;Pfenning and McMahon, 1997), konnte innerhalb dieser Studie leider nur ungenügend nachgewiesen werden. Für alle Datenpunkte wurde die Tendenz zur Abnahme der *areal uptake rate* mit steigender Wassertemperatur beobachtet, was der Literatur, welche häufig ein NO₃-Aufnahmeoptimum von etwa 25°C angibt, widerspricht. Bei Betrachtung der einzelnen Abschnitte zeigte nur die Regressionsgerade von 1AB eine positive Steigung, die auch eine moderate Güte erzielte. Die Änderung der Wassertemperatur pro Meter ließ ebenso wie die Lufttemperatur keinerlei Rückschlüsse auf eventuelle Zusammenhänge mit U zu. Hier könnte eine Kombination der Wasser und Lufttemperatur wie sie von Schuetz et al. (2013) vorgenommen wurde, eventuell Zusammenhänge aufzeigen.

Eine solche Kombination wäre auch weiterführend mit der Globalstrahlung bzw. der Wasseroberflächeneinstrahlung (SLR_{kor}) erfolgsversprechend, da diese Variablen für die einzelnen Abschnitte Korrelationen hoher Güte erzielten und auch die Temperaturen direkt beeinflussten. Besonders SLR_{kor} zeigte für die zusammengefassten Abschnitte klare Zusammenhänge (mit Ausnahme von 2AB). Für 1AB und 4A konnte eine starke Zunahme der *areal uptake rate* mit steigender Einstrahlung beobachtet werden, wobei diese Abschnitte auch die kleinsten O_{SLR}-Werte zeigten. Man kann also sehen, dass diese beiden Abschnitte auf steigende direkte Einstrahlung stark reagieren. Für die Abschnitte 2AB und 3AB hingegen konnte eine leichte Abnahme von U mit steigender SLR_{kor} beobachtet werden, was schwierig zu erklären ist, weil die direkte Einstrahlung auf das Gewässer mit allen ihren Auswirkungen die NO₃-Aufnahme erhöhen sollte. Da für beide Abschnitte die höheren O_{SLR}-Werte ermittelt wurden, ist davon ausgehen, dass eine höhere Einstrahlung eine geringere Steigung der *areal uptake rate* zur Folge hätte. Eine Abnahme jedoch scheint nur in Kombination mit anderen Einflussvariablen erklärbar, der es weiterer Untersuchungen bedarf.

Die Einstrahlung hängt auch direkt mit der vegetativen Aufnahme von Nitrat zusammen, die weitgehend durch Mikroorganismen und Pflanzen im Gewässerbett und am Gewässerrand gesteuert wird. Abschnitt 4 zeigte sowohl die höchste Vegetationsdichte im Gewässerbett selbst als auch die höchste Gewässerrandvegetation. Dies könnte damit zusammenhängen, dass für 4A die zweithöchsten areal uptake rates ermittelt worden sind und auch viele andere Einflussvariablen, die die Stoffwechselprozesse von Pflanzen steuern, eine hohe Relation mit den U-Werten dieses Abschnittes zeigten. 3A und 3B weisen jedoch keine Flussvegetation auf und die niedrigste Gewässerrandvegetation aller Abschnitte und trotzdem lagen die hier berechneten areal uptake rates ähnlich hoch wie auf 4A, auf 3B sogar höher. Geht man von einem Zusammenhang von U mit der Vegetationsdichte aus, müssen auch hier weitere Faktoren zusammenkommen, die die Nitrataufnahme auf 3A und 3B begünstigen, trotz der fehlenden Vegetation. 3B besitzt zwar die kürzeste Strecke, diese besteht aber zu einem großen Teil aus Pools, ähnlich wie bei 3A. Für die vergleichsweise hohen areal uptake rates sind also wahrscheinlich das Volumen der Speicherzonen und die im Vergleich hohe direkte Einstrahlung auf die Wasseroberfläche verantwortlich. In vielen Studien wurde gezeigt, dass die vegetative NO₃-Aufnahme im Vergleich zur Denitrifikation eine untergeordnete Rolle spielt, aber dennoch nicht zu vernachlässigen ist (Bachand and Horne, 1999;Hill, 1996;Kreiling et al., 2011). Dass ein Einfluss vegetativer Nitrataufnahme auf Abschnitt 4 vorliegt, kann über die Tag-Nacht-Vergleiche der Aufnahmeraten angenommen werden, da die photoautotrophe Nitrataufnahme tagsüber dominiert (Fellows et al., 2006;Hauer and Hillt, 2006). Sieht man von dem Pd-U-Wert des Nachtversuches ab (da der zugehörige kW-Wert nur über die Aufteilung des Nitratabschnittprofils ermittelt wurde und sehr wahrscheinlich zu hoch ist) und beachtet die stark fehlerbehafteten TMR- und Pl-U-Werte nicht, konnte für P_v tagsüber eine höhere areal uptake rate berechnet werden als nachts und das unter fast gleichen Randbedingungen. Diese Annahme basiert allerdings nur auf zwei Werten und bedarf deswegen der weiteren Untersuchung. Für den Abschnitt 3AB wurden dagegen nachts höhere uptake rates ermittelt, was aber über photoautotrophe Algen erklärt werden könnte, die in Abwesenheit von Licht organische Kohlenstoffverbindungen als Reduktoren zur NO₃-Aufnahme verwenden können, die normalerweise während der Photosynthese entstehen (Huppe and Turpin, 1994). Diese Algen

und große Mengen organischer Kohlenstoffverbindungen sind wohl eher in fließberuhigten Bereichen vorzufinden, wie den vielen Speicherzonen des Abschnittes.

5.3.3 Zusammenfassung der Nitrataufnahmekorrelationen

Als größter Einflussfaktor auf die *areal uptake rate* scheint die NO₃-Konzentration selbst zu wirken, während die vielzähligen weiteren Einflussvariablen diese Verhältnisse darüber hinaus verschieben. Wie stark diese Einflüsse letztendlich sind, ist aber aus den einfachen linearen Regressionen, wie sie in dieser Studie durchgeführt worden sind, schwer zu sagen. Da diese zusätzlich für jeden Abschnitt sehr unterschiedlich ausfielen, ist eine Identifizierung dieser Größen auf diesem hier vorgestellten Wege schwer umzusetzen. Dass sich die Abhängigkeit der *areal uptake rate* von den *in-stream-effects* für die einzelnen Abschnitte häufig stark unterscheidet, deutet darauf hin, dass diese in Kombination wirken. Dies wird in Bezug auf Abschnitt 2AB, der für viele Einflussvariablen im Mittel lag, deutlich. Hier konnten kaum signifikante Relationen zu den Aufnahmeparametern hergestellt werden, während bei den anderen Abschnitten bestimmte Einflussvariablen, die stärker ausgeprägt waren, diese Einflüsse zum Teil deutlich aufzeigten.

6 Schlussfolgerungen

Die Ermittlung der Nitrataufnahme im Löchernbach erzielte innerhalb dieser Studie sehr heterogene Ergebnisse. Die Bestimmung der dynamic uptake rate kw über die Tracerversuche und über die Hintergrundkonzentrationen unterlag vielen Fehlerquellen, die hauptsächlich auf die unregelmäßigen Nitrat- und Chloridkonzentrationen im Gewässer zurückzuführen sind, aber auch auf den Versuch den Probenumfang möglichst klein zu halten. Zur weiteren Analyse der Einflüsse der in-stream-effects auf die Aufnahmeraten im Löchernbach anhand einfach erhobener Daten wäre es wichtig die unterschiedlichen Aufnahmemethoden auf ihre Sicherheit hin zu überprüfen, indem zeitgleich zu den Zwei-Punktmessungen auch Abschnittsprofilmessungen vorgenommen werden. Der Einsatz von einem mit dem Isotops ¹⁵N angereicherten Tracer, könnte die Auswertung der Nitrataufnahme mittels Tracerversuchen vereinfachen, wie viele andere Studien zeigten (Cohen et al., 2012;Mulholland et al., 2004;von Schiller et al., 2009). Das natürliche Stickstoffisotop kommt in der Natur nur in sehr kleinen Konzentrationen vor und hebt sich so einerseits von den Hintergrundkonzentrationen ab, wodurch zum Beispiel eine Berechnung des NO₃-Massenrückerhalts sehr viel präzisere Ergebnisse liefern könnte, da sich diffuse Stoffeinträge, wie sie im Löchernbach häufig auftreten, nicht auf die ¹⁵N-Tracerkonzentration auswirken und andererseits könnten so die Wege des Nitrats im Gewässerprofil besser abgebildet werden, wie zum Beispiel der Verbleib in Speicherzonen. Da davon auszugehen ist, dass die NO₃-Aufnahmeprozesse aufgrund der sehr hohen Hintergrundkonzentration im Löchernbach bereits einer Nitratsättigung unterliegen, gilt mit solchen Tracerversuchen generell die Frage zu klären, ob die zusätzliche Einspeisung von Nitrat zu auswertbaren Ergebnissen führt oder eine Analyse der Aufnahmeraten bei Hintergrundkonzentrationen ausreichend ist, da eine weitere Herabsetzung der uptake rate unter diesen Konditionen in kaum messbaren Bereichen liegt. Um einen signifikanten Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und Nitrataufnahme über die Hintergrund-konzentration herstellen zu können, ist ein größerer Werteumfang nötig, der über die Verteilung der Abschnitte, die jetzt nur den oberen und den unteren Teil des Löchernbaches analysierten, auf das gesamte Untersuchungsgebiet möglich wäre.

Die Untersuchung der Abhängigkeit der NO₃-Aufnahme von den *in-stream-effects* zeigte selten lineare Zusammenhänge, die für alle Abschnitte gleich galten. Der große Umfang des erhobenen Datensatzes lässt viele weitere Analysen zu, die im Zeitrahmen dieser Arbeit nicht möglich waren. Die Einflussgrößen sollten in Abhängigkeit voneinander betrachtet werden und das am besten für alle einzelnen Versuchsabschnitte mittels multipler Regression. Dass viele Zusammenhänge über nicht-lineare Funktionen erklärt werden könnten, birgt ebenfalls ein großes Potential für die Bestimmung möglicher *upscaling* Faktoren für die Einflussvariablen, anhand derer eine Nitrataufnahme im Löchernbach vorhergesagt werden könnte. Grundlagen für solche Ansätze zeigten z.B. die Leitfähigkeit in Kombination mit den Nährstoffkonzentrationen des Gewässers für eine Gesamtbetrachtung aller Abschnitte sowie die korrigierte Globalstrahlung, die Vegetationsaufnahmen und die morphologischen Gewässerstrukturen für eine Betrachtung der einzelnen Abschnitte. Auch die Untersuchung weiterer Einflussgrößen, wie der Anteil organischer Stickstoffverbindungen oder der von Chlorophyll a im Gewässer könnten Aufschluss über die Nitrataufnahme geben (Covino et al., 2012).

Die Herabsetzung der Nitrataufnahme durch anthropogene Einflüsse wurde in diesem Einzugsgebiet sehr deutlich aufgezeigt und weitere Auswertungen der Daten könnten Rückschlüsse darüber liefern, welche Prozesse im Einzelnen und in Kombination in welchem Umfang darauf Einfluss nehmen. Die Umsetzung eines Modells mittels einer schnellen Datenerhebung von *in-stream-effects* wäre auch für viele andere landwirtschaftlich geprägte Einzugsgebiete von großer Bedeutung, da so z.B. über ein kontinuierliches aber einfaches Monitoring auf unterschiedliche Entwicklungen der Nitrataufnahme rechtzeitig und nachhaltig reagiert werden könnte.

Literaturverzeichnis

- ARANGO, C. P. AND TANK, J. L. (2008): Land use influences the spatiotemporal controls on nitrification and denitrification in headwater streams. Journal of the North American Benthological Society, 27, 90-107.
- ARANGO, C. P., TANK, J. L., SCHALLER, J. L., ROYER, T. V., BERNOT, M. J., AND DAVID, M. B. (2007): Benthic organic carbon influences denitrification in streams with high nitrate concentration. Freshwater Biology, 52, 1210-1222.
- BACHAND, P. A. M. AND HORNE, A. J. (1999): Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. Ecological Engineering, 14, 17-32.
- BAESEMAN, J. L., SMITH, R. L., AND SILVERSTEIN, J. (2006): Denitrification Potential in Stream Sediments Impacted by Acid Mine Drainage: Effects of pH, Various Electron Donors, and Iron. Microbial Ecology, 51, 232-241.
- BASU, N. B., DESTOUNI, G., JAWITZ, J. W., THOMPSON, S. E., LOUKINOVA, N. V., DARRACQ, A., ZANARDO, S., YAEGER, M., SIVAPALAN, M., RINALDO, A., AND RAO, P. S. C. (2010): Nutrient loads exported from managed catchments reveal emergent biogeochemical stationarity. Geophysical Research Letters, 37, L23404.
- BASU, N. B., RAO, P. S. C., THOMPSON, S. E., LOUKINOVA, N. V., DONNER, S. D., YE, S., AND SIVAPALAN, M. (2011): Spatiotemporal averaging of in-stream solute removal dynamics. Water Resources Research, 47, W00J06.
- BENCALA, K. E. AND WALTERS, R. A. (1983): Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: A transient storage model. Water Resources Research, 19, 718-724.
- BERNOT, M. AND DODDS, W. (2005): Nitrogen Retention, Removal, and Saturation in Lotic Ecosystems. Ecosystems, 8, 442-453.
- BERNOT, M. J., TANK, J. L., ROYER, T. V., AND DAVID, M. B.(2006): Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the Midwestern United States, Freshw. Biol., 51, 499–509.
- BERTICS, V. J., LÖSCHER, C. R., SALONEN, I., DALE, A. W., GIER, J., SCHMITZ, R. A., AND TREUDE, T. (2013): Occurrence of benthic microbial nitrogen fixation coupled to sulfate reduction in the seasonally hypoxic Eckernförde Bay, Baltic Sea. Biogeosciences, 10, 1243-1258.
- BK25 (1990): Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25 000, Blatt 7812 Kenzingen. Hrsg. vom Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Landesvermessungsamt Baden-Württemberg.
- BÖHLKE, J. K., HARVEY, J. W., AND VOYTEK, M. A.(2004): Reach-scale isotope tracer experiment to quantify denitrification and related processes in a nitrate-rich stream, midcontinent United States, Limnol. Oceanogr., 49, 821–838.
- BUKAVECKAS, P. (2007): Effects of Channel Restoration on Water Velocity, Transient Storage, and Nutrient Uptake in a Channelized Stream. Environmental Science and Technology, 41, 1570-1576.
- CHRISTENSEN, P. B., NIELSEN, L. P., SORENSEN, J., AND REVSBECH, N. P. (1990): Denitrification in Nitrate-Rich Streams: Diurnal and Seasonal Variation Related to Benthic Oxygen Metabolism. Limnology and Oceanography, 35, 640-651.

- COHEN, M. J., HEFFERNAN, J. B., ALBERTIN, A., AND MARTIN, J. B. (2012): Inference of riverine nitrogen processing from longitudinal and diel variation in dual nitrate isotopes. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 117, G01021.
- COVINO, T., MCGLYNN, B., AND MCNAMARA, R. (2012): Land use/land cover and scale influences on instream nitrogen uptake kinetics. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 117, G02006.
- COVINO, T., MCGLYNN, B., AND MCNAMARA, R. (2010a): Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization (TASCC): Quantifying stream nutrient uptake kinetics from ambient to saturation. Limnology and Oceanography: Methods, 8, 484-498.
- COVINO, T. P., MCGLYNN, B., AND BAKER, M. (2010b): Separating physical and biological nutrient retention and quantifying uptake kinetics from ambient to saturation in successive mountain stream reaches. Journal of Geophysical Research, 115.
- DAVIDSON, E. A., CHOROVER, J., AND DAIL, D. B. (2003): A mechanism of abiotic immobilization of nitrate in forest ecosystems: the ferrous wheel hypothesis. Global Change Biology, 9, 228-236.
- DODDS, W. K., LÓPEZ, A. J., BOWDEN, W. B., GREGORY, S., GRIMM, N. B., HAMILTON, S. K., HERSHEY, A. E., MARTÍ, E., MCDOWELL, W. H., MEYER, J. L., MORRALL, D., MULHOLLAND, P. J., PETERSON, B. J., TANK, J. L., VALETT, H. M., WEBSTER, J. R., AND WOLLHEIM, W. (2002): N uptake as a function of concentration in streams. Journal of the North American Benthological Society, 21, 206-220.
- DOYLE, M. W. (2005): Incorporating hydrologic variability into nutrient spiraling. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 110, G01003.
- EARL, S. R., VALETT, H. M., AND WEBSTER, J. R. (2006): Nitrogen Saturation in Stream Ecosystems. Ecology, 87, 3140-3151.
- ENSIGN, S. H. AND DOYLE, M. W. (2006): Nutrient spiraling in streams and river networks. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 111, G04009.
- FELLOWS, C. S., VALETT, H. M., DAHM, C. N., MULHOLLAND, P. J., AND THOMAS, S. A. (2006): Coupling Nutrient Uptake and Energy Flow in Headwater Streams. Ecosystems, 9, 788-804.
- GARDNER, K. K. AND MCGLYNN, B. L. (2009): Seasonality in spatial variability and influence of land use/land cover and watershed characteristics on stream water nitrate concentrations in a developing watershed in the Rocky Mountain West. Water Resources Research, 45, W08411.
- GARDNER, K. K., MCGLYNN, B. L., AND MARSHALL, L. A. (2011): Quantifying watershed sensitivity to spatially variable N loading and the relative importance of watershed N retention mechanisms. Water Resources Research, 47, W08524.
- GLA (1959): Geologische Exkursionskarte des Kaiserstuhls. Hrsg. vom Geologischen Landesamt Baden-Württemberg, Landesvermessungsamt Baden-Württemberg.
- GOODRIDGE, B. M. AND MELACK, J. M. (2012): Land use control of stream nitrate concentrations in mountainous coastal California watersheds. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 117, G02005.
- GRUBER, N. AND GALLOWAY, J. N. (2008): An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. Nature, 451, 293-296.
- HAGGARD, B. E., STANLEY, E. H., AND STORM, D. E. (2005): Nutrient Retention in a Point-Source-Enriched Stream. Journal of the North American Benthological Society, 24, 29-47.
- HAUER, F. R. AND HILLT, W. R. (2006): Temperature, Light, and Oxygen In: Methods in Stream Ecology. Hauer, F. R. and Lamberti, G. A. (Eds.), Elsevier, New York.
- HILL, A. R. (1996): Nitrate Removal in Stream Riparian Zones. J. Environ. Qual., 25, 743-755.

- HOODA, P. S., EDWARDS, A. C., ANDERSON, H. A., AND MILLER, A. (2000): A review of water quality concerns in livestock farming areas. Science of The Total Environment, 250, 143-167.
- HOWARTH, R. W., BILLEN, G., SWANEY, D., TOWNSEND, A., JAWORSKI, N., LAJTHA, K., DOWNING, J. A., ELMGREN, R., CARACO, N., JORDAN, T., BERENDSE, F., FRENEY, J., KUDEYAROV, V., MURDOCH, P., AND ZHAO-LIANG, Z. (1996): Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. In: Nitrogen Cycling in the North Atlantic Ocean and its Watersheds. Howarth, R. (Ed.), Springer Netherlands.
- HUPPE, H. C. AND TURPIN, D. (1994): Integration of Carbon and Nitrogen Metabolism in Plant and Algal Cells. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 45, 577-607.
- INWOOD, S. E., TANK, J. L., AND BERNOT, M. J. (2007): Factors Controlling Sediment Denitrification in Midwestern Streams of Varying Land Use. Microbial Ecology, 53, 247-258.
- KREILING, R., RICHARDSON, W., CAVANAUGH, J., AND BARTSCH, L. (2011): Summer nitrate uptake and denitrification in an upper Mississippi River backwater lake: the role of rooted aquatic vegetation. Biogeochemistry, 104, 309-324.
- LAINE, P., BIGOT, J., OURRY, A., AND BOUCAUD, J. (1994): Effects of Low Temperature on Nitrate Uptake, and Xylem and Phloem Flows of Nitrogen, in Secale cereale L. and Brassica napus L. New Phytologist, 127, 675-683.
- LEIBUNDGUT, C., MALOSZEWSKI, P., AND KÜLLS, C. (2009): Tracers in Hydrology. Tracers in Hydrology, 403.
- LU, Y., BAUER, J. E., CANUEL, E. A., YAMASHITA, Y., CHAMBERS, R. M., AND JAFFÉ, R. (2013): Photochemical and microbial alteration of dissolved organic matter in temperate headwater streams associated with different land use. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 118, 566-580.
- MARION, A., ZARAMELLA, M., AND BOTTACIN-BUSOLIN, A. (2008): Solute transport in rivers with multiple storage zones: The STIR model. Water Resources Research, 44, W10406.
- MARION, A., ZARAMELLA, M., AND PACKMAN, A. I. (2003): Parameter Estimation of the Transient Storage Model for Stream–Subsurface Exchange. Journal of Environmental Engineering, 129, 456.
- MULHOLLAND, P. J., HELTON, A. M., POOLE, G. C., HALL, R. O., HAMILTON, S. K., PETERSON, B. J., TANK, J. L., ASHKENAS, L. R., COOPER, L. W., DAHM, C. N., DODDS, W. K., FINDLAY, S. E. G., GREGORY, S. V., GRIMM, N. B., JOHNSON, S. L., MCDOWELL, W. H., MEYER, J. L., VALETT, H. M., WEBSTER, J. R., ARANGO, C. P., BEAULIEU, J. J., BERNOT, M. J., BURGIN, A. J., CRENSHAW, C. L., JOHNSON, L. T., NIEDERLEHNER, B. R., O/'BRIEN, J. M., POTTER, J. D., SHEIBLEY, R. W., SOBOTA, D. J., AND THOMAS, S. M. (2008): Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. Nature, 452, 202-205.
- MULHOLLAND, P. J., NEWBOLD, J. D., ELWOOD, J. W., FERREN, L. A., AND JACKSON, R. W. (1985): Phosphorus Spiralling in a Woodland Stream: Seasonal Variations. Ecology, 66, 1012-1023.
- MULHOLLAND, P. J., VALETT, H. M., WEBSTER, J. R., THOMAS, S. A., COOPER, L. W., HAMILTON, S. K., AND PETERSON, B. J. (2004): Stream denitrification and total nitrate uptake rates measured using a field 15N tracer addition approach. Limnology and Oceanography, 49, 809-820.
- NEWBOLD, J. D., ELWOOD, J. W., O'NEILL, R. V., AND SHELDON, A. L. (1983): Phosphorus Dynamics in a Woodland Stream Ecosystem: A Study of Nutrient Spiralling. Ecology, 64, 1249-1265.
- NEWBOLD, J. D., ELWOOD, J. W., O'NEILL, R. V., AND WINKLE, W. V. (1981): Measuring Nutrient Spiralling in Streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38, 860-863.
- NIYOGI, D. K., SIMON, K. S., AND TOWNSEND, C. R. (2004): Land use and stream ecosystem functioning: nutrient uptake in streams that contrast in agricultural development. Archiv für Hydrobiologie - Hauptbände, 160, 471-486.

- PAYN, R. A., WEBSTER, J. R., MULHOLLAND, P. J., VALETT, H. M., AND DODDS, W. K. (2005): Estimation of stream nutrient uptake from nutrient addition experiments. Limnology and Oceanography Methods, 3.
- PETERSON, B. J., WOLLHEIM, W. M., MULHOLLAND, P. J., WEBSTER, J. R., MEYER, J. L., TANK, J. L., MARTÍ, E., BOWDEN, W. B., VALETT, H. M., HERSHEY, A. E., MCDOWELL, W. H., DODDS, W. K., HAMILTON, S. K., GREGORY, S., AND MORRALL, D. D. (2001): Control of Nitrogen Export from Watersheds by Headwater Streams. Science, 292, 86-90.
- PFENNING, K. S. AND MCMAHON, P. B. (1997): Effect of nitrate, organic carbon, and temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. Journal of Hydrology, 187, 283-295.
- POWERS, S. M., JULIAN, J. P., DOYLE, M. W., AND STANLEY, E. H. (2013): Retention and transport of nutrients in a mature agricultural impoundment. Journal of Geophysical Research Biogeosciences, 118, 10.1029/2012JG002148.
- RANTZ, S. E. AND OTHERS (1982): Measurement and computation of streamflow. Volume 1: Measurement of stage and discharge. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2175.
- RUGGIERO, A., SOLIMINI, A. G., ANELLO, M., ROMANO, A., DE CICCO, M., AND CARCHINI, G. (2006): Nitrogen and phosphorus retention in a human altered stream. Chemistry & Ecology, 22, S1-S13.
- RUNKEL, R. L. (2002): A New Metric for Determining the Importance of Transient Storage. Journal of the North American Benthological Society, 21, 529-543.
- SCHILLER, D. V., BERNAL, S., AND MARTI, E. (2011): Technical Note: A comparison of two empirical approaches to estimate in-stream net nutrient uptake. Biogeosciences, 8, 875-882.
- SCHUETZ, T., WEILER, M., AND SAROOS, M. (2013): Spatial and temporal water quality dynamics during baseflow in an agricultural headwater catchment. EGU General Assembly Conference Abstracts, unpublished Presentation, 15, 903.
- SEITZINGER, S. P. (1988): Denitrification in Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: Ecological and Geochemical Significance. Limnology and Oceanography, 33, 702-724.
- STEELE, K. W., JUDD, M. J., AND SHANNON, P. W. (1984): Leaching of nitrate and other nutrients from a grazed pasture. New Zealand Journal of Agricultural Research, 27, 5-11.
- STRAHM, I., MUNZ, N., LEU, C., WITTMER, I., AND STAMM, C. (2013): Landnutzung entlang des Gewässernetzes. Aqua & Gas, 5, 36-44.
- STREAM SOLUTE WORKSHOP (1990): Concepts and Methods for Assessing Solute Dynamics in Stream Ecosystems. Journal of the North American Benthological Society, 9, 95-119, 1990.
- SUDDUTH, E. B., PERAKIS, S. S., AND BERNHARDT, E. S. (2013): Nitrate in watersheds: Straight from soils to streams? Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 118, 291-302.
- TANK, J. L., ROSI-MARSHALL, E. J., BAKER, M. A., AND HALL, R. O. (2008): Are rivers just big streams? A pulse method to quantify nitrogen demand in a large river. Ecology, 89, 2935-2945.
- ULMEN, M. (2013): Spatial and temporal water quality dynamics during base flow periods source area effects. Unpublished master thesis, Professorship of Hydrology, Albert-Ludwigs-University, Freiburg im Breisgau.
- VALETT, H. M., CRENSHAW, C. L., AND WAGNER, P. F. (2002): Stream nutrient uptake, forest succession and biochemical theory. Ecology, 83, 2888-2901.
- VITOUSEK, P. M., ABER, J. D., HOWARTH, R. W., LIKENS, G. E., MATSON, P. A., SCHINDLER, D. W., SCHLESINGER, W. H., AND TILMAN, D. G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecological Applications, 7, 737-750.

- VON SCHILLER, D., MARTÍ, E., AND RIERA, J. L. (2009): Nitrate retention and removal in Mediterranean streams bordered by contrasting land uses: a 15N tracer study. Biogeosciences, 6, 181-196.
- VOUGHT, L. B. M., DAHL, J., PEDERSEN, C. L., AND LACOURSIÈRE, J. O. (1994): Nutrient Retention in Riparian Ecotones. Ambio, 23, 342-348.
- WEBSTER, J. R. AND VALETT, H. M. (2006): Solute Dynamics. In: Methods in Stream Ecology. Hauer, F. R. and Lamberti, G. A. (Eds.), Elsevier, New York.
- WILCOCK, R., SCARSBROOK, M., COSTLEY, K., AND NAGELS, J. (2002): Controlled release experiments to determine the effects of shade and plants on nutrient retention in a lowland stream. Hydrobiologia, 485, 153-162.
- WILLIAMS, M. AND LIU, F. (2002): Mixing Models and End-Member Mixing Analysis: Principles and Examples. Department of Geography and Institute of Arctic and Alpine Research, University of Colorado, Boulder, CO80309.
- WOLLHEIM, W. M., PETERSON, B. J., DEEGAN, L. A., HOBBIE, J. E., HOOKER, B., BOWDEN, W. B., EDWARDSON, K.
 J., ARSCOTT, D. B., HERSHEY, A. E., AND FINLAY, J. (2001): Influence of Stream Size on Ammonium and Suspended Particulate Nitrogen Processing. Limnology and Oceanography, 46, 1-13.
- WOLLHEIM, W. M., VÖRÖSMARTY, C. J., PETERSON, B. J., SEITZINGER, S. P., AND HOPKINSON, C. S. (2006): Relationship between river size and nutrient removal. Geophysical Research Letters, 33, L06410.
- ZARNETSKE, J. P., HAGGERTY, R., WONDZELL, S. M., AND BAKER, M. A. (2011): Dynamics of nitrate production and removal as a function of residence time in the hyporheic zone. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 116, G01025.
- ZARNETSKE, J. P., HAGGERTY, R., WONDZELL, S. M., BOKIL, V. A., AND GONZÁLEZ-PINZÓN, R. (2012): Coupled transport and reaction kinetics control the nitrate source-sink function of hyporheic zones. Water Resources Research, 48, W11508.

Anhang



A. Abbildungen und Tabellen

Abbildung A.1: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem Tracerversuch auf Abschnitt 1 (Punkte) und die simulierte Hintergrundänderung während des Versuches (Linie).



Abbildung A.2: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem Tracerversuch auf Abschnitt 2 (Punkte) und die simulierte Hintergrundänderung während des Versuches (Linie).



Abbildung A.3: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem Tracerversuch auf Abschnitt 3 tagsüber (Punkte) und die simulierte Hintergrundänderung während des Versuches (Linie).



Abbildung A.4: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem Tracerversuch auf Abschnitt 3 nachts (Punkte) und die simulierte Hintergrundänderung während des Versuches (Linie).



Abbildung A.5: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem Tracerversuch auf Abschnitt 4 Tag 1 (Punkte) und die simulierte Hintergrundänderung während des Versuches (Linie).



Abbildung A.6: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem Tracerversuch auf Abschnitt 4 Tag 2 (Punkte) und die simulierte Hintergrundänderung während des Versuches (Linie).



Abbildung A.7: Gemessene Hintergrundkonzentration von NO3 und Cl vor und nach dem Tracerversuch auf Abschnitt 4 nachts (Punkte) und die simulierte Hintergrundänderung während des Versuches (Linie).

Abschnitt				A1 Tag			A2 Tag			A3 Tag			A3 Nach	t	A4 Tag 1	A4 Tag 2	A4 Nacht
Bezeichnung	Symbol	Einheit	1A	1B	1AB	۶A	2B	2AB	3A-T	3B-T	3AB-T	3A-N	3B-N	3AB-N	4-1T	4-2T	4-N
Datum			15	5. Aug. 1	3	8	3. Aug. 1	3	2	9. Aug.	13	29	9. Aug. 1	13	1. Aug. 13	20. Aug. 13	21. Aug. 13
Versuchsstart				12:29			12:39			12:20			22:54		15:04	12:24	0:04
Versuchsdauer	tv	min		521			381			320			313		306	206	240
Einspeisestart				13:30			13:40			13:20			23:55		16:04	13:25	1:05
Einspeisedauer	t,	min		65			70			63			64		60	66	62
Einspeiserate	Q _R	ml/s		4.60			4.25			4.74			4.68		4.76	4.54	4.82
Abfluss	Q	l/s		0.15			0.42		2.13	2.17	2.17	1.92	1.96	1.96	1.63	0.90	0.90
Fließgeschwindigkeit Bach	us	cm/s	0.99	1.16	1.07	3.49	1.77	2.32	9.75	9.17	9.73	8.82	8.27	8.78	10.98	7.30	7.28
Fließgeschwindigkeit Gewässer	ч	cm/s	0.89	0.93	0.91	3.49	1.69	2.25	7.06	5.68	6.74	6.39	5.13	6.08	9.54	5.59	5.57
Mean travel time NO3	MTT _(NO3)	min	103	125	228	73	67	140	68	27	95	68	28	96	12	50	48
mittl. Lösungsgeschwindigkeit NO ₃	U _{NO3}	cm/s	0.73	0.67	0.70	1.48	1.75	1.61	2.95	2.52	2.83	2.95	2.48	2.82	8.95	2.11	2.21
Mean travel time Cl	MTT _(CI)	min	104	124	228	74	67	141	68	28	96	69	27	96	11	51	48
mittl. Lösungsgeschwindigkeit Cl	u _{cl}	cm/s	0.72	0.67	0.69	1.47	1.74	1.60	2.95	2.46	2.81	2.92	2.53	2.81	9.27	2.10	2.20

Tabelle A.1: Zeitangaben, Abflüsse und Fließgeschwindigkeiten der Tracerversuche.

Tabelle A.2: Stoffkonzentration	en der Tra	cerversu	che (grün	⊨kw-we	rt-Berech	nung mö	iglich; rot	:=kWBei	echnung	nicht mö	iglich; gel	b=kW-Be	erechnung	g modifizio	ert möglich	(s. Kapitel	4.4)).
Abschnitt				A1 Tag			A2 Tag			A3 Tag			A3 Nacht		A4 Tag 1	A4 Tag 2	A4 Nacht
Bezeichnung	Symbol	Einheit	1A	1B	1AB	2A	2B	2AB	3A-T	3B-T	3AB-T	3A-N	3B-N	3AB-N	4-1T	4-2T	4-N
Einspeisemasse NO3	M _{I(NO3)}	8		85.15			84.74			85.30			85.63		91.02	85.72	85.46
Massenrückerhalt NO3	T _{MR(NO3)}	50	82.38	78.19	78.19	82.67	81.98	81.98	71.14	76.16	76.16	76.22	73.15	73.15	84.76	73.66	74.48
Einspeisemasse Cl	M _{I(CI)}	в		58.67			116.27			58.63			58.86		120.75	58.92	58.74
Massenrückerhalt Cl	T _{MR(CI)}	8	57.71	54.34	54.34	111.06	111.87	111.87	50.91	53.48	53.48	52.16	50.35	50.35	112.83	49.60	51.43
Massenrückerhalt [NO3:CI]-Ratio	T _{MR[N03:CI]}	%	0.984	1.008	0.991	1.021	0.992	1.006	0.960	1.019	0.979	1.005	0.994	0.999	0.997	1.021	0.995
Totale Retention NO3	T _{R(NO3)}	80	2.77	4.20	6.97	2.07	0.69	2.75	14.16	-5.03	9.13	9.41	3.06	12.47	6.26	12.07	10.98
Physische Retention NO3	PR _(NO3)	50	1.39	4.81	6.29	3.80	0.00	3.21	11.23	-3.59	7.49	9.76	2.64	12.38	5.97	13.55	10.63
Biologische Retention NO3	BR _(NO3)	8	1.38	-0.62	0.68	-1.74	0.69	-0.46	2.93	-1.44	1.64	-0.35	0.43	60.0	0.29	-1.49	0.35
Tracerkonzentration bei Einspeisung NO3	C _{0(NO3)}	mg/l		144.37			48.19			10.61			11.59		13.54	24.10	25.65
Plateaukonzentration NO3	C _{PI(NO3)}	mg/l	112.43	82.43	82.43	44.45	40.83	40.83	8.84	8.51	8.51	10.05	60.6	60.6	12.55	20.25	22.21
normalisierte Plateaukonzentration NO3	C _{N(NO3)}	%	0.779	0.733	0.571	0.922	0.919	0.847	0.833	0.963	0.802	0.867	0.904	0.784	0.927	0.840	0.866
mittl. Hintergrundkonzentration NO3	C _{Bg(NO3)}	mg/l	13.98	13.93	13.93	16.74	16.10	16.10	28.86	27.59	27.59	29.97	29.62	29.62	36.00	34.48	34.38
Hintergrundänderung NO3	$\Delta C_{Bg(NO3)}$	mg/l	0.44	0.44	0.44	0.64	0.59	0.59	-0.29	-0.01	-0.01	0.74	0.38	0.38	0.69	-0.54	-0.32
Tracerkonzentration bei Einspeisung Cl	Co(ci)	l/gm		99.47			66.13			7.30			7.96		17.43	16.56	17.63
Plateaukonzentration Cl	C _{PI(CI)}	mg/l	76.83	56.81	56.81	59.02	54.23	54.23	6.32	5.76	5.76	6.92	6.25	6.25	16.38	13.66	15.44
normalisierte Plateaukonzentration Cl	C _{N(d)}	%	0.772	0.739	0.571	0.893	0.919	0.820	0.866	0.911	0.789	0.869	0.904	0.785	0.939	0.825	0.876
mittl. Hintergrundkonzentration Cl	C _{Bg(CI)}	mg/l	25.39	25.55	25.55	20.70	21.02	21.02	29.02	28.71	28.71	30.04	30.20	30.20	33.19	32.43	32.46
Hintergrundänderung Cl	$\Delta C_{Bg(CI)}$	mg/l	0.44	0.38	0.38	0.19	0.26	0.26	-0.01	-0.36	-0.36	0.49	0.19	0.19	-0.09	-0.30	-0.44
normalisierte Plateau-[NO3:Cl]- Ratio	CN	%	1.008	0.9915	7666.0	1.0333	8666.0	1.0331	0.9611	1.0572	1.0161	0.9986	1.0002	0.9989	0.9871	1.0190	0.9885
Biologische Plateauretention NO3	BR _{PI(NO3)}	mg/l	-0.927	0.707	0.021	-1.433	0.010	-1.306	0.358	-0.461	-0.135	0.014	-0.002	0.010	0.164	-0.378	0.259

0															
			A1 Too											A4 Tag 1	Α4
Absc	חחוננ		AT 1ag			AZ Tag			A3 lag			A3 Nacht		A4 Tag 2	Nacht
Wert	Versuch	1A	1B	1AB	ZA	2B	2AB	3A-T	3B-T	ЗАВ-Т	3A-N	3B-N	3AB-N	4-T	4-N
	Profil v	9.4E-04	4.8E-04	6.7E-04	6.0E-04	9.7E-04	8.1E-04	1.9E-04	2.9E-04	2.1E-04	7.1E-04	1.3E-03	8.7E-04	2.7E-04	1.9E-04
ƙw	Profil d	I	I	I	I	I	I	7.4E-04	3.5E-04	6.4E-04	5.2E-04	3.3E-04	4.7E-04	1.2E-04	1.2E-03
[1/m]	Plateau	-	1.7E-04	5.8E-06	I	3.5E-06	-	3.3E-04	-	-	1.1E-05	I	8.0E-06	2.0E-04	1.8E-04
	TMR	3.7E-04	-	8.6E-05	I	1.2E-04	-	3.4E-04	-	1.8E-04	I	3.6E-05	7.7E-06	5.4E-05	7.3E-05
	Profil v	1062	2080	1498	1663	1027	1230	5312	3493	4651	1415	784	1144	3746	5274
Sw	Profil d	-	-	I	I	-	-	1351	2858	1561	1920	2996	2144	8166	839
[m]	Plateau	-	5906	173888	I	282979	-	3032	-	-	88518	I	124346	4902	5510
	TMR	2718	-	11584	I	8420	-	2975	-	5614	I	27851	129326	18688	13629
	Profil v	0.0288	0.0159	0.0213	0.0470	0.0645	0.0581	0.0489	0.0796	0.0577	0.1665	0.3206	0.2119	0.0414	0.0293
۷f	Profil d	ı	1	ı	ı	ı	1	0.1925	0.0973	0.1718	0.1228	0.0839	0.1131	0.0190	0.1840
[mm/min]	Plateau	ı	0.0056	0.0002	ı	0.0002	ı	0.0858	-	-	0.0027	ı	0.0019	0.0557	0.0280
	TMR	0.0113	-	0.0027	-	0.0079	-	0.0874	-	0.0478	-	0.0090	0.0019	0.0146	0.0113
	Profil v	0.395	0.212	0.287	0.785	1.021	0.945	1.410	2.267	1.656	5.109	9.663	6.470	1.444	1.030
C	Profil d	'	'	1	ı	'	'	1.701	0.828	1.479	3.741	2.522	3.433	0.659	6.371
[mg/m² min]	Plateau		0.539	0.020	1	0.013		3.230		1	0.107	1	0.077	2.697	1.587
	TMR	1.421	-	0.306	-	0.447	-	3.291	-	1.762	-	0.349	0.074	0.708	0.642
Q [I/sek]	alle		0.15			0.42		2.13	2.17	2.17	1.92	1.96	1.96	1.63 0.90	0.90
	Profil v	13.72	13.31	13.50	16.71	15.82	16.25	28.80	28.48	28.72	30.67	30.14	30.54	34.92	35.18
C _{NO3}	Profil d	14.83	15.73	15.30	1	ı	I	30.33	29.26	30.05	30.46	30.07	30.36	34.76	34.63
[mg/l]	Plateau/ TMR	126.42	96.36	96.36	61.19	56.93	56.93	37.70	36.10	36.10	40.02	38.71	38.71	48.550 54.728	56.59

Tabelle A.3: Übersicht über die berechneten Aufnahmeraten (Plateau, TMR, Pv und Pd) aller Versuchsabschnitte für die Tracerversuche mit Angabe der ermittelten Abflüsse und gemessenen Hintergrundnitratkonzentrationen.

Abschnitt			A1 Tag			A2 Tag			A3 Tag		A4 Tag
Wert	Messtour	1A	1B	1AB	2A	2B	2AB	3A-T	3B-T	3AB-T	4-T
	13. Aug	7.3E-04	5.8E-04	6.5E-04	8.0E-04	8.1E-04	8.0E-04	-	-	-	-
	20. Aug	-	-	-	-	-	-	1.9E-04	1.0E-04	1.7E-04	2.7E-04
kw	22. Aug	1.9E-03	1.8E-03	1.8E-03	1.9E-03	2.8E-03	2.4E-03	1.9E-04	6.8E-04	3.1E-04	8.3E-04
[1/m]	27. Aug	1.7E-03	2.5E-03	2.1E-03	1.6E-03	1.6E-03	1.6E-03	1.6E-04	-	-	1.6E-04
	13. Sep	5.3E-04	-	-	1.9E-04	3.7E-04	2.9E-04	2.6E-04	2.6E-04	2.6E-04	3.7E-04
	17. Sep	3.3E-04	2.8E-04	3.0E-04	7.4E-04	4.1E-04	5.7E-04	2.6E-04	8.5E-04	4.1E-04	5.4E-04
	13. Aug	1379	1714	1540	1254	1242	1248	-	-	-	-
	20. Aug	-	-	-	-	-	-	5197	9750	5877	3745
Sw	22. Aug	534	563	549	516	360	420	5293	1461	3207	1207
[m]	27. Aug	600	395	470	638	638	638	6433	-	-	6145
	13. Sep	1870	-		5189	2674	3472	3893	3783	3865	2668
	17. Sep	3066	3544	3304	1347	2415	1755	3841	1172	2454	1864
	13. Aug	0.0633	0.0547	0.0588	0.1044	0.0917	0.0973	-	-	-	-
	20. Aug	-	-	-	-	-	-	0.0358	0.0204	0.0325	0.0655
Vf	22. Aug	0.1676	0.1828	0.1750	0.0362	0.0494	0.0433	0.0354	0.1451	0.0617	0.2164
[mm/min]	27. Aug	0.1183	0.1928	0.1567	0.1557	0.1398	0.1470	0.0372	-	-	0.0540
	13. Sep	0.0584	-	-	0.0344	0.0563	0.0469	0.0851	0.0907	0.0870	0.1590
	17. Sep	0.0401	0.0380	0.0391	0.1538	0.0642	0.1007	0.0987	0.3141	0.1540	0.2582
	13. Aug	0.873	0.731	0.798	1.813	1.509	1.645	-	-	-	-
	20. Aug	-	-	-	-	-	-	1.268	0.703	1.143	2.233
U	22. Aug	2.329	2.330	2.326	0.573	0.668	0.634	1.323	5.347	2.300	7.666
[mg/m² min]	27. Aug	1.593	2.350	2.005	2.158	1.743	1.931	1.174	-	-	1.913
	13. Sep	0.752	-	-	0.494	0.794	0.667	2.398	2.509	2.442	4.325
	17. Sep	0.519	0.485	0.502	2.200	0.883	1.412	2.681	8.169	4.143	6.491
	13. Aug	0.51	0.51	0.51	0.73	0.73	0.73	2.35	2.49	2.42	2.49
	20. Aug	-	-	-	-	-	-	1.44	1.49	1.46	1.49
Q	22. Aug	0.56	0.56	0.56	0.09	0.09	0.09	1.45	1.58	1.52	1.58
[l/sek]	27. Aug	0.40	0.40	0.40	0.56	0.56	0.56	1.95	2.01	1.98	2.01
	13. Sep	0.68	0.68	0.68	1.03	1.03	1.03	2.84	2.91	2.87	2.91
	17. Sep	0.88	0.88	0.88	1.32	1.32	1.32	4.18	4.32	4.25	4.32
	13. Aug	2.7	2.8	2.7	4.6	2.6	3.3	7.8	6.1	7.3	13.4
	20. Aug	-	-	-	-	-	-	5.6	4.2	5.2	9.2
u	22. Aug	2.6	3.1	2.8	1.1	0.5	0.7	5.7	4.5	5.4	9.6
[cm/s]	27. Aug	2.2	2.3	2.3	4.3	2.1	2.8	6.7	5.1	6.2	12.1
	13. Sep	3.2	3.7	3.4	5.0	3.3	3.9	8.6	6.4	8.0	13.3
	17. Sep	3.5	3.8	3.7	4.8	3.9	4.3	10.6	8.1	9.9	15.5
	13. Aug	13.80	13.38	13.57	17.37	16.46	16.89	36.32	35.28	36.08	35.84
	20. Aug	-	-	-	-	-	-	35.45	34.43	35.22	34.07
C _{NO3}	22. Aug	13.90	12.75	13.29	15.83	13.52	14.63	37.43	36.85	37.29	35.42
[mg/l]	27. Aug	13.47	12.19	12.79	13.86	12.47	13.13	31.58	30.95	31.43	30.84
	13. Sep	12.89	12.76	12.82	14.37	14.10	14.23	28.18	27.68	28.06	27.21
	17. Sep	12.95	12.76	12.85	14.31	13.76	14.02	27.17	26.01	26.90	25.14

Tabelle A.4: Übersicht über die berechneten Aufnahmeraten aller Versuchsabschnitte für die Messtouren mit Angabe der ermittelten Abflüsse und gemessenen Hintergrundnitratkonzentrationen.

B. Bilder



Abbildung B.1: Messwehr und CTD-Diver an der Quelle des Löchernbaches.



Abbildung B.2: Messwehre und Diver der Drainagen 7Lk und 7Lg.



Abbildung B.3: Gewässerrandvegetation (Schilf) von bis zu 4 m Höhe auf Abschnitt 4.



die eine niedrige O_{SLR} verursacht.

Abbildung B.4: Abschnitt 2A mit Gewässerrandvegetation, Abbildung B.5: Abschnitt 3A mit Gewässerrandvegetation, die eine hohe O_{SLR} verursacht.



Abbildung B.6: Vorbereitung der Gerätschaften und Probeflaschen für den Tracerversuch auf Abschnitt 3.



Abbildung B.7: Tracerkonstanteinspeisung mittels einer kleinen Pumpe während des Tracerversuches auf Abschnitt 3.



Abbildung B.8: Probenahme und Leitfähigkeitsmessung bei Messstelle 3A.



Abbildung B.9: Beispiel eines Gewässertranssektpunktes mit einem O_{SLR}-Wert von 0.5.

C. Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

Symbol	Bedeutung	Einheit
S	spiraling length	[m]
Sw	uptake length	[m]
S _B	turnover length	[m]
λ_{c}	dynamic uptake rate	[1/h]
kw	longitudinal uptake rate	[1/m]
$V_{\rm f}$	uptake velocity	[mm/min]
U	areal uptake rate	[mg/m ² min]
С	Konzentration	[mg/l]
t	Zeit	[min]
х	Strecke	[m]
St	Gefälle	[%]
H ü NN	Höhe über Normal Null	[m]
D	Dispersionskoeffizient	[]
R	Nitrataufnahme	[g]
τ	Verweilzeit	[min]
Q	Abfluss	[l/s]
LFK	Elektrische Leitfähigkeit	[µS/cm]
Tw	Wassertemperatur	[°C]
рН	pH-Wert	[]
02	Sauerstoffgehalt	[mg/l]
O_2S	Sauerstoffsättigung	[%]
C _{Cl}	Chloridkonzentration	[mg/l]
C _{NO3}	Nitratkonzentration	[mg/l]
C _{SO4}	Sulfatkonzentration	[mg/l]
Veg _F	Vegetationsdichte im Gewässerbett	[]
Veg _R	Gewässerrandvegetationshöhe	[m]
SLR	Globalstrahlung	$[W/m^2]$
SLR _{kor}	korrigierte Globalstrahlung	$[W/m^2]$
O _{SLR}	Anteil direkt bestrahlter Wasseroberfläche	[%]
T _L	Lufttemperatur	[°C]
RH	Relative Luftfeuchte	[%]
Ws	Gewässerbreite	[cm]
W	Benetzter Gewässerumfang	[cm]

XXIV

Wb	Gewässerboden	[cm]
h	Gewässertiefe	[cm]
h _m	Mittlere Gewässertiefe	[cm]
α	Böschungswinkel	[°]
b	Gewässerrand	[cm]
А	Fließquerschnitt	[cm ²]
R _{hy}	Hydraulischer Radius	[cm]
S	Indexierung für Bach	-
Р	Indexierung für Pool	-
m	Indexierung für Mittelwert	-
Cs	Hintergrund- + Tracerkonzentration	[mg/l]
CI	Injektionskonzentration	[mg/l]
C _{Pl}	Plateaukonzentration	[mg/l]
C_{Bg}	Hintergrundkonzentration	[mg/l]
C _N	Normalisierte Konzentration	[mg/l]
Co	Tracerkonzentration bei Einspeisestelle	[mg/l]
TMR	Tracermassenrückerhalt	[g]
MI	Tracerinjektionsmasse	[g]
TR	Totale Retention	[g] oder [mg/l]
PR	Physische Retention	[g] oder [mg/l]
BR	Biologische Retention	[g] oder [mg/l]
МТТ	Median travel time	[min]
u _T	Lösungsgeschwindigkeit	[cm/s]
Δ	Änderung eines Wertes über Strecke oder	-
	Zeit	
Pl	Plateaukonzentrationen der Tracerversuche	-
	bzw. daraus berechnete Werte betreffend	
TMR	Tracermassenrückerhalt der Tracerversuche	-
	bzw. daraus berechnete Werte betreffend	
Pv	Abschnittsprofil vor den Tracerversuchen	-
	bzw. daraus aus dessen Nitratkonzentration	
	berechnete Werte betreffend	
P _d	Abschnittsprofil nach den Tracerversuchen	-
	bzw. daraus aus dessen Nitratkonzentration	
	berechnete Werte betreffend	
Ehrenwörtliche Erklärung:

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

Ort, Datum

Unterschrift