## Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern

vom Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

Vorgelegt von

Dipl.-Ing. Renata Woźniak

Kaiserslautern 2008 (D 386)

## Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern

vom Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

Vorgelegt von

Dipl.-Ing. Renata Woźniak

Kaiserslautern 2008 (D 386)

Dekan: Prof. Dr. G. Troeger-Weiß
Vorsitzender der Prüfungskommission: Prof. Dr. K. Tobias
1. Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt
2. Berichterstatter: Univ.Prof. DI Dr.nat.techn. Raimund Haberl
Tag der mündlichen Prüfung: 16. Mai 2007

#### KURZFASSUNG

Retentionsbodenfilter (RBF) werden in den letzten Jahren zunehmend zur weitergehenden Mischwasserbehandlung eingesetzt. Insbesondere bei empfindlichen Gewässern haben sich Retentionsbodenfilter als eine wertvolle Maßnahme zur Erfüllung der immissionsorientierten Anforderungen erwiesen, die sich vermehrt aus neuen europäischen Regelungen (EU WRRL, 2000) ergeben. Der überwiegend hohe Wirkungsgrad von RBF hinsichtlich der Elimination von C-Verbindungen (CSB) und Ammonium (NH<sub>4</sub>) wurde mittlerweile an verschiedenen Anlagen nachgewiesen. Es bestehen weiterhin Unsicherheiten hinsichtlich des Einflusses unterschiedlicher Beschickungs- und Betriebssituationen auf die Reinigungsleistung von Bodenfiltern. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur Verbesserung des Kenntnisstandes zur Belastbarkeit von RBF liefern. Im Vordergrund steht die Ermittlung des maximalen Frachtrückhaltes hinsichtlich organischen Kohlenstoffverbindungen und Stickstoffverbindungen.

Die Untersuchungen wurden im Labormaßstab an Säulenmodellen mit zwei unterschiedlichen Filtersubstraten durchgeführt. Durch die gezielte Variierung der Beschickungsmengen und Filtergeschwindigkeit wurde ein breites Spektrum unterschiedlicher Belastungszustände untersucht. Ferner wurden Sauerstoff- und Redoxpotential im Säulenablauf sowie im Filterkörper gemessen. In Anschluss an die Versuchsreihen wurden die Säulen abgebaut und ergänzende bodenkundliche und mikrobiologische Untersuchungen durchgeführt.

Die Ergebnisse einer ergänzenden Volumenbilanz zeigen, dass selbst in einem überstauten Filterkörper nicht alle Poren im mit Wasser gefüllt sind. Der in der eingeschlossenen Bodenluft enthaltene Sauerstoff trägt zur Wiederbelüftung des infiltrierenden Beschickungswassers bei. Die mikrobiell bedingten Unterschiede des O<sub>2</sub>-Verbrauchs im vertikalen Filterprofil haben zur Folge, dass in einem Filterkörper gleichzeitig aerobe, anoxische und anaerobe Zonen existieren können.

Der Rückhalt von Ammonium hat sich als signifikant abhängig von der Filtrationsgeschwindigkeit und der substratspezifischen Sorptionskapazität erwiesen. Die Gesamtbetrachtung der Stickstoffkomponenten und insbesondere NO<sub>3</sub>-Konzentrationsganglinien in Säulenablauf führt im Zusammenhang mit der Sauerstoffverfügbarkeit im Filterkörper zur Folgerung, dass NH₄-Rückhalt nicht wie bisher als streng zweistufiger Prozess mit Teilschritten Sorption (in der Betriebsphase) und Nitrifikation (in der Trockenphase) angesehen werden kann. Die Ergebnisse der Arbeit zeigen erstmals, dass unter bestimmten Bedingungen die Nitrifikation schon während der Betriebsphase stattfindet.

Die Analyse des Sauerstoffverbrauchs in den Filterkörpern der untersuchten Säulen in Verbindung mit der CSB-Reinigungsleistung belegt, dass während der Betriebsphase auch für die CSB-Verbindungen ein unmittelbarer Abbau stattfindet. Unter aeroben Verhältnissen ist die Reinigungsleistung in allen untersuchten Säulen – unabhängig von Substrat und Filtergeschwindigkeit - weitgehend stabil.

## DETERMINATION OF LOADING LIMITATIONS ON FILTER MATERIALS FOR ENHANCED TREATMENT OF CSOS IN RETENTION SOIL FILTERS.

#### ABSTRACT

A common method for enhanced treatment of combined sewer overflows (CSOs) in Germany is the implementation of Retention Soil Filter (RSF). RSF proved to be very effective measure to meet the EU WFD standards especially for small or particularly sensitive receiving waters. In various field studies RSF have shown a generally high purification capacity, especially consisting the elimination of organic compounds (COD) and ammonium (NH4). Despite overall positive experience, optimization of operation requires a deeper knowledge of the purification processes within the filter layer and of the reliability of RSF under extreme loading conditions. Therefore in this thesis the main objectives were to detect maximal removal loads of organic and nitrogen compounds.

Within, results of lab-scale experiments using filter columns filled with two different filter sands are described. The columns were operated with various loading conditions and with different filtration rate, so that various operation conditions could be tested. Oxygen concentrations in different filter layers were measured continuously in situ and in the outflow of the columns. Furthermore, oxidation reduction potential and pH were measured in the outflow. At the end of the experiments sand samples from different layers were obtained and the porosity as well as the DNA-concentrations were detected.

The results of the volume balances show, that even during inundation not all pores in the filter layer are filled with water. Some parts of the captured soil air re-aerates the infiltrating water. Differences in oxygen consumption in different filter layers correspond with the biomass density. These findings indicate, that aerobic, anoxic and anaerobic zones may exist in the soil filter at the same time.

These results of oxygen measurement in combination with observation of waste water compounds in the outflow give indications about predominant processes during and after loading phase in RSF for CSO treatment. Possible processes concerning ammonium elimination during loading phase are sorption and degradation with nitrification. However, for the nitrification during loading certain conditions are required.

The analysis of oxygen consumption in connection with COD elimination supports the assumption, that organic compound are already degraded during filter operation. Under aerobic conditions the purification capacity in all examined columns - independently from kind of filter sand and filtration rate – is extensively stable.

# BADANIE GRANIC OBICĄŻALNOŚCI SUBSTRATÓW GRUNTOWYCH DO ZAAWANSOWANEGO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW OGÓLNOSPŁAWNYCH W RETENCYJNYCH FILTRACH GRUNTOWYCH

#### STRESZCZENIE

Retencyjne filtry gruntowe (RFG) są w ostatnich latach szczególnie w Niemczech coraz częściej stosowane do zaawansowanego oczyszczania ścieków ogólnospławnych. Szczególnie w przypadku wrażliwych na zanieczyszczenia odbiorników RFG okazały się być wartościowym sposobem na wypełnienie warunków dotyczących odprowadzania ścieków do odbiorników, które w coraz większym zakresie wynikają z nowych przepisów Unii Europejskiej (EU WRRL, 2000).

Wysoka w większości przypadków sprawność RFG pod względem usuwania organicznych związków węgla (ChZT) i azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>) została w międzyczasie potwierdzona przez badania na wielu obiektach. Nie do końca wyjaśnione pozostają kwestie wpływu różnych obciążeń i sytuacji eksploatacyjnych na skuteczność oczyszczania ścieków przez filtry gruntowe. Zadaniem prezentowanej pracy jest przyczynienie się do lepszego poznania obciążalności RFG. Na pierwszym planie stoi przy tym wyznaczenie maksymalnych możliwych do usunięcia przez RFG ładunków organicznych związków węgla i związków azotu w warunkach wysokich obciążeń hydraulicznych i/lub wysokich koncentracji na dopływie RFG.

Opisane badania zostały przeprowadzone w skali laboratoryjnej na kolumnowych modelach RFG wypełnionych dwoma różnymi substratami filtrującymi. Dzięki celowej zmianie ilości zasilających filtry ścieków i prędkości filtracji zbadano szeroki zakres obciążeń. Badano również koncentrację tlenu i potencjał redox, zarówno w odpływie kolumn, jak i we właściwej warstwie filtrującej. Na koniec serii badań kolumny zostały zdemontowane i przeprowadzono uzupełniające badania geotechniczne i mikrobiologiczne.

Wyniki uzupełniającego bilansu objętości pokazują, iż w znajdującej się pod warstwą ścieków warstwie filtracyjnej, nie wszystkie pory wypełnione są wodą. Tlen zawarty w uwięzionym w porach powietrzu przyczynia się do ponownego natlenienia filtrowanych ścieków. Różnice w zużyciu tlenu na różnych głębokościach warstwy filtrującej spowodowane są różnicami w ilości mikroorganizmów. Dzięki temu w warstwie filtrującej mogą występować jednocześnie strefy aerobowe, anoksyczne i anaerobowe.

Stopień usuwania azotu amonowego okazał się być silnie zależny od prędkości filtracji i pojemności sorpcyjnej zależnej od rodzaju stosowanego substratu. Analiza wszystkich badanych komponentów azotu w powiązaniu z dostępnością tlenu w warstwie filtrującej prowadzi do wniosku, iż usuwanie N-NH<sub>4</sub> nie może być postrzegane jak dotąd wyłącznie jako proces z dwoma oddzielnymi etapami: sorpcji (w trakcie zasilania filtra) i nitryfikacji (w przerwie między zasileniami). Wyniki tej pracy wykazują po raz pierwszy, że pod pewnymi warunkami nitryfikcja może przebiegać w RFG już w trakcie fazy pracy.

Analiza zużycia tlenu w warstwie filtrującej badanych kolumn w połączeniu z usuwanie ChZT dowodzi, iż również związki węgla organicznego rozkładane są już w trakcie fazy pracy RFG. W aerobowych warunkach stopień oczyszczania we wszystkich badanych kolumnach jest stosunkowo stabilny.

#### DANKSAGUNG

Herrn Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt danke ich sehr für die Möglichkeit, dieses Thema zu bearbeiten und für die Übernahme des Hauptreferates. Herrn Univ.Prof. DI Dr.nat.techn. Raimund Haberl gilt mein besonderer Dank für die Übernahme des Korreferats. Herrn Prof. Dr. K. Tobias danke ich herzlich für die Übernahme des Prüfungvorsitzes.

Recht herzlich bedanke ich mich bei allen ehemaligen Kolleginnen und Kollegen für die gute Zusammenarbeit, die angenehme Atmosphäre am Fachgebiet, sowie die fachliche und sprachliche Unterstützung. Mein besonderer Dank gilt weiterhin Frau PD Dr.-Ing. habil. Antje Welker für die intensiven fachlichen Disskussionen und Herrn Dr.-Ing. Ulrich Dittmer, von dessen Wissen und Erfahrung ich fachlich sehr stark profitiert habe.

Mein herzlicher Dank gilt auch dem Laborteam, insbesondere Frau MA Alexandra Risch, für die vorbildliche Organsiation der Laborarbeiten, zuverlässige Analysen und zahlreiche Hinweise, ohne welche die Auswertung der zahlreichen Proben nicht möglich gewesen wäre.

Ferner gilt mein Dank auch allen wissenschaftliche Hilfskräfte, Diplomanden und Zivildienstleistenden, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Dziękuję również moim Rodzicom, którzy wspierali mnie w na wszystkich etapach mojej edukacji i pracy.

## INHALT

1	Einleitung	1
	1.1 Veranlassung	1
	1.2 Zielsetzung	2
	1.3 Aufbau der Arbeit	3
2	Kenntnisstand zur Abwasserbehandlung in Bodenfiltern	4
	2.1 Themaabgrenzung und Begriffsdefinitionen	4
	2.1.1 Weitergehende Mischwasserbehandlung	4
	2.1.2 Einsatzgebiete der Bodenfilter	6
	2.1.3 Konstruktion und Betrieb von RBF	7
	2.2 Reinigungsprozesse in Retentionsbodenfiltern	9
	2.2.1 Rückhalt von Feststoffen	9
	2.2.2 Rückhalt von gelösten Stoffen	10
	2.2.3 Biomasse und Bioaktivität	18
	2.3 Zur Belastungsgrenze der Bodenfilter	23
	2.3.1 Kolmation in Vertikalfiltern	23
	2.3.2 Filtergeschwindigkeit	26
	2.3.3 Stofflimitierung am Biofilm	27
3	Bodenphysikalische und – chemische Grundlagen	29
	3.1 Eigenschaften der Filtersubstrate	29
	3.1.1 Kornform und Kornoberfläche	30
	3.1.2 Korngefüge und Porosität	30
	3.2 Wasserhaushalt und -bewegung in Böden	32
	3.2.1 Infiltration	33
	3.2.2 Entwässerung	34
	3.3 Zusammensetzung und Dynamik der Bodenluft	36
	3.3.1 Sauerstoffhaushalt in Bodenfiltern	37
	3.3.2 Sauerstoffeintragswege	37
	3.4 Redoxverhältnisse in Böden und Wasser	43
	3.4.1 Grundbegriffe	43
	3.4.2 Redoxpotentiale in Böden und Abwasser	44
	3.4.3 Einflussfaktoren auf das Redoxpotential	46
	3.5 Zusammenfassung des Kenntnisstandes und Wissensdefizite	48
4	Material und Methoden der Laborversuche	51
	4.1 Untersuchungsprogramm	51
	4.2 Beschreibung des Versuchsstandes	52
	4.3 Beschreibung der Substrate	54
	4.4 Belastungs- und Betriebsbedingungen	56
	4.5 Erfassung von Messdaten	60
	4.5.1 Hydraulisches Verhalten	60
	4.5.2 Stofftransport in der gelösten Phase	61
	4.5.3 Stoffrückhalt	61
	4.5.4 Online-Messdaten – Erfassung und Wartung der Messgeräte	62
	4.6 Bodenuntersuchungen	66

	4.6.1 Bestimmung der Biomasse	66
	4.6.2 Weitere Parameter	67
	4.7 Datenbilanzierung	68
5	Ergebnisse und Diskussion	70
	5.1 Bodenphysikalische Eigenschaften und hydraulisches Verhalten	73
	5.1.1 Porosität und Sättigungsgrad	73
	5.1.2 Hydraulisches Verhalten	74
	5.1.3 Tracerversuch	76
	5.1.4 Zusammenfassung der bodenmechanischen und hydraulischen Eigens	schaften 78
	5.2 Reinigungsleistung bezüglich CSB und Ammonium	79
	5.2.1 Einfahrphase	79
	5.2.2 Variation des Beschickungsvolumen und der Zulauffracht	82
	5.2.3 Variation der Drosselabflussspende	93
	5.2.4 Zusammenfassung wesentlicher Erkenntnisse	102
	5.3 Milieubedingungen	104
	5.3.1 Milieubedingungen im Standardbetrieb (Rheinsand)	104
	5.3.2 Extreme Ereignisse	108
	5.3.3 Einfluss der Drosselabflussspenden auf den Sauerstoffverbrauch	113
	5.3.4 Zusammenfassung wesentlicher Ergebnisse	119
	5.4 Gesamtbetrachtung der Beschickung	121
	5.4.1 Vergleich der Substrate	121
	5.4.2 Nitratbetrachtung	127
	5.4.3 Zusammenfassung wesentlicher Erkenntnisse	132
	5.5 Verteilung der Biomasse	133
6	Zusammenfassende Disskussion und Ausblick	137
	6.1 Luft- und Wassertransport	137
	6.2 Prozessbeschreibung	138
	6.2.1 Rückhalt organischer Verbindungen	139
	6.2.2 Ammoniumrückhalt und Nitrifikation	139
	6.2.3 Denitrifikation	140
	6.3 Einfluss der Substrateigenschaften und der Drosselabflussspende auf die	
	Bemessung der Retentionsbodenfilter	141
	6.4 Steuerung des Filterbetriebes	141
	6.5 Forschungsbedarf	142
7	Literatur	144

#### ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Bild 2 - 1:	Schematischer Schnitt durch einen Retentionsbodenfilter (MUNLV, 2003)	.7
Bild 2 - 2:	Reinigungsprozesse in RBF (Dittmer, 2004)	.9
Bild 2 - 3:	Mechanismen des Stofftransports (Hartmann, 1992; verändert)1	1
Bild 2 - 4:	Einfluss der Sauerstoffkonzentration im Reaktor auf die Umsatzgeschwindigkeit	
	des Kohlenstoffabbaus und bei der Nitrifikation (IAWQ, 1995)	6
Bild 2 - 5:	Relative DNA-Konzentration mit zunehmender Filtertiefe bei verschiedenen	
	Abwässern (Schwarz, 2004)	20
Bild 3 - 1:	Beziehungen zwischen Gesamtporen-, Nutzporen- und Haftwasserraum in	
	Abhängigkeit von der Korngröße (Hölting, 1996; nach Davis, De Wiest, 1966)3	32
Bild 3 - 2:	Erscheinungsformen des Bodenwassers (Busch, Luckner, 1974; nach Zunker,	
	1930)	33
Bild 3 - 3:	Infiltration in einen homogenen Boden bei konstantem Wassergehalt (Coleman,	
	Bodman, 1943, zitiert in Hartge 1978)	34
Bild 3 - 4:	Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (Wasserspannungs-,	
	pF-Kurve) bei einem Sandboden, einem tonigen Schluffboden und einem	
	Tonboden (Scheffer, Schachtschabel, 2002)	35
Bild 3 - 5:	Luftverhalten in einem vertikalen Bodenfilter während eines Beschickungszyklus	
	(nach Schwager, Boller, 1997, verändert)	38
Bild 3 - 6:	Abflussverhalten eines vertikal durchströmten Bodenkörpers in drei	
	unterschiedlichen Situationen (nach Guilloteau, 1992, in Platzer, 1998 zitiert,	
	verändert)	39
Bild 3 - 7:	Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff im Boden in Abhängigkeit vom Wassergeha	lt
	(Hartge, 1978)	12
Bild 3 - 8:	E <sub>H</sub> -pH – Diagramm für Sauerstoff (Mang, 2001)	17
Bild 4 - 1:	Zeitlicher Verlauf der Untersuchungsphasen	52
Bild 4 - 2:	Aufbau der Versuchssäulen	53
Bild 4 - 3:	Kornformen von Rheinsand (links) und Lavasand (rechts)	54
Bild 4 - 4:	Körnungslinien der untersuchten Substrate	55
Bild 4 - 5:	Beschickungsaggregat6	30
Bild 4 - 6:	Anordnung von Messsonden im Ablauf: LDO-Sonde (links); pH- und Redoxsonde	n
	(rechts)	33
Bild 4 - 7:	Anordnung der Optoden im Filterkörper	33
Bild 4 - 8:	Schema der Volumen- und Stoffstrombilanz mit Systemgrenzen	38
Bild 5 - 1:	Vertikales Wassergehaltprofil direkt nach Entleerung der Säulen	′3
Bild 5 - 2:	Schematische Darstellung der Beschickungsphasen unter Mitbeziehung des	
	zeitlichen Ablaufs	′5
Bild 5 - 3:	Konzentration des Tracers im Ablauf der $RS_B(0,05)750$ und $LS_D(0,05)750$ als [%]	
	der Tracerzulaufkonzentration am 1. Versuchstag	7
Bild 5 - 4:	Konzentration des Tracers im Ablauf der $RS_B(0,05)750$ und $LS_D(0,05)750$ als [%]	
	der Tracerzulaufkonzentration am 2. Versuchstag	7
Bild 5 - 5:	Zusammenstellung der entfernten Frachten und Wirkungsgrade hinsichtlich	
	S_CSB wahrend der Einfahrphase bei $RS_A(0,03)$	30
Bild 5 - 6:	Zusammenstellung der entternten Frachten und Wirkungsgrade hinsichtlich	20
<b>D</b> II	S_CSB wahrend der Einfahrphase bei LS <sub>C</sub> $(0,03)$	30
Bild 5 - 7:	Zusammenstellung der entternten Frachten und Wirkungsgrade hinsichtlich NH <sub>4</sub> -I	N
	wanrend der Einfahrphase bei $RS_A(0,03)$	51

Bild 5 - 8: Zusammenstellung der entfernten Frachten und Wirkungsgrade hinsichtlich NH, während der Einfahrphase bei LS <sub>C</sub> (0.03)	₄-N 82
Bild 5 - 9: CSB-Konzentrationsganglinien im Ablauf von RS₄(0.01)1000	84
Bild 5 - 10: CSB-Konzentrationsganglinien im Ablauf LS <sub>c</sub> (0,01)1000	84
Bild 5 - 11: CSB - Konzentrationsganglinien im Ablauf von $RS_4(0.01)$ und $LS_2(0.01)$	
bei 1500 mm – Versuchen	85
Bild 5 - 12: CSB - Konzentrationsganglinien im Ablauf von $RS_{4}(0.01)$ und $LS_{C}(0.01)$	
bei 2200 mm - Versuchen	85
Bild 5 - 13: Ereignisbezogene CSB-Frachtbilanzen in Bezug auf die Infiltrationsfracht	
für RŠ <sub>A</sub> (0,01)	87
Bild 5 - 14: Ereignisbezogene CSB-Frachtbilanzen in Bezug auf die Infiltrationsfracht	
für LS <sub>c</sub> (0,01)	87
Bild 5 - 15: NH <sub>4</sub> -N-Konzentrationsganglinien im Ablauf von RS <sub>A</sub> (0,01)1000	88
Bild 5 - 16: NH <sub>4</sub> -N-Konzentrationsganglinien im Ablauf von RS <sub>A</sub> (0,01) und LS <sub>C</sub> (0,01)	
bei 1500 mm-Versuchen	89
Bild 5 - 17: NH <sub>4</sub> -N-Konzentrationsganglinien im Ablauf von $RS_A(0,01)$ und $LS_C(0,01)$	
bei 2200 mm - Versuchen	90
Bild 5 - 18: Ereignisbezogene Ammoniumfrachtbilanzen in Bezug auf die Infiltrationsfracht	t
für RS <sub>A</sub> (0,01)	91
Bild 5 - 19: Ereignisbezogene Ammoniumfrachtbilanzen in Bezug auf die Infiltrationsfracht	t
für LS <sub>c</sub> (0,01)	91
Bild 5 - 20: Ganglinien der CSB - Ablaufkonzentrationen von Rheinsandsäulen RS <sub>A</sub> (0,01),	,
RS <sub>B</sub> (0,05) und RS <sub>F</sub> (0,03) am 26.10.04	94
Bild 5 - 21: Ganglinien der CSB - Ablaufkonzentrationen von Lavasandsäulen $LS_C(0,01)$ ,	
LS <sub>D</sub> (0,05) und LSE(0,1) am 29.06.05	94
Bild 5 - 22: CSB-Konzentrationsganglinien im Ablauf von RS <sub>B</sub> (0,05)1000	95
Bild 5 - 23: CSB-Konzentrationsganglinien im Ablauf LS <sub>D</sub> (0,05)1000	95
Bild 5 - 24: CSB - Konzentrationsganglinien im Ablauf von $RS_B(0,05)$ und $LS_E(0,1)$	
bei 1500 mm - Versuchen	96
Bild 5 - 25: Ereignisbezogene CSB-Frachtbilanzen in Bezug auf Zulauffrachten	
für Rheinsandsäulen RS <sub>A</sub> (0,01), RSB(0,05), RS <sub>B'</sub> (0,03)	97
Bild 5 - 26: Ereignisbezogene CSB-Frachtbilanzen in Bezug auf Zulauffrachten	
für Lavasandsäulen $LS_{C}(0,01)$ ; $LS_{D}(0,05)$ , $LS_{E}(0,1)$	98
Bild 5 - 27: Ganglinien der NH4 – Ablaufkonzentrationen von Rheinsandsäulen $RS_A(0,01)$	,
RS <sub>B</sub> (0,05) und RS <sub>F</sub> (0,03) am 26.10.2004	99
Bild 5 - 28: NH <sub>4</sub> -Konzentrationsganglinien im Ablauf von $RS_B(0,05)1000$	99
Bild 5 - 29: NH <sub>4</sub> -Konzentrationsganglinien im Ablauf von $RS_{B'}(0,03)$ bei 1000 mm	
und 1500 mm - Versuchen	100
Bild 5 - 30: Ereignisbezogene Ammoniumfrachtbilanzen in Bezug auf Zulauffracht	
für Rheinsandsäulen $RS_A(0,01)$ , $RS_B(0,05)$ , $RS_{B'}(0,03)$	101
Bild 5 - 31: Ereignisbezogene Ammoniumfrachtbilanzen in Bezug auf Zulauffracht	
für Lavasandsäulen $LS_{C}(0,01)$ ; $LS_{D}(0,05)$ , $LS_{E}(0,1)$	102
Bild 5 - 32: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei $RS_A(0,01)1000$	
am 22.02.2005	105
Bild 5 - 33: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen	
bei RS <sub>A</sub> (0,01)1000 am 22.02.2005 Fehler! Textmarke nicht defini	ert.
Bild 5 - 34: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile bei $RS_A(0,01)1000$ am 22.02.2	:005
	107

Bild 5 - 35: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei RS <sub>A</sub> (0,01)2500 am 15.08.2005	109
Bild 5 - 36: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei LS <sub>c</sub> (0,01)2500 am 15.08.2005	109
Bild 5 - 37: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei RS <sub>A</sub> (0,01)2500 am 15.08.2005	110
Bild 5 - 38: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei $LS_c(0,01)2500$ am 15.08.2005	110
Bild 5 - 39: Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Tiefen nach der Beschickung am 15.08.2005 in Rheinsandsäule $RS_A(0,01)2500$	111
Bild 5 - 40: Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Tiefen nach der Beschickung am 15.08.2005 in Lavasandsäule LS <sub>c</sub> (0,01)2500	112
Bild 5 - 41: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei RS <sub>B'</sub> (0,03)1000 am 22.02.05	114
Bild 5 - 42: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei $RS_A(0,01)500$ am 08.02.2005	115
Bild 5 - 43: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei $RS_B(0,05)500$ am 08.02.2005	115
Bild 5 - 44: Differenz von Sauerstoffkonzentrationen an verschiedenen Messstellen in RS <sub>A</sub> (0,01) am 08.02.2005	116
Bild 5 - 45: Differenz von Sauerstoffkonzentrationen an verschiedenen Messstellen in $RS_{B}(0.05)$ am 08.02.2005	116
Bild 5 - 46: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei $LS_{C}(0,01)1500$ am 19.07.2005	117
Bild 5 - 47: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei LS <sub>E</sub> (0,1)1500 am 19.07.2005	117
Bild 5 - 48: Sauerstoffkonzentration in 20 cm Tiefe nach der Beschickung am 19.07.200 in Lavasandsäulen LS <sub>c</sub> (0,01)1500 und LS <sub>E</sub> (0,1)1500	05 118
Bild 5 - 49: Konzentrationsganglinien für Stickstoffkomponenten in Zulauf, Überstandsv und Ablauf der $RS_A(0,01)2500$ am 15.08.05	vasser 123
Bild 5 - 50: Konzentrationsganglinien für CSB in Zulauf, Überstandswasser und Ablauf der RS <sub>A</sub> (0,01)2500 am 15.08.05	123
Bild 5 - 51: Konzentrationsganglinien für CSB in Zulauf, Überstandswasser und Ablauf der LS <sub>c</sub> (0,01)2500 am 15.08.05	125
Bild 5 - 52: Konzentrationsganglinien für Stickstoffkomponenten in Zulauf, Überstandsv und Ablauf der LS <sub>c</sub> (0,01)2500 am 15.08.05	vasser 125
Bild 5 - 53: Nitritkonzentration und Redoxpotential bei der $RS_A(0,01)2500$ (links) und bei der $LS_C(0,012500)$ am 15.08.05	126
Bild 5 - 54: NO <sub>3</sub> -N- und TracerGanglinien in Ablauf einer RS (links)und LS (rechts) bei der Beschickung mit entionisiertem Wasser am 02.11.05 und Tracergang	glinien 128
Bild 5 - 55: NO <sub>3</sub> -N-Ganglinien im Ablauf von RS <sub>A</sub> (0,01)) bei 1000 mm-Versuchen Bild 5 - 56: NO <sub>3</sub> -N-Ganglinien im Ablauf von LS <sub>C</sub> (0,01) bei 1000 mm-Versuchen Bild 5 - 57: DNA,RNA-Konzentrationen in RS <sub>A</sub> (0,01) nach der Beschickung am 27.10.0 Bild 5 - 58: RNA/DNA-Verhältnis in RS <sub>A</sub>	129 130 95 .134 134
Bild 5 - 59: DNA- Konzentrationen in $LS_{C}(0,01)$ nach der Beschickung am 25.10.05	136

#### TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2 - 1: Das ökologische Gefährdungspotential von Mischwassereinleitungen. Ze Wirkungen und maßgebende Parameter (ATV, 1993)	itliche
Tabelle 2 - 2: Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff org und anorg Abwasserinhaltsst	offe
bei 25°C und ihre Verhältnisse des stöchiometrischen Ko effizienten v (na	ch
Henze et al., 2000: verändert)	27
Tabelle 3 - 1: Porengrößenbereiche durchmesser sowie Anteil des Porenvolumens a	m
Gesamtvolumen von Sanden (nach Scheffer, Schachtschabel, 2002; Kun	tze et
al., 1988; geändert)	31
Tabelle 3 - 2: Zusammensetzung der Bodenluft (nach Richter, 1986, geändert)	36
Tabelle 3 - 3: Experimentell ermittelte Redoxpotential in natürlichen Böden für verschie	dene
Redox-reaktionen, umgerechnet auf pH 7 (Gisi, 1997; Scheffer,	
Schachtschabel, 2002)	45
Tabelle 4 - 1: Körnung des verwendeten Filtermaterials	55
Tabelle 4 - 2: Zusammenstellung der Eigenschaften von Mischwasser-Überläufen	58
Tabelle 4 - 3: Analysierte Parameter und eingesetzte Verfahren	62
Tabelle 4 - 4: Gemessene online-Parameter und verwendete Messgeräte	66
Tabelle 5 - 1: Übergeordnete Zielsetzung und Feinziele der Untersuchungen	71
Tabelle 5 - 2: Porosität und betrieblicher Sättigungsgrad	74
Tabelle 5 - 3: Dauer der gesättigten Phase während der Beschickungen mit unterschie	dlicher
Beschickungshöhe	76
Tabelle 5 - 4: Zulaufbelastung und Wirkungsgrade hinsichtlich CSB bei $RS_A(0,01)$ und	
LS <sub>c</sub> (0,01) bei 500 mm- Versuchen	83
Tabelle 5 - 5: Zulaufbelastung und Wirkungsgrade hinsichtlich Ammonium bei RS <sub>A</sub> (0,0	1)
und LS <sub>c</sub> (0,01) bei 500 mm- Versuchen	88
Tabelle 5 - 6: Zulaufbelastung und Wirkungsgrade bezüglich CSB bei Säulen mit	
verschiedener Drosselabflussspende bei 500 mm - Versuchen	93
Tabelle 5 - 7: Zulaufkonzentration und erreichte Wirkungsgrade bei 500 mm–Versuch a	am
	114
Tabelle 5 - 8: Zulaufkonzentration und erreichte Wirkungsgrade bei 1500 mm-Versuch	am
	117
Tabelle 5 - 9: Volumenbilanz zur Ermittlung des Luttvolumens im Filterkorper wahrend	einer
Taballa E 10: Varaushabadingungan bai dar Pasabiakung van PS und LS am 15.09	2005
Tabelle 5 - 10. Versuchsbedingungen bei der Beschickung von KS <sub>A</sub> und LS <sub>C</sub> am 15.06	.2005
Tabelle 5 - 11: Versuchsbedingungen bei der Beschickung mit entionisiertem Wasser a	122 am
02.11.05	
Tabelle 5 - 12: Anteil des während der Betriebsphase entstandenen Nitrates im Verhält	tnis
zur Gesamtfracht des gebildeten Nitrates für Rheinsandsäulen (links)	
und Lavasandsäulen (rechts)	131

## ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

## Physikalische, chemische und biologische Substanzen und Parametern

Kurzzeichen	Bedeutung, Erläuterung	Einheit
ATP	Adenosintriphosphat	-
B <sub>XX</sub>	Fracht des Parameters XX	
BSB₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen	-
С	Kohlenstoff	-
C_XX	Konzentration des Parameters XX in der homogenisierten Probe	mg/l
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	-
D	Diffusionskonstante	
DNA	Desoxyribonukleinsäure	-
DGGE	Denaturing Gradient Gel Electrophoresis	-
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster Anteil des organisch gebundenen Kohlenstoffs)	
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen	-
E <sub>H</sub>	Redoxspannung	mV
FK	Feldkapazität	%
GV	Glühverlust	%
HPLC	Hochauflösende Flüssigkeitschromatographie	-
KHP	Kaliumhydrogenphthalat	
Ν	Stickstoff	
NH <sub>4</sub> -N	Ammonium-Stickstoff	mg/l
NO <sub>2</sub> -N	Nitrit-Stickstoff	mg/l
NO <sub>3</sub> -N	Nitrat-Stickstoff	mg/l
O <sub>2</sub>	Sauerstoff	
PAK	Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe	
PCR	Polymerase-Kettenreaktion (Polymerase Chain Reaction)	-
RNA	Ribonukleinsäure	-
S_XX	Konzentration des Parameters XX in der filtrierten Probe	mg/l
TN	Total Nitrogen (Gesamt-Stickstoff)	
TOC	Total Organic Carbon (organisch gebundener Kohlenstoff)	-

Kurzzeichen	Bedeutung, Erläuterung			Einheit
A <sub>u</sub>	Undurchlässige Fläche im Einzugsgebiet			ha
BF	Bodenfilter			-
h <sub>a</sub>	hydraulische Flächen	belastung pro Beschi	ckung	m³/m², m
h <sub>F,max</sub>	maximal zulässige jährliche hydraulische Flächenbelastung (auch als Be- schickungshöhe oder Stapelhöhe bezeichnet)			m³/(m²·a)
KG	Korngrößen von Filtermaterial			mm
	T+U	Ton und Schluff	<0,06	
	fS	Feinsand	0,06 - 0,2	
	mS	Mittelsand	0,2 - 0,6	
	gS	Grobsand	0,6 – 2,0	
	fG	Feinkies	2,0-6,3	
LDO	Luminescent Dissolve	ed Oxygen		
LS	Lavasandsäule			
MW	Mischwasser			
n.n.	nicht nachweisbar			-
OECD-	OECD- ein komplexes Standardabwasser (Zusammensetzung nach OECD, 1981)		mensetzung nach OECD, 1981)	-
Abwasser				
Р	Porenanteil eines Bodens (Gesamtporosität)			-
P <sub>0</sub>	effektive Porosität (auch als Nutzporosität oder offene Porosität bezeichnet)			-
q <sub>d</sub>	Drosselabflussspende (Filtergeschwindigkeit) des Retentionsbodenfilters in			l/(s·m²)
	das Gewasser, bezogen auf ein Wasserstand in Hohe Bodenfilteroberflä- che, bzw. Drosselabflussspende der Laborsäule			
<b>q</b> <sub>zu,RBF</sub>	rechnerische Zulaufsspende des Retentionsbodenfilters, bezogen auf die Filteroberfläche			l/(s·m²)
Q <sub>krit</sub>	kritischer Abfluss		l/s	
Q <sub>zu,Säule</sub>	rechnerischer Zufluss der Laborsäulen			l/s
r <sub>krit</sub>	kritische Regenspende			l/(s·ha)
RBF	Retentionsbodenfilter			
RS	Rheinsandsäule			
S	Sättigungsgrad eines Bodens			-
SW	Schmutzwasser			
TS	Trockensubstanzgehalt			g/l
WHG	Wasserhaushaltgesetz			-
η	Wirkungsgrad			%
Θ	volumetrischer Wassergehalt eines Bodens			-
Ψ	Wasserpotential im Boden			Pa

## Technische Symbole und Größen

#### 1 Einleitung

#### 1.1 Veranlassung

Durch den Ausbau kommunaler und industrieller Kläranlagen wurden in den letzten Jahrzehnten erhebliche Erfolge im Gewässerschutz erzielt. In vielen Fällen stellen daher heute niederschlagsbedingte Einleitungen, insbesondere Mischwasserüberläufe, gewässerökologisch bedeutsame Beeinträchtigungen dar (Blohm, Borchardt, 1989; Borchardt, Statzner, 1990; Schmitt et al., 2000). Die Mischwasserbehandlung wird in Deutschland im Arbeitsblatt ATV-A 128 (1992) geregelt, deren Vorgaben die Mindest- oder Normalanforderungen darstellen und als gewässerunabhängig gelten. Aus neuen europäischen Regelungen (EU WRRL, 2000) ergeben sich vermehrt immissionsseitige Anforderungen. Bei empfindlichen Gewässern wird sich dies in vielen Fällen nicht durch konventionelle Speicherbauwerke erreichen lassen. Zunehmend werden daher in Deutschland Retentionsbodenfiltern (RBF) zur weitergehenden Mischwasserbehandlung eingesetzt.

Ein weiterer wesentlicher Unterschied zu Bodenfiltern zur Schmutzwasserbehandlung (vielfach als Pflanzenkläranlagen bezeichnet) liegt bei den RBF zur Mischwasserbehandlung in der zufälligen Verteilung von hohen stofflichen und hydraulischen Belastungen einerseits und unterschiedlich langen Trockenperioden andererseits. Das regenabhängige Beschickungsregime von RBF erfordert eine getrennte Betrachtung von Einzelereignissen und Jahresfrachten für die ökologische Bewertung der Filterleistung, sowie die Berücksichtigung des Einflusses des stoßartigen Charakters der Mischwasserbeschickungen und des Synergismus von zahlreichen physikalischen und stofflichen Faktoren. Die Einzelereignisse können akute und verzögerte Wirkungen haben, u.a. durch toxisch wirkende Stoffe (insbesondere Ammoniak) und durch Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushalts (insbesondere CSB). Die Angabe von Zulauffrachten der Mischwasserinhaltsstoffe über längere Zeiträume in Zusammenhang mit Um- und Abbauprozesse ermöglicht die Prognose des langfristigen Verhaltens dieser Anlagen (ATV, 1993; MUNLV NRW, 2003; Dittmer, 2006).

Die in den letzten Jahren durchgeführten Untersuchungen an einzelnen großtechnischen Anlagen belegen grundsätzlich, dass sich durch den Einsatz von RBF die Gewässerbelastungen durch Mischwassereinleitungen deutlich reduzieren lassen. Dabei sind jedoch erhebliche Variationen in der Reinigungsleistung zwischen den einzelnen Anlagen festzustellen. Ferner variiert der Stoffrückhalt erheblich in Abhängigkeit von der Charakteristik des Regenereignisses und anderer Umwelteinflüsse, deren Wechselwirkungen untereinander bislang nicht völlig geklärt sind (LfU, 2002; MUNLV NRW, 2004).

Offene Fragen bestehen auch hinsichtlich der Betriebsicherheit und Belastbarkeit der Anlagen. Anders als bei rein physikalischen Behandlungsverfahren können bei der Bodenfiltration Überlastungen nicht nur zu einer momentanen Verschlechterung der Reinigungsleistung, sondern auch zu einer langfristigen Beeinträchtigung der Filterschicht führen. Von Bedeutung ist hier insbesondere das Problem der Selbstdichtung (innere Kolmation), die die Filtration behindert bzw. unmöglich macht.

#### 1.2 Zielsetzung

Übergeordnete Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ist die Verbesserung des Kenntnisstandes zur Belastbarkeit von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Mischwasserbehandlung. Als Grenzbelastung wird eine stoffliche und/oder hydraulische Belastung angesehen, die zur maßgeblichen Verschlechterung der Reinigungsleistung des Retentionsbodenfilters führt. Ein weiterer Aspekt ist die Gefährdung des Retentionsbodenfilters selbst, der nach einer Überlastung zum Stillstand kommt, z.B. infolge der Kolmation. Dazu müssen die Prozesse bzw. die Prozessverläufe besser untersucht werden, die bei stofflichen Filterdurchbrüchen und Filterkolmation auftreten. In Rahmen dieser Arbeit steht die Betrachtung von Einzelereignissen im Vordergrund der Untersuchungen. Die Erstellung der Prognosen für das langfristige Verhalten, beispielsweise durch Jahresfrachtbilanzen, steht nicht im Mittelpunkt.

Zur Bearbeitung dieser Fragestellung wurden drei Themenkomplexe als Teilziele der Arbeit definiert. Jeder dieser Themenkomplexe wird mit verschiedenen methodischen Instrumenten bearbeitet.

Der erste Themenkomplex umfasst die Untersuchung des hydraulischen Verhaltens der Säulenmodelle unter verschiedenen Betriebsbedingungen. Unter Feldbedingungen ist die Ermittlung von Parameter wie z.B. hydraulische Leitfähigkeit oder aktives Porenvolumen mit großem Arbeitsaufwand verbunden, und die Ergebnisse sind mit signifikanten Unsicherheiten belastet (Lambert, 2001; Dittmer, 2006). Unter Laborverhältnissen kann die Anzahl der Einflussfaktoren verringert werden (z.B. Einfluss der Temperaturschwankungen). Durch Aufbau der unbepflanzten Säulenmodelle werden bei den Untersuchungen auch die Wechselwirkungen mit dem auf Großanlagen langfristig entstehenden Sediment eliminiert. Somit liegt der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Wasserbewegung im Filterkörper. Die gewonnenen Erkenntnisse werden in die Interpretation der Ergebnisse weiterer Untersuchungen zum Stoffumsatz und zum Bodenlufthaushalt einbezogen.

Der zweite Themenkomplex ist die Untersuchung der Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern bezüglich organischer Kohlenstoffverbindungen und Ammonium. Die Zielsetzung ist die Ermittlung der maximalen Zulauffrachten dieser zwei stofflichen Parameter bei unterschiedlichen Belastungszuständen. Weiterhin werden die Wirkungsgrade zweier unterschiedlicher Substrate unter gleichen Versuchsbedingungen verglichen. Bei den Versuchsreihen werden vor allem die Beschickungsmengen und Drosselabflussspenden gezielt variiert. Schwankungen der Zulaufstoffkonzentrationen liegen im üblichen Bereich für Überläufe aus der Mischkanalisation. Der Filterkörper selbst wird dabei als "black box" angesehen. Analysiert werden vor allem Zu- und Ablaufströme, um anhand der erstellten Stoffbilanzen die Belastungsgrenzen bezüglich der untersuchten Parameter zu bestimmen.

Der dritte Themenkomplex bezieht sich auf die Prozesse im Filterinneren. Im Vordergrund der Untersuchungen stehen die Sauerstoffmessungen im Filterkörper sowie die Bestimmung der vertikalen Biomasseverteilung. Zur Bearbeitung dieser Fragestellung werden weitere Messgrößen kontinuierlich gemessen: Redoxpotential und pH-Wert im Ablauf der Säulen. Weiterhin werden die Konzentrationen der organischen Kohlenstoffverbindungen und Stickstoffkomponenten im Zulauf und Ablauf der Säulen erfasst. Die Auswertung der Abhängigkeiten der Parameter untereinander sowie der Belastungsbedingungen und der aktuellen Umsatzleistungen soll Auskunft über die Umsatz- und Abbauprozesse liefern, die in den Retentionsbodenfiltern während des Betriebes stattfinden.

#### 1.3 Aufbau der Arbeit

Ein wesentlicher Themenschwerpunkt dieser Arbeit liegt in der Beschreibung der Prozesse in Retentionsbodenfiltern, die zur Überlastung der Filter und Verschlechterung ihrer Umsatzraten bis hin zum Stillstand führen. Die theoretischen Grundlagen zu diesem Thema haben ihren Ursprung in verschiedenen fachlichen Disziplinen. Deswegen werden sie in zwei getrennten Kapiteln behandelt.

In Kapitel 2 werden zunächst die wichtigsten Begriffe definiert, die die in dieser Arbeit behandelten Bereiche betreffen. Nach einer Einführung in das Funktionsprinzip der RBF-Anlagen werden die Reinigungsprozesse im Filterkörper beschrieben (2.2). Es wird jeweils von den Erkenntnissen aus der klassischen Abwasserbehandlung ausgegangen und mit Aspekten, die für Bodenfilterverfahren spezifisch sind, ergänzt. Weiterhin werden die Prozesse detailliert beschrieben, die bei der Beschreibung der Belastbarkeit der Retentionsbodenfilter die größte Rolle spielen (2.3).

Die Darstellung des Kenntnisstandes wird im Kapitel 3 weitergeführt. Zunächst werden die theoretischen Grundlagen aus dem Bereich der Bodenkunde zusammengefasst, die zur Charakterisierung der Bodenfiltersubstrate dienen (3.1). Ferner wird auf Wasserhaushalt (3.2) und Bodenlufthaushalt (3.3) in natürlichen Böden und im Bodenfilter eingegangen. Anschließend werden die Redoxverhältnisse in verschiedenen Kompartimenten (Gewässer, Boden, Abwasser) beschrieben (3.4). In Unterkapitel 3.5 wird der in Kapitel 2 und Kapitel 3 dargestellte Kenntnisstand zusammengefasst und die Wissensdefizite im Bereich der RBF formuliert.

An die Beschreibung der verwendeten Methoden (Kapitel 4) schließen sich die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse an (Kapitel 5). In beiden Kapiteln werden die im Einzelnen durchgeführten Untersuchungen weitgehend unabhängig voneinander behandelt. Die Zusammenführung der Ergebnisse zu einer Gesamtbeschreibung der Prozesse erfolgt in Kapitel 6. Dort werden auch die Schlussfolgerungen erläutert, die sich aus den Erkenntnissen ergeben. Anhand der gewonnen Erkenntnisse werden Hinweise zu Bemessung und Betrieb der RBF sowie der weitere Forschungsbedarf formuliert.

#### 2 Kenntnisstand zur Abwasserbehandlung in Bodenfiltern

In diesem Kapitel wird zuerst eine kurze Einführung in die Thematik der Mischwasserbehandlung (2.1.1) und der Bodenfiltration zur Abwasserreinigung (2.1.2) gegeben, wobei hauptsächlich bewachsene Bodenfilter zur Schmutzwasserbehandlung erörtert werden (früher als Pflanzenkläranlagen bezeichnet). Nachstehend wird das Funktionsprinzip von Retentionsbodenfiltern beschrieben, die im Rahmen dieser Arbeit als Maßnahmen zur weitergehenden Mischwasserbehandlung angesehen werden (2.1.3). Danach werden die Teilprozesse des Stoffrückhalts in durchströmten Bodenfiltern mit besonderer Berücksichtigung der biologischen Prozesse und der Rolle der Mikroorganismen umfassend erläutert (2.2). Am Ende des Kapitels werden die Prozesse beschrieben, die für die Betrachtung von Grenzbelastungen in RBF von großer Bedeutung sind (2.3).

#### 2.1 Themaabgrenzung und Begriffsdefinitionen

#### 2.1.1 Weitergehende Mischwasserbehandlung

#### Regenwasser- und Mischwasserbehandlung

Die ersten Richtlinien zur Regenwasserbehandlung wurden in Deutschland im Jahr 1972 im Land Baden-Württemberg eingeführt und mit dem Arbeitsblatt ATV-A 128 (1977, 1992) weitergeführt. Seither wurde der Begriff "Regenwasserbehandlung" vieldeutig benutzt. Zur besseren Differenzierung dieses Begriffes und dazu gehörenden Maßnahmen im Misch- und Trennverfahren hat Schmitt (2002) vorgeschlagen, "Regenwasserbehandlung" als Oberbegriff für Maßnahmen im Misch- und Trennsystem zu verwenden. Der Begriff "Mischwasserbehandlung" soll die Maßnahmen im Mischverfahren beschreiben.

#### Ziele der weitergehenden Mischwasserbehandlung

Die Einleitung von Mischwasser erfolgt in der Regel in Fließgewässer. Die Mischwasserentlastungen betreffenden Anforderungen stellen Mindest- oder Normalanforderungen dar, die sich auf die Reduzierung der Gesamtemissionen aus Mischwasserentlastungen und Kläranlagen, Begrenzung des MW-Zuflusses zur Kläranlage und Beschränkung der Gewässerbelastung durch Mischwasserüberläufe konzentrieren (ATV-A 128, 1992). Die Weiterentwicklung der Anforderungen an die Regen- und insbesondere Mischwasserbehandlung ist durch den "kombinierten Ansatz" repräsentiert. Der kombinierte Ansatz verbindet die Betrachtung des Entwässerungssystems mit seinen Emissionen zusammen mit Immissionsanforderungen an den Gewässerschutz. So müssen auch die Eingriffe in die Morphologie der Gewässer, in das hydrologische Regime etc. berücksichtigt werden (ATV, 1998; EU WRRL, 2002). Bei Gewässern, die ökologisch besonders schutzbedürftig sind, können weitergehende Anforderungen gefordert werden, beispielsweise um die Zielsetzungen nach EU WRRL (2002) (guter chemischer und guter ökologischer Zustand) und WHG (2002) (§§ 1a, 6, 6a, 7a, 36b WHG) zu erfüllen.

Für die potenziellen Wirkungen von Mischwassereinleitungen in Gewässer ist vor allem die Menge der Einleitung in Bezug auf den Gewässerabfluss, ihre Dauer und Häufigkeit, sowie das Zusammenwirken von hydraulischen und stofflichen Parametern von großer Bedeutung (ATV, 1993).

In Tabelle 2 - 1 sind die möglichen Wirkungen von Mischwassereinleitungen in Fließgewässer zusammengefasst und systematisiert.

Tabelle 2 - 1: Das ökologische Gefährdungspotential von Mischwassereinleitungen. Zeitliche Wirkungen und maßgebende Parameter (ATV, 1993)

Zeitliche Wirkungen	Maßgebende Parameter	Bezugsgrößen
akut (im Bereich von Stunden)	hydraulisch - sohlennahe Fließgeschwindigkeit - Sohlenschubspannung stofflich - toxische Stoffe (insb. NH <sub>3</sub> ) - Sedimentation von Feststoffen - pathogene Keime im Sediment	Wassermengen bezogen auf das Einzelereignis
verzögert (mehrere Stunden bis Tage)	stofflich - Sauerstoffhaushalt - Feststoffhaushalt - akute Toxizität - pathogene Keime	Konzentrationen und Frach- ten bezogen auf das Ein- zelereignis
langfristig (über Monate bis Jahre)	stofflich - organische persistente Stoffe - Metalle, anorganische und organi- sche Sedimente - eutrophierende Stoffe	Stofffrachten über längere Zeit (Monate bis Jahre)

In der Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (DWA - A100, 2006) werden unterschiedliche Maßnahmen im und am Gewässer zusammengestellt, die bei Gewässerschutzdefiziten im Zusammenhang mit Siedlungsentwässerung bei niederschlagsbedingten Mischwassereinleitungen eingesetzt werden können. Ein typisches Instrument zur Steigerung des Gewässerschutzes besteht in der Vergrößerung der Regenüberlaufbecken. Diese Vorgehensweise belastet zusätzlich die Kläranlage, der circa 75 Prozent des jährlichen Regenwasserabflusses zugeführt werden (LfU, 2002). Die Retentionsbodenfilter haben demgegenüber das Ziel, die Gewässerbelastung infolge Mischwassereinleitung zu senken, ohne dabei das Klärwerk zu belasten. Gleichzeitig wird damit der ins Gewässer eingeleitete Volumenstrom gedämpft. In Retentionsbodenfiltern ist im Vergleich zu Regenüberlaufbecken eine über die Sedimentation hinausgehende Behandlung möglich, die zur Behebung weiterer Probleme beitragen kann. Dies betrifft hygienische Belastungen sowie O<sub>2</sub>-Zehrung, Eutrophierung (z.B. durch Phosphor) und akute Probleme (z.B. NH<sub>3</sub>-Toxizität) im Gewässer (DWA–A100, 2006).

#### 2.1.2 Einsatzgebiete der Bodenfilter

Unter dem Begriff "Bodenfilter" wird eine Vielzahl von Anlagen genannt, die der Behandlung von Schmutz-, Misch- und Regenwasser dienen. In der englischsprachigen Literatur wird ein Oberbegriff "Constructed Wetlands" (CW) für verschiedenste künstlich aufgebaute Anlagentypen benutzt.

Die Entwicklung von Bodenfiltern basiert auf einer mehr als 100-jährigen Erfahrung mit der Behandlung von häuslichem Abwasser durch Verrieselung auf Land- und Wiesenflächen (Bischofsberger, 1983), speziell angelegten Rieselflächen (Sowa, 1992; LUA, 2003) oder in bepflanzten Abwasserteichen verschiedener Art (vgl. z.B. ATV-A 201, 1989; ATV-A 257, 1989; Schönborn at al., 1995; Geschlößl et al., 1998).

Ab Anfang der 60er Jahre wurden künstlich aufgebaute bewachsene Bodenfiltersysteme zur biologischen Reinigung des kommunalen Abwassers eingesetzt. Erste Entwicklungen in diesem Bereich stammen von Seidel (1965, 1966), die u.a. ein mehrstufiges System aus den mit Sumpfpflanzen bewachsenen Bodenkörpern vorgeschlagen hat. Diese Anlagen wurden oft als Pflanzenkläranlagen bezeichnet, weil den Pflanzen eine wesentliche Rolle im Abwasserreinigungsprozess zugeschrieben wurde. Die Erfahrungen aus den letzten Jahrzehnten belegen das Gegenteil – der Anteil der Pflanzen an der gesamten Reinigungswirkung solcher Anlagen ist gering einzuschätzen. Vielmehr werden die mikrobiellen Um- und Abbauprozesse im Filterkörper als wichtigste Reinigungsmechanismen angesehen (vgl. z.B. Brix, 1990; Rettinger, 1992). Heutzutage wird diese Art der Anlage häufig als "bewachsener Bodenfilter" bezeichnet. Die Pflanzenkläranlagen können grob nach den wichtigsten Typen aufgeteilt werden in (vgl. z.B. Kadlec, Knight, 1996, Vymazal, 2006):

- Pflanzenkläranlagen mit freier Wasseroberfläche (eng. free water surface constructed wetlands, Abk. FWS CW), bei denen Abwässer die Pflanzenkläranlagen vorwiegend oberflächig passieren;
- Pflanzenkläranlagen mit Substratdurchströmung (eng. subsurface flow constructed wetlands), bei denen Abwasser durch einen Bodenkörper geleitet wird; je nach Durchströmungsrichtung können hauptsächlich zwei Anlagentypen unterschieden werden: mit horizontaler Durchströmung (eng. horizontal flow, Abk. HF) und mit vertikaler Durchströmung (eng. vertical flow, Abk. VF);
- hybride Systeme als Kombination aus VF und HF, auch als mehrstufige Kombination aus VF, HF und FWS CW.

Die an Bodenfiltern zur Schmutzwasserbehandlung gewonnenen Erkenntnisse bilden die Grundlage für die Weiterentwicklung von Bodenfiltersystemen zu einem Instrument der Regen- und Mischwasserbehandlung. Diese Erfahrungen mit Pflanzenbeeten dürfen jedoch nicht unkritisch auf die Reinigung von Mischwasserabflüssen übertragen werden. Die entscheidenden Unterschiede zwischen der Abwasserbehandlung in Pflanzenkläranlagen und der weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern liegen in der Zusammensetzung und Konzentration der Abwasserinhaltsstoffe, der Höhe und der Häufigkeit der Beschickung. Während Pflanzenkläranlagen regelmäßig und mit geringer Stapelhöhe mehrere hundertmal im Jahr beschickt werden, hängt eine Mischwasserbeschickung von der zeitlichen Verteilung des Auftretens und der Dauer der Niederschläge sowie von der Ausbildung der vorgeschalteten Behandlungsstufe ab. Bei Schlechtwetterperioden kann ein RBF über mehrere Tage beschickt werden. Das andere Extrem sind Trockenperioden von mehreren Wochen Dauer. Ein zusätzlicher Unterschied ist, dass der Ablauf von RBF im Gegensatz zu verschiedenen Arten von Pflanzenkläranlagen gedrosselt wird, um die Aufenthaltszeit des Abwassers im Filterkörper zu verlängern (vgl. z.B. Born, 2002; LfU, 2002; Dittmer, 2006).

#### 2.1.3 Konstruktion und Betrieb von RBF

Retentionsbodenfilteranlagen zur Mischwasserbehandlung werden eingesetzt, um die ökologischen Gefährdungspotentiale zu reduzieren, die in Tabelle 2 - 1 aufgelistet sind.

Verfahrenstechnisch gesehen besteht eine RBF-Anlage aus einer Vorreinigung der Abflüsse (Schutz vor schneller Kolmation) und aus einem Filterbecken mit dem dazugehörigen Speicherraum (Retentionsraum). Die Retentionseigenschaft puffert die Abflussspitzen ab und ermöglicht durch Zwischenspeicherung ein größeres Abflussvolumen zu behandeln. Nach der Füllung des Retentionsraums kommt es bei weiterer Beschickung zur Entlastung am Filterüberlauf. Dieser kann dem Filter vor- oder nachgeschaltet sein.

Das Mischwasser aus dem Retentionsraum sickert vertikal durch den Filterkörper, der nach unten abgedichtet ist, um sowohl den Mutterboden vor Kontaminationen zu schützen, als auch das Eindringen hoch stehenden Grundwassers in das Becken zu vermeiden. Bei der Filtration unterliegt das Mischwasser den Reinigungsprozessen, die detailliert in Kapitel 2.2 beschrieben sind. Das gereinigte Wasser wird in einer Drainage unter dem Filter gefasst und über ein Drosselorgan mit einer festgelegten Drosselabflussspende abgeleitet. Der Filter wird nach jeder Beschickung vollständig entleert, um eine Wiederbelüftung zu erzielen (DWA-M177, 2005). Der Aufbau eines Retentionsbodenfilters ist in Bild 2 – 1 gezeigt.



Bild 2 - 1: Schematischer Schnitt durch einen Retentionsbodenfilter (MUNLV, 2003)

Nach dem Filtersubstrat stellt die Vegetation das wichtigste Systemelement dar. Die Aufgabe von Pflanzen ist es, eine durchlässige Filteroberfläche zu erhalten, da diese besonders kolmations- und erosionsgefährdet ist. Weiterhin unterstützen die Pflanzen die sog. Stockwerkssedimentation im Retentionsraum, d.h. ein großer Anteil an Feststoffen, die im Beschickungswasser enthalten sind, setzen sich auf den Schilfblätter (im Sommer), in der Halmbruchzone und auf der Streuauflage ab (Born et al., 2000).

#### Betriebszustände

Für Retentionsbodenfilter werden bezüglich des Filterkörpers verschiedene Betriebszustände beobachtet, die gezielt herbeigeführt werden können: immer trockenfallend, teileingestaut, voll eingestaut.

Im Gegensatz zu den vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen, die intermittierend mit kleinen Mengen beschickt werden, ist der ungesättigte Fluss bei RBF aus Sicht der Filtration ungünstig. Erst wenn sich der gesättigte Fluss ausbildet, kann die Ablaufdrosselung wirksam werden. Nach dem Beschickungsende ist der ungesättigte Fluss eine natürliche Folge des Trockenfallens des Filters. Wenn ein Filterkörper dann vollständig dräniert wird, befindet er sich bis zur nächsten Beschickung in der Trockenphase.

Die Intention des Einstaubetriebs ist meistens die Sicherstellung der Pflanzenwasserversorgung während der Trockenphase. Ein Teileinstau bringt jedoch langfristig erhebliche Nachteile mit sich und sollte daher nicht dauerhaft beibehalten werden (Schmitt, Dittmer, 2005). Ein Voll- oder Überstau, der über Tage oder sogar Wochen anhält, kann z.B. durch winterlich bedingte große Fremdwasserzuflüsse entstehen.

Jeder Einstau des RBF stellt eine Belüftungsbarriere dar. Damit wird der Zutritt von Luftsauerstoff erheblich erschwert bzw. ganz verhindert. Die Folge ist eine Veränderung der mikrobiell katalysierten Redoxreaktionen. Dauerhaft nachteilig ist insbesondere der unter diesen Milieubedingungen zunehmende Austrag von Carbonaten. Es kann auch zu Eisen- und Phosphormobilisierungen kommen, da die Reduktion zu zweiwertigen Metallen die Löslichkeit stark fördert. Dabei ist auch zwangsläufig, infolge Sauerstoffmangels, der Kohlenstoffabbau gering. Im Extremfall des permanenten Dauerstaus werden sowohl der Kohlenstoffabbau als auch die Nitrifikation gehemmt (siehe auch Kapitel 2.2.2.3). Weitere typische Merkmale anaerober Verhältnisse wie Geruchsbildung durch H<sub>2</sub>S-Bildung und Verockerungen in den Ablaufschächten können auftreten. Dauerstau oder permanenter Volleinstau kommen daher in RBF zur Mischwasserbehandlung nicht in Frage. Selbst ein permanenter Teileinstau ist nur bei schwacher Filterbelastung akzeptabel (LfU, 2002). Dauerbeschickungen in Verbindung mit hohen stofflichen Belastungen können zu einer Kolmation von RBF bis zu deren völligem Versagen führen. Im Winter kann der Systemwechsel zu anaeroben Bedingungen aufgrund niedriger Temperaturen und hohem Nitratgehalt im Zulaufwasser langsamer als im Sommer erfolgen (Fuchs, 2003).

#### 2.2 Reinigungsprozesse in Retentionsbodenfiltern

Der Rückhalt von partikulären und gelösten Stoffen in Retentionsbodenfiltern wird von physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen bestimmt, die sich zum Teil gegenseitig beeinflussen.

Grundsätzlich dominieren in RBF die in Bild 2-2 dargestellten Reinigungsprozesse. Das Ausmaß der Prozesse im Retentionsraum ist davon abhängig, ob eine RBF-Anlage mit einem vor- oder nachgeschalteten Filterüberlauf ausgestattet ist. Ist der Filterüberlauf vorgeschaltet, passiert das gesamte in das Filterbecken gelangende Wasser den Filterüberlauf vor der somit durch alle dargestellten Prozesse gereinigt, während der Filterüberlauf vor der Entlastung nur den Reinigungsprozessen in der Vorstufe unterliegt. Bei Durchlauffiltern mit nachgeschaltetem Überlauf unterliegt der überlaufende Anteil zumindest Sedimentations- und Abbauprozessen im Retentionsraum. Von wesentlich größerer Bedeutung sind jedoch die Reinigungsmechanismen der Bodenpassage (Dittmer, 2004).



Bild 2 - 2: Reinigungsprozesse in RBF (Dittmer, 2004)

In folgenden Unterkapiteln werden die Grundlagen der Reinigungsprozesse dargestellt, die im Filterkörper der RBF stattfinden. Es werden Erkenntnisse aus unterschiedlichen Disziplinen und Fachrichtungen wie z.B. Bodenkunde, Bodenbiologie und Abwasserreinigung dargestellt und anschließend ihre Übertragbarkeit auf die Verhältnisse in RBF beschrieben.

#### 2.2.1 Rückhalt von Feststoffen

Filtration ist der mechanische Rückhalt von ungelösten Stoffen, die die Porenkanäle im Filter nicht passieren können. Filtrationsvorgänge finden vor allem an der Oberfläche und in den oberen Zentimetern des Bodens statt. Daher spielt die Filtration an der Filteroberfläche (Flächenfiltration) eine größere Rolle als der mechanische Rückhalt der Stoffe in tieferen Filterschichten (Raumfiltration) (Golwer, 1985, Blume, 1992).

In Mischwasserüberläufen liegen u.a. große Teile des CSB in partikulär gebundener Form vor und können in den Bodenfiltern durch die Filtrationsvorgänge zurückgehalten werden. Das Ausmaß der Filtration für die suspendiert in einen Filterköper eingetragenen Stoffe ist von der Porosität des eingesetzten Filtersubstrates und der Wasserbewegung im Filter abhängig. Grund dafür sind turbulenzartige Strömungsverhältnisse innerhalb der ungesättigten

Bodenzone, bei denen das Sickerwasser in dünnen Schichten über das Bodenkorn fließt und so den Stofftransport zur Kornoberfläche begünstigt (Schäffer, Schachtschabel, 2002).

Bei der Filtration durch Mittelsand werden Partikel mit einem Durchmesser > 5 µm bereits auf der Oberfläche gehalten. Selbst kleinste Partikel der Kolloide mit einem Durchmesser von < 0,2 µm können nach Flockungsvorgängen im Überstand während der Filterpassage ausgefiltert werden (Börner, 1992; Scheffer, Schachtschabel, 2002). Die an der Filteroberfläche und im Filterkörper selbst entstehenden Sedimente bilden gute Filter- und Sorptionsmöglichkeiten für anorganische und organische Stoffe (Grotehusmann et al., 2004; Dittmer, 2006). Eine zu große Feststofffracht durch im Filterzulauf enthaltene feine Partikel ist jedoch wegen der fortschreitenden Verschlammung des Filterkörpers und der damit nachlassenden hydraulischen Leistungsfähigkeit unerwünscht.

#### 2.2.2 Rückhalt von gelösten Stoffen

#### 2.2.2.1 Stofftransport

Die großen Schmutzfrachten, die bei einer Bodenfilterbeschickung in kurzer Zeit aufgebracht werden, können nicht komplett während der relativ kurzen Aufenthaltzeit im Filterkörper abgebaut werden. Um den mikrobiellen Abbau zu initiieren, müssen gelöste Stoffe zunächst in Kontakt mit Bakterien kommen, die den Filterkörper besiedeln. Der Transport eines gelösten Stoffes im Boden wird durch die Mechanismen der Konvektion, der Dispersion und der Diffusion bestimmt.

Konvektion, auch als Advektion bezeichnet, ist die Bewegung des gelösten Stoffes mit dem sich bewegenden Sickerwasser. Die Schadstoffausbreitung bewegt sich mit der Geschwindigkeit des Sickerwassers durch den abflusswirksamen Porenraum. Unter Diffusion versteht man den physikalischen Ausgleichsprozess, in dessen Verlauf Moleküle, Atome und Ionen infolge der Brownschen Molekularbewegung von Orten höherer zu solchen niedrigerer Konzentration gelangen. Dieser Bewegungsmechanismus ist von der Wasserbewegung unabhängig. Unter Dispersion versteht man die Verteilung bzw. Vermischung von gelösten Stoffen im bewegten Sickerwasser, die durch unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten von einzelnen Wasserteilchen hervorgerufen wird. Sie ist neben der Advektion ein weiterer strömungsabhängiger Beitrag zur Stoffausbreitung (Schneider, 2002). Prozesse der Konvektion und Diffusion werden im Kapitel 3.3 in Bezug auf Sauerstoffeintragswege detailliert beschrieben.

Infolge der Diffusion kommt es zu einem Kontakt zwischen Bakterium und Substrat. Die abzubauenden Stoffe, z.B. NH<sub>4</sub>, sind Nährstoffe für Bakterien. Diffusionsvorgänge laufen auch noch innerhalb der Zelle ab. Weiterhin muss das Substratmolekül an der Oberfläche des Bakteriums aufgenommen werden, was auf der Basis von Adsorptionskräften stattfindet. Die Adsorption ist der erste Schritt des biologischen Abbaus. Die Abwasserinhaltsstoffe werden an der Biofilmoberfläche gebunden, bis alle Kontaktflächen belegt sind. In diesem Prozess greifen noch keine Enzyme ein, die Adsorption steht jedoch mit dem enzymatischen Abbau in Verbindung. Um die Adsorptionskapazität der Biofilmoberfläche zu regenerieren, muss der Biofilm von seiner Beladung befreit werden, indem die adsorbierten Stoffe dem Stoffwechsel zugänglich gemacht werden. Als nächstes muss das Substratmolekül in das Innere der Zelle gelangen. Nach der Entwässerung und Wiederbelüftung des Filters, erfolgt zunächst die Absorption (Aufnahme kleinerer Moleküle in die Zelle, auch Resorption genannt) und dann Dissimilation und Assimilation in den Mikroorganismen, die die Abwasserinhaltstoffe zur Energiegewinnung und zum Aufbau neuer Zellsubstanz verwerten (Hartmann, 1992; Bever et al., 2002, Mudrack, Kunst, 2003). Bild 2-3 stellt schematisch die Mechanismen des Stofftransportes in Bezug auf Biofilm und einzelne Bakterienzelle dar.



#### Bild 2 - 3: Mechanismen des Stofftransports (Hartmann, 1992; verändert)

Da sich die Prozesse der Adsorption und Absorption nicht eindeutig von einander abgrenzen lassen, werden die beiden Prozesse in weiterem mit dem Begriff "Sorption" bezeichnet.

#### 2.2.2.2 Sorptionsprozesse

Unter Sorption werden alle physikalischen und chemischen Reaktionen gelöster Stoffe mit der Oberfläche der festen Phase des Filtersubtrates verstanden. Aus den Sorptionsvorgängen resultiert die Gleichgewichtsverteilung eines Stoffes über die feste und flüssige Phase. Der gelöste sorbierbare Stoff wird Sorptiv genannt, der sorbierte Anteil Sorbat und der sorbierende Feststoff Sorbent.

Um die Beziehung zwischen Sorbent und Sorbat quantitativ zu beschreiben, werden häufig zwei einfache Gleichungen verwendet, die von Freundlich (Gl. 2-1) und die von Langmuir (Gl. 2-2) (Sorptionsisothermen).

Freundlich-Isotherme: 
$$c_{sorb} = K_F \cdot c_{gel}^n$$
 (GI. 2 - 1)

(Gl. 2 - 2)

 $\begin{array}{l} c_{sorb} - sorbierte Konzentration (Beladung) [z.B. mg_{Stoff}/kg_{Boden}] \\ c_{gel} - gelöste Konzentration [z.B. mg/l] \\ K_F - Adsorptionskoeffizient nach Freundlich [z.B. m³/kg] \\ n - Exponent der Freundlich - Isotherme [-] \\ Langmuir- Isotherme: c_{sorb} = b \cdot K_L \cdot \frac{c_{gel}}{1 + K_L c_{gel}} \end{array}$ 

K<sub>L</sub> –Adsorptionskoeffizient nach Langmuir [z.B. m<sup>3</sup>/kg] b – maximal sorbierbare Konzentration [z.B. mg<sub>Stoff</sub>/kg<sub>Boden</sub>] Beide Gleichungen beruhen auf der Tatsache, dass die sorbierte Menge mit steigender Konzentration des Sorbats in der Gleichgewichtslösung nicht proportional zunimmt. Diese Gleichungen beschreiben zusammenfassend die Sorptionswirkung ohne Unterscheidung der einzelnen Bindungsmechanismen. Sie können benutzt werden, um die Wirkung von solchen Faktoren wie z.B. pH und Ionenstärke zu quantifizieren oder um das Adsorptionsverhalten verschiedener Böden miteinander zu vergleichen (Scheffer, Schachtschabel, 2002).

Mehrere existierende Sorptionsmodelle können grundsätzlich in zwei Kategorien unterteilt werden (Schneider, 2002):

- Gleichgewichts-Sorptionsmodelle
- Kinetische Sorptionsmodelle

Gl. 2-1 und Gl. 2-2 stellen jeweils den Gleichgewichtsansatz von Freundlich- und Langmuir-Sorptionsmodell dar. Der kinetische Ansatz der beiden Modelle enthält eine zusätzliche Konstante K<sub>r</sub> (Schneider, 2002):

Freundlich-Modell: 
$$\frac{dc_{sorb}}{dt} = K_r (K_F \bullet c_{gel}^n - c_{sorb})$$
 (GI. 2 - 3)

Langmuir-Modell: 
$$\frac{dc_{sorb}}{dt} = K_r (b \bullet K_L \bullet \frac{c_{gel}}{1 + K_L c_{gel}} - c_{sorb})$$
(GI. 2 - 4)

K<sub>r</sub> –empirische Konstante der kinetischen Sorption [1/s]

Bei der Betrachtung des Schadstofftransportes bei der Versickerung oder in der Grundwasserströmung werden kinetische Anteile meist vernachlässigt. Es wird angenommen, dass die Sorption relativ schnell abgeschlossen ist und von gleichgewichtsnahen Zuständen ausgegangen werden kann (Richter, 1986). In der Modellierungspraxis der RBF werden Gleichgewichts- und kinetischer Ansatz kombiniert: der betrachtete Stoff kann fiktiv in eine sofort und eine verzögert sorbierende Fraktion geteilt werden (Langergraber, 2001).

Es gibt unterschiedliche Arten der Sorption. Als Ionenaustausch werden die Prozesse bezeichnet, bei denen aufgrund der elektrostatischen Kräfte die geladenen Ionen an entgegengesetzt geladenen Oberflächen festgehalten werden. Die Adsorption von Ionen ist mit der Desorption einer äquivalenten Menge anderer Ionen verbunden. Diese Vorgänge werden je nach Ladung des Ions als Kationen- bzw. Anionenaustausch bezeichnet. Bei kovalenten Kräften handelt es sich um eine chemische Bindung, die durch elektrostatische Anziehung beschleunigt wird, dabei ist aber eine gegensätzliche Ladung von Sorbent und Sorbat nicht unbedingt notwendig (Hartmann, 1992; Scheffer, Schachtschabel, 2002, MUNLV NRW 2003).

Weiterhin können biotische und abiotische Sorption unterschieden werden. Die abiotische Sorption wird durch die Korngröße, Mineralzusammensetzung und den Gehalt an organischer Substanz des Filtersubstrates bestimmt. Diese Art der Sorption hängt u.a. von der Art und Größe der festen Oberfläche ab, die von der Teilchengröße bestimmt ist. Die spezifische Oberfläche bei der Sandfraktion beträgt weniger als 0,1 m<sup>2</sup>/g, bei der Schlufffraktion 0,1 bis 1m<sup>2</sup>/g und bei der Tonfraktion 5 bis 500 m<sup>2</sup>/g (Scheffer, Schachtschabel, 2002). Die biotische Sorption entsteht im Laufe der Zeit durch mikrobielle Tätigkeit im Filtersubstrat. Durch die Zufuhr von organischen Substanzen und Nährstoffen entsteht mit der Zeit besonders in den oberen, gut durchgelüfteten Filterschichten ein Biofilm, der hohe Sorptionskapazitäten aufweist. Ein RBF benötigt daher eine gewisse Einarbeitungszeit, bis eine optimale Reinigungsleistung erzielt werden kann (MUNLV NRW, 2003; Grotehusmann et al., 2004).

Von besonderer Bedeutung für Reinigungsprozesse in Retentionsbodenfiltern ist die Sorption von Ammonium und von organischen Verbindungen. Die Ammoniumelimination während der Beschickung wird überwiegend auf die Sorption zurückgeführt, da erst in der anschließenden Trockenphase die Bedingungen für die Nitrifikation optimal sind (ausreichende Sauerstoffversorgung). Das Sorptionsvermögen bezüglich Ammonium ist daher regenerierbar. Ob auch der Rückhalt von organischen Kohlenstoffverbindungen in RBF auf solchen Wechselwirkungen von Sorption und biologischem Umsatz basiert, ist bislang nicht geklärt.

Im Folgenden werden die Prozesse des biologischen Umsatzes beschrieben.

#### 2.2.2.3 Biologischer Umsatz von C- und N-Verbindungen

Die eigentliche Reinigungsleistung erfolgt neben der Filtration hauptsächlich durch die Stoffwechseltätigkeit von Bakterien. Die nähere Kenntnis der mikrobiellen Stoffwechselprozesse ist daher für das Verständnis der Reinigungsprozesse unabdingbar.

#### Kohlenstoffabbau

Der Kohlenstoffabbau im Filter erfolgt durch heterotrophe Mikroorganismen und kann je nach Milieubedingungen anaerob oder aerob ablaufen. Im aeroben Milieu werden die Stoffe unter Mitwirkung von Sauerstoff bis zu sehr energiearmen Endprodukten umgewandelt (Mudrack, Kunst, 2003). Vereinfacht kann diese durch Gleichung 2-3 beschrieben werden:

$$CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$$

(Gl. 2 - 5)

Da das Abwasser sehr viele C-Einzelverbindungen enthält, wurden Summenparameter eingeführt, welche die Summe an organischen Kohlenstoffverbindungen erfassen, wie z.B. CSB, BSB, TOC, DOC. Die Stoffgruppe, die als CSB gemessen wird, umfasst eine große Vielzahl von Verbindungen. Dazu gehören sowohl natürliche, leicht abbaubare C-Verbindungen (z.B. Zucker) wie auch synthetische schwer abbaubare Substanzen (z.B. PAK; Welker, 2004).

Die Begriffe schwer abbaubare Stoffe und leicht abbaubare Stoffe können mit Hilfe der Mechanismen und Kinetiken enzymatischer Reaktionen erklärt werden. Ein Stoff ist leicht abbaubar, wenn in der Biomasse alle für diesen Stoffwechsel spezifischen Enzyme in ausreichender Konzentration vorhanden sind. Dann können alle Reaktionen der Reaktionskette mit optimaler Geschwindigkeit ablaufen. Fehlt eines der notwendigen Enzyme oder ist es in nicht ausreichender Konzentration vorhanden, wird der Stoff nicht oder nur sehr langsam abgebaut. Dann spricht man von nicht oder schwer abbaubaren Stoffen (Bever, 2002). In manchen Fällen, z.B. in der Einarbeitungsphase eines RBF oder einer Stoßbelastung (z.B. Mischwasserentlastung) kann durch das Angebot einer neuen Substanz eine "Anlauf-Phase" (lag-Phase) notwendig sein. Dies ergibt sich daraus, dass die Mikroorganismen aus Platzgründen nicht alle Enzyme "auf Vorrat" gespeichert haben. Sie können aber in kurzer Zeit die spezifischen Enzyme synthetisieren (Mudrack, Kunst, 2003).

Ein Vergleich der Messwerte aus verschiedenen Messkampagnen (Leinweber, 2002) zeigt, dass der Anteil von schwer abbaubaren CSB (ausgedrückt durch CSB:BSB<sub>5</sub>-Verhältnis) in Mischwasserabflüssen höher ist als bei Schmutzwasserabflüssen in der Trennkanalisation (vgl. z.B. Bertrand-Krajewski et al. 1995; Servais et al., 1999; zit. in Leinweber, 2002). Weiterhin wächst dieses Verhältnis auch in Mischnetzen während des Regenwetters im Vergleich zu Trockenwetterabflüssen in der Trennkanalisation. Diese Unterschiede weisen erneut darauf hin, dass die Vergleichbarkeit der Bodenfilteranlagen zur Behandlung von verschiedenen Arten von Abwasser nur bedingt möglich ist.

Grundvoraussetzung für eine mikrobielle Metabolisierung von Mischwasserinhaltsstoffen in einem Bodenfilter ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung über die Filteroberfläche und ein Drainagesystem. Wie schon in Kapitel 2.1.3 erwähnt, kann es durch Einstau eines RBFs zum Sauerstoffmangel kommen und dadurch zur Umkehr der Milieubedingungen. Zunächst stellen sich in diesem Fall anoxische Verhältnisse ein. Unter diesen Bedingungen übernimmt der im Nitrat gebundene Sauerstoff die Funktion des Elektronenakzeptors in Reduktionsvorgängen der Kohlenstoffverbindungen, weshalb dieser Prozess als Nitratatmung bezeichnet wird. Die Nitratatmung führt über eine Reihe von Stickstoffoxiden zur Bildung von N<sub>2</sub> als Endprodukt (Reinheimer et al., 1988). Dieser Prozess wird als Denitrifikation bezeichnet und wird später zusammen mit anderen Stickstoffumsatzprozessen genauer beschrieben. Wenn kein Nitrat mehr zur Verfügung steht, werden zunächst Mangandioxid (MnO<sub>2</sub>) und Eisenhydroxid (Fe(OH)<sub>3</sub>) reduziert. Im weiteren Verlauf werden auch Sulfate (SO<sub>4</sub><sup>-</sup>) zu H<sub>2</sub>S reduziert. Da diese Art der Sulfatreduktion der Atmung mit Sauerstoff formal ähnlich ist, nennt man diesen Prozess auch als Sulfatatmung (Schlegel, 1992).

Unter anoxischen bzw. anaeroben Bedingungen kommt es zur Hemmung des Kohlenstoffabbaus, da die Metabolisierung der C-Verbindungen langsamer verläuft. Es kommt zur Bildung von organischen Zwischenprodukten (organische Säuren, Alkohole) oder reduzierten Endprodukten (CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S).

#### Stickstoffumsatz

Stickstoffentfernung ist neben der CSB-Entfernung einer der wichtigsten Aspekte der Abwasserreinigung. Es gibt mehrere mögliche Mechanismen der Stickstoffentfernung. Bis vor wenigen Jahren wurde die Nitrifikation, die unter aeroben Bedingungen von autotrophen Bakterien durchgeführt wird, als der einzige relevante Prozess des ersten Schrittes der Stickstoffoxidation angesehen. Dabei galt die Denitrifikation, in der die heterotrophen Bakterien im anoxischen Milieu Nitrat zu N<sub>2</sub> umwandeln, als der wichtigste Stickstoffoxidationswege. In den letzten Jahren werden zunehmend weitere Stickstoffoxidations- und – eliminationswege beschrieben, die Kombinationen aus diesen zwei Prozessen darstellen, z.B. Nitrifikation durch heterotrophe Organismen.

Im Folgenden werden die Wege der Stickstoffumsetzungen betrachtet. Zunächst wird von den sehr gut untersuchten Systemen mit suspendierter Biomasse ausgegangen, dann wer-

den die Prozesse in Biofilmsystemen, zu denen auch die Retentionsbodenfilter gehören, dargestellt.

#### Nitrifikation

Ammonium-Stickstoff wird durch eine zweistufige, jedoch simultane biologische Oxidation über Nitrit als Zwischenprodukt in Nitrat überführt (nach Bock, 1980):

		<i>(</i> <b>-</b> ,
2. Stufe durch Nitrobacter.	$NO_2^{-} + 0,5O_2 \rightarrow NO_3^{-} + 17 \text{ kcal}$	(Gl. 2 - 7)
1. Stufe durch Nitrosomonas:	$NH_4^+ + 1,5O_2 \rightarrow NO_2^- + 2H^+ + H_2O + 78$ kcal	(Gl. 2 - 6)

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O + Energie$$
 (Gl. 2 - 8)

Die Gesamtreaktion ist durch einen hohen Sauerstoffverbrauch gekennzeichnet. Der stöchiometrische Sauerstoffverbrauch beträgt 4,57 g  $O_2$ / g  $NH_4$ -N (Sengewein, 1989).

Die Aktivität der Nitrifikanten ist von der Substratkonzentration beeinflusst. Bei geringer Konzentration wird Ammonium zum limitierenden Faktor für das Wachstum. Anhand von Literaturangaben zur Temperaturabhängigkeit der Wachstumsraten von Nitrifikanten ergibt sich, dass bei Temperaturen > 10°C und Ammoniumkonzentration en von 0,5 bis 1,0 mg/l die Nitrifikation in hohem Umfang stattfindet (Bever et al., 2002).

Bei der Nitrifikation wird auch der Gehalt an gelöstem Sauerstoff ebenso wie der Gehalt an Ammonium als ein limitierender Faktor für das Wachstum der Nitrifikanten angesehen. Die Umsetzungen des Sauerstoffs werden durch Enzyme, die Oxygenasen, katalysiert. Die Abhängigkeit der Nitrifikationsrate vom Sauerstoffgehalt kann mit der enzymkinetischen Reaktionsgleichung nach Michaelis-Menten beschrieben werden (siehe Gleichung in Bild 2 - 4). Der Einfluss der O<sub>2</sub>-Konzenration auf die Umsatzgeschwindigkeiten von Kohlenstoffen und Ammonium ist in Bild 2 - 4 graphisch dargestellt. In der Literatur werden Werte für K<sub>O2,N</sub> von 0,15 bis 2,0 mg O<sub>2</sub>/l angegeben. Bei einem Sauerstoffgehalt größer als 2 mg O<sub>2</sub>/l sollte keine Limitierung der Nitrifikation eintreten (Bever et al., 2002).

Der Einfluss organischer Kohlenstoffverbindungen auf die Nitrifikation ist nicht eindeutig. Einerseits wirkt sich hohe organische Belastung infolge des erhöhten Sauerstoffverbrauchs negativ auf die sauerstoffabhängige Nitrifikation aus (Hartmann, 1992). Andererseits fördern organische Substanzen das Wachstum von Nitrosomonas und ermöglichen ein heterotrophes Wachstum von Nitrobacter. Die Beobachtungen der im Bezug auf Kohlenstoffabbau in der Zeit verschobenen Nitrifikation, die früher mit hemmendem Einfluss von Kohlenstoffverbindungen erklärt wurden, werden heutzutage mit langer Generationszeit der Nitrifikation Bekterien langsam. Bei pH-Werten zwischen 7,5 – 8,0, bei 30°C sowie bei ausreichender Kohlenstoffdioxid- und Sauerstoffversorgung liegen die Generationszeiten exponentiell wachsender Zellen für Nitrosomonas bei 7 h. Bei Nitrobacter beträgt die Generationszeit 13 h (Bock, 1980).



- v Stoffumsatzgeschwindigkeit bei der  $O_2$ -Konzentration  $C_{O2}$
- v<sub>max</sub> maximale Stoffumsatzgeschwindigkeit
- K<sub>O2,C</sub> Halbwertkonstanten (die O<sub>2</sub>-Konzentrationen, bei denen die Umsatzgeschwindigkeit des Kohlenstoffabbaus [Index C] und die der
- K<sub>O2,N</sub> Nitrifikation [Index N] durch O<sub>2</sub>-Limitierung auf die Hälfte der maximalen Geschwindigkeit reduziert ist)

Bild 2 - 4: Einfluss der Sauerstoffkonzentration im Reaktor auf die Umsatzgeschwindigkeit des Kohlenstoffabbaus und bei der Nitrifikation (IAWQ, 1995)

Anhand der oben beschriebenen Randbedingungen für die Nitrifikationsprozesse lässt sich feststellen, dass die Bedingungen für die Nitrifikation in Retentionsbodenfiltern während einer Beschickung nicht optimal sind. Nach einer ausreichend langen Trockenpause ist ein RBF zwar gut belüftet, aber die Sauerstoffkonzentrationen während des Betriebes sinken relativ schnell unter den für die Nitrifikation optimalen Wert. Deswegen wird angenommen, dass während der Filterdurchströmung die Entfernung des Ammoniums primär durch Sorption erfolgt. Erst in der anschließenden Trockenphase wird Ammonium nitrifiziert. Das entstandene Nitrat wird bei der folgenden Beschickung ausgewaschen, was bei NO<sub>3</sub>-Ablaufganglinien als Konzentrationspeak in der ersten Phase des Abflusses zu sehen ist. Dieser Effekt wurde inzwischen von vielen Autoren beschrieben (vgl. z.B. Reemtsma et al., 2000; Born et al. 2000; Dittmer, 2006 ). Die Höhe des NO<sub>3</sub>-Peaks am Anfang des Abflusses von einem RBF ist vor allem von der Ammoniumfracht abhängig, die bei der vorherigen Beschickung zurückgehalten wurde und von der Dauer der vorangegangenen Trockenpause.

#### Denitrifikation

Der Prozeß der Umwandlung von Nitrat zu N<sub>2</sub> als Endprodukt wird in der Abwasserreinigung allgemein als Denitrifikation bezeichnet. Dabei wird Nitrat unter anoxischen Bedingungen von verschiedenen heterotrophen Bakterien als Ersatz für Sauerstoff als Elektronenakzeptor verwendet (Nitrat-Atmung). Der Prozess erfolgt über folgende Zwischenstufen: Nitrit (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>); Stickstoffoxid (NO) und Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O) (Schlegel, 1992).

Die Denitrifikation verläuft bei der biologischen Abwasserreinigung meist nach folgender Reaktionsgleichung (nach Bever et al. 2002):

$$NO_3^{-} + 1/2H_2O \rightarrow 1/2N_2 + 5/2O + OH^{-}$$
 (Gl. 2 - 9)

Der Energiegewinn Mikroorganismen ist bei der Nitratatmung geringer als bei der Verwendung von gelöstem Sauerstoff, deswegen ist die Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff die Grundvoraussetzung für diese Reaktion. Günstige Bedingungen für die Denitrifikation in natürlichen Böden sind daher ein hoher Wassergehalt und ein hoher Gehalt an leicht verfügbarem organischem Material. Im selben Boden können Denitrifikation und Nitrifikation nebeneinander ablaufen. Während in den luftführenden Grobporen unter aeroben Bedingungen Ammonium oxidiert wird, können im Inneren größerer Aggregate wegen der langsamen Diffusion von Sauerstoff in wassergefüllten Mittel- und Feinporen anoxische Zonen entstehen (Gisi, 1997). Das gleichzeitige Auftreten von aeroben und anoxischen Zonen in RBF während der Betriebsphase wurde in Rahmen dieser Arbeit untersucht (siehe Kapitel 5.3)

#### Andere Wege der Stickstoffumwandlung

Der im Boden organisch gebundene Stickstoff wird bei der Mineralisierung durch verschiedene Mikroorganismen umgewandelt. Der erste Schritt ist die Ammonifikation. Durch Spaltung der großen Moleküle entsteht in mehreren Schritten Ammonium. Einerseits wird der Ammonifikation in Bodenfiltern eine untergeordnete Rolle zugeschrieben, da schon unterwegs zum Filter weitgehende Ammonifikation (Freisetzung der NH<sub>4</sub><sup>+</sup> Ionen aus org. N-Verbindungen) stattfindet (Kayser, 2003). Andererseits weist Dittmer (2006) auf die Relevanz der Ammonifikation für die Stoffstrombilanzen bei RBF hin. Bei Überangebot an Nährsubstrat für heterotrophe Organismen kommt es zur Akkumulation der organischen Substanz im Filter. Nach der Filterentleerung setzt die N-Mineraliserung ein und nimmt im Verlauf der Trockenphase zu. Das entstandene NH<sub>4</sub>-N wird dabei oxidiert und das entstandene NO<sub>3</sub>-N am Anfang der nächsten Beschickung ausgetragen. Dies resultiert in einem höheren NO<sub>3</sub>-Austrag, als es dem verfügbaren Sorptionsvermögen entspricht.

Ammonium kann, wie oben erwähnt, unter aeroben Verhältnissen nitrifiziert werden. Ein weiterer Weg der Ammoniumoxidation ist die heterotrophe Nitrifikation, bei der die Oxidation reduzierter Sickstoffverbindungen in Gegenwart einer C-Quelle stattfindet. Die Existenz heterotropher Nitrifikanten ist schon länger bekannt (Rheinheimer at al., 1988; Schlegel, 1992), aber ihr Auftreten in Bezug auf Bodenfiltration ist noch wenig untersucht. Die Untersuchungen von Platzer (1998) in vertikal durchströmten Bodenfiltern haben ergeben, dass durch eine Zugabe von Kohlenstoff die Nitrifikationsaktivität gegenüber kohlenstofffreien Versuchen gestiegen ist. Daher schätzt er den Beitrag der heterotrophen Nitrifikation zur gesamter Ammoniumoxidation im Bodenfilter als relevant ein.

Ein weiterer Mechanismus der Stickstoffentfernung, der immer noch relativ wenig untersucht ist, ist die anaerobe Ammoniak-Oxidation (ANAMMOX). Die Anammoxidation ist ein Oxidationsvorgang, der durch ein bisher wenig beachtetes Bakterium *Brocadia anammoxidans* vollzogen wird. Dabei wird Ammoniak (NH<sub>3</sub>) unter anaeroben Bedingungen zu molekularem Stickstoff oxidiert. Dieser Prozess wurde bereits als einer der möglichen Stickstoffumsetzungswege in bewachsenen Bodenfiltern identifiziert (Shipin et al., 2005). Der Anammoxprozess und sein Beitrag zur Gesamtstickstoffentfernung in bewachsenen Bodenfiltern wurde in Laboruntersuchungen von Paredes et al. (2006) als relevant bei Anlagen mit hoher Ammoni-umzulaufbelastung eingeschätzt. Das Auftreten von Anammox bei RBF wurde bisher nicht untersucht. Da jedoch die übliche NH<sub>4</sub>-Zulaufkonzentration bei RBF viel niedriger ist als in den Untersuchungen von Paredes (150 – 200 mg NH<sub>4</sub>-N/I) und anaerobe Bedingungen im

Regelbetrieb nicht erwünscht sind, wird angenommen, dass dieser Prozess in RBF keine signifikante Rolle spielt.

#### 2.2.2.4 Phosphor

Ähnlich wie Stickstoff ist Phosphor in seinen verschiedenen Formen ein Nährstoff, der in zu hohen Mengen eine wesentliche Rolle bei der Eutrophierung von Gewässern spielt. Im oligotrophen Gewässer ist die Wirkung einer N-Zufuhr gering, wenn nicht gleichzeitig das im Minimum benötigte Phosphat zugeführt wird (Fent, 1998; Scheffer, Schachtschabel, 2002). Im Vergleich zu Ammonium wirken P-Verbindungen vorwiegend längerfristig als Eutrophierungsfaktoren. RBF zur P-Elimination findet man daher häufiger an besonders schutzbedürftiger Gewässern (z.B. Seen im Berliner Raum)

Bei der Bodenpassage werden die Phosphorverbindungen nicht mikrobiell abgebaut, sondern durch physikalisch-chemische Reaktionsmechanismen im Boden als schwerlösliche Salze sorbiert (Mudrack, Kunst, 2003). Die P-Eliminationsleistung von Bodenfiltern ist daher ein endlicher Vorgang und nicht wie die NH<sub>4</sub>-Sorption regenerativer Natur. Er endet, wenn alle Sorptionsplätze für P-Verbindungen belegt sind, sodass nach einigen Betriebsjahren oftmals ein Anstieg der P-Ablaufwerte auftreten kann. Dieser Effekt konnte bei bewachsenen Bodenfiltern von Rustige und Platzer (2002) beobachtet werden. Die Erschöpfung des P-Depots konnte aufgrund eines relativ geringen Alters der untersuchten RBF-Anlagen (die erste RBF-Anlage in Waldangelloch, Baden-Württemberg, wurde 1989 gebaut!) nicht ermittelt werden (NRW MUNLV, 2003).

Typische P-Verbindungen mit oxidiertem Fe, Ca and Al sind in Bodenfiltern unter aeroben Bedingungen un- bzw. schwerlöslich. Wenn das System anaerob wird, geht ein Teil dieser Verbindungen in eine lösliche Form über, die entweder durch die Pflanzen aufgenommen werden kann oder den Filter mit dem abfließenden Wasser verlässt (Kadlec, Knight, 1996). Von großem Einfluss auf die P-Remobilisierungsvorgänge ist auch der pH-Wert, wobei die P-Bindung sowohl zum sauren, wie auch zum alkalischen Bereich hin zunimmt. Ersteres wird in der Regel der erhöhten Sorption zugeschrieben (vgl. Kapitel 2.2.2.2). Der Anstieg der Bindung in alkalischem Milieu beruht vermutlich auf der Bildung von schwer löslichen Ca-Phosphaten (Scheffer, Schachtschabel, 2002).

#### 2.2.3 Biomasse und Bioaktivität

Als Biofilm werden die Bakterienkolonien bezeichnet, die an Trägermaterialen (Substrat) anhaften. Biofilme sind sehr heterogene Systeme. Sie entstehen an Grenzflächen aufgrund der biologischen Akkumulation, was ein Ergebnis eines biosynthetischen Wachstumsprozesses ist. Der Prozess beginnt mit der Synthese extrazellulärer Polymere (EPS), einer geloder schleimartigen Schicht, die von den Mikroorganismen selbst produziert wird. Wenn sich die Bakterien in der Folge teilen, bleiben die Tochterzellen in der zuvor gebildeten Schleimmasse verhaftet. Durch Wiederholung der Polymersynthese und der Teilung wächst der Biofilm und somit werden bestimmte Organismenarten im Filterkörper immobilisiert (Rheinheimer et al., 1988). Zusammenfassend bestehen aquatische Biofilmsysteme aus folgenden Phasen (nach Fleming und Griebe, 1997):

- Wasser: 50 bis 90 %
- Mikroorganismen
- extrazelluläre Substanzen: 60 bis 98 % des TS-Gehaltes
- eingelagertes partikuläres Material
- in der Biomasse sorbierte Stoffe

Die bei der biologischen Abwasserreinigung zu entfernenden Stoffe sind neben organischen Kohlenstoff vorwiegend die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor. Infolge des Stoffwechsels der Mikroorganismen werden die hochmolekularen und energiereichen Stoffe zu niedermolekularen, energiearmen umgesetzt. Die Produkte der Abbauprozesse werden zum Aufbau neuer Zellsubstanz (Baustoffwechsel) und zur Energiegewinnung verwertet (Mudrack, Kunst, 2003). Die Nährstoffelimination, die Abbauaktivität und die Biomasse sind somit eng miteinander verbunden.

Die Aggregation zu einem Biofilm ist ein Folgeprozess des Stoffwechsels, der im Grunde unerwünscht ist, weil er zu einer Ausdehnung des Biofilms senkrecht zur Fließrichtung des Wassers führt. Damit werden die Transportwege für das Sickerwasser und ihre Inhaltsstoffe länger und vor allem weniger leicht kontrollierbar. Die Diffusion der Nährstoffe in den Biofilm und die Stoffumsatzgeschwindigkeit der Mikroorganismen kann sich verlangsamen. Aufgrund des zunehmenden Gewichts und möglicher anaerober Zustände in den tieferen Zonen des Biofilms kann es zur Ablösung des Biofilms kommen und letztlich zur Kolmation des Filterkörpers. Die Mechanismen der Kolmation im Bodenfilter werden in Kapitel 2.3.1 beschrieben.

#### 2.2.3.1 Vertikale Biomassenverteilung in Bodenfiltern

Die Verteilung der Biomasse wurde von verschiedenen Autoren an Labormodellen von bepflanzen Bodenfiltern zur Schmutzwasserbehandlung (Pflanzenkläranlagen) untersucht. Die gewonnen Erkenntnisse zeigen übereinstimmend, dass die mikrobielle Besiedelung der Bodenfilter auf seine obersten Schichten begrenzt ist. Die Unterschiede unter den verwendeten Bestimmungsmethoden der Biomasse sowie variierende Randbedingungen der Versuche (verwendetes Beschickungswasser, Beschickungsregime, Filtersubstrat, etc.) führten zur differenzierten Aussagen über Verbreitung der mikrobiell besiedelten Zone in die Tiefe.

Guilloteau et al. (1993) untersuchten die räumliche Verteilung von Biomasse im Filterkörper auf der Basis von ATP-Bestimmungen. Die Grundlagen der ATP-Bestimmung werden in Kapitel 2.2.3.2 erläutert. Es wurden zwei Sandsäulen mit mechanisch vorgereinigtem Schmutzwasser beschickt, jeweils 3 Tage lang mit anschließender 4-Tage-Trockenphase. Die Dauer der Beschickung schien keinen Einfluss auf den Biomassegehalt zu haben – die Menge an Biomasse blieb während der gesamten Beschickungsperiode stabil. Die höchsten Gehalte wurden in den oberen 5 cm gefunden. In der Tiefe von 15 cm war die ATP-Menge 10 Mal niedriger als auf der Filteroberfläche.

Schwarz (2004) untersuchte ebenfalls die räumliche Verteilung von Biomasse und ihre Aktivität im Filterkörper, allerdings auf der Basis von Nukleinsäurebestimmungen. Es wurden Versuche mit verschiedenen Beschickungswässern durchgeführt, sowohl an den Laborsäulen als auch an den großtechnischen Anlagen. An einem kolmatierten RBF reichte die Zone der dichten mikrobiellen Besiedlung bis etwa 10 cm Tiefe. Durch Untersuchungen an den Labormodellen wurde nachgewiesen, dass diese hohen Konzentrationen von Biomasse an der Oberfläche v.a. auf die Filtration partikulärer Anteile der abbaubaren Mischwasserinhaltsstoffe zurückzuführen ist. Bei einer Beschickung mit partikelfreiem Abwasser wurden die Filter bis in eine Tiefe von 40 cm besiedelt (siehe Bild 2 - 5).



Bild 2 - 5: Relative DNA-Konzentration mit zunehmender Filtertiefe bei verschiedenen Abwässern (Schwarz, 2004)

Hegemann und Teschner (2004) haben Profile der mit Schmutzwasser beschickten Versuchssäulen mittels EPS-Bestimmung und mikrobiologischen Methoden zur Identifizierung der Bakterien untersucht und diesen Verlauf bestätigt. Mikrobiologische Aktivitäten fanden bis etwa 20 cm Tiefe, hauptsächlich aber in den obersten 6 cm statt. Die Autoren haben auf eine hohe Variabilität der Mikroorganismenpopulation und ihrer Dichte hingewiesen, auch in parallel betrieben Versuchssäulen.

Für Retentionsbodenfilter gibt es bis jetzt nur wenige veröffentlichte Ergebnisse zu mikrobiologischen Untersuchungen. Außer den oben erwähnten Versuchen von Schwarz (2004) behandelten andere Projekte hauptsächlich hygienische Aspekte und die Eliminationsleistung der pathogenen Mikroorganismen (vgl. z.B. Grobe et al., 2003). Da der Biofilm in Retentionsbodenfiltern eine zentrale Rolle in den Reinigungsprozessen spielt, verlangt seine Zusammensetzung, Verteilung im Filterkörper und betriebsabhängige Dynamik weitere Forschung.

#### 2.2.3.2 Methoden der Bestimmung der Biomasse in Bodenfiltern

Verfahren zur grundsätzlichen Bestimmung der Biomasse im Rahmen der "klassischen" Abwasserbehandlung existieren bereits seit langem, aber die Verfahren wurden erst vor relativ kurzer Zeit zur Bestimmung der Biomasse in der Bodenmatrix eingesetzt, da es an geeigneten Untersuchungsmethoden mangelte (Kunst et al. 2000). Im Folgenden werden die Metho-
den kurz beschrieben, die zur Bestimmung der Biomasse im Bereich der Bodenfiltration verwendet wurden.

Schon bei der Probenahme stößt man auf methodische Schwierigkeiten und Unzulänglichkeiten, weil in demselben Boden kurzfristige und saisonabhängige Dichteschwankungen, sowie Mikrostandortverschiedenheiten auftreten (Beck, 1969). Wird diese Aufgabe z.B. durch Probenahme aus verschiedenen Tiefen eines Bodenkörpers und zu verschiedenen Zeitpunkten gelöst, kommen nach der Probenaufbereitung folgende Methoden der Bestimmung von Biomasse und ihrer Aktivität in Frage:

#### Mikroskopie

Durch Licht-, Elektronen- oder Fluoreszenzmikroskopie können in starker Verallgemeinerung die Schätzzahlen für Mikroorganismen pro 1 g trockenem Boden angegeben werden und darüber hinaus kann das Biovolumen und die Biomasse abgeschätzt werden. Die Mikroorganismen können dann nach morphologischen Merkmalen identifiziert werden (Beck, 1969; Paul, Clark, 1989; Kunst et al., 2000).

# Chemische und physiologische Analysen

Aus methodischen Gründen ist oft eine direkte Bestimmung der Biomasse nicht möglich, deswegen werden sog. quantitative Bioindikatoren gesucht. Solche Indikatoren dürfen nur in lebenden Zellen vorkommen, ihre Konzentration in der Zelle muss konstant sein und soll aus den Zellen quantitativ zu extrahieren sein. Quantitative Bioindikatoren für die Biomasse sind beispielsweise die Desoxyribonukleinsäure (DNA) und Adenosintriphosphat (ATP).

Die DNA-Extraktion war der Schwerpunkt der mikrobiologischen Untersuchungen von Biozönosen bei einigen Forschungsprojekten an den bewachsenen Bodenfiltern. Abd El Haleem et al. (2000) gelang es, mit Hilfe von DNA-Extraktionen aus Boden- und Wurzelproben eines vertikal durchströmten Bodenfilters für kommunales Abwasser in Merzdorf (Brandenburg) ausgewählte Bakterienstämme mittels Polymerase-Kettenreaktion (Polymerase Chain Reaction, PCR) zu identifizieren. Ibekwe et al. (2003) arbeitet mit einer ähnlichen Methode, die die DGGE-Analyse (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) nutzt, um die gesamte mikrobielle Biozönose und insbesondere die Zusammensetzung der Nitrifikanten in einem horizontal durchströmten Bodenfilter zur Behandlung von Molkereiabwasser zu bestimmen. Tietz et al. (2006) hat mittels dieser Methoden (DNA – Extraktion, PCR, DGGE) die Zusammensetzung der Nitrifikanten in Bodenproben aus einem vertikal durchströmten Bodenfilter für kommunales Abwasser in Ernsthofen (Österreich) untersucht.

Schwarz (2003) hat durch Modifikation der in der Literatur beschriebenen Verfahrensweise zur DNA- und RNA-Messung (mittels HPLC Chromatographie) eine eigene Methode entwickelt (siehe auch Kapitel 5.6.1), mit der die kolmationsauslösende Biomasse und die Bioaktivität gemessen werden konnten. Der DNA-Gehalt einer Bakterienzelle ist weitgehend unabhängig vom metabolischen Zustand der Bakterienzelle, deshalb ist er ein guter Bioindikator zur Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse. Als Bioaktivitätsindikator wurde die Ribonukleinsäure (RNA) verwendet, da sie in der Zelle nicht in konstanten Mengen vorkommt, sondern mit der Zellaktivität korreliert (Paul, Clark, 1989). Das rechnerische RNA/DNA Verhält-

nis eignet sich als Bioindikator für die spezifische oder relative Bioaktivität, da es sich auf die mikrobielle Biomasse einer gegebenen Bakterienpopulation bezieht (Schwarz 2003).

Ein weiterer Bioindikator, der zur Bestimmung der Biomasse in Bodenfilterkörpern eingesetzt wurde, ist Adenosintriphosphat (ATP). ATP ist ein universeller Transport– und Speicherstoff für unmittelbar verfügbare Energie und gleichzeitig ein wichtiger Regulator energieliefernder Prozesse (Mudrack, Kunst, 2003). Guilloteau et al. (1993) hat mittels Biolumineszenz die ATP-Menge an den Säulenmodellen von einem vertikal durchströmten BF im Labormaßstab bestimmt und damit die vertikale Verteilung der Biomasse in den untersuchten Säulen und die am stärksten biologisch aktiven Schichten ermittelt. Im Vordergrund seiner Untersuchungen stand u.a. die Optimierung der Beschickungsstrategie hinsichtlich der Vermeidung biologischer Kolmation.

Die Eignung der extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) zur Untersuchung der biologischen Kolmationsprozesse wurde von Teschner et al. (2004) sowohl bei Bodenfiltern zur Reinigung von kommunalem Abwasser als auch zur Regenwasserbehandlung untersucht. Es konnte eine gute Korrelation der EPS-Bildung mit der Biofilmbildung festgestellt werden, so dass EPS als guter Parameter zur Ermittlung der Schwankungen von Biomassegehalt im Filterkörper angesehen werden kann.

# Prozessstudien

Unter mikrobieller Aktivität sind alle Stoffumsetzungen zu verstehen, die durch Mikroorganismen katalysiert werden. Deswegen eignet sich auch die Messung von Änderungen der Umsatzprodukte, wie CO<sub>2</sub> oder CH<sub>4</sub>, zur Bioaktivitätsbestimmung. CO<sub>2</sub> ist ein guter Indikator für das Auftreten von reinigenden Mikroorganismen, weil es das Endprodukt des aeroben Abbaus von organischen Inhaltstoffen im Abwasser ist. CH<sub>4</sub> tritt in der Atmosphäre nicht auf; es dient ausschließlich der Detektion der anaeroben Zonen.

Die Änderungen der Sauerstoffkonzentration können ebenfalls als Nachweis der Aktivität von Mikroorganismen dienen, weil Sauerstoff bei allen aeroben Abbauprozessen im Bodenfilter verbraucht wird. Das Auftreten und die Rolle des Sauerstoffs in mit Abwasser durchsickerten Bodenkörper wird detailliert in Kapitel 3.3 beschrieben.

### 2.3 Zur Belastungsgrenze der Bodenfilter

#### 2.3.1 Kolmation in Vertikalfiltern

In vielen vertikal durchströmten Filtern treten im Laufe der Zeit Kolmationserscheinungen auf. Indirekt kann die Kolmation als Überschreitung der Belastungsgrenzen eines Bodenfilters angesehen werden. Dies kann sowohl die Belastung mit partikulären Abwasserinhaltsstoffen als auch mit sauerstoffzehrenden gelösten Substanzen betreffen.

Abhängig von der Schicht des Filtermediums, in der sie stattfindet, und von dem Mechanismus des Entstehens der kolmatierten Schicht unterscheidet man äußere und innere Kolmation. Bei der äußeren Kolmation werden durch Feststoffzufuhr und Ablagerungen die nahe der Oberfläche liegenden Bodenporen verstopft. Es bildet sich an der Filteroberfläche eine dichte Deckschicht, die eine Infiltration in den Bodenkörper verhindert (→ physikalische Kolmation). Die innere Kolmation kommt bei der Raumfiltration vor und betrifft die tieferen, unter der Oberfläche liegenden Schichten (Busch, Luckner, 1974). Die innere Kolmation kann dabei nicht nur durch einen zu großen Feststoffzufuhr verursacht werden.

Die Kolmation, die in einer Erhöhung des Filterwiderstandes bzw. einer Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit einer Anlage resultiert, ist immer ein physikalisches Phänomen, dem jedoch sowohl physikalische als auch biologische und chemische Ursachen zugrunde liegen können (Baveye et al., 1998; Seki et al., 1998). Im Folgenden werden verschiedene Arten der Kolmation beschrieben. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der biologischen Kolmation. Physikalische und chemische Kolmation werden nur kurz beschrieben.

#### Physikalische Kolmation

Diese Art von Kolmation wird auch als mechanische Kolmation bezeichnet, sie kann in Form von äußerer oder innerer Kolmation auftreten. In erstem Fall führen die Ablagerungen von organischen und mineralischen Teilchen auf der Filteroberfläche zur äußeren Porenverstopfung. Zur Selbstdichtung im Inneren des Bodenkörpers kommt es dann, wenn die Partikel durch verschiedene Transportvorgänge und Ablagerungsmechanismen aus der Suspension ausgeschieden und an das Filtergerüst angelagert werden. Welchen Transport- und Ablagerungsmechanismen die Partikel unterliegen, wird von mehreren Parametern bestimmt. Von großer Bedeutung ist die Korngrößenverteilung der mit dem Abwasser zugeführten Partikel und der des Filtersubstrates selbst (Schächli 1993).

# Chemische Kolmation

Das dem Filterkörper zugeführte Abwasser enthält unter anderen gelöste Substanzen, deren Art und Konzentration von vielen Faktoren abhängen. Bei der Passage des Bodens kommt es zu einem Ionenaustausch zwischen dem Wasser und dem Bodenkorngerüst. Dabei ändern sich die Konzentrationen und Zusammensetzungen sowohl im zugeführten Wasser als auch im Boden. Das Auftreten und der Verlauf dieser Prozesse werden stark von Milieubedingungen (Redoxpotential, pH-Wert) beeinflusst. Einige der Reaktionen können mit der Zeit zur Verminderung der Wasserdurchlässigkeit führen, wenn gelöste Stoffe chemisch gefällt

werden und im Boden verbleiben, z.B.: Niederschlag von Kalziumkarbonat (Kuntze, 1988; Blazejewski, Murat-Blazejewska, 1997) oder Eisenverbindungen (Börner, 1992; Gisi, 1997).

# **Biologische Kolmation**

Bei der biologischen bzw. mikrobiellen Kolmation können unterschiedliche Organismen eine Porenraumverstopfung auslösen. Es können beispielsweise Bakterien, Algen, Pilze, tierische Ein- oder Mehrzeller verursachend sein. Sehr häufig sind Bakterien an der Kolmation beteiligt. Die Bakterien können durch ihre Zellkörper oder durch die Bildung von EPS direkt zur Kolmation beitragen. Indirekt können die Poren durch mikrobielle Stoffwechselprodukte wie Gasblasen und Ausfällungen, verstopft werden (Wood, Basset, 1975, Baveye et al., 1998; Teschner et al., 2004).

Als Hauptursache für die Störung von biologischen Abbauprozessen in Bodenfiltern zur Abwasserreinigung wird der Sauerstoffmangel genannt. Eine ungenügende Sauerstoffversorgung verursacht eine Störung zwischen Zellwachstums- und -sterbeprozessen. Der verfügbare Sauerstoff wird bei hohen Umsatzgeschwindigkeiten vorzugsweise für den Betriebsund Baustoffwechsel der leichtabbaubaren Abwasserinhaltstoffe genutzt. Hydrolyse- und Lysevorgänge, die kleinere Umsatzgeschwindigkeiten aufweisen, können bei hohen Sauerstoffzehrungsraten für längere Zeit nicht mehr unter aeroben Bedingungen ablaufen. Wenn der Sauerstoff verbraucht ist, können partikuläre organische Inhaltsstoffe und Biomasse nicht mehr abgebaut werden. Dadurch kommt es zur Verkleinerung des nutzbaren Porenvolumens, was in Abhängigkeit vom Filtersubstrat mittelfristig zur Verstopfung des Bodenkörpers führt (Schwager, Boller, 1997). Die Ursache der durch die EPS hervorgerufenen Kolmation ist die Reaktion der Bakterien auf die Hungerphase. In dieser Phase werden die EPS aus zellintern gespeicherten Substanzen synthetisiert. Die Akkumulation der EPS mit der Folge einer übermäßig starken Ausdehnung des Biofilms wird erreicht, wenn die Konzentration an gelöster organischer Substanz periodisch wechselt und zwischenzeitlich Hungerbedingungen eintreten, wie es in den Untersuchungen von Rubio und Wilderer (1987) an einer Scheibentauchkörperanlage stattgefunden hat.

Okubo und Matsumoto (1983) haben unter Einbeziehung der Untersuchungen von Allison (1947, zitiert in Schwarz, 2003) die Phasen eines idealtypischen biologischen Kolmationsverlaufes in Bezug auf chemische Qualität des Abflusses, Änderungen der hydraulischen Leitfähigkeit und Wachstumscharakteristik von Mikroorganismen beschrieben.

Phase I (aerobe Phase): die hydraulische Leitfähigkeit sinkt schnell aufgrund starker Vermehrung von Mikroorganismen unter aeroben Bedingungen.

Phase II (Übergangsphase): mikrobielle Umsetzungs- und Aufbauprozesse führen zu einer schnellen Abnahme des Sauerstoffgehalts, der zum limitierenden Faktor wird. Die hydraulische Leitfähigkeit steigt aufgrund des Absterbens von Biomasse und der damit verbundenen Vergrößerung des Porenkanalsquerschnitts an.

Phase III (anaerobe Phase): die Infiltrationsrate sinkt rasch, die biologische Kolmation entwickelt sich durch weiteres Biomassenwachstum unter anaeroben Bedingungen. Neben der hydraulischen Leitfähigkeit und der Sauerstoffkonzentration ändert sich in den Phasen auch die Zusammensetzung des Wassers, das durch den Bodenfilter infiltriert. Dies betrifft insbesondere den CSB bzw. die CSB-Verbindungen.

In der Praxis wird dieser theoretischen Verlauf der Kolmation durch viele weitere Einflussfaktoren, deren Wirkung sich überlagert, beeinflusst. Meistens treten mehrere der oben genannten Kolmationsarten gleichzeitig auf. So ist ein hoher Anteil an abfiltrierbaren Stoffen im Zufluss ein Faktor, der prinzipiell die Kolmationsneigung begünstigt. Allein die AFS-Konzentration des Zuflusses ist jedoch nicht aussagekräftig. Die Absetzbarkeit und die Unterscheidung in organische und mineralische Partikel sind hier weitere Kriterien (MUNLV NRW; 2003). Bei dem organischen AFS-Anteil kommt es einerseits zu einem mechanischen Filtrationseffekt durch die Ablagerung auf der Filteroberfläche und im Porenraum der obersten Schicht ( $\rightarrow$  äußere physikalische Kolmation). Andererseits wirkt sich der Eintrag von organischen AFS auf die im Beet vorhandenen Mikroorganismen aus. Das Überangebot der Nahrung führt zu einem starken Anwachsen der Population ( $\rightarrow$  biologische Kolmation) (Teschner et al., 2004). Die Verteilung des nicht abbaubaren anorganischen AFS-Anteils im Porenraum hängt in hohem Maße von den Kenngrößen der Bodenstruktur des Filtersubstrates. Es wird durch die Korngrößenverteilung, den Ungleichförmigkeitsgrad U, die Kornform sowie die Kornorientierung als auch die Infiltrationsgeschwindigkeit des Abwassers beeinflusst (Hegemann, Teschner, 2004). Busch und Luckner (1974) haben für Filtersubstrate geometrische Kolmationskriterien berechnet. Neben Kornform und Größe hängt die Siebwirkung auch von Adsorptionsmechanismen an Oberflächen und Sedimentationsvorgängen feiner Partikel ab (Hill, 1983). Bei Filtersubstraten mit Eisenzuschlägen zur Erhöhung der Phosphorsorption kann es bei einer Umkehr des Systems ins anaerobe Milieu (verursacht z.B. durch einen längeren Teil- oder Überstau) zu Verockerungen und Ausfällungen kommen, die zur Kolmation führen können (→ chemische Kolmation) (MUNLV NRW, 2003). Auch rein mechanische Einflüsse wie die Verdichtung durch Betreten der Filterfläche können kolmationsfördend wirken (Börner, 1992).

Neben diesen Einflüssen ist die Neigung zur Kolmation von der Anlagentechnik, der Betriebsführung und der Betriebsweise abhängig. Die den Bodenfiltern normalerweise vorgeschaltete Vorbehandlungsstufe begrenzt idealerweise die AFS-Fracht im Zulaufwasser.

Der Einfluss der Temperatur auf die Kolmationsvorgänge ist nicht eindeutig. Auf der einen Seite kann die niedrige Temperatur aufgrund gesunkener mikrobieller Aktivität am Anfang des Filterbetriebs zu großen Ablagerungen von Feststoffen führen. In Laborversuchen und bei der Langsamfiltration wurden jedoch von Gupta und Swartzendruber (1962) mit abnehmender Temperatur zunehmende Versickerungsraten gemessen.

Der Einfluss der Pflanzen ist in der Literatur, insbesondere im Pflanzenkläranlagenbereich, viel diskutiert worden. Sie spielen beim Stoffrückhalt eher eine untergeordnete Rolle. Es konnte nicht belegt werden, dass die Durchwurzelung der Kolmation entgegenwirkt (vgl. z.B. Brix, 1997). In Retentionsbodenfiltern wird dagegen dem Schilfbewuchs eine die Filterober-fläche schützende Rolle zugeschrieben. Neben der bodenauflockernden Wirkung tragen Streuschicht, Halmbruchzone des Schilfes und auch die hohen Blattflächen zu einer Stock-

werksedimentation bei. Die Filteroberfläche wird daher mit geringerer Stofffracht beaufschlagt (MUNLV NRW, 2003).

### 2.3.2 Filtergeschwindigkeit

Die Abläufe der Retentionsbodenfilter zur Behandlung von Überläufen aus der Mischkanalisation bzw. Regenwasser werden im Gegenteil zu bewachsenen Bodenfilter zur Behandlung von kommunalem Abwasser etc. auf eine bestimmte Abflussspende gedrosselt. Laut DWA-M 178 (2005) kann abhängig von der Substratzusammensetzung zwischen einer Drosselabflussspende von  $q_d = 0,01 \text{ I/s} \cdot \text{m}^2$  und  $0,02 \text{ I/s} \cdot \text{m}^2$  gewählt werden. MUNLV NRW (2003) empfiehlt, die Drosselabflussspende dem Reinigungsziel anzupassen, z.B:

- $O_2$ -Defizit  $\rightarrow q_d = 0,01$  bis 0,02 l/s·m<sup>2</sup>
- $NH_3$ -Toxizität  $\rightarrow q_d = 0,01 \text{ I/s} \cdot m^2$
- Feststoffe, Schwermetalle  $\rightarrow q_d$  = 0,03 l/s·m²

Die angesetzte Drosselabflussspende bestimmt die Filtergeschwindigkeit des Abwassers im Filterkörper, die Diffusion, Grenzschichterneuerung und Sorption (über die Kontaktzeit) und beeinflusst somit die Prozesse des Stoffaustausches am Biofilm. Die Variierung der Drosselabflussspende kann zweierlei Auswirkung auf die Reinigungsprozesse haben. Einerseits trägt der Anstieg der Filtergeschwindigkeit zur Erhöhung der Turbulenzen bei und verstärkt somit den Stoff- und Gasaustausch in der flüssigen Phase, was die Entfernung der Abwasserinhaltsstoffe durch die Sorptionsprozesse fördern kann. Anderseits wird dadurch die Aufenthaltszeit des Abwassers im Filter verkürzt, und nach der Unterschreitung einer optimalen Kontaktzeit des infiltrierenden Abwassers mit dem Biofilm sinkt die Reinigungsleistung. Ein weiterer Aspekt der unterschiedlichen Drosselabflussspenden ist, dass bei konstanter Betriebszeit eines RBFs die Filtergeschwindigkeit seinen Durchsatz bestimmt. Es wird z.B. in der gleichen Zeit in einem RBF mit  $q_d$ =0,02 l/s\*m<sup>2</sup> die zweifache hydraulische Belastung bearbeitet wie in einem RBF mit  $q_d$ =0,01 l/s·m<sup>2</sup>. Das Ausmaß der Änderung der Wirkungsgrade im "schnellen" Filter im Vergleich zum "langsamen" Filter in solcher Situation ist dafür schwer vorhersehbar, da nur wenige Ergebnissen zu solchen Untersuchungen vorliegen.

Der Einfluss der Drosselung auf die Reinigungsleistung unterschiedlicher RBF-Substrate haben Uhl und Jübner (2004) an Säulenmodellen im Labormaßstab untersucht. Hinsichtlich CSB und Ammonium wurde an den gedrosselten Säulen eine Steigerung der Reinigungsleistung im Vergleich zu ungedrosselten Säulen beobachtet. Besonders positiv hat sich die Drosselung des Abflusses auf den CSB-Wirkungsgrad der Säulen mit einem gröberen Substrat (bezogen auf Körnungslinien, empfohlen von MUNLV NRW (2003)) ausgewirkt. Bei Ammonium konnte die Auswirkung eines suboptimalen Substrates durch die Drosselung nicht kompensiert werden.

Einen deutlichen Einfluss der Drosselabflussspende auf die CSB-Entfernungsrate wurde auch bei Laborversuchen festgestellt, die an den mit OECD-Abwasser beschickten Säulen durchgeführt wurden (Schmitt et al, 2005). Bei der Erhöhung der Drosselabflussspende von  $q_d = 0,01$  auf 0,05 l/s·m<sup>2</sup> ist die mittlere CSB-Reinigungsleistung von 96 % auf 86 % gesunken. Dieser Effekt war aber nur bei relativ hoher stofflicher Belastung zu beobachten (Zulaufkonzentration 180 mg CSB/I). Nach der Reduzierung der Zulaufbelastung haben sich die Wirkungsgrade angeglichen.

Bei den Untersuchungen an den Großanlagen Fellenweg (Born et al., 2000) und Langenalb (Fuchs, Schnabel, 2001) verursachte eine Verdoppelung bzw. Verdreifachung des Drosselabflusses von 0,01 l/s·m<sup>2</sup> keine gravierende Änderung der CSB- und Ammoniumablaufkonzentrationen.

# 2.3.3 Stofflimitierung am Biofilm

Es ist die Diffusionsrate, die den Transport von Stoffen zu den Mikroorganismen im Biofilm limitiert. Sie wird für den jeweiligen Stoff bestimmt und nimmt abhängig von dem Medium, in dem sie stattfindet unterschiedliche Werte an (siehe auch Kapitel 3.3.2.2). Tabelle 2 - 2 zeigt die ausgewählten Diffusionskoeffizienten D und die zugehörigen Verhältnisse der stöchiometrischen Substratkoeffizienten v<sub>ox,red</sub>. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass die Streuung der Werte groß und z.B. von der Struktur der Biofilmoberfläche abhängig ist (Siegrist, Gujer, 1985; Henze et al., 2000).

Tabelle 2 - 2: Diffusionskoeffiz	ienten für Sau	ierstoff, org.	und anorg.	Abwasserinha	ltsstoffe
bei 25 ${ m C}$ und ihre	Verhältnisse	des stöchio	metrischen	Koeff izienten	v (nach
Henze et al., 2000	verändert)				

Stoff	D	V <sub>ox,red</sub> <sup>1)</sup>
	[10 <sup>-4</sup> m²/d]	[g CSB/g O <sub>2</sub> ] bzw. [g N/g O <sub>2</sub> ]
Sauerstoff	1,7 - 2,1 <sup>2)</sup>	-
unspez. CSB	0,3 - 0,6 <sup>2)</sup>	1,4 - 2
unspez. BSB	0,3 - 0,6 <sup>2)</sup>	0,8 - 1,2
NO <sub>3</sub>	0,9 <sup>3)</sup>	-
NO <sub>2</sub>	1,6 <sup>3)</sup>	0,52
$NH_4^+$	1,7 <sup>3)</sup>	0,23
Methanol	0,8 – 4 <sup>2)</sup>	1,2

<sup>1)</sup> in Zusammenhang mit dem bakteriellen Wachstum

<sup>2)</sup> für Biofilm wird oft der Reduktionsfaktor 0,8 verwendet (Siegrist, Gujer, 1985)
 <sup>3)</sup> in Wasser

Alle Maßnahmen, die die Diffusionsrate erhöhen, steigern auch die Umsatzprozessraten. Der Stoff, dessen Konzentration mit wachsender Biofilmtiefe zuerst auf Null sinkt, ist die limitierende Substanz. Nach Heinze et al. (2000) können als Kriterien gelten:

c <sub>ox</sub> c <sub>red</sub> =	$= \frac{D_{red}}{D_{ox}} \cdot \frac{1}{v_{ox, red}}$	_ 1	(Gl. 2 - 10)
c <sub>ox</sub> c <sub>red</sub> >	$> \frac{D_{red}}{D_{ox}} \cdot \frac{1}{v_{ox, red}}$	- => c <sub>red</sub> ist limitierend	(Gl. 2 - 11)
c <sub>ox</sub> c <sub>red</sub>	$< \frac{D_{red}}{D_{ox}} \cdot \frac{1}{v_{ox, red}}$	- => c <sub>ox</sub> ist limitierend	(Gl. 2 - 12)

cox - Konzentration des Oxidanten [mg/l]

c<sub>red</sub> – Konzentration des Reduktanten [mg/l]

D<sub>red</sub> – Diffusionskonstante des Reduktanten [10-4 m²/d]

D<sub>ox</sub> - Diffusionskonstante des Oxidanten [10-4 m<sup>2</sup>/d]

 $v_{\text{ox, red}}$  – Verhältnis der stöchimetrischen Koeffizienten  $v_{\text{ox}}$  und  $v_{\text{red}}$  [g CSB/g  $O_2]$  bzw. [g N/g  $O_2]$ 

### Beispielrechnung

Mit Hilfe der obigen Gleichungen und Angaben aus Tabelle 2 - 2 lässt sich nachweisen, dass der Sauerstoff auch bei Zulaufkonzentrationen, die für einen RBF typisch sind, für den Verlauf von Umsatzprozessen im Biofilm der limitierende Faktor ist. Im Folgenden wird eine Beispielrechnung für die Oxidation von zwei ausgewählten Reduktanten durchgeführt. Für CSB und NH<sub>4</sub>-N wurden für MW-Entlastungen typische Konzentrationen gewählt.

	Konz. im Zulauf	Gewählte	gewählte v <sub>ox,red</sub>	
	eines RBF <sup>+</sup>	D	[g CSB/g O <sub>2</sub> ]	
	[mg/l]	[10 <sup>-4</sup> m²/d]	bzw. [g N/g O <sub>2</sub> ]	
CSB (Reduktant)	60	0,5	1,7	
NH <sub>4</sub> -N (Reduktant)	6	1,7	0,23	
O <sub>2</sub> (Oxidant)	8 <sup>2</sup>	1,9	-	

Berechnung für aeroben CSB-Abbau:

 $\frac{8}{60} = 0,133 < \frac{0,5}{1,9} \bullet \frac{1}{1,7} = 0,155$ 

Berechnung für Nitrifikation:

 $\frac{8}{6} = 1,33 < \frac{1,7}{1,9} \cdot \frac{1}{0,23} = 3,89$ 

Die Berechnungen für CSB-Abbau und für die Nitrifikation erfüllen GI. 2 – 12, in der die Konzentration des Oxidanten als limitierend für den Stofftransport im Biofilm gilt. In einem Bodenkörper ist somit ebenfalls die Versorgung mit Sauerstoff entscheidend. Die Auswirkungen der Limitierung des freien Sauerstoffs können durch sauerstoffhaltige Verbindungen, wie z.B. Nitrat vermindert werden (Müller, 2002).

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Genauere Angaben über die Wahl der RBF-Zulaufkonzentrationen für die Laboruntersuchungen enthält Kapitel 4.4

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Der Wert der O2-Zulaufkonzentration liegt an der oberen Grenze der üblichen Konzentrationen, was einem gut belüfteten Zulaufwasser entspricht

### 3 Bodenphysikalische und – chemische Grundlagen

In diesem Kapitel wird eine kurze Übersicht über theoretische Grundlagen zu Bodenphysik, insbesondere zu Wasser- (3.2) und Bodenlufthaushalt (3.3), sowie Redoxsystemen im Boden (3.4) gegeben. Zusätzlich werden entsprechende Erkenntnisse aus dem Bereich der Bodenfilter mit aufgeführt. Manche Prozesse, die für bewachsene Bodenfilter inzwischen gut erforscht wurden, werden als Ausgangpunkt für die Überlegungen zum Ablauf diese Prozesse in Retentionsbodenfiltern verwendet.

# 3.1 Eigenschaften der Filtersubstrate

Laut der Definition von Grotehusmann (2000) sind Bodenfilter künstlich aufgebaute Körper, aber aus natürlichen Substraten (bzw. deren Mischung). Die Reinigung von Bodenfiltern ist entscheidend von geeigneten Filtersubstraten abhängig. Die wesentlichsten Merkmale eines Substrates sind eine ausreichende Wasserdurchlässigkeit, gleichmäßige Durchströmung, dauerhafte strömungsmechanische Belastbarkeit, ausreichende Basenausstattung und Schadstofffreiheit (DWA M-178).

Die ersten Retentionsbodenfilter wurden mit bindigen Substraten erstellt, deren Feinstkornanteil ca. 90 % betrug. Der Grund für diese Wahl lag u.a. in dem hohen Wasserspeichervermögen, der Unempfindlichkeit der Reinigungsleistung gegenüber niedrigen Temperaturen (hohe abiotische Sorption im Vergleich zu sandigen Böden) und der hohen Pufferfähigkeit gegenüber Belastungsschwankungen (LfU, 1998). Das festgestellte Reinigungsvermögen solcher Filter war zufriedenstellend, jedoch kam es im praktischen Betrieb oft zur Minderung der Reinigungsleistung aufgrund der ungleichmäßigen Porendurchströmung (Kurzschlüsse über Makroporenfluss). Da eine gleichmäßige Porendurchströmung als eine zentrale Bedingung der Filtration anzusehen ist, wird heute auf die Verwendung von bindigen Substraten beim Bau von Retentionsbodenfiltern verzichtet (Lambert, 2001; MUNLV NRW, 2003).

Nach heutigen Erkenntnissen können die oben genannten Anforderungen an Filtersubstrate nur mit Sand erreicht werden. Die gegenüber bindigen Substraten geringere abiotische Sorptionskapazität der Sande wird nach der mikrobiellen Einarbeitung durch die biotische Sorption übertroffen. Ein hoher Carbonatgehalt gewährleistet zusätzliche gute Reinigungsleistungen hinsichtlich Ammonium und Schwermetallen. Für RBF im Mischsystem wird durch DWA-M178 (2005) der Mindestanteil von 10 % CaCO<sub>3</sub> (Körnung 0/2) empfohlen. Die empfohlene Korngrößenverteilung für Filtersande im Mischsystem enthält Tabelle 5-1 (Kapitel 5.3). Das Körnungsband soll innerhalb der 3 aufgezählten Sandfraktionen (fS, mS, gS) mit einer deutlichen Dominanz des Mittelsandes liegen. Ton- und Schluffanteile sowie Feinkiesanteile wirken sich negativ auf den Filterbetrieb und die Reinigungsleistung der Sandfilter aus.

In weiteren Unterkapiteln werden die Bodeneigenschaften beschrieben, die für sandige Böden von besonderer Bedeutung sind.

### 3.1.1 Kornform und Kornoberfläche

Korngrößenverteilung und Lagerungsdichte bestimmen das Bodengefüge und somit die Porenstruktur. Im Folgenden werden die wichtigsten bodenphysikalischen Eigenschaften der Filtersubstrate beschrieben.

Die mineralischen Bestandteile der Böden liegen als definierte Körner verschiedenster Größen und Formen vor. Die Körnigkeit und die durch die Lagerung dieser Körner gegebene Porosität sind die Voraussetzungen, dass in einem Bodenkörper Platz für Wasser und Luft und verschiedene Lebensformen vorhanden ist. Deswegen beeinflussen diese Bodeneigenschaften nicht nur alle Lebensvorgänge im Boden, sondern vielmehr auch Wechselwirkungen zwischen der festen, flüssigen und der gasförmigen Phase sowie alle Transporte und Verlagerungen (Scheffer, Schachtschabel, 2002).

Die Körner der anorganischen Komponenten bestimmen den Charakter eines Bodens. In Sanden, die in der Regel einen geringen bis keinen Anteil an organischer Substanz enthalten, ist die Korngröße und –oberfläche für die Ausbildung des Gefüges entscheidend. Je nach Herkunft, Art und Dauer der Transportvorgänge nehmen die Körner eine mehr oder weniger abgerundete Form an (Hartge, 1978). Mit dem Abrundungsgrad und der Korngröße hängt die auf die Messeeinheit bezogene Oberfläche zusammen. Je kleiner die Körner, umso größer ist die spezifische Oberfläche des Sandes. Jede Abweichung der Kugelform vergrößert die Oberfläche eines Körpers im Verhältnis zu seinem Volumen.

Die für die Retentionsbodenfilter empfohlenen Sandsubstrate sollten grundsätzlich aus kantengerundeten Körnern bestehen ("fluviatile Sande"), damit die Besiedlung durch Pflanzenwurzeln und Bodenwürmer nicht behindert wird. Scharfkantige Sande sollten nicht verwendet werden (MUNLV NRW, 2003; DWA-M178, 2005). Uhl und Jübner (2004) weisen zusätzlich auf die Relevanz der spezifischen Oberfläche der Substratkörner hin, die eng mit der Kationenaustauschkapazität korreliert und somit die Sorptionskapazität eines Substrates bestimmt. Tendenziell sinkt die spezifische Oberfläche der Körner mit wachsendem Durchmesser. Die Agglomeratstruktur und poröse Kornoberfläche erhöhen die Sorptionsfähigkeit. Andererseits neigte der aggregierte Sand zur abrupten Kolmation. In Untersuchungen anderer Autoren (Lambert, Fuchs, 2001) wird einem deutlich messbaren Feinanteil (T+U) eine große Rolle zugeschrieben, der sowohl bei unaggregierten als auch bei aggregierten Filtersanden bei hoher Belastung zu einer sehr starken Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit führte.

# 3.1.2 Korngefüge und Porosität

Im Unterschied zu frei nebeneinander liegenden Teilchen (Primärteilchen) werden die Körper, die aus zusammenhängenden Teilchen zusammengesetzt sind, als Aggregate bezeichnet. Die Aggregate kommen in verschiedenen Größenordnungen vor und weisen unterschiedliche Festigkeiten auf. Von besonderer Bedeutung für die Bodennutzung sind bei den Filtrationsvorgängen die Teilchen mit Durchmesser < 2 mm, weil zwischen ihnen erhebliche Wassermengen festgehalten werden können, die dann den Luftinhalt verdrängen. Außerdem ist das Ausmaß von Adsorptions- und Austauschvorgängen von der verfügbaren Kornoberfläche pro Masseneinheit abhängig (Scheffer, Schachtschabel, 2002). Wegen der Vielfalt von Kornformen und Korngrößenverteilungen kann auch die feste Phase der Böden dichtester Lagerung den Raum nicht vollständig ausfüllen. Es bleiben dann Zwischenräume frei, die als Poren bezeichnet werden. Je nach ihrer Lage zwischen Einzelkörnern oder Aggregaten unterscheidet man Primärporen (Intergranularporen) von Sekundärporen (Interaggregat- und biogenen Poren) (Kuntze et al., 1988). Zu der zweiten Art gehören spaltförmige Schrumpfrisse, sowie Wurzel- und Tierröhren. In Hinsicht auf die Filtration stellt ein gröberes Sekundärporensystem gegenüber einem feinen Primärporensystem einen bevorzugten Fließweg dar, was die Aufenthaltszeit im Bodenkörper verringert und damit die Reinigungsleistung beeinträchtigt.

Die Verteilung der Porengrößen orientiert sich an der Pflanzenverfügbarkeit des enthaltenen Porenwassers. In Tabelle 3 - 1 ist die Einteilung der Porengrößenbereiche nach dem Äquivalentdurchmesser sowie dem Anteil des Porenvolumens und der Porengrößenbereiche am Gesamtvolumen für Sande dargestellt.

Tabelle 3 - 1: Porengrößenbereiche, - durchmesser sowie Anteil des Porenvolumens am Gesamtvolumen von Sanden (nach Scheffer, Schachtschabel, 2002; Kuntze et al., 1988; geändert)

Porengrößenbereiche	Porendurchmesser [µm]	Anteil des Porenvol. am Gesamtvol. für Sande Vol[%]
Grobporen		
weite (schnell dränend)	> 50	30±10
enge (langsam dränend)	50 bis 10	
Mittelporen (pflanzenverfügbar)	10 bis 0,2	7±5
Feinporen (Totwasser)	< 0,2	5±3

In sandigen Böden, deren Porosität zwischen 36 und 56 % betragen kann, dominieren Grobporen. Mittel- und Feinporen treten vermindert auf. Eine solche Einteilung der Porengrößenbereiche bei Sanden entscheidet über eine gute Entwässerbarkeit dieser Böden.

Im Gegensatz zu natürlichen Böden weisen Sande, die für RBF verwendet werden, ein reines Primärgefüge auf. Im Ausgangszustand ist der Sandkörper hinsichtlich aller Kenngrößen annähernd homogen und isotrop anzusehen. Um die Verteilung der Porengrößen auf einen engen Bereich einzugrenzen, wird eine möglichst steile Körnungslinie im Bereich des Mittelsandes angestrebt. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass sich mit der Zeit infolge des Wachstums und Absterbens der Schilfwurzeln auch in Sandfiltern ein sekundäres Porensystem ausbildet. Bis jetzt wurde aber über solche Beobachtungen nicht berichtet (Lambert, 2001).

Der in der Tabelle 3 - 1 angegebene Anteil des Porenvolumens am gesamten Bodenvolumen wird als Gesamtporosität p definiert. Von großer Bedeutung für die Filtrationsprozesse ist aber vor allem die effektive Porosität p<sub>0</sub>, auch als offene Porosität oder Nutzporosität bezeichnet. Ihre Definition umfasst nur die Poren, die untereinander und mit der Umgebung in Verbindung stehen. Daher ist die effektive Porosität überwiegend kleiner, maximal jedoch gleich der Gesamtporosität (DIN-EN 1936, 2006; Busch, Luckner 1974). Nach der Infiltration des in den Boden versickernden Wassers ergibt sich, dass ein Teil des Wassers an den Körnern als Haftwasser gebunden wird und sich nicht weiter bewegt. Außerdem nimmt mit kleiner werdendem Korn seine spezifische Oberfläche zu, es wird weniger Wasser abgegeben als aufgenommen wurde. Die Zusammenhänge zwischen Korngröße und effektivem Porenvolumen veranschaulicht Bild 3 - 1.



Bild 3 - 1: Beziehungen zwischen Gesamtporen-, Nutzporen- und Haftwasserraum in Abhängigkeit von der Korngröße (Hölting, 1996; nach Davis, De Wiest, 1966)

Die Gesamtporosität ist in den feinstkörnigen Böden am größten, das effektive Porenvolumen wegen der großen Kornoberfläche jedoch am geringsten. Es erreicht in den Sanden ein Optimum und nimmt dann mit zunehmender Kornvergröberung ab.

# 3.2 Wasserhaushalt und –bewegung in Böden

Die Porenräume zwischen den festen Bodenteilchen sind stets mit Wasser oder Luft gefüllt. Durch die Tatsache, dass sich Wasser mehr oder weniger frei im Porenraum bewegt, beeinflussen sich die drei Phasen gegenseitig. Im folgenden Kapitel werden die Eigenschaften und die Bewegung des Bodenwassers in natürlichen Böden sowie in Bodenfiltern beschrieben.

Die meisten Bodenteilchen adsorbieren an ihren Oberflächen Wasser und sind deswegen auch unter natürlichen Bedingungen stets mit einem Film aus Wassermolekülen überzogen. An Grenzflächen wirkenden van der Waalsche (molekulare) und Coulombsche Kräfte übertreffen zusammen als Adhäsionskräfte die Kohäsionskräfte des Wassers. Die Dicke dieses Films ist nicht konstant - sie nimmt zu, wenn das Wasserangebot in der Umgebung ansteigt und nimmt ab, wenn das Angebot kleiner wird. Wenn zwei mit hygroskopischem Wasserfilm umgebene Bodenteilchen einander berühren, überlagern sich im unmittelbaren Kontaktbereich die Wasserfilme zu hängendem und aufsitzendem Hautwasser (auch: Manschettenwasser), sodass schließlich total mit Wasser gefüllte Kapillaren ( $\rightarrow$  Kapillarwasser) entstehen (Kuntze et al., 1988). Bild 3 - 2 stellt unterschiedliche Erscheinungsformen des Bodenwassers dar. Das Gravitationswasser dringt in den Boden durch die Infiltration ein und bewegt sich infolge Schwer- und Kapillarkraftwirkung abwärts.



Bild 3 - 2: Erscheinungsformen des Bodenwassers (Busch, Luckner, 1974; nach Zunker, 1930)

Hartge (1978) beurteilt die Bedeutung von Wasserfilmen in natürlichen Sanden im Vergleich zu Tonböden als gering, was er vor allem auf die unterschiedlich große spezifische Oberfläche dieser zwei Bodenarten zurückführt. In der RBF-Praxis ist die Menge des nach einer Beschickung im Filter bleibenden Wassers vor allem für die Mikroorganismen im Boden und für die Pflanzenvegetation entscheidend (Lambert, 2001). Dies ist auch ein wichtiger Parameter für die Beurteilung des Wasserhaushalts und des Entwässerungsverhaltens eines Filterkörpers.

#### 3.2.1 Infiltration

Infiltration ist in der Natur ein wichtiger Teilprozess des Wasserkreislaufes. Sie verursacht das Auftreffen und Eindringen von flüssigen oder schmelzenden festen Niederschlägen in den Boden. Anschlussprozesse können Grundwasserspeisung und Abflussbildung sein. Im Bezug auf Abwasserfiltration bezeichnet dieser Begriff das Eindringen des Zulaufswassers in einen Filter oder ein Durchfließen des Filters. In ungedrosselten Bodenfiltern (Pflanzenkläranlage) bzw. in der Füllphase eines Retentionsbodenfilters findet der ungesättigte Durchfluss statt. Die Bewegung des Wassers in der ungesättigten Zone beruht auf dem Streben nach Ausgleich von Potentialunterschieden und kann mit der Darcy-Gleichung in einer für praktische Berechnungen vereinfachten Form beschrieben werden (DVWK, 1989):

 $v_f = -k_f \cdot grad \Psi_H$ 

(Gl. 3 - 1)

 $v_f$  – Darcy-Geschwindigkeit = Filtergeschwindigkeit [m/s]  $k_f$  – Durchlässigkeitsbeiwert (Wasserleitfähigkeit) [m/s] Die Darcy-Gleichung ist für das laminare Fließen gültig, das in der Regel in Böden unter Freilandbedingungen gegeben ist. Die Gleichung gilt für große und kleine Porenvolumina und ebenso für vollständige und teilweise Sättigung des Bodens.

Die Wasserleitfähigkeit ist eine substratspezifische Größe, d.h. sie ist unter anderem von Anzahl, Größe und Form der Poren abhängig, durch die das Wasser fließt. Dies gilt auch, wenn die Poren Luft enthalten, so dass sie nur zum Teil am Wassertransport teilnehmen können. Die Entwässerung eines Teils der Poren vermindert also die Wasserleitfähigkeit (Scheffer, Schachtschabel, 2002).

Der Verlauf der Infiltration wird durch die Infiltrationsrate charakterisiert. Diese wird als die Wassermenge definiert, die je Zeiteinheit versickert.

Der Verlauf der Infiltration in einem homogenen, überfluteten Bodenkörper wurde von Bodman und Coleman (1943) beschrieben. Es wurden 4 Zonen im durchsickertem Boden benannt (siehe Bild 3 - 3), deren Verteilung sich mit der Zeit ab Beginn der Infiltration ändert.



Bild 3 - 3: Infiltration in einen homogenen Boden bei konstantem Wassergehalt (Coleman, Bodman, 1943, zitiert in Hartge 1978)

Die Befeuchtungszone rückt zunächst schnell, dann langsamer zur Tiefe hin vor. Die Transportzone, deren Wassergehalt überall gleich bleibt, wird immer länger. Die Sättigungszone dagegen rückt gar nicht oder nur sehr langsam im Boden vor. Das Porenvolumen wird dabei also nicht vollständig mit Wasser gefüllt. Weiterhin ist die Vorrückgeschwindigkeit der Befeuchtungsfront bei höherem Anfangsgehalt größer als bei geringerem.

# 3.2.2 Entwässerung

Wenn die Wasserzufuhr beendet ist, verändert sich der Wassergehalt im Bodenprofil langsam in Richtung auf ein ausgeglichenes hydraulisches Potential. Diese Verteilung des Wassers verläuft meist nicht gleichmäßig, sondern verlangsamt sich nach 1 bis 2 Tagen so stark, dass das Erreichen eines Gleichgewichts vermutet werden kann. Der Wassergehalt, bei dem dieser Zustand auftritt, wird als Feldkapazität (FK) bezeichnet, was in der Praxis der wahrscheinlich höchste Füllungsgrad der Poren mit Wasser bedeutet. Im Mittel beträgt sie im Sand 30-40%. Die FK ist u.a. vom Gleichgewichtszustand des Bodenwassers, von der Profiltiefe und der Körnung ( $\rightarrow$  Porenvolumen und Porengrößenverteilung) abhängig.

Die Größe des Wassergehaltes bei der Feldkapazität in Abhängigkeit von Bodenart und Wasserspannung ist mit Hilfe der Wasserspannungskurven in Bild 3 - 4 dargestellt.



Bild 3 - 4: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (Wasserspannungs-, pF-Kurve) bei einem Sandboden, einem tonigen Schluffboden und einem Tonboden (Scheffer, Schachtschabel, 2002)

Wenn einem sandigen Boden Wasser entzogen wird, verläuft die Wasserspannungskurve in solchem Fall zunächst steil bis etwa pF 1,8 ( $\Psi_M = -60$  hPa). Dieser Wert der Wasserspannung entspricht den Grobporen mit Durchmesser > 50 µm, die als erste das relativ schwach gebundene Wasser abgeben. Die restlichen 5 % Wasser sind mit steigender Bindungsstärke gebunden (Haftwasser). Der andersartige Verlauf der pF-Kurven für Ton- und Schluffboden ist mit deutlich höherem Anteil der Feinporen mit entsprechend höherer Wasserspannung zu erklären (Schäffer, Schachtschabel, 2002).

Im Filterbetrieb hat das substratbedingte Entwässerungsverhalten des Filterkörpers einen großen Einfluss auf die Reinigungsleitung und die Filtervegetation. Unter ungesättigten Bedingungen ist die ungleiche Durchströmung der Filtersubstrate mit hohen T+U-Anteilen ausgeprägter als bei Substraten mit geringem Feinstkornanteil. Umgekehrt zeigen T+U-arme Sande eine sehr geringe Wasserkapazität, was eventuell zu Wassermangel für Mikroorganismen und Schilf führen kann (Lambert, 2001; MUNLV NRW, 2003). In diesem Kapitel wird die Zusammensetzung der Bodenluft näher betrachtet. Es werden die Eintragswege, Transportmechanismen und Dynamik der Bodenluft präsentiert. Spezielle Aufmerksamkeit wird der Komponente Sauerstoff geschenkt.

Als Bodenluft wird die Gasphase in Böden bezeichnet, also alle Teile des Porenvolumens, die nicht mit Wasser gefüllt sind. Wegen biologischer Aktivität von Wurzeln und Mikroorganismen sowie des im Boden gehemmten Luftaustausches zeigt die Bodenluft generell eine veränderte Konzentrationsverteilung gegenüber der atmosphärischen Luft (Richter, 1986).

Komponente	in atmosphärischer Luft	in Bodenluft (in Tiefen > 10 cm)
Sauerstoff	20,95 %	< 20,6 %
Kohlendioxid	0,03 %	< 0,3 %
H <sub>2</sub> O (Gas)	stark schwankend	ca. 100 % RH
Edelgase	ca. 1 %	ca. 1 %
Toxische Gase (CH <sub>4</sub> , NH <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> S)	vernachlässigbar	Spuren

Tabelle 3 - 2: Zusammensetzung der Bodenluft (nach Richter, 1986, geändert)

Die wichtigsten Unterschiede sind der geringere Sauerstoffanteil und der erhöhte Kohlendioxidgehalt. Sauerstoff in offenen Bodensystemen wird von den Mikroorganismen verbraucht, denen er für ihre Umsetzungen als Elektronenakzeptor in Redoxprozessen dient. Gleichzeitig wird bei dem Um- und Abbau von organischen Substanzen Kohlendioxid produziert (Scheffer, Schachtschabel, 2002). Als weitere Produkte dieser Prozesse entstehen im Boden auch andere Gase. In Nitrifikationsprozessen wird Stickstoffdioxid (N<sub>2</sub>O) und freier Stickstoff (N<sub>2</sub>) gebildet. Unter reduzierenden Bedingungen entstehen unter anderem Methan (CH<sub>4</sub>) und Wasserstoff (H<sub>2</sub>). Bei Schwefelreduktion werden Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) und Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>) produziert. Weitere Spurengase, die auch in Bodenluft auftreten, sind: Stickoxide (NO<sub>x</sub>), Kohlenmonoxid (CO), Ammoniak (NH<sub>3</sub>) (Gisi, 1997).

Die Menge an Bodenluft ist vor allem vom Wassergehalt im Boden abhängig. Wasser sammelt sich zunächst in den am tiefsten liegenden Bereichen des Porenraums an. Die Luft wird aus den kleinsten Poren verdrängt und sammelt sich in den größeren Poren, so lange es nicht genug Wasser gibt, um auch diese Poren zu füllen. Somit ist die Menge der Bodenluft unter anderem von der Tiefe, dem Wassergehalt, dem Porenvolumen und der Porenverteilung abhängig (siehe auch Kapitel 3.1.2). Die gleichen Faktoren bestimmen auch den Austausch der Bodenluft mit der Atmosphäre. Mit zunehmender Tiefe sinkt aufgrund der biologischen Aktivität von Mikroorganismen der Sauerstoffgehalt und wächst der Anteil an Kohlendioxid in der Bodenluft. Der verbrauchte Sauerstoff kann nur langsam von der Atmosphäre ersetzt werden. Der Luftaustausch wird insbesondere vom hohen Wassergehalt und von der Feinkörnigkeit des Bodens beeinträchtigt (Scheffer, Schachtschabel, 2002).

### 3.3.1 Sauerstoffhaushalt in Bodenfiltern

Die Sauerstoffkonzentration zählt zu den wichtigsten kontinuierlich gemessenen Parametern der biologischen Abwasserreinigung. In der Kläranlagentechnik wird Sauerstoff gebraucht, um die Kohlenstoffverbindungen abzubauen und Stickstoffverbindungen zu oxidieren. Die Denitrifikation findet nur bei  $O_2$ -Mangel oder Ausschluss von  $O_2$  statt (Schlegel, 1992). Die biologische Phosphatentfernung begünstigt ein Wechsel von anoxischen, anaeroben und aeroben Zonen. Um einen optimalen Ablauf der Reinigungsprozesse zu gewährleisten, ist eine mechanische Belüftung in Belebungsbecken erforderlich (ATV H 265, 1991).

Die Sauerstoffkonzentration im Abwasser, das in Bodenpassagen gereinigt wird, ergibt sich aus der Sauerstoffanreicherung durch die umgebende Luft, dem biogenen Sauerstoffgehalt und den sauerstoffzehrenden Vorgängen durch chemische Reduktion oder mikrobielle Sauerstoffzehrung. Wesentliche Prozesse des Stoffumsatzes bei der Abwasserreinigung, die auch in Bodenfiltern auftreten, wie die Oxidation von organisch gebundenem Kohlenstoff zu Kohlendioxid und von Stickstoffverbindungen zu Nitrat, wurden in Kapitel 2.2 genauer beschrieben.

Die große Bedeutung der Sauerstoffversorgung für die Reinigungsprozesse in einem mit Abwasser durchsickerten Bodenfilter wurde in letzten Jahren in mehreren Untersuchungen bestätigt (Schwager, Boller 1997, Luckner et al. 1998, Platzer, 1998; Müller, 2002). Diese Erkenntnisse sind in vielen Aspekten auf die Retentionsbodenfilter übertragbar, insbesondere wenn sie die vertikal beschickten Bodenfilter betreffen.

Ein Mangel an Sauerstoff gilt als Hauptursache für die Störung von biologischen Abbauprozessen in Bodenfiltern zur Abwasserreinigung. Auch für die Vermeidung der Kolmation ist das Aufrechterhalten der aeroben Bedingungen im Filterkörper eine Voraussetzung (Müller, 2002; Kayser, 2003). Platzer (1998) hat die Ergebnisse der Untersuchungen an zwei vertikal durchströmten Bodenfiltern aus Sandböden in verschiedenen Betriebszuständen zusammengestellt. Hier wurde unter anderem die Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Tiefen des Filterkörpers gemessen. Die Sauerstoffkonzentration der Beete, die außer Betrieb waren, war der in der atmosphärischen Luft weitgehend angeglichen. Nach der Inbetriebnahme, mit 2 Beschickungsintervallen pro Tag, sanken die Sauerstoffkonzentrationen signifikant, blieben jedoch im aeroben Bereich. Im kolmatierten Zustand war der Sauerstoffgehalt so niedrig, dass er mit einer fast sauerstofffreien Situation vergleichbar war.

# 3.3.2 Sauerstoffeintragswege

Ein hinsichtlich der Sauerstoffversorgung optimaler Betrieb eines vertikalen Bodenfilters ist folgendermaßen konzipiert: die Abwasserzufuhr erfolgt in kurzen Beschickungsintervallen mit Trockenpausen dazwischen, im Idealfall tritt kein Überstau auf. Für solche Anlagen werden vier Sauerstoffeintragswege genannt (Platzer, 1998):

- Konvektion: vertikale Verlagerung von Luftmassen, bei Entleerung des Filterkörpers wird das ablaufende Abwasser durch Luft ersetzt;

- Diffusion: Gasaustausch zwischen Bodenluft und Atmosphäre auf Grund eines Konzentrationsgefälles;
- Über Pflanzenwurzeln: dient hauptsächlich zur Deckung des eigenen Sauerstoffbedarfs der Pflanzen; (Kadlec, Knight, 1996);
- Im Zulaufwasser gelöster O<sub>2</sub>: Bedeutung dieses Eintragswegs wurde als gering eingeschätzt, Sauerstoffkonzentration in Zulaufwasser ist von der Art der Vorstufe abhängig, sie kann zwischen 0 und 9 mg O<sub>2</sub>/I variieren

Schwager und Boller (1997) haben mit Hilfe eines Modells eine Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen Zulaufwasser und Luftstrom während der Beschickung eines vertikalen Bodenfilters vorgeschlagen (siehe Bild 3 - 5).



Bild 3 - 5: Luftverhalten in einem vertikalen Bodenfilter während eines Beschickungszyklus (nach Schwager, Boller, 1997, verändert)

In diesem Modell wird eine Abwechslung von Konvektion/Diffusion/Konvektion als Prozess vorgeschlagen, der für Sauerstofferneuerung im Filterkörper verantwortlich sind ist. Die Geschwindigkeit der Luftbewegung im Boden wird durch die Stärke der Pfeile angezeigt.

Während der Beschickung wird die Bodenluft durch das zufließende Beschickungswasser schnell in die unteren Filterschichten verdrängt und komprimiert (Konvektion). Ein Teil davon kann durch die Filteroberfläche entweichen. Nach Beschickungsende kann die atmosphärische Luft wieder in die Poren der oberen Schichten eintreten (Diffusion), während die sich entspannende Luft im Filterkörper von unten nach oben strömt. Im unteren Teil des Filterkörpers wird die Luft immer langsamer hinunter gedrängt (Konvektion). In der Pause vor der nächsten Beschickung sinkt die Luftzufuhr über die Filteroberfläche allmählich ab, die Abwärtsbewegung der Luft im Filter von der Oberfläche aus kommt zum Erliegen (Diffusion).

Anhand dieses Modells wird die große Bedeutung der Konvektion für die Erneuerung der Bodenluft kurz nach dem Beschickungsende verdeutlicht. Es wird auch auf die Möglichkeit der Sauerstoffversorgung in den oberen Filterschichten durch die komprimierten Luftmassen hingewiesen, die sich nach der Entspannung nach oben bewegen. Diese Annahme der Luftkompression im Filter ist jedoch von den Autoren durch keine Messung bewiesen. In Untersuchungen von Vogel (1996) (zitiert in Platzer, 1998) zum Bodenluftaustausch konnte eine Kompression der Bodenluft nicht beobachtet werden.

Im Folgenden wird näher auf die Konvektion und Diffusion eingegangen.

# 3.3.2.1 Konvektion

Der konvektive Transport eines Stoffes erfolgt aufgrund eines Druck- oder Temperaturgradienten, was eine Phase in die Bewegung bringt. Mit fließendem Wasser können Gase in gelöstem Zustand zu- oder abgeführt werden. Konvektiver Transport tritt auf, wenn das infiltrierende Wasser zunächst in die groben Poren eindringt und die Luft aus den engsten Poren verdrängt, so dass sie sich in den weiten Poren sammelt. Unter anaeroben Bedingungen kann es zur Bildung von Gasen kommen (z.B. Methan, Kohlendioxid), die auch dem konvektiven Fluss unterliegen (Scheffer, Schachtschabel, 2002). In Bezug auf einen vertikal durchströmten Bodenfilter wird der Gasfluss in Bodenporen durch Verdrängung der Bodenluft durch das infiltrierende Abwasser verursacht. Das Zulaufwasser gleicht den Unterdruck aus, den das aus dem Boden austretende Wasser erzeugt.

Das Postulat von Schwager und Boller (1997) über die Wichtigkeit der Konvektion nur in kurzer Zeit nach der Filterbeschickung kann anhand theoretischen Betrachtungen von Guilloteau (1992) modifiziert werden.

Bild 3 - 6 zeigt die Zusammenhänge zwischen Zeit und Größe der Beschickung, dem Ablaufanfang und der Menge des konvektiv eingetragenen Sauerstoffs.



Zugabe von Wasser Volumen konvektiv eingetragenen O<sub>2</sub> Ablauf aus dem Filter

BA – Beschickungsanfang BE – Beschickungsende

Bild 3 - 6: Abflussverhalten eines vertikal durchströmten Bodenkörpers in drei unterschiedlichen Situationen (nach Guilloteau, 1992, in Platzer, 1998 zitiert, verändert)

Im Fall A beginnt der Ablauf erst, wenn das ganze Beschickungswasser versickert ist. Dieser Fall sichert die maximale Konvektion – die eingetragene Menge entspricht dem Beschickungsvolumen. Im Fall B beginnt der Ablauf schon während der Versickerung, was die Konvektion vermindert (symbolisiert durch die nicht schraffierte Teilfläche). Minimale Konvektion tritt im Fall C auf, in welchem der Ablaufanfang noch während des Überstaus stattfindet. Das vom Überstau infiltrierte Beschickungswasser gleicht einen Teil des durch den Ablauf erzeugten Unterdrucks im Bodenkörper aus, und somit wird weniger Bodenluft ausgetauscht (Guilloteau, 1992, zitiert in Platzer, 1998).

Diese Überlegungen liegen den Empfehlungen des ATV – A262 (1998) zugrunde, in welchen zur Verbesserung der Sauerstoffzufuhr im Bodenkörper eine intermittierende oder alternierende Beetbeschickung zur Optimierung der Reinigungsleistung von organischen Schmutzstoffen empfohlen wird.

In RBF sind die Beschickungsmengen und – häufigkeiten niederschlagsabhängig und dadurch kaum beeinflussbar; hier tritt also am häufigsten Fall C auf. Die Zeit vom Beschickungsanfang bis zum Auftreten des Überstaus ist von der Beschickungsintensität abhängig. Diese ist wiederum nicht nur von der Niederschlagsdauer und –intensität beeinflusst, sondern oft noch anlagespezifisch. Ab dem Anfang des Überstaus wird die Versickerungsrate durch die Drosselung des Ablaufs bestimmt.

# 3.3.2.2 Diffusion

Bei der Diffusion wird kein Druckgradient benötigt, weil der Transport ausschließlich infolge des Partialdrucks- und Konzentrationsgradienten stattfindet. In natürlichen Böden spielt die Diffusion innerhalb der Bodenluft eine große Rolle. Durch die Konzentrationsunterschiede einzelner Komponenten der Bodenluft und der atmosphärischen Luft (siehe Kapitel 3.2) kommt es zur Diffusion des Kohlendioxides in Richtung Atmosphäre und Sauerstoffmoleküle diffundieren aus der Atmosphäre in die sauerstoffärmere Bodenluft (Hartge, 1978; Kuntze, 1988; Scheffer, Schachtschabel, 2002). Der diffusive Gastransport ist stark vom Wassergehalt des Bodens beeinflusst, weil die Diffusion innerhalb des Bodenwassers um etwa das 10<sup>4</sup> –fache geringer ist als in der Luft. Anders als bei der Konvektion, bei der durch Überstandswasser eine Absperrung der Gasvolumina auftritt, wird die Diffusion nicht vollständig unterbunden. Die Diffusion kann auch zwischen 2 Phasen (Wasser – Luft) stattfinden (Scheffer, Schachtschabel, 2002).

In den Bodensystemen zur Abwasserreinigung spielt die Diffusion besonders bei niedrigen hydraulischen Belastungen, bzw. sehr hohen Konzentrationen eine wichtige Rolle (Schwager, Boller, 1997; Platzer, 1998). Manche Autoren erwähnen jedoch den Beitrag der Diffusion überhaupt nicht (vgl. z.B. Green et al. 1997).

Aus dem Bereich der Bodenkunde und Grundwasserhydrologie kommen verschiedene mathematische Rechenansätze (Kuntze, 1998; Matthess, 1993). Für die diffusiven Gastransportvorgänge in den mit Abwasser belasteten Böden wurden bis jetzt keine übertragbaren Rechenansätze veröffentlicht (Platzer, 1998) Die Prozesse der Sauerstoffdiffusion im Boden sind wegen vieler Einflussfaktoren mathematisch schwer beschreibbar. Generell folgen jedoch alle Diffusionsvorgänge dem 1. Fick'schen Gesetz, das als eine einfache allgemeine Transportgleichung formuliert ist (siehe GI. 3 - 2). Es beschreibt den Fluss einer Gasmenge, die in einer Zeit durch eine Fläche hindurchtritt. Die Größe c ist die Konzentration, die über die Diffusionsstrecke x wirksam ist.

$$I = -D \bullet \frac{dc}{dx}$$
(Gl. 3 - 2)

I - Gassfluss  $\left|\frac{Mol}{s \cdot cm^2}\right|$ c - Konzentration  $\left[\frac{Mol}{cm^3}\right]$ x - Diffusionsstrecke [cm] D - Diffusionskoeffizient  $\left[\frac{cm^{2l}}{s}\right]$ 

Der Diffusionskoeffizient D ist ein Proportionalitätsfaktor, der von der Art des diffundierenden Gases und des Mediums, in dem die Diffusion abläuft, abhängig ist. Er erfasst die Behinderung der Diffusion durch die verschiedene Form und Größe der Diffusionswege im Porensystem mit. Da die in Böden diffundierenden Gasmoleküle die unregelmäßig gestalteten Porenräume bewältigen müssen, ist der Diffusionskoeffizient im Boden auf den luftgefüllten Anteil  $n_L$  bezogen und immer kleiner als in Luft.

$$\mathsf{D}_{\mathsf{B}} = -\frac{1}{\tau} \bullet \mathsf{p}_{\mathsf{L}} \bullet \mathsf{D}_{\mathsf{L}} \tag{GI. 3-3}$$

D<sub>B</sub> - Diffusionskoeffizient im Boden [cm<sup>3</sup>/s]

 $D_L$  - Diffusionskoeffizient in Luft [cm<sup>3</sup>/s]

p<sub>L</sub> - luftgefüllter Porenanteil [-]

τ - Korrekturfaktor, abhängig von der Geometrie des Diffusionsräumes [-]

Einer der wichtigsten Einflussfaktoren ist die wässrige Phase im Boden, die die Geometrie des Porenraumes beeinflusst, so dass der Diffusionskoeffizient im Boden vom Wassergehalt, der Wasserverteilung und der Vorgeschichte abhängig ist. Bei steigendem Wassergehalt nimmt der Diffusionskoeffizient für Sauerstoff im Boden ab und der Sauerstoffeintrag verschlechtert sich (Luckner, Schestakow, 1986, in Müller 2002, zitiert). Hartge (1978) gibt an, dass der Diffusionskoeffizient für Sauerstoff im Boden bei Luftgehalten von 4 bis 6 % in der Größenordnung des Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff in Luft ( $1,8\cdot10^{-1}$  cm<sup>2</sup>/s bei 0 °C) liegt, während sie sich bei diskontinuierlichen Luftinklusionen im Bereich der Werte für Sauerstoff in Wasser bewegen ( $2\cdot10^{-5}$  cm<sup>2</sup>/s bei 0 °C). Bild 3 - 7 zeigt die Veränderung des Diffusionskoeffizienten.



Bild 3 - 7: Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff im Boden in Abhängigkeit vom Wassergehalt (Hartge, 1978)

Der Anteil am Luftvolumen, das einen Diffusionsweg darstellt, ist offenbar nicht so ausschlaggebend für den Transport wie die Kontinuität der luftgefüllten Passagen. Bei einem Luftgehalt im Boden von 4 bis 6 % ist ein Punkt erreicht, bei dem das Gasvolumen beginnt sich in einzelne Inklusionen aufzulösen. Unterhalb dieser Gasmenge geht die Kontinuität der luftgefüllten Poren verloren (Hartge, 1978).

Der Diffusionstransport von Sauerstoff in die tieferen Bodenschichten ist nur dann möglich, wenn über die gesamte Strecke eine Konzentrations- oder Partialdruckabnahme vorliegt. Die in den Boden eindiffundierte Sauerstoffmenge verkleinert sich mit der Tiefe, weil der Sauerstoff in jeder Bodenschicht verbraucht wird. Mit zunehmender Tiefe sinkt deswegen der Diffusionskoeffizient, mit dem sinkenden Sauerstoffgehalt wird das Partialdruckgefälle immer kleiner und die Abnahme des Sauerstoffanteils in der Bodenluft wird in den unteren Schichten eines Bodenkörpers immer größer. In umgekehrter Richtung verläuft die Verteilung der Kohlendioxidkonzentrationen bzw. –partialdrücke, weil CO<sub>2</sub> im Boden durch die mikrobiologische Aktivität produziert wird (Hartge, 1978).

Verschiedene Formeln zur Ermittlung des Diffusionskoeffizienten im Boden und ihre Anwendbarkeit für die Abwasserreinigung in Pflanzenbeeten wurden detailliert bei Platzer (1998) beschrieben. Besondere Aufmerksamkeit wurde der Ermittlung des O<sub>2</sub>-Diffusionskoeffizienten in Vertikalbeeten geschenkt, zu dem keine Messungen vorlagen. Aus diesem Grund wurde eine eigene Methode entwickelt, die eine Bestimmung des Diffusionskoeffizienten im laufenden Betrieb der Anlage ermöglicht hat. Detailierte Ausführungen finden sich bei Kubin (1997) und Platzer (1998).

#### 3.4 Redoxverhältnisse in Böden und Wasser

Reduktions- und Oxidationsvorgänge gehören zu den häufigsten chemischen Reaktionen in der Natur. Alle biologischen Umsetzungen von C- und N- Elemente können als Redoxreaktionen bezeichnet werden, so dass das mikrobiologische Wachstum neben pH-Wert und O<sub>2</sub>-Gehalt auch vom Redoxmilieu abhängig ist. Die Redoxspannung beschreibt die oxidierenden und reduzierenden Eigenschaften eines Mediums und ist ein Maß für die oxidierenden und reduzierenden Stoffe in einem System. Die Kenntnis der Änderungen des Redoxpotentials in einem mit Abwasser beschickten Filterkörper kann eine Aussage zu Prozessen ermöglichen, die dort ablaufen.

# 3.4.1 Grundbegriffe

Die Redoxreaktionen setzen sich aus Reduktions- und Oxidationsprozessen zusammen, die allgemein als Wechsel von Elektronenladungen im Verlauf einer chemischen Reaktion aufgefasst werden. Früher wurde Oxidation als Aufnahme von Sauerstoff definiert, Reduktion als dessen Abgabe. Diese Definition wird heute nicht mehr nur auf Reaktionen mit Sauerstoff angewandt. Von einer Reduktion spricht man, wenn Elektronen aufgenommen werden, von Oxidation, wenn sie abgegeben werden. Reduktion und Oxidation laufen immer gekoppelt ab, da es in der Natur keine nennenswerten Konzentrationen von freien Elektronen gibt, so dass für ein freigesetztes Elektron immer ein Elektronenakzeptor vorhanden sein muss. Deshalb spricht man kurz von Redoxreaktionen. Die an einer Redoxreaktion beteiligten korrespondierenden Paare werden als Redoxpaare bezeichnet (Galster 1979, Seeburger und Käss, 1989; Hölting, 1996).

Die Redoxreaktionen können nur dann ablaufen, wenn es zwischen einem Stoff, der oxidiert werden soll (Elektronendonator) und seinem Partner (Elektronenakzeptor) ein Elektronengefälle (Redoxpotential) gibt. Je größer das Redoxpotential zwischen zwei Stoffen ist, desto leichter nimmt der Akzeptor die Elektronen des Donators auf und umso größer ist die freie Energie zwischen beiden Verbindungen (Mudrack und Kunst, 2003).

Bei der messtechnischen Erfassung muss beachtet werden, dass das Redoxpotential ein Summenparameter ist und die Messung von Einzelpotentialen grundsätzlich nicht möglich ist. Wird in eine Lösung, die sowohl reduzierende als auch oxidierende Verbindungen enthält, eine Metallelektrode eingetaucht, so erfolgt an deren Oberfläche ein Elektronenaustausch. Je nach Konzentration der oxidierten bzw. reduzierten Stoffe in der Lösung wird sich an der Oberfläche der Metallelektrode ein positives oder negatives Potential einstellen. Als Messwert wird eine elektrochemische Spannung  $E_H$  geliefert, die sich als Differenz zwischen Redoxpotential der Lösung  $E_G$  und des temperaturabhängigen Bezugssystems der Elektrode  $E_B$ , ergibt (Hölting, 1996) (siehe auch Kapitel 5.5.4.2).

Diese messbare Spannung folgt dem Nernstschen Gesetz (Scheffer, Schachtschabel, 2002):

$$E_{H} = E_{B} + \frac{R \cdot T}{n \cdot F} \ln \frac{a_{ox}}{a_{red}}$$
(Gl. 3 - 4)

- $\mathsf{E}_{\mathsf{H}}\,$  Redoxpotential bezogen auf die Bezugselektrode
- E<sub>B</sub> Standardpotential der Bezugselektrode
- R Gaskonstante
- F Faradaykonstante
- T absolute Temperatur
- n Zahl der an der Reaktion beteiligten Elektronen
- aox Aktivität der oxidierten Stufe
- a<sub>red</sub> Aktivität der reduzierten Stufe

Diese Formel stellt eine quantitative Beziehung zwischen dem Redoxpotential und der Aktivität der Reaktionspartner dar. Theoretisch ermöglicht sie die Berechnung des Redoxpotentials  $E_H$  für alle beteiligten Redoxpaare mit bekanntem Standardpotential  $E_B$ , was jedoch in komplexen Systemen wie Böden oder Abwasser nicht möglich ist. Für viele der in diesen Kompartimenten auftretenden Redoxsysteme ist weder ihr Standartpotential noch die Konzentration einzelner Bestandteile bekannt (Flessa, 1991; zitiert in Kayser, 2003).

#### 3.4.2 Redoxpotentiale in Böden und Abwasser

#### Redoxpotentiale in Gewässern

Redoxwerte bestimmen viele biologische Prozesse in der Natur. Insbesondere hat die mikrobiologische Aktivität einen großen Einfluss auf die Redoxspannung ihrer Umgebung. Das Umkippen der Gewässer ist z.B. hinsichtlich der Milieubedingungen als ein sprunghaftes Absinken der Redoxspannung anzusehen. Wenn es einmal erfolgt ist, werden Lebensbedingungen für anaerobe Bakterien mit ihrer stark vergrößerten Produktion von reduzierenden Stoffen geschaffen. Dadurch wird das Reduktionsmilieu stabilisiert. Im stehenden Gewässer kann sich ein Redoxprofil herausbilden, wenn der von der Oberfläche eintretende Sauerstoff in den obersten Wasserschichten ein aerobes Milieu aufrecht erhält und gleichzeitig aufgrund fehlender Durchmischung in der Tiefe Faulvorgänge stattfinden. Ein ähnliches Redoxprofil findet man auch in den meisten Böden (Galster, 1979)

#### Redoxpotentiale in Böden

Im Boden ist die organische Substanz das wichtigste Reduktionsmittel. Sie wird vorwiegend mikrobiell zu CO<sub>2</sub> oxidiert und verbraucht dabei Sauerstoff im Boden. Die Nachlieferung von Sauerstoff aus der Atmosphäre wird mit eintretender Wassersättigung (bedingt z.B. durch Überflutung oder Grundwassereinstieg) immer mehr unterbunden. Wenn der vorhandene Sauerstoff verbraucht wird, treten fakultativ und obligat anaerobe Mikroorganismen milieubestimmend auf. Diese verwenden ebenfalls die im Boden vorhandene organische Substanz als Elektronendonator, sind aber auf andere Elektronenakzeptoren angewiesen. Jeder bestimmte Akzeptor puffert die Redoxspannung in einem bestimmten Bereich, bis er erschöpft ist. Dann sinkt die Redoxspannung auf die nächst tiefere Stufe ab. Durch die Tätigkeit der Mikroorganismen werden damit NO<sub>3</sub><sup>-</sup> zu N<sub>2</sub>O und N<sub>2</sub> sowie unter stark reduzierenden Bedingungen zu NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Die Reduktion der verschiedenen Substanzen findet dabei in definierter, durch die Redoxeigenschaften der verschiedenen Verbindungen bestimmter Reihenfolge statt (Gisi, 1990; Scheffer, Schachtschabel, 2002). Eine Übersicht über experimentell ermittelte Beziehungen zwischen Redoxpotentialen und Redoxreaktionen in Böden ist in Tabelle 3 - 3 aufgeführt.

Tabelle 3 - 3: Experimentell ermittelte Redoxpotential in natürlicher	n Böden für verschiedene
Redoxreaktionen, umgerechnet auf pH 7 (Gisi, 1997; S	Scheffer, Schachtschabel,
2002)	

Redoxreaktion	E <sub>H</sub> [mV]	
Aerobe Respiration	600 bis 400	
Denitrifikation	500 bis 200	
Reduktion von Mn <sup>4+</sup>	400 bis 200	
O <sub>2</sub> nicht mehr nachweisbar	330	
NO3 nicht mehr nachweisbar	220	
Reduktion von Fe <sup>3+</sup>	300 bis 100	
Reduktion von Sulfat	0 bis -150	
Beginn der CH₄-Bildung	-120	
$SO_4^{2-}$ nicht mehr nachweisbar	-180	

Da die Redoxspannung in ihrer Höhe und in ihrem charakteristischen Verlauf deutliche Abhängigkeiten von der aktuellen Sauerstoffversorgung und somit auch Nitrifikationsleistung des Bodenfilters zeigt, ermöglicht ihre Messung grundsätzlich eine Diagnose der im Filter ablaufenden Prozesse.

# Redoxpotentiale in mit Abwasser überfluteten Bodenfiltern

Die ersten Redoxpotentialmessungen im Abwasser wurden vor über 40 Jahren durchgeführt, und mittlerweile ist die Nutzung des Redoxpotentials als Regelgröße in der Abwassertechnik erprobt und verbreitet. In den letzten Jahren hat sich der Einsatz des Redoxpotentials an den Kläranlagen zur Betriebskontrolle bei der simultanen Nitrifikation und Denitrifikation sowie seine absoluten Werte als Ein- und Ausschaltpunkte für die Belüftung bewährt (Kayser, 1987; Hansen 1997, Charpentier et al. 1998; Jordy et al., 1998, Zipper et al., 1998).

Bisherige Erfahrungen mit Redoxpotentialmessungen und deren Wechselwirkungen mit der Reinigungsleistung der Bodenfilter begrenzen sich bis jetzt hauptsächlich auf die bewachsenen Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen).

Reddy und D'Angelo (1996) beschreiben die Ausbildung von aeroben und anaeroben Zonen in einer im Einstau betriebenen Pflanzenkläranlage mit vertikalen Sauerstoff- und Redoxprofilen und die Vielfalt der Prozesse, die parallel in verschiedenen Schichten ablaufen. Das Redoxpotential wird von den Autoren als ein Indikator zur Beschreibung der Reinigungsleistung in BF vorgeschlagen, der Hinweise für den Ablauf der Nitrifikation und Denitrifikation, durch Eisenoxide gesteuerter P-Ausfällung, Oxidation von CH<sub>4</sub> und Sulfiden oder Durchbruch der toxischen organischen Substanzen gibt. In halbtechnischem Maßstab wurden die Untersuchungen zur Aufbereitung von Oberflächenwasser mittels bepflanzter Sandfilter von Laber (2001) durchgeführt. Beim im Ablauf der Anlage gemessenen Redoxpotential hat der Autor einen aussagekräftigen Parameter zur Beschreibung der Milieubedingungen vermutet. Leider konnte aufgrund der Probleme im Betrieb der Redoxsonde keine Korrelation des Redoxwertes mit chemischen Parametern oder Prozessen wie z.B. Nitrifikation hergestellt werden.

Winter und Goetz (2001) haben die Redoxmessung bei Untersuchungen zur Kolmation an Pflanzenkläranlagen mit vertikaler Durchströmung durchgeführt. Nach früheren Hinweisen über die Verkürzung der Kolmationszeit bei ungenügender Sauerstoffversorgung (Müller und Lützner, 1999) haben sie diese Erkenntnis durch Beobachtung des Redoxpotentials über mehrere Wochen bestätigt. Außer kurzfristigen Reaktionen des Redoxpotentials auf die einzelnen Abwasseraufgaben wurde eine kontinuierliche Absenkung über die Beobachtungszeit registriert, die mit verlängerten Überstauphasen korreliert. Am Ende war ein kontinuierlicher Überstau vorhanden, und das Redoxpotential sank auf einen konstanten Wert ab.

Kayser (2003) hat die Möglichkeit der Betriebskontrolle und Betriebssteuerung über das im Ablauf einer großtechnischen Teich-Bodenfilteranlage gemessene Redoxpotential untersucht. Sie ist zu dem Rückschluss gekommen, dass sich das Redoxpotential als Steuergröße für die Beschickung eines Bodenfilters eignet und dass ein entsprechend gesteuerter Betrieb die Nitrifikationsfähigkeit des Filters optimal ausnutzen lässt. Gleichzeitig kann eine Überlastung der Anlage vermieden werden.

Im Bereich der Retentionsbodenfilter wurden die Redoxverhältnisse im Filterkörper bislang noch nicht intensiver untersucht. Hölscher (2004) untersuchte in RBF - Säulenmodellen den vom Bodenfilterbereich bekannten Zusammenhang zwischen im Ablauf gemessener Ammoniumkonzentration und dem Redoxpotential. Trotz vollständigen Filterdurchbruchs bezüglich Ammonium konnte keine deutliche Reaktion der Redoxpotential-Werte registriert werden.

# 3.4.3 Einflussfaktoren auf das Redoxpotential

#### Einfluss des Sauerstoffgehaltes

Der Sauerstoff ist für das sich einstellende Redoxpotential von besonderer Relevanz. Schon eine geringe Änderung des Sauerstoffgehaltes hat laut Armstrong (1967) (zitiert in Kayser, 2003) einen großen Einfluss auf das Redoxpotential. Auftretende Sauerstoffspuren verursachen häufig Messprobleme (verlängerte Depolarisationszeiten) bei der Redoxpotentialerfassung (Böttcher, Strebel, 1988). Wie schon oben erwähnt ist der Sauerstoff der wichtigste Elektronenakzeptor in natürlichen Boden- und Wassersystemen, daher wirkt er sich über seinen Einfluss auf den Stoffwechsel der Organismen auf die Höhe des Redoxpotentials aus. Erst bei einer Limitierung des Sauerstoffangebotes, z.B. durch eine Wassersättigung und nachfolgenden Verbrauch des vorhandenen Sauerstoffes durch aerobe Mikroorganismen, wird das Redoxpotential von der Stoffwechselaktivität der vorhandenen Mikroorganismen an dessen Stelle Verbindungen hoher Oxidationsstufen als Elektronenakzeptor (z.B. NO<sub>3</sub>-N), um organische Substanzen abzubauen (Scheffer, Schachtschabel, 1998).

#### Einfluss des pH-Wertes

Der pH-Wert beeinflusst die Löslichkeit vieler Substanzen im Wasser, besonders von Schwermetallen (Hölting, 1996). Auch Reaktionsgleichgewichte sind oft vom pH-Wert abhängig, z.B. das Gleichgewicht von Ammonium und Ammoniak. Bei pH 8 liegen nur 4% als Ammoniak vor, bei pH 9 steigt dieser Wert signifikant auf 25% an (Baur, 1987). Der Einfluss des pH–Werts auf die Redoxreaktionen kommt durch die verschiedenen Schreibweisen und Normalpotentiale zum Ausdruck (nach Mang, 2001):

Reduktion von  $O_2$  in saurem Medium:  $O_2+4H^++4e^- \rightarrow 2H_2O$   $E_H = 1229 \text{ mV}$ 

Reduktion von  $O_2$  in alkalischem Medium:  $O_2+2H_2O+4e^- \rightarrow 4OH^ E_H = 401 \text{ mV}$ 

Die Abhängigkeit des Redoxpotentials vom pH-Wert für Sauerstoff stellt grafisch Bild 3 - 8 dar.



Bild 3 - 8: E<sub>H</sub>-pH – Diagramm für Sauerstoff (Mang, 2001)

E<sub>H</sub>-pH – Diagramme fassen die Stabilitätsbeziehungen zwischen Ionen von Verbindungen eines in mehreren Oxidationsstufen auftretenden Elementes zusammen und können für eine Vielzahl von Elementen aufgestellt werden. Ihre Aussage für die realistischen Interpretationen ist aber begrenzt, weil nicht alle tatsächlich in Böden oder Abwasser auftretenden Verbindungen eines Elementes bekannt sind und bei der Berechnung der Diagramme berücksichtigt werden (Scheffer, Schachtschabel, 2002). Bei einer Messung in Boden-/Abwassersystemen wirken unter Umständen auch unbekannte Redoxpaare mit, die nicht alle vom pH-Wert abhängig sein müssen, deswegen erfolgt keine pH-Kompensation des Redoxpotentials. Da jedoch die Potentialdifferenz einer pH-Stufe zwischen 50 und 100 mV betragen kann, sollen nur bei gleichem pH-Wert gemessene Redoxpotentiale direkt verglichen werden (Kuntze et al., 1988). Für eine korrekte Messung und Interpretation des Redoxpotentials soll der pH-Wert immer berücksichtigt werden (DIN 38404, Teil 6).

# Einfluss der Temperatur

Ähnlich wie beim pH-Wert lässt sich die Temperaturabhängigkeit des Redoxpotentials nicht eindeutig beschreiben (DIN 38404, Teil 6). Prinzipiell ist der Einfluss der Temperatur über ihre Auswirkung auf das Reaktionsgleichgewicht und auf die mikrobielle Aktivität zu betrachten. Die erste Abhängigkeit lässt sich aus dem Nernstschen Gesetz (Gl. 3-4) ableiten. Mit den Änderungen der Temperatur hängt auch die Aktivität der Mikroorganismen zusammen, deren Stoffwechselprozesse Milieubedingungen bestimmen.

Aus den obigen Gründen erfolgt bei der Redoxmessung keine Temperaturkompensation, jedoch sollte die Temperatur, die abgelesen wurde, genannt werden. Beim Umrechnen der gemessenen Redoxpotentials auf  $E_H$  verwendet man die für die betreffende Temperatur gültige Standardspannung der verwendeten Bezugselektrode.

# 3.5 Zusammenfassung des Kenntnisstandes und Wissensdefizite

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Prozesse in RBF und die Auswirkung der beeinflussenden Randbedingungen qualitativ beschrieben. Hierzu tragen Erkenntnisse und Erfahrungen aus mehreren angrenzenden Fachsparten und Anwendungsbereichen bei.

Ca. 15 Jahre nach Bau des ersten Retentionsbodenfilters hat sich inzwischen diese Art der Anlage als eine wirksame Maßnahme zur weitergehenden Mischwasserbehandlung etabliert, allerdings bislang hauptsächlich in Deutschland. Das Konzept des Retentionsbodenfilters ist von bewachsenen Bodenfiltern zur Schmutzwasserbehandlung (Pflanzenkläranlagen) abgeleitet, es gibt aber grundlegende Unterschiede zwischen diesen zwei Arten der Anlagen, so dass gut dokumentierte Erfahrungen von bewachsenen BF auf die RBF nur begrenzt übertragbar sind. Die wichtigsten Unterschiede liegen bei unterschiedlicher Zusammensetzung des Beschickungswassers und divergierenden Betriebsbedingungen. Die Mischwasserüberläufe, die RBF-Anlagen zugeleitet werden, weisen in der Regel geringere Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe als Schmutzwasser auf und haben ein anderes C/N-Verhältnis. Des Weiteren ist durch das Niederschlagsgeschehen die stoffliche und hydraulische Belastung bei RBF zufällig in der Zeit verteilt und das Ausmaß variiert stark von Beschickung zu Beschickung.

Die wichtigsten Stoffrückhalteprozesse in RBF sind mechanische Filtration, Sorption und mikrobielle Um- und Abbauprozesse. Die mechanische Filtration findet überwiegend auf der Filteroberfläche statt, die Invasion der Feststoffe in den Filterkörper ist auf wenige Zentimeter beschränkt. Der Stoffrückhalt in RBF wird stark durch den Wechsel von Betriebs- und Trockenphasen beeinflusst.

Der Rückhalt von Ammonium wird als ein zweistufiger Prozess angesehen. Während der Betriebsphase werden die NH<sub>4</sub>-Ionen im Filterkörper sorbiert und in der nachfolgenden Trockenpause zu Nitrat oxidiert. Nitrat wird zu Beginn der folgenden Beschickung mit dem Restwasser aus den Poren ausgewaschen. Die Ergebnisse der Untersuchungen mit hoch aufgelöst beprobten Ablauf weisen jedoch hohe Nitratfrachten auf, was auf eine Möglichkeit der Nitrifikation auch während der Einstauphase hinweist.

Auch der Rückhalt gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen (gemessen als CSB) wird teilweise dem Zusammenwirken von Sorption und Abbau zugeschrieben. Die Frage, welchen Beitrag der unmittelbare Stoffumsatz während des Betriebs einerseits und der verzögerte Umsatz in der nachfolgenden Trockenphase andererseits zur Elimination von Kohlenstoffverbindungen in RBF leisten, ist bislang ungeklärt.

Anhand der experimentellen Befunde wird unter den Sorptionsprozessen die größere Bedeutung der biotischen Sorption beigemessen. Es existieren bislang nur wenige Erfahrungen mit unterschiedlichen Substraten, die zwar der empfohlen Korngrößenverteilung entsprechen, aber aufgrund solcher Substrateigenschaften, wie unregelmäßige Kornform oder poröse Kornoberfläche, eine deutlich höhere abiotische Sorptionskapazität aufweisen können. Die Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von RBF (DWA-M 178, 2005) geben bezüglich der Filtersubstrate eine bevorzugte Kornverteilung an, wodurch auch grob die Feldkapazität und Porosität bestimmt werden. Diese Größen sind für den Filterbetrieb von großer Bedeutung, da nur ein Teil der Poren während der Beschickung mit Wasser gefüllt wird und die Menge der eingeschlossenen Luft die Reinigungsvorgänge im Filterkörper beeinflusst. Eine mit experimentellen Erkenntnissen unterstütze Angaben über Einfluss dieser Parameter auf die Reinigungsprozesse und Milieubedingungen in RBF fehlen jedoch bislang.

Aufgrund der Abflussdrosselung tritt in RBF schnell gesättigter Fluss auf, dessen Beschreibung im Gegensatz zu überwiegend ungesättigt betriebenen Pflanzenkläranlagen relativ einfach ist. Es bestehen Defizite insbesondere in Beschreibung des Lufttransportes in Retentionsbodenfiltern. Sauerstoff wurde in mehreren Untersuchungen an vertikalen Bodenfiltern zur SW-Behandlung als der wichtigste Limitierungsfaktor für Reinigungsprozesse angesehen, dessen Mangel darüber hinaus die biologische Kolmation begünstigt. Ob die Sauerstoffverfügbarkeit auch in RBF von solcher Bedeutung ist, ist noch nicht klar. Die größte Bedeutung ist den sauerstoffzehrenden Abbauprozessen zugeschrieben, die in der Trockenphase stattfinden, wenn nach der Filterentleerung wieder genug Sauerstoff zur Verfügung steht. Gesicherte Erkenntnisse zu den Abbauprozessen in der Betriebsphase existieren nicht.

Die Rolle der Filtergeschwindigkeit im Zusammenhang mit Eigenschaften der Filtersubstrate als weiterer Limitierungsfaktor ist noch nicht eindeutig beschrieben. Im DWA-Merkblatt M 178 (DWA-M 178, 2005) wird auf die Möglichkeit hingewiesen, die Drosselabflussspende der Substratzusammensetzung bzw. der Gewässersituation anzupassen. Allerdings ist der angegebene Bereich relativ eng (0,01 bis 0,03 l/s·m<sup>2</sup>). Es gibt inzwischen Hinweise, dass dieser Zusammenhang eine detaillierte Untersuchung verlangt, wodurch die Nutzung der Reinigungskapazitäten der Filtersubstrate noch weiter optimiert werden kann.

Die an den mikrobiellen Reinigungsprozessen beteiligte Biozönose entwickelt sich hauptsächlich in den obersten Filterschichten, ähnlich wie bei vertikalen Bodenfiltern zur SW-Behandlung. Die vertikale Verteilung, Aktivität und Zusammensetzung der Biomasse in Retentionsbodenfiltern ist aber im Gegensatz zu Pflanzenkläranlagen noch nicht ausreichend dokumentiert. Aufgrund variierenden Betriebsbedingungen der RBF ist zu vermuten, dass die Entwicklung der mikrobiellen Besiedlung von der Randbedingungen der einzelnen RBF-Anlagen- und/oder von der Filtersubstrateigenschaften beeinflusst werden kann.

Die Beschickungen, deren Dauer über ein paar Tage hinausgeht, können zu einem Kollaps der Reinigungsleistung bezüglich Ammonium und stark vermindertem Kohlenstoffabbau führen, sowie zu anaeroben Verhältnissen. Im Extremfall kommt es bei einer dauerhaften Überlastung zur biologisch bedingten Totalkolmation des Filterkörpers. Der Verlauf und die Dynamik dieser Prozesse sind noch wenig erforscht. Die Ermittlung der Belastungsgrenzen und Faktoren, die die maximale Belastbarkeit der RBF bestimmen, ist unter anderem aufgrund der stärkeren Gewichtung von Immissionsaspekten bei der Planung von großer Bedeutung. Die langfristig betrachtete Reinigungsleistung von RBF ist inzwischen in mehreren Forschungsvorhaben gut beschrieben, eine Sensitivitätsanalyse jedoch, die eine detaillierte Beprobung und Berücksichtigung mehrerer Einflussfaktoren verlangt, wurde bisher selten dargestellt. Somit bleiben noch mehrere Fragen offen, z.B. nach Ausmaß der Schwankungen der Wirkungsgrade zwischen Einzelereignissen oder nach Änderungen der Reinigungsleistung während einer Betriebsphase.

Die in dieser Arbeit durchgeführte Untersuchungen dieser Anliegen sollen Erkenntnisse gewinnen, die zur Entwicklung von Konzepten zur Betriebskontrolle und Betriebssteuerung bei RBF beitragen. Solche Konzepte fehlen bislang. Ihre Entwicklung soll wiederum zur Optimierung der Reinigungsleistung und zur Vermeidung der Kolmation einen Beitrag leisten.

### 4 Material und Methoden der Laborversuche

Ziel der Untersuchungen ist die Ermittlung der Grenzen der Belastbarkeit zweier unterschiedlicher Filtersubstrate und die Gewinnung vertiefter Erkenntnisse über die Prozesse, die zur Filterüberlastung führen. In diesem Kapitel wird zunächst das Untersuchungsprogramm erläutert. Danach werden der Versuchstand, die Versuchsbedingungen und beide untersuchte Substrate beschrieben. Anschließend wird auf die Erfassung der Parameter und ausgewählte Aspekte ihrer Messungen eingegangen.

# 4.1 Untersuchungsprogramm

An den Sandsäulen, die als eindimensionale Modelle der Großanlage konzipiert sind, wurden unter Laborbedingungen Langzeitversuche durchgeführt. Dies ermöglicht einen Betrieb unter weitgehend konstanten und kontrollierbaren äußeren Einflüssen und definierter hydraulischer wie stofflicher Belastung. Hinzu kommt, dass im Labormaßstab auch Extrembelastungen untersucht werden können, denen man eine Großanlage, aufgrund der Versagensgefahr, nicht gezielt aussetzen kann.

Im Vordergrund der Untersuchungen steht die Ermittlung der Grenzen der Belastbarkeit. Als wichtigste Kriterien wurden die Wirkungsgrade von CSB und Ammonium betrachtet. Der Anstieg der Ablaufkonzentrationen dieser Parameter ist ein Zeichen der sinkenden bzw. erschöpften Reinigungsleistung eines Retentionsbodenfilters. Der Verlauf dieser Prozesse wurde unter verschiedenen Belastungsbedingungen untersucht und parallel dazu wurde nach Begleitprozessen gesucht, die die Reinigungsleistung bezüglich Kohlenstoffverbindungen und Ammonium beeinflussen. Da laut aktuellem Wissenstand die Sorption und biologischen Um- und Abbauprozesse die wichtigsten Mechanismen der Abwasserreinigung in RBF sind, wurden hauptsächlich die Aspekte untersucht, die in einer engen Verbindung mit diesen Mechanismen stehen, wie z.B. Filtergeschwindigkeit und bodenmechanische Eigenschaften der Filtersubstrate im Bezug auf Sorptionskapazität, Änderungen der Milieubedingungen und vor allen die Sauerstoffverfügbarkeit für mikrobiologische Prozesse.

Es wurden herkömmliche Sande für RBF und der in einer RBF-Anlage in Otzenhausen (Saarland) verwendete Lavasand unter identischen Belastungs- und Randbedingungen vergleichend untersucht, um zu klären, ob und ggf. in welchem Umfang sich die Belastbarkeit durch die Verwendung von anderen Filtermaterialien, hier Lavasand, erhöhen lässt.

Es wurden zwei Säulen mit Rheinsand (Säule A und B) und drei Säulen mit Lavasand (Säulen C, D, E) gefüllt (Aufbau der Versuchssäulen siehe Bild 4-2). Die Säulen wurden über längere Zeiträume kontinuierlich mit Mischwasser beschickt, das mit Abwasser aus 'realem' Kläranlagenzulauf unter Zugabe von Trinkwasser auf typische Konzentrationen des Mischwassers verdünnt wird.

Jeweils eine Säule mit Rheinsand (Säule A) und Lavasand (Säule C) wurde dabei entsprechend den Empfehlungen aus Merkblatt M-DWA 178 auf 0,01 l/( $s\cdotm^2$ ) gedrosselt. Die zweite Rheinsandsäule (Säule B) wurde auf 0,05 l/( $s\cdotm^2$ ) bzw. in späteren Versuchsphasen auf 0,03 l/( $s\cdotm^2$ ) gedrosselt. Die beiden Säulen mit Lavasand wurden auf 0,05 l/( $s\cdotm^2$ ) (Säule D) sowie auf 0,1 l/( $s\cdotm^2$ ) (Säule E) gedrosselt.

Die Untersuchungen wurden in zwei Versuchsreihen durchgeführt. Zunächst wurden die Rheinsandsäulen untersucht, danach die Lavasandsäulen. Beide Versuchsreihen bestanden aus gleichen Phasen. Nach einer Einarbeitungszeit wurden die Tracerversuche durchgeführt, die mit einem Hochlastversuch kombiniert wurden, um das hydraulische Verhalten der Versuchssäulen zu untersuchen. In einer nächsten Phase wurde der Einfluss der Abflussdrosselung auf die Reinigungsleistung unter "normaler" hydraulischer Belastung untersucht. In den darauf folgenden Versuchsphasen wurde die hydraulische Belastung stufenweise erhöht und die stoffliche Belastung variiert. Infolgedessen konnten die Zulauffrachten ermittelt werden, die bei unterschiedlicher Betriebsweise zum Filterversagen führen. In weiteren Phasen stand die Untersuchung von Milieubedingungen während der Beschickungen im Vordergrund. Bei unterschiedlichen Belastungszuständen wurde vor allem die Sauerstoffkonzentration sowohl im Zu- und Ablauf, als auch in situ gemessen. Zusätzlich wurden in den Abläufen Redoxpotential und pH-Wert gemessen. Die beiden Versuchsreihen wurden mit Untersuchungen abgeschlossen, die der Klärung der spezifischen Fragen (z.B. Nachbildung von Ausspülprozesse) dienten, die sich im Laufe der Versuche herausstellten. Bild 4 -1 zeigt eine grobe Anordnung der Versuchsphasen im Laufe des Messprogrammes.



 $RS_A(0,01)$  – Rheinsandsaule A mit Drosselabflussspende  $q_d=0,01$  l/s·m<sup>2</sup>  $LS_E(0,01)$  – Lavasandsäule E mit Drosselabflussspende  $q_d=0,1$  l/s·m<sup>2</sup>



Genaue Angaben zu den Randbedingungen jeder Versuchsphase werden in Kapitel 6 zusammen mit den Ergebnissen beschrieben. Eine detaillierte Übersicht über die durchgeführten Versuche geben die Tabelle A1-1 und Tabelle A1-2 in Anhang 1.

# 4.2 Beschreibung des Versuchsstandes

Der Versuchsstand wurde bereits im Rahmen eines früheren Forschungsvorhabens aufgebaut. Die Säulen waren dabei von November 2001 bis Dezember 2003 mit künstlichem O-ECD-Abwasser beschickt worden (Schmitt et al., 2005).

Im Rahmen dieses Promotionsvorhabens wurden fünf Säulen zur weiteren Untersuchung verwendet. Zwei mit Rheinsand gefüllte Säulen wurden direkt übernommen. Für die Unter-

suchungen mit Lavasand wurden drei Säulen neu mit den zu untersuchenden Substraten gefüllt. Alle Versuchssäulen weisen den gleichen Aufbau auf. Der Aufbau der Säulen ist in Bild 4 - 2 dargestellt.



Bild 4 - 2: Aufbau der Versuchssäulen

Jede Säule besteht aus zwei Plexiglasrohren ( $\emptyset_{innen}$  195 mm), die entsprechend dem Schichtaufbau in der Großanlage befüllt sind. Der untere Rohrabschnitt ist mit Sand und Kies ("Substrat") gefüllt, während der obere Rohrabschnitt dazu dient, einen Überstau von bis zu 90 cm erzeugen zu können. Am oberen Ende jeder Säule befindet sich eine 5 cm mächtige Kiesschicht (Körnung: 2/8), die dem mechanischen Schutz des 100 cm mächtigen Sandkörpers (Körnung: 0/2) dient und ein Ausschwemmen von Sandkörnern verhindert. Am unteren Rohrende ist wiederum eine 25 cm dicke Kiesschicht (Körnung: 2/8) als Drainage eingebaut.

Die Säulen besitzen Standrohre, die an der Oberkante der Kiesdrainageschicht montiert sind, um den Durchlässigkeitsbeiwert zu bestimmen sowie zur Entlüftung des Filterkörpers während der Beschickung, die an einer großtechnischen Anlage durch die Drainagerohre erfolgt. Zur Vermeidung von Algenbildung sind die Säulen lichtdicht verkleidet.

### 4.3 Beschreibung der Substrate

In beiden Versuchsreihen wurden die Belastungsgrenzen von zwei sandigen Substraten untersucht. Das eine davon, der Rheinsand 0/2 aus einem Vorkommen am Oberrhein, erfüllt im Prinzip alle Anforderungen, die in Merkblatt DWA-M 178 an die Filtersubstrate gestellt werden, und kann damit generell als Standardsubstrat betrachtet werden. Für diesen Sand ermittelte Belastungsgrenzen können in gewissem Maße als Orientierungshilfe für die Substrate mit ähnlichen Eigenschaften dienen. Das zweite untersuchte Substrat, der Lavasand 0/4 aus den Lavabrüchen der Vulkaneifel, weist gewisse Abweichungen von der empfohlenen Korngrößenverteilung auf. Der Anteil an Grobsandfraktion von Lavasand ist höher als die empfohlene Obergrenze für diese Fraktion, was theoretisch zur inhomogenen Durchströmung des Filterkörpers und damit zur Verschlechterung der Reinigungsleistung führen kann. Jedoch ließen die Ergebnisse von früheren Untersuchungen dieses Lavasandes auch bei erhöhten Drosselabflüssen eine hohe Reinigungsleistung erwarten (Drescher 2003).

Die beiden untersuchten Substrate unterscheiden sich somit nicht nur in ihrer Herkunft, sondern auch in ihren bodenphysikalischen Eigenschaften wie Korngrößenverteilung, Kornform etc. Die unterschiedliche Körnung und die durch die Lagerung dieser Körner gegebene Porosität beeinflussen die Wechselwirkungen zwischen der festen, der flüssigen und der gasförmigen Phase sowie jegliche Transportvorgänge. Weiterhin ist das Ausmaß der Adsorptions- und Austauschvorgänge von der Korngröße und der Kornoberfläche abhängig (Scheffer, Schachtschabel 1998) (siehe auch Kapitel 3.1).

Bild 4 - 3 zeigt einzelne Körner der beiden Substrate. Links ist der Rheinsand mit seiner glatten Kornoberfläche dargestellt, rechts der Lavasand mit seiner porösen Oberflächenstruktur.



Bild 4 - 3: Kornformen von Rheinsand (links) und Lavasand (rechts)

Die aus den Proben der eingebauten Substrate gewonnenen Sieblinien sind in Tabelle 4 - 1 der in DWA-M 178 empfohlenen Körnung gegenübergestellt. Die eingebauten Sande weisen insgesamt deutlich höhere Anteile im Bereich gröberer Körnungen auf. Bei den Sandfraktionen Mittel- und Grobsand liegen die Abweichungen jeweils bei 10% und mehr bezogen auf die Gesamtmasse. Eine besonders hohe Abweichung weist der Lavasand bei der Mittelsandfraktion auf – der Massenanteil liegt ca. 35 % unter dem empfohlenen Minimalwert. Der T+U-Anteil des Rheinsandes liegt mit 1,1 % an der Grenze dem nach den Empfehlungen tolerierbaren Maximalwert. Der 10 %ige Anteil dieser Fraktion beim Lavasand wird schnell aus dem Filterkörper ausgewaschen - schon bei den ersten Beschickungen nach Versuchsaufbau ist der Austrag der Schlämmkornfraktion mit dem abfließendem Filtrat zu beobachten gewesen.

Kornfraktion Körnung		Anteil [Massen-%]		
RommaRuon	[mm]	Rheinsand	Lavasand	DWA -M 178
T+U	< 0,06	1	10	< 1
fS	0,06 - 0,2	10	10	10 – 25
mS	0,2 - 0,6	52	25	60 - 80
gS	0,6 - 2,0	30	43	10 – 25
fG	2,0-6, 0	7	12	< 1

Tabelle 4 - 1: Körnung des verwendeten Filtermaterials

Bild 4 - 4 stellt die Körnungssummenkurven von Rhein- und Lavasand dar:



Bild 4 - 4: Körnungslinien der untersuchten Substrate

Die beiden Sande haben einen geringen Carbonatgehalt, der weniger als 2 % CaCO<sub>3</sub> beträgt und damit den von der DWA empfohlenen Gehalt von 10 % weit unterschreiten.

#### 4.4 Belastungs- und Betriebsbedingungen

Die systematische Änderung der Belastungs- und Betriebsbedingungen diente der Untersuchung gezielt herbeigeführter, unterschiedlicher Belastungszustände. Dazu wurden vor allem die Drosselung und die Beschickungsmengen variiert, im späteren Verlauf auch die Zulaufkonzentrationen. Bei der Abwicklung des Untersuchungsprogramms waren gewisse Unterschiede in den jeweils vorangegangenen Trockenperioden sowie in der Zusammensetzung des Mischwassers durch Rückgriff auf 'reales' kommunales Abwasser unvermeidlich. Durch häufiges Wiederholen der Beschickungen sollten dadurch auftretende Wechselwirkungen erkennbar gemacht werden.

Die wichtigsten Parameter zur Charakterisierung der unterschiedlichen Betriebsbedingungen sind nachstehend beschrieben.

### Beschickungsintensität

Die Beschickungsintensität bestimmt den Übergang von ungesättigtem zu gesättigtem Durchfluss durch den Filter bzw. die Säule. Um realitätsnahe hydraulische Verhältnisse zu gewährleisten, wurde die Größe der Beschickungsintensität von der Größe des kritischen Mischwasserabfluss  $Q_{krit}$  (siehe GI. 4 – 1) und einer typischen Filterfläche pro ha Einzugsgebiet abgeleitet. Der Trockenwetterabfluss  $Q_T$  wurde vernachlässigt.

$$Q_{r krit} = r_{krit} \cdot A_u [l/s] \qquad (Gl. 4 - 1)$$

typische Werte der spezifischen Filterfläche:

z.B. Saarbrücken-Ensheim: 65 m<sup>2</sup>/ha A<sub>u</sub> (siehe Leinweber, 2003)

z.B. 2 Anlagen in NRW: 67 bzw. 97 m<sup>2</sup>/ha A<sub>u</sub> (siehe MUNLV NRW, 2004)

gewählt: 90 m²/ha Au

$$r_{krit} = 15 l/(s \cdot ha)$$

 $q[l/s \bullet m^2] = \frac{Q_{krit}}{spezifische Filterfläche [m^2]}$ 

spezifischer Zulauf zu RBF:

 $q_{zu,RBF} = 15/90 = 1/6 I/(s \cdot m^2_{Filterfläche})$ 

Fläche der Säule:  $A = 0,02835 \text{ m}^2$ 

→ Zulauf zur Säule:

 $Q_{zu,Saule} = 1/6 I/(s^A) * 0,02835 m^2 * 60 (s/min) = 0,2835 I/min$ 

gewählt: Q<sub>zu,Säule</sub>=0,3 l/min; (entspricht Q<sub>krit</sub> bei spez. Filterfläche von 85 m<sup>2</sup>/ha A<sub>u</sub>)

#### Beschickungsmengen und -häufigkeiten

Es soll unter Laborbedingungen eine typische Filterbelastung nachgebildet werden. Die Beschickungsmenge pro Ereignis wird durch die hydraulische Belastung der Oberfläche definiert und als Stapelhöhe (h<sub>a</sub>) bzw. Beschickungshöhe bezeichnet und in [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup><sub>FF</sub>] bzw. in [m]
oder in [mm] ausgedrückt. In dieser Arbeit wird zur Beschreibung der Beschickungshöhe die Einheit [mm] verwendet. Durch die Umrechnung der abfließenden Volumina, die auf die Filterfläche bezogen werden, kann auch der Säulenabfluss in [mm] dargestellt werden, was den Vergleich sowohl den Zu- und Ablaufströme während eines Versuches, als auch den Vergleich mit anderen Versuchs- und Großanlagen ermöglicht.

Die Beschickungshöhe variierte je nach Versuchsphase zwischen 500 mm und 2500 mm pro Ereignis. In der Regel fanden 1 bis 2 Beschickungen pro Woche statt. Um Auswirkungen der Trockenperiode zu untersuchen, wurden die Beschickungspausen von 2 bis 6 Wochen eingeplant. Zum Nachbilden einer Hochbelastung wurden einmalig drei Beschickungen an aufeinander folgenden Tagen durchgeführt.

Die Versuchsdauer ohne die Spezialuntersuchungen, die am Ende der Versuchsreihen durchgeführt wurden, betrug 441 Tage für Rheinsandsäule und 201 Tage für Lavasandsäulen. Binnen diesen Zeitspannen fanden 46 Beschickungen der Rheinsandsäulen und 36 Beschickungen der Lavasandsäulen statt. Nach Brombach (2003) entsprechen 34 bis 70 Ereignisse pro Jahr einem durchschnittlichen Entlastungsverhalten von Regenüberlaufbecken. Eine detaillierte Auflistung der durchgeführten Beschickungen befindet sich im Anhang 1.

Bei Retentionsbodenfiltern im Mischsystem soll nach Merkblatt DWA-M 178 die zulässige hydraulische Flächenbelastung  $h_{F,m}$  [m] im langjährigen arithmetischen Mittel einen Wert von 40 m/a nicht überschreiten. Dieser Wert wird in trockenen Jahren unterschritten und in nassen Jahren überschritten. Falls die maximale jährliche hydraulische Flächenbelastung  $h_{F,max}$  [m] in nassen Jahren den Wert von 60 m/a überschreitet, besteht die Gefahr des Filterversagens (DWA, 2005). Da im Vordergrund dieser Untersuchungen die Ermittlung der Belastungsgrenzen steht, sollen gezielt intensivere Belastungen erzeugt und analysiert werden.

# Zusammensetzung des Abwassers

Das eingesetzte Beschickungswasser soll möglichst genau die reale Filterbelastung mit Mischwasser nachbilden, aber auch eine eindeutig definierbare stoffliche Belastung aufweisen und zudem über die Versuchsphasen reproduzierbar sein. Als "Kompromiss-Methode" wurde die Herstellung von konditioniertem Mischwasser gewählt. Dazu wurde Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung der Kläranlage Kaiserslautern entnommenen (in der Regel zur gleichen Tageszeit) und entsprechend konditioniert, d.h. mit Trinkwasser auf Konzentrationen verdünnt, um typische Mischwasserzusammensetzungen wiederzuspiegeln.

Die Zielkonzentrationen des Zulaufwassers für S\_CSB und NH<sub>4</sub>-N wurden abgeleitet aus Literaturdaten von Welker (2004) und Uhl und Kasting (2002) und den Ergebnissen der Messungen in Ensheim (Dittmer, 2006). Bei der Literaturauswertung wurden nur die Daten von Überläufen von Regenüberlaufbecken berücksichtigt (siehe Tabelle 4 - 2).

	C_CSB [O <sub>2</sub> /I]	S_CSB [mg O <sub>2</sub> /l]	NH₄-N [mg N/l]	BSB <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /l]	BSB <sub>5</sub> /CSB [-]	CSB/NH₄-N [-]
Literaturwerte:						
Uhl, Kasting (2002)	79	х	6,2	42	0,53	12,74
Welker (2004)	80-200	х	1,5-8,0	50-200	0,62-1	10-53,3
Brombach, Fuchs (2002) <sup>1)</sup>	112	х	1,79	31	0,28	62,7
Ensheim (Zulauf zu RBF)	77	38	2,5	25	0,32	30,8

Tabelle 4 - 2: Zusammenstellung der Eigenschaften von Mischwasser-Überläufen

<sup>1)</sup> die Angaben sind Mediane der Bandbreite für Zentraleuropa

gewählte Zielkonzentrationen im Zulaufwasser:

 $S_CSB = 40$  bis 60 mg/l

 $NH_4-N = 4$  bis 6 mg/l

Wegen des im Vergleich zu Mischwasser niedrigen CSB/NH<sub>4</sub>-N - Verhältnisses im Schmutzwasser aus der Kläranlage konnten beide gewählten Zielkonzentrationen durch die Zugabe von Trinkwasser nicht gleichzeitig erreicht werden. Deswegen wurde das Abwasser in der Regel auf die angestrebte CSB-Zielkonzentration verdünnt ("Verdünnung auf CSB"), woraus eine für Mischwasser zu hohe Ammoniumkonzentration resultierte. Im Vordergrund der Versuche stand die Ermittlung von Belastungsgrenzen, also war dieser Zustand nicht nachteilig. Da die Belastungsgrenzen bezüglich Ammonium als zugeführte NH<sub>4</sub>-Fracht pro Flächeneinheit des Filters definiert wurden, nach der es zum Filterdurchbruch hinsichtlich Ammonium kommt, sollten die ermittelten Werte auch für die niedrigeren NH<sub>4</sub>-Zulaufkonzentrationen repräsentativ sein. Bei den Versuchen, in denen eine realitätsnahe Nachbildung der Filterbelastung mit Stickstoffverbindungen vorausgesetzt worden war, wurde das Abwasser auf die gewählte Ammoniumkonzentration verdünnt ("Verdünnung auf Ammonium"). Bei der Bilanzierung der gesamten Versuchsreihen wurden die Ammoniumbelastungen der Zu- und Abläufe in Fracht [mg NH<sub>4</sub>-N] pro Flächeneinheit des Filters [m<sup>2</sup>] umgerechnet, so dass die Ergebnisse der Beschickungen mit den RBF-typischen, als auch mit erhöhten Ammoniumzulaufkonzentrationen untereinander verglichen werden konnten. Die Darstellung der stofflichen Belastung und der gehaltenen Fracht in [mg/m<sup>2</sup><sub>Filterfläche</sub>] ermöglicht auch einen direkten Vergleich mit Literaturangaben für andere Anlagen, unabhängig von schwankender Zulaufbelastung und unterschiedlichen Filterfläche.

Bei den Säulenversuchen standen die Untersuchung der Stoffe der gelösten CSB-Fraktionen und des Ammoniums und deren Abbau im Filterkörper im Vordergrund. Bewusst wurde bei diesen Versuchen auf die Untersuchung der partikelgebundenen Abwasserinhaltstoffe verzichtet, weil deren Rückhalt an den Großanlagen in größtem Teil in der Sedimentschicht stattfindet. In der Entstehung von einer Sedimentschicht spielt wiederum die Filterbepflanzung eine große Rolle, was unter Laborbedingungen nur schwer nachgebaut werden kann. Dittmer (2006) befasste sich in seinen Untersuchungen an einem realen RBF detailliert mit dieser Problematik. Bei großtechnischen Anlagen kann die Belastung mit AFS in Zulauf manchmal sehr hohe Werte erreichen. Am RBF in Fulda Fellenweg beträgt die mittlere AFS- Zulaufkonzentration ca. 460 mg/l (MUNLV NRW, 2006). Schon ein Anteil von solcher Feststoffbelastung könnte an den Laborsäulen, bei der die Feststoffe weder von Pflanzenblätter, noch von Halmbruchzone oder Sediment aufgehalten werden, zu einer mechanischen Kolmation führen (siehe Kapitel 2.3.1) und die Säulen außer Betrieb setzen. Diese Situation würde der Realität nicht entsprechen. Bei RBF-Anlagen, die entsprechend dem Stand der Technik mit mittelsanddominierten Substraten ausgestattet sind, findet der Rückhalt überwiegend auf der Filteroberfläche (Flächenfiltration) statt. An entsprechenden Anlagen wurden Invasionsschichten von 1 bis 2 cm vorgefunden (Lambert, 2001; Wozniak, 2004). Es ist daher anzunehmen, dass in den Filterkörper selbst überwiegend gelöste Substanzen gelangen. Um den Anteil von Feststoffen im Beschickungswasser zu minimieren, wurde das Abwasser vor dem Verdünnen durch ein Seidentuch filtriert, das eine schnelle Filtration von größeren Abwassermengen gewährleistete. Um die Menge der Feststoffe, die zwangsweise auf den Filter gelangen, abschätzen zu können, wurden im Beschickungswasser jeweils CSB homogenisert als auch CSB filtriert bestimmt. Im weitgehend feststofffreien Ablauf wurde nur die gelöste CSB-Fraktion bestimmt.

## Drosselung

Die Ablaufbeschaffenheit hängt in hohem Maße von der Filtergeschwindigkeit im Bodenfilter ab. Deshalb ist eine Drosselung des Säulenablaufs notwendig, um die Kontaktzeit der Wasserinhaltsstoffe mit der Bodenmatrix bzw. den Mikroorganismen zu erhöhen. Dazu wird im Merkblatt DWA-M 178 eine Ablaufdrosselung für RBF in Mischsystemen von 0,01 bis 0,02 l/(s·m<sup>2</sup>) vorgeschlagen. An der Säule A wurde die spezifische Drosselabflussspende von 0,01 l/(s·m<sup>2</sup>) eingestellt.

Der Ablauf der Säule B (wie Säule A mit Rheinsand gefüllt) war in den ersten Wochen der Versuchsreihe auf den fünffachen Wert, also auf 0,05 l/(s·m<sup>2</sup>) gedrosselt. Damit sollte untersucht werden, ob sich eine vergleichbare Reinigungsleistung auch bei einer geringeren Kontaktzeit zwischen Mikroorganismen und Wasserinhaltsstoffen als in Säule A erreichen lässt bzw. wie sehr sich die Reinigungsleistungen der unterschiedlich gedrosselten Säulen voneinander unterscheiden. Ab der 34. Beschickung wurde die Säule B mit einem etwas reduzierten Drosselabfluss von 0,03 l/(s·m<sup>2</sup>) weiterbetrieben. Bei dem zweiten der untersuchten Substrate, dem Lavasand, wurden drei verschiedene Drosselabflüsse eingestellt. Bei Säule C wurde der Ablauf auf 0,01 l/(s·m<sup>2</sup>) gedrosselt. Die mit Lavasand gefüllten Säulen D und E wurden entsprechend der vermuteten hohen Reinigungsleistung vom Lavasand auf 0,05 l/(s·m<sup>2</sup>) und 0,1 l/(s·m<sup>2</sup>) gedrosselt.

Aufgrund der Erfahrungen aus dem Versuchsprogramm ist anzumerken, dass ein Drosselabfluss größer 0,05 l/(s<sup>.</sup>m<sup>2</sup>) de facto einer ungedrosselten Betriebsweise entspricht. Ab diesem Wert wirkt die Durchlässigkeit des Filtermaterials durchflussbegrenzend.

## 4.5 Erfassung von Messdaten

Nachstehend werden wesentliche Gesichtspunkte zur Durchführung der Messungen und der Probenahmen dokumentiert.

## 4.5.1 Hydraulisches Verhalten

Die Säulen wurden mit Hilfe einer Brause und einer Kanisterpumpe beschickt. Der Durchfluss wurde auf 300 ml/min eingestellt. Nach Sättigung des Filterkörpers, die durch das Auftreten von freiem Wasserspiegel über der Filteroberfläche festgestellt wird, wurde die Beschickung ungedrosselt fortgesetzt. Während der Versuche erfolgte die Durchflussmessung indirekt über die Gewichtsänderung des Vorlagebehälters, der auf einer Waage stand. Die eingestellte Beschickungsintensität wurde während der gesamten Beschickungszeit kontrolliert und je nach Bedarf korrigiert. Der Aufbau des Beschickungsaggregates zeigt Bild 4 - 5.



Bild 4 - 5: Beschickungsaggregat

Der Abfluss, der in der Regel mehrere Minuten nach dem Beschickungsanfang auftrat, wurde mittels einer Schlauchquetschpumpe gedrosselt und regelmäßig über einen Messzylinder kontrolliert. Bei Abweichungen von den vorgegebenen Betriebsbedingungen erfolgte unmittelbar eine entsprechende Korrektur und Anpassung. Am Ende der Beschickung wurde die Pumpe entfernt. Der Ablauf des Restvolumens wurde vor der nächsten Beschickung als Nachtropfvolumen bestimmt. Die Versuchsdauer ergab sich abhängig von der jeweils vorgegebenen Beschickungsmenge.

Wesentlich für das Systemverhalten waren jeweils die Höhe des Überstands H<sub>ü</sub> und die Höhe des Wasserspiegels im Standrohr H<sub>s</sub>. Diese wurden an den Maßbänder abgelesen, die an den Säulen und Standrohren angebrachten wurden, so dass sich die beiden Nullmarken auf der Höhe der Filteroberkante befanden. Jeweils etwa 30 Minuten nach Beschickungsanfang stellte sich ein Teileinstau in den Säulen ein, der darüber definiert wurde, dass die Standrohrhöhe zu diesem Zeitpunkt -100cm beträgt. Die Standrohre sind so ausgerichtet, dass die Nullmarkierung auf Höhe der Oberkante der oberen Kiesschicht liegt. Von dort aus werden die Werte nach oben positiv, nach unten negativ gezählt. Die -100cm-Marke liegt also etwa fünf Zentimeter über der Oberkante der unteren Kiesschicht. Die Durchlässigkeitsbeiwerte k<sub>f</sub> wurden ab Beschickungsende bis zum Ende des Überstaus bestimmt, also nur solange die Bodensäule wassergesättigt war. Unter diesen Randbedingungen ist die Anwendung des Fließgesetzes zur Berechnung der Durchlässigkeit nach Darcy möglich:

$$k_{f} = \frac{\mathbf{Q} \cdot \Delta \mathbf{I}}{\mathbf{A} \cdot \Delta \mathbf{h}}$$

$$\Delta \mathbf{h} = (\mathbf{h}_{\ddot{u}} - \mathbf{h}_{s}) \quad \text{Druckhöhendifferenz [m] bzw. [mm]}$$
(GI. 4-1)

h<sub>ü</sub> - Wasserspiegelhöhe über die Filteroberfläche [mm]

h<sub>s</sub> - Wasserspiegelhöhe im Standrohr [mm]

Q - Abfluss [l/s] bzw. [ml/min]

 $\Delta I$  - Fließweg bzw. Länge der Probenstrecke [m]

A - Querschnittsfläche [m<sup>2</sup>]

Die so berechnete Durchlässigkeit stellt den momentanen Zustand dar. Da der Wasserspiegel regelmäßig während des gesamten Versuches dokumentiert wurde, konnten die Änderungen der Durchlässigkeit während eines Ereignisses verfolgt werden.

# 4.5.2 Stofftransport in der gelösten Phase

Der zur näheren Betrachtung des Stofftransports von gelösten Abwasserinhaltsstoffen durchgeführte Tracerversuch erfolgte mit Bromid bei unterschiedlicher Drosselung mit einer Konzentration von 10 mg Br<sup>-</sup>/I. Der Tracer wurde vor der Beschickung zum Beschickungswasser zugegeben. Die Beschickung und Drosselung waren mit dem Normalbetrieb identisch. Die Beprobung erfolgte in kurzen Intervallen (0,5 I Volumen). Am darauf folgenden Tag wurden die untersuchten Säulen mit Beschickungswasser ohne Tracerzugabe beschickt und der Ablauf wieder in kurzen Intervallen beprobt und auf Br<sup>-</sup> - Konzentration untersucht. Die Detektion erfolgte in jeder Probe mittels ionenselektiver Sonde.

# 4.5.3 Stoffrückhalt

Entsprechend der Ausrichtung der Untersuchungen auf CSB und Ammonium (bzw. Stickstoff) erfolgte die Analytik für die Fraktionen  $CSB_{homogenisiert}$  (C\_CSB = X\_CSB + S\_CSB) und  $CSB_{filtriert}$  (= S\_CSB) sowie für NH<sub>4</sub>-N und NO<sub>3</sub>-N, jeweils in Zulauf und Ablauf. Bei ausgewählten Ereignissen wurden auch zusätzliche Parameter wie BSB<sub>5</sub>, TOC, TIC, TN, oder NO<sub>2</sub>-N bestimmt. Tabelle 4 - 3 fasst die Analyseverfahren zusammen, die bei der Bestimmung obiger Parameter verwendet wurden.

Der Ablauf wurde bei kleineren Beschickungen in der Regel als Gesamtmischprobe (GMP) bestimmt. Bei Beschickungen mit einer Beschickungshöhe ha ≥ 1000 mm wurde der Ablauf mittels 4 bis 8 I - Mischproben (140 bis 280 mm) bestimmt. Bei einzelnen Ereignissen wurden detaillierte Ganglinien zum zeitlichen Verlauf der gewonnenen Konzentrationswerte aufgenommen. Jede Probe wurde in zwei Einzelproben aufgeteilt, von der eine Probe frisch im Labor des FG Siedlungswasserwirtschaft bestimmt wurde. Die zweite Einzelprobe wurde tiefgefroren gelagert und diente als Rückstellprobe für die eventuellen Nachbestimmungen. Die Beprobungs- und Analysendichte bei einzelnen Versuchen ist zusammenfassend in der in Anhang 1 dargestellt.

Parameter	Methode
C_CSB <sup>1)</sup>	DIN 38 409 H41
S_CSB <sup>2)</sup>	wie CSBhom nach Filtration
NH <sub>4</sub> -N	DIN 38 406 T 5
NO <sub>3</sub> -N	Schnelltest Hach/Lange LCK 339
BSB <sub>5</sub>	DIN 38 409 H 51 (Verdünnungsmethode)
тос	EN 1484; ab Feb. ´06: mit DIMATEC
TIC	EN 1484; ab Feb. ´06: mit DIMATEC
DOC	wie TOC nach Filtration
TN	LATON, Schnelltest Dr. Lange LCK 238, LCK 138; ab Feb. '05: mit DIMATEC
NO <sub>2</sub> -N	EN 26 777

Tabelle 4 - 3: Analysierte Parameter und eingesetzte Verfahren

<sup>1)</sup> nur in Zulaufproben

<sup>2)</sup> im Ablauf teilweise mit Addition von KHP

## 4.5.4 Online-Messdaten – Erfassung und Wartung der Messgeräte

An den Säulen wurden außer den stofflichen Parametern, wie z.B. CSB, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, vier weitere Messgrößen aufgezeichnet, deren Erfassung keine Probenahme verlangte: Sauerstoffkonzentration, Redoxpotential, pH-Wert und Temperatur. Die Mehrheit der Messgeräte war im Ablauf der Säulen installiert. Andere Einsatzorte waren der Retentionsraum (Messung im Überstandswasser) und der Filterkörper.

## 4.5.4.1 Sauerstoffkonzentration

Messungen der Sauerstoffkonzentration standen im Vordergrund der Milieuuntersuchungen an den Filtersäulen. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden Messgeräte mit zwei verschiedenen Messprinzipien eingesetzt.

Das optische Messverfahren, das auf dem Effekt der Löschung (oder Quenching) von Sauerstoffmolekülen basiert, die mit einem Luminophor (sauerstoffsensitive Folie) in Kontakt sind, führt die Sauerstoffmessung auf reine Zeitmessung zurück. Die Vorteile des optischen Messverfahrens für diese Anwendung liegen vor allem in der hohen Empfindlichkeit bei geringen Sauerstoffkonzentrationen, geringen Ansprechzeiten und dass keine Anströmung des Sensors erforderlich ist (Häck, 2004).

Nach diesem Messprinzip arbeiten LDO-Sonden (Luminescent Dissolved Oxygen), die im Ablauf und Überstand der Säulen eingesetzt wurden. Da bei dieser Sondenart nahezu keine Anströmung verlangt wird, wurde eine luftdichte Montage das wichtigste Kriterium für eine korrekte Messung. Damit das Ablaufwasser seine unveränderten Eigenschaften bis zum Messort behält, wurde der Säulenauslauf mit dem Messort mit einem ca. 20 cm langen PVC-Schlauch verbunden. Eine Vergleichmessung zeigte, dass ein Silikonschlauch, der normalerweise zur Ablaufableitung benutzt wird, im Vergleich zu einem PVC-Schlauch, zu erhöhten Sauerstoffgehalten im Ablauf führte. Der LDO-Sensor wurde in einem T-Stück aus PE montiert und mit Teflonband verdichtet. Das Messgerät wurde eingeschaltet, sobald der Ablauf aufgetreten ist. Die Messwerte wurden in 30 Min Intervallen, zusammen mit Luftdruck und Temperatur, automatisch gespeichert. Bild 4 - 6 (links) stellt die Anordnung eines LDO-Sensors im Ablauf einer Säule dar.

Für die Messstelle im Retentionsraum wurde kein besonderer Einbau vorgesehen. Der Sensor, geschützt mit einer Abschirmung, wurde auf der Oberfläche der Kiesdeckschicht platziert. Ab Überstauanfang wurden die Messwerte jede 15 min aufgenommen.

Vor Beginn jeder Messung, die in der Regel länger als 6 Stunden dauerte, wurden die Sensoren gemäß Herstellerempfehlung hydratisiert und mit wasserdampfgesättigter Luft kalibriert.



Bild 4 - 6: Anordnung von Messsonden im Ablauf: LDO-Sonde (links); pH- und Redoxsonden (rechts)



Bild 4 - 7: Anordnung der Optoden im Filterkörper

Für die Sauerstoffmessung im Filterkörper wurden Messsonden gesucht, die zusätzlich Strömung und Stofftransport nicht signifikant beeinflussen. Dies setzt insbesondere bei Laborversuchen sehr kleine Abmessungen voraus. Derartige Minisensoren, sog. Optoden, sind erst seit kurzem erhältlich. Der Messung liegt, wie bei LDO-Sonden, ein optisches Verfahren zugrunde. Die verwendeten Minisensoren bestehen aus einem isolierten Lichtleiter mit abgeschliffenem Ende, der mit einem Luminophor beschichtet ist. Das Ende des Lichtleiters ist zum Schutz des Sensorspots mit einem Stahlzylinder verstärkt. Der Außen-

durchmesser des Sensors an der dicksten Stelle beträgt 4 mm (siehe auch Wozniak et al., 2006). Die Minisensoren wurden je nach Versuch in verschiedenen Tiefen des Filterkörpers eingebaut: 5, 10, 20, 25 und 35 cm. Während der Messphase wurde ihre Anordnung geändert, um möglichst genaue Sauerstoffprofile in dem Filterkörper während einer Beschickung zu erhalten. Für den Abbau der Optoden wurde die obere Kiesschicht und der obere Teil der Säulen entfernt. Die Sensoren wurden in vorgebohrten Löchern in verschiedenen Tiefen des feuchten Sandkörpers platziert (siehe Bild 4 - 7). Zusammen mit den Sensoren wurde an einer der Säulen ein Temperatursensor eingebaut.

An das 1-Kanal Messgerät Fibox 3 konnte jeweils nur eine Optode angeschlossen werden, so dass die einzelnen Sensoren nacheinander ausgelesen werden mussten. Um die Daten von Messfehlern und anderen Störungen zu bereinigen, wurde aus einer 1 Min langen Messung mit 5 Sec Intervallen ein Mittelwert gebildet. Das Auslesen eines gewählten Sensors in festen Zeitintervallen über längere Zeit war ebenso möglich. Die Temperaturkompensation während der Messung erfolgte nur bei einer der beiden Säulen. Bei der zweiten Säule wurde der Einfluss der Temperatur rechnerisch berücksichtigt.

Vor dem Einbau der Sensoren wurde ihre manuelle Kalibration durchgeführt (siehe Huber, Krause, 2004). Eine klassische 2-Punkte-Kalibration für jede Optode war in diesem Fall wegen vielen Sensoren, die mit einem Gerät ausgelesen werden sollten, nicht möglich. Bei jedem Umbau der Optoden in eine andere Tiefe oder in eine andere Säule wurden die Sensoren überprüft und Vergleichsmessungen mit frisch kalibrierten LDO-Sonden gemacht. Wenn der Unterschied zwischen den Messungen 0,3 mg  $O_2$ /I überschritt, wurde der Sensorspot bei der Optode ausgetauscht.

Für die Auswertung der Ergebnisse wurden die Messwerte auf Plausibilität geprüft und in 1 min Schritten linear interpoliert.

Bei manchen Untersuchungen wurden zusätzlich Sauerstoffsonden verwendet, die nach dem elektrochemischen (polarographischen) Messprinzip arbeiten. Da bei diesem Messprinzip während der Messung der im Wasser gelöste Sauerstoff verbraucht wird, benötigt eine elektrochemische Sauerstoffsonde eine Anströmung von 15 cm/s (Oxi –Fibel WTW, 1987). Weil der Säulenablauf stark gedrosselt ist, wurde die Durchflussgeschwindigkeit sehr reduziert. Die elektrochemischen Sonden wurden deswegen nur für händische Messung im Überstandswasser (direkt über Kiesoberfläche) benutzt, wo die Bedingung der minimalen Anströmung durch Bewegung der Sonde im Wasservolumen erfüllt wurde.

Eine polarographische Messzelle ist nach dem Anschalten erst nach Ablauf der Polarisationszeit betriebsbereit. Deswegen waren die Sonden jeweils mindestens 0,5 h vor der ersten Messung zusammengebaut, eingeschaltet und kalibriert.

# 4.5.4.2 Redoxspannung und pH-Wert

Die Redoxmesskette wurde gemeinsam mit einer pH-Sonde mit integriertem Temperaturfühler in den Ablauf der Säulen eingebaut. Da in mikrobiologischen Prozessen die Redoxpufferung meistens schwach ist, dürfen die Redoxmessungen nur in situ und kontinuierlich erfolgen, weil das Redoxpotential in gezogenen Proben zu schnell durch Luftsauerstoff verändert würde (Galster, 1979). Weiterhin benötigt eine Redoxpotentialsonde für eine korrekte Messung eine bestimmte Anströmung (DIN 38404, 1984). Deswegen wurden die Redoxmessketten in einem Durchflusskästchen aus Plexiglas montiert, um die Fließgeschwindigkeit zu erhöhen und gleichzeitig die Messstörungen durch Luftsauerstoffzufuhr auszuschließen (siehe Bild 4 - 6, rechts). Der Säulenauslauf und das Messkästchen wurden mit einem PVC-Schlauch verbunden.

Nach jeder Messung wurde die Redoxmesskette überprüft und gereinigt. Bei der kontinuierlichen Messung der Redoxspannung im Abwasser hat sich das einfache Abspülen der Elektrode mit destilliertem Wasser und evtl. Reinigung mit einer weichen Bürste besser bewährt als andere Methoden der Vorbehandlung (Olderdissen, 2004; Mettler Toledo, 1997). Da die Redoxelektroden vom Prinzip nicht kalibriert werden können, wurde ihre Funktionsprüfung mit Redox-Pufferlösungen regelmäßig durchgeführt

In schwach gepufferten Lösungen, zu den auch das bei den Versuchen verwendeten Beschickungswasser gehört, erhält man einen konstanten Messwert oft erst nach längerer Zeit. Nur solche Werte wurden in die Auswertung einbezogen. Ein Wert wurde als konstant betrachtet, wenn er sich bei der Ablesung während eines Zeitraums von fünf Minuten um nicht mehr als 1 mV verändert hat. Diese Unstabilitäten traten nur am Anfang des Versuches und endeten in der Regel etwa 30 Minuten nach Anschalten des Messgerätes. Nach dieser Zeit wurde über einen Zeitraum von fünf Minuten jede Minute ein Messwert abgelesen und gleichzeitig die Temperatur und der pH-Wert im Ablauf in ca. 2 h Intervallen bestimmt.

Die gemessene Spannung  $E_G$  wird auf die Standardwasserstoffelektrode umgerechnet. Die so erhaltene Spannung  $E_H$  wird als Redoxspannung bezeichnet

$$E_H = E_G + E_B$$

(Gl. 4-2)

- E<sub>H</sub> Redoxspannung [mV]
- E<sub>G</sub> gemessene Spannung [mV]
- E<sub>B</sub> Standardspannung der eingesetzten Bezugselektrode [mV]

Die Standardspannungen  $E_B$  der Bezugselektrode in Abhängigkeit von der Temperatur wurden den Herstellerangaben entnommen und für die gemessenen Temperaturen linear interpoliert.

Wie Bild 4 - 6 (rechts) zeigt, wurde in einem Durchflusskästchen auch eine pH-Messkette eingesetzt. Die Messbedingungen und Messintervalle waren wie bei der Redoxmessung. Im Zulauf wurde der pH-Wert direkt nach der Probenahme in den Probenahmeflaschen gemessen. Dabei wurde auch die angezeigte Temperatur protokolliert. Die pH-Sonden wurden auch regelmäßig mit entsprechenden Pufferlösungen kontrolliert und nach Bedarf neu kalibriert.

In Tabelle 4 - 4 werden alle Messgeräte zusammengestellt, die zur Messung von physikalischen und chemischen Parametern verwendet wurden.

Online-Parameter	Messgerät	Sensor	Messort
Sauerstoff	WTW OXI 96	EOT 196	Überstand
	Hach HQ10		Überstand, Ablauf
	PreSens Fibox 3	POF mit PSt3-Folie	Filterkörper
Redoxpotential	WTW pH 323	WTW SenTix ORP	Ablauf
pH-Wert	WTW pH 323	WTW SenTix 20	Beschickungswasser, Ablauf
Leitfähigkeit	WTW LF 330	WTW TetraCon 325	Beschickungswasser, Ablauf
Temperatur			Beschickungswasser,
			Filterkörper, Ablauf

 Tabelle 4 - 4: Gemessene online-Parameter und verwendete Messgeräte

## 4.6 Bodenuntersuchungen

Die Laboruntersuchungen an den Säulen wurden mit dem Abbau der Säulen abgeschlossen. Direkt nach der letzten Beschickung wurden eine Rheinsandsäule (Säule A) und eine Lavasandsäule (Säule C) schichtenweise abgebaut. Dabei wurden Bodenproben im Filterkörper aus den definierten Tiefen genommen. Im Vordergrund der Bodenbeprobung stand die Erfassung der vertikalen Verteilung der Biomasse.

# 4.6.1 Bestimmung der Biomasse

Als ein "quantitativer Bioindikator" für die Biomassemenge wurde die Desoxyribonukleinsäure (DNA) gewählt (siehe auch Kapitel 2.2.3.2). "Gesamt"-RNA (tRNA und rRNA) wurde als Bioaktivitätsindikator festgelegt. Zwischen dem Quotient dieser beiden Parameter (RNA/DNA) und der Wachstumsrate der Bakterien besteht eine lineare Beziehung. Somit eignet sich das RNA/DNA-Verhältnis als Bioindikator für die Beurteilung der relativen oder spezifischen Bioaktivität, da sie sich auf die mikrobielle Biomasse einer gegebenen Bakterienpopulation bezieht (siehe auch Kapitel 2.2.3.2).

Die Methodik dieser Bestimmung der Biomasse und ihrer Bioaktivität im Bodenkörper wurde von Schwarz (2004) übernommen. Die Nucleinsäurebestimmung nach der "Schwarz-Methode" verläuft in folgenden Schritten:

- Probenahme mit sofortiger Konservierung in flüssigem Stickstoff
- Zugabe des Lysispuffers, der die Zellen destabilisiert und die Nucleasen inaktiviert
- Desintegration mit Ultraschall mit anschließendem Zentrifugieren und Filtrieren der abgezogenen flüssigen Phase
- Applikation in eine HPLC-Anlage, wo die Nucleinsäuren in einer Säule aufgetrennt und mit einem UV-Detektor quantifiziert werden

Die Bestimmung der Nucleinsäuren wurde in Rahmen dieser Arbeit zur Auffindung einer eventuellen Korrelation zwischen dem tiefabhängigen Sauerstoffprofil und der Biomasseverteilung und –aktivität im Filterkörper, durchgeführt.

Die hydraulische Belastung bei den letzten Beschickungen der beiden Säulen betrug ha=1000 mm. Während der Beschickung wurde die Sauerstoffkonzentration im Überstand

und im Ablauf der Säulen gemessen. Der Ablauf wurde als Ganglinie beprobt. Die Bodenproben wurden den Säulen direkt nach der Entleerung entnommen. Damit sollte der Aktivitätszustand der Mikroorganismen kurz nach der Beschickung erfasst werden. Zur Probenahme wurde zunächst die deckende Kiesschicht entfernt. Die ersten Bodenproben wurden aus der Sandoberfläche genommen. Die weiteren Proben wurden aus folgenden Tiefen genommen: 5, 10, 20, 35, 50, 70, 90 und 98 cm. Die Sandproben wurden mit DNase- und RNase-freien 2 ml-Kryoröhrchen entnommen und direkt danach in flüssigem Stickstoff schockgefroren. Danach wurden die Proben bis zur Bestimmung im Labor des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe bei -80°C gelagert.

## 4.6.2 Weitere Parameter

Die Eigenschaften der beiden untersuchten Substrate vor dem Einbauen wurden in Kapitel 4.3 beschrieben. Die Säulen wurden mit den zwei Substraten verdichtungsfrei gefüllt und zur Konsolidierung mit Trinkwasser von unten gefüllt. In jedem den Filterkörper hat sich eine Struktur herausgebildet, die u.a. durch die Porosität beschrieben werden kann.

Die Gesamtporosität für beide Substrate wurde in einer unzerstörten Probe nach DIN EN 1936 bestimmt. Die Proben für die Bestimmung wurden beim Abbau der Säulen am Ende der Versuchsreihe genommen.

Beim Abbau der Säulen wurde auch das drainbare Porenvolumen bestimmt, das in diesem Fall als maximale effektive Porosität des Sandkörpers definiert werden kann. Die Ermittlung wurde folgendermaßen durchgeführt: zuerst wurde die Deckschicht aus Kies entfernt und der obere Teil des Plexiglasrohrs abgebaut. Mit Hilfe eines Schlauchs wurde danach der Säulenauslauf mit einem Wasserkanister verbunden. Der Kanister wurde zuerst gewogen und dann mittels eines Kranes langsam gehoben, so dass das Wasser von unten in die Säule fließen konnte. Sobald der Wasserspiegel die Oberkante der Drainageschicht erreicht hatte, wurde der Durchfluss gestoppt und der Kanister erneut gewogen. Danach wurde der Durchfluss wieder geöffnet und der Kanister weiter gehoben, bis auf der Sandoberkante der freie Wasserspiegel zu sehen war. Wiederholt wurde der Kanister gewogen. Aus der Gewichtsänderung des Kanisters beim Rückstau auf der Höhe von Sandunterkante und –oberkante wurde das drainbare Volumen berechnet. Die zur Berechnung angenommene Wasserdichte betrug 1 kg/dm<sup>3</sup>.

Beim Abbau der oben genannten Säulen wurden auch weitere Bodenproben genommen, aus denen die Trockensubstanz (TS) und der Glühverlust (GV) bestimmt wurden. Die Bestimmung der beiden Parameter erfolgte nach DIN 18128.

Im Rahmen dieser Untersuchung diente die Bestimmung der TS vor allem als Hilfsparameter zur Berechnung von GV. Der GV, der in der Bodenkunde als Maß an organischer Substanz im Boden gilt, wird in RBF-Praxis bei der Beschreibung der Veränderung von organischen Substanzen als eine unsensible Größe angesehen (Lambert, 2001). Deswegen wurde der GV bei der Auswertung von Bodenproben nur als eine erste orientierende Plausibilitätskontrolle für die DNA/RNA-Bestimmung einbezogen. Das Filtersubstrat muss über einen ausreichenden Carbonatvorrat verfügen. Diese Forderung ergibt sich aus der notwendigen Neutralisation biogen vorwiegend durch Nitrifizierung gebildeter Säuren. Langfristige Änderungen des Carbonatsdepots und ihre Auswirkungen auf Filterbetrieb werden in Rahmen dieser Arbeit nicht betrachtet. Deswegen wurde auf genaue Bestimmung des Carbonatsgehalts in untersuchten Filtersubstraten verzichtet. Der Carbonatgehalt wurde grob nach Stärke und Dauer des Aufbrausens nach Behandlung mit 10 %iger HCI geschätzt (Schlichting et al., 1995).

# 4.7 Datenbilanzierung

Um Stoffflussbilanzen zu erstellen, müssen zunächst die Grenzen des Systems und ein Zeitraum definiert werden.

Im Vordergrund der Untersuchungen stehen Prozesse in der Filterpassage. Zur genaueren Erfassung aller Schritte der Abbauprozesse wurden bei ausgewählten Versuchen auch Prozesse im Überstandswasser untersucht. Probenahme im Überstand erfolgte in der Regel bei "größeren" Beschickungen (ha>1000 mm), so dass die Aufenthaltszeit des beprobten Wassers im Retentionsraum größer als 5-6 h war. Neben der Bestimmung der maßgeblichen Abwasserinhaltsstoffe wurden auch die zu- und ablaufenden Volumenströme erfasst. Der Austragpfad "Filterüberlauf", der an den großtechnischen RBF-Anlagen auftritt, wenn die Menge des Zulaufwasser die Kapazität des Retentionsraumes übertrifft, wurde bei den Laborsäulen durch die Anpassung der Beschickungsmenge an das Volumen des Retentionsraumes und durch Aufteilung in Teilbeschickungen eliminiert. Die aus der Bodenpassage entweichenden Gase (z.B.  $N_2$  als Produkt der Denitrifikation) wurden nicht erfasst. Bild 4 - 8 stellt schematisch die Grenzen des bilanzierten Systems mit seinen Volumen- und Stoffströmen dar.



Bild 4 - 8: Schema der Volumen- und Stoffstrombilanz mit Systemgrenzen

Bilanzierungen an Abwasserreinigungsanlagen werden oft wegen der Bewertung des Verhaltens über längere Zeiträume durchgeführt. Dabei muss von einem statischen Gleichgewicht ausgegangen werden. Die Beschreibung des Gleichgewichtszustandes basiert auf mittleren Werten und kann allgemein mit folgender Bilanzgleichung beschrieben werden:

$$\frac{dB_{BF}}{dt} = Q_{zu} \cdot C_{zu} - Q_{ab} \cdot C_{ab} - S$$
(GI. 4-3)

#### B<sub>BF</sub> - Fracht im Bodenfilter

#### S - allgemeine Quellen und Senken

Für ausgewählte Parameter (CSB, NH<sub>4</sub>, siehe Kapitel 6.2) werden mittlere Wirkungsgrade für jedes Beschickungsereignis berechnet und im Bezug auf infiltrierte Fracht ausgewertet.

Z.B. lässt sich der mittlere Wirkungsgrad bezüglich CSB als Differenz der CSB-Frachten in Zu- und Ablauf wie folgt formulieren:

#### $\eta_{CSB} = B_{CSBzu} - B_{CSBab} [g/m^2_{FF}]$

#### (Gl. 4-4)

In Retentionsbodenfiltern variiert jedoch die Intensität der Teilprozesse des Stoffrückhaltes und –umsatzes in Abhängigkeit von der jeweiligen Belastung. Ein wesentliches Ziel dieser Arbeit ist die Beschreibung der Faktoren, die zur Absenkung der Reinigungsleistung während des Betriebs führen. Ein weiterer Schwerpunkt ist die Beschreibung dieses Prozesses selbst. Das heißt, dass die Veränderungen der Stoffströme während des Betriebes erfasst werden müssen.

Die Erfassung von Volumenströmen erfolgte, wie schon im Kapitel 4.5.1 erwähnt, über die Gewichtsbestimmung. Zulaufmenge und –intensität wurde über die Gewichtsänderung des Vorlagebehälters, der auf einer Waage stand, ermittelt. Der Ablauf wurde in einem Eimer gesammelt, der nach dem Versuchende ebenfalls gewogen wurden. Wenn der Ablauf als Ganglinie beprobt wurde, wurde jede einzelne Mischprobe in einem getrennten Behälter gesammelt und das Gewicht der Probe direkt nach Abschluss der Probenahme bestimmt.

Frachtbilanzen wurden für alle im Rahmen der Standardanalytik bestimmten Parameter S\_CSB, S\_NH<sub>4</sub>-N und S\_NO<sub>3</sub>-N unabhängig voneinander ermittelt. Die Konzentrationen wurden im Zulauf für jede Teilbeschickung bestimmt und die Zulauffracht aus mittleren gewogenen Konzentrationen der Teilbeschickungen berechnet. Bei den Versuchen, bei denen aus dem Ablauf eine Gesamtmischprobe (GMP) genommen wurde, wurde für den gesamten Ablauf eine konstante Konzentration angenommen. Bei der Beprobung als Ganglinie wurden die Konzentrationen innerhalb jedes Beprobungsintervalls als konstant angenommen. Abfließende Frachten konnten unmittelbar aus den gemessenen Abflüssen und Konzentrationen nen berechnet werden.

# 5 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Versuchsphasen dargestellt und diskutiert. Im ersten Unterkapitel werden die bodenmechanischen Eigenschaften der eingebauten Substrate und das hydraulische Verhalten der Säulen während der Versuche beschrieben (5.1). Im zweiten Unterkapitel steht die Ermittlung der stofflichen Belastungsgrenzen hinsichtlich S\_CSB und NH<sub>4</sub>-N zweier Substrate unter verschiedenen Betriebsbedingungen im Vordergrund (5.2). Die darauf folgenden Abschnitte befassen sich mit der Beschreibung der Milieubedingungen, ihren Änderungen während des Versuches und ihren Einfluss auf die Reinigungsprozesse im Filterkörper (5.3 und 5.4). In Kapitel 5.5 werden die bisherigen Erkenntnisse in Bezug auf die experimentell bestimmte Biomasseverteilung diskutiert. Jedes Unterkapitel endet mit einer Zusammenfassung der wesentlichen Erkenntnisse.

In Tabelle 5 -1 sind die Zielsetzung und Vorgehensweise der einzelnen Untersuchungsphasen zusammengestellt

Legende zu Tabelle 5 - 1:

- h<sub>a</sub> Beschickungshöhe [mm]
- $q_d$  Drosselabflussspende [l/s·m<sup>2</sup>]
- R Rheinsand
- L Lavasand
- S Säule
- (0,01) Höhe der Drosselabflussspende  $q_d$  in [l/s·m<sup>2</sup>]
- 500 Höhe der Beschickung in [mm]
- z.B. RS<sub>A</sub>(0,01)500 Versuch an der Rheinsandsäule A,  $q_d = 0,01$  l/s·m<sup>2</sup>,  $h_a = 500$  mm  $LS_D(0,05)1000$  Versuch an der Lavasandsäule D,  $q_d = 0,05$  l/s·m<sup>2</sup>,  $h_a = 1000$  mm

! Diese Symbole werden bei den Bildbeschriftungen verwendet, um die Randbedingungen der Beschickung bei analysierten Diagrammen in kurzgefasster Form darzustellen

# Tabelle 5 - 1: Übergeordnete Zielsetzung und Feinziele der Untersuchungen

Ziel der Untersuchungseinheit Feinziele	Vorgehensweise	beschrieben in Kapitel:
Ermittlung des hydraulischen Verhaltens der untersuchten Säulen		5.1
Bodenphysikalische Eigenschaften und hydrauli-	Untersuchung der Gesamt- und effektiven Porosität beider Substrate in den Säulen, Ermittlung des betrieb- lichen Sättigungsgrades	5.1.1
Sches Verhalten	zeitbezogene Beschreibung von Versuchsphasen, Beschreibung der gesättigten und ungesättigten Phasen	5.1.2
Stofftransport im Filterkörper	Tracerversuch mit Bromid an: $RS_A(0,03)750$ , $RS_B(0,05)750$ und $LS_C(0,01)750$ , $LC_D(0,05)750$	5.1.3
Ermittlung der stofflichen Belastungsgrenzen zweier Substrate	2 untersuchte Substrate R und L, Ereignisse mit verschiedener $h_a$ und $q_d$ , betrachtete stoffliche Parametern: S_CSB, NH <sub>4</sub> -N	5.2
Erkenntnisse zur Einfahrphase mit 2 verschie- denen Substraten	Zwei RS und drei LS unter gleichen Betriebsbedingungen eingefahren ( $h_a$ = 500 mm, $q_d$ = 0,03 l/s·m <sup>2</sup> , Beschickung 2 Mal pro Woche),	5.2.1
Einfluss der hydraulischen Belastung auf die Reinigungsleistung – Vergleich der Substrate	Versuche an einer $RS_A(0,01)$ und einer $LS_C(0,01)$ mit variierten Beschickungshöhen ha = 500 mm bis 1500 mm, betrachtete Parameter S_CSB und NH <sub>4</sub> -N	5.2.2
Einfluss der Abflussdrosselung auf die Reini- gungsleistung – Vergleich der Substrate	Vergleich der CSB- und NH <sub>4</sub> -Reinigungsleistung von RS <sub>B</sub> (0,05) und RSB'(0,03) mit LS <sub>D</sub> (0,05), LS <sub>E</sub> (0,1) bei verschiedenen ha ( 500 mm bis 1500 mm), Vergleich mit Ergebnissen in Kapitel 6.1.2	5.2.3
Untersuchung der Milieubedingungen auf der Suche nach einem limitierenden Faktor bezüg- lich der Belastungsgrenzen	Messungen von Basisparametern (O <sub>2</sub> , Redox, pH) im Zu- und Ablauf, im Filterkörper (O <sub>2</sub> ) bei Versuchen mit verschiedenen hydraulischen und stofflichen Belastungszuständen	5.3
Beschreibung der Änderungen der Milieubedin- gungen im Normalbetrieb	Exemplarische Darstellung der Messergebnisse der Basisparameter in Zulauf, Ablauf und in situ von RSA(0,01)1000	5.3.1
Milieubedingungen bei extremen Ereignissen, Vergleich zweier Substrate	vergleichende O <sub>2</sub> , Redox- und pH-Messungen bei $RS_A(0,01)2500$ und $LS_C(0,01)2500$	5.3.2.1
Bodenlufterneuerung	$O_2$ -Messungen in situ nach dem Trockenfallen der $RS_A(0,01)2500$ und $LS_C(0,01)2500$	5.3.2.2
Einfluss der Drosselabflussspende auf den Sau- erstoffverbrauch	vergleichende O <sub>2</sub> -Messungen in situ: $RS_A(0,01)1000$ und $RS_B^{(0,03)1000}$ ; $RS_A(0,01)500$ und $RS_B(0,05)500$ ; $LS_c(0,01)1500$ und $LS_E(0,1)1500$ ;	5.3.3
Bodenlufterneuerung in Abhängigkeit von qd	vergleichende O <sub>2</sub> -Messungen in situ nach Trockenfallen der $LS_c(0,01)1500$ und $LS_E(0,1)1500$	5.3.3.1

Ziel der Untersuchungseinheit Feinziele	Vorgehensweise	beschrieben in Kapitel:
Gemeinsame Betrachtung der Reinigungsleistung und der Milieuänderungen während einer Beschi- ckung	Wechselwirkungen zwischen Parametern, die in Kapitel 6.2 und 6.3 beschrieben wurden am Beispiel einer Beschickung	5.4
Wechselwirkungen zwischen Milieubedingungen und Reinigungsleistung	Detaillierte Betrachtung der Beschickung: $RS_A(0,01)2500$ und $LS_C(0,01)2500$ mit Einbeziehen des O <sub>2</sub> - Verbrauchs und Redoxpotentialänderung (in 6.3.2 beschrieben), der stofflichen Ganglinien im Ablauf, Beprobung des Überstandswasser	5.4.1
Untersuchungen zur Nitrifikation während der	Beschickung der RS(0,01) und LS(0,01) mit N-freiem entionisiertem Wasser zur Untersuchung des Ausspü- lens von Nitrat	5.4.2.1
Beschickung	Analyse der Nitratganglinien von RS <sub>A</sub> (0,01), RS <sub>B</sub> (0,05), RS <sub>B</sub> '(0,03), LS <sub>C</sub> (0,01), LS <sub>D</sub> (0,05) und LS <sub>E</sub> (0,1) unter verschiedenen Belastungszuständen	5.4.2.2
Untersuchung der vertikalen Verteilung der Bio- masse	Bestimmung der DNA und RNA in Bodenproben von $RS_A(0,01)$ und $LS_C(0,01)$ nach einer 1000 mm - Beschickung	5.5

## 5.1 Bodenphysikalische Eigenschaften und hydraulisches Verhalten

In diesem Kapitel werden die hydraulischen Verhältnisse in den untersuchten Säulen dargestellt, deren Kenntnis von großer Bedeutung für die Reinigungsprozesse im Filterkörper ist. Einige der bedeutenden Größen wie das verfügbare Porenvolumen oder die Feldkapazität, werden durch die Auswahl des Substrates bestimmt und bleiben während der ganzen Versuchsreihe relativ konstant. Die Geschwindigkeit des Übergangs des Filterkörpers vom ungesättigten in den gesättigten Zustand sowie die Filtergeschwindigkeit änderten sich zusammen mit anderen Randbedingungen, wie z.B. der Beschickungshöhe.

# 5.1.1 Porosität und Sättigungsgrad

Die Gesamtporosität p wurde beim Abbau der Säulen aus einer unzerstörten Probe bestimmt. Die effektive Porosität wurde mittels der Wassermenge, die den Filterkörper füllen kann, erfasst. Die Methodik der beiden Bestimmungen wurde in Kapitel 5.6.2 beschrieben. Die Ergebnisse der Versuche als Mittelwert (n = 3) sind in Tabelle 5 - 2 zusammengestellt.

Um den maximalen Wassergehalt *w* während der Beschickung zu bestimmen, muss der Restwassergehalt dazu addiert werden. Der Restwassergehalt wurde in den Sandproben bestimmt, die beim Säulenabbau genommen wurden ( $RS_A$  und  $LS_C$ , am 27.10.05 und 25.10.05). Das vertikale Profil des Wassergehaltes in den Filterkörpern beider Säulen zeigt Bild 5 -1.



Bild 5 - 1: Vertikales Wassergehaltprofil direkt nach Entleerung der Säulen

Die Probenahme und die Bestimmung des Wassergehaltes erfolgten direkt nach der Entleerung der Säulen. Die Werte stellen die momentane Aufnahme des Wassergehaltes dar. Nach jeder Filterentleerung konnte ein Nachlauf beobachtet werden, der sich über mehrere Stunden erstreckt hat. Die Volumina dieser Nachläufe hielten sich in Grenzen von 0,5 bis 1,5 I. Es ist also anzunehmen, dass bei dieser Bodenprobenahme die maximalen Werte des Restwassers erfasst wurden. Bis zur Tiefe von 70 cm wurden relativ konstante Wassergehalte in beiden Säulen gemessen, wobei der Wassergehalt in der Lavasandsäule ungefähr doppelt so hoch war wie bei der Rheinsandsäule. In untersten Schichten in beiden Säulen säulen ist ein Anstieg des Wassergehaltes zu beobachten. Bei dem Lavasand verdoppelt sich die Wassermenge in den untersten 10 cm im Vergleich zu obigen Schichten; bei Rheinsand wird er sogar verdreifacht. Dieses Phänomen ist auf die Kapillarwirkung der über der Drainage liegenden Sandschichten zurückzuführen. Der mittlere Wassergehalt (berechnet als gewogener Mittelwert über die Filterschichten) betrug bei der Rheinsandsäule RS<sub>A</sub> ca. 10,2 % und bei der Lavasandsäule LS<sub>C</sub> ca. 13,2 %.

Tabelle 5 - 2 stellt die Berechnung des maximalen Wassergehalts und des betrieblichen Sättigungsgrades für beide Substrate dar.

	RS <sub>A</sub>	LS <sub>C</sub>
Gesamtporosität p Vol[%]	42	55
Effektive Porosität p <sub>0</sub> Vol[%]	22	26
p₀/p [-]	0,52	0,47
Vol. des Sandkörpers Vs [L]	31.2	30.3
Vol. des Porenraumes Vp [L]	13,1	16,7
Vol. des durchströmbaren Porenraumes Vp0 [L]	6,9	7,9
max. Vol. des Restwassers VRw [L]	3,2	4,0
Max. Wassergehalt $w_{max} = \frac{V_{p0} + V_{Rw}}{V_S}$ [%]	32,2	39,2
Betrieblicher Sättigungsgrad $S_B = \frac{w_{max}}{V_p}$ [%]	76,7	71,3

Tabelle 5 - 2: Porosität und betrieblicher Sättigungsgrad

Aufgrund der porösen Kornstruktur ist die Gesamtporosität des Lavasandes um 13 % höher als vom Rheinsand. Die effektive Porosität von Lavasand ist um 4 % höher als bei Rheinsand. Vermutlich ist auch hier die Kornstruktur des Lavasandes für den prozentuell geringeren Anteil von durchflusswirksamen Poren (effektive Porosität) als bei Rheinsand verantwortlich. In Porenwinkel von Lavasand sammelt sich offensichtlich mehr Haftwasser als bei Rheinsand, so dass maximal 47 % der Porenräume der Lavasandsäule bei der Beschickung durchflossen werden kann. Bei der Rheinsandsäule stehen bis zu 52 % aller Poren für das infiltrierende Wasser zur Verfügung. Der betriebliche Sättigungsgrad beschreibt somit, welcher Porenanteil während der Beschickung nach der Filtersättigung tatsächlich mit Wasser gefüllt ist. Dieser Anteil ist bei Rheinsand um ca. 5 % höher als bei Lavasand.

# 5.1.2 Hydraulisches Verhalten

Die Beschickungsstrategie wurde in Kapitel 5.4 beschrieben und gilt für alle Versuche, die an den untersuchten Säulen durchgeführt wurden. Je nach Beschickungshöhe und Drosselabflussspende variiert die gesamte Versuchsdauer von ein paar Stunden bis zu mehreren Tagen. Der zeitliche Ablauf eines Versuches wurde schematisch in Bild 5 - 2 dargestellt.



Bild 5 - 2: Schematische Darstellung der Beschickungsphasen unter Mitbeziehung des zeitlichen Ablaufs

Der Versuch startet im Moment des Beschickungsanfangs (BA). In dieser Phase beträgt die Beschickungsintensität 0,3 l/min. Im Filterkörper mischt sich das frische Beschickungswasser mit dem Restwasser und erst nach einer gewissen Ablaufmenge befindet sich im Ablauf nur das Beschickungswasser vom aktuellen Versuch. Direkt nach dem Ablaufanfang (AA) wird die Ablaufdrosselung auf den gewünschten Wert eingestellt und weil die Beschickungsintensität höher als die Drosselabflussspende ist, staut sich das infiltrierende Mischwasser im Filterkörper zurück, was im Standrohr zu beobachten ist. Wenn der steigende Wasserspiegel die Filteroberkante überschreitet, fängt der Überstau an (ÜA). Es wird angenommen, dass ab diesem Zeitpunkt der Filterkörper gesättigt ist. Dabei werden nicht alle Poren mit Zulaufwasser gefüllt (siehe Kapitel 5.1.1). Deswegen wird der Zustand als "betriebliche Sättigung" bezeichnet. Nach der ÜA wird die Intensität der Beschickung erhöht, weil zu diesem Zeitpunkt diese Größe das Füllen des Filterkörpers nicht mehr beeinflusst. Während der Filter überstaut ist, kann man anhand des Wasserspiegelunterschieds im Retentionsraum und im Standrohr die Filtergeschwindigkeit berechnen. Wenn das ganze Zulaufwasser vom Retentionsraum in den Filterkörper infiltriert ist, ist der Überstau zu Ende (ÜE), der Wasserspiegel sinkt unter die Filteroberkante und die ungesättigte Zone verbreitet sich im Filterkörper nach unten, bis die Säule leer läuft und der Ablauf zu Ende ist (AE).

Die Dauer des ungesättigten Betriebes am Anfang jedes Versuches (Zeit von BA bis ÜE) ist somit von der Beschickungsmenge unabhängig. Der Moment des AA hängt dann hauptsächlich von der Art des Substrates ab. Der zeitliche Abstand sowohl zwischen AA und ÜA, als auch zwischen ÜE und AE, ist, außer von den bodenmechanischen Substrateigenschaften, auch von der eingestellten Drosselabflussspende abhängig.

Tabelle 5 - 3 sind die prozentuellen Anteile zusammengestellt, die die Dauer der gesättigten Phase in der gesamten Versuchsdauer ausmachen, in Abhängigkeit von Substratart, Drosselabflussspende und Beschickungshöhe.

Substrat:	Rheinsa	ndsäule	Lavasandsäule		
q <sub>d</sub> [l/s⋅m²]:	0,01 0,05		0,01	0,05	
h <sub>a</sub> [mm]:	Dauer der gesättigten Phase in % der gesamten Versuchsdauer				
500	46,4	37,1	42,6	32,8	
1000	73,2 68,5		71,3	66,4	
1500	82,1	79,0	80,9	77,6	
2500	89,3	87,4	88,5	86,6	

Tabelle 5 - 3: Dauer der gesättigten Phase während der Beschickungen mit unterschiedlicher Beschickungshöhe

# 5.1.3 Tracerversuch

Anhand der Tracerversuche sollte ermittelt werden, welche Menge des neu auf die Säulen gegebenen Mischwassers zu welchem Zeitpunkt den Ablauf der Säulen erreicht. Wenn der mit dem Mischwasser transportierte Tracer im Ablauf in gleicher Konzentration wie im Zulauf der Säulen auftritt, befindet sich ausschließlich neues Mischwasser im Ablauf. Solange seine Konzentration im Ablauf die konstant gehaltene Zulaufkonzentration unterschreitet, hat sich das neue Mischwasser mit dem noch in der Säule befindlichen Restwasser der letzten Beschickung vermischt. Ziel dieses Versuchs war somit vor allem die Interpretation der Ganglinien der CSB- und Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Säulen.

Nach Abschluss der Einfahrphase wurde ein 2-tägiger Tracerversuch mit einer Beschickungshöhe von 750 mm (erster Tag) und 500 mm (zweiter Tag) angesetzt. Der Tracerversuch wurde an jeweils zwei Säulen mit gleichem Substrat durchgeführt, die mit unterschiedlicher Drosselabflussspende betrieben wurden. Die Beschickung der Säulen war mit der Vorgehensweise im Normalbetrieb identisch. Dem Beschickungswasser wurde zusätzlich eine Tracersubstanz (Kaliumbromid) zugegeben. Die Tracerkonzentration im Zulauf betrug konstant 10 mg Br/l. Im Anschluss an den ersten Versuchstag wurden die Sandsäulen am folgenden Tag regulär mit 500 mm beschickt, um durch die wiederholte Tracerdetektion im Ablauf das Ausspülen des Restwassers am Anfang einer Beschickung zu verfolgen.

Bild 5 - 3 und Bild 5 - 4 stellen die Tracerkonzentrationsganglinien im Ablauf einer Rheinsandsäule und einer Lavasandsäule dar. Das obere Diagramm zeigt die Ablaufkonzentration des Tracers am Tag des Tracerversuches (1. Tag) und das untere Diagramm die Br<sup>-</sup> - Konzentration am folgenden Tag (2. Tag), an dem zum Beschickungswasser kein Tracer mehr zugegeben wurde. Die Ablaufkonzentration ist als prozentualer Anteil der Zulaufkonzentration ausgedrückt.



Bild 5 - 3: Konzentration des Tracers im Ablauf der  $RS_B(0,05)750$  und  $LS_D(0,05)750$  als [%] der Tracerzulaufkonzentration am 1. Versuchstag



Bild 5 - 4: Konzentration des Tracers im Ablauf der  $RS_B(0,05)750$  und  $LS_D(0,05)750$  als [%] der Tracerzulaufkonzentration am 2. Versuchstag

Bei der Rheinsandsäule  $S_B$  ist der Austausch des Restwassers mit den ersten 200 mm Ablauf weitgehend abgeschlossen. Bei der Lavasandsäule  $S_D$  ist der Prozess erst nach ca. 300 mm Durchsatz abgeschlossen. Fast identische Ergebnisse wurden nach der Variierung der Drosselabflussspende erreicht. Die Diagramme mit Ganglinien der Tracerkonzentration im Ablauf für eine weitere Rheinsand- und Lavasandsäule (RS<sub>A</sub>(0,03) und LS<sub>C</sub>(0,01)) enthält Anhang 3 (Bild A3-2).

## 5.1.4 Zusammenfassung der bodenmechanischen und hydraulischen Eigenschaften

Die Gesamtporosität des Rheinsandes platziert sich in der Mitte des von Scheffer und Schachtschabel (2002) angegebenen Schwankungsbereichs des Porenvolumens für Sande: 36 bis 56 Vol.-%. Der Anteil des Porenvolumens im Lavasand liegt an der oberen Grenze des angegebenen Bereichs und ist durch die unregelmäßige Kornform und sehr poröse Kornoberfläche verursacht (siehe auch Kapitel 4.3). Die effektive Porosität von 22 Vol.-% für Rheinsand und 26 Vol.-% für Lavasand bedeutet, dass der kommunizierende bzw. durchströmbare Porenraum jeweils ungefähr die Hälfte aller Poren im jeweiligen Substrat ausmacht. Nach Busch und Luckner (1974) kann der Anteil von effektiven Poren im Gesamtporenvolumen für Mittel- und Grobsande zwischen 25 und 90 % betragen.

Mit der wachsenden Dauer der Trockenpause kann der ermittelte Restwassergehalt besonders in den obersten Filterschichten absinken. Dittmer (2006) hat bei Untersuchungen einer Großanlage, die mit einem zum Rheinsand beinahe identischen Substrat arbeitet, festgestellt, dass der Restwassergehalt von ca. 8 %, der im Sandkörper direkt nach einem Ereignis gemessen wurde, auf diesem Niveau über 3 Wochen lang bleibt. Dies wird auf die schützende Rolle des Sedimentes und der Vegetation zurückgeführt. Bei gleichen Untersuchungen wurde der betriebliche Sättigungsgrad von 99,5 % abgeschätzt. Das heißt, dass beinahe alle Poren im Filterkörper, nachdem der Filterkörper eingestaut wurde, mit Wasser gefüllt werden und der Filter selbst vollständig gesättigt wird. Der Unterschied zu den Werten, die im Rahmen dieser Arbeit unter Laborbedingungen ermittelt wurden, ist vor allem auf die geringere Genauigkeit der Messungen zurückzuführen, die bei den Feldmessungen zwangsweise mit einigen Unsicherheiten belastet sind. Auf die Konsequenzen des betrieblichen Sättigungsgrades, der in dieser Arbeit deutlich geringer als 100 % ist, wird näher im Kapitel 5.3 eingegangen.

Die Reihenfolge der in Bild 5 - 2 illustrierten Versuchsphasen kann sich ändern, wenn die Beschickungsintensität geändert wird. Laut Erfahrungen an der Großanlagen treten bei manchen Beschickungsereignissen Zuflussspitzen zu Beginn der Entlastung auf, so dass es noch vor Sättigung des Filters zu einem Überstau kommt (Dittmer 2006). In einem solchen Fall tritt ein Überstau noch vor Ablaufanfang auf und schließt den Kontakt der Filteroberfläche zur atmosphärischen Luft ab. In einem solchen Fall schiebt das infiltrierende Beschickungswasser die im Filterkörper vorhandene Bodenluft und das Restwasser nach unten zur Drainageschicht, so dass zuerst das Restwasser (sog. Vorlauf) und erst nach einer Pause das Beschickungswasser vom aktuellen Ereignis abläuft. Auf das Nachbilden dieser Situation wurde bei den Versuchsreihen, die im Rahmen dieser Arbeit präsentiert werden, bewusst verzichtet, um die Anzahl der variierenden Einflussfaktoren zu reduzieren.

Durch den gedrosselten Ablauf befindet sich der Filterkörper während der Betriebsphase hauptsächlich im gesättigten Zustand. Der prozentuale Anteil der ungesättigten Phase in Bezug auf die gesamte Versuchsdauer ist vor allem von der Beschickungshöhe und Drosselabflussspende abhängig. Die Porosität des Filtersubstrates hat im Vergleich dazu einen geringeren Einfluss.

Der beim Tracerversuch festgestellte verzögerte Ablauf des Restwassers bei Lavasand im Vergleich zu Rheinsand ist auf die unterschiedliche Kornstruktur der beiden Substrate zurückzuführen. Die Körner des Lavasandes haben eine stark poröse Struktur, weshalb die Feldkapazität des Sandes höher ist. Daraus resultiert ein größeres Volumen an Restwasser, das zwischen den einzelnen Beschickungen in den Lavasandsäulen verbleibt.

Beim Vergleich der Tracerversuchsergebnisse mit gleichem Substrat lässt sich feststellen, dass der Austausch des Restwassers unabhängig von der Ablaufdrosselung ist. Damit scheint die Filtergeschwindigkeit keinen Einfluss auf den Verlauf des Volumenaustauschs zu haben. Vielmehr ist allein das Porenvolumen des Filtersubstrats maßgebend.

# 5.2 Reinigungsleistung bezüglich CSB und Ammonium

Der Stoffrückhalt der untersuchten Säulen wird in diesem Kapitel anhand der Reinigungsleistung bezüglich CSB und Ammonium dargestellt. Zunächst werden die Ergebnisse der Einfahrphase beschrieben (5.2.1). Danach werden die Änderungen der Reinigungsleistung bei einer Rheinsandsäule und einer Lavasandsäule bei konstanter Drosselabflussspende und variierenden Beschickungshöhen abgebildet (5.2.2). Im darauf folgenden Abschnitt werden Untersuchungen über den Einfluss der Drosseleinstellung auf die Reinigungsleistung zweier Substrate beschrieben (5.2.3). Zur Beurteilung des Stoffrückhaltes in den Säulen werden Konzentrationen des Zulauf- und Ablaufswassers miteinander verglichen. Die Änderungen der Reinigungsleistung während eines Versuches werden anhand der Ganglinien analysiert. Anschließend werden die Ergebnisse der Frachtbilanzierung für alle Beschickungen zusammengestellt und diskutiert.

# 5.2.1 Einfahrphase

Die Versuchsreihen wurden an allen Säulen mit einer Einfahrphase initiiert, damit sich die mikrobiologische Biozönose in den Filterkörpern einstellen konnte, die für die Reinigungsprozesse verantwortlich ist.

Für die Rheinsandsäulen, die nach einer 8 Monate langen Beschickungspause wieder in Betrieb genommen wurden, wurde eine Einarbeitungszeit von 4 Wochen eingeplant. Die Lavasandsäulen wurden im Gegensatz zu den Rheinsandsäulen neu aufgebaut und mit frischem Substrat aufgefüllt. Deswegen war hier von einer längeren Einfahrphase auszugehen. Für die einfahrenden Versuche wurden 8 Wochen vorgesehen.

Alle Säulen wurden in dieser Phase unter gleichen Randbedingungen betrieben, damit der Ausgangzustand der Säulen für weitere Untersuchungen verglichen werden konnte. Die Beschickungen fanden zweimal pro Woche statt. Der Ablauf aller Säulen wurde auf 0,03 l/(s\*m<sup>2</sup>) gedrosselt. Die Beschickungshöhe in der Einfahrphase betrug 500 mm pro Ereignis. Das Beschickungswasser war immer "auf CSB" verdünnt (Zielkonzentration im Zulaufwasser 50-60 mg S\_CSB/I), um den einzusiedelnden Bakterien eine ausreichende Versorgung mit organischen Kohlenstoffverbindungen zu sichern. Das Erreichen von relativ konstanten CSB-Werten im Beschickungswasser hatte zur Folge, dass aufgrund des im zu verdünnenden Schmutzwasser schwankenden CSB/Ammonium - Verhältnisses die Ammoniumkonzentra-

tionen variierten (siehe Kapitel 4.4). Die Zusammenstellung der Beschickungsbedingungen für die einzelnen Säulen ist Anhang 2 zu entnehmen.

Der zeitliche Verlauf der Einfahrphase hinsichtlich der CSB- und Ammoniumreinigungsleistung an einer Rheinsandsäule und einer Lavasandsäule wurde in Bild 5 - 5 Bild 5 - 8 dargestellt. In den Diagrammen wurde die Entfernung der betrachteten Parameter mit Frachtrückhalt in [g] der gehaltenen Fracht pro [m<sup>2</sup>] der Filterfläche und mit der prozentuellen Reinigungsleistung in jeder einzelnen Beschickung dieser Phase beschrieben. Die Reinigungsleistung der RS<sub>A</sub> und LS<sub>C</sub> pro einzelne Beschickung<sup>3</sup> bezüglich CSB zeigen Bild 5 -5 und Bild 5 - 6.



Bild 5 - 5: Zusammenstellung der entfernten Frachten und Wirkungsgrade hinsichtlich S\_CSB während der Einfahrphase bei  $RS_A(0,03)$ 



Bild 5 - 6: Zusammenstellung der entfernten Frachten und Wirkungsgrade hinsichtlich  $S\_CSB$  während der Einfahrphase bei  $LS_c(0,03)$ 

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Frachtrückhalt und Wirkungsgrad bei jedem Diagramm dieses Types bezeiht sich auf eine einzelne Bescickung, solange es ausdrücklich nicht anders beschrieben wird

Die CSB-Reinigungsleistung bei Rheinsand steigt ab 26 % bei der ersten Beschickung über 2 Wochen, um nach dieser Zeit eine relativ stabile Leistung von ca. 60 % zu erreichen. Der Einbruch der Reinigungsleistung bezüglich CSB am 20. Tag der Einfahrphase wurde durch eine Zugabe von Kaliumhydrogenphthalat (KHP) zur Anpassung der Mischwasserzusammensetzung verursacht, nicht durch einen Filterdurchbruch. Die Zugabe von KHP wurde nach der Feststellung seiner verfälschenden Wirkung nicht fortgesetzt.

Bei Lavasand hat die Reinigungsleistung in Bezug auf CSB einen relativ stabilen Wert schon ab der dritten Beschickung, also nach ca. einer Woche, erreicht. Beim Rheinsand hat sich eine vergleichbare Reinigungsleistung erst ab der fünften Beschickung eingestellt.

Der niedrige Frachtrückhalt und Wirkungsgrad am 12. Tag der Einfahrphase ist durch den gering belasteten Zulauf verursacht. Die CSB-Zulaufkonzentration bei dieser Beschickung betrug ca. 25 mg/l. Die mittlere CSB-Konzentration im Ablauf ergab 17 mg/l, was mit Ablaufwerten, die an den Versuchstagen mit  $\eta_{CSB} > 60$  % erreicht wurden (siehe Anhang 2), durchaus vergleichbar war. Deswegen handelt es sich hier nicht um einen Einbruch der Reinigungsleistung.

In Bild 5 - 7 und Bild 5 - 8 werden Frachtrückhalt und Wirkungsgrade bezüglich Ammonium gezeigt.



Bild 5 - 7: Zusammenstellung der entfernten Frachten und Wirkungsgrade hinsichtlich NH₄-N während der Einfahrphase bei RS₄(0,03)

Der Ammoniumrückhalt erreicht beim Lavasand schon ab der ersten Beschickung mit über 90 % einen sehr hohen Wert. Ab der zweiten Woche beträgt der Wirkungsgrad trotz relativ hoher Ammoniumkonzentrationen im Zulauf stabile 99 %. Eine damit vergleichbare Reinigungsleistung bezüglich Ammonium wird bei den Rheinsandsäulen erst bei der vierten Beschickung erreicht.

Insgesamt ist die Zunahme der biologischen Aktivität im Anstieg der Reinigungsleistung sowie im Verlauf des Frachtrückhaltes bei CSB und NH<sub>4</sub>-N deutlich erkennbar. Entgegen der Erwartungen verläuft die mikrobielle Einarbeitungszeit beim neu eingebauten Lavasand schneller als bei den Rheinsandsäulen, deren in früheren Untersuchungen aktivierte Biozönose wiederbelebt wurde.



Bild 5 - 8: Zusammenstellung der entfernten Frachten und Wirkungsgrade hinsichtlich NH<sub>4</sub>-N während der Einfahrphase bei LS<sub>C</sub> (0,03)

In dieser Versuchsphase wurde eine zusätzliche Erkenntnis zur Reproduzierbarkeit der Ergebnisse der Laboruntersuchungen an den Säulenmodellen gewonnen. Die mit gleichem Substrat gefüllten Säulen wurden unter identischen Betriebsbedingungen betrieben (h<sub>a</sub>, q<sub>d</sub>, Zulaufkonzentrationen). Die im Anhang 4 enthaltenen Bilder A4-1 und A4-2 zeigen, dass außer den "problematischen" Beschickungen am 20. Tag (Rheinsandsäule) und am 12. Tag (Lavasand) der jeweiligen Einfahrphase die Unterschiede der Reinigungsleistung zwischen Säulen mit gleichem Substrat vernachlässigbar sind. Der Vergleich der erreichten Wirkungsgrade lässt die weitgehend identische Entwicklung der Biozönose in diesen Säulen vermuten.

# 5.2.2 Variation des Beschickungsvolumen und der Zulauffracht

Zur Ermittlung der Belastungsgrenzen von zwei verschiedenen Substraten wurden zunächst ihre Reinigungsleistungen bezüglich organischer Kohlenwasserstoffe und Ammonium unter normalen Betriebsbedingungen untersucht. Im Folgenden werden die Versuche an einer Rheinsandsäule ( $RS_A$ ) und einer Lavasandsäule ( $LS_C$ ) beschrieben. Die beiden Säulen wurden mit gleicher Drosselabflussspende von  $q_d=0,01$  l/s·m<sup>2</sup> betrieben. In nacheinander folgenden Schritten wurde das Beschickungsvolumen erhöht, was auch in einer steigenden Zulauffracht resultierte.

# 5.2.2.1 Rückhalt von CSB-Verbindungen

Nach der Einfahrphase wurden mehrere Beschickungen mit der Höhe von  $h_a = 500$  mm in unregelmäßiger Abfolge (1 bis 2 pro Woche) durchgeführt. Die Ablaufbeprobung erfolgte als Gesamtmischprobe (GMP).

In Tabelle 5 - 4 wurden für beide Säulen die CSB-Zulaufbelastungen und die erreichten Wirkungsgrade für diese Versuche zusammengestellt.

Bei 500 mm – Versuchen wurde der Säulenablauf in der Regel als GMP beprobt. Der CSB - Wirkungsgrad schwankte zwischen 66 und 81 % bei Rheinsand und zwischen 63 und 85 %

bei Lavasand. Bei den 500 mm-Beschickungen wurden keine Belastungsgrenzen erreicht, deshalb wurde in dieser Versuchsphase die Beschickungsmenge verdoppelt. Eine Erhöhung der Zulaufkonzentrationen wäre ebenso denkbar, weil in Mischwasserentlastungen C\_CSB-Konzentrationen (CSB<sub>hom</sub>) bis zu fast 400 mg/l gemessen wurden (Welker, 2004), und arithmetisch berechnete Mittelwerte durchaus bis zu C\_CSB = 200 mg/l ermittelt wurden (Brombach, Fuchs, 2002). In den zitierten Datenpools sind aber keine eindeutigen Angaben zum Anteil von gelöstem CSB (S\_CSB) enthalten, der im Rahmen dieser Untersuchungen als der maßgebende Parameter für die organische Belastung festgelegt wurde (siehe auch Tabelle 5-2). Die höheren CSB-Belastungen werden dann durch Erhöhung der Beschickungsmenge erreicht, wobei die CSB-Zulaufkonzentration relativ konstant während der gesamten Versuchsreiche bleiben soll.

RS <sub>A</sub> (0,01)500				LS <sub>C</sub> (0,01)500			
Datum	CSB - Zulauffracht	CSB - Ablauffracht	CSB - Wirkungsgrad	Datum	CSB - Zulauffracht	CSB - Ablauffracht	CSB - Wirkungsgrad
	[g/m²]	[g/m²]	[%]		[g/m²]	[g/m²]	[%]
28.09.04	21,9	6,3	71	09.06.05	19,5	5,3	73
05.10.04	22,1	7,5	66	14.06.05	18,9	2,8	85
07.10.04	19,9	5,0	75	16.06.05	26,0	8,9	66
12.10.04	14,3	2,7	81	21.06.05	33,8	12,3	64
26.10.04	16,0	5,2	68	23.06.05	22,7	8,4	63
09.11.04	20,6	7,0	66	28.06.05	26,0	7,9	69

Tabelle 5 - 4: Zulaufbelastung und Wirkungsgrade hinsichtlich CSB bei  $RS_A(0,01)$  und $LS_C(0,01)$  bei 500 mm- Versuchen

Die Ereignisse mit einer auf  $h_a = 1000$  mm erhöhten Beschickungshöhe wurden in unregelmäßiger Abfolge von 2 bis 7 Tage der Trockenpause zwischen den Beschickungen durchgeführt. In der betrachteten Versuchsphase wurden n=7 Versuche an der Rheinsandsäule RS<sub>A</sub>(0,01) und n=4 Versuche an der Lavasandsäule LS<sub>C</sub>(0,01) durchgeführt.

Durch die Beprobung des Säulenablaufs als Ganglinie aus ca. 6 I – Mischproben (das entspricht ca. 210 mm Durchsatz) konnten bei diesen Ereignissen die Änderungen der Reinigungsleistung während des Ereignisses untersucht werden.

In Bild 5 - 9 und Bild 5 - 10 wurden die CSB-Ablaufganglinien ausgewählter repräsentativer Ereignisse für die beiden untersuchten Säulen dargestellt. An der Y-Achse sind die Zulaufkonzentrationen als Einzelpunkte abgebildet. Anhang 4 enthält Ganglinien von weiteren 1000 mm - Beschickungen. In den beiden Diagrammen wurden nur die Beschickungen mit Verdünnung "auf CSB" zusammengestellt (siehe Kapitel 4.4), um den Vergleich zwischen einzelnen Versuchen zu vereinfachen.



Bild 5 - 9: CSB-Konzentrationsganglinien im Ablauf von  $RS_A(0,01)1000$ 



Bild 5 - 10: CSB-Konzentrationsganglinien im Ablauf LS<sub>C</sub>(0,01)1000

Es fällt auf, dass die CSB-Konzentrationsganglinien bei jedem Versuch relativ horizontal und nicht weit von einander entfernt verlaufen, was auf eine stabile Reinigungsleistung während der ganzen Beschickung hinweist. Der Verlauf der Ganglinien bei beiden Säulen ist sowohl während einzelner Ereignisse als auch beim Vergleich der Ereignisse untereinander stabil. Die Wirkungsgrade der beiden Säulen schwankten bei den betrachteten Beschickungen zwischen 68 und 76 %. Es konnten jedoch keine systematischen Ursachen dieser Schwankungen gefunden werden, so dass in Bezug auf die CSB-Reinigungsleistung die Unterschiede zwischen der Reinigungsleistung der beiden Substrate nicht eindeutig festzustellen sind.

Um die noch vorhandenen Reinigungskapazitäten der weiteren Säulen zu untersuchen, wurde die Belastung wiederum erhöht. Die nächste untersuchte Belastungsstufe für die beiden Säulen hat sich aus der Beschickungshöhe von 1500 mm und der üblichen CSB-Zielzulaufkonzentration ergeben. Die Ablaufbeprobung erfolgte jeweils als Ganglinie aus 4 I bis 8 I – Mischproben (140 bis 280 mm). Bild 5 - 11 zeigt die CSB-Ablaufganglinien von zwei untersuchten Säulen bei einem Versuch mit  $h_a = 1500$  mm. Es wird hier für jede Säule nur ein Versuch beschrieben, da an diesen Tagen aufgrund des Mischwasserzulaufes zur Kläranlage ein Beschickungswasser entstand, welches den Zielkonzentrationen hinsichtlich CSB und NH<sub>4</sub>-N entsprach (siehe Kapitel 4.4). Darstellungen für weitere 1500 mm – Versuche sind dem Anhang 4 zu entnehmen.

Die mittlere CSB-Ablaufkonzentration beträgt ca. 10,9 mg/l bei der Rheinsandsäule  $RS_A$  und ca. 13,8 mg/l bei der Lavasandsäule  $LS_C$ . Die Reinigungsleistung der beiden Säulen bezüglich CSB hat sich als weitgehend gleich erwiesen.



Bild 5 - 11: CSB - Konzentrationsganglinien im Ablauf von  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$  bei 1500 mm – Versuchen

Eine der höchsten untersuchten Belastungen war mit einer Beschickungshöhe von 2200 mm kombiniert. Die Beschickung und Beprobung verliefen wie im Normalbetrieb. In Bild 5 - 12 wurden die Ablaufganglinien bezüglich CSB bei dem 2200 mm – Versuch dargestellt.



Bild 5 - 12: CSB - Konzentrationsganglinien im Ablauf von  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$  bei 2200 mm - Versuchen

Hinsichtlich des gelösten CSB ist bei beiden Säulen zunächst kein deutlicher Durchbruch bemerkbar, weil die Ablaufkonzentration deutlich niedriger ist als die Zulaufkonzentration. Die CSB-Konzentration im Ablauf der beiden Säulen steigt jedoch deutlich im weiteren Verlauf, wenn auch mit unterschiedlichem Tempo: bei der Lavasandsäule  $LS_c$  wird die Konzentration von 20 mg/l nach ca. 1500 mm des Abflusses überschritten und bei der Rheinsandsäule  $RS_A$  schon nach 900 mm. Der gesamte CSB-Wirkungsgrad beträgt entsprechend 65 % ( $LS_c$ ) und 58 % ( $RS_A$ ). Diese Art der fortschreitenden Absenkung der Reinigungsleistung wird fortan als "schleichender Durchbruch" bezeichnet.

## Ereignisbezogene CSB-Bilanzierung

Die oben dargestellten ausgewählten Ereignisse liefern repräsentative Ergebnisse der CSB-Untersuchung für verschiedene hydraulische Belastungszustände. Es wurden Ergebnisse der Untersuchungen an zwei Säulen dargestellt, die mit verschiedenen Substraten gefüllt wurden, deren Betriebsweise aber gleich war. Gezielt variiert wurde die Beschickungshöhe. Die Schwankungen der Zulaufkonzentrationen ergaben sich durch die sich ändernden Eigenschaften des Abwassers aus dem Kläranlagenzulauf. Die Drosselabflussspende betrug bei beiden Säulen  $q_d=0,01$  l/s·m<sup>2</sup>.

Die Beprobung des Ablaufs als Ganglinie ermöglicht den ersten Einblick in die Reinigungsprozesse während eines Ereignisses. Um ein Gesamtbild der Reinigungsleistung bezüglich CSB unter verschiedenen Belastungszuständen zu bekommen, wurden Frachtrückhalte aller Ereignisse zusammengestellt, die an der Rheinsandsäule  $RS_A(0,01)$  und der Lavasandsäule  $LS_C(0,01)$  während der in diesem Kapitel beschriebenen Versuchsphasen durchgeführt wurden. Eine graphische Darstellung einer solchen ereignisbezogenen Frachtbilanz zeigen Bild 5 - 13 und Bild 5 - 14. Die Frachtbilanzierung betrifft nur die gelöste CSB – Fraktion.

Der Wirkungsgrad bezüglich CSB variiert beim Vergleich der einzelnen Beschickungen relativ stark. Bei den Beschickungen, wo anhand des Verlaufs der Konzentrationsganglinien im Ablauf kein Durchbruch festgestellt wurde, variiert die Reinigungsleistung bei Rheinsand zwischen 62 und 81 % und bei Lavasand zwischen 63 und 85 %. Es wurde jedoch kein einzelner Einflussfaktor gefunden, der diese Schwankungen eindeutig erklärt. Vielmehr scheinen sie von einer ganzen Gruppe von Einflussfaktoren abhängig zu sein, wie z.B. der Dauer der Trockenpause, der Belastung in der vorherigen Beschickung etc. Die Regressionsanalyse, die für den CSB - Frachtrückhalt in Bezug auf die infiltrierte Fracht für diese Beschickungen durchgeführt wurde, zeigt eine gute Korrelation beider Größen und kann somit als der mittlere CSB-Wirkungsgrad betrachtet werden. Die so berechnete mittlere Reinigungsleistung beträgt für Rheinsand ca. 74 % und für Lavasand ca. 71 %.

Der maximale Frachtrückhalt beträgt bei Rheinsand 56 g/m<sup>2</sup> und wurde das erste Mal bei der infiltrierten Fracht von ca. 70 g/m<sup>2</sup> erreicht. Wenn die CSB - Fracht im Zulauf diesen Wert überschreitet, bleibt der Frachtrückhalt pro einzelne Beschickung auf dem Niveau von 56 g/m<sup>2</sup> und eine deutliche Absenkung der Reinigungsleistung ist zu beobachten.

Bei Lavasand ist die Bestimmung der CSB - Grenzbelastung nicht so eindeutig. Der maximale berechnete CSB - Frachtrückhalt von 69,5 g/m² wurde bei einer Zulauffracht von 107 g/m²



ermittelt. Wenn die infiltrierte CSB-Fracht den Wert von 110 g/m<sup>2</sup> überschreitet, sinken die Reinigungsleistung und der Frachtrückhalt.

Bild 5 - 13: Ereignisbezogene CSB-Frachtbilanzen in Bezug auf die Infiltrationsfracht für  $RS_A(0,01)$ 



Bild 5 - 14: Ereignisbezogene CSB-Frachtbilanzen in Bezug auf die Infiltrationsfracht für LS<sub>c</sub>(0,01)

Untersuchungen zum Ammoniumrückhalt wurden an den zwei Säulen  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$  parallel zu Untersuchungen bezüglich der CSB-Belastungsgrenzen durchgeführt. Im Folgenden wird die Reinigungsleistung bezüglich Ammonium am Beispiel der gleichen Beschickungen beschrieben wie in Kapitel 5.2.2.1.

Die beiden Säulen haben schon nach wenigen Wochen der Einfahrphase (siehe Kapitel 5.2.1) einen hohen und stabilen Ammoniumwirkungsgrad von 99 % erreicht. Die gleiche Leistung haben sie in der Phase der 500 – mm Beschickungen bewiesen (siehe Tabelle 5 - 5). Sogar bei hohen Ammoniumzulaufbelastungen, wie am 26.10.04 bei der  $RS_A$  und am 21.06.05 bei der  $LS_c$ , wurden keine Anzeichen des Filterdurchbruchs beobachtet.

Tabelle 5 - 5: Zulaufbelastung und Wirkungsgrade hinsichtlich Ammonium bei  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$  bei 500 mm- Versuchen

RS <sub>A</sub> (0,01)500			LS <sub>C</sub> (0,01)500				
Datum	NH₄-N - Zulauffracht	NH₄-N - Ablauffracht	NH₄-N - Wirkungsgrad	Datum	NH₄-N - Zulauffracht	NH₄-N - Ablauffracht	NH₄-N - Wirkungsgrad
	[g/m²]	[g/m²]	[%]		[g/m²]	[g/m²]	[%]
28.09.04	2,7	0,03	99	09.06.05	1,8	0,03	98
05.10.04	2,4	0,03	99	14.06.05	4,6	0,05	99
07.10.04	2,6	0,02	99	16.06.05	5,7	0,04	99
12.10.04	3,0	0,03	99	21.06.05	7,4	0,04	99
26.10.04	11,0	0,22	98	23.06.05	3,9	0,02	99
09.11.04	4,2	0,06	99	28.06.05	6,7	0,07	99

Erste Anzeichen der differenzierten NH<sub>4</sub>-N-Reinigungsleistung der zwei untersuchten Substrate wurden bei den Beschickungen mit der Beschickungshöhe von 1000 mm beobachtet. Bild 5 - 15 zeigt die Ammoniumganglinien für repräsentative 1000 mm - Beschickungen im Ablauf der Rheinsandsäule RS<sub>A</sub>. An der Y-Achse sind die Zulaufkonzentrationen als Einzelpunkte abgebildet.



Bild 5 - 15: NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationsganglinien im Ablauf von RS<sub>A</sub>(0,01)1000

In diesem Diagramm wurden verschiedene Ammoniumbelastungen zusammengestellt. Bei keiner der dargestellten Ganglinien ist ein signifikanter Filterdurchbruch feststellbar. Bei der Beschickung vom 16.11.04 mit einer relativ hohen Zulaufkonzentration (Verdünnung "auf CSB") ist zwar eine Erhöhung der Ablaufkonzentration sichtbar, sie tritt aber erst im letzten Liter des Ablaufs auf und erreicht maximal 2,2 mg/l. Am 30.11.2004 wurde das Beschickungswasser "auf Ammonium" verdünnt, um die Belastungsgrenzen bezüglich Ammonium bei realitätsnahen Zulaufkonzentrationen zu untersuchen. Bei diesem Versuch wurde kein Durchbruch beobachtet.

Bei Versuchen mit gleicher Beschickungshöhe an der Lavasandsäule  $LS_c$  wurde bei allen Beschickungen unabhängig von der Zulaufkonzentration ein Wirkungsgrad von 99 % hinsichtlich Ammonium erreicht. Die Ammoniumkonzentration im Ablauf war immer unter 0,2 mg/l und es gab keinerlei Anzeichen für eine Absenkung der Reinigungsleistung. Die entsprechenden Diagramme für die Säule  $LS_c(0,01)$  sind in Anhang 4 zu finden.

Bild 5 - 16 zeigt die NH<sub>4</sub>-N-Ablaufganglinien von zwei untersuchten Säulen bei einem Versuch mit  $h_a = 1500$  mm. Bei mischwassertypischen Ammoniumkonzentrationen im Zulauf führt die Beschickungshöhe von ca. 1500 mm noch nicht zu einem deutlichen Filterdurchbruch. Obwohl die Ammoniumkonzentration in Rheinsandsäule RS<sub>A</sub> im letzten Abflussliter auf ca. 2 mg/l steigt, beträgt dabei die mittlere Ammoniumkonzentration nur 0,3 mg/l, woraus sich ein hoher Wirkungsgrad von 96 % ergibt. Die Reinigungsleistung von Lavasand bezüglich Ammonium ist immer noch stabil.



Bild 5 - 16: NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationsganglinien im Ablauf von  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$  bei 1500 mm-Versuchen

Ammoniumganglinien für eine Beschickungshöhe von 2200 mm wurden in Bild 5 - 17 zusammengestellt.

Bei der Rheinsandsäule  $RS_A$  wurde die Belastungsgrenze bezüglich Ammonium überschritten. Ungefähr ab 700 mm ist eine rapide Erhöhung der NH<sub>4</sub>-Ablaufkonzentration zu beobachten, und am Ende des Abflusses wird beinahe die Zulaufkonzentration erreicht. Der frühe Zeitpunkt des Ammoniumdurchbruches im Vergleich zum z.B. Versuch vom 25.01.05 (siehe Bild 5 - 16) ist durch die hohe NH<sub>4</sub>-Zulaufkonzentration dieser Säule verursacht. Die Erhö-

hung der Ammoniumkonzentration im Ablauf der  $RS_A(0,01)$  am 25.01.05, die einen Durchbruch vorhersagt, tritt nach 1200 mm. Diesem Durchsatz entspricht ca. 8 mg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> der infiltrierten Ammoniumfracht. Zum Zeitpunkt des Durchbruches am 15.02.05 bei derselben Säule sind durch die ersten 700 mm ca. 9 mg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> infiltriert.



Bild 5 - 17: NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationsganglinien im Ablauf von  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$  bei 2200 mm - Versuchen

Bei der Rheinsandsäule  $RS_A$  wurde die Belastungsgrenze bezüglich Ammonium überschritten. Ungefähr ab 700 mm ist eine rapide Erhöhung der NH<sub>4</sub>-Ablaufkonzentration zu beobachten, und am Ende des Abflusses wird beinahe die Zulaufkonzentration erreicht. Der frühe Zeitpunkt des Ammoniumdurchbruches im Vergleich zum z.B. Versuch vom 25.01.05 (siehe Bild 5 - 16) ist durch die hohe NH<sub>4</sub>-Zulaufkonzentration dieser Säule verursacht. Die Erhöhung der Ammoniumkonzentration im Ablauf der RS<sub>A</sub>(0,01) am 25.01.05, die einen Durchbruch vorhersagt, tritt nach 1200 mm. Diesem Durchbruches am 15.02.05 bei derselben Säule sind durch die ersten 700 mm ca. 9 mg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> infiltriert.

Die Lavasandsäule LS<sub>c</sub> hingegen gewährleistet einen sehr guten Ammoniumrückhalt während der gesamten Entleerungszeit.

Eine Umrechnung in die absoluten gehaltenen Ammoniumfrachten macht diese zwei 2200 mm – Beschickungen mit unterschiedlichen Ammoniumzulaufkonzentrationen besser vergleichbar. In beiden Säulen wurde ca. 18 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> zurückgehalten. Der Ammoniumdurchbruch fängt in RS<sub>A</sub> nach Rückhalt von ca. 11,5 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> an. Auf die Prozesse, die einen Ammoniumdurchbruch begleiten, wird in Kapitel 5.3.2 und in Kapitel 5.4 näher eingegangen.

# Ereignisbezogene Ammoniumbilanzierung

In die Frachtbilanz für Ammonium wurden dieselben Beschickungen einbezogen, wie bei der CSB-Bilanz (siehe Kapitel 5.2.2.1). Die Zusammenstellung für den Ammoniumfrachtrückhalt und die Wirkungsgrade einzelner Beschickungen sind für Rheinsandsäule  $RS_A(0,01)$  in Bild 5 - 18 und für Lavasandsäule  $LS_C(0,01)$  in Bild 5 - 19 dargestellt.



Bild 5 - 18: Ereignisbezogene Ammoniumfrachtbilanzen in Bezug auf die Infiltrationsfracht für  $RS_A(0,01)$ 



Bild 5 - 19: Ereignisbezogene Ammoniumfrachtbilanzen in Bezug auf die Infiltrationsfracht für LS<sub>c</sub>(0,01)

Bei der Rheinsandsäule RS<sub>A</sub> ist eine Belastungsgrenze bezüglich Ammonium nicht eindeutig definierbar. Bei einer Zulauffracht von mehr als 10 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> ist am Ende des Ereignisses eine Erhöhung der Ammoniumablaufkonzentration zu beobachten, was noch zu einem insgesamt guten Wirkungsgrad führt (siehe Beschickungen mit  $h_a \leq 1500$  mm). Die Ereignisse sind in dem Diagramm durch einen grauen Kreis markiert und als "beginnender NH<sub>4</sub>-Durchbruch" bezeichnet. Eine deutliche Absenkung des Wirkungsgrades ist zu beobachten, wenn die infiltrierte Fracht 15 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> überschreitet. Dabei ist jedoch der maximale Frachtrückhalt nicht erreicht. Der höchste registrierte Ammoniumrückhalt beträgt 18 g/m<sup>2</sup> und wurde bei einer Beschickung mit ha = 2200 mm erreicht (Beschickung am 15.02.2005). In

Kapitel 5.4 wird auf dieses Phänomen in Verbindung mit der Untersuchung der Milieubedingungen näher eingegangen.

Die Grenzen der Reinigungsleistung hinsichtlich Ammonium wurden bei der Lavasandsäule  $LS_C$  nicht erreicht. Die Reinigungsleistung von Lavasand bezüglich Ammonium ist sogar bei Infiltrationsfrachten von mehr als 20 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> stabil, was noch größere Reinigungskapazitäten erwarten lässt.
### 5.2.3 Variation der Drosselabflussspende

Parallel zu Säulen  $RS_A$  und  $LS_C$  wurden weitere Säulen mit gleichen Substraten unter gleichen Beschickungsbedingungen betrieben, um die Auswirkung verschiedener Drosselabflussspenden auf die Reinigungsleistung zu untersuchen.

Mit Rheinsandsubstrat wurde außer Säule  $RS_A$  eine weitere Säule B gefüllt. Sie wurde nach der Einfahrphase mit einer Filtergeschwindigkeit von  $q_d (RS_B) = 0.05 \ \text{l/s} \cdot \text{m}^2$  betrieben.

Für die Untersuchungen von Lavasand wurden außer Säule  $LS_C$  noch zwei weitere Säulen aufgebaut:  $LS_D$  und  $LS_E$ , die mit fünffacher und zehnfacher Drosselabflussspenden betrieben wurden:  $q_d (LS_D) = 0.05 \text{ I/s} \cdot \text{m}^2$  und  $q_d (LS_E) = 0.1 \text{ I/s} \cdot \text{m}^2$ .

Das Untersuchungskonzept ist mit dem von Kapitel 5.2.2 identisch. Beginnend mit kleineren Beschickungshöhen ( $h_a = 500$  mm) wurde die Zulaufbelastung stufenweise auf maximal 2200 mm erhöht und der Zulaufkonzentrationen wurden je nach Ziel der Untersuchung entweder auf mischwassertypische CSB- ("Verdünnung auf CSB") oder Ammoniumkonzentrationen ("Verdünnung auf Ammonium") eingestellt. Zur Kontrolle und zum Vergleich wurde bei jedem Versuch eine Säule mit gleichem Substrat beschickt, die auf  $q_d = 0,01$  I/s·m<sup>2</sup> gedrosselt wurde.

## 5.2.3.1 Rückhalt von CSB-Verbindungen bei erhöhten Drosselabflussspenden

In Tabelle 5 - 6 wurden die Zulauffrachten und erreichten Wirkungsgrade bezüglich CSB für alle untersuchten Säulen zusammengestellt.

	Rheinsand				Lavasand						
Datum	CSB - Zulauffracht [g/m²]		CSB - Wirkungsgrad [%]		Datum	CSB -Zulauffracht [g/m²]		CSB -Wirkungsgrad [%]			
	RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> (0,05)	RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> (0,05)		LS <sub>C</sub> (0,01)	LS <sub>D</sub> (0,05)	LS <sub>E</sub> (0,1)	LS <sub>C</sub> (0,01)	LS <sub>D</sub> (0,05)	LS <sub>E</sub> (0,1)
28.09.04	21,9	21,9	71	79	09.06.05	19,5	19,0	19,7	73	70	76
05.10.04	22,1	23,4	66	45	14.06.05	18,9	16,4	18,7	85	64	87
07.10.04	19,9	19,2	75	65	16.06.05	26,0	26,6	25,8	66	71	69
12.10.04	14,3	14,3	81	74	21.06.05	33,8	32,7	34,3	64	67	67
26.10.04	16,0	20,4	68	65	23.06.05	22,7	23,9	22,5	63	72	67
09.11.04	20,6	19,2	66	57	28.06.05	26,0	26,6	26,6	69	59	58

Tabelle 5 - 6: Zulaufbelastung und Wirkungsgrade bezüglich CSB bei Säulen mit verschiedener Drosselabflussspende bei 500 mm - Versuchen

Bei den Beschickungen mit kleineren Beschickungshöhen ( $h_a = 500 \text{ mm}$ ) war der CSB - Wirkungsgrad der Rheinsandsäule RS<sub>B</sub>(0,05) in der Regel niedriger als bei RS<sub>A</sub>(0,01). Die größte Differenz der Reinigungsleistung ergab sich bei den Beschickungen am 05.10.04 und am 07.10.04 An diesen Tagen wurde dem Beschickungswasser Kaliumhydrogenphthalat (KHP) zur Anpassung der CSB-Zulaufkonzentration zugegeben.

Einen detaillierten Blick auf den Verlauf der CSB-Reinigungsleistung bei kleinen Beschickungshöhen ermöglichen die Abflussganglinien, die bei einer Beschickung am 26.10.04. entstanden sind.

#### Detaillierte CSB - Ganglinien bei ha = 500 mm (Rheinsandsäulen)

Am 26.10.2004 wurde eine kleine Beschickung ( $h_a = 500 \text{ mm}$ ) mit detaillierter Beprobung des Ablaufes bei drei Rheinsandsäulen mit unterschiedlicher Abflussdrosselung durchgeführt. Dabei wurden eventuelle Auswirkungen näher betrachtet, die bei der Analyse der GMP nicht zu erkennen sind. Säule F entspricht hinsichtlich Aufbau und Einfahrzustand den Säulen A und B. Sie wurde für Untersuchungen außerhalb der vorliegenden Arbeit aufgebaut und in weiteren Untersuchungsphasen dieser Arbeit nicht benutzt. Bild 5 - 20 und Bild 5 - 21 stellen die CSB - Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen während des Versuches am 26.10.04 dar.



Bild 5 - 20: Ganglinien der CSB - Ablaufkonzentrationen von Rheinsandsäulen  $RS_A(0,01)$ ,  $RS_B(0,05)$  und  $RS_F(0,03)$  am 26.10.04



Bild 5 - 21: Ganglinien der CSB - Ablaufkonzentrationen von Lavasandsäulen LSC(0,01), LSD(0,05) und LS<sub>E</sub>(0,1) am 29.06.05

Der Verlauf der Konzentrationsganglinie im Säulenablauf zeigt, dass der CSB-Rückhalt bei  $RS_A(0,01)$ , die am stärksten gedrosselt wurde, während des gesamten Ereignisses um ca. 2 bis 7 mg/l höher lag als bei  $RS_B(0,05)$  und  $RS_F(0,03)$ . Der Verlauf der CSB-

Ablaufkonzentration bei RS<sub>B</sub> und RS<sub>F</sub> weist keine bedeutsamen Unterschiede auf. Es wurden folgende Reinigungsleistungen erreicht:  $\eta_{CSB}(RS_A) = 65 \%$ ,  $\eta_{CSB}(RS_B) = 60 \%$ ,  $\eta_{CSB}(RS_F) = 58 \%$ .

Bei den Lavasandsäulen ist der Einfluss der Ablaufdrosselung unter diesen Beschickungsbedingungen weniger deutlich als bei Rheinsandsäulen (siehe Bild 5 - 21). Der CSB – Wirkungsgrad beträgt entsprechend  $\eta_{CSB}(LS_C) = 72$  %,  $\eta_{CSB}(LS_D) = 71$  %,  $\eta_{CSB}(LS_E) = 73$  %. Der Verlauf der CSB-Ablaufkonzentration lässt jedoch feststellen, dass in der am meisten gedrosselten Lavasandsäulen LS<sub>C</sub> die CSB-Konzentration während ganzer Untersuchung stabil ist und die mittlere CSB-Ablaufkonzentration dieser Säule am niedrigsten ist (S\_CSB<sub>mittl</sub>(LS<sub>C</sub>) = 13,1 mg/l, S\_CSB<sub>mittl</sub>(LS<sub>D</sub>) = 15,4 mg/l, S\_CSB<sub>mittl</sub>(LS<sub>E</sub>) = 15,7 mg/l).

Bei den Säulen mit erhöhten Abflussspenden wurden, wie bei den in Kapitel 5.2.2 beschriebenen Säulen  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$ , die Beschickungshöhen gesteigert. Bild 5 - 22 und Bild 5 - 23 zeigen die CSB-Ganglinien im Ablauf der Säulen mit fünffach erhöhter Drosselabflussspende. Die entsprechenden Ganglinien für die Säulen mit "Grunddrosselspende" ( $q_d = 0,01$  l/s·m<sup>2</sup>) enthalten Bild 5 - 9 und Bild 5 - 10.



Bild 5 - 22: CSB-Konzentrationsganglinien im Ablauf von RS<sub>B</sub>(0,05)1000



Bild 5 - 23: CSB-Konzentrationsganglinien im Ablauf LS<sub>D</sub>(0,05)1000

Die CSB-Ganglinien von der RS<sub>B</sub> zeigen im Gegensatz zu relativ horizontalen Ganglinien der RS<sub>A</sub> (siehe Bild 5 - 9) eine leichte Steigung am Ablaufende und eine gewisse Streuung, was eine sinkende CSB-Reinigungsleistung vermuten lässt. Am 23.11.04 ist eine deutliche Absenkung der Reinigungsleistung der RS<sub>B</sub> zu sehen. Die mittlere CSB-Ablaufkonzentration der RS<sub>B</sub> ist um 9 mg/l höher als bei der stärker gedrosselten RS<sub>A</sub>. Dies kann durch eine längere Trockenperiode erklärt werden, deren Einfluss bei der "langsamen" Säule RS<sub>A</sub>(0,01) keinen sichtbaren Einfluss hatte.

Unter den Lavasandsäulen wurden außer der stark gedrosselter  $LS_C(0,01)$  zwei weitere Abflussdrosselungen untersucht: der fünffach größere Abfluss bei  $LS_D(0,05)$  und der verzehnfachte Abfluss bei  $LS_E(0,1)$ . In Bild 5 - 23 werden nur die CSB-Ganglinien der 1000 mm Beschickungen der  $LS_D$  zusammengestellt, um einen guten Vergleich mit der gleich gedrosselten  $RS_B$  zu ermöglichen. Außerdem konnte, obwohl die CSB-Ablaufkonzentrationen der Lavasandsäulen  $LS_D$  und  $LS_E$  ein wenig höher als bei  $LS_C$  waren, keine eindeutige Abhängigkeit zwischen der Vervielfachung des Abflusses und dem Ausmaß der Absenkung der Reinigungsleistung festgestellt werden. Die entsprechenden CSB-Ganglinien für Säule  $LS_E$  sind im Anhang 4 nachzuschlagen.

Bei Beschickungen mit  $h_a = 1000$  mm bei Lavasand ist ein merklicher Einfluss der Drosselung auf die Reinigungsleistung nur bei Beschickungen mit höherer stofflicher Belastung, wie am 12.07.2005, festzustellen. Aber auch in diesem Fall liegt die mittlere CSB-Ablaufkonzentration der LS<sub>D</sub> bei 22,8 mg/l, was ein durchaus akzeptabler Wert ist.

Versuche mit Beschickungshöhen ab 1500 mm wurden auf die Säulen  $RS_B(0,05)$  und  $LS_E(0,1)$  begrenzt. Die zu vergleichenden CSB-Ganglinien der Säulen  $RS_A$  und  $LS_C$  sind in Bild 5 - 24 dargestellt.



Bild 5 - 24: CSB - Konzentrationsganglinien im Ablauf von  $RS_B(0,05)$  und  $LS_E(0,1)$  bei 1500 mm - Versuchen

Die Reinigungsleistung der  $RS_B$  am 25.01.05 bezüglich CSB ist weitgehend identisch mit der stark gedrosselten  $RS_A$  und somit als von der Ablaufdrosselung unabhängig einzuschätzen

(siehe auch Bild 5 - 11). Die mittlere CSB-Ablaufkonzentration beider Rheinsandsäulen beträgt in diesem Versuch ca. 11 mg/l.

Bei den Lavasandsäulen ist eine gewisse Verschlechterung des CSB-Wirkungsgrades bei  $LS_E$  zu beobachten. Der Vergleich der CSB-Abflussganglinie von  $LS_E$  lässt feststellen, dass bei hoher hydraulischer Belastung der Einfluss der zehnfachen Erhöhung des Drosselabflusses auf den CSB-Wirkungsgrad deutlicher ist, als bei den 1000 mm – Beschickungen. Die mittlere CSB-Ablaufkonzentration ist bei  $LS_E(0,1)1500$  um 5 mg/l höher als bei  $LS_C(0,01)$  bei gleicher Beschickung.

## Ereignisbezogene CSB-Bilanzierung bei unterschiedlicher Drosselabflussspenden

Die CSB-Frachtbilanz für die Säulen mit erhöhten Drosselabflussspenden wurde ähnlich der Frachtbilanz in Kapitel 5.2.2.1 durchgeführt. In Bild 5 - 25 sind die Ergebnisse der CSB-Frachtbilanzen für Rheinsandsäulen mit unterschiedlicher Drosselabflussspende dargestellt.

Die Frachtbilanz für Rheinsandsäulen erfasst auch die Versuche an  $RS_B$ , bei der am Ende der Versuchsreihe die Drosselabflussspende von 0,05 l/s·m<sup>2</sup> auf 0,03 l/s·m<sup>2</sup> verringert wurde. Im Betrieb der Säule wurden keine weiteren Betriebsbedingungen geändert. Im Folgenden wird diese Säule als  $RS_B'(0,03)$  bezeichnet. Die Angaben zu einzelnen Beschickungen von Säule  $RS_B'(0,03)$  (n=7) sind in Anhang 1 und Anhang 2 enthalten.

Die maximale CSB-Zulauffracht, bei der die Rheinsandsäulen mit unterschiedlicher  $q_d$  untersucht wurden, betrug ca. 70 mg/m<sup>2</sup>. Der mittels Regression berechnete Mittelwirkungsgrad für die weniger gedrosselten Säulen war im untersuchten Belastungsbereich fast identisch. Seine Werte betrugen entsprechend  $\eta_{CSB}(RS_B) = 68$  % und  $\eta_{CSB}(RS_B') = 66,5$  %. Die beiden Werte waren deutlich niedriger als der mittlere CSB-Wirkungsgrad für RS<sub>A</sub>(0,01) von 74 %.



Bild 5 - 25: Ereignisbezogene CSB-Frachtbilanzen in Bezug auf Zulauffrachten für Rheinsandsäulen RS<sub>A</sub>(0,01), RS<sub>B</sub>(0,05), RS<sub>B</sub>'(0,03)

Die Ergebnisse der Frachtbilanz für die Lavasandsäulen wurden im Bild 5 - 26 dargestellt.



Bild 5 - 26: Ereignisbezogene CSB-Frachtbilanzen in Bezug auf Zulauffrachten für Lavasandsäulen  $LS_c(0,01)$ ;  $LS_D(0,05)$ ,  $LS_E(0,1)$ 

Die mittleren CSB-Wirkungsgrade für alle drei untersuchten Lavasandsäulen wurden mittels gleicher Methode wie für die Rheinsandsäulen errechnet. Die Versuche an  $LS_D(0,05)$  wurden nach den 1000 mm – Versuchen beendet, da keine signifikanten Unterschiede in der Reinigungsleistung im Vergleich zur Lavasandsäule  $LS_E(0,1)$  sichtbar waren. Für die stark gedrosselten  $LS_C(0,01)$  und  $LS_E(0,1)$  wurde ein größeres Spektrum von Belastungszuständen untersucht.

Die Vergrößerung der Abflussspende bei den Lavasandsäulen um das fünffache hat bezüglich CSB eine ähnliche Auswirkung wie bei Rheinsandsubstrat. Der mittlere CSB - Wirkungsgrad in LS<sub>D</sub>(0,05) sinkt im Vergleich zu LS<sub>C</sub>(0,01) von 71 % auf 64,5 %. Eine weitere Vergrößerung der Abflussspende auf 0,1 l/s·m<sup>2</sup> (LS<sub>E</sub>) verursacht nur eine Verringerung der Reinigungsleistung um weitere 4 %.

#### 5.2.3.2 Rückhalt von Ammonium bei erhöhten Drosselabflussspenden

Untersuchungen der Abhängigkeiten des Ammoniumrückhalts von der Abflussspende bei zwei Substraten verliefen parallel zur Ermittlung dieser Abhängigkeit für CSB-Verbindungen. Die in diesem Kapitel beschriebenen Ergebnisse wurden bei gleichen Beschickungen und an gleichen Säulen gesammelt wie in Kapitel 5.2.2.1 beschrieben.

Im Normalbetrieb wurden bei 500 mm – Versuchen in allen untersuchten Rhein- und Lavasandsäulen sehr hohe  $NH_4$ -Wirkungsgrade von 99 % erreicht. Daten zu Belastungen und erzielten Leistungen bei diesen Versuchen, bezogen auf die jeweilige Säule, sind Anhang 2 zu entnehmen. Eine Zusammenstellung dieser Werte enthalten Tabelle A4 – 1 und Tabelle A4 – 2 in Anhang 4.

Im Folgenden wird näher auf die NH<sub>4</sub>-Reinigungsleistung bei einem 500 mm – Versuch am 26.10.05 eingegangen, bei dem drei unterschiedlich gedrosselte Rheinsandsäulen  $RS_A(0,01)$ ,  $RS_B(0,05)$  und  $RS_F(0,03)$  untersucht wurden. Das Beschickungswasser bei die-



sem Versuch wies überdurchschnittlich hohe Ammoniumkonzentrationen über 20 NH<sub>4</sub>-N mg/I auf. Die Ammoniumkonzentrationen in Ablauf der untersuchten Säulen stellt Bild 5 - 27 dar.

Bild 5 - 27: Ganglinien der NH<sub>4</sub> – Ablaufkonzentrationen von Rheinsandsäulen  $RS_A(0,01)$ ,  $RS_B(0,05)$  und  $RS_F(0,03)$  am 26.10.2004

In Bezug auf Ammonium war die Reinigungsleistung bei allen drei Säulen während des gesamten Ereignisses insgesamt sehr hoch. Im letzten Volumenabschnitt des Ablaufes von RS<sub>B</sub> und RS<sub>F</sub> ist jedoch eine Erhöhung der NH<sub>4</sub>-Konzentration festzustellen, die auf einen beginnenden Filterdurchbruch hinweist. In der am stärksten gedrosselten RS<sub>A</sub> hat die Ammoniumkonzentration im Ablauf fast bis Ende der Entleerung den Wert von 0,1 mg/l nicht überschritten.

Eine Differenzierung der Reinigungsleistung in Bezug auf Ammonium ist im Fall des Rheinsandsubstrates bei Versuchen mit größeren Beschickungshöhen möglich. In Bild 5 - 28 sind die Ablaufganglinien repräsentativer 1000 mm – Versuche dargestellt.



Bild 5 - 28: NH<sub>4</sub>-Konzentrationsganglinien im Ablauf von RS<sub>B</sub>(0,05)1000

Bei den ersten zwei Beschickungen, die durch die "Verdünnung auf CSB" erhöhte Ammoniumzulaufkonzentrationen haben, versagt Rheinsandsäule RS<sub>B</sub> schon nach dem Ablauf von ca. 400 mm des Durchsatzes. Bei der Beschickung am 16.11.04 ist zwar auch bei der stärker gedrosselten RS<sub>A</sub>(0,01) eine Erhöhung der Ablaufkonzentration sichtbar, sie tritt aber erst im letzten Liter des Ablaufs auf (siehe Bild 5 - 15). Bei einer Verdünnung des Beschickungswassers "auf Ammonium" (am 30.11.2004) ist bei RS<sub>B</sub>(0,05) eine Erhöhung der Ablaufkonzentration auf ca. 0,9 mg/l nach dem Ablauf von ca. 50 % der Beschickungsmenge festzustellen. Bei RS<sub>A</sub>(0,01) wurde unter gleichen Bedingungen kein Durchbruch beobachtet (siehe Bild 5 - 15).

Nachdem bei der Rheinsandsäule  $RS_B(0,05)$  mehrmals ein  $NH_4$ -Durchbruch festgestellt wurde, wurde für die weiteren Untersuchungen die Drosselabflussspende dieser Säule auf  $q_d = 0,03 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$  reduziert. Weiterhin wird diese Säule als  $RS_B'(0,03)$  bezeichnet. Bild 5 - 29 zeigt den Verlauf von Ammoniumganglinien im Ablauf dieser Säule unter verschiedenen Belastungen.



Bild 5 - 29: NH₄-Konzentrationsganglinien im Ablauf von RS<sub>B</sub>'(0,03) bei 1000 mm und 1500 mm - Versuchen

In diesen Versuchen wurden die Erkenntnisse der Beschickungen mit einer Abflussspende von  $q_d = 0,05 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$  bestätigt, dass die Überschreitung von mischwasserüblichen Konzentrationen ab 1000 mm - Beschickungen zum Filterdurchbruch führt. Bei einer Zulaufkonzentration von ca. 6 mg NH<sub>4</sub>-N/l ist bei einer 1000 mm – Beschickung eine insgesamt sehr gute Reinigungsleistung von 97 % gewährleistet.

Nach den Beschickungen mit einer breiten Spanne von Ammoniumbelastungen, bei denen die Zulaufkonzentrationen zwischen 4 und 12 mg NH<sub>4</sub>-N/I und die Beschickungshöhen zwischen 500 und 2200 mm lagen, konnte bei keiner der Lavasandsäulen ein deutlicher Filterdurchbruch festgestellt werden. Das einzige Anzeichen der sinkenden Reinigungsleistung wurde an der Lavasandsäule  $LS_E(0,1)$  beobachtet. Bei der Beschickung am 09.08.05 (h<sub>a</sub> = 2200 mm, c<sub>Zul</sub> = 8,4 mg NH<sub>4</sub>-N/I) stieg die Ablaufkonzentration in den letzten 400 mm des Durchsatzes auf den maximalen Wert von 2,2 mg NH<sub>4</sub>-N/I. Der gesamte Wirkungsgrad für diese Beschickung betrug  $\eta_{NH4-N}(S_E) = 95$  % (graphische Darstellung der Ganglinien siehe Anhang 4).

#### Ereignisbezogene Ammoniumbilanzierung bei unterschiedlichen Drosselabflussspenden

Ähnlich wie für CSB-Verbindungen wurde auch die Ammoniumfracht für die Säulen mit unterschiedlichen Drosselabflussspenden bilanziert. Die Ergebnisse der ereignisbezogenen Bilanzierung für Rheinsandsäulen sind in Bild 5 - 30 dargestellt.



Bild 5 - 30: Ereignisbezogene Ammoniumfrachtbilanzen in Bezug auf Zulauffracht für Rheinsandsäulen RS<sub>A</sub>(0,01), RS<sub>B</sub>(0,05), RS<sub>B</sub>'(0,03)

Bezüglich Ammonium wurden bei allen drei Drosseleinstellungen die Belastungsgrenzen des Rheinsandes erreicht. Bei der Rheinsandsäule  $RS_A(0,01)$  tritt, wie schon in Kapitel 5.2.2.2 beschrieben, ein deutlicher Ammoniumdurchbruch bei Zulauffrachten die höher als 15 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> sind, auf. Die dreifache Erhöhung des Abflusses ( $RS_B'(0,03)$ ) resultiert in einem Filterdurchbruch bei einem Ereignis mit einer Zulauffracht von 12 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>. Für die Aussage, ob damit der maximale Frachtrückhalt erreicht ist, reicht die Datengrundlage nicht aus. Am wenigsten stabil ist die Ammoniumentfernung bei der Drosselabflussspende von 0,05 l/s·m<sup>2</sup>. Eine Zulaufbelastung von ca. 11 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> führt zu einem vollständigen Filterdurchbruch.

Der zusätzliche Einflussfaktor scheint bei  $RS_B(0,05)$  die Beschickungshöhe zu sein, die die Reinigungsleistung zusätzlich zur absoluten Zulauffracht beeinflusst. Bei einem Ereignis vom 26.10.04 (h<sub>a</sub> = 500 mm, Zulauffracht von 10,5 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>) wurde in RS<sub>B</sub>(0,05) trotz hoher Zulaufkonzentration von 20,9 mg NH<sub>4</sub>-N/I ein Wirkungsgrad von 98 % erreicht. Dafür ist bei derselben Säule ein beginnender Durchbruch in Beschickungen mit einer geringeren Zulauffracht von ca. 8 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> und einer Beschickungshöhe ha > 1000 mm aufgetreten.

In der NH<sub>4</sub>-Frachtbilanz für Lavasandsäulen wurden auch Versuche an den Säulen mit drei unterschiedlichen Drosselabflussspenden berücksichtigt. Die Versuchsreihe an LS<sub>D</sub>(0,05)

wurde nach Beschickungen mit  $h_a = 1000$  mm abgebrochen, da keine relevanten Unterschiede in der Reinigungsleistung im Vergleich zu den beiden weiteren Säulen sichtbar waren. Für die Lavasandsäulen  $LS_C(0,01)$  und  $LS_E(0,1)$  wurde ein großes Spektrum von Belastungszuständen untersucht.

Die Ammoniumbilanz für die Lavasandsäulen in Bild 5 - 31 zeigt, dass innerhalb untersuchter Belastungszustände bei keiner der drei untersuchten Lavasandsäulen die Belastungsgrenzen bezüglich Ammonium erreicht wurden. Lediglich bei einer Beschickung der  $LS_E(0,1)$  mit einer Beschickungshöhe von 2200 mm, wurde ein beginnender Durchbruch beobachtet. Nach Ablauf von ca. 1000 mm hat die NH<sub>4</sub>-Ablaufkonzentration in der Säule  $LS_E(0,1)$  1 mg/l überschritten und am Ende des Ablaufs 7,5 mg NH<sub>4</sub>-N/l erreicht. Dabei betrug der Gesamtwirkungsgrad bezüglich Ammonium 95 %. Entsprechenden NH<sub>4</sub>-Konzentrationsganglinien für diese einzelne Beschickung enthält Anhang 4 (siehe Bild A4 – 15).



Bild 5 - 31: Ereignisbezogene Ammoniumfrachtbilanzen in Bezug auf Zulauffracht für Lavasandsäulen  $LS_c(0,01)$ ;  $LS_D(0,05)$ ,  $LS_E(0,1)$ 

### 5.2.4 Zusammenfassung wesentlicher Erkenntnisse

Die Unterschiede der Reinigungsleistung zwischen beiden untersuchten Substraten sind schon in der Einfahrphase bemerkbar. Beim Lavasand verläuft die mikrobielle Einarbeitungszeit schneller als beim Rheinsand. Grundsätzlich ist anzumerken, dass die Ammoniumwirkungsgrade im ganzen untersuchten Belastungsspektrum höher sind als die CSB-Wirkungsgrade. Der Ammoniumwirkungsgrad von Lavasand ist deutlich besser als von Rheinsand, im Bezug auf CSB-Reinigungsleistung unterschieden sich die beiden Substrate wenig.

### Rückhalt organischer Kohlenstoffe

Es wurde der Wirkungsgrad bezüglich gelösten Anteile der CSB-Verbindungen an Säulen mit zwei unterschiedlichen Filtersubstraten und verschiedenen Drosselabflussspenden un-

tersucht. Bei relativ konstanter CSB-Zulaufkonzentration wurden die Beschickungsmengen variiert.

Bei Versuchen an einer Rheinsandsäule  $RS_A$  und einer Lavasandsäule  $LS_c$  mit gleicher Drosselabflussspende von  $q_d = 0,01 \ l/(s \cdot m^2)$  sind bis zur Beschickungshöhe von 1500 mm keine signifikante Unterschiede in der Reinigungsleistung bezüglich S\_CSB aufgetreten. Der Wirkungsgrad schwankte bei beiden Säulen je nach Versuch zwischen 62 und 85 %, ohne dass es zu einem Filterdurchbruch kam (Filterdurchbruch ist hier als eine deutliche Verschlechterung der Reinigungsleistung während des Versuches zu verstehen; er ist anhand der Analyse der Konzentrationsganglinie im Abfluss der Säule feststellbar). Der Unterschied ist erst bei hohen Belastungen (h<sub>a</sub> > 2000 mm, Zulauffracht > 50 g CSB/m<sup>2</sup>) sichtbar.

Der Einfluss der dreifach und fünffach erhöhten Drosselabflussspenden auf die Reinigungsleistung des Rheinsandes konnte im Rahmen des untersuchten Belastungsbereichs für CSB nicht eindeutig festgestellt werden. Beim Lavasand wurden aufgrund vermuteter höherer Reinigungsleistung Säulen mit fünffach und zehnfach erhöhten Drosselabflussspenden untersucht. Signifikante Unterschiede konnten erst bei Beschickungen mit höherer Belastung beobachtet werden.

#### Rückhalt von Ammonium

Die Grenzen der Reinigungsleistung hinsichtlich Ammonium wurden bei keiner der unterschiedlich gedrosselten Lavasandsäulen erreicht. Innerhalb der untersuchen NH<sub>4</sub>-Zulauffrachten (max 20 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> pro Beschickung) fand stets eine fast vollständige NH<sub>4</sub>-Entfernung statt.

Bei der Rheinsandsäule  $RS_A(0,01)$  war schon ab einer Zulaufbelastung von  $h_a$ =1000 mm und 10 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> eine Absenkung der Reinigungsleistung bemerkbar. Die Variierung des Drosselabflusses hatte eine relevante Auswirkung auf die Reinigungsleistung. Bei mischwassertypischen Ammoniumkonzentrationen im Zulauf führte die Abflussdrosselung auf  $q_d$ =0,05 l/(s·m<sup>2</sup>) noch nicht zu einem deutlichen Filterdurchbruch. Jedoch bewirkte schon eine geringe Erhöhung dieser Konzentration eine stark sinkende Reinigungsleistung. Beim Überschreiten von diesen Belastungen führte eine fünffache Erhöhung des Drosselabflusses bei Rheinsand schnell (sogar schon nach Ablauf eines Viertels der gesamten Beschickungsmenge) zu hohen Ammoniumkonzentrationen im Säulenablauf. Unter gleichen Belastungen ist bei der Drosselung auf 0,01 l/s·m<sup>2</sup> erst der beginnende Durchbruch zu sehen (erhöhte NH<sub>4</sub>-Konzenration am Ende der Filterentleerung). Die ereignisbezogene Ammoniumfrachtbilanz für alle drei untersuchten Rheinsandsäulen zeigt, dass der Ammoniumwirkungsgrad bei Rheinsandsäulen signifikant von der Filtergeschwindigkeit abhängig ist. Die Sorptionskapazität beider untersuchten Substraten ist somit nicht der einzige Faktor, der den Ammoniumrückhalt bestimmt.

#### 5.3 Milieubedingungen

In der Literatur gibt es mehrere Hinweise, dass die Sauerstoffversorgung einer der entscheidenden Faktoren für die Reinigungsleistung in vertikal durchströmten Bodenfilter zur SW-Behandlung ist (Guilloteau et al., 1993, Schwager, Boller, 1997; Platzer, 1998, Müller, 2002). Ausgewählte Aspekte der Wechselwirkungen von Sauerstoffversorgung und Ablauf der Umsatzprozesse in der Bodenpasage wurden eingehend in Kapitel 2 und 3 beschrieben.

In diesem Kapitel werden Messungen von Parametern beschrieben, die die Milieubedingungen bestimmen. Im Vordergrund der Untersuchungen steht die Messung der Sauerstoffkonzentration. Es werden auch Ergebnisse der Messungen von Redoxspotential und pH-Wert analysiert. Die Messungen wurden an Säulen mit beiden Substraten und bei verschiedenen Drosselabflussspenden durchgeführt, der Schwerpunkt der Untersuchungen liegt jedoch auf den Säulen mit "Richtliniendrosselung" q<sub>d</sub> = 0,01 l/s·m<sup>2</sup>. In Folgendem werden zunächst die Ergebnisse der Messungen unter Standardbetrieb beschrieben (5.3.1). Darauf aufbauend werden die Änderungen der Milieubedingungen in Säulen mit verschiedenen Substraten bei steigenden Beschickungshöhen und unterschiedlichen stofflichen Belastungen dargestellt (5.3.2). Danach wird der Einfluss der Filtergeschwindigkeit auf den Sauerstoffverbrauch untersucht (5.3.3). Anschließend werden die wesentlichsten Erkenntnisse dieses Kapitel zusammengefasst (5.3.4).

### 5.3.1 Milieubedingungen im Standardbetrieb (Rheinsand)

Zunächst werden die Ergebnisse der Messungen während der Versuche beschrieben, deren Randbedingungen dem Standardbetrieb an einer großtechnischen Anlage entsprechen. Dabei wurde Rheinsand als Filtersubstrat eingesetzt (ähnlich dem Substrat aus der Anlage in Ensheim, siehe: Dittmer, 2006). Der Filter wurde keinen extremen Belastungen bezüglich Beschickungshöhe und Zulaufkonzentrationen ausgesetzt. Die Drosselabflussspende war in empfohlenem Wert (DWA-M178, 2005) von  $g_d = 0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ .

Bei ersten Untersuchungen zu den Milieubedingungen wurde die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert, das Redoxpotential im Säulenablauf und zusätzlich die Sauerstoffkonzentration im Säulenüberstand gemessen. Der Ablauf der Säulen wurde als Messort mit dem einfachsten Zutritt für die Montage der Sensoren gewählt. Bei späteren Versuchen wurde die Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Filtertiefen gemessen. Unter ähnlichen Bedingungen wurden mehrere Versuche durchgeführt. Die Ganglinien sind in Anhang 5 dargestellt. Anhang 5 enthält auch eine ausführliche Erläuterung zur graphischen Darstellungen der Sauerstoffganglinien der folgenden Kapitel.

Bild 5 – 32 stellt exemplarisch die Ergebnisse der Sauerstoffmessung am Beispiel eines 1000 mm – Versuches an der Rheinsandsäule  $RS_A(0,01)$  dar.

Anfängliche Schwankungen der O<sub>2</sub>-Konzentration im Überstau sind wahrscheinlich durch den turbulenten Zulauf des Beschickungswassers verursacht, der am Ende der Beschickung ungedrosselt stattfindet (siehe Kapitel 4.4). Ab ca. 40. Min nach Beschickungsende sinkt die

direkt über der Filteroberfläche gemessene Sauerstoffkonzentration im Überstandswasser infolge von mikrobieller Aktivität der im Abwasser vorhandenen Bakterien und erreicht nach 14,5 h, was 460 mm des Durchsatzes entspricht, 0 mg  $O_2/I$ .



Zulaufkonzentrationen: CSB = 65,3 mg/l S\_CSB = 52,8 mg/l NH<sub>4</sub>-N = 12,4 mg/l

Wirkungsgrade: S\_CSB = 78,3 % NH<sub>4</sub>-N = 96,6 %

Bild 5 - 32: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei RS<sub>A</sub>(0,01)1000 am 22.02.2005



Bild 5 - 33: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei RS<sub>A</sub>(0,01)1000 am 22.02.2005

Am Anfang sinkt die  $O_2$ -Konzentration auch im Ablauf, was vermutlich durch einen großen Anteil von sauerstoffarmem Restwasser verursacht ist. Zusammen mit dem sich nähernden Ende des Restwasseraustausches, der gemäß des Tracerversuches (siehe Kapitel 5.1.1) nach 300 mm des Durchsatzes abgeschossen ist, steigt der Sauerstoffgehalt im Ablauf. Auf seinem Weg durch den Filterkörper wird das infiltrierende Beschickungswasser wiederbelüftet. Der Säulenablauf bleibt fast über die gesamte Zeit des Versuches gut mit Sauerstoff gesättigt. Die Ablaufkonzentration sinkt zwar langsam nach dem Ablauf von ca. 370 mm, wenn im Sandkörper bis zur Tiefe von 20 cm kein Sauerstoff gemessen wird, aber erst wenn der Filter schon teilweise entleert ist und die atmosphärische Luft die oberen Schichten füllt, unterschreitet die Ablaufkonzentration 5 mg  $O_2/l$ .

Das im Ablauf gemessene Redoxpotential bleibt nach anfänglichen Schwankungen während der ganzen Versuchsdauer stabil und im aeroben Bereich und bestätigt somit die Plausibilität der Ergebnisse der Sauerstoffmessung im Ablauf. Der Verlauf des pH-Wertes unterliegt ebenso nur geringen Schwankungen zwischen 6,9 und 7,4.

Die auf den Durchsatz bezogene graphische Darstellung der Messergebnisse berücksichtigt die Zeit, die ein vom Überstand infiltrierendes Volumenelement braucht, um den Säulenablauf zu erreichen. Das bedeutet, dass die O<sub>2</sub>-Konzentration im sauerstoffarmen bzw. – freien Beschickungswasser auf seinem Weg durch den Filter steigt. Einen tieferen Einblick in den Verlauf dieses Prozesses geben die Sauerstoffmessungen *in situ*.

Wenn das vom Überstand infiltrierende Beschickungswasser die Tiefe von 10 cm erreicht, ist zwar am Anfang des Versuches die Sättigung mit Sauerstoff höher, aber ab dem 70. mm des Durchsatzes ist die Konzentration in 10 cm Tiefe niedriger als im Überstau. Dieser Unterschied vergrößert sich zwar langsam aber konsequent, weshalb nach ca. 11 h in dieser Tiefe das Wasser fast sauerstofffrei ist. Für dieses Volumenelement (370. mm) wird im Retentionsraum immer noch mehr als 1 mg  $O_2$ /l gemessen. Auf der Strecke zwischen dem 10. und 20. cm der Filtertiefe ist praktisch keine Änderung der Sauerstoffkonzentration zu beobachten. Zwischen dem 20. und 35. cm der Tiefe vergrößert sich die  $O_2$ -Konzentration in infiltrierenden Volumenelementen um im Mittel 1,3 mg  $O_2$ /l. Am deutlichsten ist dieser Konzentrationszuwachs in der Phase, wenn bis 20 cm Tiefe kein Sauerstoff gemessen wird. Die  $O_2$ -Konzentration in 35 cm Tiefe sinkt zwar auch, aber sehr langsam und beträgt sogar kurz vor der Filterentleerung mehr als 1 mg/l.

Das Ausmaß der Sauerstoffzehrung und der Wiederbelüftung zwischen den folgenden Messpunkten zeigt Bild 5 – 33.

Dieses Diagramm stellt die Differenz der O<sub>2</sub>-Konzentrationen zwischen einzelnen Messpunkten dar. Es lässt genauer betrachten, ob auf dem Weg zwischen zwei Messpunkten der gelöste Sauerstoff abgebaut wird, oder eher das infiltrierende Wasser mit dem Sauerstoff angereichert wird. Positive Werte bedeuten, dass auf dem jeweiligen Weg die Wiederbelüftung überwiegt. Bei negativen Werten überwiegt die Sauerstoffzehrung. Die Darstellung wurde vor der Filterentleerung abgebrochen, bevor der Wasserspiegel unter die Filteroberfläche sinkt und der konvektive Eintrag von atmosphärischer Luft für eine rasche Wiederbelüftung im Filterkörper sorgt. Es ist auffällig, dass die größte Sauerstoffzehrung in den ersten 10 cm des Filterkörpers stattfindet. Die Differenzen zwischen *in situ* messenden Sensoren in 10 und 20 cm Tiefe sind im Vergleich dazu sehr gering, so dass die  $O_2$  – Konzentration zwischen diesen Messpunkten als konstant angenommen werden kann. In größeren Tiefen als 20 cm macht sich der Einfluss der Wiederbelüftung bemerkbar. Am intensivsten verläuft die Wiederbelüftung zwischen 35 cm Tiefe und dem Ablauf. Die anfänglich negativen Werte auf der Strecke zwischen 35 cm Tiefe und dem Ablauf sind, wie schon oben erwähnt, durch das Auswaschen des Restwassers verursacht.

Die Konsequenz der unterschiedlichen Intensität der Sauerstoffzehrung und Wiederbelüftung in den Schichten des Filterkörpers ist das Entstehen von Zonen, die während der Versuchsdauer unterschiedliche Milieubedingungen aufweisen. Bild 5 – 34 zeigt diese Änderungen anhand von Sauerstoffprofilen, die die O<sub>2</sub>-Konzentration eines infiltrierenden Volumenelements in verschiedenen Filtertiefen darstellen. Es wurden vier Durchsatzwerte gewählt: das erste Volumenelement, das nach Beschickungsanfang infiltriert ist (0 mm) und als weitere Werte: 250 mm, 500 mm und 750 mm.



Bild 5 - 34: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile bei RS<sub>A</sub>(0,01)1000 am 22.02.2005

Am Anfang des Versuches ist der ganze Filterkörper voll aerob. Während der Infiltration der ersten 250 mm des Beschickungswassers entsteht eine sauerstoffärmere Zone in ersten 35 cm. Nach dem Durchsatz von weiteren 250 mm geht die Schicht zwischen 0 und 20 cm in den anaeroben Bereich über. Gleichzeitig wurde in 35 cm Tiefe mehr als 1 mg O<sub>2</sub>/I gemessen. Die Bedingungen im Filterkörper unter dieser Tiefe sind während des ganzen Versuches aerob.

Die Ausprägung der Zonierung des Filterkörpers hinsichtlich der Sauerstoffverfügbarkeit ist im Standardbetrieb mit der Beschickungshöhe verbunden. Bei Beschickungen mit der Stapelhöhe  $h_a < 1000$  mm können die anaeroben Zonen nicht entstehen, wenn die hydraulische und/oder stoffliche Belastung nicht ausreichend ist, damit der ganze verfügbare Sauerstoff aufgezehrt wird. Die Sauerstoffmessungen *in situ* während zwei Beschickungen mit  $h_a = 500$ mm am 08.02.05 und 10.02.05 bestätigen das Entstehen der Zonen mit deutlich geringerer Sauerstoffkonzentration in den obersten Filterschichten. Bei gleicher Beschickungshöhe ist die Mächtigkeit der anaeroben bzw. anoxischen Zone von der stofflichen Belastung im Zulauf abhängig. Die Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei der Rheinsandsäule  $RS_A(0,01)500$  am 08.02.05 und 10.02.05 sind in Anhang 5 zu finden.

## 5.3.2 Extreme Ereignisse

Besondere Aufmerksamkeit im Hinblick auf die Änderung der Milieubedingungen verdienen extreme Ereignisse, bei der die Belastungsgrenzen erreicht werden können. Die Zusammenhänge zwischen CSB- und Ammoniumzulauffrachten, Beschickungshöhe und Änderungen der Reinigungsleistung der Filtersäulen wurden in Kapitel 5.2 diskutiert. Es wurde dort ein unterschiedliches Verhalten der zwei untersuchten Substrate angedeutet, das besonders bei hohen hydraulischen und stofflichen Belastungen sichtbar war.

Die Erklärung mancher Phänomene, die bei der Frachtbilanzierung im Bereich der Grenzbelastungen aufgetreten sind, verlangt vertiefte Erkenntnisse über Parameter wie Sauerstoffverfügbarkeit, pH-Werte und Redoxpotential, damit diese Erscheinungen interpretiert werden können. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Messungen von diesen Parametern bei einem Versuch mit hoher Beschickungshöhe an zwei Säulen mit verschiedenen Substraten beschrieben.

## 5.3.2.1 Vergleich zweier Substrate

Da schon geringe Unterschiede in der Zusammensetzung des Beschickungswassers bei einem Substrat mit verschiedenem Sauerstoffverbrauch resultieren können, wurden die Messungen an den zu vergleichenden Säulen am gleichen Tag unter identischen Versuchsbedingungen durchgeführt. Auf die beiden Säulen RS<sub>A</sub> und LS<sub>C</sub> wurde die gleiche Menge  $h_a = 2500$  mm Beschickungswasser mit identischer Zusammensetzung zugeführt. Die Drosselabflussspende betrug bei beiden Säulen  $q_d = 0,01$  l/s·m<sup>2</sup>. Eine gute Vergleichsmöglichkeit der Sauerstoffmessungen garantieren die in gleichen Tiefen montierten Sauerstoffsensoren in 20 und 35 cm Tiefe. Standardmäßig wurden auch die Parameter im Überstand und Ablauf der beiden Säulen mitgemessen.

Anhand des Verlaufes von Sauerstoffkonzentration- und Redoxganglinien, die in Bild 5 – 35 und Bild 5 – 36 dargestellt sind, kann man die Änderung der Milieubedingungen in anaerobe Bedingungen in verschiedenen Filterschichten beider Säulen verfolgen.

Im Überstandswasser sinkt die O<sub>2</sub>-Konzentration in beiden Säulen in ähnlichem Tempo und ist nach ca. 500 mm des Durchsatzes fast sauerstofffrei. Es ist eine Bestätigung der Plausibilität der Ergebnisse, weil anzunehmen ist, dass die sauerstoffzehrenden Mikroorganismen hauptsächlich im Beschickungswasser vorhanden sind. Die in den jeweiligen Säulen vorhandene Biozönose hat keinen entscheidenden Einfluss auf die Prozesse im Überstandswasser. Der Sauerstoffeintrag, der zur Erhöhung der O<sub>2</sub>-Konzentration im Überstandswasser der beiden Säulen nach ca. 800 mm führt, ist durch die Teilbeschickungen verursacht.

Bei der Betrachtung der Sauerstoffkonzentrationen im Filterkörper sind Unterschiede im Sauerstoffverbrauch zwischen den beiden Säulen bemerkbar.



Bild 5 - 35: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei RS<sub>A</sub>(0,01)2500 am 15.08.2005



Bild 5 - 36: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei LS<sub>c</sub>(0,01)2500 am 15.08.2005

Bei der Rheinsandsäule zeigen die beiden *in situ* messenden Sensoren für die ersten 250 mm des Durchsatzes eine Absenkung der Sauerstoffkonzentration, die langsamer als im Überstand verläuft. Danach verlangsamt sich der Sauerstoffverbrauch im Überstand und in 35 cm Tiefe. Bei dem 430. mm des Durchsatzes wird in allen 3 Messpunkten die Konzentration von 0,5 mg O<sub>2</sub>/l unterschritten. Ab dem 600. mm ist die Rheinsandsäule bis zu 35 cm Tiefe sauerstofffrei. In den obersten Schichten der Lavasandsäule sinkt die Sauerstoffkonzentration schneller als im Überstand und anaerobe Bedingungen stellen sich in diesem Bereich schon ab ca. 300 mm Durchsatz ein.



Bild 5 - 37: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei RS<sub>A</sub>(0,01)2500 am 15.08.2005



Bild 5 - 38: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei LS<sub>c</sub>(0,01)2500 am 15.08.2005

Vollkommen sauerstofffrei werden die beiden Säulen in der gleichen Phase des Versuches – nach Abfluss von ca. 1600 mm, was ca. 2/3 des gesamten Abflusses ausmacht. Dass die

Milieubedingungen in der Lavasandsäule immer mehr anaerob werden, ist am Verlauf des Redoxpotentials abzulesen. Dieses sinkt bis zur Entleerung der LS<sub>c</sub>. Dieser Effekt ist in der Rheinsandsäule nicht zu beobachten. Das Redoxpotential im Ablauf dieser Säule sinkt zwar ab dem 1250. mm, aber sobald in der ganzen Säule kein gelöster Sauerstoff mehr nachweisbar ist, steigt es wieder an und bleibt auf dem Ausgangsniveau bis zum Ende des Versuches. Der pH-Wert bleibt während der gesamten Versuchsdauer bei beiden Säulen relativ stabil: Die Werte schwanken im Bereich von 7,2 bis 7,7. Die Erklärung dieses Phänomens ohne Kenntnis der Stoffumbauprozesse, die in Filterkörpern beider Säulen verlaufen, ist nicht möglich. Auf dieses Thema wird in Kapitel 5.4.1 näher eingegangen, wo auch Verläufe der Reinigungsleistung bezüglich ausgewählten stofflichen Parameter in denselben Versuchen beschrieben werden.

Um die Änderungen der Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Tiefen besser vergleichen zu können, wurden in Bild 5 – 37 und Bild 5 – 38 die ausgewählten Durchsatzwerte mit Sauerstoffgehalten von allen Messorten zusammengestellt.

#### 5.3.2.2 Sauerstoffmessungen in Trockenpause

Nach den oben beschrieben Versuchen vom 15.08.05 wurde die Sauerstoffmessung *in situ* nach dem Ablaufende fortgesetzt, um die Erneuerung der Bodenluft nach der Filterentleerung zu untersuchen.

Die beiden unteren Diagramme (siehe Bild 5 – 39 und Bild 5 – 40) zeigen auf der Y-Achse die Sauerstoffkonzentration in jeweiliger Tiefe unmittelbar vor Beginn der Beschickung als Anfangszustand. Der nächste Punkt ist die jeweils tiefste gemessene  $O_2$ -Konzentration, die noch während der Beschickung in der Regel kurz vor dem Absinken des Wasserspiegels unterhalb des Messpunkts aufgetreten ist. Danach wurden die Sauerstoffkonzentrationen in dem trocken gefallenen Filterkörper registriert.



Bild 5 - 39: Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Tiefen nach der Beschickung am 15.08.2005 in Rheinsandsäule RS<sub>A</sub>(0,01)2500



Bild 5 - 40: Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Tiefen nach der Beschickung am 15.08.2005 in Lavasandsäule LS<sub>c</sub>(0,01)2500

Die schnelle Erhöhung der Sauerstoffkonzentration in beiden Säulen von 0 auf mehrere mg  $O_2/I$  erfolgt innerhalb relativ kurzer Zeit, noch vor dem Ende des Ablaufs, und ist auf den konvektiven Sauerstoffeintrag zurückzuführen. Der rasche Anstieg der  $O_2$ -Konzentration im Filterkörper ist mit dem Ende der Filterentleerung, nach ca. 70 h (ca. 2,9 d) ab Beschickungsanfang abgeschlossen. Danach kommt die Diffusion als Sauerstoffeintragsweg zur Geltung.

Die Abnahme der Sauerstoffkonzentration, die nach dem anfänglichen schnellen Anstieg erfolgt, ist durch die sauerstoffzehrenden Abbauprozesse verursacht, die kurz nach der Filterentleerung einen großen Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt ausüben. Mit wachsendem zeitlichem Abstand zum Ende der Entleerung nimmt der Einfluss der biologischen Prozesse ab. In diesem Fall erreicht die mikrobiologisch bedingte Sauerstoffkonzentrationsabsenkung in beiden Säulen ca. 10 h nach Filterentleerung ihr Minimum. Der Zeitpunkt, zu dem die Sauerstoffkonzentration in Rheinsandsäule RS<sub>A</sub> das Niveau vom Beschickungsanfang erreicht, ist wegen zu wenigen Messpunkten nicht eindeutig zu ermitteln. Bei der Lavasandsäule wird die Konzentration von 6,3 mg O<sub>2</sub>/l, die 80 % der unmittelbar vom Beschickungsanfang in gleicher Tiefe gemessenen O<sub>2</sub>-Konzentration (O<sub>2</sub>-Ausgangkonzentration), nach ca. 36 h vor dem Ablaufende erreicht. Die weitere Erhöhung der O<sub>2</sub>-Konzentration verläuft langsamer, da jetzt der O<sub>2</sub>-Konzentrationsgradient zwischen Bodenluft und Atmosphäre geringer ist und der O<sub>2</sub>-Fluss in den Filter sinkt. Die O<sub>2</sub>-Ausgangskonzentration wird nach ca. 4 Tagen nach Trockenfallen des Filters erreicht.

Zwischen den Messungen in beiden Säulen ist ein Unterschied im Verlauf der  $O_2$ -Konzentration in 20 cm und 35 cm Tiefe bemerkbar. Bei der Lavasandsäule  $LS_C$  sind die Werte in diesen beiden Schichten weitgehend ähnlich. Bei der Rheinsandsäule  $RS_A$  wurden in der Zeit direkt nach der Filterentleerung in der Tiefe von 35 cm um im Mittel 0,7 mg/l niedrigere  $O_2$ -Konzentrationen als in der Tiefe von 20 cm gemessen. Dieser Unterschied verringert sich mit der Zeit und die Konzentrationen gleichen sich erst nach der Zeit des mikrobiologischen Abbaus an. Die Ursachen für die unterschiedliche Intensität der Bodenlufterneuerung können verschiedene Gründe haben. Trotz einen hohen Porenanteil scheint die poröse Kornoberfläche von Lavasand im Vergleich zu glattkörnigem Rheinsand den diffundiven Luftaustausch erschweren. Weiterhin ist der Sauerstoffverbrauch in Filterkörpern der beiden Säulen direkt mit der von ihnen erreichten Wirkungsgraden verbunden und somit können die oben beschriebene Verläufe getrennt von Reinigungsprozesse nicht analisiert werden. Auf dieses Thema wird in einer Gesamtbetrachtung dieser Beschickung in Kapitel 5.4 eingegangen.

#### 5.3.3 Einfluss der Drosselabflussspenden auf den Sauerstoffverbrauch

Die Auswirkung der erhöhten Drosselabflussspenden auf die CSB- und Ammoniumreinigungsleistung wurde schon in Kapitel 5.2.3 beschrieben. Ein Beitrag zur Erklärung der festgestellten Unterschiede kann die Untersuchung des Sauerstoffverbrauchs während der Versuche leisten. Im Folgenden werden drei Versuche beschrieben, in denen jeweils zwei Säulen mit verschiedenen Drosselabflussspenden betrieben wurden. Im Anschluss daran wird die Bodenlufterneuerung in Säulen mit verschiedenen Drosselabflussspenden anhand O<sub>2</sub>-Messungen *in situ* beschrieben, die nach dem Trockenfallen der Säulen über mehrere Tage fortgefahren wurden.

Am 08.02.05 fand die 500 mm - Beschickung der zwei Rheinsandsäulen statt:  $RS_A(0,01)$  und  $RS_B(0,05)$ . Beim nächsten Beispiel handelt es sich um eine 1000 mm – Beschickung vom 22.02.05 an den gleichen Säulen, wobei die  $RS_B$  diesmal auf  $q_d = 0,03$  l/s·m<sup>2</sup> gedrosselt wurde ( $RS_B$ '). Als letztes wird ein Versuch an Lavasandsäulen  $LS_C(0,01)$  und  $LS_E(0,1)$  mit Beschickungshöhe  $h_a = 1500$  mm am 19.07.05 analysiert, bei dem die Drosselabflussspenden der parallel untersuchten Säulen sich um Faktor 10 unterschieden.

#### Versuch am 22.02.05: $h_a = 1000 \text{ mm}; q_d(RS_A) = 0,01; q_d(RS_B) = 0,03$

Bei diesem Versuch wurden die Rheinsandsäulen  $RS_A(0,01)$  und  $RS_B'(0,03)$  untersucht. Eine ausführliche Beschreibung des Versuchsverlaufes und Sauerstoffverhaltens für die  $RS_A$  enthält Kapitel 5.3.1. Anhand der CSB- und Ammoniumganglinien (siehe Anhang 5) im Ablauf konnte die Reinigungsleistung der beiden Säulen verglichen werden. Die Ganglinien weisen auf eine stabile CSB-Reinigungsleistung während des gesamten Versuchs in beiden Säulen hin, die jedoch in RS<sub>A</sub> um über 6 % höher als in RS<sub>B</sub> war. Hinsichtlich Ammonium wurde in der RS<sub>B</sub> ein Filterdurchbruch festgestellt, was die Absenkung des Ammoniumwirkungsgrades auf 84,5 % verursacht hat ( $\eta_{NH4-N}(RS_A) = 96,6$  %).

Bild 5 – 41 zeigt den Verlauf der O<sub>2</sub>-Konzentrationsganglinien in RS<sub>B</sub>'(0,03). Die entsprechenden O<sub>2</sub>-Ganglinien für RS<sub>A</sub>(0,01) sind in Bild 5 – 32 dargestellt. Da in der RS<sub>B</sub>' nur ein Sensor im Filterkörper platziert wurde, ist zwischen beiden Säulen nur ein grober Vergleich des Sauerstoffverbrauchs möglich.

Die beiden Diagramme sind auf den Durchsatz bezogen und zeigen einen größeren  $O_2$ -Verbrauch bei der "langsamen"  $RS_A(0,01)$ . Nach 370 mm des Durchsatzes sinkt in der  $RS_A$ die  $O_2$ -Konzentration in 20 cm Tiefe auf 0 mg/l. Bei dem gleichwertigen Volumenelement wurde in gleicher Tiefe bei der  $RS_B$ ' noch über 5 mg  $O_2$ /l gemessen. Wenn die gleichen  $O_2$ -Ganglinien auf ihren zeitlichen Verlauf vom Versuchsanfang bezogen werden (entsprechende Diagramme siehe Anhang 5), zeigt sich der Verlauf der O<sub>2</sub>-Ganglinien im Überstand der beiden Säulen und in 20 cm Tiefe als weitgehend gleich. Bevor jedoch der ganze Sauerstoff in 20 cm Tiefe bei der RS<sub>B</sub>' verbraucht wird, entleert sich die Säule und die Bodenporen füllen sich mit atmosphärischer Luft. Umgekehrt ist es beim Vergleich von O<sub>2</sub>- Ablaufganglinien. Die durchflussbezogenen Ganglinien ähneln sich im Verlauf sehr stark, bei dem zeitbezogenen Vergleich fällt der schnellere O<sub>2</sub>-Verbrauch in der RS<sub>B</sub>' auf.



Bild 5 - 41: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei RS<sub>B</sub>'(0,03)1000 am 22.02.05

Versuch am 08.02.05:  $h_a = 500 \text{ mm}; q_d(RS_A) = 0,01; q_d(RS_B) = 0,05$ 

Bei diesem Versuch wurden 2 Rheinsandsäulen einer kleinen Beschickungshöhe ausgesetzt. Die CSB- und Ammoniumzulaufkonzentration waren im Vergleich zu den Zielwerten erhöht. Die Zusammenstellung der Beschickungsbedingungen und erreichten Wirkungsgrade sind in Tabelle 5 - 7 vorhanden.

Tabelle 5 - 7: Zulaufkonzentration	und erreich	te Wirkungsgrade	bei 500	<i>mm –</i>	Versuch	am
08.02.05						

		RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> '(0,03)	
	C_CSB	91,1 mg/l	89,2 mg/l	
Zulaufkonzentration	S_CSB	66,0 mg/l	66,9 mg/l	
	$NH_4-N$	18,2 mg/l	18,1 mg/l	
Mirkupgograd	S_CSB	66,3 %	58,4 %	
wirkungsgrad	NH <sub>4</sub> -N	99,5 %	98,6 %	

Bezüglich Ammonium haben die beiden Säulen eine ähnliche Reinigungsleistung erreicht. Die CSB-Entfernungsrate von  $RS_A(0,01)$  übertraf die Rate der "schnelleren"  $RS_B(0,05)$  um fast 8 %. Während dieses Versuchs wurde die Sauerstoffkonzentration sowohl im Überstand und Ablauf der beiden Säulen gemessen, als auch in zwei Tiefen des Filterkörpers 10 und 24 cm. Die Ergebnisse der Messungen in Bezug auf den Durchsatz zeigen Bild 5 – 42 und Bild 5 – 43.

Die größere Ablaufrate der  $RS_B$  hat die kürzere Versuchsdauer (definiert als Zeit zwischen Anfang der Beschickung und der Entleerung der Säule) im Vergleich zur  $RS_A$  von ca. 11 h auf ca. 2,5 h verkürzt. Entsprechend der Versuchsdauer hat sich auch die Überstauzeit verkürzt. Die Infiltration des im Retentionsraum gesammelten Beschickungswassers dauerte bei der  $RS_A$  ca. 4 h und die  $RS_B$  war nach 1,25 h nicht mehr überstaut. In dieser Zeit ist die  $O_2$ -Konzentration im Überstau der  $RS_B$  um knapp 2 mg/l gesunken und am Ende des Überstaus betrug sie noch 6 mg/l. Zum gleichen Zeitpunkt war die  $O_2$ -Konzentration im Überstauwasser der  $RS_A$  vergleichbar. Nach weiteren 10 h, kurz vor Ende des Überstaus, erreichte die Sauerstoffkonzentration im Überstauwasser bei der  $RS_A$  ca. 2 mg/l.

Die Abläufe der beiden Säulen waren während der ganzen Versuchsdauer mit einer O<sub>2</sub>-Konzentration um 8 mg/l gut mit Sauerstoff angereichert.



Bild 5 - 42: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei RS<sub>A</sub>(0,01)500 am 08.02.2005



Bild 5 - 43: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei  $RS_B(0,05)500$  am 08.02.2005

Die nähere Betrachtung der Messwerte *in situ* offenbart die ersten Unterschiede zwischen den Säulen. Obwohl im Gegensatz zur "schnellen"  $RS_B$  die  $O_2$ -Konzentration in 10 cm Tiefe bei der  $RS_A$  niedriger als im Überstandswasser ist, verlaufen in Bezug auf den Durchsatz die  $O_2$ -Konzentrationsganglinien der beiden Säulen in 10 cm Tiefe sehr ähnlich. In darunter liegenden Schichten ist die Abnahme der  $O_2$ -Konzentration in der  $RS_B$  deutlich geringer als in

der RS<sub>A</sub>. In beiden Säulen herrschten aber während der gesamten Versuchsdauer aerobe Milieubedingungen.

Die Differenzen der  $O_2$ -Konzentrationen zwischen den Filterschichten der beiden Säulen (siehe Bild 5 – 44 und Bild 5 – 45) weisen auf eine unterschiedliche Intensität des  $O_2$ -Verbrauchs und der Wiederbelüftung in Bezug auf den Durchsatz hin.



Bild 5 - 44: Differenz von Sauerstoffkonzentrationen an verschiedenen Messstellen in RS<sub>A</sub>(0,01) am 08.02.2005



Bild 5 - 45: Differenz von Sauerstoffkonzentrationen an verschiedenen Messstellen in  $RS_B(0,05)$  am 08.02.2005

Bei der  $RS_B$  schienen die sauerstoffzehrenden Prozesse und der Wiederbelüftungseffekt in den obersten 10 cm des Filterkörpers im Gleichgewicht zu sein. In darunter liegenden Schichten ist der Einfluss der Wiederbelüftung stärker. Bei der "langsamen"  $RS_A$  ist die Anreicherung des Beschickungswassers mit Sauerstoff in den obersten 10 cm und unterhalb von 24 cm zu beobachten.

Versuch am 19.07.05: ha = 1500 mm; qd(LSc)=0,01; qd(LSE)=0,1

# Das letzte Beispiel betrifft einen Versuch an den Lavasandsäulen $LS_c$ und $LS_E$ . Die Angaben zur Zulaufbelastung und den erreichten Wirkungsgraden sind in Tabelle 5 - 8 zusammenge-

fasst. Die zehnfache Erhöhung der Drosselabflussspende bei SL<sub>E</sub> hatte eine nur geringe Auswirkung auf die CSB-Reinigungsleistung – der CSB-Wirkungsgrad der "schnellen" LS<sub>E</sub> betrug um 8 % weniger als bei der LS<sub>C</sub>. Der Ammoniumwirkungsgrad war bei beiden Lavasandsäulen gleich.

		LS <sub>C</sub> (0,01)	LS <sub>E</sub> (0,1)
7.1	C_CSB	56,2mg/l	56,8 mg/l
Zulautkonzentrati-	S_CSB	40,2 mg/l	40,4 mg/l
OII	$NH_4-N$	7,06 mg/l	6,99 mg/l
	S_CSB	66,9 %	59,1 %
wirkungsgrad	NH <sub>4</sub> -N	98,3 %	98,3 %

Tabelle 5 - 8: Zulaufkonzentration und erreichte Wirkungsgrade bei 1500 mm – Versuch am 19.07.05

Die Ergebnisse der O<sub>2</sub>-Messung bestätigen die Erkenntnisse, die bei der Beschickung von Rheinsandsäulen am 22.02.2005 gewonnen wurden. Bild 5 - 46 und Bild 5 - 47 stellen diese Ergebnisse als Sauerstoffkonzentrationsganglinien dar.



Bild 5 - 46: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei LS<sub>c</sub>(0,01)1500 am 19.07.2005



Bild 5 - 47: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei  $LS_E(0, 1)$ 1500 am 19.07.2005

Ähnlich wie bei dem Versuch am 22.02.05, kann man dank der durchflussbezogenen Darstellung feststellen, dass bei der Säule  $LS_c$  mit längerer Abwasseraufenthaltzeit pro infiltrierender Volumeneinheit mehr Sauerstoff verbraucht wird als bei der  $LS_E$ . Nach Abfluss von ca. 200 mm gibt es praktisch keinen Sauerstoff bis zu 20 cm Tiefe. Bei der Säule  $SL_E$  mit zehnfacher Filtergeschwindigkeit treten anaerobe Bedingungen in 20 cm Tiefe erst nach Abfluss von 750 mm auf, wobei das Überstandswasser noch nicht ganz sauerstofffrei ist.

Darüber hinaus verläuft die O<sub>2</sub>-Konzentrationabsenkung im Überstandswasser und in 20 cm Tiefe der beiden Säulen zeitlich sehr ähnlich. Die zeitbezogenen O<sub>2</sub>-Ganglinien für diesen Versuch enthält Anhang 5.

### 5.3.3.1 Erneuerung der Bodenluft nach Entleerungsende

Die Änderung der Sauerstoffkonzentration der Bodenluft in zwei gleich gedrosselten Säulen  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$  nach einer extremen Beschickung wurde bereits in Kapitel 5.3.2.2 beschrieben. In Bild 5 – 48 ist der Sauerstoffeintrag nach der Beschickung von zwei Lavasandsäulen am 19.07.05 ( $h_a = 1500$  mm) gezeigt. Beide Säulen wurden gleich beschickt, aber der Drosselabfluss der LS<sub>E</sub> war zehnfach größer als der der LS<sub>C</sub>.



Bild 5 - 48: Sauerstoffkonzentration in 20 cm Tiefe nach der Beschickung am 19.07.2005 in Lavasandsäulen  $LS_c(0,01)1500$  und  $LS_E(0,1)1500$ 

Eine größere Drosselabflussspende führt bei gleicher Beschickungshöhe zu einer schnelleren Entleerung des Filterkörpers der Lavasandsäule  $LS_E(0,1)$  und intensiviert den konvektiven Sauerstoffeintrag. Die minimale  $O_2$ -Konzentration in der Phase des sauerstoffzehrenden Abbaus nach der Entleerung war bei beiden Säulen ähnlich und betrug ca. 6,0 mg/l. Dieses Minimum wurde bei  $LS_E$  nach ca. 5,5 h nach der Entleerung erreicht. Bei  $LS_C$  wurde dieser Tiefstwert vor Ende der Entleerung erreicht, wenn sich das Beschickungswasser noch in den untersten Filterschichten befand.

Nach dieser Phase der erhöhten mikrobiellen Aktivität stieg die O<sub>2</sub>-Konzentration in beiden Filterkörpern langsam auf das Ausgangsniveau an, d.h. auf die O<sub>2</sub>-Konzentration, die direkt vor Anfang der Beschickung in 20 cm Tiefe in jeder dieser Säulen gemessen wurde. Nach ca. 50 h nach Ablaufende wurde die O<sub>2</sub>-Ausgangskonzentration in 20 cm Tiefe bei der  $LS_E$ 

erreicht. Zum gleichen Zeitpunkt stand die LS<sub>C</sub> erst seit 6 h trocken und die O<sub>2</sub>-Konzentration in gleicher Tiefe betrug ca. 80 % des Ausgangswertes. Nach 4 Tagen vom Trockenfallen der LS<sub>C</sub> hat der Sauerstoffanteil der Bodenluft in der untersuchten Tiefe den Ausgangswert erreicht.

Der Vergleich der Wiederbelüftung der zwei unterschiedlich gedrosselten Lavasandsäulen zeigt, dass die uterschiedliche Filtrationsgeschwindigkeit den Einfluss nur auf diese Phase hat, in der es zum konvektiven Lufteintrag in den Filterkörper kommt. In der weniger gedrosselten Säule  $LS_E$  ist zum Ende ihrer Entleerung die O2-Konzentration höher als bei LSC. Die Phase, in der der Sauerstoffanteil in der Bodenluft aufgrund der Diffusion steigt, verläuft in beiden Lavasandsäulen ähnlich, unabhängig von erbrachten Wirkungsgrade ( siehe Tabelle 5-8)

## 5.3.4 Zusammenfassung wesentlicher Ergebnisse

Anhand des O<sub>2</sub>-Konzentrationsgradienten zwischen Überstandswasser und Säulenablauf wurde angenommen, dass das infiltrierende Abwasser auf seinem Weg durch den Filterkörper mit dem Sauerstoff angereicht wird. Diese Annahme wird durch die Ergebnisse einer Volumenbilanz unterstützt. Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 5 - 9 zusammengestellt.

	$RS_{A}$	LS <sub>c</sub>
Innendurchmesser der Säule [dm]	1,9	1,9
Mächtigkeit des Filterkörpers [dm]	10,1	10,05
Gesamtvolumen des Sandkörpers V [I]	31,2	29,8
Porenvolumen im Sandkörper $V_p [I]^{(1)}$	13,1	16,7
Betriebliche Sättigung des Sandkörpers S <sub>B</sub> [%]	76,7	71,3
Luftvol. im Sandkörper im Zustand der betrieblichen Sättigung $V_L = V_p (1 - S_B)$ [I]	3,1	4,8

Tabelle 5 - 9: Volumenbilanz zur Ermittlung des Luftvolumens im Filterkörper während einer Beschickung

<sup>1)</sup> berechnet anhand  $p_0$  aus Tabelle 5 - 2

<sup>2)</sup> übernommen anhand Tabelle 5 - 2

Die experimentell ermittelte Porosität der Sandkörper der Rheinsandsäule  $RS_A$  und der Lavasandsäule  $LS_C$  beträgt entsprechend 42 und 55 % (siehe Kapitel 5.1.1). Anhand der mittels der effektiven Porosität und des Restwassergehalts berechneten betrieblichen Sättigung wird deutlich, welcher Anteil der Bodenporen während der Betriebsphase mit Wasser gefüllt ist. Aus dem Unterschied zwischen diesen zwei Parametern ergibt sich ein Luftvolumen von mehreren Litern, das sich nach Beschickungsende im Sandkörper befindet.

Sauerstoffmessungen in verschiedenen Tiefen des Filterkörpers zeigen, dass sich hinsichtlich der Milieubedingungen im Filterkörper verschiedene Zonen bilden. Abhängig von der Beschickungshöhe und der stofflichen Belastung können sich in einem Filterkörper gleichzeitig in unterschiedlichen Tiefen aerobe, anoxische oder anaerobe Bedingungen einstellen. Dieses Gleichgewicht ist aber nicht stabil, die Zonen können sich während der Beschickung verbreitern oder schrumpfen. Bei Ereignissen mit extremen Beschickungshöhen kann die ganze Säule sauerstofffrei werden. Hinweise für anaerob verlaufende Prozesse kann dann das im Ablauf gemessene Redoxpotential liefern.

Der direkte Vergleich zweier Substrate unter identischen Beschickungsbedingungen zeigt, dass in denselben Filtertiefen der beiden Säulen der Sauerstoff mit verschiedener Intensität verbraucht wird und dass die untere Grenze des Bereiches, in dem Sauerstoffzehrung messbar ist, unterschiedlich verläuft.

Die Änderungen des Sauerstoffverbrauchs in Filterkörpern der Säulen mit unterschiedlichen Drosselabflussspenden sind nur in Bezug auf den Durchsatz sichtbar. Mit steigender Filtergeschwindigkeit (geringere Aufenthaltszeit des Abwassers in der Filtersäule) wird pro Volumeneinheit des infiltrierenden Abwassers weniger Sauerstoff verbraucht. Der auf die Zeit vom Versuchsanfang bezogene Sauerstoffverbrauch verläuft in der Regel in Filterkörpern mit gleichem Substrat, aber mit verschiedener Drosselabflussspende, ähnlich.

Zu Ende der Betriebsphase, wenn der Wasserspiegel unter die Filteroberkante sinkt, kommt es durch den konvektiven Sauerstoffeintrag zur Bodenlufterneuerung. Eine Erhöhung der Filtergeschwindigkeit begünstigt den konvektiven Sauerstoffeintrag. Eine danach auftretende Absenkung der O<sub>2</sub>-Konzentration im entwässerten Filterkörper ist auf die sauerstoffzehrenden Abbauvorgänge zurückzuführen. Diese Prozesse sind innerhalb weniger Stunden vom Überstauende zu beobachten. Danach ist eine langsame Erhöhung des Sauerstoffgehalts zu beobachten, die durch O<sub>2</sub>-Diffusion aus der atmosphärischen Luft verursacht ist. Der O<sub>2</sub>-Eintragspfad durch die Diffusion ist vom Einfluss der Drosselabflussspende abgekoppelt. Je nach Filtersubstrat und Belastung bei der davor stattfindenden Beschickung beträgt die Zeit zwischen Filterentleerung und Erreichen der Ausgangsauerstoffkonzentration 1 bis 4 Tage.

Prinzipiell stimmt das oben beschriebene Luftverhalten mit dem Modell von Schwager und Boller (1997), der für vertikale Bodenfilter ohne Abflussdrosselung vorgeschlagen wurde, überein (siehe Kapitel 3.3.2). Bei der Annahme, dass das Ende der Beschickung im Modell von Schwager und Boller und das Überstauende bei untersuchten Säulen im hydraulischen Hinsicht die gleiche Bedeutung während eines Beschickungszyklus haben (der Wasserspiegel sinkt unter die Filteroberkante), ist in beiden Fällen eine Abwechslung von Konvektion/Diffusion zu beobachten. Die Unterschiede sind im zeitlichen Maßstab dieser Prozesse sichtbar. Im Modell von Schwager und Boller dauert die Phase nach Ende der Beschickung, in der der konvektive Lufteintrag im Filterkörper höher ist, als die Diffusion, ca. 1 h. Bei den beiden untersuchten Säulen ist die Phase länger und dauert entsprechend ca. 2,5 h bei RS<sub>A</sub> und ca. 4 h bei LS<sub>c</sub>. Dieser Unterschied ist mit der Filtergeschwindigkeit verbunden. Der ungedrosselte Abfluss vom Modell-Bodenfilter führt zu einem intensiveren konvektiven Luftaustausch als bei den gedrosselten Laborsäulen.

Die Übertragung von Schwager-Boller-Modell auf das Luftverhalten in RBF ist somit als begrenzt abzuschätzen. Der konvektive Luftauftrag in der Beschickungsphase des Modell-Bodenfilters tritt in den RBF nicht mehr auf, sobald sich ein Überstau einstellt. Dauer der Überstauphase ist umso länger, je größrer die Beschickungshöhe ist und je stärker der Ablauf gedrosselt ist. Insgesamt spielt der Lufteintrag während der Beschickungs- und Überstauphase in RBF keine große Rolle, wie in dem beschriebnen Modell-Bodenfilter. Die Entleerungsphase ist dafür in beiden Fällen hinsichtlich Luftverhaltens relativ gut vergleichbar. Zuerst spielt die Konvektion eine größere Rolle. Wenn die Druckgradiente ausgeglichen sind, sorgt die Diffusion um den Ausgleich der Sauerstoffkonzentrationen zwischen dem Bodenluft und der Atmosphäre. Weiterhin sind die sauerstoffzehrenden Abbauprozesse in Betrachtungen des Luftverhaltens in einem RBF nicht zu vernachlässigen, insbesondere in der Entleerungsphase und kurz danach.

Die Ergebnisse der Sauerstoffmessungen werfen mehr Licht auf die Prozese, die im Filterinneren während der Beschickung und der Trockenphase stattfinden. Die Sauerstoffverfügbarkeit im Filterkörper, die mehrere Stunden vom Überstausnfang feststellbar ist, lässt die Reinigungsleistung eines RBFs auch auf die Abbauprozesse während der Beschickung zurückzuführen, nicht nur auf die Sorption. Auf die Zusammenhänge zwischen Sauerstoffverfügbarkeit und Abbauprozessen von C- und N-Verbindungen in Filterkörper wird näher in Kapitel 5.4 eingegangen.

Weiterhin lassen die O<sub>2</sub>-Messungen die Dauer der Trockenphase bestimmen, die für die Regeneration eines RBFs nötig ist. Als ein regenerierter RBF wird hier ein gut belüfteter RBF verstanden, in dem der Abbau während der Beschickung zurückgehaltener sauerstoffzehrenden Abwasserinhaltsstoffe abgeschlossen ist. In jeder der untersuchten Säulen war die Sauerstoffkonzentration spätestens nach 4 Tagen dem Wert vor der Beschickung gleich. Dies bedeutet, dass der Abbau von sorbierten Substanzen abgeschlossen ist und der verbrauchte Sauerstoff nachgeliefert wurde. Diese Zeitdauer entspricht den intuitiv angenommenen Wert von 4 Tagen, die als einen Regenerationszeitraum nach einem Daueretrieb von RBF von Schmitt und Dittmer (2005) vorgeschlagen wurde.

## 5.4 Gesamtbetrachtung der Beschickung

In diesem Kapitel werden die bis jetzt beschriebenen Parameter und Prozesse anhand eines Beispiels bezüglich ihrer gegenseitigen Abhängigkeit und Wechselwirkungen analysiert. Im unten beschriebenen Versuch wird in Anlehnung an Sauerstoffmessungen die Reinigungsleistung bezüglich CSB- und Ammonium während des Versuches beschrieben. Die Untersuchung der stofflichen Um- und Abbauprozessen während des Versuches wird durch die Nitratbetrachtung ergänzt.

## 5.4.1 Vergleich der Substrate

Die Wechselwirkungen zwischen den gemessenen Parametern und deren Analyse werden exemplarisch anhand einer extremen Belastung am 15.08.2005 dargestellt, bei der eine Rheinsandsäule  $RS_A(0,01)$  und eine Lavasandsäule  $LS_C$  (0,01) beschickt wurden. Bei dieser Beschickung ist es zum Filterdurchbruch hinsichtlich CSB in beiden Säulen und zum Ammoniumdurchbruch in Säule  $RS_A$  gekommen. Änderungen der Milieubedingungen (Sauerstoffkonzentration, Redoxpotential und pH-Wert) während dieser Beschickung wurden detailliert in Kapitel 5.3.2 beschrieben.

Die Versuchsbedingungen sind im Einzelnen in Tabelle 5 - 10 aufgelistet. Wegen der Begrenzung des Retentionsraums auf 900 mm, wurde das gesamte Beschickungsvolumen von 2500 mm in drei bzw. vier Teilbeschickungen (TB) auf jede Säule aufgebracht. Die Konzentrationen der Stickstoffkomponenten und des CSB schwankten in jeder der Beschickungsportionen. Die einzelnen Werte und die durchflussbezogene Zuordnung der Teilbeschickungen sind in Bild 5 - 50 und Bild 5 - 51 eingetragen.

		RS <sub>A</sub> (0,01)	LS <sub>C</sub> (0,01)	
	C_CSB	61,3 mg/l	61,3 mg/l	
Mittlere	S_CSB	44,5 mg/l	44,2 mg/l	
Zulaufkonzentrati-	$NH_4-N$	7,7 mg/l	7,7 mg/l	
on	NO <sub>3</sub> -N	0,70 mg/l	0,76 mg/l	
	NO <sub>2</sub> -N	0,12 mg/l	0,12 mg/l	
M/intrupagarad	S_CSB	49,6 %	58,2 %	
vvirkungsgrad	NH₄-N	66,2 %	99,1 %	

Tabelle 5 - 10: Zulaufkonzentration und erreichte Wirkungsgrade bei 2500 mm-Versuch am 15.08.2005

Die ersten Teilbeschickungen wurden, wie in Kapitel 4.4 beschrieben, bis zum Auftreten des Überstaus mit einer konstanten Intensität von 0,3 l/min auf die Säule aufgebracht. Danach erfolgte die Beschickung ungedrosselt. Die 1. TB wurden nach ca. 45 Min abgeschlossen. Die nächsten Teilbeschickungen wurden ungedrosselt geführt und jeweils innerhalb von ein paar Minuten abgeschlossen, während die Säulenoberfläche überstaut war.

In unregelmäßigen Abständen wurden Proben vom Überstand genommen, um den eventuellen Abbau der Abwasserkomponenten vor der Infiltration in den Filterkörper nachzuvollziehen. Die Verläufe der CSB und N-Komponenten sind in Bild 5 - 49 bis in Bild 5 - 52 gezeigt. Die im Überstand stattfindenden Prozesse sind in den unteren Abschnitten zusammen mit den Prozessen im Filterkörper beschrieben.

Durch den Vergleich der in Kapitel 5.3.2 beschriebenen Änderungen der Milieubedingungen mit den in Bild 5 - 49 bis Bild 5 - 52 dargestellten stofflichen Ganglinien ergeben sich neue Erkenntnisse der im Filter ablaufenden Abbauprozesse.

Die hohe und stabile Reinigungsleistung bezüglich Ammonium während der ersten 1100 mm bei der Rheinsandsäule RS<sub>A</sub> ist unter anderem mit der Verfügbarkeit von Sauerstoff zu erklären. Der dominierende Prozess während der Beschickung ist nach aktuellem Stand des Wissens die Sorption. Im Überstandswasser bleibt die Ammoniumkonzentration über mehrere Stunden fast unverändert. Der Verlauf der Ammonium- und Nitratganglinie lässt vermuten, dass neben der Sorption die schon während der Beschickung stattfindende Nitrifikation auch einen Beitrag zur Ammoniumelimination leistet. Der Filterdurchbruch hinsichtlich Ammonium findet fast genau in dem Moment statt, wenn der ganze Filter anaerob wird und die oben erwähnte Nitrifikation wegen Sauerstoffmangel gehemmt wird. Ab diesem Zeitpunkt steigt die Ammoniumkonzentration rasch an, um am Ende der Entleerung fast die Zulaufkonzentration zu erreichen.



Bild 5 - 49: Konzentrationsganglinien für Stickstoffkomponenten in Zulauf, Überstandswasser und Ablauf der  $RS_A(0,01)2500$  am 15.08.05



Bild 5 - 50: Konzentrationsganglinien für CSB in Zulauf, Überstandswasser und Ablauf der  $RS_A(0,01)2500$  am 15.08.05

Während der Trockenphase wird im Filterkörper sorbiertes Ammonium nitrifiziert. Mit Beginn der folgenden Beschickung werden diese Stickstoffanteile als Nitrat mit dem Restwasser aus der Säule ausgetragen. Tracermessungen zeigen, dass der Austausch des Restwassers bei Rheinsandsäulen mit den ersten 200 mm des Ablaufs weitgehend abgeschlossen ist. Jedoch ist die NO<sub>3</sub>-Konzentration noch in weiteren 900 mm des Filterablaufs höher als die Zulauf-

konzentration (0,7 mg NO<sub>3</sub>-N/I). Diese Tatsache und die Ergebnisse der zusätzlichen Untersuchungen, die ausführlich in Kapitel 5.4.1 beschrieben werden, lassen mit großer Wahrscheinlichkeit annehmen, dass es sich hier um eine zusätzliche Nitrifikation während der Durchsickerung handelt. Da nach dieser Phase die Nitratkonzentration auf 0 mg/I sinkt und im ganzen Filter kein Sauerstoff mehr vorhanden ist, ist davon auszugehen, dass das Nitrat vom Beschickungswasser während der Filterentleerung denitrifiziert wurde. Dieser Prozess findet in gewissem Ausmaß schon im Überstandswasser statt, sobald es sauerstofffrei ist.

Die CSB-Ablaufkonzentration ist während der aeroben Phase des Filterbetriebes, also bis ca. 1500 mm des Filterdurchsatzes, relativ konstant. Danach steigt sie kontinuierlich bis zum Ende des Versuchs, erreicht aber nicht die Zulaufwerte. Die "Restreinigungsleistung" in dieser Phase des Versuches kann durch anaerobe Abbauprozesse von organischer Substanz verursacht werden. Die Beprobung des Überstandes zeigt, dass der CSB-Abbau schon dort relativ intensiv verläuft. Wenige Stunden nach Versuchsanfang sinkt die CSB-Konzentration im Überstandswasser um mehr als 10 mg/l im Vergleich zur Zulaufkonzentration. In Bezug auf die CSB-Konzentration im Überstandswasser ist es am Ende des Versuches zu einem vollständigen Filterdurchbruch gekommen. Das Verhalten der in gleichen Proben gemessenen DOC bestätigt das Auftreten eines "schleichenden" Filterdurchbruchs bei organischen Abwasserkomponenten.

Ähnlich verlaufen die Änderungen bei der Entfernung von organischen Substanzen in der Lavasandsäule LS<sub>c</sub>. Eine stabile und hohe CSB-Reinigungsleistung lässt zum Ende der aerober Phase nach, die CSB-Konzentration im Ablauf steigt langsam und am Ende der Filterentleerung kommt es in Bezug auf die Konzentration im Überstandswasser zu einem vollständigen Filterdurchbruch (siehe Bild 5 - 51).

Die Prozesse der N-Komponenten weisen in der Lavasandsäule gewisse Unterschiede zur Rheinsandsäule auf. In der  $LS_c$  kommt es zu keinem Ammoniumdurchbruch – während der gesamten Versuchsdauer überschreitet die Ammoniumablaufkonzentration den Wert von 0,1 NH<sub>4</sub>-N/I nicht (siehe Bild 5 - 52).

Auffallend ist die hohe Nitratkonzentration am Anfang des Abflusses. Diese ist auf die hohe Ammoniumbelastung bei der vorherigen Beschickung der  $LS_c$  am 09.08.05 zurückzuführen. Die andere Vorbelastung der Rheinsandsäule  $RS_A$  (siehe Tabelle A1-1 in Anhang 1), führte zu unterschiedlichen Mengen von ausgewaschenem Nitrat.

Ähnlich wie bei der  $RS_A$  ist die Nitratkonzentration im Ablauf der  $LS_C$  nach den ersten 300 mm des Ablaufs, noch in weiteren 900 mm, also bis zum Ende der aeroben Phase, deutlich höher als die Zulaufkonzentration von 0,76 mg NO<sub>3</sub>-N/I. Dies lässt auch in der  $LS_C$  eine Nitrifikation während der Beschickung vermuten. Da jedoch das Lavasubstrat aufgrund seiner bodenphysikalischen Eigenschaften eine viel höhere Sorptionskapazität als Rheinsand aufweist, scheint die Rolle der Nitrifikation für die gesamte Ammoniumentfernungsrate bei der Beschickung der Lavasandsäule weniger bedeutsam zu sein als bei Rheinsandsäulen.



Bild 5 - 51: Konzentrationsganglinien für CSB in Zulauf, Überstandswasser und Ablauf der LS<sub>c</sub>(0,01)2500 am 15.08.05



Bild 5 - 52: Konzentrationsganglinien für Stickstoffkomponenten in Zulauf, Überstandswasser und Ablauf der  $LS_{C}(0,01)2500$  am 15.08.05

#### Vergleich der Redoxverhältnisse

In Kapitel 5.3.2.1 wurden die Änderungen der Milieubedingungen beim Versuch am 15.08.05 an der Rheinsandsäule  $RS_A(0,01)$  und Lavasandsäule  $LS_C(0,01)$  beschrieben. Beide Säulen wurden nach ca. 2/3 des gesamten Abflusses ganz sauerstofffrei, die Änderungen des Redoxpotentials in Ablauf diesen Säulen verliefen jedoch unterschiedlich (siehe Bild 5 - 35 und Bild 5 - 36). Bei relativ konstanten pH-Wert im Ablauf beider Säulen ist das Redoxpotential in der anaeroben Phase des Versuches beider Lavasandsäule bis zur Entleerung gesunken. Bei der Rheinsandsäule hat die Absenkung des Redoxpotentials zwar früher angesetzt, aber sobald die ganze Säule sauerstofffrei wurde, steigt es wieder an und blieb auf dem Ausgangsniveau bis zum Ende des Versuches. Nach der stofflichen Analyse der Abläufe beider Säulen wurden Unterschiede im Verlauf der NO<sub>3</sub>- und NH<sub>4</sub>-Ablaufganglinien festgestellt.

Bild 5 - 53 zeigt Ganglinien einer weiteren N-Komponente im Ablauf beider untersuchten Säulen, des Nitrits, und den Verlauf des Redoxpotentials.

Der Verlauf der Redoxreaktionen bei der Lavasandsäule LS<sub>C</sub> während dieses Versuches lässt sich durch Einbeziehen der Stoffumbauprozesse beschreiben. So lange der freie Sauerstoff in gelöster Form zur Verfügung steht, wird er zu aeroben C- und N-Umbauprozessen verwendet. Er wirkt als Redoxpuffer und stabilisiert das Redoxpotential im entsprechenden Bereich. In dieser Phase kann auch eine Nitrifikation des zugeführten Ammonium ablaufen. Das Nitrit ist nur in dieser Phase des Versuches im Ablauf zu finden, obwohl es schwer festzustellen ist, ob es als Zwischenprodukt der N-Umbauprozesse in der Trockenphase ausgespült wird, oder schon während der Betriebsphase in der ersten Phase der Nitrifikation gebildet wurde.



Bild 5 - 53: Nitritkonzentration und Redoxpotential bei der  $RS_A(0,01)2500$  (links) und bei der  $LS_c(0,012500)$  am 15.08.05

Wenn die Lavasandsäule sauerstofffrei wird, kommt es zur Denitrifikation und das Redoxpotential sinkt. Laut Literaturangaben (siehe Tabelle 3 – 3) werden bei diesem Prozess Redoxwerte zwischen 500 und 200 mV gemessen. Die weitere Absenkung des Redoxpotentials folgt nach der Erschöpfung des Nitrats als Elektronendonator. Die organische Substanz wirkt nach wie vor als Donator, also sinkt das Redoxpotential auf die nächsttiefere Pufferstuffe ab. Da sich die Pufferbereiche überlappen, verläuft die Absenkung des Potentials kontinuierlich (Gisi, 1997).

Bei der Rheinsandsäule RS<sub>A</sub> verläuft das Redoxpotential in der aeroben Phase des Versuches ähnlich wie bei der Lavasandsäule. Der erste Unterschied ist beim Übergang in die anoxische Phase zu sehen, der gegen 1200 mm des Durchsatzes stattfindet. In den unters-

ten Filterschichten gibt es noch ca. 2 mg O<sub>2</sub>/l. Zu diesem Zeitpunkt kommt es zur Hemmung der Nitrifikation und die Nitritkonzentration im Ablauf steigt. Parallel kommt es zum Ammoniumdurchbruch. In dieser Phase sinkt auch das Redoxpotential um ca. 100 mV. Unterschiedlich zu der Lavasandsäule steigt das Redoxpotential wieder auf das Ausgangsniveau, wenn es in der ganzen Säule keinen gelösten Sauerstoff mehr gibt. Das Ausgangsniveau entspricht der Grenze zwischen aeroben und anoxischen Verhältnissen. Da es in dieser Phase kein Nitrat mehr im Ablauf der RS<sub>A</sub> gibt, ist es möglich, dass der Umbau von Nitrit, der beim Übergang der Verhältnisse ins Anoxische gebildet wurde, zur Erhöhung des Redoxpotentials beiträgt.

### 5.4.2 Nitratbetrachtung

Im obigen Kapitel wurde unter anderem die Nitrifikation während einer Beschickung beschrieben, deren Auftreten anhand erhöhter Nitratkonzentrationen im Ablauf festgestellt wurde. Die Grundvoraussetzungen für diesen Prozess, also die Verfügbarkeit von Ammonium und Anwesenheit von Sauerstoff, waren grundsätzlich bei vielen Beschickungen erfüllt.

Im Folgenden wird eine Variation des Tracerversuchs beschrieben, in dem insbesondere das Transportverhalten des Nitrates untersucht wurde.

#### 5.4.2.1 Beschickung mit entionisiertem Wasser

In Kapitel 5.1.3 wurde ein Tracerversuch beschrieben, bei dem eine Bromidverbindung als Markierungstoff eingesetzt wurde. Es wurde das anfängliche Abflussvolumen ermittelt, in dem sich das "frische" Beschickungswasser mit dem im Filterkörper noch von der letzten Beschickung verbliebenen Restwasser mischt. Der ausgewählte Tracer ist eine Substanz, die in dem untersuchten Filtersystem nicht auftritt. Nitrat dagegen ist im Filter vor der Beschickung als Abbauprodukt von Ammonium bereits vorhanden. Zur Überprüfung, ob sich das Ausspülen des Nitrats am Anfang jeder Beschickung analog zu dem beim Tracerversuch ermittelten Abflussvolumen verhält, wurde eine zusätzliche Untersuchung durchgeführt.

Um das Abflussverhalten des Nitrates detailliert zu betrachten wurden eine Rheinsandsäule und eine Lavasandsäule mit entionisiertem, stickstofffreiem Wasser beschickt. Im Ablauf wurde eine Nitratkonzentrationsganglinie mittels 0,5 – 2 I Mischproben (entspricht 18 bis 72 mm) ermittelt. Die Vorbereitung des Versuches umfasste vier 500 mm – Beschickungen der beiden Säulen mit üblichem Beschickungswasser, die im Abstand von 2 und 5 Tagen stattfanden. Das Beschickungen die Zulaufkonzentration von 10 mg NH<sub>4</sub>-N/I ergab. Die Trockenpause zwischen der letzten vorbereitenden Beschickungen und dem eigentlichen Versuch dauerte bei beiden Säulen 7 Tage. Diese Vorbereitung soll eine gute Vergleichbarkeit der Ergebnisse von beiden Säulen gewährleisten.

Der eigentliche Versuch fand am 02.11.05 statt. Die Beschickungsbedingungen sind in Tabelle 5 - 11 zusammengefasst.

	h <sub>a</sub>	q <sub>d</sub>	pH Konzentrationen [mg/			[mg/l]
	[mm]	[l/s·m²]	[-]	ΤN	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N
Rheinsandsäule	1000	0,01	7,2	< 0,5 <sup>1)</sup>	0,05	< 0,23 <sup>1)</sup>
Lavasandsäule	1000	0,01	7,2	< 0,5 <sup>1)</sup>	0,05	< 0,23 <sup>1)</sup>

Tabelle 5 - 11: Versuchsbedingungen bei der Beschickung mit entionisiertem Wasser am 02.11.05

<sup>1)</sup> unter der Bestimmungsgrenze

Bild 5 – 54 zeigt die Nitratganglinien im Ablauf der beiden untersuchten Säulen. In diesem Bild sind auch die Tracerganglinien, jeweils vom 2. Tag des Tracerversuchs (vgl. Bild 5 – 4) dargestellt. Die Ammoniumkonzentration im Ablauf der beiden Säulen hat den Wert von 0,08 mg/l nicht überschritten. Der Nitritgehalt im Ablauf wurde "nicht nachgewiesen" (Begriff nach DIN 32645, 1994).



Bild 5 - 54: NO<sub>3</sub>-N- und TracerGanglinien in Ablauf einer RS (links)und LS (rechts) bei der Beschickung mit entionisiertem Wasser am 02.11.05 und Tracerganglinien

Am Anfang des Ablaufes wurde das Nitrat ausgespült, das in der Trockenpause entstanden ist. Auf dem Diagramm ist es als großer Peak am Anfang der Ganglinien dargestellt, deren durchsatzbezogene Dauer mit den Ergebnissen des Tracerversuchs mit Bromid gut übereinstimmt (siehe Kapitel 5.1.3). Bei der Rheinsandsäule wurden im Anfangspeak ca. 85 % der gesamten Nitratfracht im Ablauf dieser Säule ausgetragen. Bei der Lavasandsäule wurde im Anfangspeak ca. 77 % der gesamten Nitratfracht ausgetragen. Nach dem Ablauf den ersten 200 mm (Rheinsandsäule) bzw. 300 mm (Lavasandsäule), die aus einer Mischung aus Restwasser und entionisiertem Wasser bestanden, sank die Nitratkonzentration bei beiden Säulen deutlich, unterschritt aber die Zulaufkonzentration nicht und schwankte bei beiden Säulen zwischen 0,6 und 1,8 mg NO<sub>3</sub>-N/I.

Es lässt sich nicht eindeutig feststellen, wodurch dieser Restaustrag des Nitrates verursacht ist. Es ist wahrscheinlich, dass es sich um das verzögerte Ausspülen des in der Trockenpause entstandenen Nitrats handelt, das aus kleineren und schwerer drainbaren Sandporen erst mit einer zeitlichen Verschiebung ausgetragen wird. Schwager und Boller (1997) haben bei ihren Untersuchungen der Transportprozesse in bewachsenen Bodenfiltern festgestellt, dass es während der Infiltration zur Stoffdifussion zwischen dränbaren ("mobilen") und nicht dränbaren ("immobilen") Poren kommt, was zur Verzögerung des Stofftransportes führt (siehe auch Lambert, 2001).
## 5.4.2.2 Einfluss der hydraulischen Belastung auf den Nitrataustrag

Die in Kapitel 5.4.1 beschriebene Erhöhung der Nitratkonzentration im Ablauf der untersuchten Säulen ist vermutlich auf die einsetzende Nitrifikation während der Beschickung zurückzuführen. Der charakteristische "zweite Peak" in den Ablaufganglinien des Nitrats tritt aber nicht bei jeder Beschickung auf. In diesem Kapitel wird ein Versuch unternommen, anhand der Analyse der Nitratganglinien von verschiedenen Beschickungen, die Einflussfaktoren zu nennen, die das Auftreten dieses Phänomens hervorrufen. In Betracht gezogen werden teilweise die Versuche, die hinsichtlich des CBS- und Ammoniumrückhaltes schon in Kapitel 5.2 beschrieben wurden.

Die Nitratkonzentration im Beschickungswasser überschreitet in der Regel den Wert von 1,5 mg NO<sub>3</sub>-N/I nicht und stammt hauptsächlich von Trinkwasser, das zur Abwasserverdünnung verwendet wird.

Zunächst werden die Nitratganglinien im Abfluss der Säulen  $RS_A$  und  $LS_C$  dargestellt, die mit einer Drosselabflussspende von 0,01 l/s·m<sup>2</sup> betrieben wurden. Weitere Ganglinien, auch für Säulen mit erhöhten Drosselabflussspenden, enthalten Anhang 4 und Anhang 6.

In Bild 5 - 55 und Bild 5 - 56 werden beispielhaft Nitratganglinien im Ablauf bei ausgewählten 1000 mm – Versuchen an der Rheinsandsäule  $RS_A$  und der Lavasandsäule  $LS_C$  dargestellt. Diese Versuche wurden schon bei der Analyse der Belastungsgrenzen hinsichtlich CSB und Ammonium beschrieben.



Bild 5 - 55: NO<sub>3</sub>-N-Ganglinien im Ablauf von RS<sub>A</sub>(0,01)) bei 1000 mm-Versuchen

Die variierenden Höhen des "NO<sub>3</sub>-Anfangspeaks" sind von der Ammoniumbelastung in der vorherigen Beschickung abhängig. Der "zweite NO<sub>3</sub>-Peak", der ungefähr in der Mitte des Abflusses auftritt, erreicht die höchsten Werte bei der Beschickung mit höheren Ammoniumzulaufkonzentrationen (> 10 mg NH<sub>4</sub>-N/I). Der deutlichste "zweite NO<sub>3</sub>-Peak" wurde bei den Beschickungen der RS<sub>A</sub> am 23.11.04 und bei LS<sub>C</sub> am 14.07.05 registriert, denen auch Beschickungen mit hohen Ammoniumzulaufkonzentrationen vorausgegangen sind. Am wenigsten ausgeprägt war der "zweite NO<sub>3</sub>-Peak" bei Beschickungen mit geringer Ammoniumzulaufkonzentration (< 6 mg/l) am 30.11.05 bei  $RS_A$  und am 05.07.05 bei  $LS_C$ .



Bild 5 - 56:  $NO_3$ -N-Ganglinien im Ablauf von  $LS_C(0,01)$  bei 1000 mm-Versuchen

In Anhang 6 werden NO<sub>3</sub>-Abflussganglinien von Untersuchungen mit verschiedenen Beschickungshöhen an Rheinsand- und Lavasandsäulen zusammengestellt, die mit verschiedenen Drosselabflussspenden betrieben wurden.

Aus dieser Zusammenstellung lassen sich folgende erste Einschätzungen für das Auftreten des "zweiten NO<sub>3</sub>-Peaks" formulieren:

- bei Beschickungen mit ha < 1000 mm steigt zwar die NO<sub>3</sub>-Konzentration zu Ende des Abflusses, es ist jedoch nicht eindeutig feststellbar, ob die Nitrifikation während der Beschickung stattfindet;
- bei einer Beschickungshöhe ab 1000 mm ist die NH<sub>4</sub>-Zulaufkonzentration f
  ür das Auftreten des "zweiten Peaks" von großer Bedeutung;
- der "zweite NO<sub>3</sub>-Peak" ist weniger ausgeprägt insbesondere bei den Säulen mit Drosselabflussspende q<sub>d</sub> > 0,01 l/s·m<sup>2</sup> und bei Zulaufkonzentrationen < 10 mg NH<sub>4</sub>-N/l.

Anhand der oben und in Anhang 6 graphisch dargestellten Nitratablaufganglinien konnte feststellt werden, dass die während der Betriebsphase entstandene Nitratmenge je nach Ammoniumzulaufkonzentration, Drosselabflussspende und Versuchsdauer variiert. Im Folgenden wird eine Nitratbilanz durchgeführt, um den Anteil des während der Betriebsphase entstandenen Nitrates im Verhältnis zur Gesamtfracht des gebildeten Nitrates abzuschätzen.

## 5.4.2.3 Nitratbilanzierung

Es konnten nur die Versuche bilanziert werden, deren Ablauf in der hohen Auflösung beprobt wurde (als Ganglinie) und der anschließende Versuch ähnlich dicht beprobt wurde. Bei der Berechnung wurde folgende Komponenten berücksichtigt:

NO<sub>3\_Zul</sub> – Nitratmenge [g NO<sub>3</sub>-N], die mit dem Beschickungswasser in den Filter eingetragen wurde; diese Komponente wird nicht mehr in die Bilanz einbezogen, wenn die ganze

Säule sauerstofffrei wird – anhand der Ergebnisse eigener Messungen (vgl. Kapitel 5.4.1) wird angenommen, dass das Zulaufnitrat bei Sauerstoffmangel im Überstand und im Filterkörper denitrifiziert wird

 $NO_{3_{Zul1}}$  bezieht sich auf die  $NO_{3}$ -Zulaufkonzentration der betrachteten Beschickung  $NO_{3_{Zul2}}$  bezieht sich auf die  $NO_{3}$ -Zulaufkonzentration der darauffolgenden Beschickung

- NO<sub>3\_Peak</sub> Nitratmenge [g NO<sub>3</sub>-N], die während der Trockenphase infolge der Nitrifikation des in der Betriebsphase sorbierten Ammoniums entstanden ist und bei der darauf folgenden Beschickung ausgespült wird; dieser Anteil ist der NO<sub>3</sub>-Fracht gleich, die in der ersten Phase des Ablaufs mit Restwasser ausgespült wird. Bei Rheinsandsäulen ist laut Tracermessungen (siehe Kapitel 5.1.3) das Restwasser in den ersten 200 mm vorhanden, bei Lavasand ist das Restwasseraustausch in den ersten 300 mm des Ablaufs abgeschlossen.
- NO<sub>3\_Rest</sub> Restmenge des Nitrats [g NO<sub>3</sub>-N], die in der Trockenpause entstanden ist und mit einer Verzögerung ausgespült wird (siehe Kapitel 5.4.2.1); für die Bilanz wird anhand der Erkenntnisse aus der Beschickung mit entionisiertem Wasser eine konstante Konzentration von 2 mg NO<sub>3</sub>-N/I für beide Sandsubstrate angenommen, diese Restmenge wird nur in der aeroben Phase der Versuche berücksichtigt.
- NO<sub>3\_Betrieb</sub> Nitratmenge [g NO<sub>3</sub>-N], die während der Betriebsphase im Ablauf vorhanden ist, nach dem der Restwasseraustausch abgeschlossen ist (nach 200 mm in Rheinsandsäulen und 300 mm in Lavasandsäulen)

Der prozentuale Anteil des während der Betriebsphase aus Ammonium entstehenden Nitrates wurde mit folgender Formel berechnet:

$$\% \text{Nitri} = \frac{\text{NO}_{3\_\text{Betrieb}} - \text{NO}_{3\_\text{Rest}} - \text{NO}_{3\_\text{Zul1}}}{(\text{NO}_{3\_\text{Peak}} - \text{NO}_{3\_\text{Zul2}}) + \text{NO}_{3\_\text{Betrieb}}} \bullet 100\%$$
(Gl. 5 - 1)

Eine Beispielrechnung enthält Anhang 6. Die Ergebnisse der Berechnung für Versuche an unterschiedlich gedrosselten Rheinsandsäulen und Lavasandsäulen sind in Tabelle 5 - 12 zusammengestellt.

Tabelle 5 - 12: Anteil des während der Betriebsphase entstandenen Nitrates im Verhältnis zur Gesamtfracht des gebildeten Nitrates für Rheinsandsäulen (links) und Lavasandsäulen (rechts)

Datum	h <sub>a</sub>	RS <sub>A</sub>	$RS_{B}$	RS <sub>B</sub> '
Datum	[mm]	[%Nitri]	[%Nitri]	[%Nitri]
16.11.04	1000	23	16	х
23.11.04	1000	36	19	х
25.11.04	1000	23	12	х
30.11.04	1000	29	21	х
25.01.05	1500	6	х	0
15.02.05	2200	18	х	х
22.02.05	1000	29	х	24

Datum	h <sub>a</sub>	LS <sub>C</sub>	$LS_{D}$	LS <sub>E</sub>
Datam	[mm]	[%Nitri]	[%Nitri]	[%Nitri]
05.07.05	1000	3	4	0
12.07.05	1000	16	12	3
14.07.05	1000	17	х	0

x – Bilanzierung nicht möglich

Das Ausmaß der Nitrifikation während der Betriebsphase im Vergleich zur gesamten Nitrifikationsrate variiert stark. Der größte Anteil des Nitrates entsteht während der Betriebsphase in "langsamen" Säulen  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$ . Unter diesen zwei Säulen erreicht die Rheinsandsäule  $RS_A$  eine höhere Nitrifikationsleistung während der Betriebsphase, was vermutlich mit ihrer geringeren Ammoniumsorptionskapazität in Verbindung steht. Lavasand, wie schon in Kapitel 5.2.2.2 beschrieben wurde, hat deutlich höhere  $NH_4$ -Sorptionskapazität als Rheinsand. Das maximale Ergebnis für Rheinsandsäule  $RS_A$  wurde bei einer 1000 mm Beschickung am 23.11.04 erreicht. Hier wurde ca. 36 % des Nitrates, das aus dem zugeführten Ammonium entstanden ist, während der Betriebsphase, also noch vor der Filterentleerung gebildet. Bei der Lavasandsäule  $LS_C$  konnte ein maximaler Anteil von 17 % (am 12 und 14.07.05) ermittelt werden.

Da es angenommen wird, dass die Sorption von Ammoniumionen relativ schnell abgeschlossen wird (vergleiche z.B. Richter, 1986), stehen während der Betriebsphase in Lavasandsäulen wenigere Ammoniumionen der Nitrifikation zur Verfügung als in Rheinsandsäulen. Bei der Berücksichtigung langer Generationszeit der Nitrifikanten und wenig optimalen Bedingungen für die Nitrifikation in RBF (siehe Kapitel 2.2.2.3) ist es wahrscheinlich, dass obwohl eine Sorption und ihr synchrone Nitrifikation nicht ausgeschlossen sind, tritt die Nitrifikation in einem nennenswerten Ausmaß erst dann, wenn die substratbedingte Sorptionskapazität ganz oder beinahe erschöpft wird.

Bei den Säulen mit höheren Drosselabflussspenden wird weniger Nitrat in der Betriebsphase gebildet als bei den "langsamen" Säulen, die mit gleichem Substrat gefüllt sind. Bei den Rheinsandsäulen ist diese Auswirkung deutlicher zu sehen, da eine fünffache Erhöhung des Abflusses (siehe  $RS_B(0,05)$ ) den gesuchten Nitratanteil halbiert. Bei den Lavasandsäulen ist diese Tendenz nur in einem begrenzten Ausmaß feststellbar. Für die Säule  $LS_D(0,05)$  konnten nur zwei Versuche bilanziert werden, für die Säule  $LS_C(0,1) - 3$  Versuche. Die Nitratbildung bei der "sehr schnellen" Lavasandsäule  $LS_E(0,1)$  konnte während der Betriebsphase nur selten beobachtet werden, was darauf hinweisen kann, dass dieses Prozess eine gewisse Anlaufzeit braucht.

Die Ergebnisse dieser Bilanz variieren stark sowohl im Vergleich zwischen den Säulen, als auch für Versuche an einer Säule. Wegen der vereinfacheten Annahmen, die für diese Berechnung angenommen werden mussten, sind diese Ergebnisse als erste Tendenzaussage zu verstehen. Es soll jedoch festgehalten werden, dass die Nitrifikation während der Betriebsphase einen nennenswerten Beitrag zur Gesamtnitrifikationsrate leisten <u>kann</u>. Ihr Ausmaß ist jedoch von mehreren Faktoren, wie Ammoniumzulaufkonzentration, Versuchsdauer und Sorptionskapazität des Filtersubstrates abhängig.

### 5.4.3 Zusammenfassung wesentlicher Erkenntnisse

Zur Gesamtbetrachtung der Prozesse während einer Beschickung wurde ein Versuch mit großer Beschickungshöhe an einer Rheinsand- und einer Lavasandsäule gewählt, so dass die Reinigungsleistung beider Substrate unter extremen Belastungen verglichen werden konnte. Während des Versuches wurde in beiden Säulen nach gewisser Zeit der ganze verfügbare Sauerstoff verbraucht und die Milieubedingungen gingen von aerob in anaerob über. Zum Zeitpunkt des Wechsels der Milieubedingungen wurden bei beiden Säulen eine sprunghaften Absenkung der CSB-Reinigungsleistung beobachtet, die unter aeroben Verhältnissen relativ stabil blieb. Unter anaeroben Verhältnissen stieg die CSB-Konzentration im Ablauf der beiden Säulen, so dass es am Ende des Versuches zu einem Durchbruch kam. Auf diesen Prozess wurde schon in Kapitel 5.2.2.1 und 5.2.3.1 hingewiesen, wo er als "schleichender Durchbruch" bezeichnet wurde.

Die Analyse der Ablaufganglinien der N-Komponenten zeigte, dass die Nitrifikation, deren Auftreten bislang hauptsächlich der Trockenphase zugeordnet wurde, auch während der Betriebsphase auftreten kann. Eine besondere Bedeutung scheint dieser Prozess für Ammoniumentfernung in Rheinsandsäulen zu haben. Nach Überschreitung der Belastungsgrenzen, die aus begrenzter Ammoniumsorpitionskapazität dieses Filtersubstrates abgeleitet werden, kommt es zwar zu einem Filterdurchbruch, deren Auftreten wird aber durch die "Beschickungsnitrifikation" verzögert und damit die NH<sub>4</sub>-Ablauffracht verringert (vgl. Ereignisbezogene Ammoniumbilanzierung in Kapitel 5.2.2).

Das Auftreten und Ausmaß der Nitrifikation während der Betriebsphase hängt von mehreren Einflussfaktoren ab. Ihre Bedeutung für die gesamte Nitrifikationsrate (inklusiv Prozesse in der Trockenpause) steigt an durch erhöhte NH<sub>4</sub>-Zulaufkonzentrationen, geringe Filtergeschwindigkeiten und lange Betriebsphasen.

## 5.5 Verteilung der Biomasse

Die bisherigen Untersuchungen der vertikalen Verteilung der Biomasse in Bodenfilter sind hauptsächlich auf bepflanzte Bodenfilter begrenzt. Mehrere Autoren haben eine tiefenabhängige Verteilung der Biomasse festgestellt und im Fall der vertikal durchströmten BF nur die obersten 20 bis 50 cm als biologisch aktive Schichten bezeichnet (Okubo, Matsumoto, 1983; Guilloteau, 1993; Hegemann, Teschner, 2004; Schwarz, 2004). Obwohl sich RBF in der Betriebsstrategie von den BF zur SW-Behandlung unterschieden, ist das Aufbaukonzept einer RBF-Anlage im Prinzip einer vertikal durchströmten BF-Anlage ähnlich. Deswegen ist anzunehmen, dass auch in RBF die größte Konzentration der Biomasse in den obersten Filterschichten auftritt und sich mit der Tiefe verkleinert. Diese Annahme führte zur Auswahl der Montagetiefen der Sauerstoffsensoren hauptsächlich in obersten Schichten der untersuchten Filterkörper.

Bei den Sauerstoffmessungen *in situ* wurden erste Hinweise auf die vertikale Verteilung der Biomasse in den Versuchssäulen gewonnen (vgl. Kapitel 5.3). Die Intensität des Sauerstoffverbrauches in verschiedenen Filtertiefen kann als Aussage über die mikrobielle Aktivität in diesen Filterschichten interpretiert werden. Um dies zu bestätigen, wurde die Biomasse in Proben aus den Filterkörpern untersucht. Da die Entnahme der Bodenproben mit dem Abbau der Filtersäulen verbunden ist, war ihre Durchführung erst am Ende der Versuchsreihen möglich.

Die Bodenproben wurden der  $RS_A(0,01)$  und  $LS_C(0,01)$  entnommen. In den Bodenproben wurde DNA als Maß für die Biomassemenge und RNA als Parameter zur Biomassenaktivitätsbeschreibung bestimmt. Die Bodenprobenahme in den beiden Säulen erfolgte direkt

nach einer 1000 mm - Beschickung. Während dieses Versuchs wurden die Milieubedingungen und stofflichen Parameter in üblichem Umfang dokumentiert, damit sie mit der Biomasseaktivität, die in den Bodenproben bestimmt wurde, verglichen werden konnten. Die Ergebnisse der O<sub>2</sub>-Messungen und der Verlauf der Reinigungsleistung hinsichtlich stofflicher Parameter während dieser Beschickung sind im Anhang 8 dargestellt.

In Bild 5 - 57 sind die DNA – und RNA - Konzentrationen in verschiedenen Filtertiefen der Rheinsandsäule  $RS_A$  dargestellt. Die beiden Parameter wurden in [µg] pro [g] der Bodenmasse ausgedrückt.



Bild 5 - 57: DNA, RNA-Konzentrationen in RS<sub>A</sub>(0,01) nach der Beschickung am 27.10.05



Bild 5 - 58: RNA/DNA-Verhältnis in RS<sub>A</sub>

Die höchsten DNA-Konzentrationen wurden in beiden Säulen auf der Oberfläche des Sandkörpers, direkt unter der Kiesdeckschicht gemessen, was auf die Funktion der Sandoberkante als Barriere für die Mikroorganismen des Beschickungswassers hinweisen kann. Die im infiltrierenden Abwasser enthaltenen Bakterien werden wahrscheinlich zum größten Teil schon auf der Oberfläche des Filterkörpers abgesiebt. Der steilste Gradient der DNA-Konzentration ist somit in den ersten 5 cm des Filterkörpers aufgetreten. In den ersten 5 cm des Filterkörpers der RS<sub>A</sub> sinkt die DNA-Konzentration von ca. 20 auf 4,5  $\mu$ g/g. In der Filtermitte, in den Tiefen zwischen 30-50 cm, ist eine leichte Erhöhung auf maximal 5,7  $\mu$ g DNA/g und im Ablaufbereich, unter 70 cm Tiefe, sinkt die DNA-Konzentration und bleibt auf relativ konstantem Niveau von ca. 3,5  $\mu$ g/g.

In Bild 5 - 58 ist das Verhältnis der RNA- zur DNA-Konzentration in den untersuchten Tiefen der Rheinsandsäulen RS<sub>A</sub> dargestellt.

Zwischen diesem Verhältnis und der Wachstumsrate der Mikroorganismen besteht eine lineare Beziehung, so dass dieser Parameter ein guter Bioindikator für die Bioaktivität ist. Die höchste Bioaktivität wurde in den ersten 10 cm (RNA/DNA > 1) festgestellt. Unter dieser Tiefe sinkt das RNA/DNA-Verhältnis unter 1 und schwankt im Rest der Säule zwischen 0,6-0,8.

Die erfasste Aktivität der Biomasse spiegelt den Zustand direkt <u>nach</u> der Beschickung wieder. Die <u>während</u> der Beschickung gemessenen Änderungen der Sauerstoffkonzentration in den Säulen werden nicht nur von sauerstoffzehrenden Prozessen beeinflusst, an denen die Mikroorganismen beteiligt sind, sondern auch der physikalischen Anreicherung mit Sauerstoff von der in den Bodenporen eingeschlossenem Bodenluft (Wiederbelüftung).

Während der Beschickung am 27.10.05, nach der die RS<sub>A</sub> abgebaut wurde, wurde die intensivste Sauerstoffzehrung in der Anfangsphase des Ereignisses (erste 200 mm des Durchsatzes) in den obersten 5 cm des Filters gemessen, was von der Tendenz gut zu den Erkenntnissen über die vertikale Biomassenverteilung und deren Aktivität in der RS<sub>A</sub> passt. Zwischen 10 und 20 cm Tiefe hat sich ein Gleichgewicht während des ganzen Ereignisses eingestellt, so dass sich die O<sub>2</sub>-Konzentration auf dieser Strecke nur wenig ändert, was ein Zeichen für eine gleiche Intensität der sauerstoffzehrenden biologischen Abbauprozesse und der Wiederbelüftung sein kann. In den tieferen Schichten, in denen sowohl die Menge der Biomasse als auch ihre Aktivität sinkt, überwiegt die Wiederbelüftung.

Bei der RNA-Bestimmung in der  $LS_c$  wurden in der Phase der HPLC-Detektion (Methodik der Bestimmung siehe Kapitel 4.6.1) untypische Werten festgestellt, d.h. unterhalb von 10 cm Tiefe wurde keine RNA mehr gefunden. Auf den HPLC-Diagrammen wurden zwar deutliche DNA-Peaks sichtbar, aber RNA-Peaks waren – anders als bei den Rheinsandproben – flach über eine untypisch geneigte Basislinie gestreckt, so dass eine zuverlässige Kalkulation der RNA-Konzentration nicht möglich war. Die Analyse der HPLC-Diagramme lieferte keine Hinweise auf die Ursachen der untypischen Anzeigen. Es kann nur vermuten werden, dass es in Verbindung mit der Isolation des Biofilms von der stark porösen Oberfläche der Lavasandkörner steht. Die "Schwarz-Methode" wurde an fluviatilen Sanden entwickelt und überprüft, deren Körner sich mit einer glatten Oberfläche charakterisieren. Die RNA-Werte wurden in weitere Auswertung nicht einbezogen. Die Verteilung der Biomasse in der Lavasandsäule wird nur anhand der DNA-Konzentration in dieser Säule analysiert (siehe Bild 5 - 59).



Bild 5 - 59: DNA- Konzentrationen in LS<sub>c</sub>(0,01) nach der Beschickung am 25.10.05

Tendenziell ist die vertikale Verteilung der Biomasse in der Lavasandsäule  $LS_c$  der in  $RS_A$ ähnlich: die höchsten DNA-Konzentrationen wurden in den oberen Filterschichten gefunden. Bei genauer Betrachtung sind jedoch signifikante Unterschiede bemerkbar. In den ersten 5 cm sinkt die DNA-Konzentration zwar auch um fast 15 µg/g wie in der  $RS_A$ , es werden aber in dieser Tiefe noch über 10 µg DNA/g vorgefunden. In den nächsten 5 cm sinkt die DNA-Konzentration um weitere 4 µg/g und ist dann in 10 cm Tiefe höher als in gleicher Tiefe bei der  $RS_A$ . In der Tiefe von 20 cm gleicht sich die Menge der Biomasse in beiden Säulen an. Darunter aber, im Gegensatz zur  $RS_A$ , sinkt die Menge der Biomasse in der  $LS_c$  und ab 35 cm Tiefe bis zum Ablaufbereich wurde eine relativ konstante, aber geringe DNA-Konzentration zwischen 1-1,8 µg/g gemessen.

In der Lavasandsäule  $LS_c$ , die vor ihrem Abbau noch am 25.10.05 beschickt wurde, war der Sauerstoffverbrauch intensiver als bei der  $RS_A$ , trotz geringerer stofflicher Belastung des Beschickungswassers an diesem Tag. Laut der DNA-Messungen ist die Biomasse in der  $LS_c$ bis zu 30 cm Tiefe konzentriert, was mit dem hohen Sauerstoffverbrauch in diesen Schichten gut korreliert. Der Einfluss der Wiederbelüftung macht sich erst unterhalb von 20 cm Tiefe deutlich bemerkbar. Wegen fehlenden RNA-Werten (Bioaktivität) für diese Säule konnte nicht sicher festgestellt werden, wie der Sauerstoffverbrauch mit der Aktivität der Biomasse korreliert.

Ein direkter Vergleich der Sauerstoffganglinien bei den Beschickungen, die den Abbau und der DNA, RNA-Bestimmung vorausgehen, ist nur schwer möglich, da die Verdünnung des Beschickungswassers "auf CSB" unterschiedliche Ammoniumzulaufkonzentrationen verursacht hat.

### 6 Zusammenfassende Disskussion und Ausblick

Im Folgenden werden zunächst die Erkenntnisse der einzelnen Untersuchungsschritte zusammengefasst und diskutiert. Danach wird der weitere Forschungsbedarf erläutert. Weiterhin werden aus den Ergebnissen die Konsequenzen für Planung und Betrieb von RBF abgeleitet.

## 6.1 Luft- und Wassertransport

Die Auswahl eines Filtersubstrates mit einer bestimmten Korngrößenverteilung und Kornoberfläche beeinflusst die Eigenschaften des Filterkörpers, wie z.B. die Porosität. Ein Filterkörper mit eingebautem Rheinsand 0/2 aus glatten, regulären Körnern hat eine deutlich geringere Gesamtporosität als ein Filterkörper aus Lavasand 0/4. Der höhere Porenanteil des Lavasandes wird nicht nur durch den größeren Grobsandanteil verursacht, sondern auch durch seine poröse Kornoberfläche und unregelmäßige Kornform. Diese Eigenschaften führen auch zu einer höheren effektiven Porosität des Lavasandes und zu einem größeren Gehalt an Restwasser.

In ihrer Betriebsphase werden die Retentionsbodenfilter durch die Abflussdrosselung eingestaut, damit sich der gesättigte Fluss ausbilden kann. Allerdings werden auch nach dem Auftreten von Überstau, nicht alle Poren im Filterkörper mit Wasser gefüllt. Der sog. betriebliche Sättigungsgrad ist i.d.R. geringer als 100%. Der Anteil von Poren, die Luft enthalten, kann sich bei jeder Anlage, je nach Substratart (siehe Unterschiede zwischen Rheinsand und Lavasand) oder Intensität der Beschickung (bei schwallartiger Beschickung ist die Entlüftung des Filterkörpers erschwert) anders ausbilden. In gewissen Spannen kann dieser Anteil auch an derselben Anlage von Beschickung zur Beschickung variieren, da die hydraulische Belastung eines RBF ebenfalls stark variiert.

Der in der Bodenluft enthaltene Sauerstoff ist die maßgebende Einflussgröße für die mikrobiellen Reinigungsprozesse in Retentionsbodenfiltern. Die O<sub>2</sub>-Eintragswege bezüglich RBF stimmen prinzipiell mit dem Modell von Schwager und Boller (1997) für vertikal durchströmte BF zur SW-Behandlung, das in Kapitel 3.3.2 beschrieben wurde, überein. Aufgrund der bezüglich BF anderen Beschickungsregime und Drosselung des Abflusses kommen diese Eintragswege in RBF in unterschiedlichem Ausmaß zur Geltung. Anhand der Sauerstoffmessungen und makroskopischen Beobachtungen der Versuchsäulen wird folgende Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen Zulaufwasser und Luftstrom während der Beschickung eines RBF vorgeschlagen:

Zum Anfang einer Beschickung, bevor der Wasserspiegel über die Filteroberkante steigt, entweicht die Bodenluft aus dem Filterkörper zum Teil über die Filteroberfläche, zum Teil wird sie in die unteren Filterschichten gedrängt und über die Drainageentlüftung entweichen. Unter Laborbedingungen übernimmt ein Standrohr die Drainageentlüftung. Bei einer ausreichend großen Beschickungshöhe bildet sich nach gewisser Zeit ein Überstand, der eine Barriere für den Luftaustausch zwischen Atmosphäre und dem Filterkörper bildet. In dieser Phase befindet sich im Filterkörper noch die in Poren gefangene Bodenluft. Diese Luft kann von geringer Bedeutung sein, wie Schätzungen von Dittmer (2006) für eine Großanlage belegen. Allerdings kann sie auch bis zu 30 % der Bodenporen (Eigenuntersuchungen unter Laborbedingungen) füllen.

So lange der Filter überstaut wird, erfolgt keine nennenswerte Sauerstoffzufuhr in den Filterkörper. Die O<sub>2</sub>-Diffusion aus der Atmosphäre ins Überstandswasser ist auf die oberste, wenige Zentimeter dicke Wasserschicht des Überstandes begrenzt und beeinflusst den O2-Gehalt im Filterkörper in dieser Phase nicht. Mit dem infiltrierenden Zulaufwasser werden nur geringe O<sub>2</sub>-Mengen eingetragen. Die sauerstoffzehrenden Abbauprozesse finden auch im Überstandswasser statt, so dass ihr O<sub>2</sub>-Gehalt nach einigen Stunden auf 0 mg/l sinkt. In diesem Abschnitt der Betriebsphase wird O<sub>2</sub> aus der im Filterkörper gefangenen Bodenluft an das durchsickernden Beschickungswasser abgegeben. In den obersten Filterschichten, in der die mikrobielle Biomasse hoch konzentriert ist, ist der O<sub>2</sub>-Verbrauch intensiver als seine Nachlieferung. In unteren Filterschichten, die eine geringere bzw. gar keine mikrobielle Besiedlung aufweisen, ist die Wiederbelüftung des Beschickungswassers bis zum Erschöpfen des Sauerstoffdepots intensiver als der O<sub>2</sub>-Verbrauch. Die mikrobiell bedingten Unterschiede des O<sub>2</sub>-Verbrauchs im vertikalen Filterprofil haben zur Konsequenz, dass in einem Filterkörper gleichzeitig aerobe, anoxische und anaerobe Zonen existieren können. Die Ausbreitung dieser Zonen ändert sich während der Betriebsphase abhängig von der stofflichen und hydraulischen Belastung der jeweiligen Beschickung.

Wenn die Überstauphase beendet ist, tritt die atmosphärische Luft wieder in die Poren der oberen Filterschichten ein. Kurz danach, wenn der Wasserspiegel unter die Filteroberkante sinkt, gewinnt die Konvektion für die Erneuerung der Bodenluft an Bedeutung. Durch die Bewegung der Wassermassen abwärts des Filterkörpers entsteht ein Druckgradient, der durch den Lufttransport aus der Atmosphäre in die Poren des Filterkörpers ausgeglichen wird. Zur quantitativen Ermittlung des konvektiven Sauerstoffeintrags muss eine genaue Beschreibung des Entwässerungsverhaltens des Filterkörpers einbezogen werden. Diese könnte z.B. durch die Änderungen des Wassergehalts mittels TDR-Sonden (Time–Domain–Reflectometry -Verfahren) ermittelt werden.

Wenn der Filterkörper entleert ist, verlangsamt sich die Intensität der Bodenlufterneuerung. In kurzer Zeit nach der Entleerung setzen die mikrobiellen sauerstoffzehrenden Abbauprozesse an und die O<sub>2</sub>-Konzentration der Bodenluft sinkt wieder. In der Pause bis zur nächsten Beschickung erfolgt durch Diffusion ein Ausgleich der O<sub>2</sub>-Konzentrationen zwischen Atmosphäre und Bodenluft.

Den für einen bestimmten Versuchstand ermittelten Verlauf der Betriebsphasen in Hinblick auf Sauerstoffkonzentration und Wassertransport kann man aufgrund der Vielzahl ereignisund anlagenspezifischen Faktoren nicht uneingeschränkt verallgemeinern. Es kann aber als eine qualitative Beschreibung der grundlegenden Zusammenhänge angesehen werden.

## 6.2 Prozessbeschreibung

Die Erkenntnisse zu den unten zusammengefassten Prozessen basieren auf Messungen im Labormaßstab. Damit wird ein Ausschnitt aus der Fülle der Teilprozesse abgedeckt, die an den großtechnischen RBF-Anlagen auftreten. Schwerpunkt des Versuchskonzeptes dieser Arbeit ist die Untersuchung von Prozessen, in denen die gelösten Fraktionen der Zulaufswassersinhaltsstoffe im Filterkörper signifikant sind. Weitgehend vernachlässigt werden die Wechselwirkungen zwischen Filterkörper, Bepflanzung und Sediment. Durch Begrenzung der Anzahl von Einflussfaktoren, den hohen Detaillierungsgrad der am Versuchsstand durchgeführten Messungen und das definierte Belastungsspektrum konnten gut abgesicherte Erkenntnisse über ausgewählte Prozessabläufe gewonnen werden.

## 6.2.1 Rückhalt organischer Verbindungen

Die Elimination der organischen Verbindungen wurde in Rahmen dieser Arbeit hauptsächlich als Reinigungsleistung bezüglich gelösten CSB (S\_CSB) gemessen.

Die Frachtwirkungsgrade der Rheinsandsäulen in einzelnen Versuchen haben sich als relativ stabil erwiesen. Ihre Werte schwankten zwischen 62 und 85 %. Anhand der ereignisbezogenen Bilanzierung der Rheinsandsäulen wurde ein maximaler Frachtrückhalt von ca. 55 g S\_CSB/m<sup>2</sup> für Säulen RS<sub>A</sub>(0,01) und RS<sub>B</sub>(0,05) ermittelt. Überschritt die CSB-Zulauffracht diesen Wert, sank der Wirkungsgrad unter 60 %. Der mittlere Wirkungsgrad für ganze Versuchsreihen weist eine relativ geringe Abhängigkeit von der Filtergeschwindigkeit auf. Die Verfünffachung des Drosselabflusses hatte im untersuchten Belastungsbereich eine Absenkung des mittlerem CSB-Wirkungsgrades um 6 % zur Folge.

Der maximale CSB-Frachtrückhalt der Lavasandsäulen betrug ca. 70 g S\_CSB/m<sup>2</sup>. Der 60 % ige Wirkungsgrad wurde bei der Lavasandsäule  $LS_C(0,01)$  mit stark gedrosselten Abfluss erst bei Infiltrationsfrachten von mehr als 110 g S\_CSB/m<sup>2</sup> pro Beschickung unterschritten. Dieser Wert wurde bei weniger gedrosselten Säulen  $LS_D(0,05)$  und  $LS_E(0,1)$  schon bei eienr Infiltrationsfracht von 50 g S\_CSB/m<sup>2</sup> unterschritten. Die mittleren CSB-Wirkungsgrade der gesamten Versuchsreihe weisen jedoch keine derart signifikanten Unterschiede auf. Die Verfünffachung der Filtergeschwindigkeit hat, genau wie bei Rheinsandsubstrat, eine 6 % ige Absenkung des mittleren CSB-Wirkungsgrades verursacht. Der verzehnfachte Drosselabfluss verursachte eine 10 % ige Verschlechterung der mittleren Reinigungsleistung.

Die Analyse des Sauerstoffverbrauchs in den Filterkörpern der untersuchten Säulen in Verbindung mit den CSB-Konzentrationsganglinien im Ablauf belegt, dass während der Betriebsphase ein unmittelbarer Abbau stattfindet. Unter aeroben Verhältnissen ist die Reinigungsleistung in allen untersuchten Säulen relativ stabil. Unter anoxischen und anaeroben Verhältnissen verschlechtert sich die Eliminationsrate und die CSB-Ablaufkonzentration steigt während der Betriebsphase ("schleichender CSB-Durchbruch"). Die Frage nach dem Umfang des CSB-Abbaus während der Betriebsphase und sein Verhältnis zu sorbiertem CSB kann jedoch durch die Untersuchungen nicht abschließend geklärt werden ( $\rightarrow$  Forschungsbedarf).

## 6.2.2 Ammoniumrückhalt und Nitrifikation

Der Rückhalt von Ammonium hat sich als sehr abhängig von der Filtrationsgeschwindigkeit und der substratspezifischen Sorptionskapazität erwiesen. Bei der Analyse der Ergebnisse wurde basierend auf inzwischen gut abgesicherten Erkenntnissen (vgl. z.B. Dittmer, 2006) davon ausgegangen, dass während des RBF-Betriebes die Sorption für den Ammoniumrückhalt der bedeutendste Prozess ist.

Der maximale NH<sub>4</sub>-Frachtrückhalt betrug für die stark gedrosselte Rheinsandsäule RS<sub>A</sub>(0,01) 18 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>. Bei einer Infiltrationsfracht von mehr als 15 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> kam es jedoch schon zu einem vollständigen Filterdurchbruch. Bei der weniger gedrosselten Säule RS<sub>B</sub>(0,05) konnte ein Filterdurchbruch beobachtet werden, wenn die Infiltrationsfracht höher als 10 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> war. Es ist also festzustellen, dass die Ammoniumelimination bei den Rheinsandsäulen von der Drosselabflussspende abhängig ist. Diese Tatsache würde bisherigen Ansätzen widersprechen, die bei der Betrachtung der Ammoniumsorption kinetische Ansätze vernachlässigt haben (vgl. z.B. Richter, 1986): es wurde dabei angenommen, dass die Sorption im Allgemeinen so schnell verläuft, dass fast ausschließlich die gleichgewichtsnahen Zustände zu beschreiben sind. In einem in den letzten Jahren entwickelten numerischen Modell für RBF wird der Gleichgewichts- und kinetischer Ansatz optional kombiniert (Langegraber, 2001), was den Erkenntnissen der hier beschriebenen Versuche mehr entspricht.

In untersuchtem Belastungsbereich wurden die Belastungsgrenzen des Lavasandes hinsichtlich Ammonium nicht erreicht. Infiltrationsfrachten von fast 20 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> haben bei keiner der untersuchten Lavasandsäulen eine Absenkung der Reinigungsleistung verursacht. Die Reinigungsleistung von Lavasand bezüglich Ammonium ist sogar bei zehnfacher Erhöhung des Abflusses stabil, was noch größere Reinigungskapazitäten erwarten lässt.

Die Gesamtbetrachtung der Stickstoffkomponenten und insbesondere NO<sub>3</sub>-Konzentrationsganglinien in Säulenablauf führt im Zusammenhang mit der Sauerstoffverfügbarkeit im Filterkörper zur Folgerung, dass NH<sub>4</sub>-Rückhalt nicht als streng zweistufiger Prozess mit Teilschritten Sorption (in der Betriebsphase) und Nitrifikation (in der Trockenphase) angesehen werden kann. Unter bestimmten Bedingungen findet die Nitrifikation schon während der Betriebsphase statt. Dies kann signifikant zur Erhöhung des NH<sub>4</sub>-Frachtrückhaltes beitragen. Die Nitratmengen, die während der Betriebsphase entstehen, variieren jedoch relativ stark je nach NH<sub>4</sub>-Zulaufkonzentration und Filtrationsgeschwindigkeit. Um festzustellen, ob der Beitrag der Nirifikation während des Filterbetriebes zu dem gesamten NH<sub>4</sub>-Wirkungsgrad in RBF als praxisrelevant zu bewerten ist, müsste dieser Prozess an großtechnischen Anlagen untersucht werden. Für solche Untersuchungen kommen aber nur solche RBF-Anlagen in Betracht, deren Zulaufwasser eine ausreichende NH<sub>4</sub>-Konzentration aufweist und deren ereignisbezogene Beschickungshöhe häufiger 1000 mm überschreitet.

## 6.2.3 Denitrifikation

Das primäre Ziel der Mischwasserbehandlung in RBF ist die Oxidation von organischen Verbindungen und Ammonium. Ein anaerobes Milieu, das eine Voraussetzung für die Denitrifikation ist, ist daher grundsätzlich kein erwünschter Betriebszustand.

Die NO<sub>3</sub>-Konzentrationen im Ablauf nach mehrtägigem Dauerbetrieb in Zusammenhang mit Sauerstoffmangel im Filterkörper eist jedoch ein eindeutiges Indiz für Denitrifikationsvorgänge. Vermutlich findet die Denitrifikation schon zu einem früheren Zeitpunkt des Filterbetriebes statt, da anhand der Sauerstoffmessungen die anoxischen und anaeroben Zonen in Filterkörper festgestellt werden konnten, die sich gebildet haben, wenn der Filterablauf noch gut mit Sauerstoff gesättigt war. Anhand der Änderungen der Nitratkonzentration in Ablaufproben konnte dies aber nicht nachgewiesen werden, weil der Ablauf auch Nitrat enthielt, das in unteren, noch aeroben Filterschichten gebildet wurde bzw. in der Trockenpause entstandenes Nitrat aus der bisher immobilen Poren ausgewaschen wurde.

Aufgrund der begrenzten Dauer der Betriebsphasen ist der Beitrag der Denitrifikation zur Stickstoffbilanz im regulären Anlagenbetrieb eher gering.

# 6.3 Einfluss der Substrateigenschaften und der Drosselabflussspende auf die Bemessung der Retentionsbodenfilter

Vorschläge zur Verwendung bestimmter Filtersubstrate für RBF wurden im Merkblatt M 178 (DWA-M178, 2005) u.a. mittels eines festgelegten Korngrößenverteilungsbereichs formuliert. Die Festlegung eines Sieblinienbereiches und der einzustellenden Drosselabflussspende sind sehr wichtige Parameter, die nach dem Bemessungsverfahren die zu realisierende Filtergröße und damit den Platzbedarf sowie die resultierenden Kosten beeinflussen.

Aufgrund der sehr guten Eigenschaften des Lavasandes, der im Rahmen dieser Arbeit untersucht wurde, scheint eine Verringerung der Filterfläche bei Verwendung dieses Substrats möglich, sofern mechanische Kolmation ausgeschlossen werden kann.

Sowohl die Erhöhung der Drosselabflussspende als auch der Einsatz leistungsstärkerer Substrate können grundsätzlich zu kleineren Filterflächen und damit zu geringeren Investitionskosten führen. Grundvoraussetzung für diese Variationen ist jedoch, dass die stoffliche Reinigungsleistung der RBF langfristig gewährleistet ist. Der im Kapitel 6.2.3 beschriebene Einfluss der erhöhten Drosselabflussspende auf die Reinigungsleistung (insbesondere auf die Ammoniumentfernung) zweier unterschiedlicher Substrate weist auf die Notwendigkeit der weiteren Untersuchung dieser Problematik hin.

# 6.4 Steuerung des Filterbetriebes

Ein zusätzlicher Aspekt der Untersuchungen von Belastungsgrenzen der Retentionsbodenfilter und der Prozesse, die einem Filterdurchbruch vorausgehen, bzw. ihn begleiten, ist die Suche nach geeigneten "Warnparametern" für eine drohende Kolmation, welche im realen Betrieb beobachtet werden können. Ein Absinken sowohl der hydraulischen Leitfähigkeit (Kolmation) als auch des Stoffrückhaltevermögens kann sehr schnell eintreten. Folglich ist eine ständige Überwachung erforderlich, um einen sicheren Betrieb von RBF zu gewährleisten. Falls eine Kolmation oder ein Stoffdurchbruch auftritt, muss der Retentionsbodenfilter vorübergehend stillgelegt, entleert und wiederbelüftet werden, um dauerhaften Schaden zu verhindern. Dies ist mit einer erhöhten Gewässerbelastung verbunden, da während der Stillstandszeit des Retentionsbodenfilters nicht weitergehend behandeltes Mischwasser ins Gewässer gelangt (MUNLV, 2004).

Für einen sicheren, kolmationsfreien Betrieb mit bestmöglicher Entfernung von sauerstoffzehrenden Stoffen ist es Voraussetzung, aerobe Bedingungen im Filter aufrecht zu erhalten, denn es ist bekannt, dass anaerobe Bedingungen im Filterkörper infolge hoher CSB- Frachten eine Verstopfung der Porenräume (innere Kolmation) fördern und damit einen sicheren und effektiven Betrieb von Retentionsbodenfiltern verhindern oder zumindest erschweren. Allerdings herrscht über die genauen Prozesse der Kolmation und ihrer Einflussfaktoren noch Unsicherheit und daher werden Retentionsbodenfilter in der Praxis oft so groß bemessen, dass ein aerober Betrieb durch eine sehr geringe Belastung sichergestellt wird, was zu unwirtschaftlich großen Filterflächen führen kann (Kayser, 2003).

Es wäre daher wünschenswert, einfach messbare Parameter zu bestimmen, die frühzeitig auf ein beginnendes hydraulisches oder stoffliches Versagen hinweisen bzw. es erlauben, die Reinigungsleistung optimal auszunutzen. Diese Parameter sollten sich ohne hohen Personalaufwand und in situ messen lassen, um schnellstmöglich reagieren zu können.

In Kapitel 6.3 wurde begründet, warum die Messung der Sauerstoffkonzentration und Redoxspannung zur Ermittlung der Milieubedingungen im Filterkörper eines realen RBFs ungeeignet ist. Die beiden Parameter weisen stark variierende Änderungen im vertikalen Profil eines Filterkörpers, so dass ihre Werte, die ein einem Punkt des Filterkörpers gemessen werden, keine Aussage über Milieubedingungen in gesamten Filter liefern. Eine sinnvolle Alternative bildet die Messung der Nitratkonzentration im Filterablauf. Solange Sauerstoff im Filterkörper vorhanden ist, kann die Nitrifikation noch vor der Filterentleerung stattfinden. Indem ständig neue Sorptionsplätze zur Verfügung gestellt werden, wird so die Gefahr des Ammoniumdurchbruches verringert. Sobald anoxische oder sogar anaerobe Bedingungen auftreten, wird die Nitrifikation verhindert und so erfolgt nach dem Erschöpfen der restlichen Sorptionskapazitäten ein Durchbruch des Ammoniums. Die NO<sub>3</sub>-N-Konzentration sinkt auf die Höhe der Zulaufkonzentration oder sogar noch darunter. Zur Feststellung des drohenden Filterversagens wird daher als Kriterium empfohlen:

Die NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im Ablauf sinkt deutlich unter die Zulaufkonzentration.

Voraussetzung zur Überwachung dieses Kriteriums ist ein online-Messgerät, welches auch bei geringen NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen unter 1 mg/l zuverlässig arbeitet. Offen bleiben Fragen der erzielbaren Messgenauigkeit und der Realisierung in der Großtechnik. Diese Vorschläge wären durch eine großtechnische Realisierung in zukünftigen Forschungsvorhaben zu überprüfen.

# 6.5 Forschungsbedarf

Nach der zusammfassenden Disskussion der Ergebnisse konnten einige offene Fragen bezüglich Prozessbeschreibung in RBF formuliert werden. Wie es bereits in einem der früheren Unterkapiteln erwähnt wurde, bleibt die Frage nach Umfang des CSB-Abbaus während der Betriebsphase und sein Verhältnis zu sorbiertem CSB noch unbeantwortet. Dies könnte mittels eines Vergleichs des theoretischen und tatsächlichen O<sub>2</sub>-Verbrauchs für die eliminierte CSB-Fracht beantwortet werden. Für diesen Zweck wäre außer den O<sub>2</sub>-Messungen in verschiedenen Filtertiefen, eine entsprechende Beprobung des Beschickungswassers aus verschiedenen Filtertiefen nötig, z.B. mittels Saugkerzen. Weil diese Art der Untersuchung einen spezeillen Modellaufbau voraussetzt, war dies hier nicht möglich. Weiterhin besteht die Frage nach Einfluss der Substrateigenschaften auf die Reinigungsleistung und Bemessung der RBF. Für spezielle Anforderungen werden seit einigen Jahren auf dem Markt alternative Filtersubstrate angeboten, z.B. Mischungen von verschiedenen Sanden oder Zumischungen von Carbonatpellets (Merkel et al., 2005). Aus dem Bereich der bewachsenen Bodenfilter kommen Erkenntnisse mit speziellen Substraten, die u.a. ebenfalls zur Verringerung der Filterfläche beitragen sollen und nach einer Überprüfung auch für die RBF eingesetzt werden könnten (Zhu et al., 2003; Korkusuz, Langergraber, 2006). Zur Beurteilung der Eignung solcher alternativen Filtermaterialen bieten sich halbtechnische Versuchsanlagen wie Säulenmodelle an. Vorteilhaft sind dabei die weitgehend homogenen und reproduzierbaren Versuchsbedingungen, die im Labor einfach zu kontrollieren sind. Durch die gezielte Variation jeweils einer Randbedingung (Drosselabflussspende, Zulaufkonzentrationen der stofflichen Parameter, Beschickungshöhe) wird die Aussagekraft der Messergebnisse erhöht. Somit kann mit vertretbarem Aufwand vor der großtechnischen Realisierung ein breites Spektrum an repräsentativen Filtersubstraten mit wechselnden Betriebsbedingungen untersucht werden.

Ein weiterer Forschungsbedarf besteht im Bereich der mikrobiologischen Prozesse. Bei bisherigen Untersuchungen der Biozönose standen i.d.R. die biologische Kolmation oder hygienische Aspekte der Reinigung in RBF im Vordergrund. Verteilung, Aktivität und Zusammensetzung der Biozönose, für die Stabilität der Reinigungsleistung in RBF von entscheidender Bedeutung, sind immer noch wenig erforscht. Die Verteilung der Biomasse und ihre Aktivität in einem Filterkörper konnten in Rahmen dieser Arbeit unter Laborbedingungen indirekt durch die Erfassung des O<sub>2</sub>-Verbrauchs und durch unmittelbare Bestimmung des Biomassengehalts in verschiedenen Filtertiefen ermittelt werden. Die Zusammensetzung der Biozönose wurde jedoch nicht untersucht. Die Identifizierung der in RBF angesiedelten Bakterien kann zum Verständnis des Verlaufes und der Dynamik von Stoffumsatzprozessen beitragen. Ein Vergleich mit Mikroorganismen, die in Belebungsbecken von Kläranlagen oder in Bodenfilter zur Schmutzwasserbehandlung für die Reinigungsprozesse verantwortlich sind, würde die Übertragbarkeit der Erkenntnisse aus diesen Anlagen auf die RBF besser einschätzbar machen.

#### 7 Literatur

- Abd El Haleem, D., von Wintzingerode, F., Moter, A., Moawad, H., Göberl, U.B. (2000). Phylogenetic analysis of rhizosphere-associated β-subclass proteobacterial ammonia oxidizers in a municipal wastewater treatment plant based on rhizoremediation technology, Letters in applied Microbiology 31(1), 34-38.
- Allison, L.E. (1947). Effect of microorganisms on permeability of soil under prolonged submergence, Soil Science 63, 439-450.
- Armstrong, W. (1967). The relationship between oxidation-reduction potentials and oxygendiffusion levels in some waterlogged organic soils, Journal of Soil Science 18, 27-34.
- ATV (1993). Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen, 1. Arbeitsbericht ATV-AG 2.1.1, Korrespondenz Abwasser 1993(40), Nr. 5, 802-806.
- ATV (1998). Wirksamkeit gewässerbezogener Regenwasserbehandlung: Ist-Zustand und Handlungsbedarf, 1. Arbeitsbericht ATV-AG 2.1.7, Korrespondenz Abwasser 1998(45), Nr. 7, 1330-1335.
- ATV A 128 (1992). Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen, ATV Arbeitsblatt, GFA, Hennef.
- ATV A 201 (1998). Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser, ATV Arbeitsblatt, GFA, Hennef.
- ATV A 257 (1998). Grundsätze für Bemessung von Abwasserteichen und zwischengeschlateten Tropf- und Tauchkörpern, ATV – Arbeitsblatt, GFA, Hennef.
- ATV A 262 (1998). Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte. ATV – Arbeitsblatt, GFA, Hennef.
- ATV H 265 (1991). Regeleung der Sauerstoffzufuhr beim Belebungsverfahren. ATV Hinweis, GFA, Hennef.
- Barjenbruchm M., Tränckner, J. (1999). Auslegung und Modellierung von Festbettreaktoren, in: Erfahrungen und neue Entwicklungen in der Abwasserbehandlung, 14. Kolloqium, Dresden, 25. November 1999, Dresdner Berichte 14, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, TU Dresden, 121-146.
- Baur, W. (1987). Gewässergüte bestimmen und beurteilen", Verlag Paul Parey, 2. Auflage, Hamburg und Berlin 1987.
- Baveye, P., Vandervivere, P., Hoyle, B. L., DeLeo, P. C., Sanchez de Lozada, D. (1998). Environmental impact und mechanism of the biological clogging of saturated soils and aquifer materials, critical reviews in Environmental Science and Technology 28. No.2, 123-191
- Beck, T. (1968). Mikrobiologie des Bodens, Bayerischer Landwirtschaftsverlag München Basel, Wien.
- Bertrand-Krajewski, J.L., Lefebvre, N., Lefai, B., Audic, J.M. (1995). Flow and pollutant measurements in a combined sewer system to operate a wastewater treatment plant and ist storage tank during storm events, Water Science & Technology, Vol. 31, No. 7, 1-12.
- Bever, J., Stein, A., Teichmann, H. (2002). Weitergehende Abwasserreinigung, 4.Auflage, Oldenbourg Industrieverlag München.
- Bischofsberger, W. (1983). Die Anfänge und die Entwicklung der Abwasserreinigung in Bayern - dargestellt an ausgewählten Beispielen, in: Geschichtliche Entwicklung der Wasserwirtschaft und des Wasserbaus in Bayern, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Heft 4, 193 – 208.

- Blazejewski, R., Murat-Blazeewska, S. (1997). Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow, Water Science & Technology 35(5), 183-188.
- Blom, H.-P., Borchardt, D. (1989). Stoßartige Belastungen in Fließgewässern Auswirkungen auf ausgewählte Organismengruppen und deren Lebensräume, in: Stoffbelastung der Fließgewässerbiotope, DVWK-Schriften Nr. 88, Verlag Paul Parey Hamburg, 213-271.
- Blume, H.-P. (1990). Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und Belastung Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen, 2. Auflage, ecomed Verlag.
- Bock, E. (1980). Nitrifikation die bakterielle Oxidation von Ammoniak zu Nitrat, Forum Mikrobiologie 1(80), 24-32.
- Borchardt, D., Statzner, B. (1990). Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumes: population loss by drift and availability of refugial space, Aquatic Sciences 1990(52), Nr. 4, 299-314.
- Born, W., Lambert, B., Hohl, E., Frechen, F.-B., Hassinger, R. (2000). Bodenfilterbecken zur weitergehenden Mischwasserbehandlung fünf Jahre Betriebserfahrung mit der Pilotanlage Fulda Fellenweg. Korrespondenz Abwasser 2000(47), Nr. 1, 81-91.
- Born, W. (2002). Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfilterbecken, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Kassel, Band 21, Kassel 2002.
- Börner, T. (1992). Einflussfaktoren für Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen, Dissertationsschrift, Schriftenreihe WAR 58 des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt.
- Böttcher, J., Stebel, O. (1988). Ermittlung des Redoxpotentials (Eh-Wert) von Böden und Grundwässern aus dem zeitlichen Verlauf der Elektrodendepolarisation, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Band 151, 363-368.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?, Water Science & technology, Vol. 35, No. 5, 11-17
- Brombach, H. (2003): Überwachung von Regenentlastungsanlagen Messtechnik, gemessene Überlaufaktivität und Verschmutzung der Überlaufwassers, 2. Regenwassertage, 15./16.10.2003 in Landau (Tagungsband)
- Brombach, H., Fuchs, S. (2002). Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen, Abschlussbericht, Projekt 1-01, ATV-DVWK-Forschungsfonds 2001.
- Busch, K.F., Luckner, L. (1974). Geohydraulik für Studium und Praxis, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 2. Auflage
- Charpentier, J.; Martin, G.; Wacheux, H.; Gilles, P. (1998). ORP regulation and activated sludge: 15 years of experience; Water Science and Technology, Vol. 38, No. 3, 197-208.
- Davies, J.C., De Wiest, R.J.M. (1996). Hydrogeology, Wiley & Sons, 1966.
- Dittmer, U. (2004). Reinigungsleistung in Retentionsbodenfiltern in Mischsystemen, Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern im Trennsystem, Seminar "Bodenfilter Regenbecken und Retentionsbodenfilter zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen aus Misch- und Trennsystemen ", Technische Akademie Hannover, Münster, 13-14.09.2004.
- Dittmer, U. (2006). Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung, Dissertationsschrift, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern, Band 23.
- Drescher, D. (2003). Stand der Technik Stand der Forschung bei bewachsenen Bodenfiltern, Tagungsband zum EVS-Fachkolloquium "Bewachsene Bodenfilter" 13.11.2003, Otzenhausen.

- DIN-EN 1936 (2006). Prüfverfahren für Naturstein Bestimmung der Reindichte, der Rohdichte, der offenen Porosität und der Gesamtporosität.
- DIN 32645 (1994). Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze.
- DIN 38404 (1984). Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C). Bestimmung der Redox-Spannung (C6).
- DVWK (1989). Stofftransport in Grundwasser, DVWK-Schriften Nr. 83, Verlag Paul Parey Hamburg.
- DWA-M 178 (2005). Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem, Merkblatt DWA, Hennef, Ausgabe Juli 2005.
- DWA A 100 (2006). Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE), Arbeitsblatt DWA, Hennef, Ausgabe Dezember 2006.
- EU WRRL (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000.
- Fent, K. (1998). Ökotoxikologie: Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie, Georg Thieme Verlag, Stuttgart New York.
- Flemming, H.-C., Griebe, T. (1997). Mikrobiologische Grundlagen der Biofilm-Technik, in : 26. Abwassertechnisches Seminar: Biofilm-Technologie zur Reinigung kommunaler Abwässer: Mode oder Moderne? Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Heft Nr. 130, TU München.
- Flessa, H. (1991). Redoxprozesse in Böden in der Nähe von wachsenden und absterbenden Pflanzenwürzeln, Dissertation, Lehrstuhl für Bodenkunde der Technischen Universität München in Weihenstephan, Verlag Marie L. Leidof, Erlbach.
- Fuchs, S., Schnabel, S. (2001). Betriebsüberwachung des Retentionsbodenfilters mit aufgesetzter Regenspeicherlamelle in Langenalb (Gemeinde Straubenhardt) einschließlich Begleituntersuchungen am Gewässer (1999 bis 2001), Auftraggeber: Land Baden-Württemberg vertreten durch das Regierungspräsidium Karlsruhe, unveröffentlichter Abschlussbericht.
- Fuchs, S. (2003). Retentionsbodenfilter Betriebserfahrungen / Konsequenzen, in: ATV-DVWK-Regenwassertage 2003, 15./16.10.2003 in Landau, 247-279.
- Galster, H. (1979). Natur, Messung und Anwendung der Redoxspannung (Teil I/ Teil II), Chemie für Labor und Betrieb, 30. Jahrgang, Heft 8, S. 330-334; Heft 9, 377-380
- Geschlößl, T., Schleypen, P., Loy, H. (1998). Naturnahe und technische Lösungen im mitteleuropäischen Raum, 27. Abwassertechnisches Seminar: Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete, Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU München, Heft 138.
- Gisi, U. (1997). Bodenökologie, 2. Auflage, Georg Thieme Verlag Stuttgart New York.
- Golwer, A. (1985). Qualitätsaspekte der Versickerung, in: Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 57, 175-195.
- Green, M., Freidler, E., Safrai, I. (1996). Inverstigation of Alternative Method for Nitrification in Constructed Wetlands. Proceedings of the 5<sup>th</sup> IAWQ Conference on Wetland Systems in Water Pollution Controll, Wien.
- Grobe, S., Uhl, M., Merkel, W., Overath, H. (2003). Elimination hygienisch relevanter Mikroorganismen durch Bodenfilter zur Mischwasserbehandlung, Tagungsband der 36. Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 26.-28.3.2003, Aachen 2003, 31/1 - 31/21.

- Grotehusmann, D. (2000). Bodenfilter Gesamtüberblick und stand der Technik, Seminar "Bodenfilter zur Behandlung von Regen- und Mischwasser", Technische Akademie Hannover, Dortmund, 06.12.2000
- Grotehusmann, D.; Fuchs, S., Lambert, B. (2004). Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern im Trennsystem, Seminar "Bodenfilter Regenbecken und Retentionsbodenfilter zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen aus Misch- und Trennsystemen ", Technische Akademie Hannover, Münster, 13-14.09.2004.
- Guilloteau, J.A. (1992). Traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation, Dissertation in der Academie Strasbourg, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- Guilloteau, J.A., Lesavre, J., Lienard, A., Genty, P. (1993). Waste Water Treatment Over Sand Columns, Proceedingsof the 2<sup>nd</sup> IAWQ Conference on Small Wastewater Treatment Plants, 28-30.06.1993,Trondheim, 153-160.
- Gupta, R.D., Swartzendruber, D. (962). Flow associated reduction in the hydraulic conductivityof Quarz Sand, Soil Science 26, 6-10.
- Häck, M. (2004). "Ein neues optisches Verfahren zur Messung der Sauerstoffkonzentration im Wasser. Luminescent Dissolved Oxygen (LDO)" KA 2004(51) Nr.3, 276-280.
- Hansen, J. (1997). Der Einsatz von Fuzzy Control für Regelungsaufgaben im Bereich der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen. Dissertationsschrift .Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern, Band 10.

Hartge, K. H. (1978). Einführung in die Bodenphysik. 1. Auflage, Ferinand Enke Verlag, Stuttgart.

- Hartmann, L. (1992). Biologische Abwasserreinigung, 3. Aufl., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Hegemann, W., Teschner, K. (2004). Untersuchungen über Prozesse der Kolmation von vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen, Abschlussbericht des DFG-Forschungsvorhabens He 1350/7-1 und 7-2, TU Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, FG Siedlungswasserwirtschaft, Mai 2004.
- Henze, M., Harremoes, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E. (2000). Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes, 3rd Edition, Springer Verlag 2000.
- Hill, S. (1983). Untersuchungen über Wechselwirkungen zwischen Porenverstopfung und Filterwiderstand mittels Tracermessungen. Dissertationsschrift, Schriftenreihe WAR 18, Verein zur Förderung des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt.
- Hölscher, T. (2004). Untersuchungen zur Abbaukinetik von Retentionsbodenfiltern, Diplomarbeit beim FB Bauingenieurwesen, Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft, FH Münster, unveröffentlicht.
- Hölting, B. (1996): Hydrogeologie, Ferdinand Enke Verlag, 5. Auflage, Stuttgart 1996.
- Huber, Krause (2004). Instruction Manual, Fibox 3 fiber-optic oxygen meter, PreSens Precision Sensing GmbH, Internet: www.presens.de
- Ibekwe, A.m., Grieve, C.M., Lyon, S.R. (2003). Characterisation of microbial communities and composition in constructed dairy wetland wastewater effluent, Applied and Environmental Microbiology Vol. 69. No. 9, 5060-5069.
- IAWQ (1995). Activated Sludge Model No.2, Scientific and Technical Report No.3.
- Jordy, M.; Karner, A.; Wimmer, M.; Benz, R. (1998). Fuzzy-Logic zur Regelung intermittierend betriebener Kläranlagen. Wasser Abwasser Praxis, Jahrgang 7, Nr. 5, 37-42
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. (1996). Treatment Wetlands, Lewis Publishers, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.
- Kayser, R. (1987). Regelung und Belüftung von Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination. Biologische Stickstoff- und Phosphorelimination in Abwasserreinigungsanlagen.

Weiterbildungsseminar März 1987, Veröffentlichungen des Institutes für Stadtbauwesen der TU Braunschweig, Heft 42, 84-98.

- Kayser, K. (2003). Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 121, Hannover 2003
- Koppe, P., Stozek, A. (1990). Kommunales Abwasser. Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämme, 3. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen.
- Korkusuz, E.A., Langergraber, G. (2006). Investigations of special substrates to optimize nutrient removal in constructed wetlands, Proceedings of 10<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 23-29, 2006 Lisbon – Portugal, Vol. III, 1557-1564.
- Kubin, K. (1997). Untersuchungen zum Sauerstoffhaushalt in vretikal durchströmten Pflanzenkläranlagen, unveröffentlichte Projektarbeit,TU Berlich, FG Siedlungswaserwirtschaft.
- Kuntze, H., Roeschmann, G., Schwerdtfeger, G. (1988). Bodenkunde, 4. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Kunst, S., Helmer, C., Knoop, S. (2000) Betriebsprobleme auf Kläranlagen durch Blähschlamm, Schwimmschlamm, Schaum – Handbuch zur Identifizierung und Bekämpfung fädiger Bakterien, Springer Verlag 2000.
- Laber, J. (2001). Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen, Wiener Mitteilungen, Band 167, Universität für Bodenkultur Wien.
- Lambert, B. (2001). Bodenkundliche Begleituntersuchungen an Retentionsbodenfiltern in Baden – Württemberg, BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim, Auftraggeber RP Karlsruhe und UVM Stuttgart, unveröffentlichter Abschlussbericht.
- Lambert, B., Fuchs, S. (2001). Säulenversuche zur Bodenauswahl des RBF Monheim, BIO-PLAN-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim, Auftraggeber LfW München, unveröffentlichte Ergebnisse.
- Langergraber, G. (2001). Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands, Dissertationsschrift, Wiener Mitteilungen, Band 169, IWGA-SIG Universität für Bodenkultur, Wien.
- Leinweber, U. (2002). Anforderungen an die integrierte Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage, Dissertationsschrift, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern, Band 16.
- LfU (2002). Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem, 2. bearbeitete Auflage, Reihe Handbuch Wasser 4 – Abwasser, Band 10, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- LUA (2003). Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Rieselfeldern unter Berücksichtigung der Anforderungen von BBodSchG/BBodSchV, Teil II – Literaturstudie, Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Heft 77, Bodenschutz und Altlastenbearbeitung 1, Landesumweltamt Brandenburg (LUA).
- Luckner, L., Lützner, K., Müller, V. (1998). Theoretische Grundlagen zur Bemessung von Pflanzenkläranlagen, Dresdner Berichte 12, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, TU Dresden, 19-46.
- Mang, K.-P. (2001). Grundlagen der Redox-Messung, GIT Labor-Fachzeitschrift 6/2001, S. 633-636.
- Matthess, G. (1973). Lehrbuch der Hydrogeologie. Band 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers. Gebrüder Borntraeger Berlin – Stuttgart.
- Merkel, W., Grobe, S., Uhl, M., Janiczek, M., Henrichs, M. (2005). Weitergehende Mischwasserbehandlung mit Bodenfiltern. Untersuchungen zum Filteraufbau und Filterbe-

trieb zur Verbesserung der Reinigungsleistung insbesondere hinsichtlich hygienisch relevanter Mikroorganismen, Abschlussbericht AZ.: IV-9-041 107 0030, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW, Mai 2005.

- Mettler Toledo (1997). Redoxmessung Grundlagen und Pobleme, Mettler Toledo GmbH, prozessanalytik
- Meyer, D., Langergraber, G., Dittmer, U. (2006). Simulation of sorption processes in ertical flow constructed wetlands for CSO teatment, Proceedings of 10<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 23-29, 2006 Lisbon Portugal, Vol. I, 599 609.
- Mudrack, K., Kunst, S. (2003). Biologie der Abwasserreinigung, 5. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg – Berlin.
- MUNLV NRW (2003). Retentionsbodenfilter für Planung, Bau und Betrieb, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, April 2003.
- MUNLV NRW (2004). Retentionsbodenfilter in Nordrhein-Westwalen Dokumentation zum Stand der Technik, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, November 2004.
- Müller, V.; Lützner, K. (1999): Zur Verstopfungssicherheit von Pflanzenkläranlagen, Korrespondenz Abwasser 1999(46), Nr. 5, 701-719.
- Müller, V. (1998). Einflussfaktoren für Bemessung und Betrieb von Pflanzenkläranlagen, Dresdner Berichte 12, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, TU Dresden, S. 73-100.
- Müller, V. (2002). Ein Beitrag zur Bilanzierung von Bodenfiltern, Dresdner Berichte 21, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, TU Dresden.
- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) (1981). Test Guideline 303A/21
- Olderdissen (2004). Persönliche Mitteilung von Herr Olderdissen der Firma Aquadata Abwassertechnik GmbH.
- Okubo, T., Matsumoto, J. (1983): Biological clogging of sand and changes of organic constituents during artificial recharge, Water Research, Vol. 17, No. 7, 813-821.
- Oxi-Fibel WTW (1987). Einführung in die Gelöstsauerstoff Messtechnik, WTW 1987.
- Paredes, D., Kuschk, P., Stange, F., Müller, R.A., Köser, H. (2006). Model experiments on improving nitrogen removal in laboratory scale subsurface constructed wetlands by enhancing the anaerobic ammonia oxidation, in: Proceedings of 10<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 23-29, 2006 Lisbon – Portugal, Vol. I, 263-270.
- Paul. E.A., Clark, F.E. (1989). Soil microbiology and biochemistry, Academic Press Inc., London, 1988.
- Platzer, Ch. (1998). Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen, Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 6, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der TU Berlin, Berlin 1998.
- PreSens(2004). Instruction Manual, Fibox 3 fiber-optic oxygen meter, PreSens
- Reddy, K.R., D'Angelo, E. M. (1997). Biochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands, Water Science and Technology, Vol. 35, No. 5, 1-10.
- Reinheimer, G., Hegemann, W., Raff, J.,Sekoulov, I. (1988). Stickstoffkreislauf im Wasser: Stickstoffumsetzungen in natürlichen Gewässern, in der Abwasserreinigung und Wasserversorgung, R. Oldenbourg Verlag, München Wien 1988.

- Reemtsma, T., Gnirß, R., Jekel, M. (2000). Infiltration of combined sewer overflow and tertiary municipal wastewater: an integrated laboratory and field study on nutrients and dissolved organics, Water Research, Vol. 34, No.4, 1179-1186.
- Rettinger, S. (1992). Wasser- und Stoffdynamik bei der Abwasserperkolation, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft der TU München, Band 97.
- Richter, J. (1986). Der Boden als Reaktor. Modelle für Prozesse im Boden. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart 1986.
- Rubio, M., Wilderer, P.A. (1987). Effects of periodic feast/famine conditions on the growth of biofilms, Environmental Letters 8, 87-94.
- Schächli, U. (1993). Die Kolmation von Fließgewässersohlen Prozesse und Berechnungsgrundlagen, Dissertation an der ETH Zürich, 1993.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag, 15. Auflage, Stuttgart 1998.
- Schlegel, H.G. (1992). Allgemeine Mikrobiologie, 7. Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- Schlichting, E., Blume, H.-P., Stahr. K. (1995): "Bodenkundliches Praktikum", 2. neu bearbeitete Auflage, Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin, Wien 1995
- Schmitt, T.G., Dittmer, U., Klepiszewski, K., Leinweber, U. (2000). Ziele der Regen- und Mischwasserbehandlung, ATV-DVWK-Fachgespräch am 28. Mai 2000 in Frankfurt a.M., Korrespondenz Abwasser 2000(47), Nr. 10, 1421-1426.
- Schmitt, T.G. (2002). Praxis und Perspektiven der Mischwasserbehandlung, in: Regenwasserbehandlung – Anwendungspraxis und Perspektiven, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 15, 41-64.
- Schmitt, T.G., Dittmer, U., Welker, A. (2005). Entwicklung von zukünftigen Strategien zur weitergehenden Mischwasserbehandlung mit Hilfe von Bodenfilteranlagen, Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 02WA0084 im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung.
- Schmitt, T.G., Dittmer, U. (2005). Optimierung des Betriebs der Bodenfilteranlage Saarbrücken – Ensheim, Zwischenbericht im Auftrag des ZKE Zentraler Kommunaler Entsorgungsbetrieb, Saarbrücken, unveröffentlicht.
- Schneider, W. (2002). Geohydraulik, Stofftransport und Reaktionen, Vorlesungsskript, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung, Technische Universität Hamburg-Harburg.
- Schönborn, A., Schudel, P., Züst, B. (1995). Abwasserbehandlung mit naturnahen Kläranlagen, GWA 7/95, 551-557.
- Schwager, A., Boller, M. (1997). Transport phenomena in intermittent filters, Water Science and Technology 35 (6), 13-20.
- Schwarz, M. (2004). Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 116, Karlsruhe 2004.
- Seeburger, J., Käss, W. (1989). Grundwasser Redoxpotentialmessung und Probenahmegeräte, DVWK. Schriften, Heft 84, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin 1989.
- Seidel, K. (1965). Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld, Teil II: Hydrobotanische Reinigungsmethode, GWF Wasser Abwasser 30, 831-833.
- Seidel, K. (1966). Reinigung von Gewässer durch höhere Pflanzen, Naturwissenschaften 53, 289-297.
- Seiler, C. (1981). Mikrobielle Bildung von NO<sub>2</sub> aus Mineraldünger ein Umweltproblem?, Forum Mikrobiologie 6(81), 322-328.

- Seki, K., Miyazaki, Z., Nakano, M. (1998). Effects of microorganism onhydraulic conuctivity decrease in infiltration, European Journal of Soil Science, 49(2), 231-236.
- Sengewein, H.-G. (1989). Das Sauerstoff-Belebungsverfahren: Abwasserreinigung mit reinem Sauerstoff, 1. Auflage, Academia-Verl. Richarz, Sankt Augustin.
- Servais, P., Seidl, M., Mouchel, J.-M. (1999). Comparison of parameter characterizing organic matte in a combined sewer during rainfall events and dry weather, Water Environment Research, No. 4, 408 ff.
- Shipin, O., Koottatep, T., Khanh, N.T.T., Polprasert, C. (2005). Integrated natural treatment systems for developing communities: low-tech N-removal through the fluctuating microbial pathways, Water Science and Technology, Vol. 51, No. 12, 299-306.
- Siegrist, H., Gujer, W. (1985). Mass transfer mechanisms in a heterotrophic biofilm, Water Research 19, 1369-1378.
- Sowa, E., Nestler, W., Leibenath, C., Uhlmann, W. (1992). Schutzgutbezogene Folgenutzung von Rieselfeldern, in: Bodenschutz, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 7150: 1-38.
- Teschner, K., Maciel, N. Hegemann, W. (2004). Kolmation von vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen – Prozesse und Ursachen, gwf –Wasser/Abwasser 145 (2004), Nr. 1, 26-35.
- Tietz, A., Hornek, R., Langergraber, G., Mach, R., Haberl, R. (2006). Diversity of Ammonia oxidizing bacteria in a vertical flow constructed wetland, in: Proceedings of 10<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 23-29, 2006 Lisbon – Portugal, Vol. II, 817-827.
- Uhl. M., Jübner, M. (2004). Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung. Untersuchung von Substraten und Betriebsweisen, Korrespondenz Abwasser 2004(51), Nr. 3, 261-270.
- Uhl, M., Kasting, U. (2002). Verschmutzung von Niederschlagabflusses in Misch- und Trennsystemen und von Straßen, Wasser und Abfall Heft 3, März 2002, 14-22.
- Vogel, S. (1996). Bodenwasserhaushalt in einer vertikal durchströmten Pflanzenkläranlage, unveröffentlichte Diplomarbeit, TU Berlin, FG Siedlungswasserwirtschaft.
- Vymazal, J.(2006). Constructed wetlands with emergent macrophytes: from experiments to a high quality treatment technology, in: Proceedings of 10<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 23-29, 2006 Lisbon Portugal, Vol. I, 3-27.
- Welker, A. (2004). Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen, Habilitationsschrift, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 20.
- WHG (2002). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes, Wasserhaushaltsgesetz in der Fassung vom 19. August 2002, BGBI. I Nr. 59 vom 23.08.2002.
- Winter, H.-J., Goetz, D. (2001). Kolmation in Bewachsenen Bodenfiltern, Wasser & Boden 53/3 (2001), 19-22.
- Wood, W.W:, Basset, R.L. (1975). Water quality changes related to the development of anaerobic conditions during artificial recharge, Water Resources Research 11(4), 553-558.
- Wozniak, R. (2004). Einfluss der Feststoffbelastung auf die Kolmationsprozesse in der Bodenfiltration, Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht.
- Zhu, T., Maehlum, T., Jenssen, P.D., Krogstadt, T. (2003). Phosphorus sorption characteristics of a light-weight aggregate, Water Science and Technology, Vol. 48, No. 5, 93-100.

- Zipper, T.; Fleischmann, N.; Haberl, R. (1998). Development of a new system for control and optimisation of small wastewater plants using oxidation-reduction potential (ORP), Water Science and Technology, Vol. 38, No. 3, 307-314.
- Zunker, F. (1930). Wasser und Boden, Handbuch der Bodenlehre Band IV, Berlin 1930.

# Anhang 1: Übersicht der Versuchsphasen

### Tabelle A1 - 1: Zusammenstellung der Versuchsbedingungen und der Versuchsphasen für die Rheinsandsäulen

		\	/ersuchs	sbedingur	igen	Art dor Abla	ufboorobung			
	Datum	h <sub>a</sub> [I	mm]	q <sub>d</sub> [l	/s*m²]	All del Abla	ubeprobulig	Bemerkungen		
		RS <sub>A</sub>	RS <sub>B</sub>	RS <sub>A</sub>	RS <sub>B</sub>	RSA	RS <sub>B</sub>			
1	12.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP			
2	17.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP			
3	19.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP			
4	24.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	Einfahrphase		
5	26.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP			
6	31.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP			
7	02.09.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP			
8	07.09.2004	750	750	0,03	0,05	Ganglinie	Ganglinie			
9	08.09.2004	500	500	0,03	0,05	Ganglinie	Ganglinie	Tracer- und Hochlastversuch		
10	09.09.2004	500	500	0,03	0,05	Ganglinie	Ganglinie			
11	16.09.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP			
12	21.09.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP			
13	23.09.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP			
14	28.09.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP			
15	05.10.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	Untersuchung des Einflusses der Abflussdrosselung auf		
16	07.10.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	die Reinigungsleistung unter "normaler" hydraulischer		
17	12.10.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	Belastung		
18	19.10.2004	500	500	X	0,05	X	X			
19	21.10.2004	500	X	X	X	X	X			
20	22.10.2004	500	500	0,01	0,05	X	X			
21	26.10.2004	500	500	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie			
22	09.11.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP			
23	16.11.2004	1000	1000	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	Untersuchung des Einflusses der Abflussdrosselung auf		
24	23.11.2004	1000	1000	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	die Reinigungsleistung unter ernonter nydraulischer		
25	25.11.2004	1000	1000	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	Belastung, Varlierung der stomichen Belastung,		
20	30.11.2004	1000	1000	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	Untersuchung der Milleubedingungen im Ablauf		
27	07.12.2004	1250	1250	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie			
28	11.01.2005	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP			
29	13.01.2005	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP			
30	18.01.2005	500	500	0,01	0,05	Givip	Givip	Untersuchung des Einflusses der Abflussdrosselung auf		
31	25.01.2005	1500	1500	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	die Reinigungsleistung unter hoher hydraulischer		
<u></u> ర∠	01.02.2005	500	500	0,01	0,05	Ganglinie	Gangime	Belastung, Variierung der stofflichen Belastung im Zulauf,		
33	10.02.2005	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	Untersuchung der Milieubedingungen in situ		
34	15.02.2005	2200	1500	0,01	0,03	Givir	Givir			
36	22 02 2005	1000	1000	0,01	0,03	Ganglinie	Ganglinie			
37	01 03 2005	1000	1000	0,01	0,03	Ganglinie	Ganglinie			
38	26.07.2005	500	1000	0.01	0,00 V	GMP	v			
30	28.07.2005	500	×	0,01	× ×	GMP	×	Auffrischung nach langer Trockenpause		
40	15 08 2005	2500	~ ×	0,01	~ ~	Ganglinie	×	Beschickungen zum direkten Vergleich mit		
40	23.08.2005	1000	~ 	0,01	×	Ganglinie	×			
42	11 10 2005	500		0,01	0.01	CMP	CMP	Lavasanusaulen		
42	13 10 2005	500	500	0,01	0,01	GMP	GMP			
43	18 10 2005	500	500	0,01	0,01	GMP	GMP	Vorbereitung der S <sub>B</sub> zum Ausspülversuch		
45	26 10 2005	300 V	500	0,01 V	0,01	V V	GMP			
46	27 10 2005	1000	500	^ 0.01	0,01	Conclinic	U U U	SAbbau für DNA/RNA-I Intersuchung		
40	27.10.2005	1000	X 1000	0,01	X 0.01	Gangime	X Canalinio	Ausspülvorsuch (Bosch, mit optionisiortom Wassor)		
48	04.11.2005	×	500	x	0.01	X	GMP	Aussparversuch (Desch. mit entionisierten wassel)		
49	09.11.2005	x	500	x	0.01	x	GMP			
50	24.11.2005	x	500	x	0.01	x	GMP	Vorbereitung der S <sub>B</sub> zum NO <sub>3</sub> -Tracerversuch		
51	05.12.2005	x	500	x	0.01	x	GMP			
52	12 12 2005	v	1000	v	0.01	v	Ganglinic	NO <sub>2</sub> -Tracerversuch		
52	12.12.2000	~	1000	~	0,01	X	Ganginne			

#### Legende

h<sub>a</sub> – Beschickungshöhe [mm]

 $q_d$  – Drosselabflussspende [l/s·m<sup>2</sup>]

RS – Rheinsandsäule

LS – Lavasandsäule

GMP - Gesamtmischprobe

			Ve	rsuchsb	edingun	gen			Art day Able of seasting		
	Datum		h <sub>a</sub> [mm]		C	 l_ [l/s*m <sup>2</sup>	2]	Art der	Ablaufbep	robung	Bemerkungen
		LSc	LSD	LSF	LS <sub>C</sub>	LSD	LS <sub>F</sub>	LS <sub>C</sub>	LSD	LSF	
1	07.04.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
2	12.04.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
3	14.04.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
4	18.04.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
5	21.04.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
6	26.04.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
7	03.05.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
8	06.05.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	Einfahrphase
9	10.05.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
10	13.05.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
11	17.05.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
12	19.05.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
13	24.05.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
14	31.05.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GMP	GMP	
15	02.06.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GMP	GIVIP	GIMP	
10	07.06.2005	500	500	500	0,03	0,03	0,03	GIVIP	GMP	GIVIP	
17	09.06.2005	500	500	500	0,01	0,05	0,1	GMP	GMP	GMP	
18	14.06.2005	500	500	500	0,01	0,05	0,1	GMP	GMP	GMP	Untersuchung des Einflusses der Abflussdrosselung auf die
20	16.06.2005	500	500	500	0,01	0,05	0,1	GMP	GMP	GMP	Reinigungsleistung unter "normaler" hydraulischer Belastung
20	21.06.2005	500	500	500	0,01	0,05	0,1	GMP	GMP	GMP	
21	23.00.2005	750	750	750	0,01	0,05	0,1	Givir	Givir	Conglinio	
22	28.00.2005	730 500	730 500	730 500	0,01	0,05	0,1	Ganglinie	Ganglinie	Ganglinie	Tracer- und Hochlastversuch
23	29.00.2005	1000	1000	1000	0,01	0,05	0,1	Ganglinie	Ganglinie	Ganglinie	Listorsushung des Einflusses der Abflussdress, auf die
24	12 07 2005	1000	1000	1000	0,01	0,05	0,1	Ganglinie	Ganglinie	Ganglinie	Peinigungsleistung unter erhöhter hydr. Belastung, Varijerung
20	12.07.2005	1000	1000	1000	0,01	0,05	0,1	Ganglinie	Ganglinie	Ganglinie	der stoffl. Belastung Untersuchung der Milieubedingungen im
20	19.07.2005	1500	x	1500	0,01	0,00 x	0,1	Ganglinie	v	Ganglinie	der stoni. Delastung, ontersterlung der Mineubedingungen im
28	26.07.2005	500	x x	500	0.01	x x	0.1	GMP	× Y	GMP	Untersuchung des Einflusses der Abflussdroslleung auf die
29	28.07.2005	500	x	500	0.01	x	0.05	GMP	x	GMP	Reinigungsleistung unter hoher hydraulischer Belastung,
30	09.08.2005	2200	x	2200	0.01	x	0.1	Ganglinie	x	Ganglinie	Variiern der stofflichen Blastung im Zulauf, Untersuchung der
31	15.08.2005	2500	x	x	0,01	x	x	Ganglinie	x	X	Milieubedingungen in situ
32	23.08.2005	1000	х	х	0,01	х	х	Ganglinie	х	х	
33	11.10.2005	500	х	500	0,01	х	0,01	GMP	х	GMP	
34	13.10.2005	500	х	500	0,01	х	0,01	GMP	х	GMP	Vorbereitung der S <sub>E</sub> zum Ausspülversuch
35	18.10.2005	500	х	500	0,01	х	0,01	GMP	х	GMP	
36	25.10.2005	1000	х	х	0,01	х	х	Ganglinie	х	х	S <sub>C</sub> -Abbau für DNA/RNA-Untersuchung
37	26.10.2005	х	х	500	х	х	0,01	Х	х	GMP	Vorbereitung der S <sub>E</sub> zum Ausspulversuch
38	02.11.2005	х	х	1000	х	х	0,01	Х	х	Ganglinie	Ausspülversuch (Besch. mit entionisiertem Wasser)
39	04.11.2005	х	х	500	х	х	0,01	Х	х	GMP	
40	09.11.2005	х	х	500	х	х	0,01	х	х	GMP	Vorbereitung der S <sub>E</sub> zum NO <sub>3</sub> -Tracerversuch
41	24.11.2005	х	х	500	х	х	0,01	Х	х	GMP	5 - E 5
42	05.12.2005	Х	х	500	Х	х	0,01	х	х	GMP	
43	12.12.2005	х	Х	1000	х	Х	0,01	х	х	Ganglinie	NO <sub>3</sub> -Tracerversuch

Tabelle A1 - 2: Zusammenstellung der Versuchsbedingungen und der Versuchsphasen für die Lavasandsäulen

	Versu	chsbeding	ungen	Zulau	ffracht	Frachtr	ückhalt	Wirkur	ngsgrad
Datum	h <sub>a</sub>	q <sub>d</sub>	t <sub>Trocken</sub>	S_CSB	$NH_4-N$	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N
	[mm]	[l/s*m²]	[d]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[%]	[%]
12.08.04	534	0,03	Х	20,8	1,4	5,4	1,2	26,2	88,5
17.08.04	501	0,03	4,9	20,7	1,2	8,1	0,9	39,2	75,0
19.08.04	501	0,03	1,8	20,9	1,9	8,1	1,7	38,6	91,4
24.08.04	501	0,03	4,8	19,5	2,6	12,0	2,6	61,5	98,1
26.08.04	501	0,03	1,8	24,2	2,3	15,4	2,3	63,6	97,9
31.08.04	502	0,03	4,8	25,9	2,7	10,0	2,6	38,7	98,1
02.09.04	503	0,03	1,9	23,8	2,5	14,1	2,4	59,3	98,0
07.09.04	751	0,03	4,8	35,9	3,2	25,7	3,1	71,5	98,8
08.09.04	501	0,03	0,7	17,5	2,2	14,8	2,1	84,8	98,9
09.09.04	501	0,03	0,9	17,5	2,5	13,5	2,5	77,5	98,8
16.09.04	502	0,03	4,8	19,3	2,4	16,8	2,3	77,0	98,4
21.09.04	501	0,03	6,6	24,7	2,4	14,2	2,3	64,4	98,4
23.09.04	501	0,03	1,5	24,7	2,2	16,6	2,1	83,4	98,9
28.09.04	502	0,01	4,6	21,9	2,7	10,0	2,7	71,0	99,2
05.10.04	494	0,01	13,5	22,1	2,4	13,7	2,3	66,3	99,1
07.10.04	502	0,01	33,6	19,9	2,6	19,0	2,5	75,0	98,8
12.10.04	501	0,01	1,5	14,3	3,0	19,0	2,9	81,0	99,4
26.10.04	501	0,01	3,7	16,0	11,0	10,9	11,0	67,8	99,6
09.11.04	502	0,01	13,5	20,6	4,2	13,7	4,2	66,3	99,1
16.11.04	1001	0,01	6,6	44,0	10,9	32,8	10,3	74,6	94,2
23.11.04	1003	0,01	6,5	42,7	12,0	30,4	12,0	71,3	99,3
25.11.04	1018	0,01	1,1	36,1	14,0	25,3	12,7	70,0	95,5
30.11.04	1019	0,01	3,8	26,9	4,1	20,4	3,8	76,0	93,0
07.12.04	1258	0,01	6,5	34,3	7,8	26,8	7,7	78,2	98,7
11.01.05	502	0,01	33,6	25,0	3,7	18,7	3,7	74,7	98,8
13.01.05	499	0,01	1,5	23,6	3,5	19,1	3,5	80,9	99,4
18.01.05	502	0,01	4,6	13,2	2,2	8,2	2,2	62,0	98,2
25.01.05	1451	0,01	6,5	69,5	10,7	54,3	10,3	78,2	96,0
01.02.05	1449	0,01	6,2	37,8	7,5	23,0	7,4	61,0	98,0
08.02.05	499	0,01	4,7	33,0	9,1	21,9	9,0	66,3	99,5
10.02.05	530	0,01	1,5	22,8	6,1	17,0	6,0	74,8	99,2
15.02.05	2143	0,01	5,5	95,6	28,5	55,5	18,0	58,1	63,3
22.02.05	1007	0,01	4,4	53,1	12,5	41,6	12,1	78,3	96,6
01.03.05	1109	0,01	6,0	46,4	6,7	34,3	6,6	73,8	97,9
26.07.05	499	0,01	146,0	19,5	6,5	12,1	6,4	62,2	99,3
28.07.05	503	0,01	1,5	27,0	5,6	15,0	5,5	57,0	98,8
15.08.05	2518	0,01	17,5	112,0	19,5	55,6	12,9	49,6	66,2
11.10.05	503	0,01	48,0	13,6	4,5	8,0	4,5	58,7	99,4
13.10.05	504	0,01	1,6	13,2	4,8	9,9	4,8	75,1	99,5
18.10.05	506	0,01	4,5	29,3	2,4	25,3	2,4	86,3	98,8
27.10.05	1022	0,01	8,4	59,0	15,0	39,6	14,5	67,1	96,6

# Anhang 2: Ergebnisse der Frachtbilanz bezüglich gelösten CSB und Ammonium

Tabelle A2 - 1: Versuchsbedingungen und erzielte Reinigungsleistung bei der Rheinsandsäule RS<sub>A</sub>

Legende

h<sub>a</sub> – Beschickungshöhe [mm]

 $q_d$  – Drosselabflussspende [l/s·m<sup>2</sup>]

t<sub>Trocken</sub> – Dauer der Trockenperiode vor dem Versuch [d]

	Versu	chsbeding	ungen	Zulau	ffracht	Frachti	rückhalt	Wirkur	ngsgrad
Datum	h <sub>a</sub>	<b>q</b> <sub>d</sub>	t <sub>Trocken</sub>	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N
	[mm]	[l/s*m²]	[d]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[%]	[%]
12.08.04	501	0,03	х	19,5	1,3	5,1	1,1	26,2	88,0
17.08.04	501	0,03	4,8	21,6	1,2	10,5	1,0	48,4	79,6
19.08.04	501	0,03	1,9	21,8	1,9	9,0	1,6	41,3	88,6
24.08.04	501	0,03	4,8	19,5	2,6	12,3	2,6	63,2	98,5
26.08.04	501	0,03	1,8	24,2	2,3	15,9	2,3	65,4	98,1
31.08.04	501	0,03	4,9	24,9	2,7	7,5	2,6	30,2	97,6
02.09.04	501	0,03	1,8	22,2	2,5	12,9	2,4	58,0	98,0
07.09.04	751	0,05	4,8	30,2	3,2	16,0	3,1	53,1	97,3
08.09.04	501	0,05	0,8	14,6	2,0	11,2	2,0	76,8	98,8
09.09.04	501	0,05	0,9	16,9	2,5	11,5	2,4	67,9	98,8
16.09.04	501	0,03	6,8	21,6	2,4	10,5	2,3	48,6	97,7
21.09.04	501	0,03	5,0	25,6	2,5	13,5	2,4	52,6	97,9
23.09.04	501	0,03	1,8	22,5	2,1	18,8	2,1	83,3	98,2
28.09.04	502	0,05	4,8	21,9	2,8	17,2	2,7	78,8	98,9
05.10.04	503	0,05	6,9	23,4	2,4	10,6	2,4	45,4	98,7
07.10.04	508	0,05	1,9	19,2	2,6	12,4	2,6	64,8	99,1
12.10.04	502	0,05	4,9	14,3	3,1	10,6	3,0	74,2	98,9
26.10.04	502	0,05	3,9	20,4	10,5	13,3	10,3	65,1	98,0
09.11.04	500	0,05	14,0	19,2	4,5	11,0	4,4	57,4	98,6
16.11.04	1002	0,05	6,9	42,1	11,2	27,9	9,1	66,3	80,7
23.11.04	1032	0,05	6,8	42,2	12,7	19,8	9,9	46,8	77,6
25.11.04	1032	0,05	1,7	39,2	14,4	27,1	10,1	69,1	78,2
30.11.04	1003	0,05	4,7	25,3	4,1	17,6	3,8	69,5	92,6
07.12.04	1253	0,05	6,8	33,2	7,8	25,8	7,0	77,5	89,5
11.01.05	504	0,05	34,8	25,6	3,8	15,6	3,7	61,2	99,0
13.01.05	502	0,05	1,9	24,2	3,4	18,0	3,4	74,4	99,4
18.01.05	496	0,05	4,9	13,5	2,4	8,1	2,3	60,1	98,5
25.01.05	1556	0,05	6,9	73,3	11,9	58,1	8,4	79,2	70,5
01.02.05	1486	0,05	6,7	40,4	8,0	26,2	6,5	64,7	81,0
08.02.05	501	0,05	6,6	33,0	9,1	19,6	8,9	58,4	98,6
10.02.05	498	0,03	1,9	22,8	6,1	13,7	5,4	66,9	97,6
15.02.05	1467	0,03	4,9	58,8	19,5	39,4	13,7	66,9	70,4
22.02.05	1001	0,03	6,5	55,5	12,3	40,0	10,4	72,2	84,5
01.03.05	1109	0,03	6,6	49,1	6,7	31,6	6,5	64,4	97,1
11.10.05	504	0,01	48,0	16,3	4,5	8,6	4,5	52,4	99,7
13.10.05	503	0,01	1,5	13,6	5,2	7,6	4,5	55,9	87,2
18.10.05	503	0,01	4,5	27,3	2,3	22,4	2,2	81,9	99,1
26.10.05	501	0,01	7,4	12,2	4,3	7,9	4,2	64,8	98,4
02.11.05	1041	0,01			Spezialunte	rsuchung N	O3 Ganglin	ie	1
04.11.05	504	0,01	1,0	Х	Х	Х	Х	Х	Х
09.11.05	507	0,01	4,4	57,4	9,8	48,4	9,7	84,2	99,0
24.11.05	503	0,01	0,6	60,8	5,2	48,6	5,2	79,9	99,4
05.12.05	496	0,01	х	13,3	5,2	8,2	5,2	61,6	99,6
12.12.05	1002	0,01			Spezialunte	rsuchung N	IO3 Ganglin	ie	

Tabelle A2 - 2: Versuchsbedingungen und erzielte Reinigungsleistung bei der Rheinsandsäule RS<sub>B</sub>

	Versu	chsbeding	ungen	Zulau	ffracht	Frachtr	ückhalt	Wirkur	ngsgrad
Datum	h <sub>a</sub>	q <sub>d</sub>	t <sub>Trocken</sub>	S_CSB	$NH_4$ -N	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N
	[mm]	[l/s*m²]	[d]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[%]	[%]
07.04.05	500	0,03	х	11,0	0,7	0,5	0,7	4,1	94,3
12.04.05	500	0,03	4,9	24,1	5,4	13,8	5,4	57,6	99,6
14.04.05	500	0,03	1,7	24,5	3,6	16,0	3,6	65,6	99,0
18.04.05	496	0,03	3,8	12,3	1,8	3,8	1,8	30,6	97,9
21.04.05	510	0,03	2,8	26,3	4,9	18,1	4,9	68,7	99,1
26.04.05	498	0,03	4,8	22,2	6,7	15,0	6,7	67,3	99,4
03.05.05	501	0,03	6,8	22,9	4,9	15,4	4,9	67,3	99,3
06.05.05	510	0,03	2,8	13,9	8,0	7,2	7,9	52,0	99,6
10.05.05	500	0,03	3,8	25,6	5,1	18,1	5,1	70,6	99,3
13.05.05	496	0,03	2,8	х	х	х	х	х	х
17.05.05	497	0,03	3,8	18,6	3,2	12,5	3,2	67,1	98,9
19.05.05	501	0,03	1,8	24,4	6,7	17,3	6,6	71,1	99,2
24.05.05	500	0,03	4,8	23,3	2,8	15,5	2,8	66,4	99,0
31.05.05	510	0,03	6,8	23,3	6,6	17,4	6,5	74,8	99,2
02.06.05	501	0,03	1,8	19,1	4,3	13,4	4,3	69,8	98,9
07.06.05	523	0,03	4,8	18,6	4,9	12,1	4,9	65,2	99,2
09.06.05	499	0,01	1,8	19,5	1,8	14,2	1,8	72,6	98,2
14.06.05	508	0,01	4,4	18,9	4,6	16,1	4,5	85,0	99,0
16.06.05	505	0,01	1,5	26,0	5,7	17,1	5,7	65,7	99,3
21.06.05	503	0,01	4,5	33,8	7,4	21,6	7,4	63,8	99,4
23.06.05	505	0,01	1,5	22,7	3,9	14,4	3,9	63,1	99,4
28.06.05	752	0,01	4,5	26,0	6,7	18,0	6,7	69,4	99,6
29.06.05	500	0,01	0,4	22,3	3,0	16,0	3,0	71,6	99,2
05.07.05	1004	0,01	5,2	33,2	6,0	23,3	6,0	70,2	99,3
12.07.05	984	0,01	5,9	52,3	10,7	36,8	10,6	70,4	99,2
14.07.05	1008	0,01	1,1	46,5	12,7	35,3	12,6	76,0	99,1
19.07.05	1517	0,01	3,9	61,0	10,7	40,8	10,5	66,9	98,3
26.07.05	506	0,01	6,1	19,8	6,7	15,8	6,6	79,9	99,4
28.07.05	508	0,01	1,4	27,8	5,6	22,0	5,6	79,1	99,4
09.08.05	2204	0,01	11,5	107,2	18,9	69,4	18,7	64,9	98,6
15.08.05	2536	0,01	3,1	112,2	19,5	65,3	19,4	58,2	99,1
11.10.05	504	0,01	48,0	15,0	4,5	10,0	4,5	66,7	99,3
13.10.05	504	0,01	1,4	14,6	5,1	11,6	5,1	79,5	99,5
18.10.05	508	0,01	4,6	25,3	2,3	20,8	2,3	82,4	99,2
25.10.05	1022	0,01	6,4	50,8	4,1	44,2	4,0	87,0	99,0

Tabelle A2 - 3: Versuchsbedingungen und erzielte Reinigungsleistung bei der Lavasandsäule LS<sub>C</sub>

	Versu	chsbeding	ungen	Zulau	ffracht	Frachti	rückhalt	Wirkur	ngsgrad
Datum	h <sub>a</sub>	q <sub>d</sub>	t <sub>Trocken</sub>	S_CSB	$NH_4-N$	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N
	[mm]	[l/s*m²]	[d]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[%]	[%]
07.04.05	501	0,03	х	8,5	0,7	0,7	0,6	7,6	93,1
12.04.05	502	0,03	4,9	25,1	5,2	17,5	5,1	69,8	99,6
14.04.05	499	0,03	1,8	24,4	3,5	17,1	3,5	70,2	99,1
18.04.05	502	0,03	3,8	13,4	1,8	7,6	1,7	56,6	98,3
21.04.05	502	0,03	2,9	24,1	5,1	16,0	5,0	66,3	99,3
26.04.05	504	0,03	4,8	22,1	6,7	15,3	6,7	69,2	99,3
03.05.05	504	0,03	6,8	23,0	4,9	16,3	4,9	70,8	99,3
06.05.05	503	0,03	2,8	14,6	7,9	6,9	7,9	47,5	99,4
10.05.05	494	0,03	3,8	23,1	5,1	16,1	5,1	69,8	99,3
13.05.05	496	0,03	2,7	х	х	х	х	х	х
17.05.05	499	0,03	3,9	18,7	2,9	10,0	2,9	53,6	98,7
19.05.05	503	0,03	1,8	20,7	6,6	13,7	6,6	66,0	99,4
24.05.05	503	0,03	4,7	24,9	3,0	14,8	2,9	59,5	98,4
31.05.05	497	0,03	6,8	19,9	6,3	13,0	6,2	65,2	99,1
02.06.05	501	0,03	1,8	22,4	4,5	16,8	4,5	75,1	99,0
07.06.05	498	0,03	4,8	18,1	4,7	12,0	4,7	66,0	99,4
09.06.05	497	0,05	1,8	19,0	1,7	13,2	1,7	69,7	98,5
14.06.05	503	0,05	4,9	16,4	4,6	10,5	4,5	64,1	98,9
16.06.05	499	0,05	1,9	26,6	6,0	18,8	6,0	70,7	99,5
21.06.05	509	0,05	4,9	32,7	7,6	21,8	7,5	66,7	99,5
23.06.05	500	0,05	1,9	23,9	4,0	17,3	3,9	72,4	99,7
28.06.05	752	0,05	5,0	26,6	6,7	15,6	6,7	58,7	99,6
29.06.05	499	0,05	0,8	22,8	2,9	16,3	2,9	71,4	99,3
05.07.05	1007	0,05	5,9	36,1	6,1	25,1	6,1	69,6	99,4
12.07.05	1010	0,05	6,7	49,9	11,1	29,5	11,0	59,0	99,3
14.07.05	1008	0,05	1,8	39,8	12,6	24,5	12,5	61,4	99,1

Tabelle A2 - 4: Versuchsbedingungen und erzielte Reinigungsleistung bei der Lavasandsäule LS<sub>D</sub>

	Versu	chsbeding	ungen	Zulau	ffracht	Frachtr	ückhalt	Wirkur	igsgrad
Datum	h <sub>a</sub>	q <sub>d</sub>	t <sub>Trocken</sub>	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N	S_CSB	NH <sub>4</sub> -N
	[mm]	[l/s*m²]	[d]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[%]	[%]
07.04.05	494	0,03	X	10,9	0,7	0,4	0,7	4,1	94,3
12.04.05	502	0,03	4,9	25,1	5,3	16,0	5,2	63,7	99,7
14.04.05	503	0,03	1,9	24,6	3,6	16,2	3,6	65,8	99,0
18.04.05	500	0,03	3,8	13,8	1,6	6,2	1,6	45,1	97,9
21.04.05	498	0,03	2,8	25,7	4,8	17,7	4,7	69,0	99,1
26.04.05	498	0,03	4,8	23,6	6,8	16,4	6,7	69,4	99,5
03.05.05	503	0,03	6,8	22,5	5,1	13,8	5,1	61,5	99,4
06.05.05	506	0,03	2,8	13,8	7,9	7,2	7,9	52,3	99,6
10.05.05	500	0,03	3,8	25,7	5,2	18,2	5,1	71,0	99,3
13.05.05	509	0,03	2,9	х	х	х	х	х	х
17.05.05	504	0,03	3,8	18,9	3,3	12,8	3,2	67,5	98,9
19.05.05	499	0,03	1,8	24,3	6,6	17,4	6,6	71,6	99,3
24.05.05	496	0,03	4,9	23,1	2,8	15,5	2,8	67,0	99,1
31.05.05	512	0,03	6,8	23,3	6,6	17,5	6,6	75,1	99,2
02.06.05	519	0,03	1,9	19,8	4,5	13,9	4,4	69,9	98,9
07.06.05	487	0,03	4,8	17,3	4,6	11,3	4,5	65,4	99,2
09.06.05	504	0,10	1,9	19,7	1,9	14,9	1,8	75,8	98,4
14.06.05	504	0,10	4,9	25,8	4,5	16,2	4,4	86,7	99,1
16.06.05	502	0,10	1,9	25,8	5,7	17,9	5,6	69,4	99,4
21.06.05	510	0,10	4,9	34,3	7,5	23,0	7,5	67,0	99,5
23.06.05	501	0,10	1,9	22,5	3,9	15,1	3,9	67,2	99,5
28.06.05	734	0,10	4,9	26,6	6,2	15,4	6,2	57,9	99,6
29.06.05	500	0,10	0,9	23,3	3,0	17,0	3,0	72,8	99,5
05.07.05	1003	0,10	6,0	33,2	5,9	20,0	5,9	60,3	99,6
12.07.05	1001	0,10	6,9	52,1	11,0	28,1	10,9	54,0	99,3
14.07.05	1006	0,10	1,9	41,6	12,6	26,3	12,5	63,1	99,2
19.07.05	1535	0,10	4,8	62,1	10,7	36,7	10,6	59,1	98,3
26.07.05	503	0,10	6,8	19,6	6,5	12,2	6,5	62,2	99,3
28.07.05	499	0,05	2,0	26,8	5,5	16,7	5,5	62,2	98,9
09.08.05	2204	0,10	11,9	110,0	18,5	50,9	17,5	46,2	94,7
11.10.05	503	0,01	63,1	13,1	4,5	5,4	4,5	41,4	99,3
13.10.05	499	0,01	1,5	14,4	4,6	7,4	4,6	51,4	99,5
18.10.05	506	0,01	4,5	27,4	2,4	22,9	2,4	83,4	98,5

Tabelle A2 - 5: Versuchsbedingungen und erzielte Reinigungsleistung bei der Lavasandsäule LSE

Anhang 3: Ergänzende Ergebnisse der Untersuchungen zu bodenphysikalischen Eigenschaften und zum hydraulischen Verhalten



Bild A3 - 1: Konzentration des Tracers im Ablauf der  $RS_A(0,03)750$  und  $LS_C(0,01)750$  in [%] der Tracerzulaufkonzentration am 1. Versuchstag; siehe auch Bild 5-3 in Kapitel 5.1.3



Bild A3 - 2: Konzentration des Tracers in Ablauf der RSA(0,03)750 und LSC(0,01)750 in [%] der Tracerzulaufkonzentration am: 2. Versuchstag: siehe auch Bild 5-4 in Kapitel 5.1.3

# Anhang 4: Ergänzende Ergebnisse zur Reinigungsleistung bezüglich CSB und Ammonium

### A4.1 Einfahrphase



Bild A4 - 1: Zusammenstellung der Wirkungsgrade hinsichtlich CSB (links) und NH₄-N (rechts) während der Einfahrphase bei den Rheinsandsäulen RS<sub>A</sub>(0,03) und RS<sub>B</sub>(0,03)



Bild A4 - 2: Zusammenstellung der Wirkungsgrade hinsichtlich CSB (links) und NH<sub>4</sub>-N (rechts) während der Einfahrphase bei den Lavasandsäulen LS<sub>C</sub>(0,03), LS<sub>D(</sub>0,03) und LS<sub>E</sub>(0,03)

A4.2 Einfluss der Trockenphase auf die Reinigungsleistung



Bild A4 - 3: Darstellung des CSB-Wirkungsgrades in Abhängigkeit von der Dauer der Trockenphase

#### A4.3 Ergänzende CSB-, NH<sub>4</sub>-, und NO<sub>3</sub>-Konentrationsganglinien

Beschickung am 07.09.04:  $h_a = 750 \text{ mm}; q_d(RS_A)=0.03 \text{ l/}(s \cdot m^2); q_d(RS_B)=0.05 \text{ l/}(s \cdot m^2)$ 

		RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> (0,05)
	C_CSB	54,5 mg/l	47,8 mg/l
Zuloufkonzontration	S_CSB	47,8 mg/l	40,2 mg/l
	NH <sub>4</sub> -N	4,2 mg/l	4,2 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	0,4 mg/l	0,4 mg/l
Wirkungegred	S_CSB	71 %	53 %
wirkungsgrau	NH₄-N	99 %	97 %

Tabelle A4 - 1: Mittlere Zulaufkonzentrationen und Frachtwirkungsgrade beim Versuch am 07.09.04



Bild A4 - 4: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen  $RS_A(0,03)$  (links) und  $RS_B(0,05)$  (rechts) bei 750 mm – Versuch am 07.09.04

Beschickung am 08.09.04:  $h_a = 500 \text{ mm}; q_d(RS_A)=0.03 \text{ I/(s·m^2)}; q_d(RS_B)=0.05 \text{ I/(s·m^2)}$ 

Tabelle A4 -	. 2. Mittlere	Zulaufkonzentrationen	und Frachtwirkungs	arade heim	Versuch am	30 11 04
Tabelle A4 -	2. 1011111111111111111111111111111111111	Zulaulkonzentiationen	unu riacinwinkunys	graue beim	versuch am	30.11.04

		RS <sub>A</sub> (0,03)	RS <sub>B</sub> (0,05)
	C_CSB	41,6 mg/l	36,8 mg/l
Zulaufkonzontration	S_CSB	34,9 mg/l	29,2 mg/l
Zulaurkonzentration	NH <sub>4</sub> -N	4,3 mg/l	4 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	0,7 mg/l	0,6 mg/l
Wirkungsgrad	S_CSB	85 %	77 %
vviikuliysylau	NH <sub>4</sub> -N	99 %	99 %



Bild A4 - 5: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen  $RS_A(0,03)$  (links) und  $RS_B(0,05)$  (rechts) bei 500 mm – Versuch am 08.09.04

Beschickung am 09.09.04:  $h_a = 500 \text{ mm}; q_d(RS_A)=0.03 \text{ I/}(\text{s}\cdot\text{m}^2); q_d(RS_B)=0.05 \text{ I/}(\text{s}\cdot\text{m}^2)$ 

		RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> (0,05)
Zulaufkonzentration	C_CSB	41,3 mg/l	41,3 mg/l
	S_CSB	34,9 mg/l	34,9 mg/l
	NH <sub>4</sub> -N	5,0 mg/l	5,0 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	0,7 mg/l	0,7 mg/l
Wirkungsgrad	S_CSB	78 %	78 %
	NH₄-N	99 %	99 %

Tabelle A4 - 3: Mittlere Zulaufkonzentrationen und Frachtwirkungsgrade beim Versuch am 30.11. 04



Bild A4 - 6 Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen  $RS_A(0,03)$  (links) und  $RS_B(0,05)$  (rechts) bei 500 mm – Versuch am 09.09.04

Beschickung am 30.11. 04: ha = 1000 mm; qd(RSA)=0,01 l/(s·m<sup>2</sup>); qd(RSB)=0,05 l/(s·m<sup>2</sup>)

Tabelle A4 - 4: Mittlere Zulaufkonzentrationen und Frachtwirkungsgrade beim Versuch am 30.11.04

		RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> (0,05)
Zulaufkonzentration	C_CSB	31,6 mg/l	30,1 mg/l
	S_CSB	26,4 mg/l	25,2 mg/l
	NH4-N	4,0 mg/l	4,1 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	0,96 mg/l	0,95 mg/l
Wirkungsgrad	S_CSB	76 %	69 %
	NH₄-N	93 %	93 %



Bild A4 - 7: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen RS<sub>A</sub>(0,01) (links) und RS<sub>B</sub>(0,05) (rechts) bei 1000 mm – Versuch am 30.11. 04

Beschickung am 07.12.04:  $h_a = 1250 \text{ mm}; q_d(RS_A)=0,01 \text{ I/}(s \cdot m^2); q_d(RS_B)=0,05 \text{ I/}(s \cdot m^2)$ 

		RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> (0,05)
Zulaufkonzentration	C_CSB	33,7 mg/l	32,2 mg/l
	S_CSB	27,2 mg/l	26,5 mg/l
	NH4-N	6,2 mg/l	6,2 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	0,98 mg/l	0,99 mg/l
Wirkungsgrad	S_CSB	78 %	78 %
	NH <sub>4</sub> -N	99 %	90 %

Tabelle A4 - 5: Mittlere Zulaufkonzentrationen und Frachtwirkungsgrade beim Versuch am 07.12.04



Bild A4 - 8: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen  $RS_A(0,01)$  (links) und  $RS_B(0,05)$  (rechts) bei 1250 mm – Versuch am 07.12. 04

Beschickung am 01.02.05:  $h_a = 1500 \text{ mm}; q_d(RS_A)=0.01 \text{ I/(s·m^2)}; q_d(RS_B)=0.05 \text{ I/(s·m^2)}$ 

Tabelle A4 - 6: Mittlere Zulaufkonzentrationen und Frachtwirkungsgrade beim Versuch am 01.02.2005

		RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> (0,05)
Zulaufkonzentration	C_CSB	29,7 mg/l	31,8 mg/l
	S_CSB	26,1 mg/l	27,2 mg/l
	NH₄-N	5,2 mg/l	5,4 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	1,3 mg/l	1,3 mg/l
Wirkungsgrad	S_CSB	61 %	65 %
	$NH_4-N$	98 %	81 %



Bild A4 - 9: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen  $RS_A(0,01)$  (links) und  $RS_B(0,05)$  bei 1500 mm – Versuch am 01.02.05
Beschickung am 22.02.05:  $h_a = 1000 \text{ mm}; q_d(RS_A)=0,01 \text{ I/}(s \cdot m^2); q_d(RS_B')=0,03 \text{ I/}(s \cdot m^2)$ 

		RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> '(0,03)
Zulaufkonzentration	C_CSB	65,3 mg/l	64,1 mg/l
	S_CSB	52,8 mg/l	55,4 mg/l
	NH <sub>4</sub> -N	12,4 mg/l	12,3 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	1,5 mg/l	1,5 mg/l
Wirkupgagrad	S_CSB	78 %	72 %
Wirkungsgrad	NH₄-N	97 %	85 %

Tabelle A4 - 7: Mittlere Zulaufkonzentrationen und Frachtwirkungsgrade beim Versuch am 22.02.2005



Bild A4 - 10: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen  $RS_A(0,01)$  (links) und  $RS_B(0,03)$  bei 1000 mm – Versuch am 22.02.05

Beschickung am 01.03.05: ha = 1000 mm; qd(RSA)=0,01 l/(s·m<sup>2</sup>); qd(RSB')=0,03 l/(s·m<sup>2</sup>)

Tabelle A4 - 8: Mittlere Zulaufkonzentrationen und Frachtwirkungsgrade beim Versuch am 22.02.2005

		RS <sub>A</sub> (0,01)	RS <sub>B</sub> '(0,03)
Zulaufkonzentration	C_CSB	52,5 mg/l	52,5 mg/l
	S_CSB	41,9 mg/l	41,9 mg/l
	NH <sub>4</sub> -N	6,1 mg/l	6,1 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	1,1 mg/l	1,1 mg/l
Wirkungsgrad	S_CSB	74 %	64 %
	NH₄-N	98 %	97 %



Bild A4 - 11: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen RS<sub>A</sub>(0,01) bei 1000 mm – Versuch am 01.03.05

Beschickung am 28.06.05:  $h_a = 750 \text{ mm}; q_d(LS_c)=0,01; q_d(LS_D)=0,05; q_d(LS_E)=0,1 \text{ I/}(\text{s}\cdot\text{m}^2)$ 

		LS <sub>c</sub> (0,01)	LS <sub>D</sub> (0,05)	LS <sub>E</sub> (0,1)
Zulaufkonzentration	C_CSB	45,6 mg/l	47,4 mg/l	52,1 mg/l
	S_CSB	34,5 mg/l	35,4 mg/l	36,3 mg/l
	NH <sub>4</sub> -N	8,9 mg/l	8,9 mg/l	8,5 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	0,7 mg/l	0,5 mg/l	0,4 mg/l
Wirkungsgrad	S_CSB	69 %	59 %	58 %
	NH <sub>4</sub> -N	99 %	99 %	99 %

Tabelle A4 - 9: Mittlere Zulaufkonzentrationen und Frachtwirkungsgrade beim Versuch am 28.06.2005



Bild A4 - 12: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen LS<sub>C</sub>(0,01) (links) uns LS<sub>D</sub>(0,05) (rechts) bei 750 mm – Versuch am 28.06.05



Bild A4 - 13: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säulen  $LS_{E}(0,1)$  bei 750 mm – Versuch am 28.06.05

Beschickung am 09.08.05:  $h_a = 2200 \text{ mm}; q_d(LS_c)=0.01 \text{ I/}(\text{s}\cdot\text{m}^2); q_d(LS_E)=0.1 \text{ I/}(\text{s}\cdot\text{m}^2);$ 

Tabelle A4 - 10: Mittlere Zulaufkonzentrationen und Frachtwirkungsgrade beim Versuch am 28.06.2005

		LS <sub>C</sub> (0,01)	$LS_{E}(0,1)$
	C_CSB	64,7 mg/l	63,0 mg/l
	S_CSB	48,5 mg/l	50,0 mg/l
Zulaufkonzontration	TOC	25,1 mg/l	X
Zulaufkonzentration	DOC	16,5 mg/l	х
	NH <sub>4</sub> -N	8,6mg/l	8,4 mg/l
	NO <sub>3</sub> -N	0,9 mg/l	0,1 mg/l
	S_CSB	65 %	46 %
Wirkupgegrad	TOC	72 %	х
wirkungsgrad	DOC	63 %	х
	NH <sub>4</sub> -N	99 %	95 %



Bild A4 - 14: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säule LS<sub>c</sub>(0,01) bei 2200 mm – Versuch am 09.08.05

 $NH_4$ -Konzentrationsganglinie für  $LS_c$  bei diesem Versuch siehe Bild 5-17  $NO_3$ -Konzentrationsganglinie für  $LS_c$  bei diesem Versuch siehe Bild A6 - 10



Bild A4 - 15: Konzentrationsganglinien im Ablauf der Säule  $LS_E(0,1)$  bei 2200 mm – Versuch am 09.08.05

### Anhang 5: Sauerstoff, Redox- und pH-Messungen

Die Abbildungen der Konzentrationsganglinien werden in Rahmen dieser Arbeit in der Regel im Bezug auf den Durchsatz dargestellt. Diese Art der Darstellung lässt die Messungen mit verschiedenen Filtergeschwindigkeiten, die von der Drosselabflussspende bestimmt sind, gut miteinander vergleichen. Im Fall von Sauerstoffmessungen in verschiedenen Tiefen vereinfacht eine solche Darstellung die Verfolgung der Konzentrationsänderungen in einem Volumenelement. Infiltration in verschiedene Tiefen eines Filterkörpers und Ablauf eines Volumenelements sind um die Aufenthaltszeit im Filterkörper ( $\Delta t$ ) gegeneinander versetzt. Im ungesättigeten Betrieb ist  $\Delta t$  nicht konstant, so dass bei zeitbezogener Darstellung keine intuitive Zuordnung von der Konzentrationen möglich ist. Bei einer durchsatzbezogenen Darstellung liegen dagegen die Konzentrationen eines Volumenelementes bei Infiltration und Ablauf auf einer Vertikalen (siehe Bild A5 - 1 und Bild A5 - 2).

Der 0-Wert beim Durchsatz steht für den Ablaufanfang. Dies ist für die stofflichen Ganglinien, die nur im Ablauf ermittelt wurden, der Anfangspunkt. Da der Ablauf 20 bis 25 Min nach Beschickungsanfang auftritt, ist nicht mit Versuchsanfang identisch. Die Sauerstoffkonzentrationen im Filterkörper werden schon vor Ablaufanfang gemessen und den negativen Durchsatzwerten zugeordnet, die wiederum für das vor dem Ablaufanfang infiltrierte Beschickungswasser stehen.

Bei den durchsatzbezogenen Sauerstoffdiagrammen wurde auf die Darstellung der Anfangsphase zwischen Beschickungsanfang und Ablaufanfang bewusst verzichtet. Hinsichtlich der gesamten Versuchsdauer ist diese Zeitspanne als kurz anzusehen.



Bild A5 - 1: Zeitbezogene Darstellung der O<sub>2</sub>-Konzentrationsganglinien in der Anfangsphase der Beschickung



Bild A5 - 2: Durchsatzbezogene Darstellung der O<sub>2</sub>-Konzentrationsganglinien in der Anfangsphase der Beschickung



Bild A5 - 3: Ergebnisse der  $O_2$ -, Redox-, und pH-Messung bei  $RS_A(0,01)1000$  am 16.11.04



Bild A5 - 4: Ergebnisse der O<sub>2</sub>-, Redox-, und pH-Messung bei  $RS_A(0,01)1000$  (links)und  $RS_B(0,05)$  am 23.11.04



Bild A5 - 5: Ergebnisse der O<sub>2</sub>-, Redox-, und pH-Messung bei  $RS_A(0,01)1000$  am 25.11.04



Bild A5 - 6: Ergebnisse der O<sub>2</sub>-, Redox-, und pH-Messung bei  $RS_A(0,01)$ 1250 am 07.12.04



Bild A5 - 7: Ergebnisse der  $O_2$ -, Redox-, und pH-Messung bei  $RS_A(0,01)1500$  am 25.01.05



Unterbrechungen in O<sub>2</sub>-Konzentrationganglinien in 5, 10, 24 cm Tiefe durch Ausfall des Messgerätes verursacht





Beschickung am 08.02.05:  $h_a = 500 \text{ mm}; q_d(RS_A)=0.01 \text{ l/}(s \cdot m^2)$ 

Bild A5 - 9: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei RS<sub>A</sub>(0,01)500 am 08.02.2005



Bild A5 - 10: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei RS<sub>A</sub>(0,01)500 am 08.02.2005



Bild A5 - 11: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile bei RSA(0,01)500 am 08.02.2005

Beschickung am 10.02.05; : ha = 500 mm; qd(RSA)=0,01 l/(s·m<sup>2</sup>)



vor dieser Beschickung wurden die Montagetiefen von Sauerstoffmessungen geändert

Bild A5 - 12: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei  $RS_A(0,01)500$  am 10.02.2005



Bild A5 - 13: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei RS<sub>A</sub>(0,01)500 am 10.02.2005



Bild A5 - 14: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile bei RS<sub>A</sub>(0,01)500 am 10.02.2005



Beschickung am 15.02.05; :  $h_a(RS_A) = 2200 \text{ mm}; q_d(RS_A)=0,01 \text{ I/(s·m}^2)$  $h_a(RS_B') = 1500 \text{ mm}; q_d(RS_B')=0,03 \text{ I/(s·m}^2)$ 

Bild A5 - 15: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei RS<sub>A</sub>(0,01)2200 am 15.02.2005



Bild A5 - 16: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei RS<sub>A</sub>(0,01)2200 am 15.02.2005



Bild A5 - 17: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile bei RS<sub>A</sub>(0,01)2200 am 15.02.2005



Bild A5 - 18: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei RS<sub>B</sub>'(0,03)1500 am 15.02.2005



Bild A5 - 19: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei RS<sub>B</sub>'(0,01)1500 am 15.02.2005



Bild A5 - 20: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile bei RS<sub>B</sub>'(0,01)1500 am 15.02.2005



Beschickung am 22.02.05;  $h_a = 1000 \text{ mm}; q_d(RS_A) = 0.01 \text{ I/(s·m^2)}; q_d(RS_B') = 0.03 \text{ I/(s·m^2)}$ 

Bild A5 - 21: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei RS<sub>A</sub>(0,01)1000 am 22.02.2005 – AUF VERSUCHSDAUER BEZOGEN



Bild A5 - 22: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei  $RS_B'(0,03)1000$  am 22.02.2005 – AUF VERSUCHSDAUER BEZOGEN

Durchflussbezogene  $O_2$ -Diagrame siehe Bild 5 – 32 und Bild 5 – 41 in Kapitel 5



Beschickung am 01.03.05;  $h_a = 1000 \text{ mm}; q_d(RS_A)=0.01 \text{ l/}(s \cdot m^2)$ 

Bild A5 - 23: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei RS<sub>A</sub>(0,01)1000 am 01.03.2005



Bild A5 - 24: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei RS<sub>A</sub>(0,01)1000 am 01.03.2005



Bild A5 - 25: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile bei RS<sub>A</sub>(0,01)1000 am 01.03.2005



Beschickung am 19.07.05; ;  $h_a = 1500 \text{ mm}$ ;  $q_d(LS_c)=0,01 \text{ I/}(s \cdot m^2)$ ;  $q_d(LS_E)=0,1 \text{ I/}(s \cdot m^2)$ 

Bild A5 - 26: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei  $LS_{C}(0,01)1500$  am 19.07.2005 – AUF VERSUCHSDAUER BEZOGEN



Bild A5 - 27: Ergebnisse der Sauerstoffmessung bei  $LS_E(0,1)1500$  am 19.07.2005 – AUF VERSUCHSDAUER BEZOGEN

Durchflussbezogene  $O_2$ -Diagrame siehe Bild 5 – 46 und Bild 5 – 47 in Kapitel 5



Beschickung am 26.07.05; ;  $h_a = 500 \text{ mm}$ ;  $q_d(LS_C)=0.01 \text{ I/(s·m^2)}$ ;  $q_d(LS_E)=0.1 \text{ I/(s·m^2)}$ 

Bild A5 - 28: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei LS<sub>c</sub>(0,01)500 am 26.07.2005



Bild A5 - 29: Differenz von Sauerstoffkonzentration an verschiedenen Messstellen bei LS<sub>c</sub>(0,01)500 am 26.07.2005



Bild A5 - 30: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile bei LS<sub>C</sub>(0,01)500 am 26.07.2005



Bild A5 - 31: Ergebnisse der Sauerstoff-, Redox- und pH-Messung bei  $LS_E(0, 1)500$  am 26.07.2005

Bei diesem Versuch war die Säule  $LS_E(0, 1)$  nicht eingestaut



Bild A5 - 32: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile bei  $LS_E(0, 1)500$  am 26.07.2005

## Anhang 6: Nitratbetrachtung

A6.1 Nitratganglinien

## 1000 mm – Beschickungen









## 1500 mm - Beschickungen









Bild A6 - 5:  $NO_3$ -N-Ganglinien im Ablauf von  $RS_A(0,01)$  und  $RS_B(0,05)$  bei 1500 mm-Versuchen

Bild A6 - 6: NO<sub>3</sub>-N-Ganglinien im Ablauf von  $LS_{C}(0,01)$  und  $LS_{E}(0,1)$  bei 1500 mm-Versuch



### > 2000 mm - Beschickungen

Bild A6 - 7:  $NO_3$ -N-Ganglinien im Ablauf von  $RS_A(0,01)$  bei 2200 mm-Versuch am 15.02.05 und bei 2500 mm – Versuch am 15.08.05

Bild A6 - 8:  $NO_3$ -N-Ganglinien im Ablauf von  $LS_C(0,01)$  und  $LS_E(0,1)$  bei 2200 mm-Versuch am 09.08.05 und bei 2500 mm – Versuch am 15.08.05

### A6.2 Nitratbilanzierung - Beispielrechnung

Erklärung der einzelnen Symbole siehe Kapitel 5.4.2.3

 $\% \text{Nitri} = \frac{\text{NO}_{3\_\text{Betrieb}} - \text{NO}_{3\_\text{Rest}} - \text{NO}_{3\_\text{Zul1}}}{(\text{NO}_{3\_\text{Peak}} - \text{NO}_{3\_\text{Zul2}}) + \text{NO}_{3\_\text{Betrieb}}} \bullet 100\%$ 

Berechnung für Rheinsandsäule RS<sub>A</sub>(0,01)1000 am 16.11.2004

h<sub>a</sub> = 200 mm => 5,67 l

Datum		16.11.2004			23.11.2004		
NO <sub>3</sub> -Zulaufkonzentration	[mg/l]	0,97			1,4		
Beschickungsvolumen	[I]	28,39			28,45		
Ableuthenrobung		Ablaufvol.	$S_NO_3$	B <sub>NO3</sub>	Ablaufvol.	$S_NO_3$	B <sub>NO3</sub>
Abladibeprobulig		[I]	[mg/l]	[mg]	[I]	[mg/l]	[mg]
	1	6,4	18,2	116	5,7	27,6	158
	2	6,1	4,5	27	5,6	7,2	40
	3	6,8	7,2	49	6,1	12,4	75
	4	2,7	5,2	14	2,9	9,1	26
	5	2,7	5,2	14	2,6	9,1	23
	Summe:	24,6		220	22,8		322

NO<sub>3 Betrieb</sub> = (14 + 14 + 49 + 27)mg + ((6,4 - 5,7)/6,4)l \* 18,2mg/l = 116,7mg

 $NO_{3 \text{ Rest}} = (24,6-5,7)I^{*}2mg/I = 37,8mg$ 

 $NO_3$  Zul1 = (24,6 - 5,7)I \* 0,97 mg/I = 18,3 mg

 $NO_{3_Zul2} = 5,71 * 1,4 mg/I = 7,9 mg$ 

NO<sub>3 Peak</sub> = 5,71\*27,6 mg/l = 156,5 mg

 $\% \text{Nitri} = \frac{116,7 - 37,8 - 18,3}{156,5 - 7,9 + 116,7} \bullet 100\% = 22,8\%$ 



Anhang 7: Dokumentation der letzten Beschickung vor Säulenabbau 1000 mm - Beschickung der Rheinsandsäule  $RS_A(0,01)$  am 27.10.05

Bild A7 - 9: Ergebnisse der Messung von Sauerstoffkonzentrationen in RS<sub>A</sub>



Bild A7 - 4: CSB- und TOC-Konzentrationen in Zu- und Ablauf der  $RS_A$ 

Durchsatz [mm]

600

800

1000

0

400

200

0

Bild A7 - 5: Konzentrationen der N-Komponenten in Zu- und Ablauf der RS<sub>A</sub>

Durchsatz [mm]

600

800

1000

400

200



1000 mm - Beschickung der LS<sub>c</sub>(0,01) am 25.10.05

Bild A7 - 6: Ergebnisse der Messung von Sauerstoffkonzentrationen in LS<sub>C</sub>



Bild A7 - 7: Differenz von O<sub>2</sub>-Konzentration an verschiedenen Messstellen in LS<sub>C</sub>

Bild A7 - 8: Durchflussbezogene vertikale O<sub>2</sub>-Profile während der Beschickung in LS<sub>C</sub>



Bild A7 - 9: CSB- und TOC-Konzentrationen in Zu- und Ablauf in LS<sub>C</sub>

Bild A7 - 10: Konzentrationen der N-Komponenten in Zu- und Ablauf in LS<sub>c</sub>

# Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft

# der Technischen Universität Kaiserslautern

- Band 1: Festschrift anlässlich des 60. Geburtstages von Prof. Dr.-Ing. K. Jacobitz, Kaiserslautern 1987 EUR 20,--
- Band 2: Horster, Monika: Untersuchungen zur Stickstoffelimination in Belebungsanlagen mit separater Belüftung des Rücklaufschlammes, Dissertation Kaiserslautern 1990 EUR 12,--
- Band 3: Festschrift zum 10-jährigem Jubiläum des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft an der Universität Kaiserslautern: Vorträge zu aktuellen Problemen der Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft am 25.10.1991, Kaiserslautern 1992 EUR 10,--
- Band 4: Wagner, Wolfgang: Optimierung der Sicherheit und Zuverlässigkeit von Kläranlagen auf der Basis von Risikoanalysen, Dissertation Kaiserslautern 1992 EUR 12,--
- Band 5: Burde, Michael: Vorsorgende und langfristige Grundwassersicherung durch Ausweisung von Grundwasservorranggebieten als Aufgabe von Raumplanung und Fachplanung, Dissertation Kaiserslautern 1992 EUR 15,--
- Band 6: Welker, Antje: Die Belastung von Reststoffen aus der Papierindustrie mit halogen-organischen Verbindungen – Aufklärung der chemischen Zusammensetzung und Folgerungen für die Reststoffentsorgung, Dissertation Kaiserslautern 1992 EUR 15,--
- Band 7: Vom Stadtbauwesen zur Siedlungswasserwirtschaft; Festschrift zur Verabschiedung von Prof. Dr.-Ing. K. Jacobitz, Kaiserslautern November 1995 EUR 15,--
- Band 8: Neuer Umgang mit Regenwasser in Siedlungen, Beiträge der 4. Umwelttage Kaiserslautern, Kaiserslautern 1995 EUR 20,--
- Band 9: Steinmetz, Heidrun: Einfluß von Abwasserinhaltsstoffen, Stoffwechselprozessen und Betriebsparametern von Belebungsanlagen auf den Sauerstoffeintrag in Abwasser-Belebtschlamm-Gemische, Dissertation Kaiserslautern 1996 EUR 15,--
- Band 10: Hansen, Joachim: Der Einsatz von Fuzzy Control für Regelungsaufgaben im Bereich der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen, Dissertation Kaiserslautern 1997 EUR 15,--
- Band 11: Fuzzy Control und Neuronale Netze zur Optimierung der Stickstoff- und Phosphorelimination, Beiträge der Fachtagung zum Einsatz innovativer Methoden der Steuerungstechnik in der Abwasserbehandlung, Kaiserslautern 1998 EUR 20,--
- Band 12: Dynamische Simulation als Werkzeug zur optimierten Planung und Betriebsführung von Abwasserreinigungsanlagen, Kaiserslautern 1999 EUR 20,--

Band 13: Zettl, Ulrike: Einsatz der Dynamischen Simulation als Bemessungshilfe für Kläranlagen in Weinbaugebieten, Dissertation Kaiserslautern 2000

EUR 20,--

- Band 14: Einsatz der SBR-Technologie in der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung, Kaiserslautern 2001 EUR 20,--
- Band 15: Regenwasserbehandlung Anwendungspraxis und Perspektiven, Kaiserslautern 2002 EUR 20,--
- Band 16: Leinweber, Ulla: Anforderungen an die integrierte Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage, Dissertation Kaiserslautern 2002

EUR 20,--

- Band 17: Kasting, Ulrich: Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen, Dissertation Kaiserslautern 2003 EUR 20,--
- Band 18: Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum in kommunalen und industriellen Abwasserbehandlungsanlagen, Kaiserslautern 2003 EUR 20,--
- Band 19: Wiese, Jürgen: Entwicklung von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen – Simulation und Großtechnik, Dissertation Kaiserslautern 2005 EUR 20,--
- Band 20: Welker, Antje: Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen, Habilitation Kaiserslautern 2005 EUR 20,--
- Band 21: Integrale Betrachtung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer, Kaiserslautern 2005 EUR 20,--
- Band 22: Klepiszewski, Kai: Analyse und modelltechnische Nachbildung der Reinigungswirkung eines kombinierten Bauwerks zur Mischwasserbehandlung, Dissertation Kaiserslautern 2006 EUR 20,--
- Band 23: Dittmer, Ulrich: Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung, Dissertation Kaiserslautern 2006 EUR 20,--
- Band 24: Wozniak, Renata: Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern, Dissertation Kaiserslautern 2008 EUR 20,--
- Band 25: siwawi 2030 Themen und Lösungsansätze für die nächsten 25 Jahre, Kaiserslautern 2006 EUR 20,--
- Band 26: Ökoeffizienz in der Wasserwirtschaft Schwerpunkt Energieoptimierung von Kläranlagen, Kaiserslautern 2007 EUR 20,--