

Anwendungsorientiertes Forschungsprojekt zum integrierten Betrieb einer kombinierten SBR-/Durchlaufanlage unter besonderer Berücksichtigung eines neuen Verfahrensansatzes zur Filtratwassermitbehandlung sowie eines neuen Ansatzes zur spezifischen Anreicherung sowohl von Nitrifikanten als auch BioP-Bakterien

– am Beispiel der Kläranlage Weißtal –

Abschlussbericht

finanziell gefördert durch das
**Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen**

und die
Gemeinde Wilnsdorf
als Antragsteller

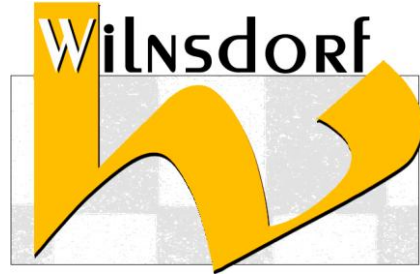


Projektträger



**Ministerium für Umwelt
und
Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen**
Schwannstraße 3
40476 Düsseldorf
Internet: www.munlv.de

Projektantragsteller



Gemeinde Wilnsdorf
-Gemeindewerke-
Marktplatz 1
57234 Wilnsdorf
Telefon: (02739) 802-0
Telefax: (02739) 802-139

Projektbeteiligte



LimnoTec Abwasseranlagen GmbH
Eickhorster Strasse 3
32479 Hille
Telefon: (0 57 03) 51 03-0
Telefax: (0 57 03) 51 03-33
E-Mail: info@limnotec.de
Internet: www.limnotec.de

Ansprechpartner des Projektbeteiligten



LimnoTec Abwasseranlagen GmbH

Dr. rer. nat. Niels Holm
Dr. rer. nat. Sabine Rönner-Holm
Dipl.-Ing. Herbert Teinert

Für die Unterstützung während des Projektes danken wir der



**Gemeinde Wilnsdorf, insbesondere den am Projekt beteiligten
Mitarbeitern**

ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen üblicher Kläranlagenkonzeptionen wird für die Behandlung sowohl des Zulaufabwassers als auch aller internen Abwasserteilströme eine geeignete Verfahrenstechnik gewählt und realisiert.

Nur sehr wenige Ausnahmen weichen von diesem generellen Prinzip ab, z.B. wenn hoch belastete Filtratabwässer in einer anderen, speziell für sie konzipierten Biologie (dann meistens SBR-Biologie) behandelt werden oder wenn mit dem Ziel der spezifischen Anreicherung (d.h. Bioaugmentation) beispielsweise Nitrifikanten mit speziellen Verfahrenstechniken positiv selektiert werden.

Bei der Bioaugmentation handelt es sich um den integrierten Betrieb einer speziellen, eigenständigen Verfahrensstufe in das Gesamtverfahren: Die besonderen Bioaug-Überschussschlämme der SBR-Biologie (beispielsweise gekennzeichnet durch den hohen Nitrifikantenanteil oder geringeren Schlammindex) werden kontinuierlich in den Zulauf zur konventionellen Biologie eingepflegt, um hier die gewünschte Population aufrecht zu erhalten.

Dieser integrierte Betrieb bietet vielfältige Möglichkeiten zur Minderung der Gesamtemissionen aus dem Abwassersystem bzw. zur Kosteneinsparung bei anstehenden Neuinvestitionen. Dennoch gehört eine integrierte Betrachtung noch keineswegs zum Stand der Technik, da erst sehr wenige Projekte großtechnisch realisiert wurden. Dies gilt besonders für SBR-Anlagen, für die nur begrenzte Kenntnisse und Erfahrungen über die Möglichkeiten einer erhöhten Fracht- und Hydraulik-Belastung vorliegen.

Wie sich SBR- und Durchlaufanlagen im Vergleich für einen integrierten Betrieb eignen ist bisher noch nicht untersucht worden, nach unserem Kenntnisstand liegen hierfür noch nicht einmal theoretische Überlegungen vor. Um dies gezielt in der Realität zu untersuchen, bietet die Kläranlage Weißtal optimale Voraussetzungen, da sie nach Umbau und Sanierung eine zweistraßige DIC-SBR-Anlage und eine parallel dazu betriebene Durchlaufanlage aufweist. Sie bietet daher die Möglichkeit, den Einsatz von integriertem Betrieb bei einer SBR- und einer Durchlaufanlage unter identischen Randbedingungen miteinander zu vergleichen und für beide Systeme optimale Lösungen zu erarbeiten.

Ziel des geplanten Forschungsvorhabens war es daher, durch den integrierten Betrieb und die Optimierung der einzelnen Anlagenteile, die Emissionen aus dem Gesamtsystem zu minimieren und einen stabilen und kostengünstigeren Betrieb der Abwasseranlage zu erreichen. Dabei soll insbesondere die Filtratwassermitbehandlung berücksichtigt werden. Hierbei liegt ein neuer Ansatz darin, die Bewirtschaftung des Filtratwassers in das SBR-Prinzip zu integrieren. Darüber hinaus sollen Kenntnisse für beide Verfahrensvarianten gewonnen werden, die eine gute Übertragbarkeit auf andere Anlagen ermöglichen. Das Projekt lässt sich in 2 Phasen unterteilen. In der 1. Phase wurden alle Daten erfasst, um Simulationsmodelle zu erstellen und zu kalibrieren. Mit Hilfe dieser Modelle wurden Optimierungsstrategien durchgeführt. In der 2. Phase wurden analysierte, geeignete Optimierungsstrategien auf der Anlage eingeführt und deren Wirkung in Realität überprüft.

Für dieses Projekt wurden daher in der 1. Phase drei Intensivmesskampagnen durchgeführt, um die typischen Zulaufbedingungen der Anlage, in den konventionellen und SBR-Anlagenteil inklusive der Filtratabwässer so zu erfassen und aufzuarbeiten, dass sie für die Simulationsmodelle genutzt werden konnten. Die Modelle wurden mit Hilfe der SIMBA-, SIMULINK- und MATLAB-Software erstellt und in intensiven Kalibrier- und Validierungsprozessen auf die Be-

dingungen der Kläranlage Weißtal justiert. Die kalibrierten Modelle wurden für Studien zur Optimierung des Anlagenbetriebs der konventionellen als auch der SBR-Anlage verwendet.

Die 2. Phase begann bereits mit Abschluss der Studienergebnisse nach der 2. Intensivmesskampagne der Phase 1. Hierbei wurden geeignete Strategien für die konventionelle Anlage eingeführt und deren Wirkung überprüft. Zu nennen sind hierbei die Reduktion der internen Rezirkulation in Abhängigkeit der Nitratkonzentration im letzten Nitrifikationsbecken, die zur Reduktion der Stromkosten als auch der N_{ges} -Ablaufkonzentration führte. Die Einführung von längeren Pausenzeiten in der Belüftung führte ebenfalls zur Senkung der Stromkosten als auch der N_{ges} -Ablaufwerte. Mit der Einführung des Controlled Disturbances(CD)-Verfahrens konnte beides ebenfalls reduziert werden. Zudem reduzierte sich bei diesem Verfahren der Fällmittelbedarf sehr stark und der Schlammindex wurde geringer.

Zur Optimierung der SBR-Anlage wurde das RS-Verfahren und der Typushöhengang zur Reduktion der N_{ges} -Ablaufwerte eingeführt. Des Weiteren wurde das Beschickungsverhältnis und die Belüftung optimiert, um zusätzlich die N_{ges} -Ablaufwerte und Stromkosten zu reduzieren.

Nach der 3. Intensivmesskampagne und den anschließenden Simulationsanalysen wurden alle geeigneten Optimierungsmaßnahmen zum Betrieb der SBR-Anlage mit der Filtratwassermitbehandlung auf der Anlage zur Bioaugmentation getestet. Dabei hat sich die Beschickung des Filtratabwassers in der 1. Beschickung und ausschließlich mit normalem Zulauf in der 2. Beschickung auch in der Simulation als vorteilhaft erwiesen. Obwohl das Beschickungsverhältnis 50/50 die niedrigsten N_{ges} -Ablaufwerte mit adäquaten Betriebskosten lieferte, wurde entschieden, die Anlage im Beschickungsverhältnis 100/0 also mit nur einer Beschickung pro Zyklus zu betreiben, da die Unterschiede in den Ablaufwerten und den Betriebskosten vergleichsweise gering war. Da aber bekannt ist, dass sich solche Stoßbeschickungen vorteilhaft auf die Schlammvolumenindices (ISV) auswirken und der positive ISV durch die Bioaugmentation in der konventionellen Anlage übertragen werden sollte, wurde diese Betriebsstrategie bevorzugt.

Der Grund für den geringen Unterschied zwischen dem normalen SBR- und dem DIC-SBR-Verfahren liegt an den stark verdünnten Zulaufbedingungen und den zu geringen BSB-Konzentrationen, die auch bei längeren anoxischen Phasen keine bessere Denitrifikation erlauben. Nach jeweils unterschiedlich langen Erprobungszeiten auf der Anlage haben sich die eingeführten Strategien ebenfalls vorteilhaft auf die N_{ges} -Ablaufwerte und die Betriebskosten ausgewirkt. Die Simulationsergebnisse konnten in der Regel bestätigt werden.

Mit Hilfe der Simulation wurden auch verschiedene Betriebsstrategien der Trübwassermitbehandlung untersucht, die bisher noch nicht alle auf der Anlage getestet wurden. So wirkte sich die Steigerung der Zulaufmenge in der SBR-Straße und die Reduktion des Zulaufs in der konv. Anlage insgesamt vorteilhaft auf die Ablaufwerte und Betriebskosten aus.

In Hinblick auf die positive Selektion der autotrophen Biomasse bei 100%iger Trübwassermitbehandlung in der SBR-Anlage scheint diese Betriebsweise in Kombination mit der Bioaugmentation des ÜS-SBR-Schlammes mit niedrigerem Schlammvolumenindex in die konv. Anlage von Vorteil zu sein. So wurden in der Simulation geringere Betriebskosten bei sonst stabilen Ablaufwerten festgestellt. Im Großversuch sank der Schlammvolumenindex in der konv. Anlage kurze Zeit nach Beginn der Bioaugmentationsversuche ab, wodurch gerade bei Regenereignissen noch stabilere Reinigungsleistungen erzielt werden.

INHALTSVERZEICHNIS

TABELLENVERZEICHNIS	V
ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	VII
1 EINFÜHRUNG	1
1.1 Problemstellung und Stand des Wissens und der Technik	1
1.2 Zielsetzung des Forschungsvorhabens	3
1.3 Vorgehensweise	4
1.3.1 Phase 1	4
1.3.2 Phase 2	5
1.4 Zwischenfazit	8
2 BESCHREIBUNG DER KLÄRANLAGE UND DER VERFAHRENSTECHNIK.....	9
2.1 Allgemeines	9
2.1.1 Einzugsgebiet.....	10
2.1.2 Lage der Kläranlage Weißtal	11
2.1.3 Zulaufbedingungen.....	11
2.1.4 Vorfluter	12
2.1.5 Anforderung an die Reinigungsleistung	12
2.1.6 SchlammindeX.....	12
2.1.7 Aufteilung der konventionellen und SBR-Anlage	12
2.2 Konventioneller Anlagenteil	13
2.2.1 Rechen.....	13
2.2.2 Vorklärung.....	13
2.2.3 Kombibecken	15
2.2.4 Rezirkulation.....	16
2.2.5 Rücklaufschlamm	16
2.2.6 Überschussschlamm	16
2.2.7 Ablauf in die Weiß	16
2.2.8 Betriebsgebäude	17
2.2.9 Labor	17
2.2.10 Prozessleitsystem PLS.....	17
2.3 Schlammbehandlung	17
2.3.1 Schlammanfall.....	17
2.3.2 Beschreibung der Anlagenteile.....	20
2.3.3 Nebenanlagen	22
2.4 SBR-Anlagenteil	22
2.4.1 Pufferbehälter.....	22
2.4.2 SB-Reaktoren.....	23
2.4.3 Klarwasserdekanter	24
2.4.4 Belüftungseinrichtung	24
2.4.5 Überschuss- und RS-SBR-Schlammförderung.....	25
2.4.6 Messeinrichtungen in den Reaktoren	25

2.4.7	Ablaufmengenmessung	27
2.4.8	Fällmitteldosierstation	27
2.5	SBR-Verfahren, Mischwasser- und Filtratwasserbehandlung	28
2.5.1	Das SBR-Verfahren	28
2.5.2	Das DIC/RS-SBR-Verfahren	30
2.5.3	Die Mischwassermitbehandlung beim SBR-Verfahren	32
2.5.4	Die Filtratwassermitbehandlung	33
2.6	Zwischenfazit	33
3	SIMULATION	34
3.1	Allgemeines	34
3.2	Vorgehen bei der Simulation	34
3.3	Belebtschlammmodelle	35
3.4	EAWAG-BioP-Modell	38
3.5	Kombination von ASM3 mit dem EAWAG-BioP-Modell	38
3.6	Zulauffraktionierung	39
3.6.1	Kohlenstofffraktionierung	40
3.6.2	Stickstoff- und Phosphorfraktionierung	41
3.7	Oxygen Uptake Rate	43
3.8	Ammonium Uptake Rate	44
3.9	Zwischenfazit	44
4	MESSKAMPAGNEN UND DATENSAMMLUNG	45
4.1	Messungen auf der Kläranlage	45
4.1.1	Durchführung der Messkampagnen	45
4.1.2	Qualitätskontrolle	48
4.1.3	Zulauf vor dem Vorklärbecken	50
4.1.4	Zulauf nach dem Vorklärbecken	51
4.1.5	Pufferbehälter	64
4.1.6	Zulauf in den SBR1	64
4.1.7	Messungen im Filtratwasserbehälter	68
4.1.8	Messungen im Denitrifikationsbecken und Nitrifikationsbecken 2	68
4.1.9	Messungen im SBR1	68
4.1.10	Ablaufmessungen	69
4.1.11	Ammoniumad- und desorptionsversuche	70
4.1.12	Messkampagnen zum Sedi-Verfahren	70
4.1.13	OUR	77
4.1.14	Schlussfolgerungen aus den OUR-Analysen	90
4.1.15	AUR	90
4.2	Weitere verwendete Unterlagen und Daten	92
4.2.1	Daten zur Kläranlage Weißtal	92
4.2.2	Aggregate	93
4.2.3	Daten zum Zu- und Ablauf	94
4.2.4	Weitere Messdaten	94
4.3	Zwischenfazit	94

5	ERSTELLUNG DES KLÄRANLAGENMODELLS.....	95
5.1	Beschreibung der verwendeten Software	95
5.2	Erstellung des Modells für die konventionelle Anlage	95
5.3	Erstellung des Modells für die SBR-Anlage	97
5.3.1	Der SBR-Kalibrierungsreaktor	97
5.3.2	Das SBR-Gesamtmodell	100
5.4	Kalibrierung und Validierung der Kläranlagenmodelle	104
5.4.1	Charakterisierung der Zuläufe	104
5.4.2	Vorbereitende Arbeiten.....	104
5.4.3	Kalibrierung und Validierung des konventionellen Anlagenteils	105
5.4.4	Kalibrierung und Validierung des SBR-Kalibrierungsreaktors	115
5.4.5	Ermittlung der Alpha-Wert-Variabilität für die SBR-Anlage	123
5.4.6	Einstellung des Ablaufs des Pufferbehälters für die SBR-Anlage	126
5.4.7	Kalibrierung des SBR-Gesamtmodells	126
5.5	Zwischenfazit.....	131
6	ABSCHÄTZUNG DES OPTIMIERUNGSPOTENZIALS MITTELS SIMULATIONEN	133
6.1	Erstellen von Spezialstrategien.....	133
6.2	Datenverarbeitung	134
6.3	Ergebnisse für den konventionellen Anlagenteil	134
6.3.1	Die Belüftung.....	134
6.3.2	Der Rücklaufschlamm	136
6.3.3	Die interne Rezirkulation	138
6.3.4	Das CD-Verfahren.....	141
6.4	Ergebnisse für den SBR-Anlagenteil	142
6.4.1	Das RS-Verfahren	142
6.4.2	Der Typushöhengang	149
6.4.3	Das Beschickungsverhältnis im DIC-SBR-Betrieb	154
6.4.4	Die Belüftung.....	156
6.4.5	Die Mischwassermitbehandlung	159
6.4.6	Die Optimierung der Denitrifikation.....	164
6.4.7	Das Sedi-Verfahren.....	166
6.5	Filtratwasserbehandlung und Bioaugmentationsanalysen	167
6.5.1	Filtratwassermitbehandlung in der konventionellen und SBR-Straße	167
6.5.2	Selektion autotropher Biomasse.....	179
6.5.3	Bioaugmentation	187
6.6	Zwischenfazit.....	204
7	EMPFEHLUNGEN FÜR BETRIEBSSTRATEGIEN BEI DER GROSSTECHNISCHEN UMSETZUNG	205
7.1	Konventionelle Anlage	205
7.2	SBR-Kläranlage.....	206
7.3	Filtratwassermitbehandlung und Bioaugmentation.....	208
7.4	Zwischenfazit.....	210
8	GROSSTECHNISCHE UMSETZUNG.....	211

8.1	Konventionelle Anlage.....	212
8.2	SBR-Anlage	213
8.3	Zwischenfazit	215
9	FAZIT UND AUSBLICK.....	216
	LITERATURVERZEICHNIS	220
	ANHANG	225
	Anhang A.1: Grundlagen.....	225
	A.1.1 Parameter und Küvetteneigenschaften	225
	A.1.2 Qualitätsmessungen im Zulauf vor dem Vorklärbecken	225
	A.1.3 Qualitätsmessungen im Zulauf nach dem Vorklärbecken	227
	A.1.4 Qualitätsmessungen im Pufferbehälter	232
	A.1.5 Qualitätsmessungen im Zulauf zum SBR1	233
	A.1.6 Qualitätsmessungen im Filtratwasserbehälter.....	236
	A.1.7 Qualitätsmessungen im Denitrifikationsbecken und Nitrifikationsbecken2	237
	A.1.8 Qualitätsmessungen im SBR1	240
	A.1.9 Qualitätsmessungen im Ablauf der konventionellen Biologie	241
	A.1.10 Qualitätsmessungen im Ablauf des SBR1.....	243
	A.1.11 Übersicht der Biomassebestimmungen in Proben aus dem Zulauf des SBR1	245
	A.1.12 Datensammlung zur Bestimmung der Sterberaten	245
	A.1.13 K_{NH} -Bestimmung	255
	Anhang A.2: Modellerstellung.....	258
	A.2.1 Regulation Pufferbehälter im ASM3+EAWAG-BioP-Modell	258
	A.2.2 RS-Verfahren im ASM3+EAWAG-BioP-Modell	258
	A.2.3 ÜS-Schlammabzug und RS-Verfahren	259
	A.2.4 Belüftungsstrategie mit Auswertungstools	259

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2-1:	Zulauffrachten zur Kläranlage bei der Auslegungsgröße von 20.500 EW	11
Tabelle 2-2:	Bemessungswassermengen	12
Tabelle 2-3:	Alte und aktuelle Überwachungswerte.	12
Tabelle 2-4:	Feststoffmengen nach Imhoff und Möller.	18
Tabelle 2-5:	Feststoffanfall nach Simulation in der Belebungsanlage.	18
Tabelle 2-6:	Schlammfall bei einer Ausbaugröße von 20.500 EW.	19
Tabelle 3-1:	Übersicht der i-Faktoren im ASM3+EAWAG-BioP-Modul.....	43
Tabelle 4-1:	Übersicht und Bedingungen der durchgeführten Messkampagnen	45
Tabelle 4-2:	Probenahmeorte	46
Tabelle 4-3:	Übersicht aller bestimmten Analyseparameter	47
Tabelle 4-4:	Mittlere Parameter des Zulaufs vor dem Vorklärbecken der Kläranlage Weißtal	50
Tabelle 4-5:	Vergleich der mittleren Zulauffrachten zur Kläranlage gemäß Auslegung und Realität.....	54
Tabelle 4-6:	Überwachungswerte und gemessene mittlere Ablaufwerte	69
Tabelle 4-7:	Mittelwerte der Analyse des Beschickungswassers der KA Weißtal.....	76
Tabelle 4-8:	Vergleich der Online-Messung mit der Labormessung.....	77
Tabelle 4-9:	S _S -Konzentrationen aus vorbereitenden Versuchen.....	78
Tabelle 4-10:	Berechnung des Korrekturfaktors	80
Tabelle 4-11:	Ergebnisse der Sterberatenbestimmungen aus OUR-Messungen und Vergleich mit den Modellparametern (FW=Filtratwassermitbehandlung)	82
Tabelle 4-12:	Versuche und Ergebnisse zur Ermittlung des Ertrags für die heterotrophen und BioP MO's	86
Tabelle 4-13:	Daten für die Bestimmung des K _{NH} mit NH ₄ Cl.....	89
Tabelle 4-14:	Zusammenfassung aller K _{NH} -Bestimmungen	89
Tabelle 4-15:	Vergleich der AUR verschiedener Schlämme	92
Tabelle 4-16:	Daten der Behälter der Kläranlage Weißtal.....	93
Tabelle 4-17:	Daten der Aggregate der Kläranlage Weißtal	93
Tabelle 5-1:	Durch die Simulation angepasste Parameter für die konventionelle Kläranlage Weißtal der Kalibrierung und Validierung 1 aus der Messkampagne 1 und 2.....	112
Tabelle 5-2:	Durch die Simulation angepassten Parameter für die konventionelle Kläranlage Weißtal der Validierung 2 aus der Messkampagne 4	114
Tabelle 5-3:	Durch die Simulation angepasste Parameter für die SBR-Kläranlage Weißtal für die Kalibrierung/Validierung aus der Messkampagne 1 und 2 ..	119
Tabelle 5-4:	Durch die Simulation angepasste Parameter für die SBR-Kläranlage Weißtal der Validierung 2 aus der Messkampagne 4	123
Tabelle 5-5:	α-Wert-Variabilität der bisher simulierten Kläranlagen aus Scharfscheer (2007) mit Ergänzung für die Kalibrierung/Validierung 2 der SBR- Kläranlage Weißtal.....	125
Tabelle 5-6:	Durch die Simulation angepasste Parameter Kinetik 1 und 2 für die SBR-Kläranlage Weißtal aus der Nachkalibrierung der Validierung 2 und der Messkampagne 4	131
Tabelle 6-1:	Untersuchte Typushöhengänge aus 2006 und 2007	154

Tabelle 6-2:	Simulationsergebnisse zur Optimierung der Belüftung im 6h-Zyklus	157
Tabelle 6-3:	Vergleich der Betriebskosten der konventionellen und SBR-Straße bei unterschiedlichen Trübwassermengen	171
Tabelle 6-4:	Bedingungen zur Selektion von autotropher Biomasse.....	180
Tabelle 6-5:	Vergleich der Kinetiken in den Modellen der Validierung 2 aus der Kalibrierung und Validierung der Modelle für die konv. und die SBR-Straße (Kap. 5.4)	184
Tabelle 6-6:	Vergleich der Fraktions-Mittelwerte der SB-Reaktoren bei unterschiedlichen Trübwassermengen bei den Simulationsläufen	186
Tabelle 6-7:	Vergleich der Fraktionen im Nitrifikationsbecken 2 bei unterschiedlichen Bioaugmentationsversuchen und Trübwassermengen	193
Tabelle 6-8:	Vergleich der X_A -Mengen im Nitrifikationsbecken 2 bei unterschiedlichen Bioaugmentationsversuchen und 24 m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße	199
Tabelle 6-9:	Vergleich der Fraktionen im Nitrifikationsbecken 2 bei unterschiedlichen Bioaugmentationsversuchen und 24 m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße	203
Tabelle 8-1:	Stromverbrauch der Kläranlage Weißtal von 2005 bis 2008	211
Tabelle 8-2:	Schlammkosten der Kläranlage Weißtal von 2005 bis 2008	212
Tabelle 8-3:	Fällmittelkosten der Kläranlage Weißtal von 2005 bis 2008.....	212
Tabelle 8-4:	Einführung von Optimierungsmaßnahmen in der konventionellen Anlage ...	212
Tabelle 8-5:	Einführung von Optimierungsmaßnahmen in der SBR-Anlage	214

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1:	Übersichtsfoto zur Kläranlage Weißtal	9
Abbildung 2-2:	Lageplan zur Kläranlage Weißtal	10
Abbildung 2-3:	Vorklärbecken (links) und Sandfang (rechts)	14
Abbildung 2-4:	Kombibecken 1 mit Denitrifikation innen und Nitrifikationsbecken außen (links); Kombibecken 2 mit Nitrifikationsbecken 2 außen und Nachklärbecken innen und Faulbehälter im Vordergrund (rechts).....	15
Abbildung 2-5:	Faulbehälter	21
Abbildung 2-6:	Verteilerschacht und Pufferbehälter	23
Abbildung 2-7:	SBR1 und 2 mit Betriebsgebäude 2 (links) und Pufferteich (rechts).....	24
Abbildung 2-8:	Dekanter und Belüfterplatten	24
Abbildung 2-9:	Blasenbild der Belüfterplatten vor Inbetriebnahme der SBR-Straße.....	25
Abbildung 2-10:	NH ₄ -N-, NO ₃ -N- und PO ₄ -P-Online-Messgeräte im Betriebsgebäude 2	26
Abbildung 2-11:	Ablaufschacht, Pufferteich und SB-Reaktor 1 der KA Weißtal während der Dekantierungsphase	27
Abbildung 2-12:	Beispiel für den Ablauf der verschiedenen Phasen während eines Zyklus, aus: ATV M 210	29
Abbildung 2-13:	Schematische Darstellung eines DIC-SBR-Zyklus	31
Abbildung 3-1:	Vergleichende Betrachtung der Absterbeprozesse in ASM1 und ASM3 aus (Henze <i>et al.</i> , 2000).....	36
Abbildung 4-1:	Vergleich der PO ₄ -Onlinedaten im SBR1	49
Abbildung 4-2:	Vergleich der NH ₄ -Onlinedaten im SBR1	49
Abbildung 4-3:	Vergleich der NO ₃ -N-Onlinedaten im SBR1	49
Abbildung 4-4:	Zulaufbedingungen bei unterschiedlichen Wetterverhältnissen der Messkampagne 1 und Filtratwasser direkt in den Zulauf; Berechnung für den 21.03 und 22.03.2006 nach ATV 131 pro EW: 90 g CSB, 45 g BSB ₅ , 11 g N _{ges} , 1,6 g P _{ges} ; Berechnung für den 23.03 ohne Vorklärbecken nach ATV 131 pro EW: 120 g CSB, 60 g BSB ₅ , 11 g N _{ges} , 1,8 g P _{ges} , Berechnung für den 24.03 als Mittelwert aus mit und ohne Vorklärbecken pro EW: 105 g CSB, 53 g BSB ₅ , 10,5 g N _{ges} , 1,7 g P _{ges}	52
Abbildung 4-5:	Zulaufbedingungen bei unterschiedlichen Wetterverhältnissen der Messkampagne 2 und Faulung außer Betrieb; Berechnung nach ATV 131 pro EW: 90 g CSB, 45 g BSB ₅ , 11 g N _{ges} , 1,6 g P _{ges}	52
Abbildung 4-6:	Zulaufbedingungen bei unterschiedlichen Wetterverhältnissen der Messkampagne 3 und Filtratwasser direkt in die SBR-Straße; Berechnung nach ATV 131 pro EW: 90 g CSB, 45 g BSB ₅ , 11 g N _{ges} , 1,6 g P _{ges}	53
Abbildung 4-7:	Zulaufbedingungen bei unterschiedlichen Wetterverhältnissen der Messkampagne 4 und Filtratwasser nur direkt in die SBR-Straße; Berechnung nach ATV 131 pro EW: 90 g CSB, 45 g BSB ₅ , 11 g N _{ges} , 1,6 g P _{ges}	53
Abbildung 4-8:	Verhältnis CSB _{ges} /BSB ₅ im Zulauf nach der Vorklärung der Kläranlage Weißtal, (a) Messkampagne 1 am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser und (b) Messkampagne 2 ohne Filtratwasser.....	55
Abbildung 4-9:	Verhältnis CSB _{ges} /TKN _{ges} im Zulauf nach der Vorklärung der Kläranlage Weißtal, (a) Messkampagne 1 am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser und (b) Messkampagne 2 ohne Filtratwasser.....	56

Abbildung 4-10: CSB- und BSB ₅ -Zulaufmengen nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser	57
Abbildung 4-11: CSB- und BSB ₅ -Zulaufmengen nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 2 ohne Filtratwasser	57
Abbildung 4-12: CSB- und BSB ₅ -Zulaufmengen nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser	58
Abbildung 4-13: P _{ges} - und TKN-Zulaufmengen nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser	59
Abbildung 4-14: P _{ges} - und TKN-Zulaufmengen nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 2 ohne Filtratwasser	59
Abbildung 4-15: P _{ges} - und TKN-Zulaufmengen nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser	60
Abbildung 4-16: 2h-Zulaufmengen der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser	60
Abbildung 4-17: 2h-Zulaufmengen der Messkampagne 2 ohne Filtratwasser	61
Abbildung 4-18: 4h-Zulaufmengen der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser	61
Abbildung 4-19: MID-Zulaufmengen der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser	62
Abbildung 4-20: Tageszulaufmengen der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser	63
Abbildung 4-21: Tageszulaufmengen der Messkampagne 2 ohne Filtratwasser	63
Abbildung 4-22: Tageszulaufmengen der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser	64
Abbildung 4-23: Vergleich der CSB _{ges} , und BSB ₅ -Frachten im Zulauf in den SBR1 (a) und Vergleich der P _{ges} , und TKN-Frachten (b) der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser	65
Abbildung 4-24: CSB _{ges} - und BSB ₅ -Frachten im Zulauf nach der Vorklärung (a) und im Zulauf in den SBR1 (b) der Messkampagne 2 ohne Filtratwasser	66
Abbildung 4-25: CSB _{ges} - und BSB ₅ -Frachten im Zulauf nach der Vorklärung (a) und im Zulauf in den SBR1 (b) der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser	67
Abbildung 4-26: Messwerte SBR 1 ohne 3. Beschickung (KA Weißtal, 2.11.2006).....	71
Abbildung 4-27: Messwerte SBR 2 ohne 3. Beschickung (KA Weißtal, 27.10.2006)	72
Abbildung 4-28: Messwerte SBR 2 mit 3. Beschickung direkt nach der Umwälzung im 4h-Zyklus (KA Weißtal, 06.12.2006)	72
Abbildung 4-29: Messwerte SBR 2 mit 3. Beschickung direkt nach der Umwälzung im 6h-Zyklus (KA Weißtal, 03.11.2006)	73
Abbildung 4-30: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 5 min vor Ende der Umwälzung im 4h-Zyklus (KA Weißtal, 5.12.2006, morgens)	73
Abbildung 4-31: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 5 min vor Ende der Umwälzung im 4h-Zyklus (KA Weißtal, 5.12.2006, nachmittags)	74
Abbildung 4-32: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 5 min nach Ende der Umwälzung im 6h-Zyklus (KA Weißtal, 26.10.2006, nachmittags)	74
Abbildung 4-33: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 5 min nach Ende der Umwälzung im 6h-Zyklus (KA Weißtal, 26.10.2006, morgens)	75
Abbildung 4-34: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 10 min Ende der Umwälzung im 6h-Zyklus (KA Weißtal, 27.10.2006)	76
Abbildung 4-35: Messwerte SBR 2 mit 3. Beschickung 10 min nach Ende der Umwälzung im 4h-Zyklus (KA Weißtal, 04.12.2006).....	76
Abbildung 4-36: Kalibrierung des CSB _{ges} gegen Gesamt-OUR	80

Abbildung 4-37: Bestimmung der Sterberate der heterotrophen und BioP-Mikroorganismen in der konventionellen Biologie.....	83
Abbildung 4-38: Bestimmung der Sterberate der gesamten Mikroorganismen in der konventionellen Biologie	83
Abbildung 4-39: Bestimmung der Sterberate der heterotrophen Mikroorganismen im SBR1	84
Abbildung 4-40: Bestimmung der Sterberate der gesamten Mikroorganismen im SBR1	84
Abbildung 4-41: Beispiel zur Aufteilung der Flächen nach leicht abbaubarem und schwer abbaubarem Substrat	85
Abbildung 4-42: Graphik zur Bestimmung des K_{NH} mit NH_4Cl	89
Abbildung 4-43: Vergleich der AUR-Aktivität der konventionellen (Nitrifikationsbecken 2) und SBR-Anlage	91
Abbildung 4-44: Vergleich der AUR-Aktivität der konventionellen (Nitrifikationsbecken 2) und SBR-Anlage	92
Abbildung 5-1: Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal	96
Abbildung 5-2: Belüftungsstrategie des Nitrifikationsbeckens 1 im Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal	96
Abbildung 5-3: Strategie für die interne Rezirkulation im Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal	96
Abbildung 5-4: Auswertungstool zur Ermittlung der Zulaufmenge im Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal	97
Abbildung 5-5: Auswertungstool zur Ermittlung der Gebläselaufzeiten im Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal	97
Abbildung 5-6: SBR-Kalibrierungsreaktor der Kläranlage Weißtal	98
Abbildung 5-7: Zyklusstrategie des SBR-Modells.....	98
Abbildung 5-8: Beschickungsstrategie für die Vorläufe	99
Abbildung 5-9: Belüftungsstrategie für die Vorläufe	99
Abbildung 5-10: Dekantiersstrategie für die Vorläufe	99
Abbildung 5-11: Fällmittelstrategie	100
Abbildung 5-12: SBR-Gesamtmodell der Kläranlage Weißtal	101
Abbildung 5-13: Regulation der Zyklusstrategie.....	101
Abbildung 5-14: Erweiterte Beschickungsstrategie	102
Abbildung 5-15: Fällmittelstrategie mit Auswertungstools	103
Abbildung 5-16: Dekantierstrategie.....	103
Abbildung 5-17: Auswertungstool zur Ermittlung der Rührwerkslaufzeiten	103
Abbildung 5-18: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von Standardparametern bei 7°C	106
Abbildung 5-19: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von Standardparametern bei 16°C	107
Abbildung 5-20: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Kalibrierparametern 1 bei 7°C	108

Abbildung 5-21: Vergleich der gemessenen 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken aus der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Kalibrierparametern 1 bei 16°C	109
Abbildung 5-22: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Validierparametern 1 bei 7°C.....	110
Abbildung 5-23: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Validierparametern 1 bei 16°C.....	111
Abbildung 5-24: Vergleich der 4h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken aus der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Validierparametern 1 bei 15°C.....	113
Abbildung 5-25: Vergleich der 4h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken aus der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Validierparametern 2 bei 15°C.....	113
Abbildung 5-26: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von Standardparametern bei 7°C	116
Abbildung 5-27: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Kalibrierparameter bei 7°C	117
Abbildung 5-28: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Kalibrierparameter bei 16°C	118
Abbildung 5-29: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Kalibrierparameter aus der Messkampagne 1 und 2 bei 15°C.....	120
Abbildung 5-30: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Standardparameter bei 15°C	121
Abbildung 5-31: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Validierparameter 2 bei 15°C.....	122
Abbildung 5-32: Verlaufsbeispiele für die Simulation von Sauerstoffkonzentrationen mit konstantem (a) und dynamischem (b) Alpha-Wert, sowie inklusive CSB-Abhängigkeit (d) nach (Rönner-Holm et. al., 2006).....	124
Abbildung 5-33: Vergleich der simulierten und realen Höhenstände im Pufferbehälter bei der Messkampagne 4	126
Abbildung 5-34: Vergleich der Onlinewerte des SBR1 (a) in der Messkampagne 1 und (b) in der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Kalibrierparameter	127
Abbildung 5-35: Vergleich der Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung des kinetischen Parametersatzes 1 der Validierung 2 inklusive der Nachkalibrierung.....	128
Abbildung 5-36: Vergleich der Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung des kinetischen Parametersatzes 2 der Validierung 2 inklusive der Nachkalibrierung.....	130

Abbildung 6-1:	Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die maximale N_{ges} -Konzentration im stationären Modell und mittleren Zuläufen bei 16°C.	135
Abbildung 6-2:	Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die maximalen Ablaufwerte, Belüftungs- und Rezirkulationsmengen bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.....	136
Abbildung 6-3:	Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die mittleren, jährlichen Betriebskosten bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.	136
Abbildung 6-4:	Auswirkung verschiedener Rücklaufschlammengen auf die maximalen Ablaufwerte, bei 12°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.	137
Abbildung 6-5:	Auswirkung verschiedener Rücklaufschlammengen auf die verschiedenen Aggregate, bei 12°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.	137
Abbildung 6-6:	Auswirkung verschiedener Rücklaufschlammengen auf die mittleren, jährlichen Kosten der Aggregate und der gesamten Betriebskosten bei 12°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.	138
Abbildung 6-7:	Auswirkung verschiedener Strategien für die Rezirkulationsmengen auf die maximalen N_{ges} -Ablaufwerte, Belüftung und Rezirkulationsmengen bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.	138
Abbildung 6-8:	Auswirkung verschiedener Rezirkulationsmengen auf die Betriebskosten bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.	139
Abbildung 6-9:	Auswirkung verschiedener Rezirkulationsmengen auf die maximalen N_{ges} -Ablaufwerte und der Belüftungsenergie bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage im CD-Verfahren.	140
Abbildung 6-10:	Auswirkung verschiedener Rezirkulationsmengen auf die Betriebskosten bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage im CD-Verfahren.	140
Abbildung 6-11:	Auswirkung des CD-Verfahrens auf die maximalen Ablaufwerte, Belüftungsenergie und der Rezirkulationsmengen bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.....	141
Abbildung 6-12:	Auswirkung des CD-Verfahrens auf die Belüftungs-, Rezirkulations- und gesamten Betriebskosten bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.	142
Abbildung 6-13:	Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die maximalen N_{ges} - (a) und P_{ges} - Ablaufwerte (b) bei 2,5 Simulationstagen der Messkampagne 1 im 6h-Zyklus bei höheren Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen im Zulauf bei 12 °C mit 45% Filtratwasser.....	143
Abbildung 6-14:	Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die Fördermengen der Beschickungspumpen und die Belüftungszeiten bei 2,5 Simulationstagen der Messkampagne 1 im 6h-Zyklus bei höheren Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen im Zulauf bei 12 °C mit 45% Filtratwasser.....	144
Abbildung 6-15:	Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die gesamten, jährlichen Betriebskosten bei 2,5 Simulationstagen der Messkampagne 1 im 6h-Zyklus bei höheren Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen im Zulauf bei 12 °C mit 45% Filtratwasser.....	145
Abbildung 6-16:	Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die maximalen N_{ges} - (a) und P_{ges} - Ablaufwerte (b) bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser.....	146
Abbildung 6-17:	Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die Fördermengen der Beschickungspumpen und die Belüftungszeiten bei	

4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser	147
Abbildung 6-18: Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die gesamten, jährlichen Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser	148
Abbildung 6-19: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die maximalen NO ₃ - und N _{ges} -Ablaufwerte (a) sowie der NH ₄ - und P _{ges} -Ablaufwerte (b) bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 2 im 6h-Zyklus bei 16 °C ohne Filtratwasser	150
Abbildung 6-20: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die Fördermengen der Beschickungspumpen, der RS- und Fällmittelmengen sowie der Belüftungszeiten bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 2 im 6h-Zyklus bei 16 °C ohne Filtratwasser	151
Abbildung 6-21: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die gesamten, jährlichen Betriebskosten bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 2 im 6h-Zyklus bei 16 °C ohne Filtratwasser	151
Abbildung 6-22: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die maximalen NO ₃ -, N _{ges} -, NH ₄ - und P _{ges} -Ablaufwerte bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 3 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser	152
Abbildung 6-23: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die verschiedenen Betriebskosten bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 3 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser	153
Abbildung 6-24: Vergleich verschiedener Typushöhengänge der SBR-Anlage Weißtal	153
Abbildung 6-25: Auswirkung verschiedener Beschickungsverhältnisse auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 simulierten Tagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung	155
Abbildung 6-26: Auswirkung verschiedener Beschickungsverhältnisse auf die Betriebskosten bei 4,5 simulierten Tagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung	156
Abbildung 6-27: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung	158
Abbildung 6-28: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung	158
Abbildung 6-29: Vergleich der Zulaufmengen mit dem pH-Wert, der Temperatur und der O ₂ -Konzentration im Zulauf.....	160
Abbildung 6-30: Vergleich der Zulaufmengen mit der Leitfähigkeit im Zulauf und dem Pufferhöhenstand	161
Abbildung 6-31: Vergleich der Zulaufmengen mit der Leitfähigkeit im Zulauf beim Regenerereignis	161
Abbildung 6-32: Vergleich der Zulaufmengen mit dem Pufferhöhenstand beim Regenerereignis; die schwarzen Geraden zeigen den Grad des Anstiegs im Pufferbehälter zum entsprechenden Zeitpunkt	162
Abbildung 6-33: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung	163
Abbildung 6-34: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die abgeschätzten, jährlichen Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung	164

Abbildung 6-35: Auswirkung verschiedener Zulaufsituationen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung	165
Abbildung 6-36: Auswirkung verschiedener Zulaufsituationen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung	165
Abbildung 6-37: Auswirkung verschiedener Zulaufsituationen auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung	166
Abbildung 6-38: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der konventionellen Straße	167
Abbildung 6-39: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der konventionellen Straße	168
Abbildung 6-40: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der konventionellen Straße	168
Abbildung 6-41: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der SBR-Straße	169
Abbildung 6-42: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der SBR-Straße	170
Abbildung 6-43: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der SBR-Straße	170
Abbildung 6-44: Vergleich der Auswirkung verschiedener täglicher Trübwassermengen auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C in beiden Straße.....	172
Abbildung 6-45: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Betriebsweisen (Trübwassermenge/d) der beiden Straßen bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C	172
Abbildung 6-46: Vergleich der maximalen Ablaufwerte bei unterschiedlichen Betriebsweisen (Trübwassermenge/d) der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C	173
Abbildung 6-47: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Betriebsweisen (Trübwassermenge/d) der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C	174
Abbildung 6-48: Vergleich der maximalen CSB _{ges} -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C und 100% Filtratwasser	175
Abbildung 6-49: Vergleich der maximalen N _{ges} - und NO ₃ -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C und 100% Filtratwasser.....	175
Abbildung 6-50: Vergleich der maximalen NH ₄ - und P _{ges} -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C und 100% Filtratwasser.....	176

Abbildung 6-51: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C und 100% Filtratwasser.....	176
Abbildung 6-52: Vergleich der maximalen CSB _{ges} -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C ohne Filtratwasser.....	177
Abbildung 6-53: Vergleich der maximalen N _{ges} - und NO ₃ -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C ohne Filtratwasser.....	177
Abbildung 6-54: Vergleich der maximalen NH ₄ - und P _{ges} -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C ohne Filtratwasser.....	178
Abbildung 6-55: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C ohne Filtratwasser.....	178
Abbildung 6-56: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße ohne Filtratwasser und der SBR-Straße mit 100% Filtratwasser bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C.....	179
Abbildung 6-57: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 1 der Validierung 2.....	180
Abbildung 6-58: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 2 der Validierung 2.....	181
Abbildung 6-59: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher TKN-Mengen im Trübwasser in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 1 der Validierung 2.....	181
Abbildung 6-60: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher TKN-Mengen im Trübwasser in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 2 der Validierung 2.....	182
Abbildung 6-61: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher TKN-Mengen im Gesamtzulauf in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 1 der Validierung 2.....	182
Abbildung 6-62: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher TKN-Mengen im Gesamtzulauf in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 2 der Validierung 2.....	183
Abbildung 6-63: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen in der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C.....	183
Abbildung 6-64: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C.....	185

Abbildung 6-65: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C.....	185
Abbildung 6-66: Verbleib autotropher Biomasse X_{A1} (konv. Anlage) und X_{A2} (SBR-Anlage) durch die Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße, Kinetik der konv. Anlage der Validierung 2 für X_{A2} in der konv. Straße.....	188
Abbildung 6-67: Vergleich der maximalen Ablaufwerte nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße, Kinetik der konv. Anlage der Validierung 2 für X_{A2} in der konv. Straße.....	189
Abbildung 6-68: Vergleich der Betriebskosten nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße, Kinetik der konv. Anlage der Validierung 2 für X_{A2} in der konv. Straße.....	190
Abbildung 6-69: Verbleib autotropher Biomasse X_{A1} (konv. Anlage) und X_{A2} (SBR-Anlage) durch die Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 der Validierung 2 in der SBR-Straße und für X_{A2} in der konv. Straße	191
Abbildung 6-70: Vergleich der maximalen Ablaufwerte nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 der Validierung 2 in der SBR-Straße und für X_{A2} in der konv. Straße	192
Abbildung 6-71: Vergleich der Betriebskosten nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 der Validierung 2 in der SBR-Straße und für X_{A2} in der konv. Straße.....	192
Abbildung 6-72: Anteil der gesamten autotrophen Biomasse bestehend aus X_{A1} (konv. Anlage) und X_{A2} (SBR-Anlage) in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße	194
Abbildung 6-73: $N_{ges,max}$ -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße	195
Abbildung 6-74: $CSB_{ges,max}$ -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße	195
Abbildung 6-75: NO_{3max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12	

	°C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße.....	196
Abbildung 6-76:	NH _{4max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße.....	197
Abbildung 6-77:	P _{ges,max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße.....	197
Abbildung 6-78:	Betriebskosten in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße.....	198
Abbildung 6-79:	Anteil der gesamten autotrophen Biomasse bestehend aus X_{A1} (konv. Anlage) und X_{A2} (SBR-Anlage) in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s	199
Abbildung 6-80:	N _{ges,max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s	200
Abbildung 6-81:	CSB _{ges,max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s	200
Abbildung 6-82:	NO _{3max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s	201
Abbildung 6-83:	NH _{4max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s	202
Abbildung 6-84:	P _{ges,max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m ³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s	202

Abbildung 6-85: Betriebskosten in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s..... 203

1 EINFÜHRUNG

1.1 Problemstellung und Stand des Wissens und der Technik

Ziel dieses Forschungsvorhabens ist die Untersuchung des integrierten Betriebes einer konventionellen Durchlauf- und SBR-Kläranlage mit besonderer Berücksichtigung der Filtratabwassermitbehandlung.

Das SBR-Verfahren hat sich in Deutschland erst in den letzten Jahren etabliert, schwerpunktmäßig unter Bedingungen beengter Platzverhältnisse (z.B. Holm et al., 1998), inzwischen sind allerdings auch zahlreiche Anlagen der Größenklasse 3 und 4 in Betrieb genommen worden (z.B. Rönner-Holm und Holm, 2003).

Von der Fa. LimnoTec sind bereits dynamische Simulationen zur Kalibrierung, Validierung und optimierten Betriebsführung einer großtechnischen SBR-Anlage (Bad Zwischenahn 40.000 EW) mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung (Hintermeier und Thiele, 2002, Holm und Rönner-Holm, 2003) sowie mehrerer großtechnischer SBR-Anlagen (Hettstedt 30.000 EW, Deuz 12.800 EW, Spenge 22.500 EW) mit simultaner aerober Schlammstabilisierung durchgeführt worden (Affeld, 2003; Josch, 2006; Roog, 2004): Die Ergebnisse dieser Untersuchungen mit vergleichsweise hohen und sehr stabilen Nitri- und Denitrifikationsraten weisen auf überraschend hohe Volumenreserven hin und damit auf ein hohes Potential an z.B. Mischwasserbehandlungskapazität. Dieses Ergebnis wird durch eine rein vergleichende Simulationsstudie SBR/konventionell bestätigt (Dockhorn, 1999), wonach beim SBR-Verfahren mit Abstand die größten Volumenreserven auch bei geringeren Schlammaltern als auch über eine Studie zum Parallelbetrieb eines zyklischen und eines konventionellen Belebtschlammesystems vorhanden sind (Demoulin et al., 1996). Auch die integrierte simulationsbasierte Studie von Rönner-Holm et al. (2008) hat gezeigt, dass SBR-Anlagen viel höhere Zulaufmengen behandeln können, ohne die erlaubten Ablaufwerte zu übersteigen.

Ein direkter Vergleich der Eignung von Durchlauf- und SBR-Anlage für einen integrierten Betrieb ist allerdings bislang nur aufgrund theoretischer Überlegungen und aufgrund von Simulationsergebnissen möglich. In der praktischen Umsetzung müssen in der Regel verschiedene Anlagen miteinander verglichen werden, die auch unterschiedliche Einzugsgebiete aufweisen und somit aufgrund unterschiedlicher Randbedingungen nur schlecht miteinander vergleichbar sind.

Hier bietet die Kläranlage Weißtal die einmalige Möglichkeit, die beiden Verfahren „kontinuierliche Anlage“ und „SBR-Anlage“ hinsichtlich ihrer Eignung für einen integrierten Betrieb bei gleichen Randbedingungen miteinander zu vergleichen. Dies soll in einer ersten Phase anhand von dynamischen Simulationsrechnungen basierend auf Intensivmesskampagnen erfolgen und in einer zweiten Phase in der großtechnischen Umsetzung verifiziert werden.

Daraus lassen sich zum einen Kenntnisse über das Verhalten der beiden verfahrenstechnischen Varianten im integrierten Betrieb gewinnen, die eine Übertragbarkeit auf andere Anlagen ermöglichen. Zum anderen können gezielt für die Kläranlage Weißtal Strategien entwickelt werden, wie der Betrieb der Abwasseranlagen (z.B. Aufteilung der Wasserströme, Bewirtschaftung Filtratabwasser, Erhöhung der Mischwasserzufuhr) optimiert werden kann, um zum einen Kosten bei anstehenden Investitionen einzusparen und zum anderen die Umwelt von Emissionen zu entlasten.

Unter dem Gesichtspunkt der Emissionsminderung ist nicht nur ein integrierter Betrieb Kläranlage/Kläranlage und Kanalnetz/Kläranlage von Bedeutung, sondern die Gesamtbewirtschaftung inklusive des Umgangs mit Filtratwasser als solches und speziell bei erhöhter Mischwasserzufuhr.

Die mittlerweile wissenschaftlich abgesicherten, auf Basis einer Vielzahl von Untersuchungen an großtechnischen Anlagen quasi als allgemeingültig zu bezeichnenden Erkenntnisse über die SBR-Verfahrenstechnik als Stand der Technik sind in komprimierter Form in dem ATV-Merkblatt M-210 Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb zusammengefasst (ATV, 1997a).

Entsprechend dem aktuellen Stand der Technik gibt es dort noch keinerlei Hinweise zu den spezifischen Verfahrensaspekten, die das DIC-SBR-Verfahren als Verfahrensvariante des SBR-Verfahrens auszeichnen, welche in Weißtal umgesetzt wird. Einige Untersuchungen zu diesem speziellen SBR-Verfahren belegen das hohe Reinigungspotential (z.B. Deneke et al., 1999; Holm et al., 2000; Müller, 2000; Kiehn, 2006; Schwitalla, 2007; Schwitalla et al., 2008) und somit eine besondere Eignung zur Filtratwassermitbehandlung auch bei Mischwasserzulauf.

Zum Themenkomplex Simulation von SBR-Anlagen liegen außer den speziellen oben schon aufgeführten auch einige allgemeine wissenschaftliche Vorarbeiten vor (z.B. Alex und Tschepetzki, 2001; Holm und Rönner-Holm, 2002; Holm und Rönner-Holm, 2003; Novak et al., 1996; Rönner-Holm und Holm, 2008; Scharfscheer, 2007; Alex et al., 2008; Holm et al. 2008; Scharfscheer et al., 2008) die jedoch für die besonderen Aspekte des neuen Verfahrens noch große schließenswerte Lücken aufweisen.

Zum Thema Mitbehandlung von Filtratabwässern in den SB-Reaktoren liegen auch eine Reihe von Untersuchungen vor (z.B. Böhm et al., 1998; Ihrens et al., 1998) allerdings wurden dort keine dynamischen Simulationen eingesetzt. Des Weiteren sind in der Literatur überwiegend Projekte beschrieben, in denen nur Filtratwasser in einer SBR-Anlage separat behandelt wird, oder wo ein nur sehr geringer Teilstrom des Zulaufes zur Verbesserung der Denitrifikation mitbehandelt wurde (z.B. Ermel und Rolf, 1998).

So gut wie keine Erfahrungen liegen jedoch für die Behandlung erhöhter Filtratwassermengen in einer SBR-Teilstromanlage vor, insbesondere dann nicht, wenn zusätzlich zu den auf der Kläranlage anfallenden Schlämmen Fremdschlämme in erheblicher Größenordnung mitbehandelt werden.

Das gilt auch für die Nutzung der SBR-Überschussschlämme zur Bioaugmentation der konventionellen Stufe. Über das große Potential der Bioaugmentation als solches ist in jüngster Zeit allerdings mehrfach berichtet worden (z.B. Salem et al., 2003).

Die bestehenden Wissenslücken sollen im Rahmen der geplanten Untersuchungen beseitigt werden. Neben dem integrierten Betrieb der beiden Abwasserreinigungsverfahren sollen auch Strategien der Filtratwassermitbehandlung in der SBR-Teilstromanlage gezielt untersucht werden. Dabei soll in einer ersten Phase das Werkzeug der dynamischen Simulation eingesetzt werden und die Erfolg versprechenden Strategien anschließend in einer zweiten Phase im großtechnischen Betrieb umgesetzt werden.

1.2 Zielsetzung des Forschungsvorhabens

Mit den geplanten Untersuchungen sollen die Möglichkeiten eines integrierten Betriebes von einer Durchlauf- und einer SBR-Anlage ermittelt und bei gleichen Randbedingungen miteinander verglichen werden. Ziel ist es, die Gesamtemissionen aus den Abwasseranlagen durch gekoppelte Bewirtschaftung inklusive Bewirtschaftung von Filtratwasser zu minimieren und ggf. Möglichkeiten aufzuzeigen, die zu einer Verringerung der Betriebskosten (Stromkosten, Fällmittelkosten und Abwasserabgabekosten) führen können.

Darüber hinaus soll im Rahmen der Untersuchungen aufgezeigt werden, welche Betriebsstrategien zu einer Stabilisierung der Ablaufwerte auch bei extremen Randbedingungen wie z.B. Mitbehandlung von Filtratwasser im SBR-Teilstrom, Frachtstößen, erhöhtem Mischwasserzufluss führen.

Mit Hilfe dynamischer Simulationswerkzeuge und auf der Basis von MSR-Technik sollen der Betrieb der Teilkläranlagen (Durchlauf- und SBR) optimiert und die jeweiligen Stärken der Verfahren genutzt sowie die Schwächen eliminiert werden. In diesem Zusammenhang sollen auch die Abwasserzufuhr zu den einzelnen Anlagenteilen flexibel aufgeteilt (anstelle der gemäß Genehmigungsplanung und Ausschreibung vorgesehenen starren 55 : 45 Aufteilung) und Entscheidungskriterien für eine Aufteilung entwickelt werden.

Die aus der Simulation gewonnenen Erkenntnisse über die Erfolg versprechenden Strategien sollen anschließend exemplarisch anhand ausgewählter Beispiele im großtechnischen Versuch überprüft und umgesetzt werden.

Wesentliches Ziel ist neben dem integrierten Betrieb ein Vergleich des Potenzials von Durchlauf- und SBR-Anlagen zur Filtratwasserbehandlung sowie einer erhöhten Mischwasserbehandlung gerade auch im großtechnischen Betrieb der Anlagen.

Angestrebt wird bei diesem Vorhaben die Untersuchung der Mitbehandlung von überproportional großen Mengen an Filtratabwässern auf Basis einer dynamischen Simulationsrechnung mit verfahrensspezifischen Parametrierungen, um eine bessere Ausnutzung der Reaktorvolumina und Betriebskosteneinsparungen zu erreichen. Auch können dadurch stabilere Ablaufwerte und voraussichtlich eine Reduzierung der Emissionen erreicht werden.

DIC-SBR-spezifisch steht hierbei die Analyse folgender neuer Verfahrensvariante im Vordergrund: Im Rahmen einer ersten internen schubweisen Beschickung der Reaktoren mit Abwasser erfolgt gleichzeitig eine maximal mögliche Filtratwasserzufuhr in Abhängigkeit von Quantität und Qualität des Zulaufwassers (das anhand der Online-Messungen der vorangegangenen Zyklen recht genau abgeschätzt werden kann) vollautomatisch dergestalt, dass

1. Die Nitratbildung nach Abschluss der ersten internen Belüftungsphase auf einen (für jeden neuen Zyklus automatisch neu zu ermittelnden) Maximalwert begrenzt wird, so dass nach der nachfolgenden zweiten Beschickung ohne Filtratabwasser, d.h. einem deutlich höheren CSB/N-Verhältnis eine Mindestmenge an Nitrat denitrifiziert wird, damit nach der zweiten internen Belüftungsphase der $N_{\text{ges,anorg}}$ -Überwachungswert nicht überschritten werden kann.
2. Der Nitratgehalt am Beginn der nachfolgenden ersten Beschickungsphase unterhalb der (im Rahmen der Messkampagnen und Simulationen zu ermittelnden) Grenzwerte liegt, die die biologische P-Elimination beeinträchtigt.

3. Dadurch bedingt der Anteil an Nitrifikanten und BioP-aktiven Bakterien in den SBR-Überschussschlämmen (die in den Zulauf zur Durchlaufbiologie geführt werden soll) maximiert und zur Bioaugmentation genutzt wird, damit in der Durchlaufbiologie die oxidischen Phasen bedarfsgerecht zwecks Verbesserung der Denitrifikation und biologischen P-Elimination reduziert werden können.

Im Zusammenhang mit dem Betrieb von Durchlaufanlage, SBR-Anlage und Filtratwasserbehandlung bei starkem Mischwasserzulauf ist ein zentrales Ziel des Vorhabens die Untersuchung der Auswirkungen auf den Betrieb der SBR-Anlage bei dann verkürzten Zykluszeiten: Bei Zulauf von Q_{RW} müssen die Reaktoren im 4 h Zyklus betrieben werden, bei der üblicherweise nur eine interne Beschickung stattfindet.

Daraus ergibt sich folgende zu untersuchende Fragestellung:

Kann nach Wechsel in den 4h Zyklus eine Filtratwassermitbehandlung beschränkt nur auf den SBR-Anlagenteil weiterhin erfolgen (auf Grund der geringeren Konzentrationen im Mischwasserzulauf) oder muss dieser 4h Zyklus zumindest eine gewisse Zeitlang auch in zwei interne Zyklen aufgeteilt werden. Es sollen Regelstrategien erarbeitet werden, die festlegen, wann automatisch ein Wechsel in den 4h Zyklus mit nur einer internen Beschickung erfolgen kann.

Dabei gewonnene Erkenntnisse über das neue Verfahrensprinzip der Teilstrombehandlung im SBR-Verfahren sollen dazu beitragen, dieses Verfahren auf das Niveau eines wissenschaftlichen Standes der Technik zu heben. Eine Teilstrombehandlung im SBR-Verfahren kann sowohl für die Kläranlage Weißtal, aber auch für anstehende Erweiterungen anderer Kläranlagen im In- und Ausland eine einfache und kostengünstige Alternative darstellen.

Besonderes Augenmerk soll im Rahmen der Untersuchungen auf die Kombination von Betriebsstrategien bei Mischwasserzulauf und zur Filtratwasserbehandlung gelegt werden, wofür oben schon ein Beispiel erläutert wurde. Auch hier sollen zunächst im Rahmen von Simulationsstudien die Grenzen ausgelotet und Kriterien für einen sicheren Betrieb festgelegt werden. Hierfür ist ggf. eine Anpassung der Parametersätze an die spezifische Situation Filtratwassermitbehandlung erforderlich, wozu parallel zu den Simulationsstudien Analysen im Kläranlagenbereich durchgeführt werden müssen. Anschließend ist auch für diese Thematik die Umsetzung großtechnisch geplant.

1.3 Vorgehensweise

Aus den oben genannten Gründen eignet sich für die Durchführung des Projektes die Kläranlage Weißtal in besonderer Weise, da hier seit Umbau und Erweiterung parallel eine Durchlauf- und eine SBR-Anlage betrieben werden. Durch Aufteilung des Abwasserstromes werden beide Anlagenteile zunächst mit gleichem Abwasser beschickt. Die Inbetriebnahme der neuen SBR-Kläranlage und der umgebauten Durchlaufanlage erfolgte im Juli 2004. Das Vorhaben wurde in zwei Phasen untergliedert.

1.3.1 Phase 1

Phase 1 sieht zunächst die Modellerstellung und eine rechnergestützte Optimierung vor. Konkret werden hierbei die SBR-Kläranlage und Durchlaufanlage der Gemeinde Wilnsdorf mit Hilfe von Computermodellen nachgebildet und diese mittels Messungen kalibriert.

Nach Schaffung der modelltechnischen Voraussetzungen erfolgt eine rechnergestützte Optimierung. Der Umstand, dass zunächst eine Simulation und keine großtechnischen Versuche durchgeführt werden, wird wie folgt begründet:

Das beantragte Forschungsprojekt betritt in einigen Bereichen insbesondere aus Sicht der SBR-Technologie und der Bewirtschaftung von Prozesswasser bei integriertem Betrieb zweier unterschiedlicher Belebtschlammverfahren Neuland. Dies gilt auch für die wesentlichen Bereiche der Steuerungs- und Regelungstechnik (siehe unter 1.3.2 Punkt 1-3). Daher wird erforderlich sein, dass man zunächst vertiefte Kenntnisse über das Betriebsverhalten beider Belebtschlammbiologien gewinnt, bevor man großtechnische Versuche durchführt.

Damit wird vermieden, dass es im Rahmen der Versuche zu Gewässerbeeinträchtigungen kommen kann. Darüber hinaus sind mit der Durchführung halb- oder großtechnischer Versuche erhebliche Kosten verbunden. Die moderne Computer- und Softwaretechnik bietet nun die Möglichkeiten, selbst komplexe Systeme wirklichkeitsnah zu simulieren. Dadurch ist es z.B. auch möglich, dass Regelstrategien kostengünstig und ohne Gefahr für das Gewässer zunächst am Computer entwickelt und getestet werden. Anschließend können diese neuen Regelstrategien gezielt durchgeführt werden.

1.3.2 Phase 2

In Phase 2, die im Anschluss an und teilweise schon parallel zu Phase 1 verläuft, werden exemplarisch einige der optimierten Steuerungs- und Regelungsstrategien in der Praxis übertragen und großtechnisch getestet. Dieser Schritt ist entscheidend, um die in der Theorie und mittels Simulation entwickelten Strategien zu überprüfen und die Eignung von Simulationswerkzeugen für die vorliegenden Fragestellungen beurteilen zu können.

Somit gliedern sich die Untersuchungen in die nachfolgenden Arbeitsschritte:

(1) Erstellung eines Kläranlagenmodells für den konventionellen Anlagenteil

- Sichtung, Auswertung und Ergänzung der Projekt- und Messdaten
- Messkampagne
- Aufbereitung der Messdaten zur Kalibrierung entsprechend den Erfordernissen des Modells SIMBA
- Einfahren des Modells mit Hilfe der Messwerte
- Stationäre und dynamische Kalibrierung und Validierung

(2) Erstellung eines Kläranlagenmodells für den SBR-Anlagenteil

Die Vorgehensweise entspricht der unter Punkt (1) genannten.

(3) Erarbeitung von MSR-Strategien bei verschiedenen Betriebssituationen für Durchlaufanlage und SBR-Anlage

- Variation des Mischwasserzuflusses
- Variation der Aufteilung des Zuflusses zu Durchlauf- und SBR-Anlage
- Beschickungsstrategie SBR
- Zyklusdauer und Einteilung

- Rezirkulation in vorgeschaltete Denitrifikationsstufe
- Strategie Rücklaufschlammförderung und Überschussschlammmentnahme

(4) Untersuchung der Möglichkeiten zur Filtratwassermitbehandlung in der SBR-Anlage anhand der dynamischen Simulation

Dieser Schritt widmet sich der Optimierung der Filtratwasserzugabe, wobei folgende Strategien berücksichtigt werden sollen:

- Anteilige Aufteilung Filtratwasser auf SBR und Durchlaufanlage (über Zulaufvolumenstrom)
- Komplette Behandlung des Filtratwassers im SBR
- Variation der Beschickungsstrategien
- Optimierung der Zyklusdauer/Zyklusphasen
- Kopplung Filtratwasserzugabe und Mischwasserbeschickung (Grenzbetrachtung)
- Variation der Beschickungsstrategien
- Optimierung der Zyklusdauer/Zyklusphasen

(5) Begleitende Analytik (Onlinedaten und Daten von Laboruntersuchungen) als Grundlage für Kalibrierung und Verifikation

Zur Kalibrierung der Kläranlagenmodelle ist es erforderlich, ergänzend zu den auf der Anlage verfügbaren Daten bestimmte stöchiometrische und kinetische Parameter messtechnisch zu bestimmen. Die verfügbaren Messdaten müssen zur Kalibrierung entsprechend den Erfordernissen des Programms SIMBA aufbereitet und ergänzt werden. Des Weiteren ist die Zulauffraktionierung zu ermitteln. Im nächsten Schritt wird das erzeugte Modell mit Hilfe der Messwerte eingefahren sowie stationär und dynamisch kalibriert.

(6) Kalibrierung und Validierung der Modelle

Während der Kalibrierung und Validierung werden alle vorher erhobenen und gesammelten Daten genutzt, um die Modelle auf die realen Begebenheiten einzustellen und zu justieren. Dieser Prozess sollte anhand von Validierungsmesskampagnen überprüft und ggf. nachjustiert werden. Mit den kalibrierten Modellen können dann Optimierungsstudien durchgeführt werden, um die vorher festgelegten Strategien zu testen.

(7) Ableitung von Empfehlungen für Betriebsstrategien bei großtechnischer Umsetzung

Die aus der Simulation gewonnenen Erkenntnisse lassen Rückschlüsse auf Erfolg versprechende Strategien zu hinsichtlich:

- Filtratwassermitbehandlung
- Aufteilung des Abwasserstromes auf die SBR-/Durchlauf-Anlagenteile
- Strategien zur Bewirtschaftung der Durchlaufanlage/SBR-Anlage
- Erhöhung des Mischwasserzuflusses

(8) Großtechnische Umsetzung der Erfolg versprechenden Strategien

Die im Rahmen des Vorhabens durchgeführten technischen Ergänzungen, wie z.B. zusätzliche Online-Sonden, Filtratwasserleitung und Pumpen dienen auch der Durchführung der großtechnischen Versuche.

Ausgewählte Simulationsergebnisse sollen in großtechnischen Versuchen überprüft und so verifiziert werden. Dabei werden die zuvor gewonnenen Erkenntnisse und MSR-Konzepte zu

- Strategien zur Aufteilung der Zulaufmenge/Fracht auf Durchlauf- und SBR-Anlage
- Strategien zur Filtratwassermitbehandlung
- Strategien zur erhöhten Mischwasserbeschickung

durch eine großtechnische Umsetzung getestet, bewertet und verifiziert. Der Erfolg der Strategien wird über kontinuierliche Messungen der relevanten Parameter mit Hilfe von Online-Messungen und zusätzlicher begleitender Analytik überwacht (s.u.).

An das Prozessleitsystem der Kläranlage Weißtal sind die nach Umbau vorhandenen Messgeräte angebunden. Die gewonnenen Daten können dokumentiert bzw. archiviert und aufbereitet werden. Eine Einbindung weiterer Messgeräte bzw. die Implementierung (auch komplexer) Regelungs- und Steuerungsstrategien sind mit relativ geringem Aufwand möglich.

(9) Begleitende Analytik (Onlinemessungen und Laboruntersuchungen) zur Erfolgskontrolle der großtechnischen Versuche

Zur Verifizierung der Simulationsergebnisse im großtechnischen Versuch ist eine intensive Analytik erforderlich. Diese dient des Weiteren auch dazu, die Prozesse zu überwachen und ggf. rechtzeitig in die während der Versuche gewählten Betriebsstrategien eingreifen zu können.

Für einen Vergleich von Durchlauf- und SBR-Anlage sind zusätzliche Untersuchungen zu Schlammabsetzeigenschaften anhand einfacher Parameter wie Schlammindex und Vergleichsschlammvolumen geplant. Dabei sollen z.B. folgende Fälle betrachtet werden:

- SBR ohne erhöhte Filtratwassermitbehandlung
- SBR mit erhöhter Filtratwassermitbehandlung
- Durchlaufanlage ohne Zufuhr von SBR-Überschussschlamm
- Durchlaufanlage bei kontinuierlicher Zufuhr von Überschussschlamm aus der SBR-Anlage (Beobachtung der Entwicklung nach Umstellung)

(10) Dokumentation und Präsentation der Untersuchung

- Erstellung eines Schlussberichtes
- Vorstellung der Ergebnisse beim Auftraggeber
- Veröffentlichungen in Fachzeitschriften
- Vorträge auf nationalen und internationalen Tagungen

1.4 Zwischenfazit

In diesem Kapitel wurde der Stand der Technik, die Zielsetzung des Forschungsvorhabens und die Vorgehensweise erläutert. So gut wie keine Erfahrungen liegen für die Behandlung erhöhter Filtratwassermengen in einer SBR-Teilstromanlage vor, insbesondere dann nicht, wenn zusätzlich zu den auf der Kläranlage anfallenden Schlämmen Fremdschlämme in erheblicher Größenordnung mitbehandelt werden. Das gilt auch für die Nutzung der SBR-Überschussschlämme zur Bioaugmentation der konventionellen Stufe.

Daher soll in diesem Forschungsvorhaben die Nutzung der parallelen Straßen der konventionellen und der SBR-Anlage zur Filtratwassermitbehandlung untersucht werden. Hierfür werden Modelle für beide Anlagen-Straßen erstellt, die mit Hilfe von Intensivmesskampagnen kalibriert werden. Mit diesen Modellen sollen dann Optimierungsstrategien zum allgemeinen Betrieb und im speziellen zum Betrieb mit Filtratabwässern untersucht werden.

2 BESCHREIBUNG DER KLÄRANLAGE UND DER VERFAHRENSTECHNIK

2.1 Allgemeines

Die Gemeinde Wilnsdorf plante den Ausbau der Kläranlage Weißtal von der alten Ausbaugröße 16.000 EW auf zukünftig 20.500 EW. Mit der Planung beauftragte die Gemeinde die Prof. Dr. Dr. K.-U. Rudolph GmbH. Im Vorfeld wurde eine umfangreiche Grundlagenermittlung durchgeführt (August 2001) und im Rahmen einer ausführlichen Variantenbetrachtung (November 2001) zahlreiche verschiedene technische Lösungsmöglichkeiten untersucht. Die ausgewählte Variante sah vor, die existierende konventionelle Straße, bestehend aus zwei Kombibecken, durch eine zusätzliche Straße im SBR-Verfahren zu erweitern.

Sie wurde nach Abstimmung mit den Genehmigungsbehörden über ein gestuftes Genehmigungsverfahren (Verfahren nach §38 VVG) am 10.01.2002 (Bescheid vom 26.03.02) ausgeschrieben. Die Submission fand am 02.10.2002 statt, der Auftrag zum Bau einer SBR-Anlage wurde am 20.12.02 an den wirtschaftlichsten Bieter, die LimnoTec Abwasseranlagen GmbH, erteilt. Alternative Verfahren (Kombibecken und Membrananlage) erwiesen sich als deutlich teurer.

Der Auftrag umfasste den Umbau der konventionellen Straße sowie den Neubau von SB-Reaktoren, sowie eine neue Rechenanlage und einen Räumler für die neue Vorklärung. Baubeginn war im Januar 2003 und die erweiterte Anlage wurde im Juli 2004 in Betrieb genommen. In Abbildung 2-1 ist ein Übersichtsfoto und in Abbildung 2-2 ist ein Lageplan der umgebauten Anlage gezeigt.



Abbildung 2-1: Übersichtsfoto zur Kläranlage Weißtal

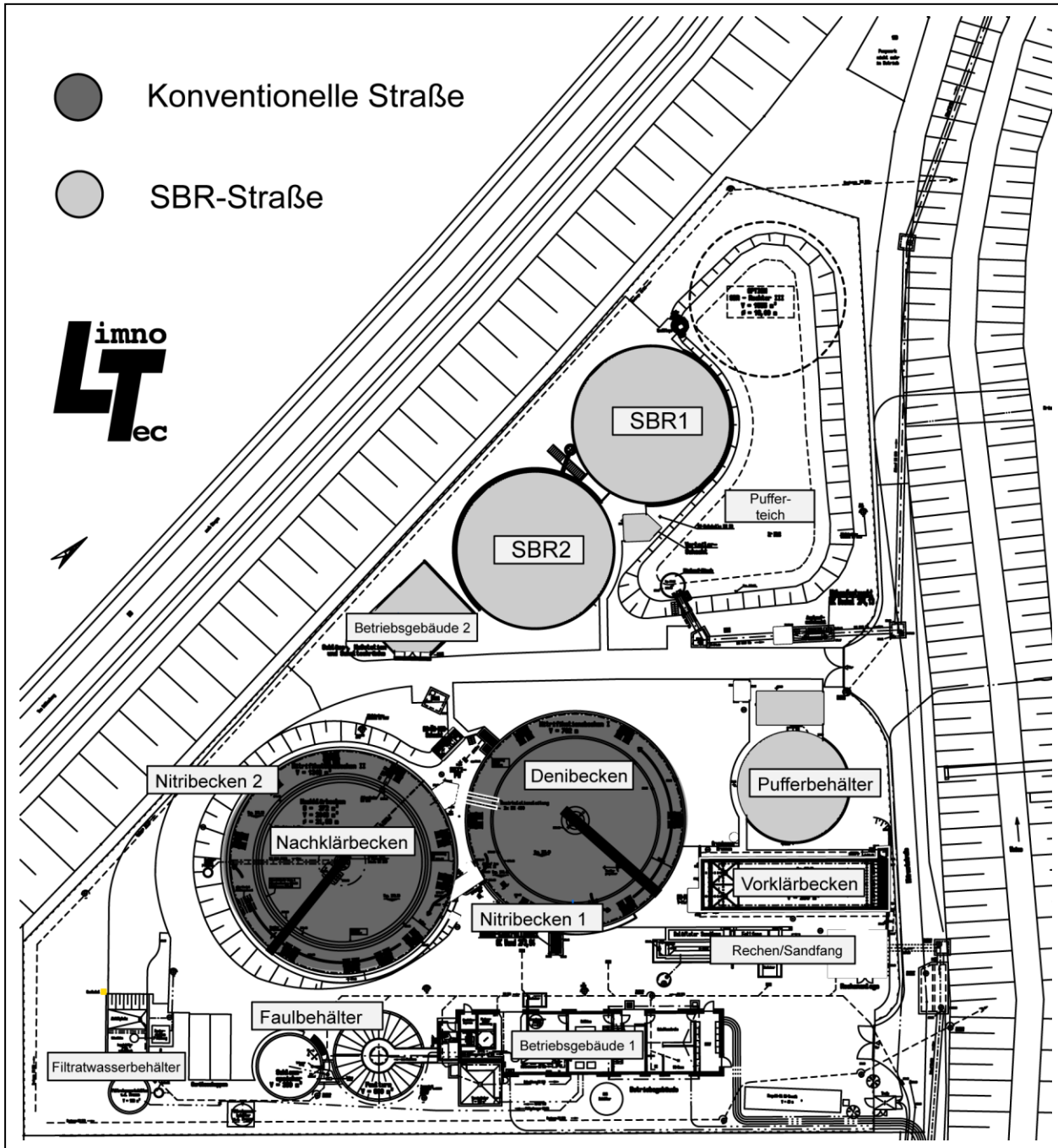


Abbildung 2-2: Lageplan zur Kläranlage Weißtal

2.1.1 Einzugsgebiet

Die Kläranlage Weißtal liegt im Ortsteil Niederdielfen an der Gemeindegrenze zur Stadt Siegen. Das zugehörige Einzugsgebiet umfasst das Weißtal und das Dielfetal mit den Ortschaften Gernsdorf, Rudersdorf, Wilgersdorf, Niederdielfen, Oberdielfen, Anzhausen, Flammersbach und Teilflächen von Obersdorf-Rödgen. Es hat laut der Schmutzfrachtberechnung (SFB) für den Prognosezeitpunkt 2015 eine Größe von $A_{EK} = 535$ ha. Die Entwässerung wird zukünftig zu 20,5 % im Trennsystem und zu 79,5 % im Mischsystem erfolgen.

Durch die tief eingeschnittenen Täler weist das Kanalnetz vielfach ein hohes Gefälle auf, so dass es zu großen Abflussgeschwindigkeiten kommt. Die Schmutzfrachtberechnung geht von 83 Minuten Fließzeit bei Vollfüllung für die maximale Einzugsgebietslänge von gut 10 km aus. Es ist daher von kurzen Aufenthaltszeiten des Abwassers im Kanalnetz und damit verbunden

geringen Abbauvorgängen während des Fließweges auszugehen. Der Fremdwasseranfall wurde in der SFB mit 0,15 l/(s·ha) angenommen.

2.1.2 Lage der Kläranlage Weißtal

Das Kläranlagengelände hat einen dreieckigen Zuschnitt und wird auf einer Seite von einem Bahndamm begrenzt, auf der anderen Seite von einem Fuß- und Radweg, der auf der Böschung der Weiß verläuft und von Fahrzeugen für den Kläranlagenbetrieb befahren werden kann (Abbildung 2-2). Auf der dritten Seite liegt ein Industriebetrieb. Da keine ungenutzten Erweiterungsflächen vorhanden waren, wurden für die Erweiterung vorhandene Anlagenteile umgebaut (Schönungsteich, RÜB).

2.1.3 Zulaufbedingungen

Die Zulaufbedingungen zur Kläranlage Weißtal (Wassermengen, Frachten, etc.) wurden in einer ausführlichen Grundlagenermittlung ermittelt und sind hier zusammengefasst dargestellt. Der Zulauf zur Kläranlage wird durch eine Drossel am neuen RÜB oberhalb der Kläranlage auf 172 l/s begrenzt. Als Auslegungsfrachten wurden Literaturwerte gemäß ATV-A 131 zuzüglich einer Erhöhung aufgrund der Presswasserrückbelastung angesetzt.

Die folgende Tabelle gibt die Frachten bezogen auf die Auslegungsgröße 20.500 EW an. Lediglich NH_4 wurde aus dem Verhältnis TKN/NH_4 durchgeführter Messkampagnen berechnet, da A 131 hierfür keine Werte vorgibt. Der Anlagenteil SBR sollte einen 45%igen Teilstrom des Abwassers reinigen, die konventionelle Anlage die verbleibenden 55%. Die sich daraus ergebenden maximalen Tagesfrachten finden sich in Tabelle 2-1.

Tabelle 2-1: Zulauffrachten zur Kläranlage bei der Auslegungsgröße von 20.500 EW

Parameter	einwoh- nerspez. Fracht [g/(EW*d)]	Zulauf [kg/d]	Press- und Spül- wasser [kg/d]	Summe [kg/d]	nach Vorklä- rung [kg/d]	Anteil konven- tionelle Biologie [kg/d]	Anteil SBR [kg/d]
CSB	120	2.460,0	35,0	2.495,0	1.871,3	1.029,2	842,1
BSB₅	60	1.230,0	5,0	1.235,0	926,3	509,5	416,8
TS	70	1.435,0	0,0	1.435,0	717,5	394,6	322,9
TKN	11	225,5	86,8	312,3	291,8	160,5	131,3
NH₄	9,17	188,0	86,8	274,8	274,8	151,1	123,7
P	1,8	36,9	0,6	37,5	33,3	18,3	15,0

Der Ansatz zur Reduktion der Zulauffrachten durch die Vorklärung erfolgte gemäß A 131, S. 15 (Durchflusszeit 0,5 bis 1 h). Die Reduktion von TKN durch die Vorklärung berücksichtigt nur die 225,5 kg/d des Zulaufs. Die aus dem Press- und Spülwasser stammenden 86,8 kg/d NH_4 werden nicht reduziert, da sie in gelöster Form vorliegen.

Tabelle 2-2: Bemessungswassermengen

	Einheit	Zulauf	Press- wasser	Summe	nach Vor- klärung	Anteil kon- ventionelle Biologie	Anteil SBR
Q_d	[m ³ /d]	6.800	100	6.900	6.900	3795	3.105
Q_m	[m ³ /h]	620	13	633	633	348	285
Q_t	[m ³ /h]	327	13	340	340	187	153

2.1.4 Vorfluter

Vorfluter für das mechanisch-biologisch gereinigte Abwasser der Kläranlage ist die Weiß (Gewässergüteklasse II). Die Einleitstelle liegt deutlich unterhalb der Kläranlage, um auch bei HQ₁₀₀ noch ohne Rückstau einleiten zu können.

2.1.5 Anforderung an die Reinigungsleistung

Für die auf 20.500 EW ausgebaute Kläranlage wurden von der Bezirksregierung Arnsberg folgende neue Überwachungswerte festgelegt. Die Werte sind in der qualifizierten Stichprobe einzuhalten.

Tabelle 2-3: Alte und aktuelle Überwachungswerte.

Parameter	alte	aktuell
CSB	60 mg/l	50 mg/l
BSB ₅	15 mg/l	15 mg/l
NH ₄ -N	10 mg/l	5 mg/l
N _{ges.}	18 mg/l	18 mg/l
P _{ges.}	1,5 mg/l	1 mg/l

2.1.6 Schlammindex

Die konventionelle Biologie wurde ebenso wie die SBR-Anlage mit einem Schlammindex von 150 ml/g ausgelegt.

2.1.7 Aufteilung der konventionellen und SBR-Anlage

Die beiden vorhandenen Kombibecken werden weiter wie bisher für die Abwasserreinigung genutzt. Die zusätzlich erforderliche Kapazität wird durch eine SBR-Anlage bereitgestellt. Dabei wird der Abwasserstrom durch ein Pumpwerk aufgeteilt, so dass bei voller Belastung 55% des Zulaufs in der vorhandenen Anlage und 45% in den neuen SB-Reaktoren gereinigt werden.

2.2 Konventioneller Anlagenteil

Nachfolgend wird zunächst auf die mechanischen und vorhandenen konventionellen biologischen Reinigungsstufen eingegangen. Die SBR-Anlage wird unter Punkt 2.4 dargestellt.

2.2.1 Rechen

Im vorhandenen Rechengebäude wurde der bestehende, hydraulisch überlastete Rechen gegen einen neuen ausgetauscht. Als neuer Rechen wurde ein Flach-Feinsiebrennen installiert. Die durch den geringen Aufstellwinkel (30°) erhöhte Siebfläche verursacht nur geringe hydraulische Verluste, was wesentliches Wertungskriterium der Ausschreibung war.

Im Anschluss an die Rechengutentnahme folgt eine Rechengutwaschpresse. Das Rechengut wird in einen seitlich aufgestellten Container abgeworfen, über dem eine Absackanlage angeordnet ist.

Hydraulisch wurde der Rechen für folgende Bemessungsdaten ausgelegt:

- Bemessungswassermenge: 172 l/s \approx 620 m³/h,
- Unterwasserspiegel: 273,97 m ü NN oder ca. 0,29 m über der Sohle,
- Oberwasserspiegel: 274,03 m ü NN oder ca. 0,35 m über Sohle (ohne Rückstau aus dem Rechenbereich),
- Wehrhöhe Notumgehung Rechen: 274,10 m ü NN oder 0,42 m über Sohle Rechenkammer.

Durch den Flach-Feinsiebrennen mit seinen geringen hydraulischen Verlusten kann die Gitterrostbreite gering gehalten werden (1,00 m). Aus diesem Grund wurde auf den ausgeschriebenen Notumlauf des Rechens außerhalb des Rechengebäudes verzichtet. Der Notumlauf wurde innerhalb des vorhandenen Rechengerinnes realisiert. Dazu wurden vor dem Rechen höhenverstellbare Wehrschwellen angebracht und beidseitig vom Rechen befindet sich jeweils ein ca. 25 cm breiter Notumlauf.

2.2.2 Vorklärung

Im Rahmen des Umbaus der Kläranlage Weißtal wurde eine neue Vorklärung ($V \approx 250 \text{ m}^3$) als Rechteckbecken gebaut. Sie dient der Frachtreduzierung und damit einer Verringerung der erforderlichen Größe der Belebungsbecken.



Abbildung 2-3: Vorklärbecken (links) und Sandfang (rechts)

Das Vorklärbecken wurde im Volumenstrom zwischen dem vorhandenen Sandfang und den biologischen Reaktoren, d.h. der konventionellen Belebung und den SB-Reaktoren, errichtet (Abbildung 2-2 und Abbildung 2-3).

Ausgelegt wurde die Vorklärung für einen Trockenwetterzufluss von $340 \text{ m}^3/\text{h}$, eine theoretische Aufenthaltszeit von 45 min und eine Oberflächenbeschickung von $2,7 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$. Das Vorklärbecken hat eine lichte Breite von $6,00 \text{ m}$, eine lichte Länge von $21,30 \text{ m}$ und eine mittlere Wassertiefe von ca. $2,10 \text{ m}$.

Die Räumung des Primärschlammes wurde anhand eines Kunststoffketten-Bandräumers realisiert, der sich als eine wirtschaftliche Alternative zum ausgeschriebenen Längsräumer erwies. Der Primärschlamm wird kontinuierlich in die Schlammmrichter gefördert. Von dort aus wird der Primärschlamm durch Wasserüberdruck in das dem Becken vorgelagerte Primärschlamm-pumpwerk abgelassen. Der Schwimmschlamm wird durch die Räumschilde in Fließrichtung in eine Skimrinne gefördert und gelangt von dort im Freispiegelgefälle in das Primärschlamm-pumpwerk. Vom Primärschlamm-pumpwerk wird der Schlamm chargenweise in den Voreindicker gefördert.

Im Anschluss an die neue Vorklärung wird der Abwasserstrom aufgeteilt. 55 % des Zulaufs werden in die vorhandenen Kombibecken geleitet, die verbleibenden 45 % werden durch eine Pumpstation in die SBR-Anlage gefördert (Punkt 2.4).

2.2.3 Kombibecken

2.2.3.1 Beschreibung der bestehenden Anlage

Der biologische Teil der Kläranlage Weißtal besteht heute aus zwei Kombibecken (siehe Abbildung 2-2 und Abbildung 2-4). Das Innenbecken des Belebungsbeckens I mit einem Volumen von ca. 1.149 m³ wird zur vorgeschalteten Denitrifikation genutzt. Die Außenringe I und II mit einem Volumen von 702 m³ bzw. 1.346 m³ dienen der Nitrifikation, Innenbecken II mit 2.076 m³ der Nachklärung. Die beiden Kombibecken werden durch ein offenes Gerinne verbunden.



Abbildung 2-4: Kombibecken 1 mit Denitrifikation innen und Nitrifikationsbecken außen (links); Kombibecken 2 mit Nitrifikationsbecken 2 außen und Nachklärbecken innen und Faulbehälter im Vordergrund (rechts)

2.2.3.2 Zukünftige Funktionsweise der Becken

Das erste Innenbecken wird bei ausreichend hoher Abwassertemperatur als vorgeschaltete Denitrifikation betrieben. Um auch bei niedrigen Temperaturen eine möglichst große Nitrifikation zu ermöglichen, wird dieses Becken, wenn die Belastung der Kläranlage es erforderlich macht, nachträglich mit Belüftern ausgestattet, die im Winter einen ausreichenden Sauerstoffeintrag ermöglichen sollen.

Die beiden Außenringe dienen vorwiegend der Nitrifikation. Da sich die Belüftungssituation im Regelbetrieb von der bei sehr niedrigen Abwassertemperaturen unterscheidet, ist eine variable Nutzung der vorhandenen Gebläse notwendig. Solange das Innenbecken I nicht belüftet werden muss, werden 2 der 3 vorhandenen Gebläse auf den Außenring II geschaltet, das verbleibende Gebläse belüftet den Außenring I. Wird die Belüftung des Innenbeckens I erforderlich, so dienen 2 der 3 Gebläse der Belüftung von Innenbecken I und Außenring I, 1 Gebläse der Belüftung von Außenring II. Die frequenzgeregelten Gebläse werden über O₂-Sonden in den Belebungsbecken geregelt.

2.2.3.3 Bemessung der konventionellen Straße nach ATV A131

Die Bemessung der konventionellen Straße wurde anhand des Programms „Belebungs-Expert“ der ATV auf den Grundlagen des ATV-Arbeitsblattes A131 durchgeführt. Durchgerechnet wurden drei Lastfälle:

- Lastfall 1: Ansatz der Bemessungswerte,
- Lastfall 2: Nachweis der Nitrifikation bei tiefster Temperatur,
- Lastfall 3: Ermittlung des Sauerstoffbedarfs bei höchster Temperatur.

Als maßgeblicher Lastfall ergab sich aus der Berechnung Lastfall 2 mit einer angesetzten Temperatur von 5,4 °C.

Durch iterative Berechnung wurde ein maximal anzusetzender Teilstrom für die konventionelle Straße von 55% des Kläranlagenzulaufs bestimmt.

2.2.4 Rezirkulation

Verfahrensbedingt wurde eine Rezirkulation zwischen Außenring II und Innenbecken I durch zwei Rezirkulationspumpen installiert, um eine möglichst große Flexibilität bei der Festlegung des Rücklaufverhältnisses sicher zu stellen. Die Auslegung der Rezirkulationspumpen ermöglicht ein Rücklaufverhältnis bis zum 4-fachen der Zulaufmenge (also insgesamt max. 380 l/s).

Um einen Austritt der mit den Belüftern eingetragenen Luft vor der Einleitung in das Denitrifikationsbecken zu ermöglichen, wurden die Rezirkulationspumpen in einem an den Außenring II angebauten Schacht gesetzt. Die Rezirkulationsleitungen haben am Anschluss der Pumpen einen Durchmesser von 400 mm, wodurch die hydraulischen Verluste reduziert werden.

Damit die durch die Rezirkulation erhöhte zirkulierende Wassermenge nicht zu größeren hydraulischen Verlusten zwischen den Becken führt, befindet sich zwischen den beiden Außenringen zusätzlich zur bestehenden Leitung DN 500 ein offenes Gerinne mit einer Breite von 1,10 m angeordnet.

2.2.5 Rücklaufschlamm

Der Rücklaufschlamm aus der Nachklärung wird in den Zulauf zu den Kombibecken eingeleitet. Dabei wird über eine FU-Regelung der Rücklaufschlamm immer im gleichen Verhältnis zu dem Abwasservolumen im Zulauf zugeführt.

2.2.6 Überschussschlamm

Der Überschussschlamm(ÜS) wird im ÜS-Schacht aus der Rücklaufschlammleitung über eine im Betriebsgebäude befindliche Pumpe abgezogen und in den Voreindicker gefördert. Optional kann der Überschussschlamm der SB-Reaktoren in den Zulauf der Kombibecken eingeleitet (siehe Punkt 2.4.5) und so der gesamte Überschussschlamm auf diese Weise entnommen werden.

2.2.7 Ablauf in die Weiß

Der Ablauf der SBR-Anlage wird in einem Vereinigungsschacht mit dem Ablauf aus der konventionellen Straße zusammengeführt. Der Gesamtablauf wird über einen Ablaufmessschacht in die Weiß geleitet.

Der diskontinuierlich anfallende Ablauf aus der SBR-Anlage wird in einem Pufferteich ver- gleichmäßig (siehe Abbildung 2-2).

2.2.8 Betriebsgebäude

Im Betriebsgebäude 1 sind die Schaltzentrale mit der PLS sowie den Schaltschränken und die Gebläse für die konventionelle Anlage untergebracht (siehe Abbildung 2-2). Daneben befindet sich hier noch das Labor, die Gemeinschaftsräume und die Schlammwässerung. Im neuen Betriebsgebäude 2 sind die Schaltschränke und die Gebläse für die SBR-Anlage sowie die On- line-Messgeräte untergebracht (siehe Abbildung 2-2).

2.2.9 Labor

Zur Selbstüberwachung verfügt die Kläranlage über ein Labor im Betriebsgebäude 1. In diesem Labor wurden von der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH alle Intensivmesskampagnen durchgeführt. Dabei wurde sie vom Klärwerkpersonal unterstützt.

2.2.10 Prozessleitsystem PLS

Die Kläranlage verfügt über drei SPS-gesteuerte Bereiche (Zulauf, Biologie und Schlammwässerung). Der SPS übergeordnet ist das Prozessleitsystem PLS. Dieses ist das Kernstück der Anlage. Vom PLS aus werden sämtliche Regel- und Steuerstrategien, insbesondere die hochauflösenden Zyklusstrategien mit den vier unterschiedlichen Zykluslängen 3 h, 4 h, 6 h und 8 h Zyklus festgelegt bzw. kontinuierlich vom System errechnet. Die Festlegungen und Berechnungen dienen dann als Regel- bzw. Stellwerte für den Betrieb der Anlage. Daher befindet die SBR-Anlage sich in einem ständig variierenden sich selbst optimierenden Rechenprozess.

Das PLS überwacht die Anlage auch auf evtl. Störungen. Diese werden außerhalb der Arbeitszeit des Personals automatisch an den Bereitschaftsdienst gemeldet. Die Störungen können im Bedarfsfalle auch mit dem Verfahrensträger der Kläranlage, der LimnoTec Abwasseranlagen GmbH, im Detail abgestimmt werden, da auch die LimnoTec über einen externen Zugang in das PLS verfügt.

2.3 Schlammbehandlung

2.3.1 Schlammanfall

2.3.1.1 Bemessung der einwohnerspezifischen Schlamm- und Feststoffmengen

Da die Abwasserreinigung auf Grundlage der Empfehlungen der ATV und der einschlägigen Fachliteratur ausgelegt wurde, wurde dies auch entsprechend für die Schlammbehandlung durchgeführt.

Für einstufige Belebungsanlagen lassen sich nach den Ansätzen in A 131 die Bereiche angeben, in denen die spezifische Rohschlammmenge (Trockenmasse) zu erwarten ist. Detaillierte Angaben sind der Schlammliste nach Imhoff und Möller [ATV, 1996] zu entnehmen.

Entsprechend der Literatur ergeben sich die in Tabelle 2-4 dargestellten Feststoffmengen.

Tabelle 2-4: Feststoffmengen nach Imhoff und Möller.

Feststoffmengen nach Literatur		
	Möller (1985) u. Imhoff (1983)	Zulauf vor Vorklärung bei 20.500 EW
	[g TS/(E·d)]	[kg TS/d]
Vorklärung	45	923
ÜSS Belebung	35	395
Fällschlamm	10	113
ÜSS SBR	33	371
Rohschlamm KA Rinsdorf	75 *	638

* Der Literaturwert von 90 g/(E·d) wurde abgemindert, da auf der KA Rinsdorf kein Primärschlamm anfällt und der Schlamm aufgrund der langen Aufenthaltszeiten in der Belebung aerob teilstabilisiert ist.

2.3.1.2 Bemessung des Primärschlammanfalls

Entsprechend Tabelle 2-4 beträgt der bemessene Primärschlammanfall 923 kg TS/d. In der Regel kann durch das Absetzen in den Vorklärbeckentrichtern von einem Feststoffgehalt von wenigstens 2,5 % ausgegangen werden. Daraus ergibt sich ein Primärschlammanfall von 37 m³/d.

2.3.1.3 Bemessung Überschussschlammanfall

Die gesamte Überschussschlammmenge setzt sich aus dem in der Belebungsstufe und dem in der SBR-Anlage anfallenden Überschussschlamm zusammen.

Neben den Literaturwerten standen die Ergebnisse der Simulationsrechnung der Prof. Dr. Dr. K.-U. Rudolph GmbH aus der Planung der Abwasserreinigung zur Verfügung. Um einen möglichst genauen Ansatz für den anfallenden Überschussschlamm zu bekommen wurden die auf Grundlage der Literatur ermittelten Schlammmengen für die konventionelle Belebung deshalb mit den Werten aus der Simulation verglichen. Die Ergebnisse der Simulation sind in Tabelle 2-5 aufgeführt. Der Überschussschlammanfall, der auf Basis der Literaturwerte ermittelt worden ist, beträgt 508 kg/d.

Tabelle 2-5: Feststoffanfall nach Simulation in der Belebungsanlage.

Schlamm aus Kohlenstoffelimination	$\dot{U}_{d,C}$	404 kg/d
Schlamm aus biol. P-Elimination	$\dot{U}_{d,BioP}$	8 kg/d
Schlamm aus P-Fällung	$\dot{U}_{d,F}$	57 kg/d
Schlammproduktion gesamt	\dot{U}_d	468 kg/d

Im folgenden wird von einer zukünftigen ÜS-Feststoffmenge für die Belebungsanlage von 468 kg TS/d ausgegangen. Da der Simulation die anlagenspezifischen Eingangsdaten zugrunde gelegt worden sind (z.B. Abwassermengen, Zulaufkonzentrationen, Anlagenkonfiguration, Rei-

nigungsziele, Denitrifikationsverfahren, eingesetzte Fällmittel, Beckentypen und Räumlichkeiten), ist davon auszugehen, dass die Ergebnisse der Simulation die genaueren Werte sind.

Gemäß der Bemessung der SBR-Anlage durch die Firma LimnoTec beträgt der spezifische ÜS-Anfall der SBR-Anlage bis zu 0,89 kg TS/kg BSB₅. Mit 0,89 kg TS/kg BSB₅ ergibt sich auf Basis von B_{BSB5} = 417 kg/d ein Überschussschlammanfall von 371 kg TS/d.

Zur Zeit wird der Überschussschlamm mit ca. 0,6 % TS aus der Rücklaufschlammleitung abgezogen. Dies soll auch bei Inbetriebnahme der Bioaugmentation weiter so erfolgen. Der Überschussschlamm der SBR-Anlage wird mit ca. 0,8 % TS vor die Belebung gegeben. Es wird erwartet, dass sich durch die Zugabe des Überschussschlammes der SBR-Anlage in den konventionellen Teil der Schlammindex in der Belebung deutlich verbessert, d.h. die Neigung zur Blähschlamm-Bildung zurückgeht. Deshalb wird für den Ausbauzustand von einem TS-Gehalt im Überschussschlamm der gesamten Anlage von 0,7 % TS ausgegangen. Damit beträgt der Überschussschlammanfall gemäß der Bemessung der Prof. Dr. Dr. K.-U. Rudolph GmbH insgesamt 839 kg TS/d bzw. 120 m³/d.

2.3.1.4 Bemessung des Rohschlammes der Kläranlage Rinsdorf

Neben dem eigenen Schlamm wird auf der KA Weißtal der Überschussschlamm der Kläranlage Rinsdorf mitbehandelt.

Bei der Berechnung des Schlammanfalls auf der KA Rinsdorf wurde von einer Feststoffmenge von 638 kg TS/d ausgegangen (vgl. Tabelle 2-4). Der Feststoffanfall wurde gegenüber den Literaturwerten abgemindert, da auf der Kläranlage Rinsdorf kein Primärschlamm anfällt und der Überschussschlamm aufgrund des hohen Schlammalters in Rinsdorf simultan aerob teilstabilisiert ist.

Der Rohschlamm aus Rinsdorf weist einen wesentlich höheren TS-Gehalt als der Rohschlamm der Kläranlage Weißtal auf. Zur Zeit beträgt er im Mittel ca. 3,2 % TS. Für den Planungszustand wird von einem leicht geringeren TS-Gehalt von 3,0 % TS ausgegangen, da sich die Eindickzeit aufgrund steigender Schlamm-mengen in dem vorhandenen Speicherbehälter auf der Kläranlage Rinsdorf verringern kann. Daraus ergibt sich eine Schlamm-menge von 21 m³/d.

Die Anlieferung des Klärschlammes aus Rinsdorf erfolgt zur Zeit ein- bis zweimal pro Woche. Die Anlieferungszeiten bzw. -intervalle sind auf den Betrieb der Anlage anzupassen.

2.3.1.5 Bemessung des Gesamtschlammanfalls

Aufgrund der aufgeführten Feststoffgehalte und den in Tabelle 2-4 aufgeführten Feststoff-mengen, kann zukünftig mit folgenden Schlamm-mengen gerechnet werden (Tabelle 2-6).

Tabelle 2-6: Schlammanfall bei einer Ausbaugröße von 20.500 EW.

	Schlamm-menge	Feststoff-menge
Primärschlamm KA Weißtal	37 m ³ /d (2,5 % TS)	923 kg TS/d
Überschussschlamm KA Weißtal	120 m ³ /d (0,7 % TS)	840 kg TS/d
Rohschlamm KA Rinsdorf	21 m ³ /d (3,0 % TS)	638 kg TS/d
Gesamtsumme	178 m³/d	2.401 kg TS/d

2.3.2 Beschreibung der Anlagenteile

2.3.2.1 Voreindicker

Der Voreindicker ist ein quadratischer Betonbehälter mit einem Nutzvolumen von ca. 150 m³, der sowohl den Rohschlamm der Kläranlage Weißtal als auch den Rohschlamm der Kläranlage Rinsdorf speichert. Im Behälter ist ein Rührwerk installiert, mit dem der Behälterinhalt umgewälzt werden kann. Trübwasser wird über den Überlauf des Eindickers abgezogen.

Der Voreindicker dient als Puffer- und Vorlagebehälter für die maschinelle Eindickung. Gleichzeitig wird er als Annahmebehälter für den Klärschlamm aus Rinsdorf eingesetzt. Dadurch lässt sich eine höhere Prozessstabilität der nachfolgenden Verfahrensketten erreichen. Ausfallzeiten des maschinellen Eindickers bei Wartungsarbeiten und Reparaturen können kurzzeitig überbrückt und betriebliche Zwänge vermindert werden. Die Entleerung des Voreindickers erfolgt möglichst arbeitstäglich, so dass anaerobe Phasen mit Rücklösung des biologisch gebundenen Phosphats vermieden werden.

2.3.2.2 Primär- und Überschussschlammeindickung

Entsprechend der Bemessung fallen auf der Kläranlage Weißtal zukünftig 1.763 kg TS pro Tag an. Hinzu kommt der Überschussschlamm aus Rinsdorf mit einer Feststoffmenge von 638 kg TS/d, der weiterhin auf der KA Weißtal anaerob im Faulturm stabilisiert werden soll.

Damit auch zukünftig das bestehende Faulraumvolumen ausreicht (Faulzeit = mind. 20 Tage), wird der Überschussschlamm mittels einer maschinellen Eindickung auf ca. 6% eingedickt.

Der Feststoffanfall bei 20 Tagen Faulzeit beträgt:

$$(1.763 \text{ kg/d} + 638 \text{ kg/d}) \cdot 20 \text{ d} = 48.020 \text{ kg TS}$$

Bei einem TS-Gehalt von 6 % TS (entspricht 60 kg/m³) wird ein Faulraumvolumen von

$$\frac{48.020}{60} \approx 800 \text{ m}^3 \text{ benötigt.}$$

Der Faulbehälter hat ein Nutzvolumen von ca. 800 m³ und ist damit auch für den Endausbau bei einer Faulzeit von rd. 20 Tagen bei einem TS-Gehalt von ca. 6% ausreichend.

Das bei der Eindickung anfallende Trübwasser wird in den Zulauf der Kläranlage gegeben. Die maschinelle Voreindickung ist im Betriebsgebäude aufgestellt.

2.3.2.3 Schlammfaulungsanlage

Zur Reduzierung der zu entsorgenden Überschussschlämme werden die anfallenden Schlämme weiterhin in der vorhandenen Faulungsanlage (mesophil) stabilisiert (Abbildung 2-5). Der Faulbehälter wird während der Laufzeit der maschinellen Eindickung beschickt. Der maschinell eingedickte Rohschlamm wird direkt über eine Dickschlammpumpe in den Umwälzkreislauf des Faulbehälters gegeben. Die Umwälzung des Faulbehälters erfolgt über ein Zentralrührwerk.



Abbildung 2-5: Faulbehälter

2.3.2.4 Faulgasbehandlung und -speicherung

Unter normalen Verhältnissen fällt täglich etwa eine Faulgasmenge an, die der halben Faulbehältergröße entspricht.

Zur Zeit wird das Faulgas zur Gebäudeheizung und zur Schlammwärmerzeugung genutzt. Das Gas wird direkt zum Brenner der Heizungsanlage geleitet. Ist der Faulgasanfall höher als benötigt, erfolgt zunächst eine Zwischenspeicherung in einem liegenden Biogasspeicher mit einem Volumen von 50 m^3 und bei weiter steigendem Faulgasanfall die Verbrennung über eine Gasfackel.

2.3.2.5 Der Schlammstapelbehälter

Durch die Beschickung des Faulturms wird ständig ausgefallter Schlamm in die Abzugsleitung gedrückt und im Freigefälle zum Schlammstapelbehälter abgeleitet. Der Schlammstapelbehälter hat ein Nutzvolumen von ca. 350 m^3 und ist als Betonrundbecken ausgeführt. Die Eindickzeit im Stapelbehälter beträgt zwei bis drei Tage, was zur Überbrückung von Sonn- und Feiertagen, an denen die Schlammwässerung nicht betrieben wird, ausreicht.

2.3.2.6 Schlammwässerung

Die Schlammwässerung befindet sich im Erdgeschoss des Betriebsgebäudes. Sie besteht aus einer Siebbandpresse mit Flockungshilfsmittelstation und -dosierung.

Der Schlamm wird im Regelbetrieb auf 20 bis 25 % entwässert und über eine Exzentrerschneckenpumpe mit anschließendem Rohrleitungssystem in einen Container ($V = 10 \text{ m}^3$) vor dem Betriebsgebäude gefördert.

Das Trübwasser wird entweder direkt oder nach Zwischenspeicherung in einem Trübwasserbehälter (ca. 100 m³) je nach Betriebsweise über die Gebäudeentwässerung dem Sandfang oder direkt den SB-Reaktoren zugeführt.

2.3.2.7 *Schlammhalle im Betriebsgebäude*

Die Entwässerung der Halle und der Hofflächen vor dem Betriebsgebäude wird in den Sandfang geleitet, so dass auch das verunreinigte Niederschlagswasser in der Kläranlage mitbehandelt wird.

2.3.3 **Nebenanlagen**

2.3.3.1 **Chemische Phosphatfällung**

Für die chemische P-Elimination mit einem Fällmittel ist ein Abfüllplatz, ein 15 m³ Tank und eine Dosierstation vorhanden. Für die SBR-Anlage wurde lediglich eine zweite Dosierpalette mit zusätzlicher Dosierpumpe und entsprechenden Dosierleitungen installiert. Die Dosierung bei der konventionellen Anlage in den Zulauf zur Nachklärung blieb unverändert erhalten.

2.3.3.2 **Brauchwasser**

Für die Rechengutwäsche, die Siebbandpresse und die mechanische Schlammeindickung sind größere Mengen Brauchwasser erforderlich. Es befindet sich deshalb eine Brauchwasserentnahme im Ablaufbereich des Pufferteiches. Das Brauchwasser wird über eine Anlage im Beschickungspumpwerk gereinigt und in das Verteilungsnetz eingespeist.

2.3.3.3 **Frischwasser**

Die Sanitäranlagen im Betriebsgebäude und in der Gebläsestation (Waschtisch) sind an die Frischwasserversorgung der Gemeinde angeschlossen, ebenso das neue Hydrantennetz auf dem Kläranlagengelände.

2.3.3.4 **Flockungsmittel**

Die Flockungsmittelaufbereitung im Betriebsgebäude erfolgt über eine neu errichtete Aufbereitungsanlage.

2.4 **SBR-Anlagenteil**

Die Kläranlage Weißtal weist durch die Erweiterung der alten konventionellen Anlage um eine SBR-Straße eine optimale Ausgangssituation für eine flexible und bedarfsgerechte Verknüpfung der Steuerung/Regelung zur Aufteilung der Zuläufe und des Filtratwassers auf. Dadurch ist sie im besonderen Maße für dieses Forschungsvorhaben geeignet.

2.4.1 **Pufferbehälter**

Die Dimensionierung des **Pufferbehälters** auf ein Nutzvolumen von 900 m³ erfolgte nach den Kriterien:

1. **Vorlagebehälter** für die ausgeprägt stoßweise Beschickung der Reaktoren,
2. **Hydrolysebehälter** zur Hydrolyse und Vorversäuerung des vorgeklärten Rohabwassers.
3. **Tagesausgleichsbehälter** mit Typushöhengang für den Trockenwetterzulauf
4. **Behälter** zur Realisierung des DIC- und RS-Verfahrensprinzips.

In einem Schacht vor dem Pufferbehälter erfolgt die Aufteilung des vorgeklärten Abwassers auf die konventionelle Straße und die SBR-Straße (Abbildung 2-6). Das Abwasser der SBR-Straße wird zunächst im Pufferbehälter zwischengespeichert. Mit Hilfe von Pumpen werden abwechselnd die zwei Reaktoren beschickt.



Abbildung 2-6: Verteilerschacht und Pufferbehälter

Im Pufferbehälter (Abbildung 2-6) sind zwei Höhenstandsmessungen installiert. Ein kontinuierlicher Abgleich zwischen dem aktuellen Höhenstand und dem in der SPS hinterlegten Typushöhenstand determiniert die Dekantiertiefe, ggf. den Zykluswechsel sowie die nachfolgende Beschickungshöhe der Reaktoren.

2.4.2 SB-Reaktoren

Die zwei SB-Reaktoren sind auf Nitrifikation und Denitrifikation ausgelegt (Abbildung 2-7). Darauf basierend erfolgte die Dimensionierung auf Nutzvolumina von $2 \times 1555 \text{ m}^3$ mit maximalen Austauschvolumina von ca. 595 m^3 .



Abbildung 2-7: SBR1 und 2 mit Betriebsgebäude 2 (links) und Pufferteich (rechts)

2.4.3 Klarwasserdekanter

Es wurden Dekanter der Firma LimnoTec, Typ LT 4/2 (Abbildung 2-8), basierend auf dem Prinzip der gelochten und eingetauchten Ablaufrohre eingebaut, wobei ca. 20 cm unterhalb der Wasseroberfläche der Klarwasserabzug erfolgt, damit kein Schwimm-/Blähschlamm in den Vorfluter gelangen kann.

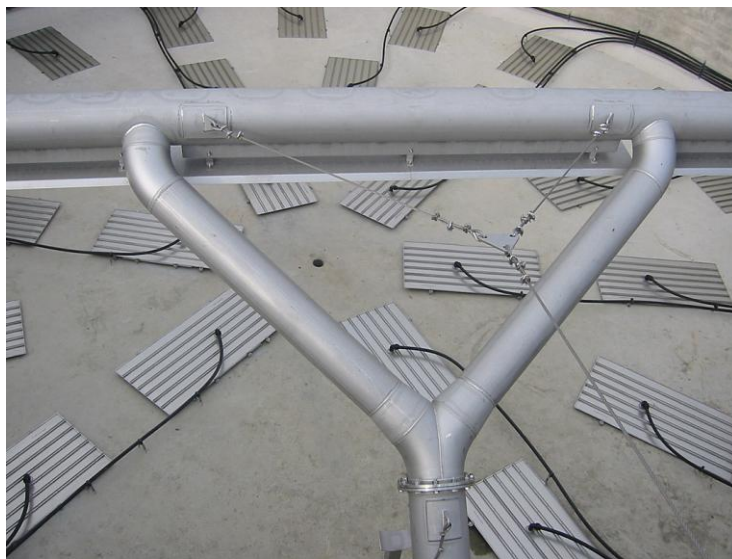


Abbildung 2-8: Dekanter und Belüfterplatten

2.4.4 Belüftungseinrichtung

Die SB-Reaktoren sind mit einzelnen Belüftungsplatten belegt (Abbildung 2-8, Abbildung 2-9), die bei Gebläsebetrieb eine vollständige Umwälzung auch bei Nichtbetrieb des Rührwerkes gewährleisten. Die max. Beaufschlagung der Platten ist aus energetischen Gründen mit 55 m² Membranplattenbelüfterfläche/Reaktor niedrig gewählt worden.

Die Gebläse sind im Betriebsgebäude 2 in einer Gebläsestation aufgestellt. Jedem Reaktor ist ein Gebläse nach der Insellösung fest zugeordnet. Ein drittes Gebläse dient als Reserve.



Abbildung 2-9: Blasenbild der Belüfterplatten vor Inbetriebnahme der SBR-Straße

2.4.5 Überschuss- und RS-SBR-Schlammförderung

Über Tauchmotorpumpen mit Förderleistungen von jeweils ca. $28 \text{ m}^3/\text{h}$ in den Reaktoren werden die Return Sludge(RS)- bzw. Überschussschlamm(ÜS)-Belebtschlammfraktionen entnommen. Die ÜS-Schlämme werden überwiegend während der Sedimentationsphasen, die RS-Schlämme könnten auch zu allen anderen Zykluszeiten mengen- und zeitgesteuert entnommen werden, mit der entsprechenden Basisregelung auf Zyklusstrategieebene. Die Wahl RS oder ÜS erfolgt automatisch über E-Schieber im Schieberschacht zwischen den Reaktoren 1 und 2. Der RS-Schlamm wird in den Pufferbehälter gefördert. Der ÜS-Schlamm wird entweder direkt in den Voreindicker oder beim Verfahren der Bioaugmentation in die konventionelle Biologie gefördert.

2.4.6 Messeinrichtungen in den Reaktoren

Die SB-Reaktoren sind mit Höhenstandsmessungen als Druckaufnehmer, Sauerstoff/Temperatursonden und TS-Sonden ausgerüstet. Des Weiteren wird ultrafiltriertes Permeat aus allen zwei Reaktoren in die Messstation gefördert, wo kontinuierlich $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ gemessen wird (Abbildung 2-10). Ein Satz dieser drei Nährstoffmessungen ist dabei einem Reaktor zugeordnet und ein weiterer Satz für das Nitrifikationsbecken 2 der konventionellen Anlage.



Abbildung 2-10: $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Online-Messgeräte im Betriebsgebäude 2

An den Höhenstandsmessungen orientieren sich die Beschickungen (mit oberen Grenzwerten) und die Dekantiervorgänge (mit unteren Grenzwerten).

Über die Sauerstoffsonden erfolgt die Basis-Belüftungsregelung: Während der auf Zyklusstrategie aktiven Belüftungsphasen wird, intermittierend zwischen zwei frei wählbaren Grenzwerten, belüftet. Übergeordnet ist eine automatische Begrenzung der Anzahl der intermittierenden Belüftungsvorgänge sowie eine übergeordnete Gebläsestrategie mit einem Hoch- und Niedriglastbetrieb möglich.

Mittels der beiden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messungen ist zudem optional eine übergeordnete Belüftungsregelung möglich: Ab Unterschreitung eines frei wählbaren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Grenzwertes wird die Belüftung automatisch abgeschaltet. Die beiden $\text{NO}_3\text{-N}$ -Messungen dienen zur Überwachung und Dokumentation der Denitrifikation und werden zur fortlaufenden Feinjustierung der Zyklusstrategiezeiten, der Beschickungsmengenaufteilungen, Belüftungsbegrenzung etc genutzt.

Die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Messung steuert die Fällmitteldosierung mittels frei programmierbarer Zykluseinträge: Ab Überschreitung eines frei wählbaren $\text{PO}_4\text{-P}$ -Grenzwertes erfolgt eine entsprechend bedarfsgerechte Dosierung.

Die Temperatur-Messungen dienen lediglich der allgemeinen Überwachung.

Die online TS-Messungen in den Reaktoren (umgerechnet auf Vollfüllung 5,50 m) regeln die ÜS-Entnahmen sowie die RS-SBR Betriebsführung über separate frei wählbare untere und obere Grenzwerte.

Die Klarwasser-Sammelablaufleitung endet in einem Auslaufschacht zum Pufferteich. Hier ist eine Trübungsmesssonde eingebaut, über die die Qualität des dekantierten, gereinigten Abwassers online überwacht wird. Über frei wählbare Trübungsgrenzwerte wird auf den Dekantierbetrieb automatisch eingegriffen.

2.4.7 Ablaufmengenmessung

Auf Grund der diskontinuierlichen Klarwasserabläufe ist der Einleitung ins Gewässer ein Pufferteich vorgeschaltet. Hier wird die Ablaufwelle gedämpft und über einen Regelschieber nur die zulässige Wassermenge abgegeben. Nach erfolgter Mengenregelung vereinen sich die Abläufe aus konventioneller und SBR-Anlage und passieren die Messungen zur Ablaufmenge, dem pH-Wert und der Trübung bevor sie über eine weiterführende Rohrleitung in den Vorfluter gelangen.



Abbildung 2-11: Ablaufschacht, Pufferteich und SB-Reaktor 1 der KA Weißtal während der Dekantierungsphase

2.4.8 Fällmitteldosierstation

Die Einhaltung des P_{ges} -Überwachungswertes 1,0 mg/l wird mittels einer Kombination aus biologischer und chemischer Phosphor-Elimination erreicht. Dabei wird die chemische P-Elimination erst nach Ausschöpfung der rein biologischen P-Entfernung aus dem Abwasser aktiviert: Möglichst erst am Ende der reaktiven Phasen in den Reaktoren erfolgt aus der neuen Fällmittelstation automatisch basierend auf den $\text{PO}_4\text{-P}$ -Onlinemessungen eine bedarfsgerechte Fällmittelzugabe direkt in die Reaktoren.

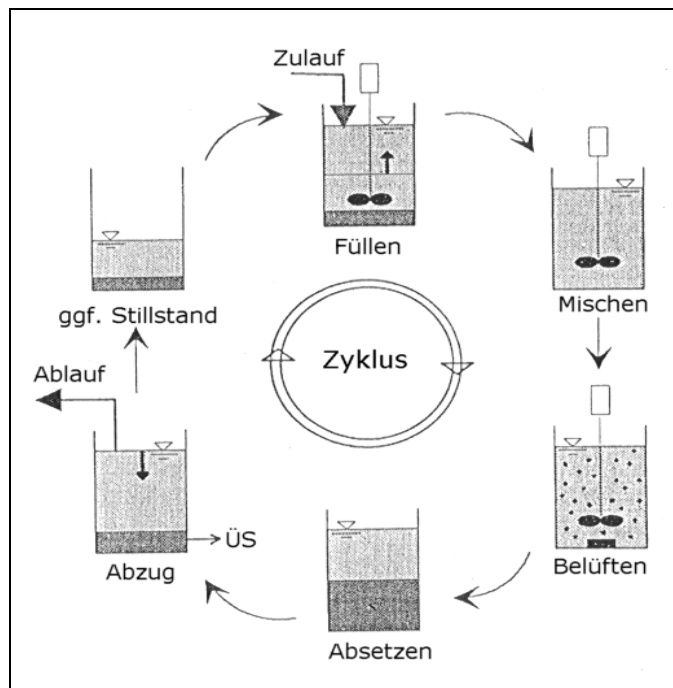


Abbildung 2-12: Beispiel für den Ablauf der verschiedenen Phasen während eines Zyklus, aus: ATV M 210

SBR-Anlagen kann man in drei Verfahrensvarianten gliedern (ATV M 210, 1997):

- kontinuierliche Beschickung
- diskontinuierliche Beschickung ohne Speicher
- diskontinuierliche Beschickung mit Speicher

Bei der ersten Variante wird das kontinuierlich zulaufende Abwasser bis zum Erreichen des maximalen Wasserspiegels im SBR angestaut. In dieser Zeit müssen die Reaktionsphasen (Belüftungs- und Mischphase) erfolgen, um nach einer Absetzphase Klarwasser abziehen zu können. Durch den kontinuierlichen Zufluss von Abwasser wird das Absetzen des Belebtschlammes und damit der Abzug des Klarwassers beeinträchtigt.

Der Unterschied der zweiten Variante zur ersten besteht in der kürzeren Beschickungsdauer. Zur Realisierung sind mindestens zwei Reaktoren notwendig, um den Zulauf zeitlich aufteilen zu können. Dadurch kann eine diskontinuierliche Beschickung erfolgen. Der Vorteil gegenüber der kontinuierlichen Beschickung liegt in der ungestörten Absetz- und Dekantierphase.

Beide Varianten haben gemeinsam, dass schwankende Zulaufbedingungen durch Tagesgang oder Regenereignis den Betrieb der Anlage dahingehend beeinflussen, dass bei einem konstanten Zyklus das Austauschvolumen oder bei konstantem Austauschvolumen der Zyklus variiert werden muss, da die Wassermengen sofort in die Reaktoren weitergeleitet werden.

Bei der dritten Variante mit Speicherbecken kann man von einer mehr oder weniger starken Abkopplung der spezifischen Zulaufbedingungen sprechen. In einem Pufferbehälter können Tagesspitzen des Zulaufs auf einen längeren Zeitraum verteilt werden. Dadurch können die Reaktoren gleichmäßiger beschickt werden, und es kann ein konstanter Zyklus mit nahezu konstantem Austauschvolumen realisiert werden.

Alle Parameter des Abwasserreinigungsprozesses lassen sich ohne bauliche Veränderungen über eine entsprechende Steuerung verändern (Holm, Hellmeier und Overfeld, 1998):

- TS-Konzentration im Reaktor
- Austauschvolumen
- Dauer und Häufigkeit einzelner Prozessphasen
- Verweilzeit des Abwassers
- Schlammalter
- Sauerstoffkonzentration
- Sedimentationszeit

Durch die vielen Einstellungsmöglichkeiten und Regelungserfordernisse wird für das SBR-Verfahren eine Anlagensteuerung benötigt. Diese erfolgt vollautomatisch und stellt so einen zuverlässigen Verfahrensablauf sicher. Erste Entwicklungen des SBR-Verfahrens zu Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts scheiterten trotz zufriedenstellender Ergebnisse an dem hohen Bedienungsaufwand. Zur damaligen Zeit mussten die Aggregate weitestgehend von Hand bedient werden, das führte zu zahlreichen Fehlschaltungen (Ardern, 1927, zitiert in: ATV M 210, 1997). Ende der siebziger Jahre wurde das SBR-Verfahren wieder entdeckt und durch den technischen Fortschritt in der Automatisierungstechnik erstmals praktisch realisierbar (Irvine und Busch, 1979, zitiert in: ATV M 210, 1997). In den achtziger Jahren folgten diverse Pilotversuche zur Behandlung unterschiedlicher Abwässer mit dem SBR-Verfahren. Die großtechnische Umsetzung dieses Verfahrens dauerte jedoch im deutschsprachigen Raum bis Beginn der Neunziger, als nach ersten industriellen Abwasserreinigungsanlagen auch Betriebserfahrungen im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung gewonnen wurden (Döllerer et al., 1996). In der heutigen Zeit bildet das SBR-Verfahren eine vollwertige Alternative zu konventionell betriebenen Kläranlagen. Die Anlagensteuerung lässt sich zuverlässig und komfortabel über das Prozessleitsystem (PLS) und die speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) regeln und überwachen.

2.5.2 Das DIC/RS-SBR-Verfahren

Die SBR-Verfahren DIC-SBR (*Differential Internal Cycle-strategie-Sequential-Batch-Reactor*) und RS-SBR (*Rücklaufschlamm-, Recycle-Sludge-Sequential-Batch-Reactor*) werden mit einem Pufferbehälter realisiert. Nach dem DIC-Verfahrensprinzip werden in dem Pufferbehälter bedarfsgerecht zwei unterschiedliche Abwasserteilströme zur Beschickung der Reaktoren hergestellt. Nach dem RS-Verfahrensprinzip wird ein Belebtschlamm-Teilstrom aus den Reaktoren über den Pufferbehälter zurückgeführt.

Diese Verfahren sind entwickelt worden, um eine sehr weitgehende Nährstoffelimination (Stickstoff und Phosphor) zu gewährleisten.

Ein Teilstrom des Rohabwassers wird nach der mechanischen Vorbehandlung und nach dem Vorklärbecken in den Pufferbehälter geleitet. Der Pufferbehälter dient dabei als:

- Vorlagebehälter für die ausgeprägt stoßweise Beschickung der zwei SB-Reaktoren
- Hydrolysebehälter zur Hydrolyse und Vorversäuerung des vorgeklärten Rohabwassers

- Tagesausgleichsbehälter mit spezifischem Typushöhengang zur Fracht-/Hydraulikvergleichsmäßigung.
- Behälter zur vorgeschalteten Denitrifikation und BioP-Elimination nach dem RS-Prinzip.
- Behälter zur bedarfsgerechten Erzeugung zweier unterschiedlicher Abwasserteilströme nach dem DIC-Prinzip.

Der eine Abwasserteilstrom aus dem Pufferbehälter besteht aus „dünnem“ Abwasser mit einem niedrigen C/N (Kohlenstoff/Stickstoff)-Verhältnis und entspricht dem Überstand. Dieser Teilstrom wird bei allen ersten internen Zyklen in die SB-Reaktoren gefördert (Abbildung 2-13).

Der zweite Abwasserteilstrom besteht aus „dickem“ Abwasser mit einem sehr hohen C/N-Verhältnis und entspricht dem Konzentrat. Dieser Teilstrom wird in einem zweiten bzw. letzten internen Zyklus in die SB-Reaktoren gepumpt. Mit diesem zweiten Teilstrom wird auch der überwiegende Teil des aus den Reaktoren zugeführten Belebtschlamms wieder in diese zurückgeführt (RS-SBR-Verfahren).

Mit dem DIC-SBR- und RS-SBR-Verfahren werden äußerst günstige Voraussetzungen für die biologische Phosphor-Elimination geschaffen und sehr niedrige Gesamt-Stickstoff-Ablaufwerte erreicht.

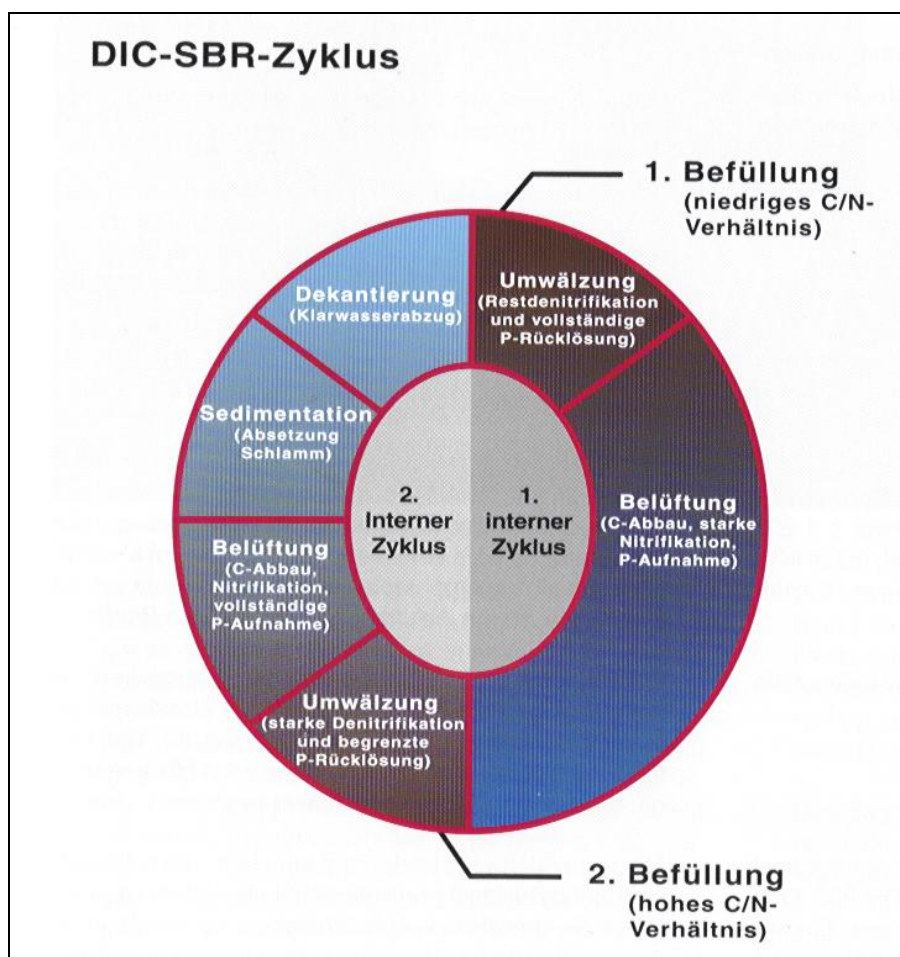


Abbildung 2-13: Schematische Darstellung eines DIC-SBR-Zyklus

Auf der Kläranlage Weißtal kann das DIC-SBR-Verfahren aufgrund des Vorklärbeckens wie oben beschrieben nicht direkt betrieben werden, da die meisten absetzbaren Bestandteile bereits durch das Vorklärbecken eliminiert werden. Daher sind die Unterschiede im Pufferbehälter

ter, ob gerührt oder ungerührt zu gering, um unterschiedliche Chargen und damit C/N-Verhältnisse zu generieren. Daher sollte bei diesem Projekt die Filtratwassermitbehandlung bei der 1. Beschickung genutzt werden, ein niedriges C/N-Verhältnis herzustellen und der reine Zulauf aus dem Puffer in der 2. Beschickung im Vergleich dazu zu einem hohen C/N-Verhältnis führen. Auf diese Weise sollte auf der Anlage Weißtal das DIC-SBR-Verfahren realisiert werden. Zudem sollte das RS-Verfahren, was auf der Kläranlage Weißtal unproblematisch umzusetzen war, genutzt werden, um die erwarteten hohen Nitratwerte zu senken.

2.5.3 Die Mischwassermitbehandlung beim SBR-Verfahren

Seit einigen Jahren ist die Zahl der in Deutschland (und in anderen Ländern) in Betrieb bzw. im Bau befindlichen SBR-Anlagen stark ansteigend. Außerdem findet die SBR-Technologie auch zunehmend bei größeren Kläranlagen (> 5.000 EW) Anwendung.

Bis jetzt beschäftigen sich nur vereinzelte Untersuchungen mit den Möglichkeiten eines integrierten Betriebes, wenn als Reinigungsverfahren das SBR-Verfahren gewählt wurde. Dies ist wohl auch darauf zurückzuführen, dass lange Zeit die grundsätzliche Eignung des SBR-Verfahrens für den üblichen Mischwasserzufluss von $2 \cdot Q_{S,x} + Q_F$ in der Fachwelt in Frage gestellt wurde. So herrscht z.B. oft die Einschätzung vor, dass sich SBR-Anlagen zur Mischwasserbehandlung im Vergleich zu Durchlaufanlagen weniger gut eignen bzw. eine erhöhte Beschickung nicht möglich ist (ATV, 1997). Inzwischen zeigen jedoch die Betriebsergebnisse zahlreicher Kläranlagen, dass zumindest die Mitbehandlung üblicher Mischwasserzuflüsse ($2 \cdot Q_{S,x} + Q_F$) in einer nach üblichen Bemessungskriterien ausgelegten SBR-Kläranlage zu keinen Problemen im Betrieb führt (Gallent, 1999; Steinmetz, 2000; Holm et al., 2000; Steinmetz et al., 2002; Wiese et al., 2002).

Die beschriebenen Vorbehalte sind sicher auch einer der Gründe dafür, dass sich das SBR-Verfahren in Deutschland im kommunalen Bereich erst in den letzten Jahren langsam etabliert, schwerpunktmäßig unter Bedingungen beengter Platzverhältnisse (z.B. Holm et al., 1998). Inzwischen wurden aber auch zahlreiche Anlagen der Größenklasse 3 und 4 in Betrieb genommen (z.B. Rönner-Holm und Holm, 2003).

Hansen und Leinweber (1999) konnten im Rahmen von Untersuchungen zur Erweiterungsplanung einer Kläranlage mit Hilfe dynamischer Simulationswerkzeuge zeigen, dass integrierte Ansätze sowohl für Durchlauf- als auch für SBR-Anlagen geeignet sind, um die Gesamtemissionen aus dem System Kanalnetz - Kläranlage zu verringern. Bei einer Beschickung ab $3 \cdot Q_{S,x} + Q_F$ stellte die Nachklärung den limitierenden Faktor dar, da hier gemäß der Simulationsergebnisse die Gefahr eines Feststoffabtriebes bestand. Diese Problematik trat bei gleicher Beschickungsmenge bei der SBR-Variante aufgrund der ungestörten Absetzvorgänge nicht auf. Darüber hinaus wurden von der Technischen Universität Kaiserslautern Untersuchungen durchgeführt, bei denen die Eignung der SBR-Technologie bei erhöhtem Mischwasserzufluss überprüft wurde. Anliegen dieser Untersuchungen war es, mittels Simulation von Kanalnetz und Kläranlage der Gemeinde Messel den Kläranlagenbetrieb so zu optimieren, dass eine erhöhte Mischwasserbehandlung möglich ist bzw. Strategien zu entwickeln, die eine Entscheidung zulassen, wann welche Mischwassermengen verkraftet werden können.

Die Ergebnisse der Simulationsstudien haben gezeigt, dass simultan aerob stabilisierende SBR-Anlagen sehr gut in der Lage sind, einen erhöhten Mischwasserzufluss bei Einhaltung der Überwachungswerte zu verkraften. Diese Bewertung hat sich nach Umsetzung und Evaluierung in der Praxis bestätigt (Wiese, 2004). Die durchgeführten Untersuchungen beziehen sich auf

eine mit 4.800 EW relativ kleine SBR- Anlage, die für simultan aerobe Schlammstabilisierung ausgelegt ist.

Von der Fa. LimnoTec Abwasseranlagen GmbH sind bereits mehrere dynamische Simulationen zur Kalibrierung, Validierung und optimierten Betriebsführung durchgeführt worden. Dabei wurde z.B. eine großtechnische SBR-Anlage (Bad Zwischenahn 40.000 EW) mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung und einer größeren Anlage (Hettstedt 30.000 EW) mit simultaner aerober Schlammstabilisierung analysiert (Holm und Rönner-Holm, 2003a). Des Weiteren wurde die Kläranlage Deuz mit 12.500 EW simuliert, bei der erstmals der Pufferbehälter im Bypass betrieben wurde. Die Ergebnisse der Untersuchungen mit vergleichsweise hohen und sehr stabilen Nitrifikations- und Denitrifikationsraten weisen auf überraschend hohe Volumenreserven hin und damit auf ein hohes Potenzial an Mischwasserbehandlungskapazität, insbesondere aufgrund vorgeschalteter großvolumiger Pufferbehälter, die für gleiche Zwecke auch in Verbindung mit kontinuierlich betriebenen Anlagen eingesetzt werden können. Diese Ergebnisse werden durch rein vergleichende Simulationsstudien SBR/konventionell bestätigt (Dockhorn, 1999), wonach beim SBR-Verfahren mit Abstand die größten Volumenreserven auch bei geringeren Schlammaltern resultieren. Auch die Studie zur integrierten Simulation von Kanalnetz und SBR-Anlage der Zentralkläranlage Spenge von Rönner-Holm et al. (2008) zeigte deutlich, dass SBR-Anlagen viel höhere Zulaufmengen behandeln können, ohne die erlaubten Ablaufwerte zu übersteigen.

2.5.4 Die Filtratwassermitbehandlung

In der Literatur sind überwiegend nur Projekte beschrieben, in denen nur Filtratwasser in einer SBR-Anlage separat behandelt wurde, oder wo ein nur sehr geringer Teilstrom des Zulaufes zur Verbesserung der Denitrifikation mitbehandelt wurde (z.B. Ermel und Rolf, 1998). Erfahrungen zur Behandlung erhöhter Filtratwassermengen in einer SBR-Teilstromanlage, bei der zusätzliche Fremdschlämme in erheblicher Größenordnung mitbehandelt werden, gibt es nicht. Es war deshalb an der Zeit, im Rahmen dieses Projektes systematisch zu untersuchen, ob nicht auch SBR-Anlagen für diese Zwecke geeignet sind.

2.6 Zwischenfazit

Im Rahmen der vorgegangenen Abschnitte wurde die Kläranlage Weißtal mit der konventionellen Durchlaufanlage und der SBR-Straße sowie der Schlammbehandlung ausführlich beschrieben. Die SBR-, DIC-SBR- und RS-SBR-Verfahren wurden eingehend erläutert. Bisherige Ergebnisse zum integrierten Betrieb von Kanal und SBR-Anlage sowie zur Filtratwassermitbehandlung in SBR-Anlagen wurden erörtert.

3 SIMULATION

3.1 Allgemeines

Die Simulation von Kläranlagen wird in Deutschland zunehmend zur Optimierung von Kläranlagen eingesetzt. Bei der Simulation werden gezielt Steuer- und Regelungsstrategien untersucht, die die Reinigungsleistung der Anlagen verbessert und unter ökonomischen Gesichtspunkten zu einer Betriebskosteneinsparung führt.

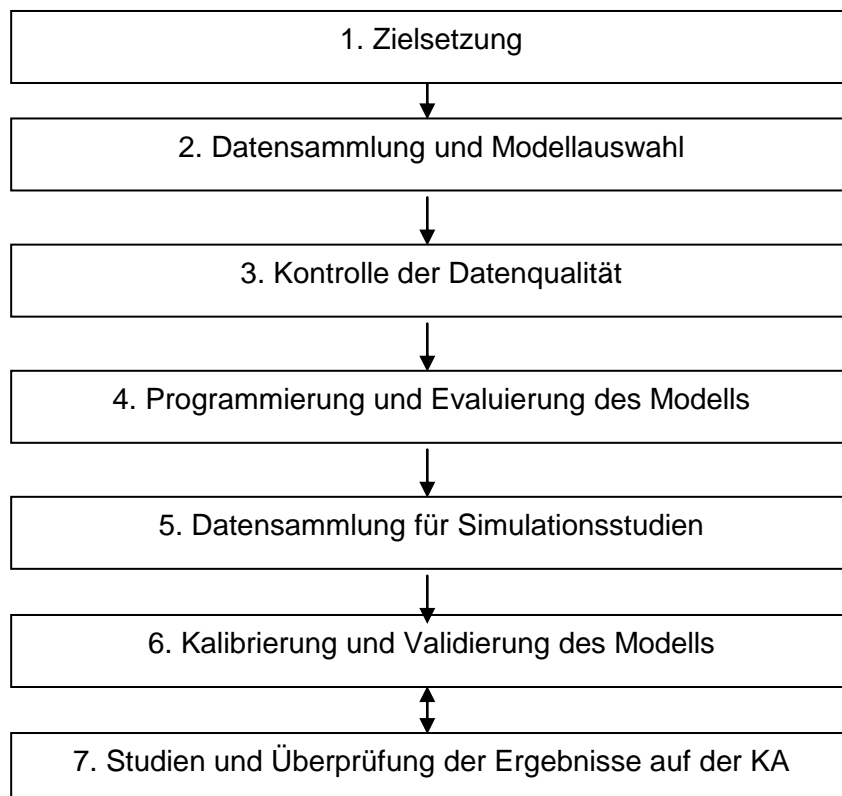
Eine zusätzliche Anwendungsmöglichkeit der dynamischen Simulation ist die Dimensionierung von Kläranlagen. Die Simulation kann bereits in der Planungsphase, bei Kenntnis der spezifischen Kläranlagenparameter wie Zulaufmenge und CSB-, N- und P-Belastung des Abwassers zur Dimensionierung der neu zu bauenden KA herangezogen werden.

Ein anderes Einsatzgebiet von Simulationen ist die Aus- und Weiterbildung von Fachkräften, Kläranlagenpersonal und Studenten, zur Vertiefung des Verständnisses der in Kläranlagen ablaufenden Prozesse.

In dem durchgeführten Forschungsvorhaben wird die Simulation der Kläranlage einerseits genutzt, um die Gesamtemission unter Berücksichtigung der Ablaufwerte und Betriebskosten zu senken. Erkenntnisse aus weiteren Studien sollen aber auch Einblicke darüber geben, inwieweit ein Filtratwassermitbehandlung am sinnvollsten durchgeführt wird.

3.2 Vorgehen bei der Simulation

Die dynamische Simulation der Kläranlage Weißtal wurde gemäß dem Protokoll von Langergaber *et al.* (2004) durchgeführt. Die einzelnen Schritte dieses Protokolls entsprechen den unten aufgeführten Punkten in der gezeigten Reihenfolge.



1. Das Ziel der Simulation ist durch die Beschreibung des Forschungsvorhabens bereits gegeben und festgelegt worden. Mit Hilfe der Simulation sollen verschiedene Optimierungsstrategien der konventionellen Anlage und der SBR-Anlage inklusive der Filtratwassermitbehandlung untersucht werden. Für die Kalibrierung wurde als Leitreaktor der SBR 1 der Kläranlage Weißtal gewählt.
2. Die Datensammlung umfasst die Aufnahme aller kläranlagenspezifischen Daten, wie z. B. Pumpenleistungen, Zulaufmengen und alte Messprotokolle. Die Gründe für die Wahl des Modells werden separat im Abschnitt 2.2.4 „Kombination von ASM3 mit dem EAWAG-BioP-Modell“ erläutert.
3. Die Qualität der bereits vorhandenen Daten, z. B. aus Messungen des Kläranlagenpersonals wurde für die Zwecke der Simulation als nicht ausreichend für Simulationsanalysen eingestuft. Aus diesem Grund mussten eigenständige, mehrere Messkampagnen durchgeführt werden.
4. Die Modelle zur dynamischen Simulation der beiden Kläranlagen-Straßen wurde von der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH erstellt. Besondere Merkmale wie das DIC-SBR- und RS-Verfahren sowie die Filtratwassermitbehandlung sollten implementiert werden.
5. Die zur Simulation erforderlichen Daten werden im Rahmen verschiedener Messkampagnen durch die Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH ermittelt. Bei diesen Messkampagnen werden die Zulauf- und Abauffrachten der Kläranlage sowie die Trübwasserkonzentrationen und Mengen erfasst, die während unterschiedlicher Zulaufbedingungen vorhanden waren, bzw. erreicht wurden und die internen Prozesse der Kläranlage werden untersucht. Außerdem werden verschiedene kinetische Parameter mit Hilfe von OUR-Messungen bestimmt. Die Zulauf-fraktionierung umfasst die Aufbereitung der während der Messkampagnen ermittelten Daten zur Nutzung im Simulationsmodell.
6. Während der Kalibrierung werden die kinetischen Parameter so eingestellt, dass eine bestmögliche Übereinstimmung mit den internen Prozessen und Ablaufwerten erzielt wird. In der Validierung werden diese Einstellungen an Hand einer separaten Messung überprüft.
7. In der letzten Phase der dynamischen Simulation können verschiedene Studien zur Verfahrensoptimierung und/oder Optimierungen der Betriebsstrategien der Kläranlage durchgeführt und nach Auswahl geeigneter Maßnahmen auf der Anlage eingeführt werden.

3.3 Belebtschlammmodelle

Für die dynamische Simulation von Belebtschlammmanlagen wird heute in der Regel Bezug auf das Activated Sludge Model No.1 (ASM1) der IAWPRC genommen. Herausgegeben wurde das Modell von der ehemaligen IAWPRC (heute IAWQ) „Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment“ (Henze et al., 1987). Dieses Modell basiert auf den Vorstellungen und Prozessbeschreibungen, die auf der Cape Town University in Südafrika in den siebziger Jahren entwickelt wurden (Marais und Ekama, 1976; Dold et al., 1980; zitiert in: Zettl, 2001). Mangelndes Vertrauen in die mathematischen Modelle und geringe Leistungsfähigkeit der Computer bremste bis zur Herausgabe des ASM1 die Verbreitung dynamischer Simulationen. Spätere Veröffentlichungen und erweiterte Simulationsmodelle bezogen sich dann auf dieses Modell, so dass es zu einer international anerkannten Grundlage für dynamische Simulation geworden ist (Zettl, 2001).

Die Berechnungen im ASM1 basieren auf zumindest theoretisch bilanzierbaren Größen, im wesentlichen unterschiedliche CSB- und Stickstoff-Fractionen. Zur Beschreibung der im Modell

ablaufenden Prozesse wurde die Matrixform gewählt, um eine gute Übersichtlichkeit der komplexen Zusammenhänge zu ermöglichen. Mit den 13 Modellkomponenten und den 8 Umwandlungsprozessen werden der Kohlenstoffabbau, der Sauerstoffverbrauch, die Schlammproduktion, die Nitrifikation und Denitrifikation berechnet.

Um die Phosphorelimination in der biologischen Reinigung beschreiben zu können, wurde ASM2 eingeführt (Henze et al., 1995). Diese Weiterentwicklung des ASM1 beinhaltet 19 Modellkomponenten und 17 Umwandlungsprozesse. Daran wird deutlich, dass der Aufwand umfangreicher und die Simulation noch komplexer ausfällt. Die erzielten Ergebnisse waren nicht so gut, wie die des ASM1, so dass das Modell international eine geringere Anerkennung bekam als der Vorgänger. In der später veröffentlichten und modifizierten Form ASM2d (Henze et al., 1999) wird die denitrifizierende Aktivität der phosphorakkumulierenden Organismen berücksichtigt. Dadurch lassen sich zufriedenstellendere Ergebnisse erzielen (Zettl, 2001).

ASM3 (Gujer et al., 1999) ist im Prinzip genauso aufgebaut wie ASM1, bezieht sich jedoch auf neuere Forschungserkenntnisse über Belebtschlammprozesse. Neu ist die Speicherung von organischem Substrat und die Beschreibung der Lyse mit Hilfe der endogenen Atmung.

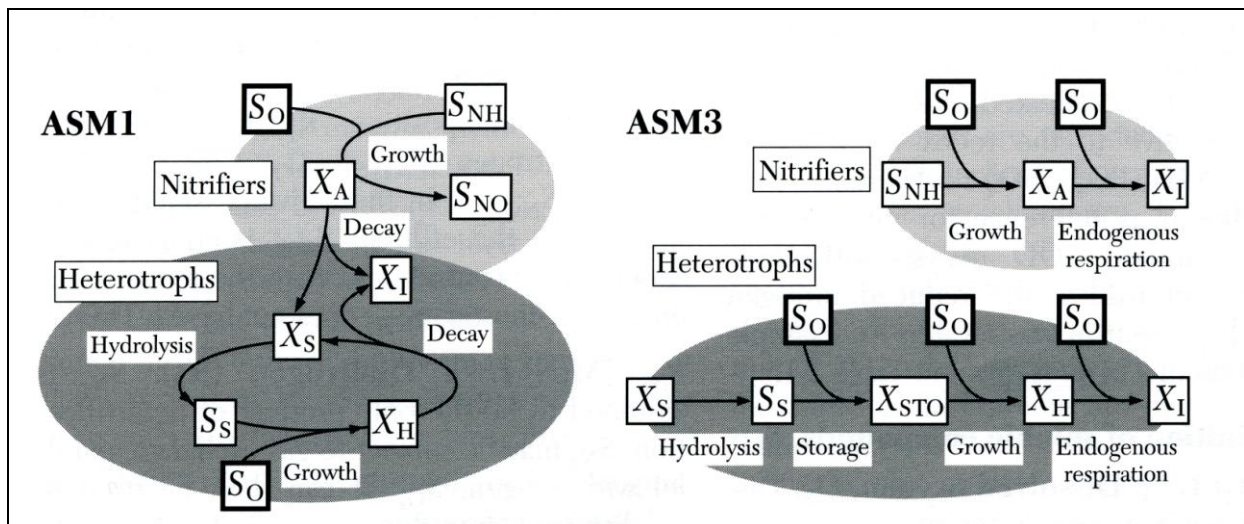


Abbildung 3-1: Vergleichende Betrachtung der Absterbeprozesse in ASM1 und ASM3 aus (Henze et al., 2000).

Bei ASM1 wurden für alle Absterbeprozesse die innerhalb des Belebtschlammes stattfinden eine einzige Beschreibung eingeführt. Der Grund für diese Vereinfachung war damals die Einschränkung der Modelle durch begrenzte Rechnerleistung. Da dieser Faktor heute aber nicht mehr in dem damaligen Ausmaß als limitierend angesehen werden kann, wurde im ASM3 eine detailliertere Beschreibung für die Zerfallsprozesse der Biomasse eingeführt. Dabei handelt es sich um die sog. endogene Respiration. Durch diese werden alle Prozesse beschrieben, durch die Biomasse verloren geht.

Die Trennung zwischen den autotrophen und heterotrophen Mikroorganismen (MO) im ASM3 kann sehr gut an Hand der Abbildung 3-1 nachvollzogen werden.

Im Folgenden soll eine kurze Zusammenstellung der im ASM3 benutzten Komponenten und Prozesse gegeben werden.

Im ASM3 finden 13 Stoffgruppen Berücksichtigung. Diese werden in gelöste und partikuläre Komponenten unterschieden. Die gelösten und partikulären Bestandteile sind wie folgt definiert (Henze *et al.*, 2000):

1.	S_{O_2}	gelöster Sauerstoff, O_2	$[g O_2/m^3]$
2.	S_I	gelöste, biologisch inerte organische Stoffe	$[g CSB/m^3]$
3.	S_S	gelöste, biologisch leicht abbaubare Stoffe	$[g CSB/m^3]$
4.	S_{NH_4}	Ammonium	$[g N/m^3]$
5.	S_{N_2}	durch Denitrifikation freigesetzter Stickstoff, N_2	$[g N/m^3]$
6.	S_{NOX}	Nitrit plus Nitrat	$[g N/m^3]$
7.	S_{ALK}	Alkalinität	$[mol HCO_3/m^3]$
8.	X_I	partikuläre, biologisch inerte organische Stoffe	$[g CSB/m^3]$
9.	X_S	partikuläre, biologisch langsam abbaubare Stoffe	$[g CSB/m^3]$
10.	X_H	heterotrophe Biomasse	$[g CSB/m^3]$
11.	X_{STO}	durch X_H gespeicherte organische Stoffe	$[g CSB/m^3]$
12.	X_A	autotrophe Biomasse	$[g CSB/m^3]$
13.	X_{SS}	partikuläre, suspendierte Feststoffe	$[g SS/m^3]$

Die folgende Zusammenstellung gibt einen Überblick über die im ASM3 modellierten Prozesse (Henze *et al.*, 2000):

1. Hydrolyse von partikulären organischen Stoffen
2. aerobe Speicherung von leicht abbaubarem Substrat (S_S)
3. anoxische Speicherung von leicht abbaubarem Substrat (S_S)
4. aerobes Wachstum der heterotrophen und autotrophen Biomasse
5. anoxisches Wachstum der heterotrophen Biomasse
6. aerobe endogene Respiration
7. anoxische endogene Respiration
8. aerobe Veratmung von Speicherprodukten (X_{STO})
9. anoxische Veratmung von Speicherprodukten (X_{STO})

3.4 EAWAG-BioP-Modell

Als Erweiterung für das ASM3 wurde ein BioP Modul von der EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz) entwickelt, um auch die Phosphorelimination in diesem Modell beschreiben zu können.

Damit dieses Ziel erreicht werden konnte, wurde das ASM3 Modell derart angepasst, das alle Wachstumsprozesse der BioP-MO unter Berücksichtigung des Einflusses von Phosphor modelliert werden. Des Weiteren wurde, um das Modul so einfach wie möglich zu halten, bei der Auslegung des Modells nur von einem einzigen Substratpool (S_S) ausgegangen, (Rieger *et al.*, 2001).

Im EAWAG-BioP-Modell gibt es folgende Fraktionen, die im kombinierten ASM3+EAWAG-BioP-Modell (Kap. 3.5) mit den entsprechenden Prozessen eingefügt werden:

X_{PAO}	Phosphoranreichernde Biomasse	[g CSB/m ³]
X_{PP}	Gespeichertes Polyphosphat	[g P/m ³]
X_{PHA}	Organische Speicherprodukte der X_{PAO}	[g CSB/m ³]
X_{MEOH}	Fällmittel, $Fe(OH)_3$	[g $Fe(OH)_3$ /m ³]
X_{MEP}	Eisenphosphat, $FePO_4$	[g $FePO_4$ /m ³]

3.5 Kombination von ASM3 mit dem EAWAG-BioP-Modell

Im Folgenden soll kurz ausgeführt werden, weshalb eine kombinierte Nutzung von ASM3 und EAWAG-BioP-Modul für die Simulation der Kläranlage Weißtal als sinnvoll angesehen wird:

Selbst nach einer Betriebsdauer von über einem Jahr konnte keine vollständige Denitrifikation und biologische P-Elimination in der SBR-Biologie festgestellt werden. Dies liegt überwiegend an der niedrigen Konzentration von leicht abbaubarem Substrat, einem ungünstigen CSB/TKN-Verhältnis sowie erhöhten O_2 - und NO_3 -Konzentrationen besonders bei Regen- und/oder Schmelzwasserereignissen im Zulauf, wie die Daten aus den Intensivmesskampagnen zeigen (siehe Kap. 4). Zur Steigerung der Denitrifikation und biologischen P-Elimination sowie zur Verlängerung der Reaktionszeiten sollte vor der Implementierung der Trübwassermitbehandlung das RS- sowie das Sedi-Verfahren eingeführt werden. Für beide Verfahren sind bezüglich der Simulation Modelle notwendig, die neben dem CSB-Abbau, Nitrifikation und Denitrifikation auch die Speicheraktivitäten der heterotrophen Organismen und die BioP simulieren. Ebenfalls wichtig ist die Simulation der Speicheraktivitäten in Bezug auf die Einführung der Trübwassermitbehandlung der SBR-Schiene aufgrund größerer Aufenthaltszeiten des Zulaufs im Pufferbehälter. Das ASM3+EAWAG-BioP-Modell berücksichtigt alle Eigenschaften, die für die Simulation des RS- und Sedi-Verfahrens sowie der Trübwassermitbehandlung notwendig sind.

Das RS-Verfahren wurde bereits unter Zuhilfenahme von ASM1 untersucht (Roog, 2004). Bei dieser Simulation wurde festgestellt, dass die NO_3 -Werte im Pufferbehälter und im Reaktor gesenkt werden. Mit dem ASM1 konnte die Auswirkung auf die biologische Phosphorentfernung aber nicht untersucht werden. Es war also notwendig ein Modell zu nutzen, mit dem die Simulation der biologischen P-Elimination möglich ist.

Das RS-Verfahren und die damit einhergehende weitergehende biologische P-Elimination kann mit dem ASM2d oder mit dem ASM3 in Kombination mit dem EAWAG-BioP-Modul simuliert

werden. Eine vergleichende Simulationsanalyse dieser Modelle wurde bereits bei der Kläranlage Deuz durchgeführt und folgende Schlüsse gezogen:

Für die Simulation einer Kläranlage mit dem ASM2d ist es notwendig, flüchtige Fettsäuren im Abwasser zu bestimmen. Diese Untersuchung ist überaus kostenintensiv und kann darüber hinaus nicht hausintern von der Firma LimnoTec ausgeführt werden. Die Bestimmung der flüchtigen Fettsäuren ist für die Simulation mit dem ASM3 und EAWAG-BioP-Modul nicht notwendig und birgt somit ein beträchtliches Kosteneinsparungspotential.

Im Belebtschlamm konkurrieren verschiedene Mikroorganismenspezies um die vorhandenen Substrate. Darunter befinden sich auch die rein heterotrophen und die phosphorakkumulierenden MO. Mit dem ASM3 als alleiniger Simulationsgrundlage kann eine entsprechende Konkurrenz zwischen diesen beiden Mikroorganismengruppen, wie sie real auftritt, nicht simuliert werden. Dies ist nur unter Verwendung der beiden Teile ASM3 und EAWAG-BioP-Modul möglich.

Ein weiterer Grund für die Nutzung des ASM3 war die Tatsache, dass sich im ASM3 die Erträge der MO unter aeroben und anoxischen Bedingungen differenziert einstellen lassen. Dies ist beim ASM2d nur mit Hilfe von Korrekturfaktoren möglich und nicht im gleichen Maß wie beim ASM3.

Noch ein Grund für die Anwendung des ASM3 für die Kläranlage Weißtal ist die verfahrenstechnische Auslegung derselben. Die Beschickung der Reaktoren erfolgt unter anoxischen/anaeroben Bedingungen, in einer Phase also, in der vorwiegend eine Speicherung von leicht abbaubaren Substraten durch phosphorakkumulierende MO und/oder rein heterotrophe MO stattfindet. Später wird dieses Substrat dann unter aeroben Bedingungen abgebaut. Man kann also erkennen, dass hier prozessspezifisch in der Kläranlage Weißtal genau die Trennung von Speicherung und Veratmung von Substrat stattfindet, die im ASM3 neu eingeführt wurde. Diese Speicherung wird aber auch von phosphorakkumulierenden MO durchgeführt, die mit dem ASM3 allein nicht simulierbar werden, sondern nur mit der bereits genannten Kombination von ASM3 und EAWAG-BioP-Modul.

Auch bei der vorangegangenen, integrierten Simulation der Zentralkläranlage Spenge im kombinierten ASM3+EAWAG-BioP-Modell erwies sich das RS-Verfahren vorteilhaft und führte zur Senkung der Nitratwerte, aber auch der Phosphatwerte. Dadurch konnte zusätzlich die Fällmittelmenge nachhaltig gesenkt werden. Die Analysen zeigten aber auch, dass sich einige Strategien zwar vorteilhaft für die N_{ges} -Ablaufwerte auswirkten, aber einen negativen Effekt auf die P_{ges} -Ablaufwerte hatten oder zu erhöhten Fällmittelmengen führten, die nur mit einem kombinierten Modell erfasst werden können.

3.6 Zulauffraktionierung

Bei der Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) handelt es sich um die niederländische Stiftung zur angewandten Wasserforschung, welche im Jahr 1971 gegründet wurde. Um eine Vereinheitlichung bei der Abwasseruntersuchung zu erreichen, schlug die STOWA im Jahr 1998 eine Fraktionierung der im Abwasser befindlichen Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen über eine Kombination von biologischen und physikalisch-chemischen Methoden vor.

Bei der physikalisch-chemischen Methode wird eine Aufteilung in partikuläre und gelöste Bestandteile über eine Filtration erreicht. Dabei kann wahlweise eine Aufteilung der Abwasserbestandteile mit einer Kombination aus Fällung und Filtration (Mamais *et al.*, 1993) oder ausschließlich einer Filtration (Roeleveld und Kruit, 1998) stattfinden.

Bei der ersten Variante werden nach einer Fällung mit Zinksulfat oder anderen Fällungsmitteln Filter mit einem Porendurchmesser von 0,45 µm verwendet. Es stellte sich jedoch heraus, dass mit diesen Filtern nicht alle partikulären Bestandteile abfiltriert wurden.

Bei der zweiten Variante nimmt man eine Filtration mit Filtern mit einem Porendurchmesser von 0,1 µm vor, dadurch sollte eine ausreichende Trennung von partikulären und gelösten Bestandteilen erreicht werden.

Bei dieser standardisierten Art der Abwasserfraktionierung werden der Kohlenstoff- und der Stickstoffanteil des zulaufenden Abwassers in ihre Bestandteile aufgespalten.

3.6.1 Kohlenstofffraktionierung

Für die Zulauffraktionierung für das ASM3 sind auch von der STOWA Richtlinien veröffentlicht worden.

Bei der Fraktionierung der mit dem Abwasser zufließenden Kohlenstoffverbindungen nach der STOWA-Richtlinie werden folgende Fraktionen bestimmt: S_S , S_I , X_S und X_I . Im Zulauf befinden sich zusätzlich die heterotrophe (X_H) und autotrophe (X_A) Biomasse. Die beiden letztgenannten Fraktionen werden nach der STOWA-Richtlinie nicht bestimmt. Die heterotrophe Biomasse muss nur dann bestimmt werden, wenn ein Ausschwemmen dieser MO's zu befürchten ist. Die Wachstumsrate der heterotrophen MO ist aber so groß, dass ein Ausschwemmen in der Praxis nicht auftritt und eine Bestimmung dieser Abwasserfraktion nicht notwendig erscheint. Der Anteil der autotrophen MO's am Zulauf ist im Vergleich zum CSB_{ges} so gering, dass auch für diese Fraktion eine Bestimmung nicht notwendig ist (Roeleveld und Kruit, 1998). Aus den vorhergegangenen Betrachtungen ergibt sich für den CSB im Zulauf der Kläranlage folgende Gleichung:

$$CSB_{zu,ges} = S_S + S_I + X_S + X_I$$

Durch die im ersten Abschnitt dieses Kapitels beschriebene Filtration des Zulaufs kann der $CSB_{zu,ges}$ in membranfiltrierbare ($CSB_{zu,mf}$) und partikuläre ($CSB_{zu,part}$) Bestandteile aufgeteilt werden.

$$CSB_{zu,ges} = CSB_{zu,mf} + CSB_{zu,part}$$

$$CSB_{zu,mf} = S_S + S_I$$

$$CSB_{zu,part} = X_S + X_I$$

Der biologisch nicht abbaubare, inerte Bestandteil S_I des Zulaufs bleibt während des Reinigungsprozesses in der KA unverändert. Der Wert dieser Fraktion kann daher aus einer filtrierten Ablaufprobe ermittelt werden. Da jedoch innerhalb des Behandlungsprozesses ein geringer Anteil an S_I entsteht, z. B. durch Absterbeprozesse, der Biomasse muss der $CSB_{zu,mf}$ aus den Ablaufwerten ($CSB_{ab,mf}$) unter Verwendung eines Korrekturfaktors berechnet werden.

$$S_I = 0,9 \cdot CSB_{ab,mf}$$

$$S_S = CSB_{zu,mf} - S_I$$

Der biologisch abbaubare Anteil des Abwassers BCSB, bestehend aus den gelösten, leicht abbaubaren Verbindungen S_S und den partikulären, langsam abbaubaren Verbindungen X_S berechnet sich aus der Summe der beiden genannten Fraktionen.

$$BCSB = S_S + X_S$$

Der BCSB wird mit Hilfe einer biologischen Sauerstoffbedarf(BSB)-Messung bestimmt. Hierbei wird eine BSB_{20} -Messung favorisiert, da bei einer BSB_5 -Messung erst 60 – 70 % der abbaubaren Bestandteile oxidiert worden sind. Der BSB_{ges} wird nach Beendigung der Messung aus dem zeitlichen Verlauf derselben berechnet, da auch eine BSB_{20} -Messung als nicht ausreichend zuverlässig angesehen wird (Roeleveld und Kruit, 1998). Das Ergebnis für den BSB_{ges} wird nach der in der Richtlinie gegebenen Formel

$$BSB_{ges} = \frac{BSB_t}{1 - e^{-k_{BSB} \cdot t}}$$

berechnet. Dabei wird der Wert für k_{BSB} durch Anpassung an die Messwerte ermittelt. Der BCSB muss nun unter Zuhilfenahme eines Korrekturfaktors f_{BSB} aus dem BSB_{ges} berechnet werden. Die Einführung eines Korrekturfaktors ist notwendig, weil ein Teil des BCSB während der Messung durch Wachstums- und Zerfallsprozesse in inerten CSB umgewandelt wird. Die Berechnung des BCSB erfolgt nach folgender Formel:

$$BCSB = \frac{BSB_{ges}}{1 - f_{BSB}}$$

Nachdem aus diesen Berechnungen die Zulauffractionen S_S , X_S und S_I bekannt sind, kann aus der Gleichung

$$X_I = CSB_{zu,ges} - S_S - S_I - X_S$$

der partikuläre, biologisch nicht abbaubare Abwasserbestandteil X_I berechnet werden.

3.6.2 Stickstoff- und Phosphorfractionierung

Nach der STOWA-Richtlinie wird die Stickstofffractionierung folgendermaßen vorgenommen. Der Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) im Zulauf besteht aus dem gesamten Stickstofffraction $N_{zu,ges}$ außer Nitrat (S_{NO}) und wird dabei über folgende Formel berechnet:

$$TKN = N_{zu, ges} - S_{NO}$$

Im TKN sind jedoch noch andere Stickstofffraktionen enthalten (S_{NH} = Ammonium; S_{ND} =leicht abbaubare, gelöster, organischer Stickstoff; S_{NI} =inertes gelöster, organischer Stickstoff; X_{ND} =langsam abbaubarer, partikulärer, organischer Stickstoff; X_{NI} =inertes, partikulärer, organischer Stickstoff).

$$TKN = S_{NH} + S_{ND} + S_{NI} + X_{ND} + X_{NI}$$

Nach der STOWA-Richtlinie werden S_{NI} und X_{NI} vernachlässigt. Die obige Formel vereinfacht sich damit zu

$$TKN = S_{NH} + S_{ND} + X_{ND}$$

Der leicht abbaubare gelöste Stickstoff wird aus dem TKN im Membranfiltrat (TKN_{mf}) nach der Formel

$$S_{ND} = TKN_{mf} - S_{NH}$$

berechnet.

Die schwer abbaubare, partikuläre Stickstofffraktion X_{ND} wird nach der unten stehenden Gleichung bestimmt:

$$X_{ND} = \left(TKN_{ges} - TKN_{mf} \right) \cdot \frac{X_S}{\left(X_S + 0,25 \cdot X_I \right)}$$

Diese Stickstofffraktionierung ist jedoch nicht für das ASM3 vorgesehen.

Bei der Stickstofffraktionierung für das ASM3 und der Phosphorfraktionierung für das EAWAG-BioP-Modul wird auf Faktoren zurückgegriffen, mit denen die Anteile an N und P in den unterschiedlichen nach der STOWA-Richtlinie bestimmten Kohlenstoffzulauffraktionen errechnet werden.

Die partikulären und gelösten Bestandteile werden mit dem jeweiligen Umrechnungsfaktor multipliziert. Die Umrechnungsfaktoren werden in Tabelle 3-1 vorgestellt.

Tabelle 3-1: Übersicht der i-Faktoren im ASM3+EAWAG-BioP-Modul

Faktor	Definition	Wert	Einheit
iNS_I	N-Gehalt der inerten gelösten Fraktion S_I	0,01	gN/gCSB
iNS_S	N-Gehalt der leicht abbaubaren gelösten Fraktion S_S	0,03	gN/gCSB
iNX_I	N-Gehalt der inerten partikulären Fraktion X_I	0,03	gN/gCSB
iNX_S	N-Gehalt der schwer abbaubaren Fraktion X_S	0,035	gN/gCSB
iNX_{BM}	N-Gehalt der Biomassefraktion X_{BM}	0,07	gN/gCSB
iPS_I	P-Gehalt der inerten gelösten Fraktion S_I	0	gP/gCSB
iPS_S	P-Gehalt der leicht abbaubaren gelösten Fraktion S_S	0	gP/gCSB
iPX_I	P-Gehalt der inerten partikulären Fraktion X_I	0,01	gP/gCSB
iPX_S	P-Gehalt der schwer abbaubaren Fraktion X_S	0,005	gP/gCSB
iPX_{BM}	P-Gehalt der Biomassefraktion X_{BM}	0,014	gP/gCSB

Die Umrechnungsfaktoren können mit Hilfe der CSB-, BSB-, TKN-, NH_4^- , P_{ges}^- und den PO_4^- Konzentrationen im Zu- und Ablauf anhand der Bilanzierung ermittelt werden.

3.7 Oxygen Uptake Rate

Bei der als Oxygen Uptake Rate (OUR) bezeichneten Methode handelt es sich um die Messung und Interpretation von Sauerstoffaufnahme- und -verbrauchsraten von Belebtschlämmen unter definierten Laborbedingungen. Dabei gibt es viele verschiedene Ansätze wie diese Daten ermittelt werden können. Die Bandbreite der unterschiedlichen Versuchsaufbauten reicht von einem manuell zu bedienenden Messbehälter bis zu vollautomatischen Respirometern, die Probenahme, Kalibrierung und Ermittlung der Respirationsrate selbsttätig durchführen. Bei dieser Art der Aktivitätsbestimmung von $MO's$ wird die Konzentration des in Lösung befindlichen Sauerstoffs mit Hilfe einer Sauerstoffsonde bestimmt.

Es gibt in der Respirometrie vier grundlegende Messprinzipien, um den in einer Flüssigkeitsphase gelösten Sauerstoff zu messen, (Spanjers *et al.*, 1998). Die grundlegende Variante besteht aus einem Batchansatz der manuell wiederbelüftet wird.

Da bei dieser Variante die geringsten Anforderungen an die Laborausstattung gestellt werden, wurden die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens zu ermittelnden Daten nach diesem Messprinzip ermittelt.

Mit Hilfe der OUR können wichtige zur Simulation benötigte Parameter bestimmt werden. Hier können zum Beispiel die leicht abbaubare Substratfraktion S_S (Melcer *et al.*, 2003) und verschiedene kinetische Parameter wie Erträge, Sterberaten und Wachstumsraten (Petersen *et*

al., 2003) genannt werden. Mit Hilfe von OUR-Messungen ist auch eine Bestimmung der Biomasse möglich (Melcer *et al.*, 2003).

3.8 Ammonium Uptake Rate

Bei der Ammonium Uptake Rate (AUR)-Messung werden unter Zuhilfenahme von Küvetten-tests Veränderungen in der Ammoniumkonzentration eines aeroben Batchansatzes ermittelt. Mit dieser Untersuchungsmethode kann unter anderem die Wachstumsrate der autotrophen MO's abgeschätzt werden. Dies war notwendig, um nach Umstellung der SBR-Straße auf die volle Filtratwassermitbehandlung festzustellen, wann eine volle Anpassung der MO's an diese Bedingungen erreicht wurde. Erst danach konnte die letzte Messkampagne geplant werden.

3.9 Zwischenfazit

In diesem Kapitel wurde die dynamische Simulation von Kläranlagen erörtert. Die Einsatzmöglichkeiten und die verschiedenen Modelltypen wurden beschrieben. Die Vorgehensweise bei der Simulation und die Charakterisierung der Zuläufe wurden eingehend erklärt. Die Methoden der OUR und AUR zur Bestimmung kinetischer Parameter wurden erläutert.

4 MESSKAMPAGNEN UND DATENSAMMLUNG

4.1 Messungen auf der Kläranlage

4.1.1 Durchführung der Messkampagnen

Auf der Kläranlage Weißtal wurden mehrere Messkampagnen für Qualitätsmessungen zur Bestimmung der Zulaufbedingungen durchgeführt. In der Tabelle 4-1 sind alle Messkampagnen zusammengestellt und charakterisiert.

Tabelle 4-1: Übersicht und Bedingungen der durchgeführten Messkampagnen

Nr.	Zeitraum	Grund	Filtratwassermitbehandlung	Zyklusdauer SBR	Temperatur in den Becken	Wetter der Messtage
1	21.03.06-25.03.06	Kalibrierung Kläranlagenmodell	in beiden Straßen	4,125 Tage 6 h	7°C	3 Trockenwetter / 1 Regenwetter / Schmelzwasserzufluss
2	14.09.06-17.09.06	Validierung Kläranlagenmodell	keine, da Faulturm außer Betrieb	4 Tage 6 h	16°C	3 Trockenwetter / 1 Regenwetter
3	16.06.08-19.06.08	4 Tage Vorlaufbedingungen, 24h-Mischproben	nur direkt in SBR-Straße	-	15°C	3 Trockenwetter / 1 Regenwetter
4	20.06.08-24.06.08	Validierung Kläranlagenmodell	nur direkt in SBR-Straße	4 Tage 6 h	15°C	2 Trockenwetter / 2 Regenwetter

Die Probenahme während der Messkampagne auf der Kläranlage erfolgten an ca. 10 unterschiedlichen Standorten auf unterschiedlicher Art und Weise (siehe Tabelle 4-2):

Vier der Standorte wurden mit automatischen Probenehmern versehen. Diese Standorte waren der Zulauf nach dem Vorklärbecken, der Zulauf in den SBR1, der Ablauf der konventionellen Anlage und der Ablauf des SBR1. Die restlichen Standorte wurden mit Hilfe eines manuellen Verfahrens beprobt.

Der automatische Probenehmer für den Zulauf nach dem Vorklärbecken sammelte über 2 Stunden, in festen Zeitintervallen, Mischproben mit einer Probemenge von knapp 1,5-2 Litern. Diese Proben kühlte der Probenehmer, bis zur Entnahme des Probenbehälters, bei 4 °C und wurden so schnell wie möglich zu 2, 4 oder 24 Stunden Mischproben aufgearbeitet oder direkt analysiert. Der automatische Probenehmer für den Zulauf in den SBR1 sammelte bei jeder Beschickung, in festen Zeitintervallen, Mischproben mit einer Probemenge von knapp 1,5-2 Litern ebenfalls gekühlt. Die Proben aus dem Zulauf zum SBR1 mussten teilweise aus der Druckrohrleitung genommen werden. Um eine zeit- und volumenproportionale Mischprobe der Beschickung zu erhalten, war es erforderlich der Leitung in festen Zeitintervallen von ca. fünf Minuten während der ersten Beschickung und zwei Minuten bei der zweiten Beschickung des Reaktors

ein definiertes Volumen zu entnehmen. Die Pausen zwischen den Entnahmen wurden bei der zweiten Beschickung verringert, da diese Beschickung kürzer als die erste Beschickung ist.

Tabelle 4-2: Probenahmeorte

Nr.	Ort	Grund	Art	Frequenz
1	Sandfang	Zulauf vor dem Vorklärbecken	Stichproben	2/Tag
2	Verteilerschacht 1 oder Ende des Vorklärbeckens	Zulauf nach dem Vorklärbecken	2h-, 4h- oder 24h-Mischproben	12 bzw. 6 bzw. 1/Tag
3	Trübwasserspeicher	Zulauf aus Faulung	Stichproben	2/Tag oder jede Charge
4	Pufferbehälter	Zulauf im Pufferbehälter	Stichproben	2/Tag
5	Verteilerschacht 2 oder Pufferbehälter	Zulauf in SBR1	Mischproben während Beschickung SBR1	jede Beschickung
6	Im SBR1	Belebtschlammmessungen und Kontrolle Online-Daten	Stichproben	2/Tag
7	Im Denibecken	Kontrolle Online-Daten	Stichproben	2/Tag
8	Im Nitribecken	Belebtschlammmessungen und Kontrolle Online-Daten	Stichproben	2/Tag
9	Ablaufschacht konventionell	Ablauf konventionelle Straße	2h- oder 4h-Mischproben	12 bzw. 6 /Tag
10	Ablaufschacht SBR	Ablauf SBR-Straße	Mischproben	jede Dekantierung SBR1

Der automatische Probenehmer für den Ablauf der konventionellen Anlage sammelte über 2 Stunden, in festen Zeitintervallen, Mischproben mit einer Probemenge von knapp 1,5-2 Litern, die entweder direkt analysiert oder je nach Bedarf zu 4 bzw. 24 Stunden Mischproben vermischt wurden. Der automatische Probenehmer für den Ablauf des SBR1 sammelte bei jeder Dekantierung zeitproportionale Proben mit einer Probemenge von knapp 1,5-2 Litern, die direkt analysiert wurden. Die restlichen Proben wurden mit Hilfe eines Teleskopprobenehmers entnommen und sofort untersucht.

Zur Vorbereitung für die Analysen wurden 250 ml der jeweiligen, gut durchmischten Probe in eine beschriftete Plastikflasche überführt. Dieses Volumen wurde mit einem Ultra-TURRAX für 30 Sekunden homogenisiert.

Für die Erstellung des Membranfiltrats wurde von der gut gemischten Ursprungsprobe ein Aliquot (100 - 200 ml) mit einer Vakuumpumpe und einem Membranfilter (Porengröße \varnothing 0,1 μ m) filtriert oder in einer Druckfiltrationseinheit aufgearbeitet.

Für alle Messkampagnen wurde vorher ein Messprotokoll erstellt, bei dem für jeden Standort die Parameter, die analysiert werden sollten, festgelegt wurden. Die Bestimmung der Messwerte für CSB, Phosphor, N_{ges} , Ammonium und Nitrat im Abwasser erfolgte mit den jeweiligen Küvettentests der Firma Machery und Nagel. Die Gesamtkonzentrationen an CSB, Phosphor und Stickstoff wurden entsprechend den Herstellerangaben mit den homogenisierten Proben bestimmt; für die Konzentrationen im Membranfiltrat wurden die membranfiltrierten Proben eingesetzt. Im Anhang (A.1.1 Parameter und Küvetteneigenschaften) sind alle Parameter, deren Messbereiche und die Küvettentestbezeichnung aufgelistet.

Zur Bestimmung der Trockensubstanz (TS) wurden 100 ml Probe durch einen vorher getrockneten, gewogenen Filter filtriert und nach dem Trocknen im Trockenschrank erneut gewogen. Die Differenz beider Gewichte wurde zur Umrechnung auf g/l bzw. g/kg verwendet.

Die Bestimmung von BSB erfolgte nach der herkömmlichen Methode mit Zusatz von Allylthioharnstoff (ATH) in WTW-Oxitop-Flaschen mindestens über 10 Tage, um neben BSB_5 auch BSB_{ges} zu berechnen.

Die Tabelle 4-3 gibt eine Übersicht aller durchgeführten Analysen. Für jeden Probenahmeort wurden geeignete Parameter ausgewählt. Die Ergebnisse hierzu werden in den nachfolgenden Kapiteln aufgeführt.

Tabelle 4-3: Übersicht aller bestimmten Analyseparameter

Parameter	Laboranalyse	Online-Messungen konventionelle Straße	Online-Messungen im SBR1
CSB_{ges}	x		
CSB_{mf}	x		
TS	x	x	x
BSB_{ges}	x		
BSB_5	x		
P_{ges}	x		
P_{mf}	x		
PO_4-P_{mf}	x	x	x
N_{ges}	x		
$N_{ges, mf}$	x		
NH_4-N_{mf}	x	x	x
NO_3-N_{mf}	x	x	x

4.1.2 Qualitätskontrolle

Die Qualitätssicherheit erfolgte in Anlehnung an die gute Laborpraxis (GLP) und der EN45001. Die Plausibilität der Messungen wurde kontinuierlich im Vergleich zu bereits in anderen Messkampagnen oder am Vortag ermittelten Werten kontrolliert. Sobald bei der Plausibilitätsprüfung Unstimmigkeiten ermittelt wurden, führte man eine Nachbestimmung der betreffenden Probe durch.

Während der gesamten Messkampagne wurden in regelmäßigen Abständen Bestimmungen wiederholt, um die Richtigkeit der bereits festgestellten Werte zu überprüfen und zu bestätigen. Diese Wiederholbestimmungen mussten dem zuerst gemessenen Wert entsprechen. War dies nicht der Fall, wurde die Bestimmung ein weiteres Mal wiederholt, wenn die Streuung der Werte immer noch zu groß war, fand eine Methodenprüfung statt. Im allgemeinen nahm das Laborpersonal regelmäßig daran teil, Kontrollproben zu analysieren, um die Qualitätssicherheit zu überprüfen.

Die Online-Messungen für NH_4^+ , NO_3^- und PO_4^{3-} wurden vor jeder Messkampagne kalibriert. Dann wurden möglichst ein gesamter Zyklus des SBR 1 und ein längerer Zeitraum der konventionellen Straße beprobt und die Plausibilität der ermittelten Online-Daten überprüft. In Abbildung 4-1, Abbildung 4-2 und Abbildung 4-3 werden die Ergebnisse der Onlinedatenüberprüfung am Beispiel des SBR1 gezeigt. Dabei wurde der Zeitversatz für die Transportzeit des Permeats und der Zeitversatz durch die Analyse ermittelt. Bei der Beurteilung ist zu berücksichtigen, dass die Proben von oben abgeschöpft wurden, während das Permeat aus der mittleren Höhe des Reaktorinhaltes hergestellt wird. Dies führt dazu, dass während des gesamten Rührvorganges in der Regel sehr gute Übereinstimmungen in den Online-Messungen vorliegen. Sowie der Rührer zwei Stunden vor Zyklusende zur Sedimentationsphase ausgestellt wird, verändern sich die Übereinstimmungen in diesem Fall vor allem bei Nitrat und Phosphat. Dieses Phänomen wurde bereits bei mehreren Kläranlagen und zudem auch bei Ammonium beobachtet und ist damit begründet, dass bei der Probenahme von oben bei der Sedimentationszeit immer weniger Schlamm vorkommt und die Belebtschlammaktivität sinkt. Durch z.B. die Denitrifikationstätigkeit im Schlamm sinkt die Nitratkonzentration im Reaktor in der Mitte noch ab, so dass im Permeat gegenüber den Konzentrationen aus der oberen Schicht die Konzentrationen geringer sind. Problematisch ist auch die Phosphatbestimmung. Selbst geringe Schlammengen verändern die Phosphatkonzentration sofort, so dass die Werte verfälscht werden können.

Während der Messkampagne wurden zweimal täglich Proben aus dem Reaktor gemessen und die Ergebnisse mit dem jeweiligen Online-Wert verglichen. Wenn die oben beschriebene Qualitätskontrolle der Online-Werte Abweichungen erbrachte, wurden die Online-Messungen einer mehrmaligen Prüfung unterzogen. Wenn diese wiederholten Prüfungen immer noch Abweichungen zeigten, wurden die Online-Messungen neu kalibriert. Konnte keine ausreichende Übereinstimmung erzielt werden, wurde die Frequenz der manuellen Proben erhöht und bei den nachfolgenden Kalibrierungen der Modelle anhand der Online-Messungen berücksichtigt. Dies war aber nur bei der Messkampagne 2 für den SBR1 notwendig. Alle Vorfälle, Besonderheiten und Ereignisse wurden in den Rohdaten protokolliert, so dass eine Validierung der Ergebnisse im Nachgang möglich war. Alle Rohdaten wurden archiviert.

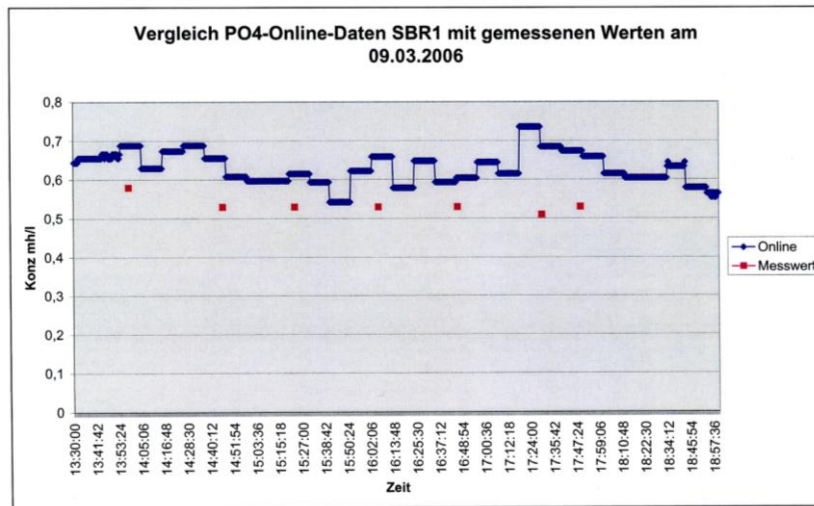


Abbildung 4-1: Vergleich der PO₄-Onlinedaten im SBR1

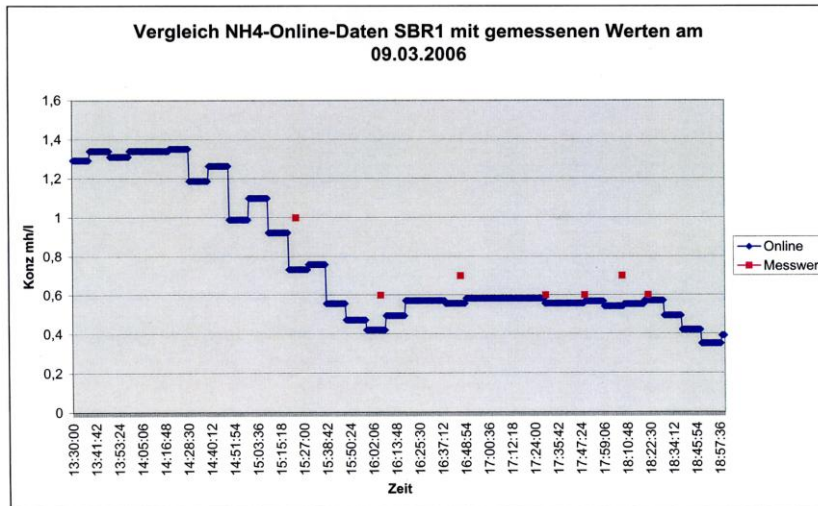


Abbildung 4-2: Vergleich der NH₄-Onlinedaten im SBR1

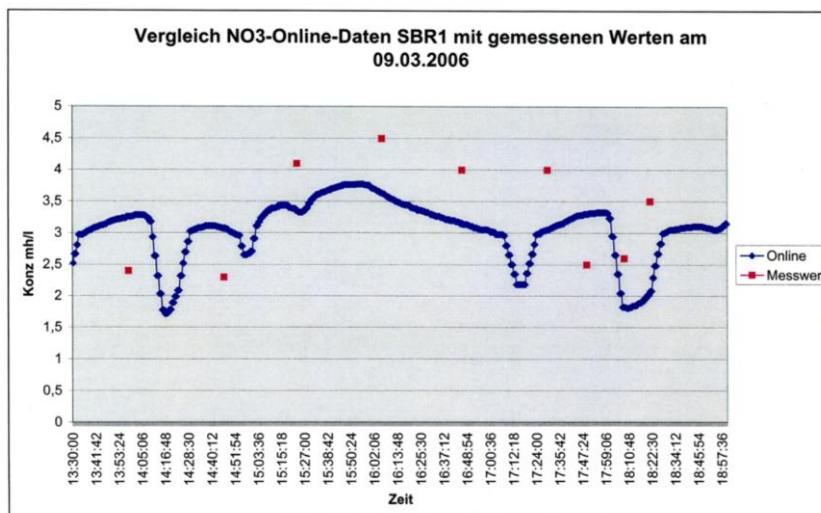


Abbildung 4-3: Vergleich der NO₃-N-Onlinedaten im SBR1

4.1.3 Zulauf vor dem Vorklärbecken

Der Zulauf vor dem Vorklärbecken gibt Auskunft über die Eigenschaften des gesamten zu reinigenden Abwassers. Der Zulauf vor dem Vorklärbecken lässt sich in den Zulauf für die aerobe Biologie und den Primärschlamm für die Faulung unterteilen. Die Simulation der Faulung war allerdings kein Bestandteil dieses Forschungsprojekts. Daher war für die Simulation der Kläranlage eher der Zulauf nach dem Vorklärbecken relevant. Deswegen wurden hier nur Stichproben genommen und analysiert. Auf diese Weise konnte die Gesamtbelastung der Anlage abgeschätzt werden (Tabelle 4-4). Zu berücksichtigen ist, dass während der Messkampagnen das Filtratwasser aus der Faulung entweder vor dem Vorklärbecken oder bei Außerbetriebnahme der Faulung Mitte April 2006 bis Mitte März 2007 gar nicht oder danach ggf. auch direkt in die SB-Reaktoren eingeleitet wurde (siehe Tabelle 4-1).

Die Auswahl der zu analysierenden Parameter und deren Messwerte aus dem Zulauf vor dem Vorklärbecken werden im Anhang gezeigt (A.1.1 Parameter und Küvetteneigenschaften und A.1.2 Qualitätsmessungen im Zulauf vor dem Vorklärbecken). Aus den Messwerten lassen sich folgende Ableitungen machen:

Die Zulauffrachten der Anlage sind im März 2006 aufgrund der starken Schmelzwasserzuläufe bis auf die TKN-Werte trotz Filtratwassermitbehandlung aus der Faulung während der ersten drei von vier Messtagen gering (Tabelle 4-4). Die lang andauernden Schmelzwasserzustände führten wahrscheinlich zum Ausspülen des Kanals, wodurch geringere Belastungen resultieren. Die mittlere Zulaufmenge ist im März 2006 vergleichsweise hoch, die Auslegungsgröße von 20500 EW wird nicht erreicht, da bisher nur 15500 EW angeschlossen sind. Bezogen auf die P_{ges} und TKN-Werte liegt die Belastung sogar über der Anschlussgröße von 15500, während die CSB_{ges} und BSB_{ges} -Werte deutlich unter dieser Anschlussgröße liegen. Der Einfluss auf die Denitrifikationseigenschaften wird im nächsten Kapitel beschrieben. Im Zulauf befinden sich erhöhte mittlere Nitratwerte von 2 mg/l (A.1.2 Qualitätsmessungen im Zulauf vor dem Vorklärbecken).

Tabelle 4-4: Mittlere Parameter des Zulaufs vor dem Vorklärbecken der Kläranlage Weißtal

Messkampagne	Parameter	Einheit	Zulaufmenge	CSB_{ges}	BSB_5	P_{ges}	TKN
Mrz 06	mittlere Tagesfracht	kg/d		1723*	816*	31*	197*
Sep 06				2115	1020	37	201
Juni 08				1317	600	26	227
	Mittelwert Tagesfracht			1716	810	31	214
Mrz 06	mittlere Einwohnerzahl	EW/d**		14357	13601	17265	17935
Sep 06				17623	16998	20600	18248
Juni 08				10973	9995	14270	16372
	Mittelwert Einwohnerzahl			14318	13532	17379	17518
Mrz 06	mittlere Zulaufmenge	m ³ /d	8914	3 Trockenwetter / 1 Regenwetter / Schmelzwasserzufluss			
Sep 06			4645	3 Trockenwetter / 1 Regenwetter			
Juni 08			5419	2 Trockenwetter / 2 Regenwetter			

*bei diesem Zulauf wurden die mittleren, gemessenen Presswassermengen aus Tabelle 4-5 abgezogen

** Berechnung nach ATV 131 pro EW: 120 g CSB_5 , 60 g BSB_5 , 11 g N_{ges} , 1,8 g P_{ges}

Die Zulauffrachten im September 2006 liegen höher, die Zulaufmenge ist vergleichsweise gering, obwohl kein Filtratwasser mitbehandelt wurde. Die Auslegungsgröße wird außer bei P_{ges} wiederum nicht erreicht, die EW-Werte liegen aber deutlich über der Anschlussgröße von 15500. Hier sei darauf hingewiesen, dass ca. 1200 EGW der Schmutzfracht aus Gewerbe und Industrie einen großen Einfluss auf die Schmutzfracht haben kann. Aber auch die Wetterver-

hältnisse vor und während der Messkampagnen sind zu berücksichtigen. Die Belastung im Juni 2008 ist im Mittel noch geringer. Dies kann darauf basieren, dass vor der Messkampagne lang anhaltende Regenperioden den Kanal gut gespült und von Ablagerungen befreit haben. Da für die Filtratwassermitbehandlung aus der Faulung direkt in die SB-Reaktoren beschickt wurde, befindet sich auch in diesem Zulauf vor der Vorklärung kein Filtratwasser. Aufgrund zweier Regenereignisse während dieser Messkampagne liegen die mittleren Zulaufmengen höher als im September 2006. Im Allgemeinen scheint die Anlage in Bezug auf die Anschlussgröße von 15500 für die CSB_{ges} - und BSB_5 -Werte eher geringfügig unterbelastet, für die P_{ges} - und TKN-Werte allerdings eher überbelastet zu sein. Während die CSB_{ges} -Werte nahezu mit der eigentlichen Anschlussgröße von 15500 übereinstimmt, liegen die BSB_5 -Werte tiefer, die P_{ges} - und TKN-Werte deutlich höher.

4.1.4 Zulauf nach dem Vorklärbecken

Der Zulauf nach dem Vorklärbecken gibt ebenfalls Auskunft über die Eigenschaften des zu reinigenden Abwassers, welches direkt zur Reinigung in der Durchlaufanlage und SBR-Anlage gelangt. Für die dynamische Simulation von Kläranlagen wird die Analyse des Zulaufs durchgeführt, um einerseits die Kläranlagen-Modelle zu kalibrieren und andererseits für die nachfolgenden Studien eine Ausgangssituation für den Zulauf zu definieren.

Die Auswahl der zu analysierenden Parameter und deren Messwerte aus dem Zulauf in das Beschickungspumpwerk werden im Anhang gezeigt (A.1.1 Parameter und Küvetteneigenschaften und A.1.3 Qualitätsmessungen im Zulauf nach dem Vorklärbecken). Aus den Messwerten lassen sich folgende Ableitungen machen:

Auch die Daten der berechneten Einwohnerzahlen und Frachten für die Zuläufe nach dem Vorklärbecken zeigen, dass die ausgelegten Daten von 20500 EW und die Anschlussgröße von 15500 EW oft nicht erreicht werden (Abbildung 4-4, Abbildung 4-5, Abbildung 4-6, Abbildung 4-7). Lediglich in der 1. Messkampagne liegen die EW-Zahlen besonders im Falle der P_{ges} und TKN-Werte höher und nur nach Ausschalten des Vorklärbeckens wird die Auslegung auf 20500 EW überschritten (Abbildung 4-4). Zu berücksichtigen ist hierbei, dass das Filtratwasser zu diesem Zeitpunkt mit in diesem Zulauf enthalten war. Während der Messkampagne 2 war der Faulturm allerdings außer Betrieb. In der Messkampagne 3 und 4 wurde das Filtratwasser direkt in die SB-Reaktoren gefördert und wurde damit im Zulauf nach dem Vorklärbecken nicht mehr erfasst. Auffällig wiederum ist, dass die EW-Zahlen für P_{ges} und TKN im Verhältnis immer höher liegen, als die dazugehörigen Zahlen für CSB_{ges} und BSB_5 .

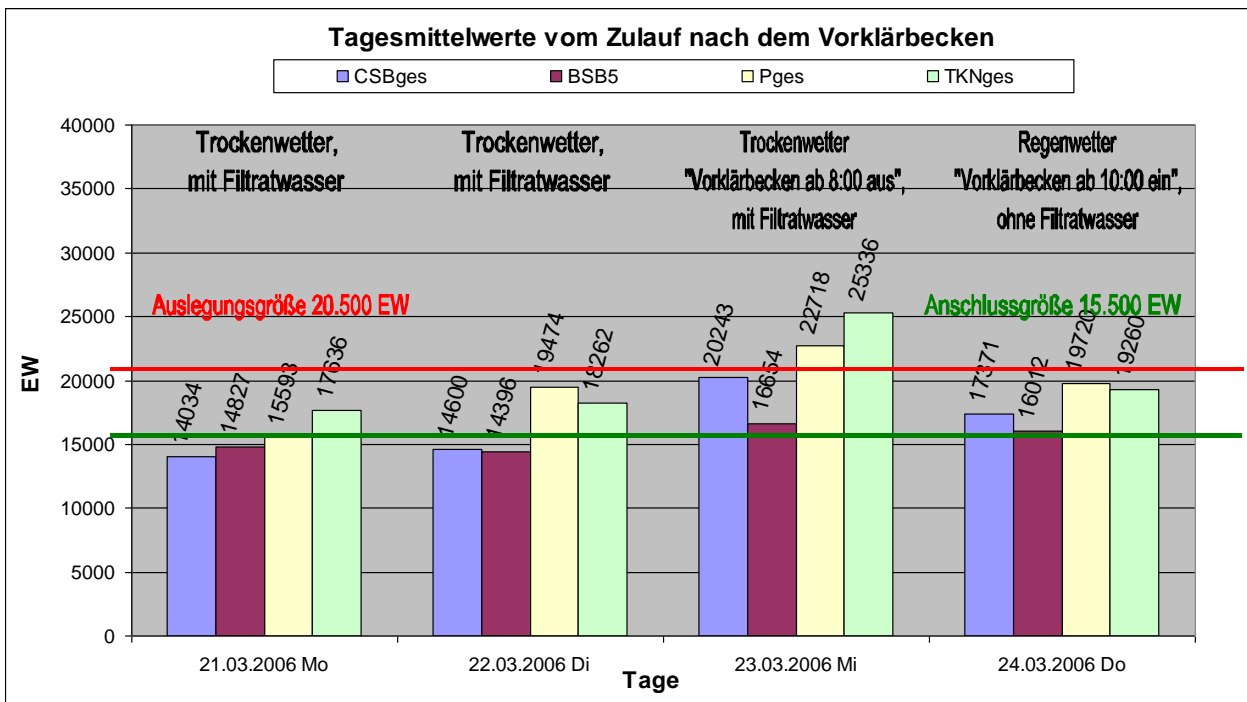


Abbildung 4-4: Zulaufbedingungen bei unterschiedlichen Wetterverhältnissen der Messkampagne 1 und Filtratwasser direkt in den Zulauf; Berechnung für den 21.03 und 22.03.2006 nach ATV 131 pro EW: 90 g CSB, 45 g BSB₅, 11 g N_{ges}, 1,6 g P_{ges}; Berechnung für den 23.03 ohne Vorklärbecken nach ATV 131 pro EW: 120 g CSB, 60 g BSB₅, 11 g N_{ges}, 1,8 g P_{ges}, Berechnung für den 24.03 als Mittelwert aus mit und ohne Vorklärbecken pro EW: 105 g CSB, 53 g BSB₅, 10,5 g N_{ges}, 1,7 g P_{ges}

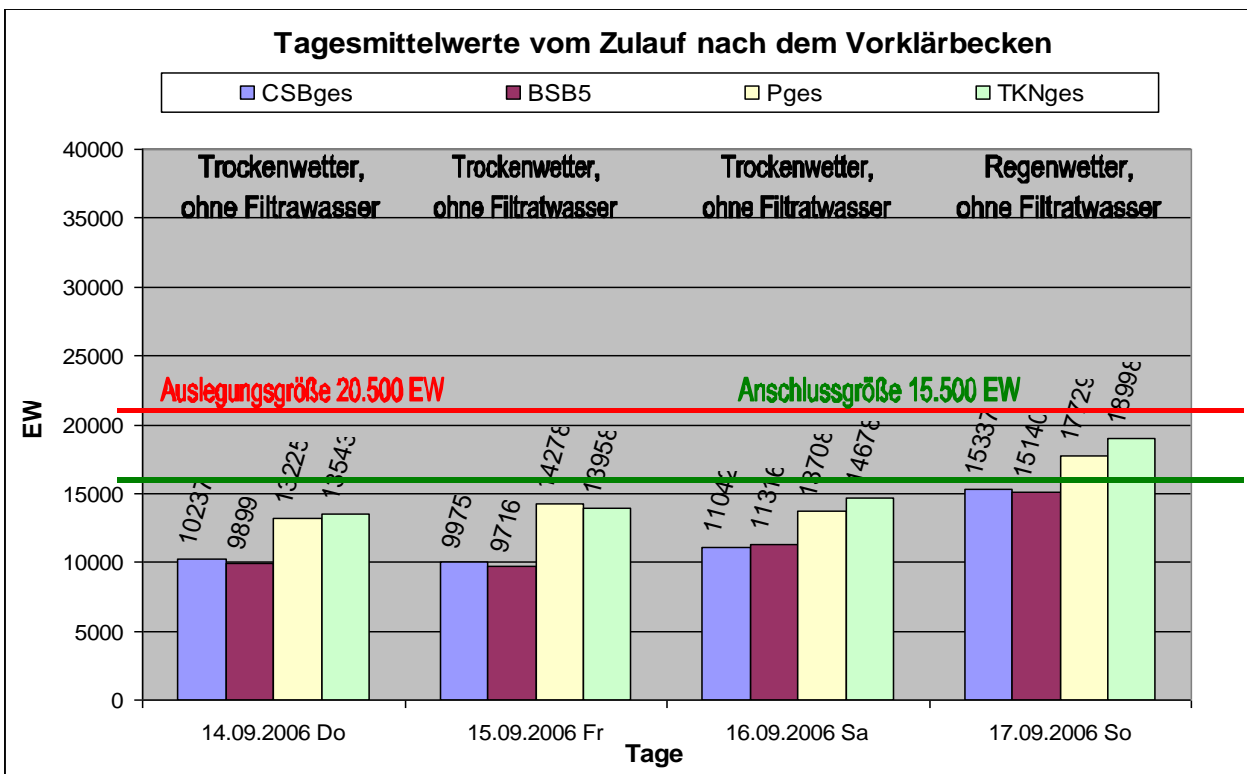


Abbildung 4-5: Zulaufbedingungen bei unterschiedlichen Wetterverhältnissen der Messkampagne 2 und Faulung außer Betrieb; Berechnung nach ATV 131 pro EW: 90 g CSB, 45 g BSB₅, 11 g N_{ges}, 1,6 g P_{ges}

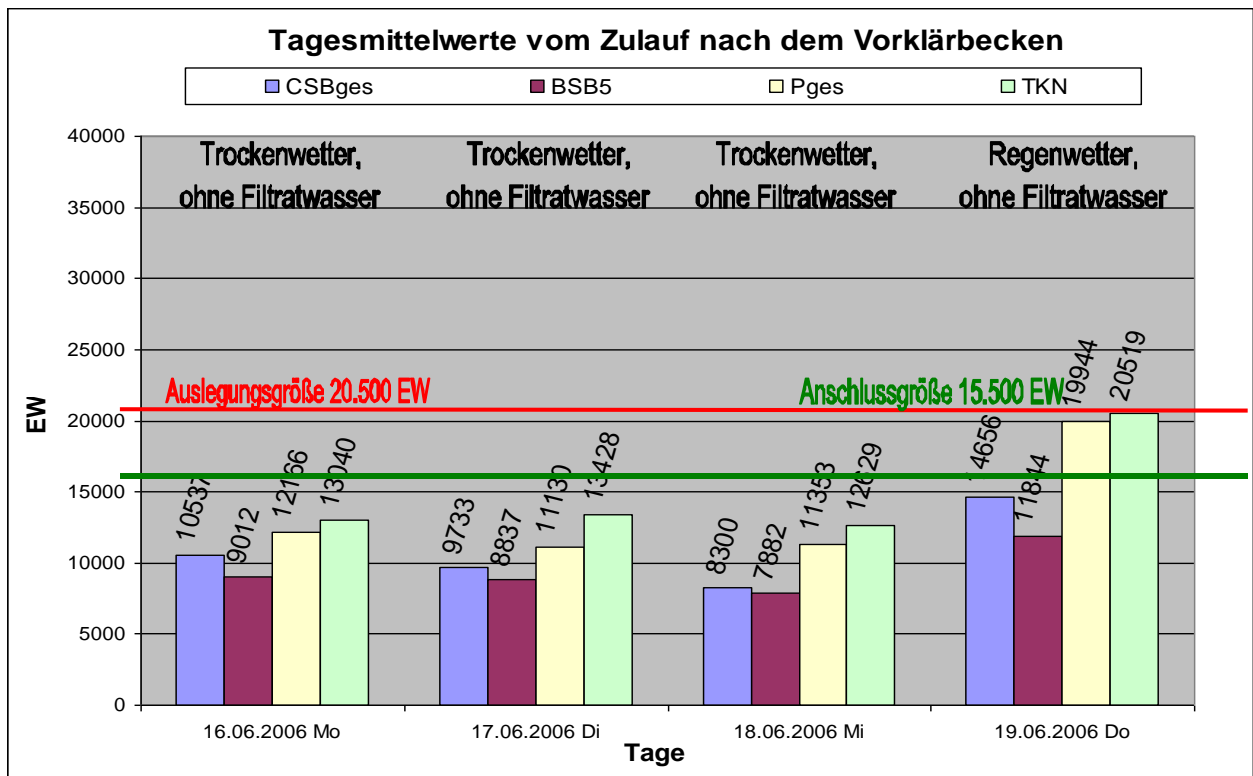


Abbildung 4-6: Zulaufbedingungen bei unterschiedlichen Wetterverhältnissen der Messkampagne 3 und Filtratwasser direkt in die SBR-Straße; Berechnung nach ATV 131 pro EW: 90 g CSB, 45 g BSB₅, 11 g N_{ges}, 1,6 g P_{ges}

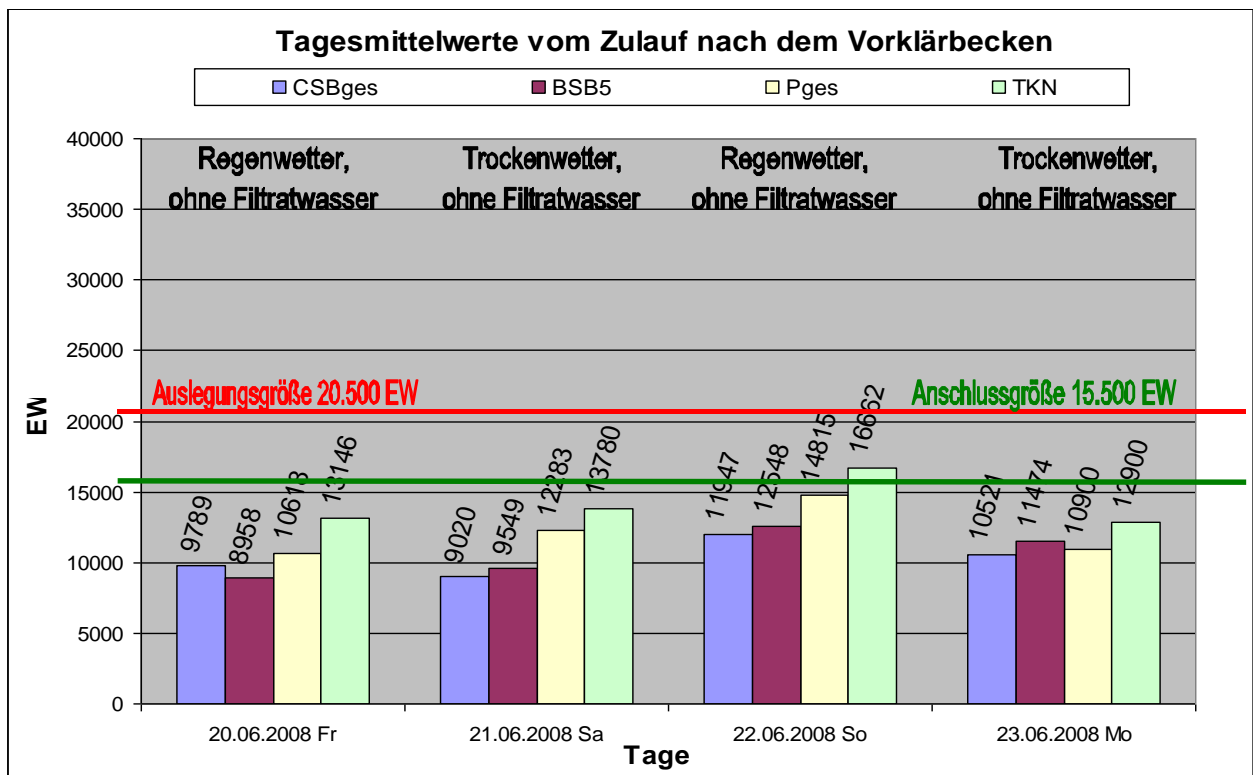


Abbildung 4-7: Zulaufbedingungen bei unterschiedlichen Wetterverhältnissen der Messkampagne 4 und Filtratwasser nur direkt in die SBR-Straße; Berechnung nach ATV 131 pro EW: 90 g CSB, 45 g BSB₅, 11 g N_{ges}, 1,6 g P_{ges}

Die Kläranlage Weißtal scheint bezüglich der Anschlussgröße für CSB und BSB₅ eher unterbelastet, bezogen auf die P_{ges}- und TKN-Werte aber eher überbelastet zu sein. Dies wird auch in der folgenden Tabelle deutlich. Die quantitativen Zulaufmengen liegen immer unterhalb der ausgelegten Mengen. Allerdings wird auch mal die Auslegungsgröße von 20500 überschritten (Abbildung 4-4, Abbildung 4-6).

Tabelle 4-5: Vergleich der mittleren Zulaufmengen zur Kläranlage gemäß Auslegung und Realität

Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Parameter	Zulauf	Zulauf	Press-	Press-	Summe	Summe	5/6	nach	nach	8/9	Anteil	Anteil
	Aus-	Realität*	wasser	wasser	Aus-	Realität		Vorklä-	Vorklä-		SBR	SBR
	legung		Aus-	Realität	legung			rung	rung		Aus-	Rea-
			legung					legung	Realität**		legung	alität
	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]		[kg/d]	[kg/d]		[kg/d]	[kg/d]
CSB	2.460	1.716	35	21	2.495	1.737	1.44	1.871	1176	1.59	842	529
BSB ₅	1.230	810	5	4	1.235	814	1.52	926	555	1.67	417	250
TKN	226	214	87	22	312	236	1.32	292	178	1.64	131	80
P	37	31	0,6	0,5	38	32	1.19	33	25	1.32	15	11

* von 12 Messtagen waren 3 Tage mit Filtratwasser, bei diesen 3 Tagen wurde jeweils die mittlere Presswassermenge abgezogen

** bei den Messtagen ohne Filtratwasser wurde zum Ausgleich jeweils die mittlere, vorgeklärte Presswassermenge hinzugezogen

Anhand der berechneten, niedrigeren Verhältniszahlen vor dem Vorklärbecken (siehe Nr. 7 der Tabelle 4-5) wird wiederum deutlich, dass die TKN- und P_{ges}-Werte im Vergleich zu den CSB- und BSB₅-Werten höher liegen. Im Allgemeinen verschlechtern sich diese Verhältniszahlen nach der Vorklärung noch weiterhin (siehe Nr. 10 der Tabelle 4-5). Dies spricht dafür, dass die partikulären, absetzbaren Stoffe entweder in höherer Konzentration vorkommen als ausgelegt oder dass, aufgrund der Aufenthaltszeit mehr von den partikulären Bestandteilen in den Primärschlamm gelangt als angedacht.

Zudem verfügt die Anlage über schlechte Denitrifikationseigenschaften, die auch durch die Verlängerung anoxischer Phasen nicht wesentlich verbessert werden konnte. Dies kann an dem schlechten CSB_{ges}/BSB₅-Verhältnis liegen, das in diesem Fall eher zwischen zwei und vier liegt, also oberhalb des günstigen Verhältnisses von zwei oder kleiner (Abbildung 4-8).

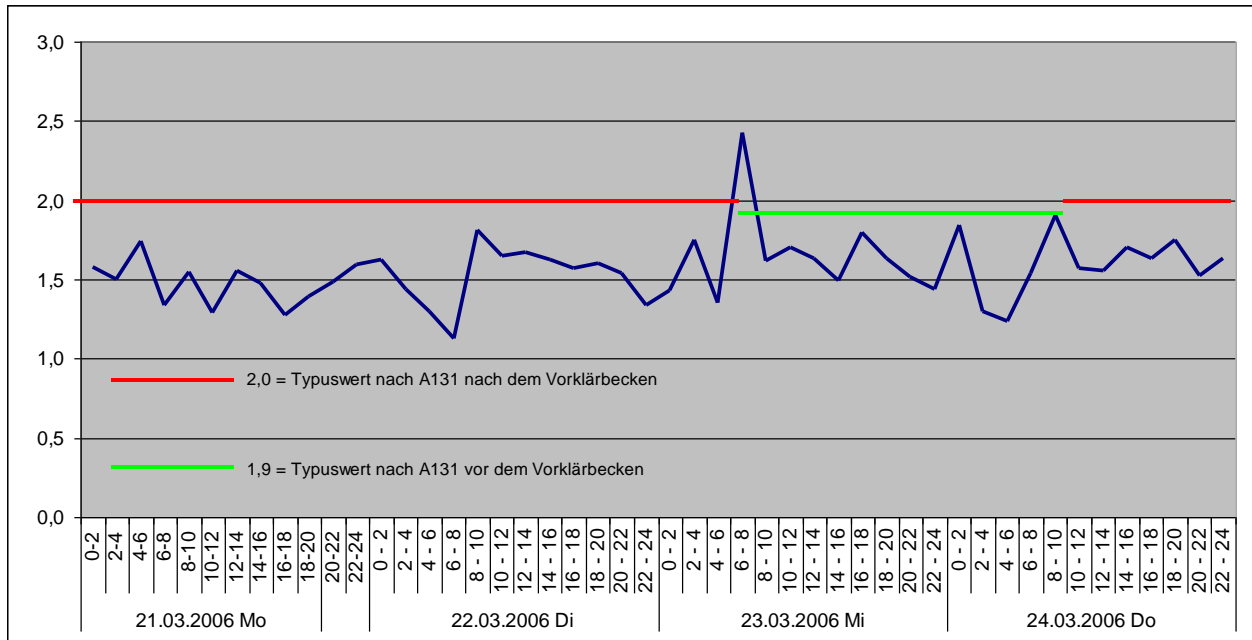
In Abbildung 4-9 ist das Verhältnis von CSB zu TKN im Zulauf gezeigt. Das Verhältnis schwankt in Abhängigkeit des Tagesverlaufes ähnlich wie beim CSB/BSB-Verhältnis. Auffällig sind die niedrigen Werte. Dies spricht zudem für einen im Durchschnitt höheren TKN-Gehalt im Zulauf, da der Mittelwert eher unterhalb des normal, günstigen Wertes (10,9 vor dem Vorklärbecken, 9 nach dem Vorklärbecken) liegt. Auch dies kann die schlechten Denitrifikationseigenschaften erklären.

Wird zugrunde gelegt, dass ca. 70% vom N_{ges} im Zulauf nach der Vorklärung der Kläranlage Weißtal später als NO₃-N_{De} denitrifiziert werden muss, dann ergibt sich im Mittel für NO₃-N_{De}/BSB₅ der Wert 0,27. Um eine vollständige oder weitgehende Denitrifikation zu gewährleis-

ten sollte der Wert aber unterhalb von 0,14 liegen. Dies macht wiederum deutlich, dass unter diesen Zulaufbedingungen der Kläranlage gar keine vollständige Denitrifikation möglich ist.

Inwieweit die Kinetiken der Belebtschlämme zusätzlich für die schlechten Denitrifikationseigenschaften verantwortlich sind, wird ggf. im Kap. 4.1.12 beschrieben.

(a)



(b)

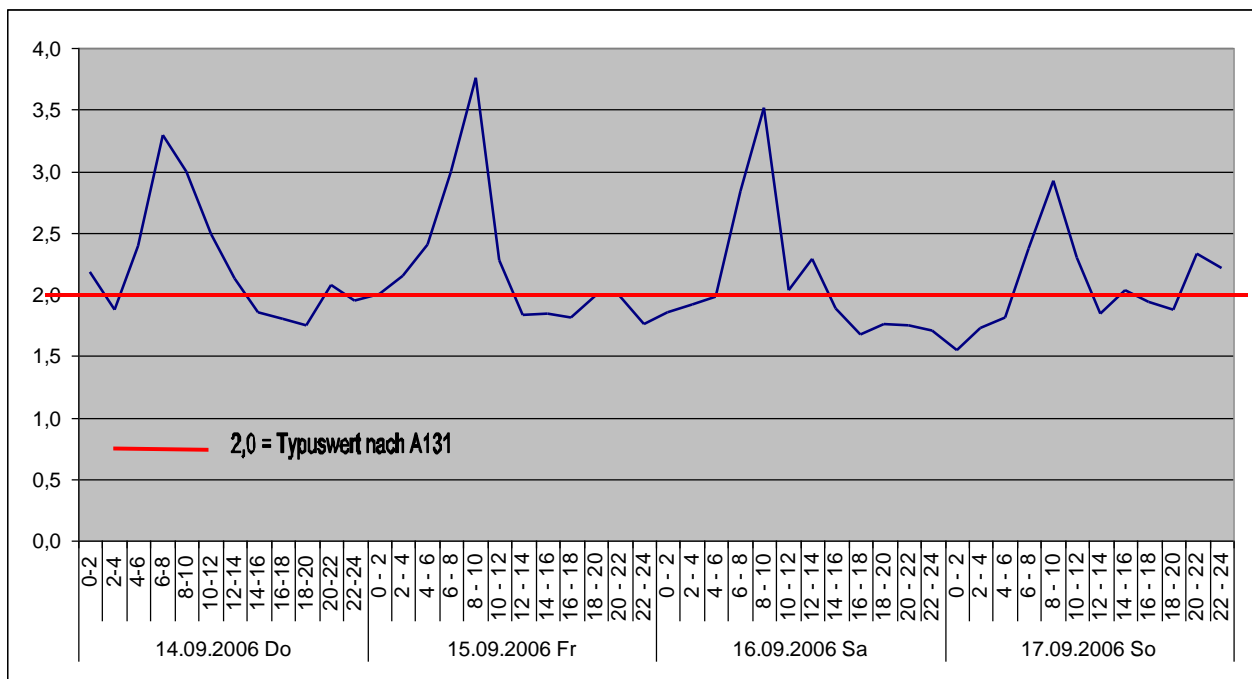
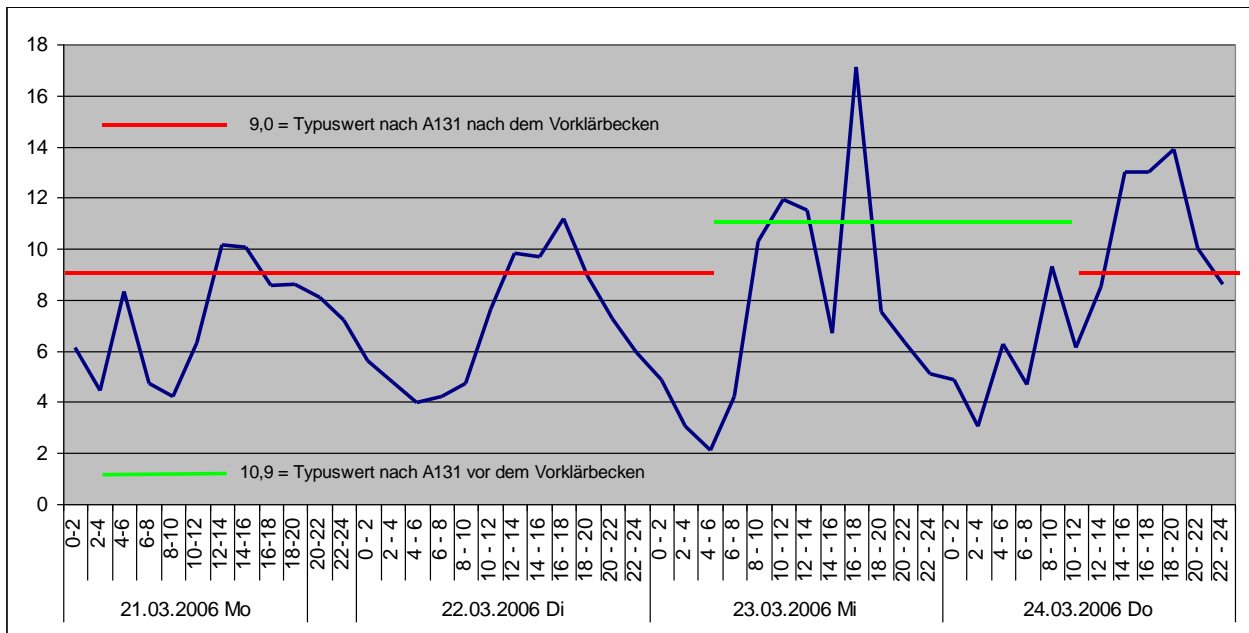


Abbildung 4-8: Verhältnis CSB_{ges}/BSB_5 im Zulauf nach der Vorklärung der Kläranlage Weißtal, (a) Messkampagne 1 am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser und (b) Messkampagne 2 ohne Filtratwasser

(a)



(b)

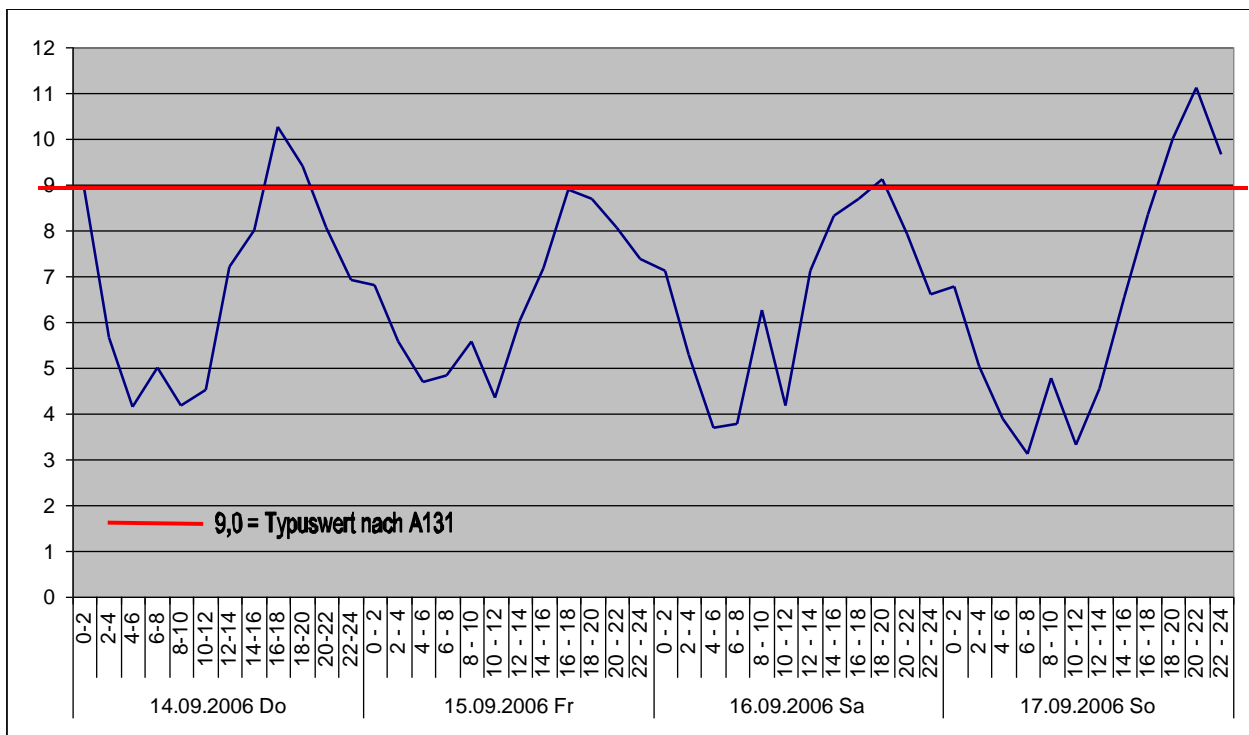


Abbildung 4-9: Verhältnis CSB_{ges}/TKN_{ges} im Zulauf nach der Vorklärung der Kläranlage Weißtal, (a) Messkampagne 1 am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser und (b) Messkampagne 2 ohne Filtratwasser

In Abbildung 4-10 bis Abbildung 4-12 wird unter anderem der charakteristische, tägliche CSB- und BSB_5 -Frachtzulauf gemessen in 2h- oder 4h-Mischproben der Kläranlage Weißtal bei Trockenwetter sichtbar. Zwischen 8:00 und 10:00 Uhr steigt der Frachtzulauf durch die morgendliche Aktivität in den Haushalten erstmals an und erreicht zwischen 12:00 und 16:00 Uhr das

Maximum, um dann wieder abzufallen. Die Frachtzuläufe erreichen in den Nachtstunden ein Minimum.

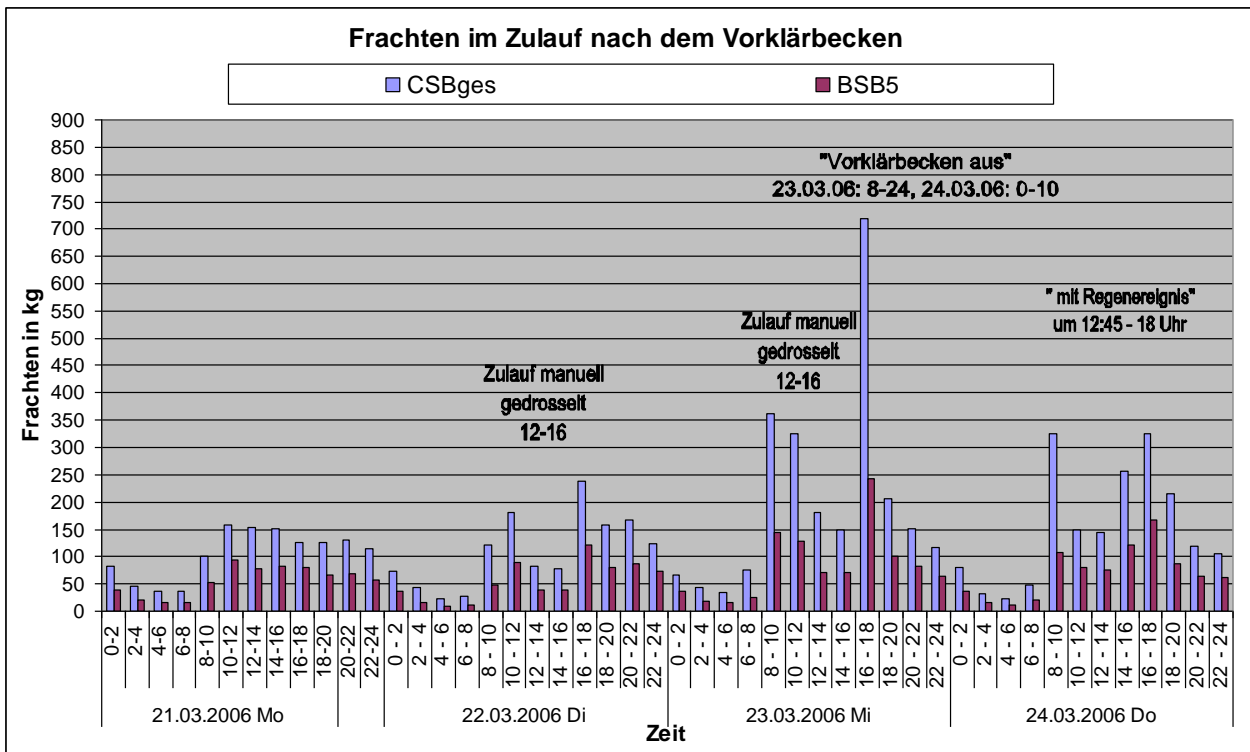


Abbildung 4-10: CSB- und BSB₅-Zulauffrachten nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser

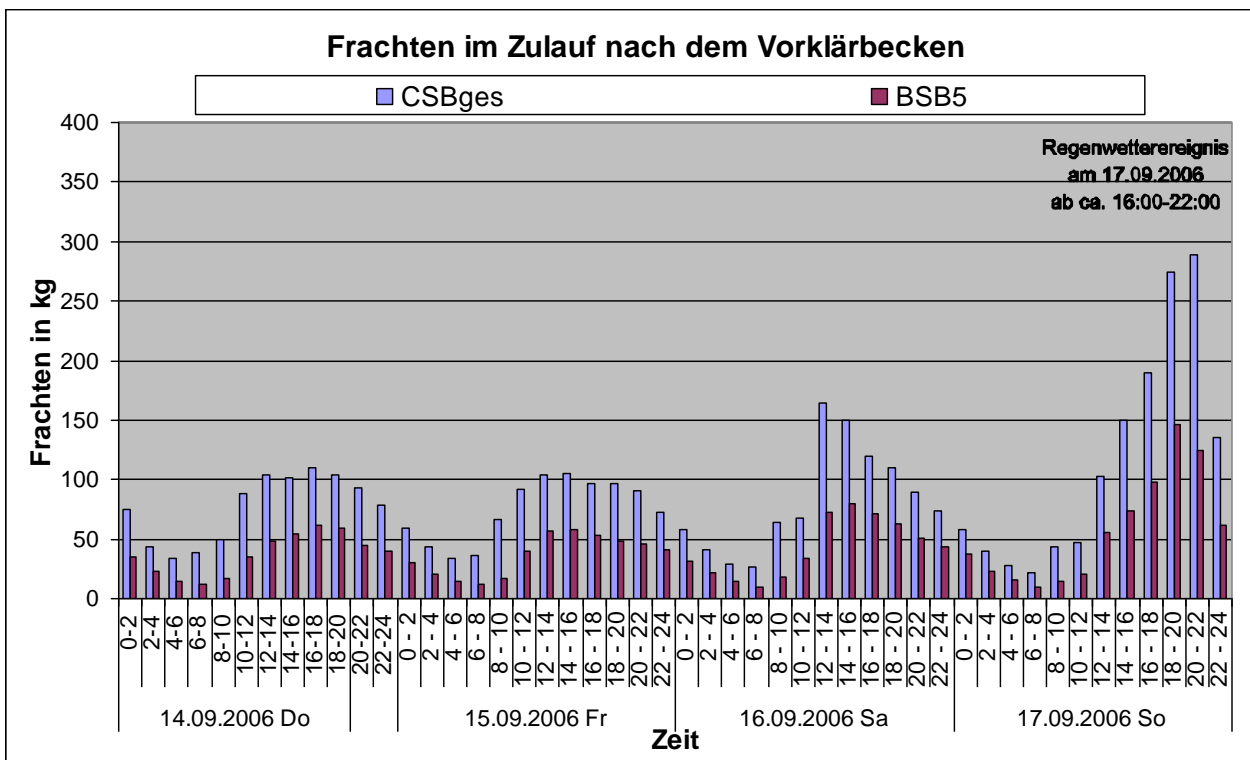


Abbildung 4-11: CSB- und BSB₅-Zulauffrachten nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 2 ohne Filtratwasser

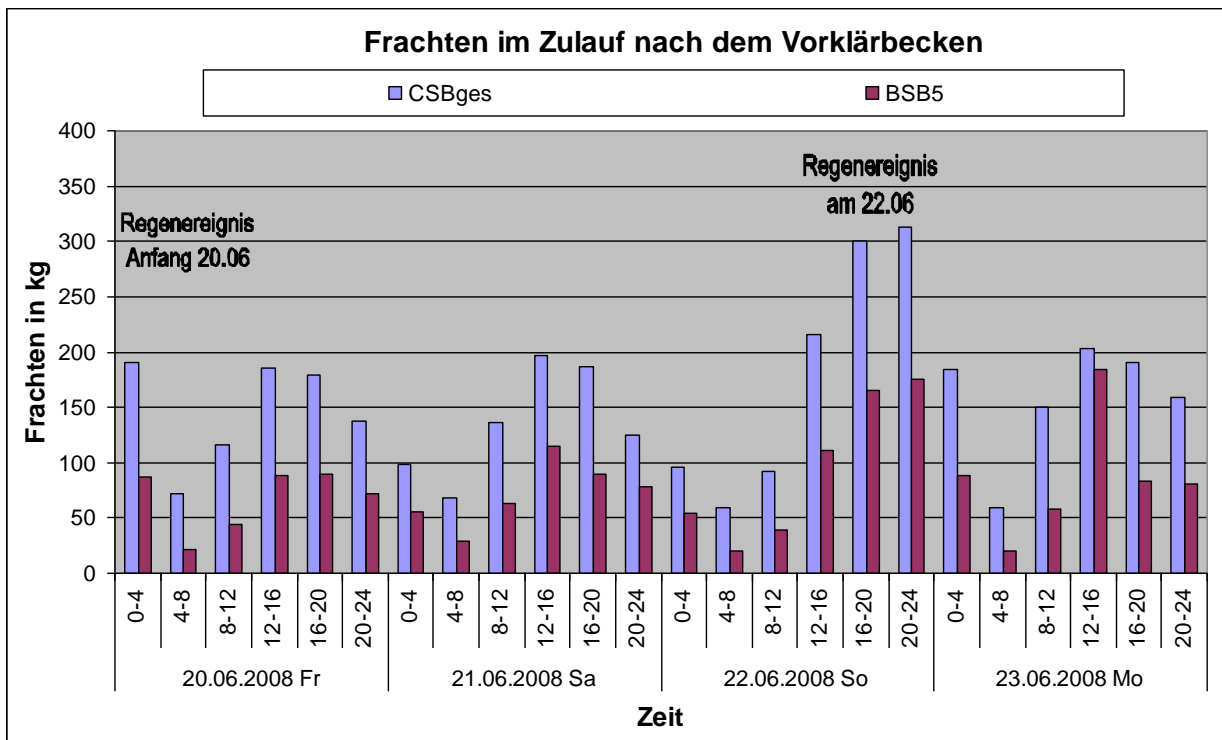


Abbildung 4-12: CSB- und BSB₅-Zulauffrachten nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser

In Abbildung 4-13 bis Abbildung 4-15 wird unter anderem der charakteristische, tägliche P_{ges} - und TKN-Frachtzulauf gemessen in 2h- oder 4h-Mischproben der Kläranlage Weißtal bei Trockenwetter sichtbar, der für kommunales Abwasser typisch ist. Zwischen 6:00 und 8:00 Uhr steigt der Frachtzulauf durch die morgendliche Aktivität in den Haushalten erstmals an und erreicht zwischen 8:00 und 12:00 Uhr das erste Maximum, um dann wieder abzufallen. Die Frachtzuläufe erreichen in den Abendstunden einen zweiten Peak und fallen dann in den Nachtstunden auf ein Minimum ab. ^

Deutlich bei der Betrachtung wird, dass ein P_{ges} - oder TKN-Maximum vor allem in den Morgenstunden nicht immer mit der Anstiegsintensität der CSB- und BSB-Konzentrationen übereinstimmt. Häufig tritt ein starker Anstieg in den P_{ges} - und TKN-Frachten auf, während sich ein Anstieg in den CSB- und BSB-Konzentrationen erst zwei Stunden später bemerkbar macht. Dies ist insofern von Bedeutung, als dass die Denitrifikations- und BioP-Eigenschaften stark von der BSB-Anwesenheit abhängt. Dieses ungünstige Verhältnis könnte die schlechten Denitrifikations- und BioP-Eigenschaften ebenfalls erklären.

Bei den angezeigten Regenereignissen wird sichtbar, dass sich der Spülstoß erst ca. zwei Stunden später auf der Anlage bemerkbar macht und dies bei allen Parametern auf ähnliche Weise.

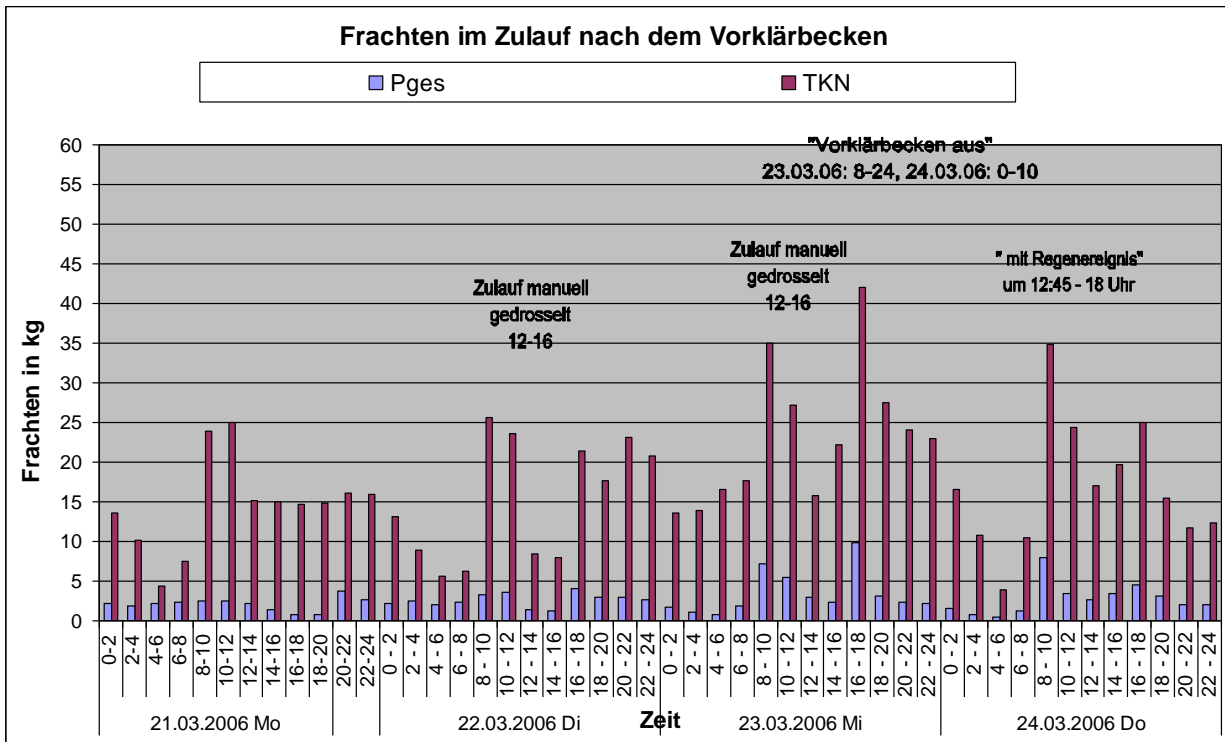


Abbildung 4-13: P_{ges}- und TKN-Zulauffrachten nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser

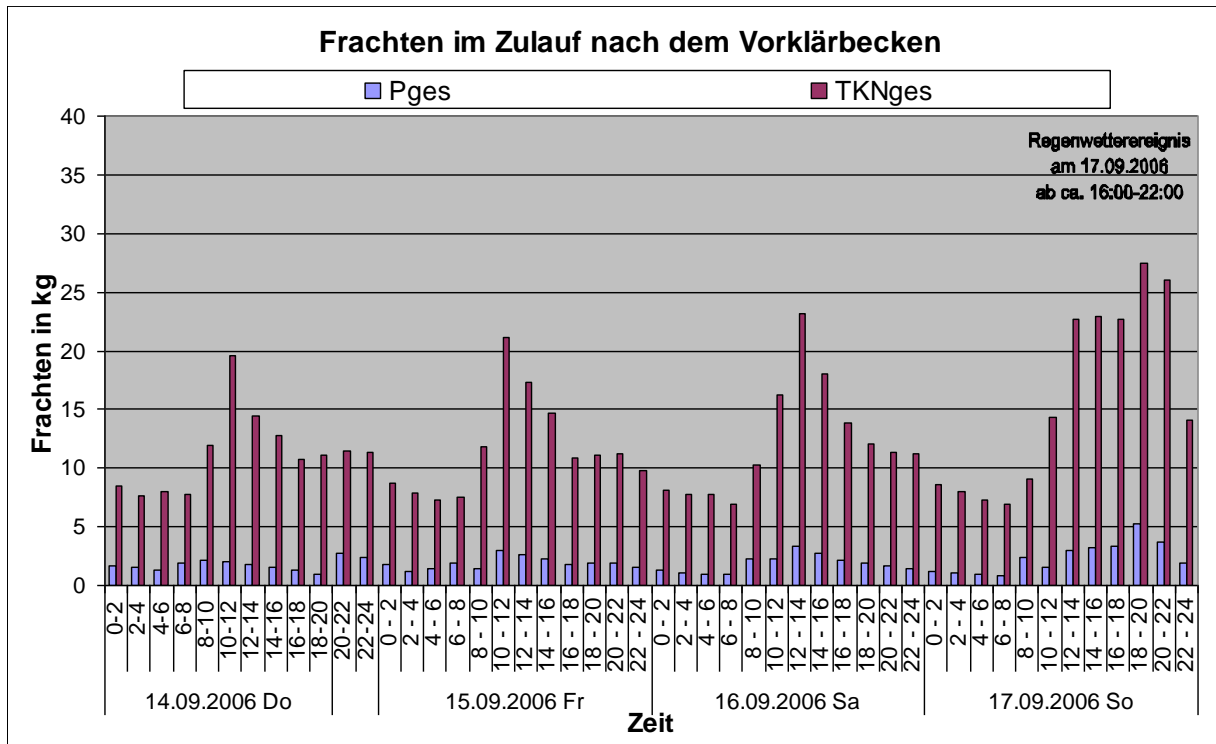


Abbildung 4-14: P_{ges}- und TKN-Zulauffrachten nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 2 ohne Filtratwasser

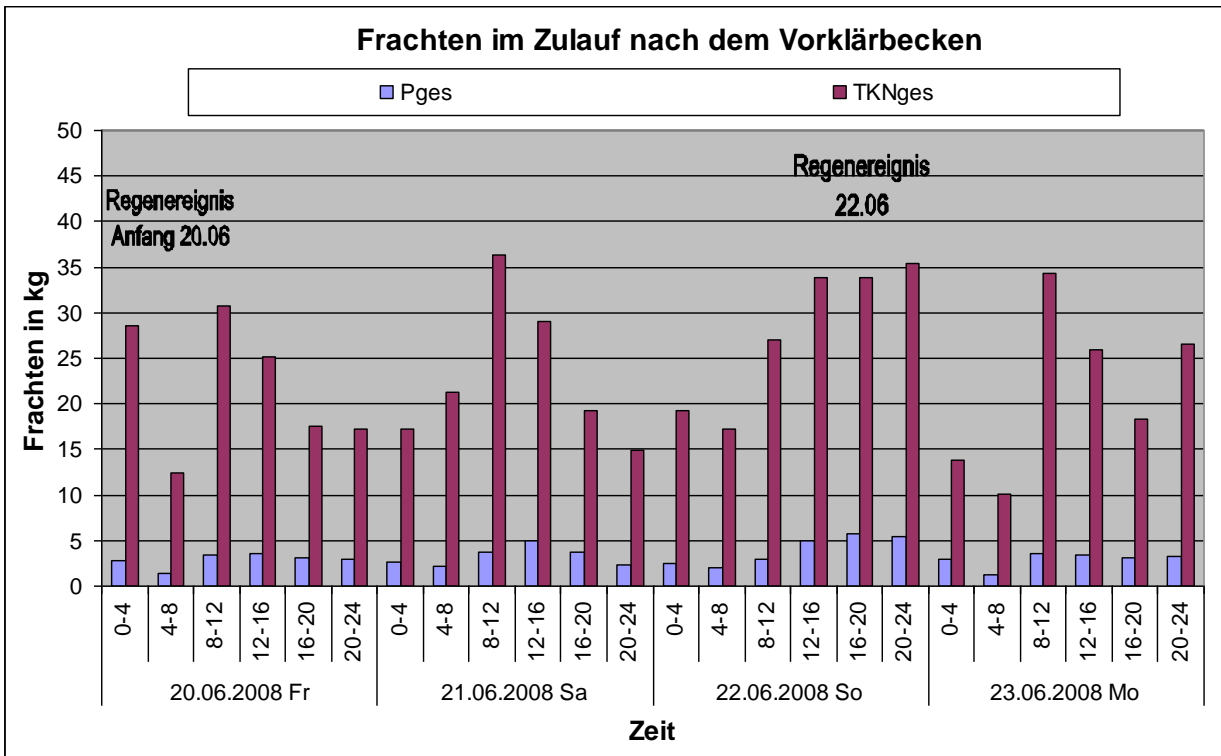


Abbildung 4-15: P_{ges}- und TKN-Zulauffrachten nach dem Vorklärbecken der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser

Im Vergleich zu den Zulauffrachten sind die Zulaufmengen über zwei oder vier Stunden in Abbildung 4-16 bis Abbildung 4-18 gezeigt. Deutlich wird ebenfalls ein charakteristischer Tagesgang, der in der Messkampagne 1 bedingt durch die vorliegende Schneeschmelze lediglich ein höheres Niveau aufweist.

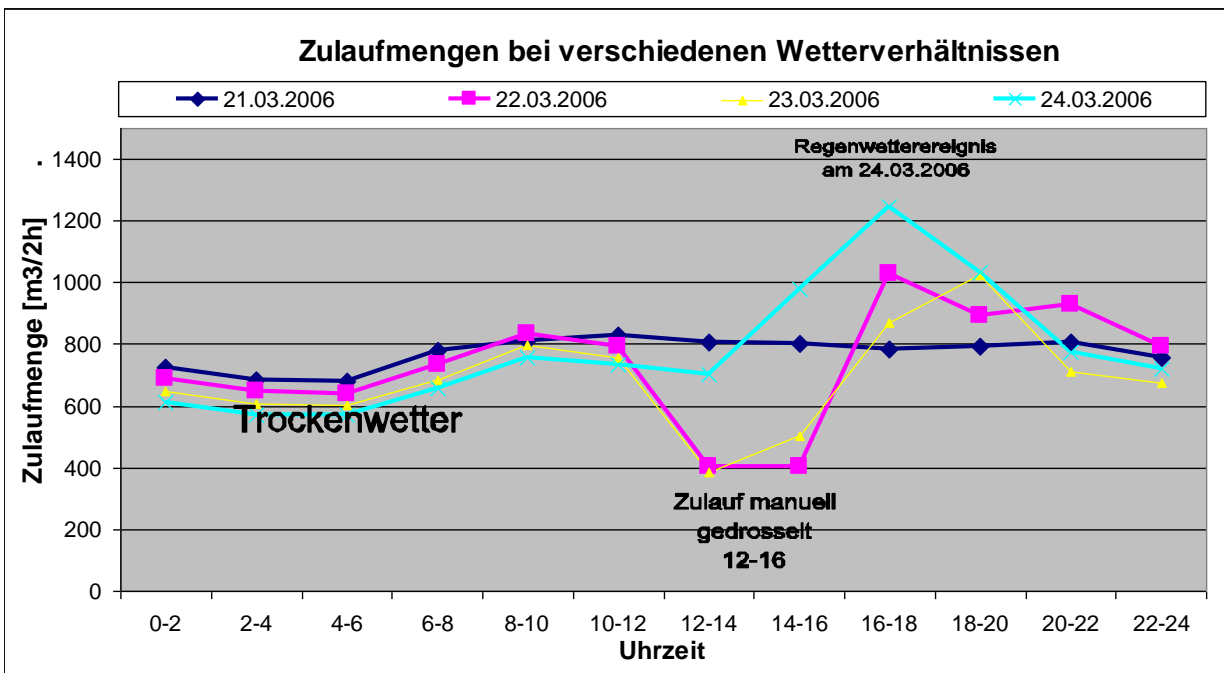


Abbildung 4-16: 2h-Zulaufmengen der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser

Auch bei den Zulaufmengen treten die niedrigsten Werte in der Nacht auf. Die Zulaufmenge steigt aber bereits ab ca. 6:00 Uhr über den Tag an und erreicht zwischen 8:00 und 12:00 Uhr das erste Maximum. Nach dem zweiten Maximum zwischen 18:00 und 22:00 Uhr fallen die Mengen wieder auf ein Minimum in der Nacht ab. Dieser typische Verlauf der Zulaufmengen kann strategisch für den Ausgleich des Zulaufs unter Trockenwetterbedingungen im Pufferbehälter genutzt werden.

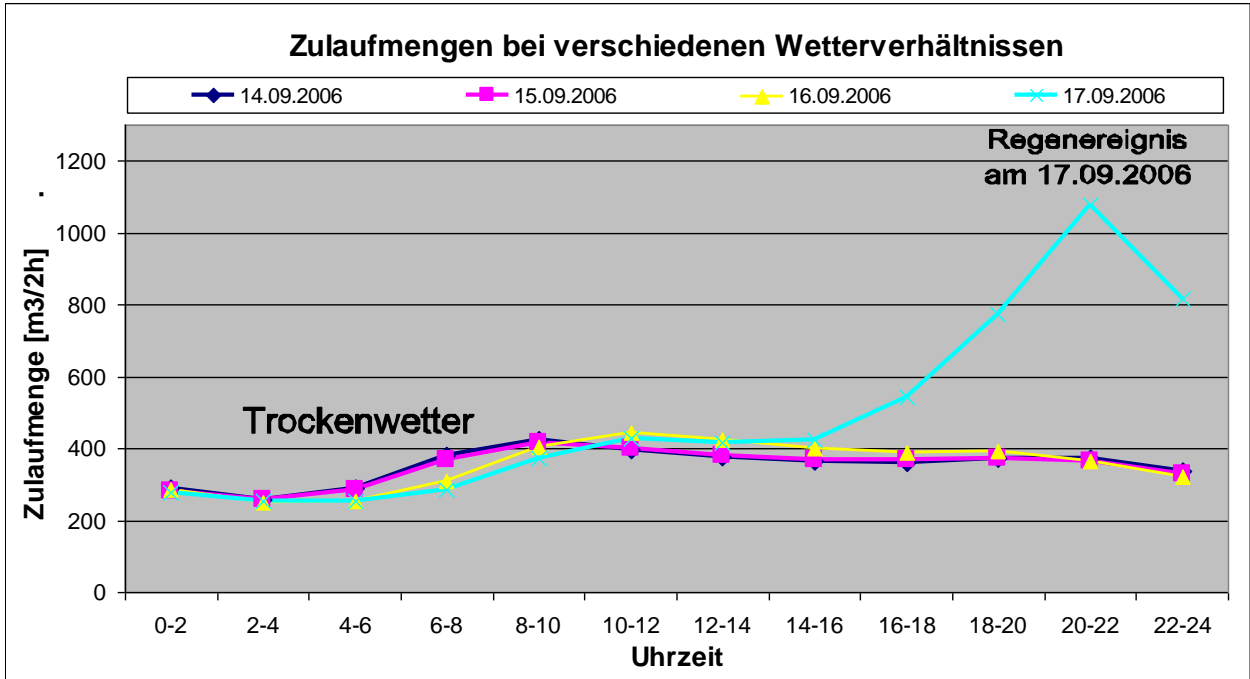


Abbildung 4-17: 2h-Zulaufmengen der Messkampagne 2 ohne Filtratwasser

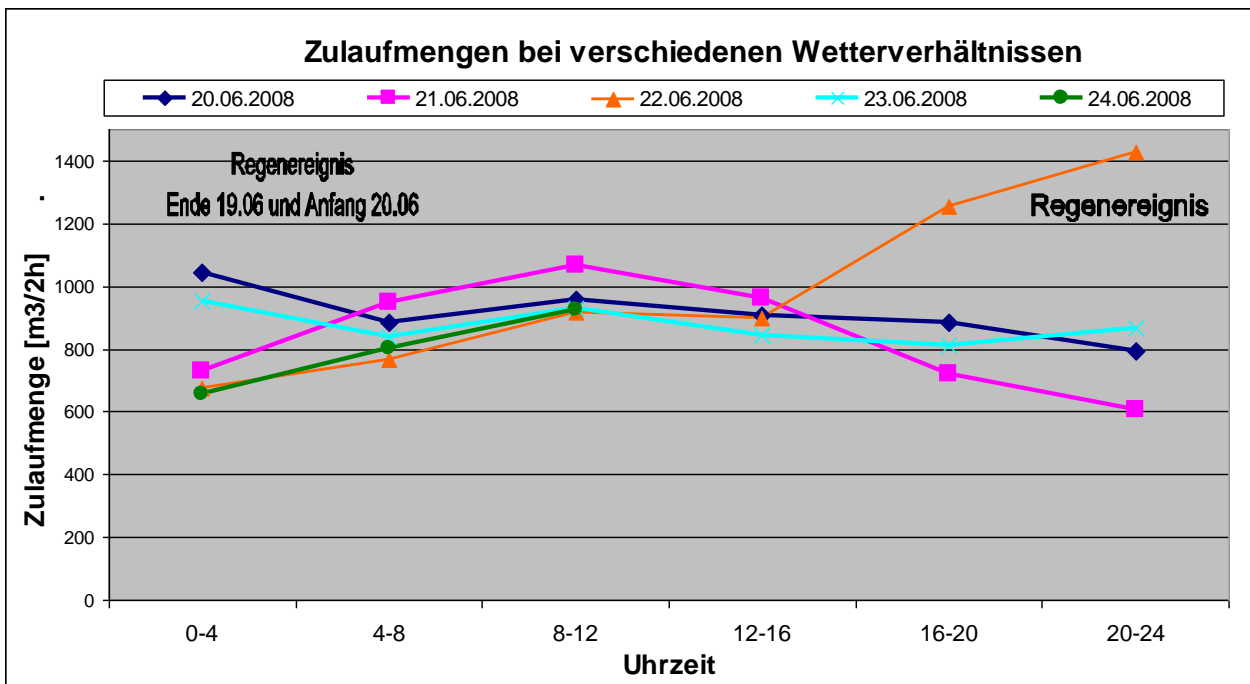


Abbildung 4-18: 4h-Zulaufmengen der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser

Deutlich zu erkennen ist der Anstieg der Zulaufmengen bei einem Regenereignis, der sich auch zeitlich etwas verspätet auf der Anlage bemerkbar macht und in der Regel mit einem Anstieg in der Sauerstoffkonzentration im Zulauf einhergeht.

Abbildung 4-18 verdeutlicht, dass die Auflösung bei aufsummierten 4h-Zulaufmengen schon zu gering ist. Daher werden bei den Simulationen in der Regel die Zulaufmengendaten von den MID's zugrunde gelegt, um eine bessere Auflösung zu gewährleisten. In Abbildung 4-19 werden die MID-Zulaufmengen gezeigt. Erkennbar ist dieselbe Tagesganglinie bei Trockenwetter und die typischen Regenereignisse, wie bereits oben beschrieben.

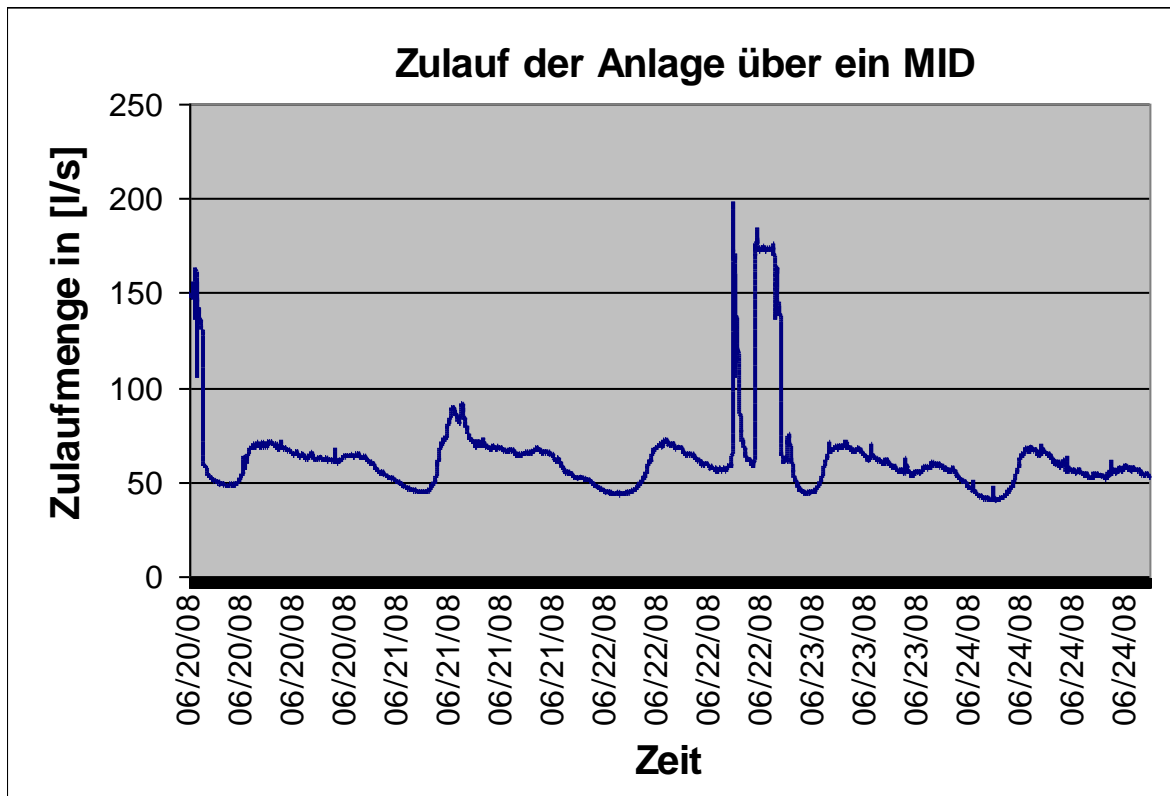


Abbildung 4-19: MID-Zulaufmengen der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser

In Abbildung 4-20 bis Abbildung 4-22 werden die Tageszulaufmengen dargestellt. Die höchsten Zulaufmengen lagen bei der Messkampagne 1 vor und liegen an dem hohen Schmelzwasseranteil. Die geringsten Zulaufmengen befanden sich in der Messkampagne 2, bei der nur ein Regenereignis stattfand.

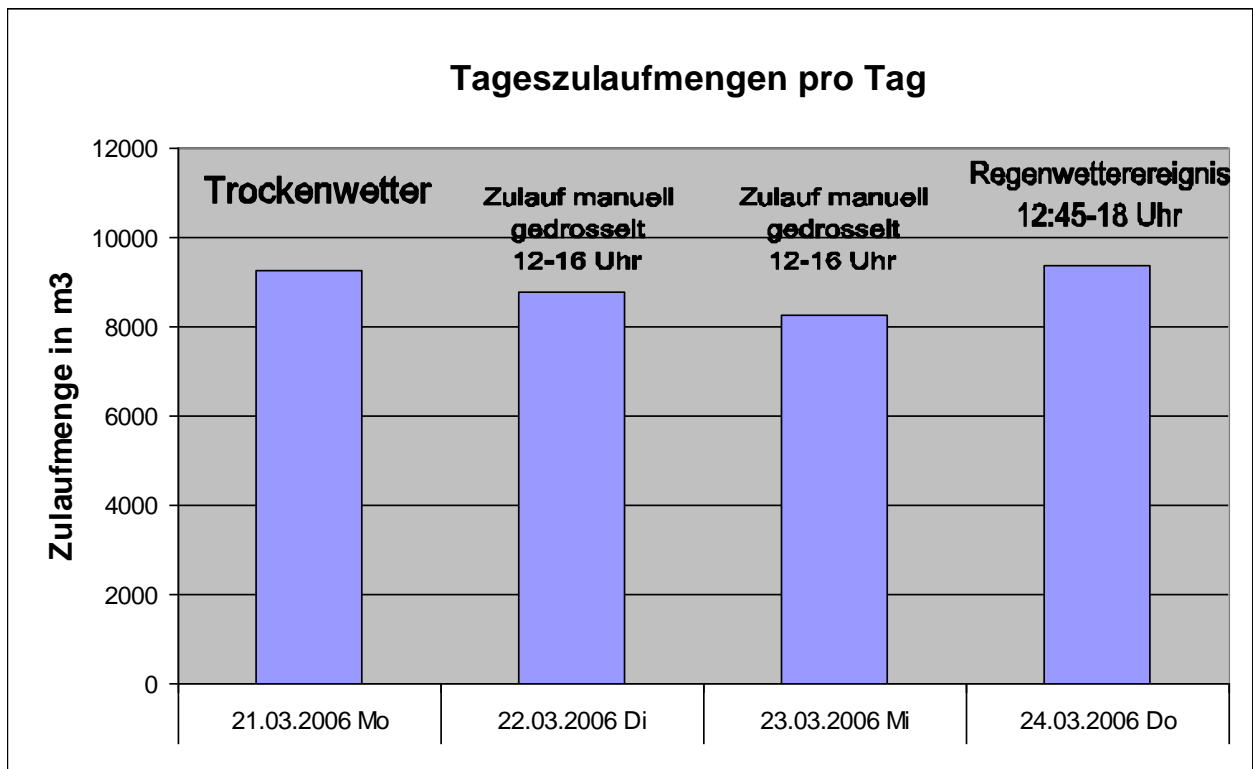


Abbildung 4-20: Tageszulaufmengen der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser

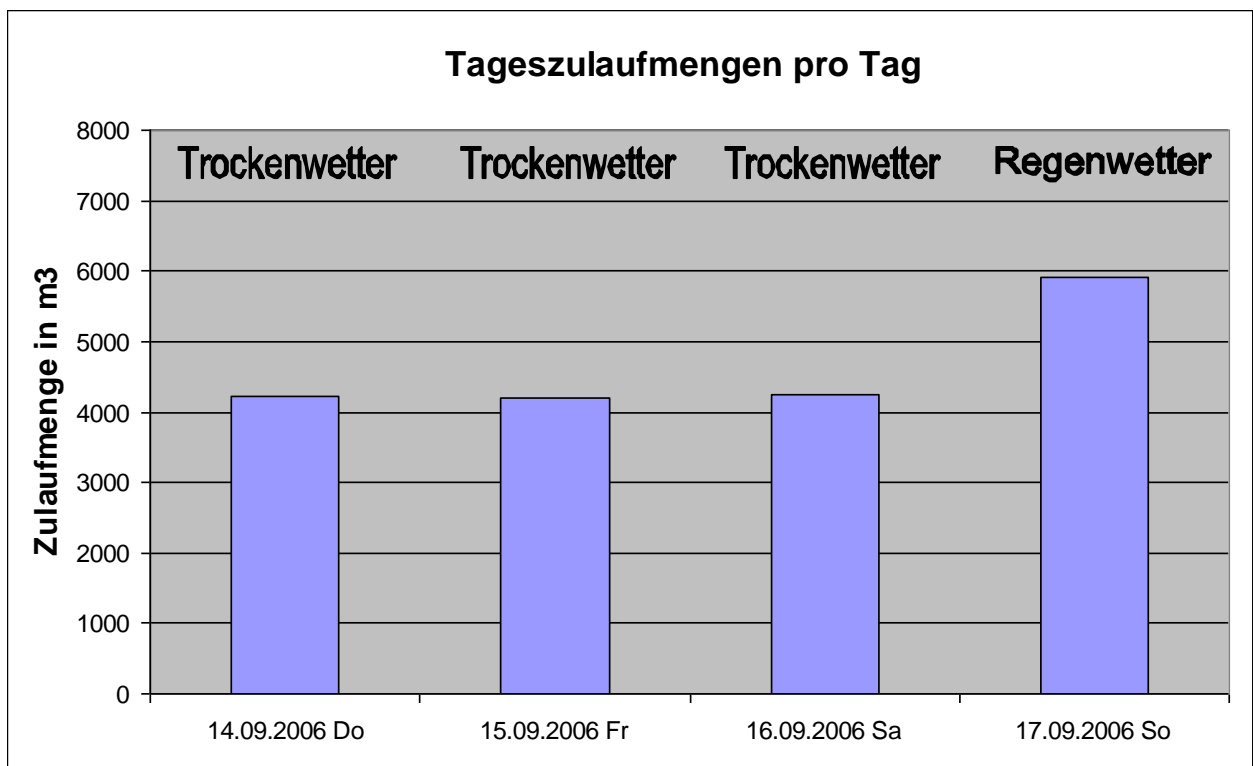


Abbildung 4-21: Tageszulaufmengen der Messkampagne 2 ohne Filtratwasser

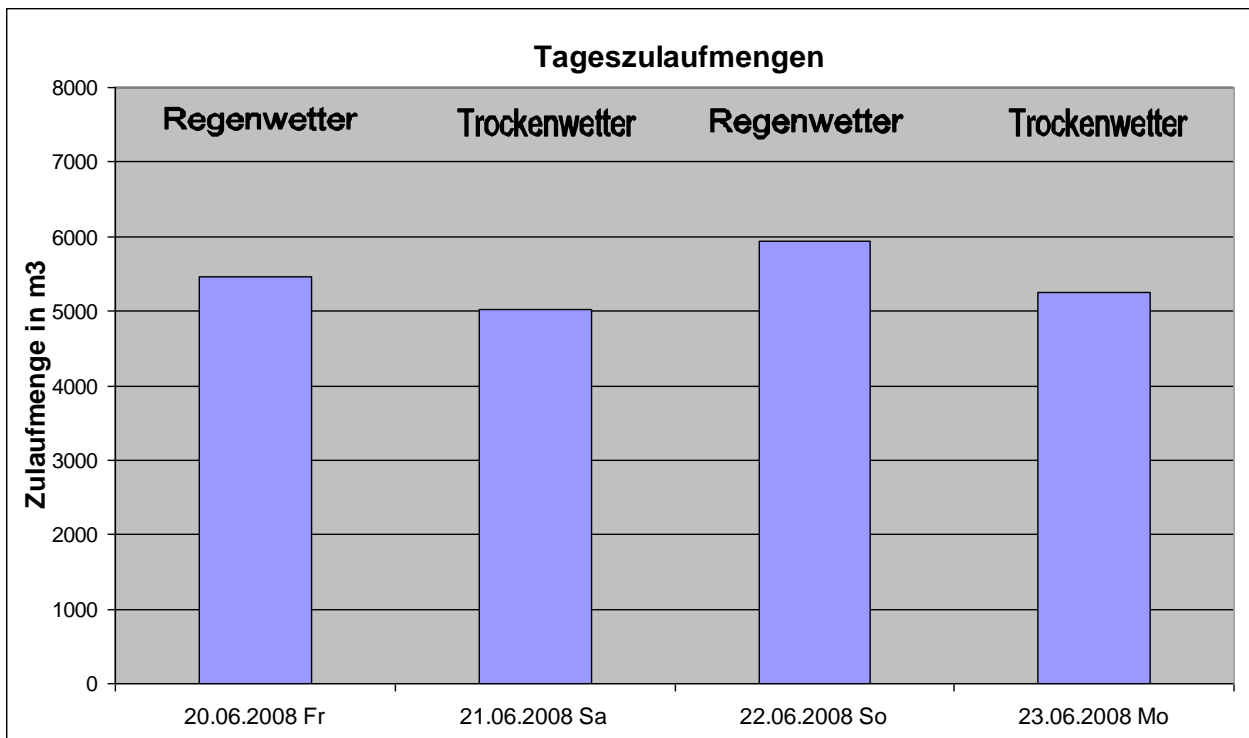


Abbildung 4-22: Tageszulaufmengen der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser

4.1.5 Pufferbehälter

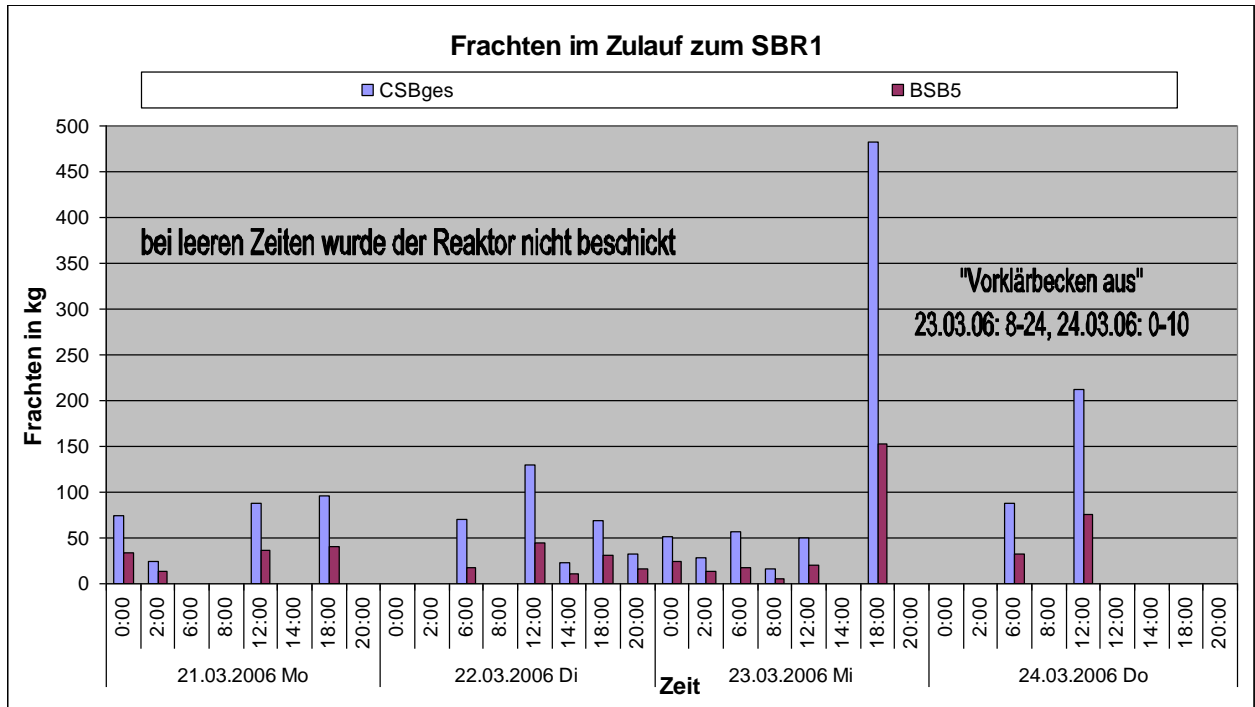
Die Analyse von Proben aus den Pufferbehältern diente der Kalibrierung desselben im Simulations-Modell oder sofern der Pufferbehälter immer voll durchmischt wurde, diente er auch der Entnahme von Proben zur Bestimmung vom Zulauf in den SBR1. Im letzteren Fall wird auf das Kap. 4.1.6 verwiesen. Die Auswahl der zu analysierenden Parameter und deren Messwerte werden im Anhang gezeigt (A.1.4 Qualitätsmessungen im Pufferbehälter).

4.1.6 Zulauf in den SBR1

Die Analyse von Proben aus dem Zulauf in den SBR1 diente der Kalibrierung des Modells. Die Auswahl der zu analysierenden Parameter und deren Messwerte werden im Anhang gezeigt (A.1.5 Qualitätsmessungen im Zulauf zum SBR1). In Abbildung 4-23 werden die verschiedenen Zulauffrachten im Zulauf des SBR1 der Messkampagne 1 verglichen.

Deutlich wird, dass die CSB/BSB- und Pges/TKN-Frachten zeitlich nun gut korrelieren, während es im Zulauf nach dem Vorklärbecken teilweise zeitliche Unterschiede gab (siehe auch Abbildung 4-10 bis Abbildung 4-14). Dies liegt daran, dass der Zulauf im Pufferbehälter eine zeitlang bis zur nächsten Beschickung zwischengespeichert wird und damit einen Ausgleich bewirkt. Dies sollte sich auch positiv auf die Denitrifikation und BioP auswirken, vor allem wenn das RS-Verfahren in Betrieb ist. Bei den vollständigen Zyklen (0:00, 6:00, 12:00, 18:00) kann man erkennen, dass bei der 1. Beschickung immer höhere Frachten dosiert werden als in der 2. Beschickung. Dies liegt an den unterschiedlichen Beschickungsmengen. Auch dies bewirkt im Allgemeinen eine Entkopplung von hydraulischen und Fracht-Zuläufen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass während der Messkampagne 1 bei mehreren Beschickungen, der SBR1 manuell voll gefüllt wurde, so dass bei dieser Messkampagne nicht beurteilt werden kann, inwieweit sich die Tageszulaufganglinien im Pufferbehälter abpuffern.

(a)



(b)

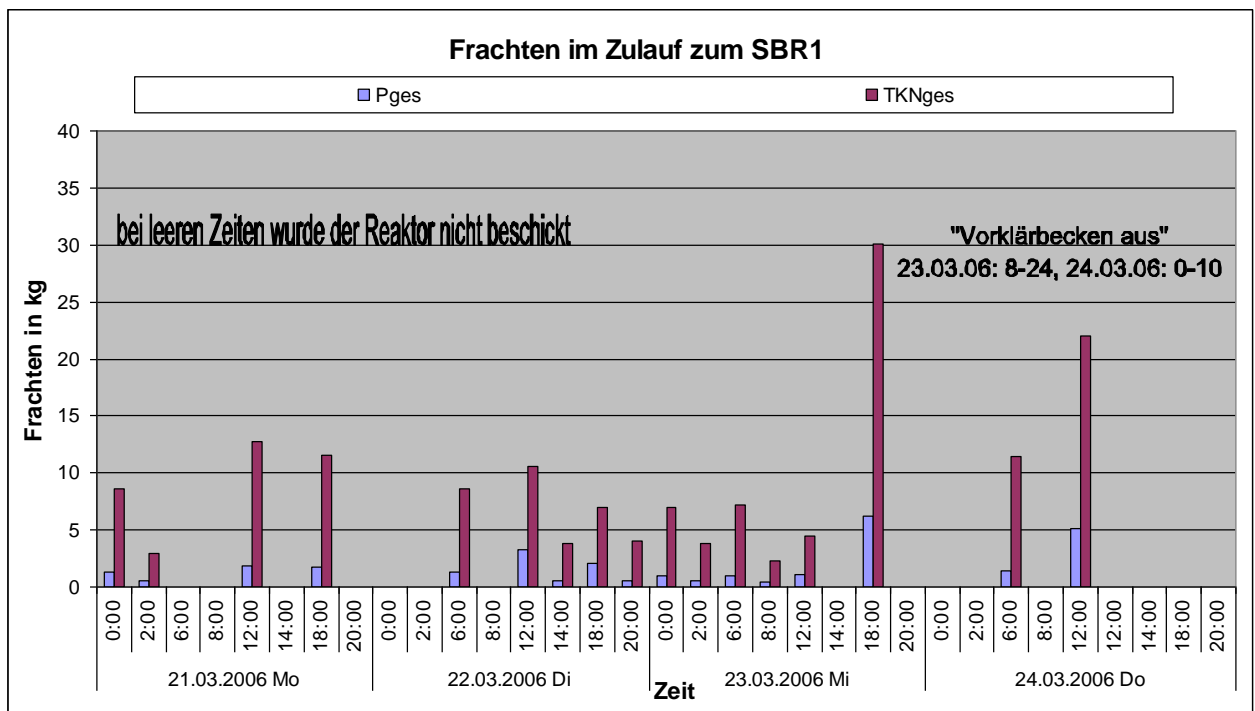
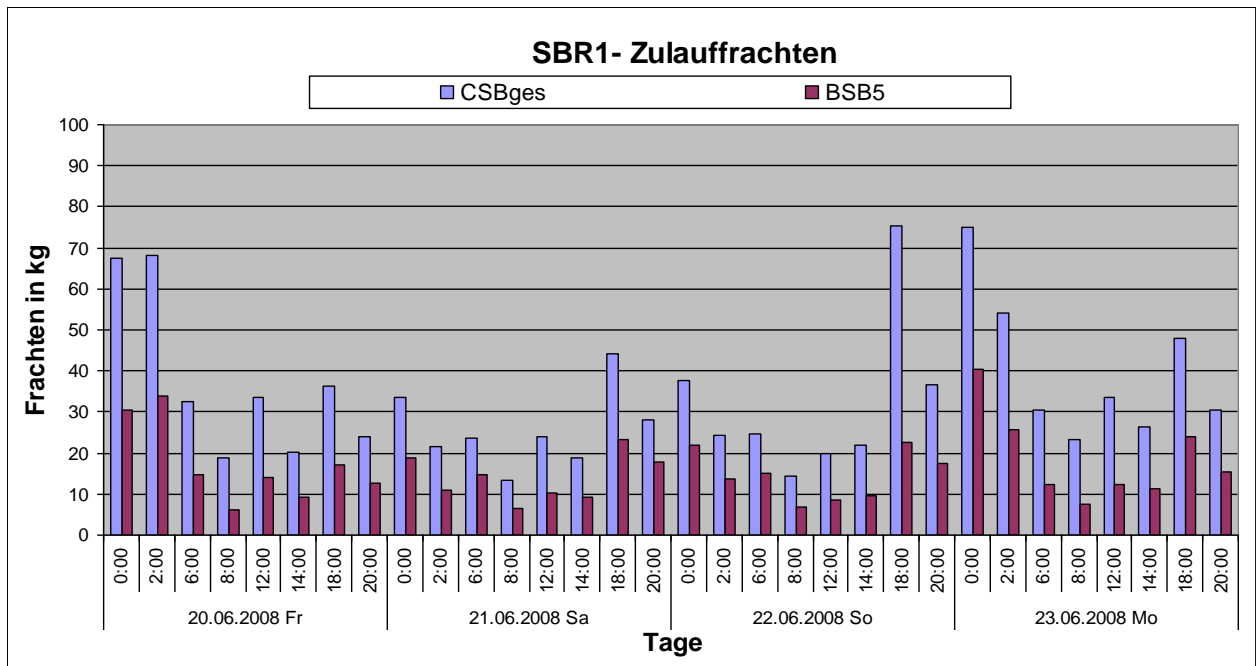


Abbildung 4-23: Vergleich der CSB_{ges} , und BSB_5 -Frachten im Zulauf in den SBR1 (a) und Vergleich der P_{ges} , und TKN-Frachten (b) der Messkampagne 1, am 21-23.03 mit Filtratwasser, am 24.03 ohne Filtratwasser

In Abbildung 4-24 werden die verschiedenen Frachten im Zulauf nach dem Vorklärbecken und im SBR1 verglichen. Zu erkennen ist, dass hier wiederum durch den Pufferbehälter und die unterschiedlichen Beschickungsmengen pro Zyklus eine starke Entkopplung der Frachtzuläufe stattfindet.

(a)



(b)

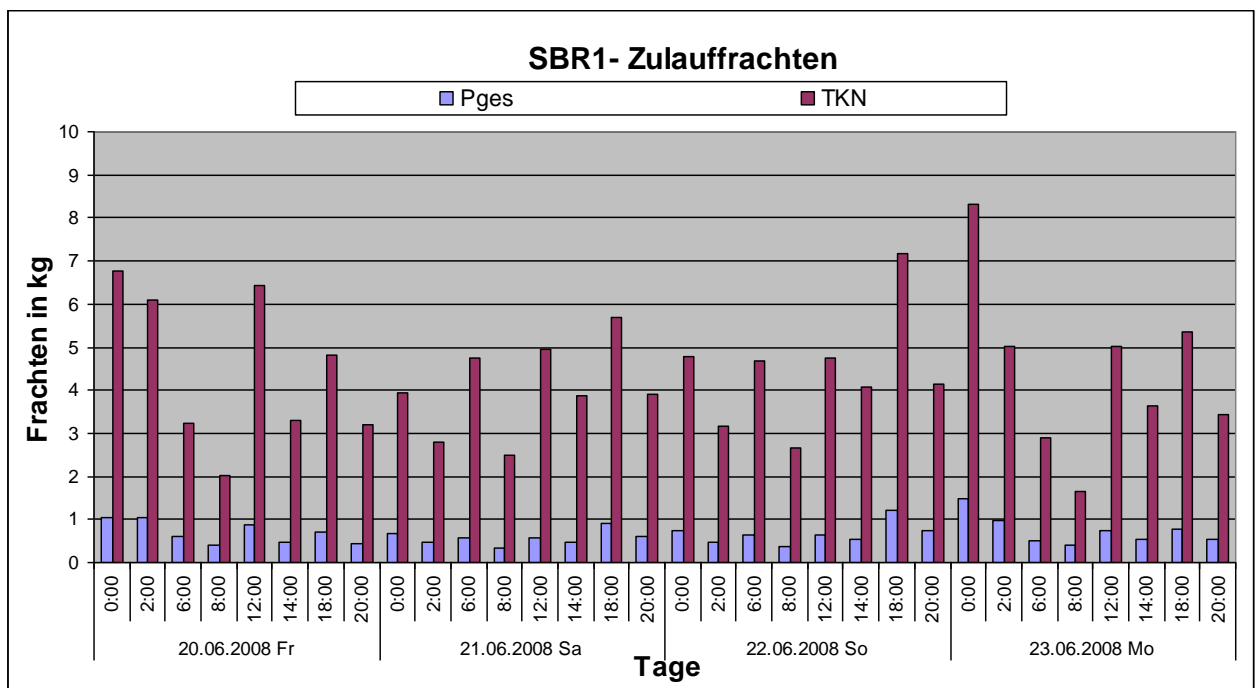


Abbildung 4-25: CSB_{ges}- und BSB₅-Frachten im Zulauf nach der Vorklärung (a) und im Zulauf in den SBR1 (b) der Messkampagne 4 ohne Filtratwasser

Auch wird deutlich, dass sich das CSB/BSB-Verhältnis im Pufferbehälter erhöht hat. Dies liegt daran, dass bereits im Pufferbehälter Denitrifikations- und BioP-Aktivitäten auftreten, wobei ein großer Teil des abbaubaren Substrats verbraucht wird. Zudem enthält der ÜS-Schlamm aus den Reaktoren, der am Ende eines Reinigungszyklus abgezogen wird, vornehmlich Biomasse und nicht abbaubares Substrat, was zur Erhöhung des CSB/BSB-Verhältnisses beiträgt.

Auch in der Abbildung 4-25 ist zu sehen, dass die Frachten im Pufferbehälter vergleichmäßig werden und dass alle Frachten zeitlich besser korrelieren als im Zulauf nach dem Vorklärbecken.

4.1.7 Messungen im Filtratwasserbehälter

Die Analyse von Proben aus dem Filtratwasserbehälter diente der Ermittlung der Filtratwasserigenschaften. Die Messwerte sind im Anhang aufgeführt (A.1.6 Qualitätsmessungen im Filtratwasserbehälter). Die ermittelten Konzentrationen wurden genutzt, um geeignete Zuläufe für die Filtratwassermitbehandlung der SBR-Straße zu definieren.

Problematisch war, dass der Inhalt des Filtratwasserbehälters bei der Messkampagne 1 nicht gerührt wurde. Daher resultieren sehr niedrige Werte, weil zudem die Proben von oben genommen wurden.

Bei der Messkampagne 3 und 4 hingegen wurde der Inhalt vorher aufgerührt, nachdem bekannt war, dass der Behälterinhalt nur ganz selten gerührt wurde. Daher ergeben sich besonders für die Messungen am 18. und 20.06.08 sehr hohe Werte. Diese ergeben sich aber daher, dass sich die partikulären Bestandteile des Filtratwassers mit der Zeit bei jedem Pressvorgang am Boden abgesetzt hatten und nun durch das Aufrühren mit dem gelösten Filtratwasser gut durchmischt wurde. Bei der Berechnung der mittleren Filtratwasserkonzentrationen wurden daher nur die Werte ab dem 20.06.08 12:00 gewertet.

4.1.8 Messungen im Denitrifikationsbecken und Nitrifikationsbecken 2

Die Analyse von Proben aus dem Denitrifikations- und Nitrifikationsbecken diente der Überprüfung der TS-, NH_4^- , NO_3^- und PO_4^- -Konzentration der Onlinedatenmessungen und zur Ermittlung der Schlammigenschaften. Die Messwerte sind im Anhang aufgeführt (A.1.7 Qualitätsmessungen im Denitrifikationsbecken und Nitrifikationsbecken2).

Die Übereinstimmung der im Labor gemessenen Werte mit den Onlinemessvorrichtungen war in der Regel so gut (siehe auch Abbildung 4-1, Abbildung 4-2, Abbildung 4-3), dass mit Hilfe der NH_4^- , NO_3^- und PO_4^- -Konzentrationen eine Onlinedaten-Kalibrierung des Modells durchgeführt werden konnte (Kap. 5.4).

4.1.9 Messungen im SBR1

Die Analyse von Proben aus dem Leitreaktor SBR1 diente der Überprüfung der TS-, NH_4^- , NO_3^- und PO_4^- -Konzentration der Onlinedatenmessungen und ebenfalls zur Ermittlung der Schlammigenschaften. Die Messwerte sind im Anhang aufgeführt (A.1.8 Qualitätsmessungen im SBR1). Die Übereinstimmung der im Labor gemessenen Werte mit den Onlinemessvorrichtungen war bei den Messkampagnen 1 und 4 so gut (siehe auch Abbildung 4-1, Abbildung 4-2, Abbildung 4-3), dass mit Hilfe der NH_4^- , NO_3^- und PO_4^- -Konzentrationen im Reaktor eine Onlinedaten-Kalibrierung des Modells durchgeführt werden konnte (Kap. 5.4). Bei der Messkampagne 2 war die NH_4^- -Konzentration der Onlinedatenmessungen in den hohen Bereichen zu unzuverlässig, so dass bei jedem Zyklus die Peaks nachgemessen wurden. Auf diese Weise konnten die korrigierten Daten auch hier für die Onlinedaten-Kalibrierungsmethode zugrunde gelegt werden.

4.1.10 Ablaufmessungen

Die Analyse von Ablaufproben diente der Ermittlung der Reinigungsleistung und der Kalibrierung der Kläranlagen-Modelle. Die Auswahl der zu analysierenden Parameter und deren Messwerte werden im Anhang gezeigt (A.1.9 Qualitätsmessungen im Ablauf der konventionellen Biologie, A.1.10 Qualitätsmessungen im Ablauf des SBR1). In Tabelle 4-6 sind die mittleren Ablaufwerte der Messkampagnen im Vergleich zu den erlaubten Ablaufwerten gezeigt.

Tabelle 4-6: Überwachungswerte und gemessene mittlere Ablaufwerte

Parameter mg/l	Messkampagne 1 März 2006			Messkampagne 2 September 2006			Messkampagne 4 Juni 2008			Überwachungswerte Gesamt
	Konvent.	SBR	Ges.*	Konvent.	SBR	Ges.*	Konvent.	SBR	Ges.*	
CSB _{ges}	16	20	17,8	17	22	19,3	18	22	19,8	50
PO ₄ _{ges}	0,41	0,79	0,58	0,55	0,94	0,73	0,5	1,0	0,73	1,0
N _{ges}	8,9	10,3	9,5	4,1	5,1	4,6	4,0	11,0	7,2	18,0
NO ₃	2,3	4,8	3,4	2,8	3,7	3,2	2,0	8,8	5,1	-
NH ₄	5,2	3,9	4,6	0,7	0,0	0,4	1,0	0,6	0,8	5,0
Temperatur	7°C			16°C			15°C			> 12 °C
Bedingung	55 Filtratwasser	45%Filtratwasser	55%/45% Filtratwasser	0%Filtratwasser	0%Filtratwasser	0%Filtratwasser	0%Filtratwasser	100% Filtratwasser	0%/100% Filtratwasser	

* berechnet aus dem Mittelwert der Ablaufwerte mit 55% Anteil für die konv. Anlage und 45% für die SBR-Anlage

Die Kläranlage Weißtal zeichnet sich selbst bei geringen Temperaturen bei 7°C, bei der die Überwachungswerte nicht mehr gelten, durch eine gute Reinigungsleistung aus. Die maximalen Ablaufwerte überschreiten zu keinem Zeitpunkt die Überwachungswerte. Daher wäre es durchaus denkbar, die N_{ges}-Ablaufwerte freiwillig für die Sommermonate niedriger zu erklären, um die Abgabe zu senken.

Die Ergebnisse zeigen, dass die SBR-Anlage durchaus in der Lage ist, 43-45% Zulauf und sowohl zusätzlich 43-45% des Filtratwassers inklusive der Filtratwassermengen aus den Fremdschlämmen ausreichend zu reinigen. Selbst wenn neben dem Zulauf von 43-45% die gesamte Filtratwassermenge (100%) in der SBR-Straße verarbeitet wird, wie es seit August 2007 der Fall war, werden die Ablaufwerte problemlos eingehalten.

Die mittleren Ablaufwerte der SBR-Anlage scheinen immer höher zu liegen (Tabelle 2-1). Dies liegt aber daran, dass während der Messkampagne mehrfach manuelle Hochlast-Beschickungen des SBR1 erfolgten, um die maximalen Belastungsgrenzen für die Kalibrierung und Validierung der Modelle zu erfassen. Bei solchen manuellen Beschickungen wäre normalerweise weniger in die Reaktoren gelangt, wodurch geringere Ablaufwerte resultieren.

Außerdem wird anhand niedriger NH₄-Ablaufwerte sichtbar, dass die SBR-Straße immer mehr nitrifiziert als die konventionelle Straße und dadurch ebenfalls höhere NO₃- und N_{ges}-Ablaufwerte resultieren. Zu berücksichtigen ist auch, dass das Denitrifikationsvolumen der SBR-Straße kleiner ist.

4.1.11 Ammoniumad- und desorptionsversuche

Aufgrund vorheriger Simulationen anderer Anlagen war bekannt, dass es besonders Abweichungen der Ammoniumkonzentration nach der Beschickung im anoxischen und anaeroben Bereich in den SB-Reaktoren gibt. Es wurde nachgewiesen, dass dieses Phänomen durch eine natürlich vorkommende Ammoniumadsorption am Schlamm resultiert. Da die Ammoniumadsorption nicht in den Modellen simuliert wird, musste daher der Grad der Auswirkung dieses Vorganges an den Belebtschlämmen der Anlage ermittelt werden, um die Auswirkung auf die Simulationsergebnisse besser abzuschätzen. Dieser Aspekt ist besonders bei der Kalibrierung und Validierung der Modelle von Bedeutung. Die Ergebnisse der Analysen sind in der Diplomarbeit von Frau Caroline Kiehn „Ammoniumde- und Adsorption an Belebtschlamm – Versuche auf großtechnischen SBR-Anlagen und deren Auswirkungen auf die Modellierung der Reinigungsprozesse“ (2006) niedergeschrieben. Zusammenfassend ist zu erwähnen, dass die Ammoniumadsorption bei der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal zwischen 0,7 bis 1,0 mg/10gTS lag, bei der SBR-Anlage wurden Werte von 0,8 bis 2,6 mg/10g TS gefunden. Bezogen auf eine mittlere TS-Konzentration von ca. 3 g TS/ml in der Belebung liegt die Ammoniumadsorption bei ca. 0,3 in der konventionellen Anlage und bei ca. 0.6 in der SBR-Anlage. Daher sollte diese Differenz der NH₄-Konzentration besonders bei der Kalibrierung und Validierung der SBR-Schiene Berücksichtigung finden.

Zur Verbesserung der Denitrifikationseigenschaften der Kläranlage Weißtal und zur Vorbereitung zur Trübwassermitbehandlung sollten die Reaktionszeiten im anoxischen und anaeroben Bereich der SBR-Anlage erhöht werden. Dies wurde mit Hilfe des Sedi-Verfahrens bewerkstelligt, wobei ein Teil der Beschickung in die Sedimentationsphase am Sockel der Reaktoren erfolgt. Das Verfahren sollte auf diese Weise die Ammoniumadsorptions-Eigenschaften des Belebtschlammes nutzen, um die Reaktionszeiten bei Beginn des nächsten Zyklusses zu verlängern. Da bei der dynamischen Simulation überwiegend stoffliche Veränderungen berücksichtigt werden, mussten in Großversuchen zunächst die hydraulischen Bedingungen untersucht werden unter denen eine zusätzliche Beschickung möglich ist, ohne den sedimentierten Schlamm aufzuwirbeln. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurden hierzu vorbereitend Analysen durchgeführt, um den hydraulisch geeigneten Zeitpunkt der Beschickung zu ermitteln, ohne dass die Abläufe verändert werden und ohne dass, die Schlammschicht zerstört wird. Die Ergebnisse dieser Analysen haben die Einführung des Sedi-Verfahrens im SBR-Anlagenteil Weißtal gesichert und sind in der Diplomarbeit von Peter Schwitalla (2007) und in Schwitalla et al. (2008) einsehbar.

4.1.12 Messkampagnen zum Sedi-Verfahren

Bei dem Sedi-Verfahren wird ein Teil der Beschickung (evtl. inklusive Trübwasser oder nur Trübwasser) in die Sedimentationsphase verlagert, so dass der sich absetzende Schlamm bereits Kontakt mit geeignetem Substrat hat. Dadurch kann die Denitrifikation und die Freisetzung von Phosphat im Sockel des Beckens bereits früher starten. Dies erlaubt die Verlängerung der Belüftungsphasen nach Beendigung der 1. Beschickung, was besonders bei der Mitbehandlung des Trübwassers mit hoher Ammonium- und Phosphatkonzentration von Bedeutung ist. Durch das Sedi-Verfahren sollte die Reaktionszeit in den Reaktoren verlängert werden, so dass eine Trübwassermitbehandlung optimiert und die Denitrifikation zusätzlich verbessert werden kann.

Dieses Verfahren setzt voraus, dass die Beschickung am Sockel der Reaktoren stattfindet, damit kein oder nur sehr wenig frisches Ammonium aus dem Zulauf während der Dekantierung

abfließt und die Ablaufwerte erhöht. Simulationsversuche haben gezeigt, dass die Ablaufwerte von diesem Verfahren zwar betroffen sind, die erlaubten Ablaufwerte aber nicht überschritten werden (siehe Kap. 6.4.7). Allerdings konnte bei der Simulation keine Beschickung am Sockel der Reaktoren durchgeführt werden, da vom Software-Hersteller nur eine Beschickung in der mittleren Schicht erfolgt. Da dies die Ergebnisse verfälschen könnte und so keine Optimierung mit Hilfe der dyn. Simulation möglich war, wurden erarbeitete Strategien des Verfahrens vor Ort auf der Anlage getestet. Da bei den Simulationen sogar viel schlechtere Bedingungen vorlagen und dennoch die Ablaufwerte eingehalten wurden, war dies bedenkenlos möglich. Diese Arbeiten wurden in Form der Diplomarbeit von Peter Schwitalla (2007) zusammengefasst und werden nachfolgend gezeigt.

Die Messreihen zur Untersuchung der dritten Beschickung zu Sedimentationsbeginn wurden auf der KA Weißtal in den Zeiträumen vom 26.10 bis zum 3.11.2006 und vom 4.12. bis zum 6.12.2006 durchgeführt. Die Versuche fanden in 4h- und 6h-Zyklen statt. Die detaillierten Ergebnisse der chemischen Analyse können der Diplomarbeit von Peter Schwitalla (2007) entnommen werden. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse ist in Form von Diagrammen und Tabellen im Folgenden dargestellt.

4.1.12.1 Variante 1

Auf der KA Weißtal wurde in den beiden Reaktoren jeweils ein Zyklus ohne dritte Beschickung untersucht. Die Probenahme erfolgte im 6h-Zyklus analog zu den Varianten mit einer dritten Beschickung. Der erste Reaktor enthielt im gesamten Zeitraum der Probenahme kein Ammonium (Abbildung 4-26).

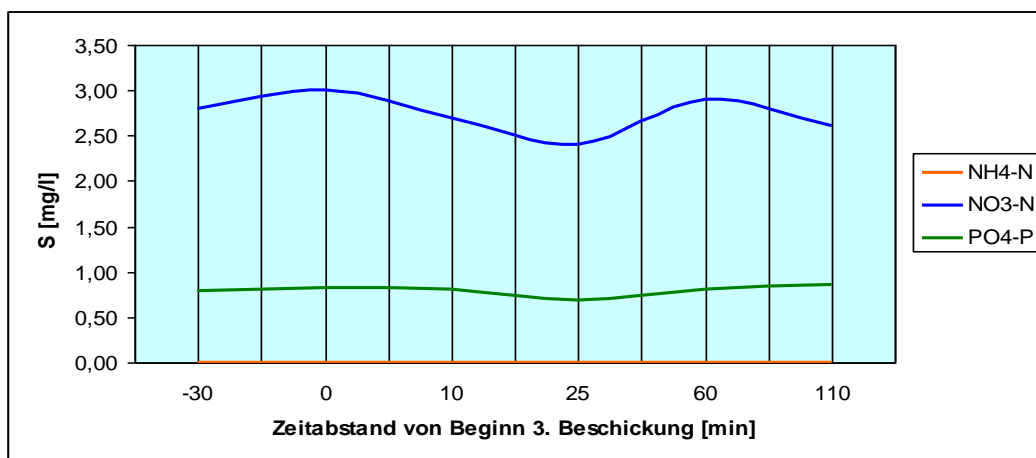


Abbildung 4-26: Messwerte SBR 1 ohne 3. Beschickung (KA Weißtal, 2.11.2006)

Ähnlich verhielt es sich mit der Wasserphase des zweiten Reaktors (Abbildung 4-27). In diesem konnte lediglich in der Schlammphase nach dem Ende der Dekantierungsphase eine nennenswerte NH₄-N-Konzentration von 0,3 mg/l nachgewiesen werden. Bemerkenswert ist, dass keine nennenswerte Denitrifikation stattfindet.

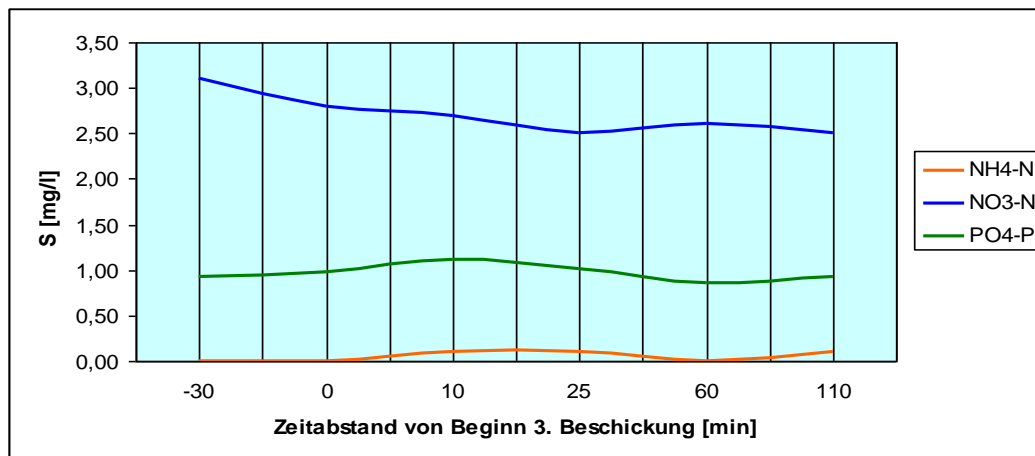


Abbildung 4-27: Messwerte SBR 2 ohne 3. Beschickung (KA Weißtal, 27.10.2006)

4.1.12.2 Variante 2

Die Variante 2 mit dem Beginn der dritten Beschickung direkt nach dem Ende der Umwälzphase wurde in drei Zyklen in dem SB-Reaktor 2 untersucht. Vor dem Beginn der dritten Beschickung besaß der Reaktor bei den drei Versuchen mit jeweils maximal 0,2 mg/l eine geringe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration.

Die Beschickungen der beiden Versuche am 6.12.2006 (Abbildung 4-28) waren aufgrund vorheriger Niederschläge stark verdünnt. Ihre $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration lag im Mittel bei 5,4 mg/l. Die Beschickungshöhen entsprachen im Mittel einem Anteil von 7,4 % des Gesamtvolumens im SB-Reaktor. Die dritten Beschickungen hatten während des beprobten Zeitraumes eine maximale Konzentrationserhöhung von 0,3 mg/l in der Wasserphase zur Folge. In der Schlammphase wurde eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von 0,5 mg/l gemessen.

Mit einem Wasserspiegelanstieg von 38,8 cm entsprach die Beschickung am 3.11.2006 (Abbildung 4-29) in etwa den Beschickungen vom 6.12.2006. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration der Beschickung war mit 23 mg/l jedoch um ein Vielfaches höher. Bereits unmittelbar nach dem Ende der Beschickung war eine Konzentrationserhöhung in der Wasserphase von 1,0 mg/l festzustellen. 15 min später wurde eine weitere Erhöhung von 0,3 mg/l gemessen.

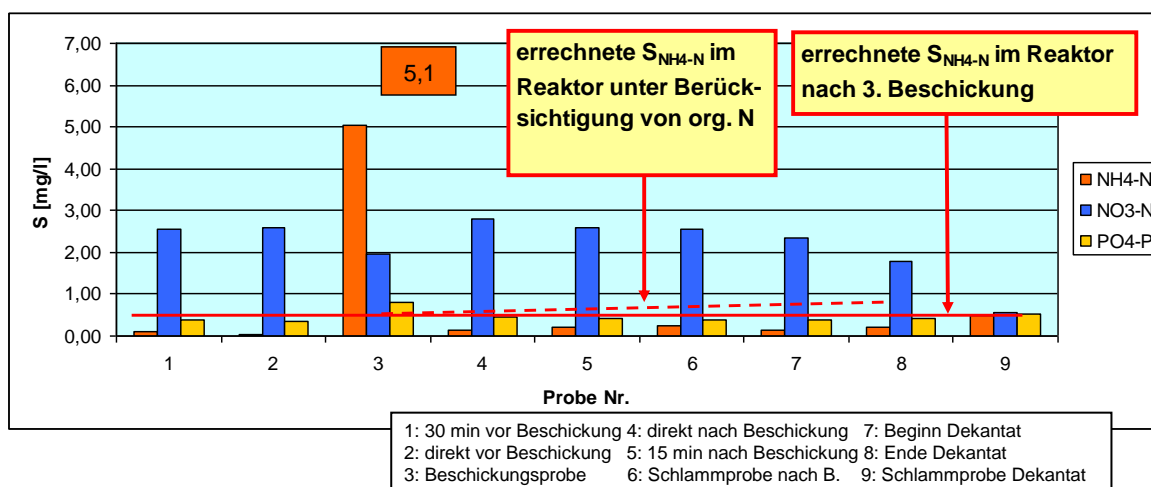


Abbildung 4-28: Messwerte SBR 2 mit 3. Beschickung direkt nach der Umwälzung im 4h-Zyklus (KA Weißtal, 06.12.2006)

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration des Dekantats lag bei allen nach Variante 2 untersuchten Zyklen unter der errechneten Soll-Konzentration; die Konzentration der Schlammphase stets darüber. In Abbildung 4-28 und Abbildung 4-29 ist zu erkennen, dass im Verlaufe der zweistündigen Sedimentationsphase eine deutliche Denitrifikation stattfindet.

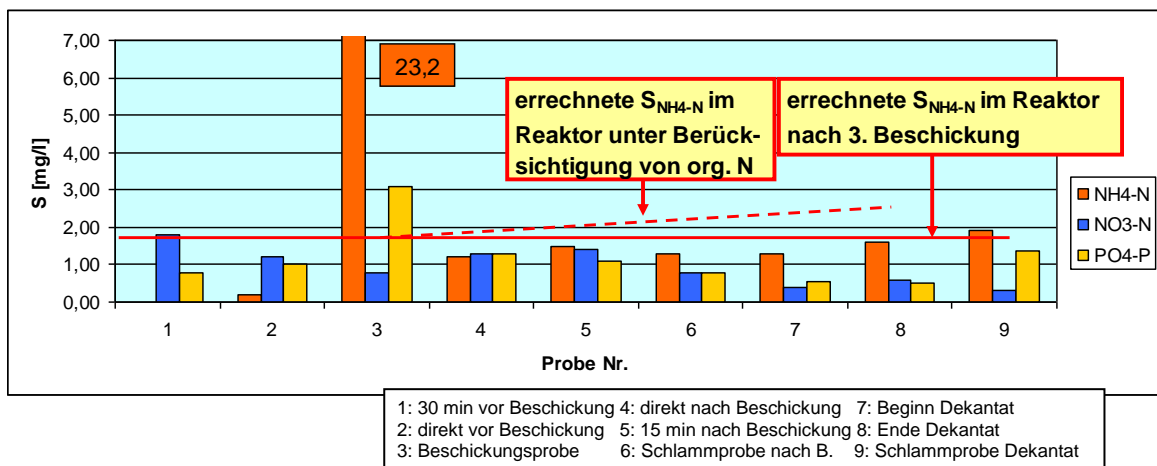


Abbildung 4-29: Messwerte SBR 2 mit 3. Beschickung direkt nach der Umwälzung im 6h-Zyklus (KA Weißtal, 03.11.2006)

4.1.12.3 Variante 3

Die Untersuchung der dritten Beschickung 5 min vor dem Ende der Umwälzphase erfolgte am 5.12.2006 in zwei Zyklen in dem SB-Reaktor 1. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen vor dem Beginn der Beschickung unterscheiden sich bei den beiden Versuchen sehr stark voneinander. Während im ersten Versuch (Abbildung 4-30) kein Ammonium in der Wasserphase des Reaktors vorlag, besaß der Reaktor im zweiten Versuch (Abbildung 4-31) eine Konzentration von 1,3 mg/l. Die Konzentrationen der Beschickung waren im ersten Versuch mit 6,5 mg/l ebenso wie im zweiten Versuch mit 8,7 mg/l relativ gering. Im ersten Versuch stieg die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration sowohl in der Wasser- als auch in der Schlammphase zu keinem Zeitpunkt der Probenahme über 0,5 mg/l. Im zweiten Versuch erhöhte sich die Konzentration der Wasserphase infolge der dritten Beschickung um 0,4 mg/l. Wiederum ist eine deutliche Denitrifikation zu erkennen.

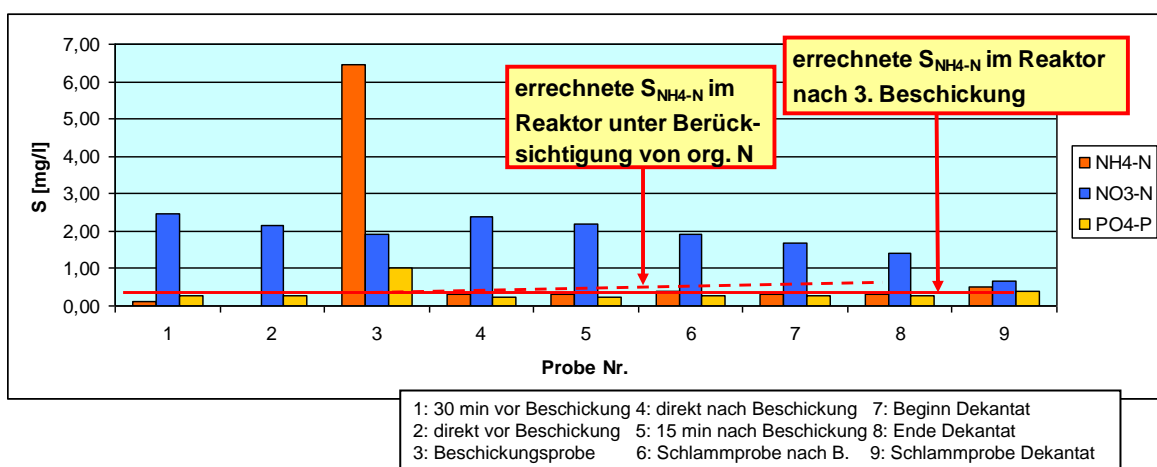


Abbildung 4-30: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 5 min vor Ende der Umwälzung im 4h-Zyklus (KA Weißtal, 5.12.2006, morgens)

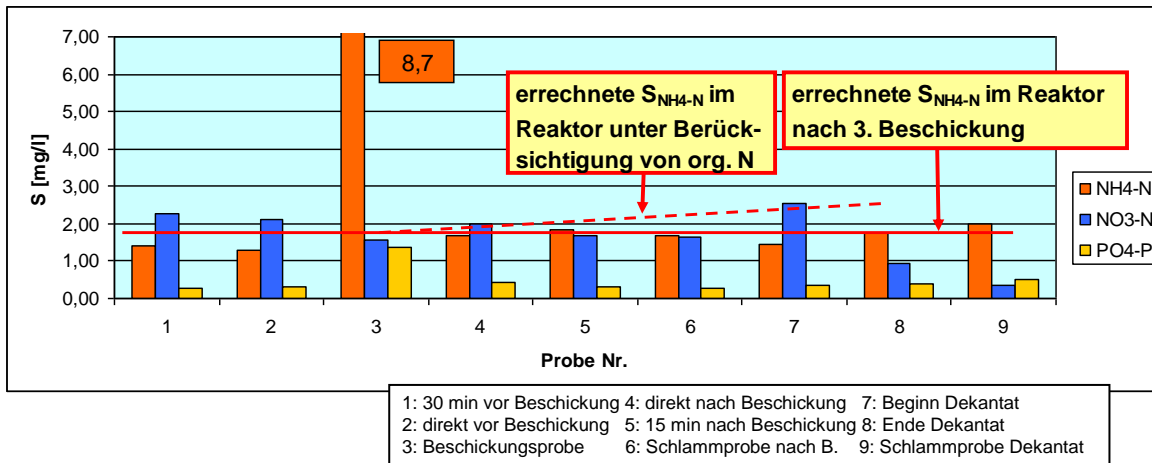


Abbildung 4-31: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 5 min vor Ende der Umwälzung im 4h-Zyklus (KA Weißtal, 5.12.2006, nachmittags)

4.1.12.4 Variante 4

Nach dem Prinzip der Variante 4 wurden auf der KA Weißtal beide SB-Reaktoren beschickt. Die dritte Beschickung 5 min nach dem Ende der Umwälzphase wurde in vier Zyklen untersucht. Vor dem Beginn der Beschickung herrschte bei allen Versuchen eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von weniger als 0,2 mg/l in der Wasserphase der Reaktoren vor. Die Konzentration des Beschickungswassers variierte zwischen 17 mg/l und 21 mg/l und lag im Mittel bei 18,5 mg/l. Abbildung 4-32 und Abbildung 4-33 zeigen, dass die Beschickung einen sofortigen Konzentrationsanstieg in der Wasserphase der Reaktoren verursachte. 15 min nach dem Ende der Beschickung war kein weiterer Anstieg der Konzentration messbar. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration der Schlammphase war zu diesem Zeitpunkt stets geringer als die der Wasserphase. Das dekantierte Klarwasser wies eine mittlere Konzentration von 1,0 mg/l auf und lag damit unter dem rechnerisch ermittelten Wert. Die Schlammphase besaß nach Ende des Dekantiervorgangs eine Konzentration von 1,4 mg/l.

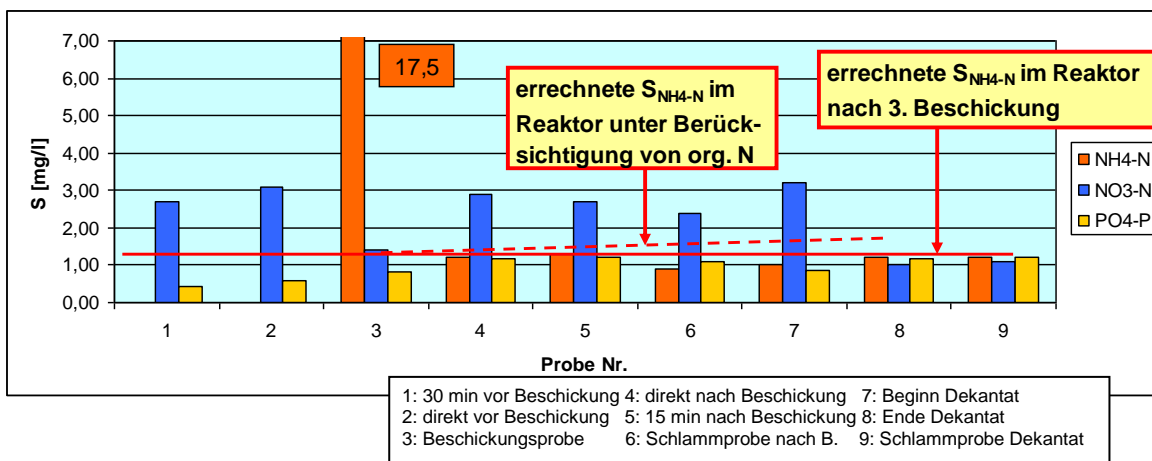


Abbildung 4-32: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 5 min nach Ende der Umwälzung im 6h-Zyklus (KA Weißtal, 26.10.2006, nachmittags)

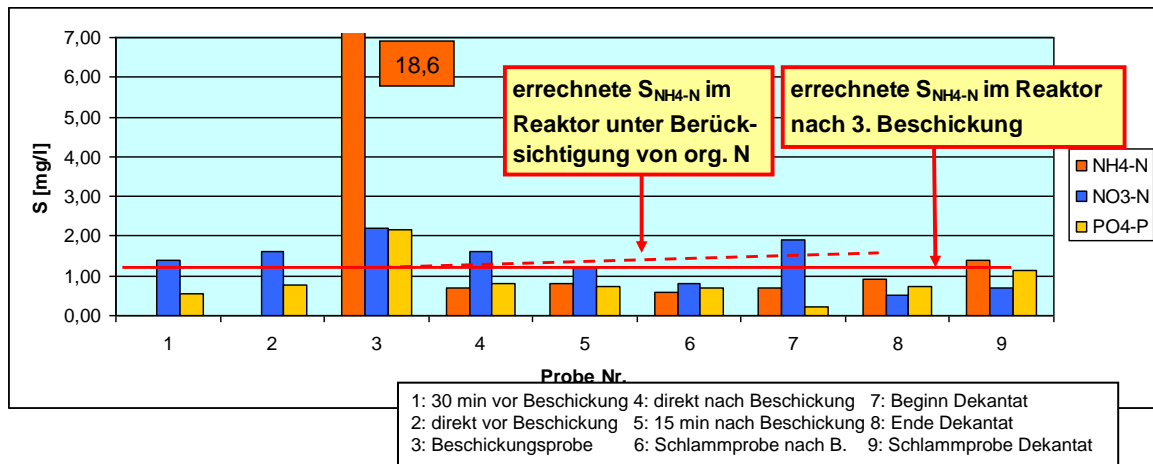


Abbildung 4-33: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 5 min nach Ende der Umwälzung im 6h-Zyklus (KA Weißtal, 26.10.2006, morgens)

4.1.12.5 Variante 5

Auf der KA Weißtal wurden fünf Zyklen im Rahmen einer dritten Beschickung zu Beginn der Sedimentationsphase 10 min nach dem Ende der Umwälzung untersucht. Es wurden drei Zyklen im 6h-Zyklus und zwei im 4h-Zyklus in beiden Reaktoren der KA analysiert.

Bei den untersuchten Reaktoren lag die NH₄-N-Konzentration vor dem Beginn der Beschickung im 6h-Zyklus stets unter 0,2 mg/l (Abbildung 4-34). Das Beschickungswasser besaß im Mittel eine Konzentration von 18,3 mg/l und entsprach im Mittel einem Anteil von 6,4 % des Gesamtvolumens im SB-Reaktor. Die NH₄-N-Konzentration in der Wasserphase stieg unmittelbar nach der Beschickung um durchschnittlich 0,9 mg/l an. 15 min nach dem Ende der Beschickung war ein weiterer Anstieg von 0,3 mg/l festzustellen. Die ebenfalls zu diesem Zeitpunkt genommene Schlammprobe besaß immer eine höhere NH₄-N-Konzentration als die Probe aus der Wasserphase. Die Konzentration des Dekantats belief sich auf 0,9 mg/l; die der Schlammphase nach dem Ende der Dekantierung auf 1,3 mg/l.

Die NH₄-N-Anfangskonzentration der analysierten 4h-Zyklen lag bei beiden Versuchen über 1,9 mg/l (Abbildung 4-35). Das Beschickungswasser war stark verdünnt und besaß eine geringe Konzentration von durchschnittlich 7,8 mg/l. Die Beschickungshöhe betrug im SBR 2 18,5 cm, im SBR 1 32,0 cm. Im SBR 2 herrschte direkt vor der Beschickung eine NH₄-N-Konzentration von 1,9 mg/l vor; diese stieg in Folge der Beschickung um 0,2 mg/l. 15 min nach dem Ende der Beschickung konnte dieser Wert bestätigt werden; die Schlammprobe besaß dieselbe Konzentration. Das Dekantat enthielt im Mittel 1,9 mg/l NH₄-N; die Schlammprobe enthielt nach der Dekantierung 2,2 mg/l NH₄-N.

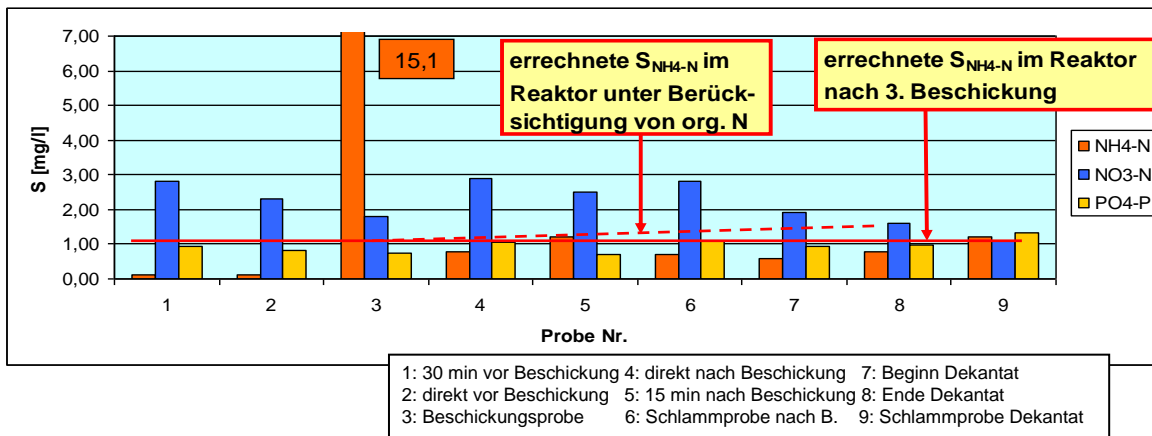


Abbildung 4-34: Messwerte SBR 1 mit 3. Beschickung 10 min Ende der Umwälzung im 6h-Zyklus (KA Weißtal, 27.10.2006)

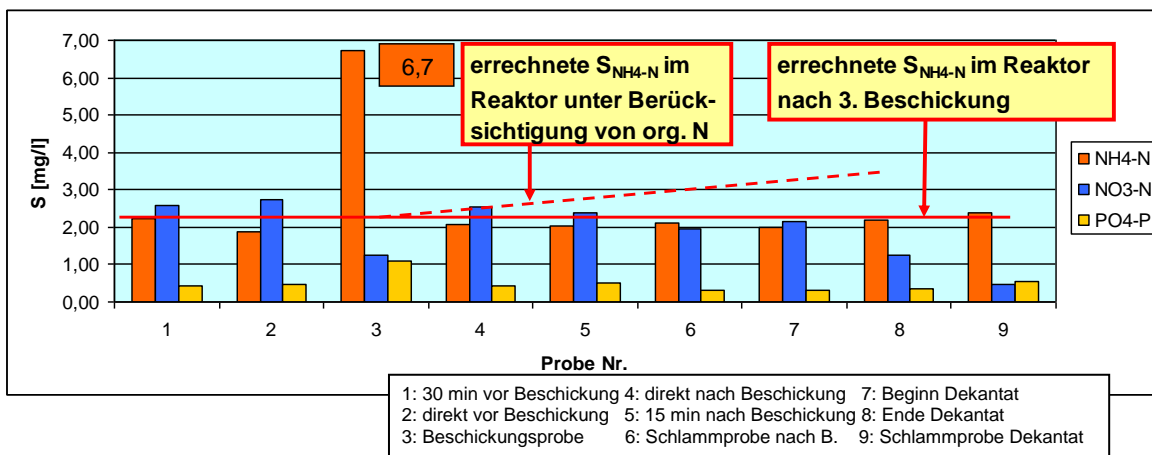


Abbildung 4-35: Messwerte SBR 2 mit 3. Beschickung 10 min nach Ende der Umwälzung im 4h-Zyklus (KA Weißtal, 04.12.2006)

4.1.12.6 Beschickungswasser

Bei der Analyse des Beschickungswassers der dritten Beschickung wurden folgende Werte ermittelt:

Tabelle 4-7: Mittelwerte der Analyse des Beschickungswassers der KA Weißtal

Parameter	Wert		Einheit
	4h-Zyklus	6h-Zyklus	
$S_{\text{NH}_4\text{-N}}$	6,9 (\pm 1,9)	19,3 (\pm 4,1)	mg/l
$S_{\text{NO}_3\text{-N}}$	1,74	1,11	mg/l
$S_{\text{PO}_4\text{-P}}$	0,83	3,21	mg/l
C_{CSB}	99,2	251,6	mg/l
Beschickungshöhe	32,1		cm

4.1.12.7 Nitratkonzentration

Die Nitratkonzentration schwankte zwischen den einzelnen Zyklen sehr stark, so wurden vor dem Beginn der dritten Beschickung Konzentrationen zwischen 1 mg/l und 4 mg/l gemessen. In der Regel blieb die Nitratkonzentration direkt nach der dritten Beschickung konstant und sank 15 min nach dieser um durchschnittlich 0,3 mg/l. Die Konzentration der Schlammphase war 15 min nach dem Ende der Beschickung um 0,3 mg/l geringer als die der Wasserphase. Im Verlauf des Dekantiervorganges sank die Nitratkonzentration. In der Schlammphase wurden sehr geringe Nitratkonzentrationen gemessen; sie entsprachen in etwa der halben Konzentration des Dekantats zum Ende der Dekantierung.

4.1.12.8 Phosphatkonzentration

Die durchschnittliche Phosphatkonzentration lag vor Beginn der dritten Beschickung im 4h-Zyklus bei 0,35 mg/l, im 6h-Zyklus bei 0,8 mg/l. Unmittelbar nach der dritten Beschickung stieg diese in der Wasserphase in der Regel um 0,2 mg/l. Bis zum Ende der Dekantierphase blieb die PO₄-P-Konzentration nahezu konstant. In der Schlammphase lag die Konzentration im Mittel nur bei 0,2 mg/l über der der Wasserphase.

4.1.12.9 Überprüfung der Online-Messung

Im Rahmen der Untersuchungen wurde eine Überprüfung der Messgenauigkeit der Online-Messung in geringen NH₄-N-Konzentrationsbereichen durchgeführt. Wie die Tabelle 4-8 verdeutlicht, lag der Messwert der Online-Messung stets unter dem labortechnisch ermittelten Messwert.

Tabelle 4-8: Vergleich der Online-Messung mit der Labormessung

Kläranlage	Labor-Messwert [mg/l]	Online-Messung [mg/l]	Differenz [mg/l]
Bad Zwischenahn	0,166	< 0,05	> 0,161
Weißtal	0,133	< 0,05	> 0,128

4.1.13 OUR

OUR-Versuche wurden durchgeführt, um die leicht abbaubare Abwasserfraktion S_S und die Biomasse in den Zuläufen für die Fraktionierung in den Modellen abzuschätzen. Des Weiteren ist die OUR eine wertvolle Methode, um einige der kinetischen und stöchiometrischen Parameter des Belebtschlammes zu ermitteln, die auch für das Kläranlagenmodell relevant sind und die Kalibrierung erleichtern. Die Methoden sind in der Diplomarbeit von Andreas Josch (2006) vollständig aufgeführt. In diesem Abschlussbericht werden nur die wichtigsten Ergebnisse nachfolgend aufgeführt.

4.1.13.1 Leicht abbaubare Abwasserfraktion S_S

Zur besseren Abschätzung der S_S-Konzentration wurden in verschiedenen Zulaufproben stichprobenartig eine OUR durchgeführt und mit Hilfe der folgenden Formel berechnet.

$$S_S = \frac{\Delta ro}{I - Y} \cdot \frac{V_{BS} + V_{AW}}{V_{AW}}$$

S_S : biologisch leicht abbaubare Abwasserbestandteile

Y : Ertrag

Δro : berechnete Fläche

V_{BS} : Volumen Belebtschlamm

V_{AW} : Volumen Abwasser

Als S_I -Fraktion wurde dabei der Wert eingesetzt, der bei der jeweiligen Messkampagne im Ablauf im Mittel bestimmt wurde. Die Ergebnisse der S_S -Bestimmung von einigen vorbereitenden Versuchen können der nachfolgenden Tabelle 4-9 entnommen werden.

Tabelle 4-9: S_S -Konzentrationen aus vorbereitenden Versuchen

Messkampagne	Probe	Datum	CSB_{ges}	CSB_{mf}	CSB_{mf-Si}	S_S aus OUR	S_S aus OUR / (CSB_{mf-Si})
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%
1	Z10	21.03.06	160	47	20	6,6	33
1	P11_20	21.03.06	153	62	32	4,8	15
1	T13_48	23.03.06	414	134	100	20	20
1	S_1_1	25.03.06	162	71	35	10,5	30
4	Z_3	20.06.08	205	89	55	18	32
4	Z_1	22.06.08	142	38	27	8	31
4	Z_5	22.06.08	240	82	75	20	26
4	Z_2	23.06.08	71	30	10	2	22
4	T_1	21.06.08	694	169	161	11	7
4	P4_1	21.06.08	252	56	48	15	31
4	P4_2	22.06.08	309	74	64	24	38

Es wird deutlich, dass die S_S -Konzentration aus den OUR-Versuchen geringer ist, als die S_S -Konzentration, die nach STOWA aus dem CSB im Membranfiltrat berechnet wurde. Als Mittelwert der bestimmten Fraktion S_S aus den OUR-Vorversuchen im Zulauf nach dem Vorklärbecken wurde ein Wert von ca. 30 % in Messkampagne 1-2 und 28% in Messkampagne 4 von der S_S -Konzentration ermittelt, die nach STOWA aus dem CSB im Membranfiltrat berechnet

wurde. Für den Zulauf in den SBR1 wurde für die ersten beiden Messkampagnen 25% und für die letzte 28% gewählt.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der beiden Anlagen-Straßen ein so hohes Probevolumen entstand, dass aus Zeitgründen eine Druck-Membranfiltration anstelle einer Vakuummembranfiltration durchgeführt wurde. Vorversuche haben ergeben, dass die Druckfiltration nochmals die Konzentrationen erhöht, da unter diesen Bedingungen, Bestandteile des Filters eingespült worden. Daher wurden immer A.dest-Kontrollen durchgeführt, um genau diese Menge zu bestimmen, die dann vom Membranfiltrat abgezogen wurde (siehe Tabellen auf den Seiten 225-243 jeweils rot markiertes Feld).

Daher wurde bei der späteren Fraktionierung nach STOWA für die Berechnung der S_S -Konzentration nur der ermittelte mittlere Prozentsatz vom CSB-Membranfiltrat (abzüglich der S_T -Konzentration) eingesetzt.

Die Unterschiede in der S_S -Konzentration der OUR- und Filtrations-Methode lassen sich einerseits dadurch erklären, dass auf Grund der Filterporengröße und der Vakuum- oder Druckfiltration auch kolloidale Anteile ins Membranfiltrat gelangen, die eigentlich der X_S -Fraktion zugeordnet werden müssen. Solange aber die CSB_{ges} -Menge bei der Fraktionierung nicht verändert wird, bleibt die Gesamtbilanzierung unbeeinträchtigt, da nach STOWA der X_S -Anteil aus der Subtraktion von BSB_{ges} und S_S berechnet wird. Zudem zeigten Simulationsversuche mit unterschiedlichen S_S -Konzentrationen im Zulauf keine nennenswerten Unterschiede bei den internen Vorgängen und den Ablaufwerten, so dass die S_S -Fraktion als eine unsensitive Fraktion betrachtet werden kann (Kap. 5.4.3).

Auffällig bei den Messwerten ist die geringe Konzentration an leicht löslichem Substrat S_S im Zulauf der Kläranlage sowie das geringe CSB/TKN-Verhältnis und das Verhältnis von nicht abbaubarem, festen Substrat X_I zu langsam abbaubarem festen Substrat X_S von 0.5 (siehe Kap. 4.1.4). Alle drei Eigenschaften erklären die unvollständige Denitrifikation der Kläranlage, die immer dann auftritt, wenn nicht genug Substrat (BSB) zur Verfügung steht. Diese unvollständige Denitrifikation im Zusammenhang mit ungünstigen Zulaufbedingungen wie hohe Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen im Zulauf bei Schmelz- und Regenereignissen unterdrücken die biologische P-Elimination, die auf dieser Anlage - besonders in der Konventionellen Schiene - anhand des hohen Fällmittelverbrauchs deutlich wird.

4.1.13.1.2 Biomasse

Für die Validierung des Kläranlagenmodells mit dem Kalibrierungsreaktor (Kap. 5.4.3) war es notwendig, den Biomasseanteil im Zulauf zum SBR1 während der Messkampagne 2 beim Betrieb des RS-Verfahrens abzuschätzen. Dies wurde mit Hilfe von OUR-Versuchen bewerkstelligt. Zunächst wurde eine Kalibriergerade für die Bestimmung der Biomasse erstellt. Zu diesem Zweck wurden unterschiedliche Verdünnungen eines über Nacht belüfteten Belebtschlammes hergestellt und mit den als ausreichend ermittelten Mengen an DIN-Medium und ATH versetzt. Die Belebtschlämme wurden mit Ablaufwasser verdünnt, da hier keine Biomasseaktivität nachweisbar war. Bei der Kalibrierung der Biomassebestimmung wurde der gemessene Sauerstoffverbrauch gegen den Gesamt-CSB im Belebtschlamm aufgetragen. Die dabei entstehende Kalibriergerade kann der Abbildung 4-36 entnommen werden. Wie in der Diplomarbeit von Andreas Josch (2006) besteht ein linearer Zusammenhang zwischen aktiver Biomasse und Sauerstoffaufnahme.

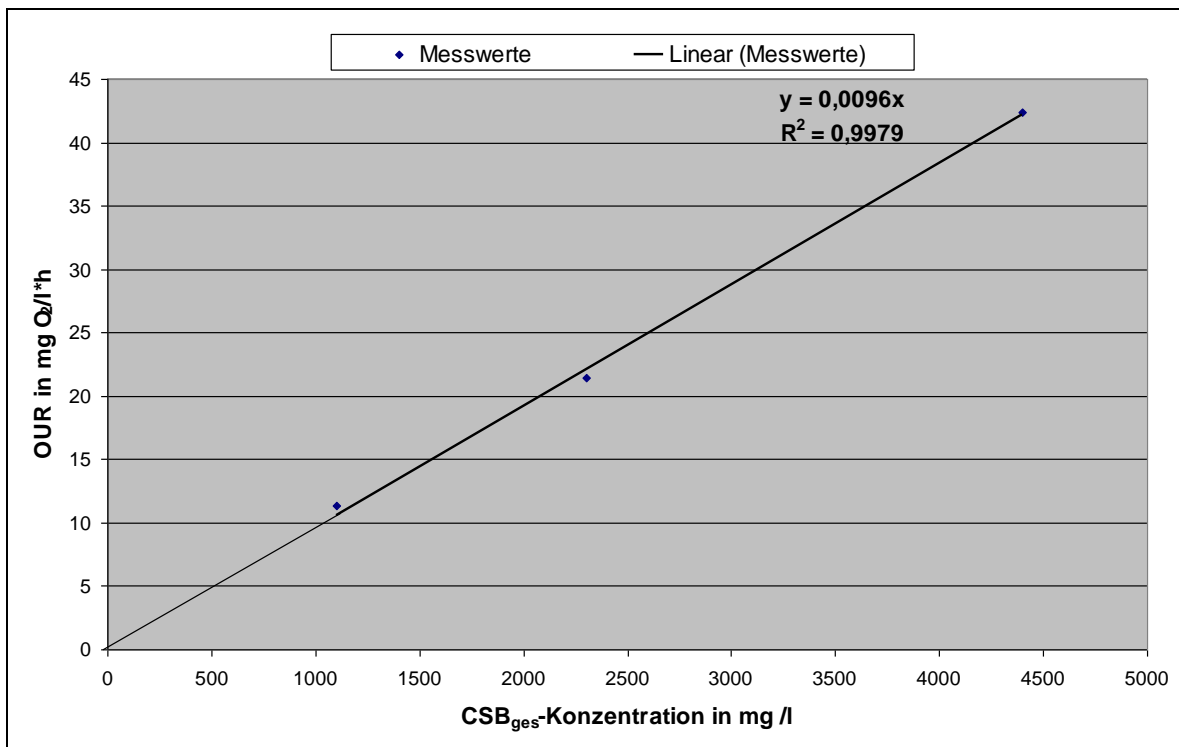


Abbildung 4-36: Kalibrierung des CSB_{ges} gegen Gesamt-OUR

Die in der Messkampagne ermittelten Werte wurden mit Hilfe eines Korrekturfaktors verringert. Dieser Korrekturfaktor ($k = 0,4474$) war notwendig, da die Atmungsaktivität der MO mit DIN-Medium und Abwasser höher ist als mit DIN-Medium als alleinigem Substrat. Die Korrektur ist also notwendig, weil die Kalibrierung nur mit DIN-Medium erfolgte. Der Korrekturfaktor wurde an Hand von 20 Versuchen ermittelt (Tabelle 4-10).

Tabelle 4-10: Berechnung des Korrekturfaktors

Datum	Probe	ROEX	RO	Korrekturfaktor
14.09.2006	P1	4,2	9,3	0,4516
14.09.2006	S1/1	9,9	20,7	0,4783
14.09.2006	S1/2	4,5	11,1	0,4054
14.09.2006	S2/1	5,4	13,5	0,4000
14.09.2006	S3/1	3,3	8,7	0,3793
14.09.2006	S4/1	4,8	11,7	0,4103
15.09.2006	P1	5,1	11,5	0,4435
15.09.2006	S1/1	7,2	14,7	0,4898
15.09.2006	S2/1	6,0	12,6	0,4762
15.09.2006	S3/1	5,4	11,1	0,4865
15.09.2006	S4/1	3,9	10,2	0,3824
16.09.2006	P1	6,2	13,2	0,4697
16.09.2006	S1/1	3,9	9,9	0,3939
16.09.2006	S2/1	4,8	9,3	0,5161
16.09.2006	S3/1	3,6	9,6	0,3750
16.09.2006	S4/1	6,0	12,0	0,5000
17.09.2006	P1	5,7	10,5	0,5429
17.09.2006	S1/1	5,4	11,1	0,4865
17.09.2006	S2/1	5,1	10,5	0,4857
17.09.2006	S3/1	3,6	9,6	0,3750
		MW		0,4474

Die maximale Atmungsrate mit Abwasser wurde ins Verhältnis mit der maximalen Atmungsrate gesetzt, die entsteht, wenn Belebtschlamm mit einer Mischung aus Abwasser und DIN-Medium versetzt wird. Aus dem Mittelwert wurde der Korrekturfaktor $k = 0,4474$ festgelegt (Tabelle 4-10).

Bei der Biomasseberechnung wird der gemessene OUR-Level nach Korrektur mit dem bereits erwähnten Korrekturfaktor $k = 0,7875$ in die Gleichung der Ausgleichsgeraden $y = 0,0096 x$ (siehe Abbildung 4-36) eingesetzt und somit der Gesamt-CSB berechnet. Die Biomasse in diesem Gesamt-CSB wird mit Hilfe des in der Simulation ermittelten Anteils der heterotrophen Biomasse berechnet. Die Ergebnisse dieser Berechnungen können im Anhang (A.1.11 Übersicht der Biomassebestimmungen in Proben aus dem Zulauf des SBR1) eingesehen werden. Die so ermittelten Biomasse-CSB-Äquivalente wurden bei der Fraktionierung des Zulaufs in den SBR2-Proben zu Grunde gelegt (Kap.5.4.1).

4.1.13.1.3 Sterberaten

Für die Kalibrierung des Kläranlagen-Modells wurden die Sterberaten ermittelt. Dabei erfolgte die Bestimmung der Sterberate unter Verwendung von graphischen Hilfsmitteln. Nach Marais und Ekama (1976) kann aus der Abnahme der endogenen Atmung mit der Zeit, die Sterberate der Sauerstoff verbrauchenden Mikroorganismen bestimmt werden. Dieser Annahme liegt folgende linearisierte Gleichung zu Grunde (Avcioglu *et al.*, 1998).

$$\ln OUR = \ln \left[\left(1 - f_E \right) \cdot b_H X_{H0} \right] - b_H t$$

X_{H0} :	Biomasse zum Zeitpunkt $t = 0$
f_E :	inerte Biomassefraktion
b_H :	Sterberate

Für die Bestimmung der Sterberate nach Marais und Ekama (1976) wurden in unterschiedlichen Zeitabständen Versuche mit gealtertem Schlamm durchgeführt, dabei wurde diesen Ansätzen aber kein Substrat zugesetzt.

Die Unterscheidung nach heterotrophen und autotrophen Mikroorganismen wurde mit Hilfe einer ATH-Zugabe getroffen. Bei der Bestimmung der heterotrophen Sterberaten wurde ATH hinzugegeben, um den Sauerstoffverbrauch durch autotrophe Mikroorganismen zu hemmen. Bei der Bestimmung der autotrophen Sterberaten muss der Sauerstoffverbrauch durch die heterotrophen Mikroorganismen von dem der autotrophen abgezogen werden

Die nach obigem Vorgehen berechneten mittleren OUR-Werte wurden in einen Stundenwert umgerechnet und aus diesen dann der natürliche Logarithmus gebildet. Diese Werte wurden gegen die Zeit aufgetragen, die der Belebtschlamm gealtert war. Durch die unterschiedlichen Werte wurde eine Ausgleichsgerade gelegt. Die Steigung dieser Geraden repräsentiert die Sterberate des jeweiligen Ansatzes. Für die unterschiedlichen Versuchsansätze wurden die in folgender Tabelle aufgeführten Sterberaten bestimmt.

Tabelle 4-11: Ergebnisse der Sterberatenbestimmungen aus OUR-Messungen und Vergleich mit den Modellparametern (FW=Filtratwassermitbehandlung)

Sterberaten	Messkampagne 1 und 2					Modell	Messkampagne 4	Modell	Gesamt-Mittelwert aus Messkampagnen
	März 2006	April 2006	Mai 2006	Sept 2006	Mittelwert	Kalibrierung und Validierung 1	Juni 2008	Validierung 2	
Zeit									
Temperatur	7°C	10°C	12°C	16°C	11°C		15°C		12°C
Einheit Sterberate	1/d								
SBR									
Zulaufbedingung	45% FW	45% FW	0% FW	0% FW			100% FW		
Gesamt	0,14	-	0,11	0,15	0,13		0,08		0,12
Heterotr.+BioP	0,18	-	0,17	0,15	0,17	0,15	0,09	0,08	0,15
Autotrophe	0,11	-	0,08	0,15	0,11	0,15	0,07	0,20	0,10
Konventionell									
Zulaufbedingung	55% FW	55% FW	0% FW	0% FW			0% FW		
Gesamt	0,05	0,10	0,13	0,02	0,08		0,02		0,06
Heterotr.+BioP	0,12	0,15	0,16	0,04	0,12	0,07	0,03	0,04	0,09
Autotrophe	0,01	0,07	0,11	0,01	0,05	0,13	0,02	0,04	0,04
	nur 3 Werte	nur 2 Werte							

FW= Filtratwassermitbehandlung

Deutlich wird, dass die mittleren Sterberaten der Heterotrophen und BioP MO'S der Messkampagne 1 bis 4 einen guten Anhaltspunkt für die Simulation der Modelle ergeben haben. Allerdings weichen die Sterberaten der autotrophen MO's in den Modellen teils stark von den mit Hilfe der OUR gemessenen Mittelwerten ab. Dies kann daran liegen, dass die beschriebene OUR-Methode im Speziellen für die autotrophen MO's an sich schon mit großen Abweichungen behaftet ist. Zudem scheinen aber die Sterberaten im Allgemeinen je nach Jahreszeit und Zulaufbedingungen zu schwanken (Tabelle 4-11).

Bei den Sterberaten ist eine Änderung vom Monat März bis Mai unter sonst gleichen Verfahrensbedingungen zu erkennen. Dies kann auf eine Veränderung der Mikroorganismenpopulation bedingt durch steigende Temperaturen zurückzuführen sein und ist besonders bei der Kalibrierung und Validierung der Modelle zu berücksichtigen. Allerdings wurde bereits ab Anfang Mai die Filtratwassermitbehandlung gedrosselt, da der Faulbehälter Mitte April außer Betrieb genommen wurde. Da es aber in der Regel drei Monate dauert bis eine MO-Population an andere Zulaufbedingungen angepasst ist, ist eine Temperaturabhängigkeit wahrscheinlicher.

Des weiteren ist zu beobachten, dass sich die Sterberaten nach Einführung des RS-Verfahrens bei den SB-Reaktoren und eine spezielle Belüftungs- und Befüllungsstrategie bei der konventionellen Anlage lange vor dem September 2006 verändert haben. Auch dieser Aspekt ist bei der Kalibrierung und Validierung der Modelle zu berücksichtigen. Zudem fällt auf, dass die konventionellen Sterberaten im September 2006 und Juni 2008 unter fast gleichen Temperaturen und Zulaufbedingungen nahezu identisch sind. Dies ist ein weiteres Indiz dafür, dass die Temperatur und Zulaufbedingungen die Sterberaten beeinflussen.

Es ist zu prüfen, ob die Modelle für verschiedene Verfahren gleich kalibriert werden können, oder ob, unterschiedliche Kalibrieransätze verwendet werden müssen. Bei allen Maßnahmen ist die Genauigkeit der OUR-Methode und die Auswirkung von Laborbedingungen auf die Kinetiken zu berücksichtigen, so dass die ermittelten Daten eher als Schätzungen zu betrachten sind. Abweichungen der OUR-Kinetiken von den Kalibrierdaten in den Modellen sind eher die Regel. Dennoch geben diese Daten bei extremen Abweichungen der Kinetiken von den Stan-

dardparametern eine Sicherheit. Eine genauere Diskussion der Sterberaten befindet sich im Kap.5.4.

Die Ermittlung der Sterberaten werden beispielhaft in der Abbildung 4-37 bis Abbildung 4-40 gezeigt und sind nochmals komplett im Anhang (A.1.12 Datensammlung zur Bestimmung der Sterberaten) aufgeführt.

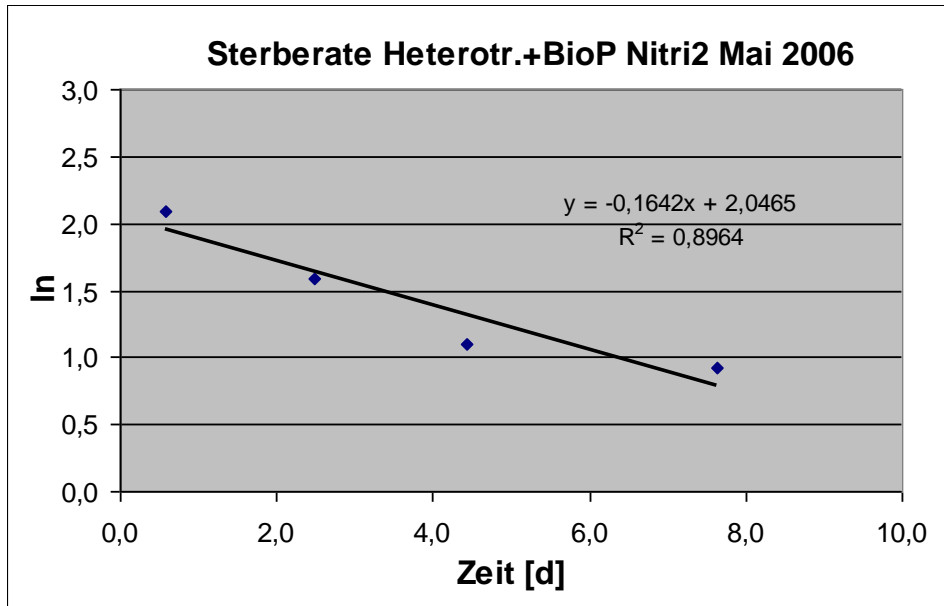


Abbildung 4-37: Bestimmung der Sterberate der heterotrophen und BioP-Mikroorganismen in der konventionellen Biologie

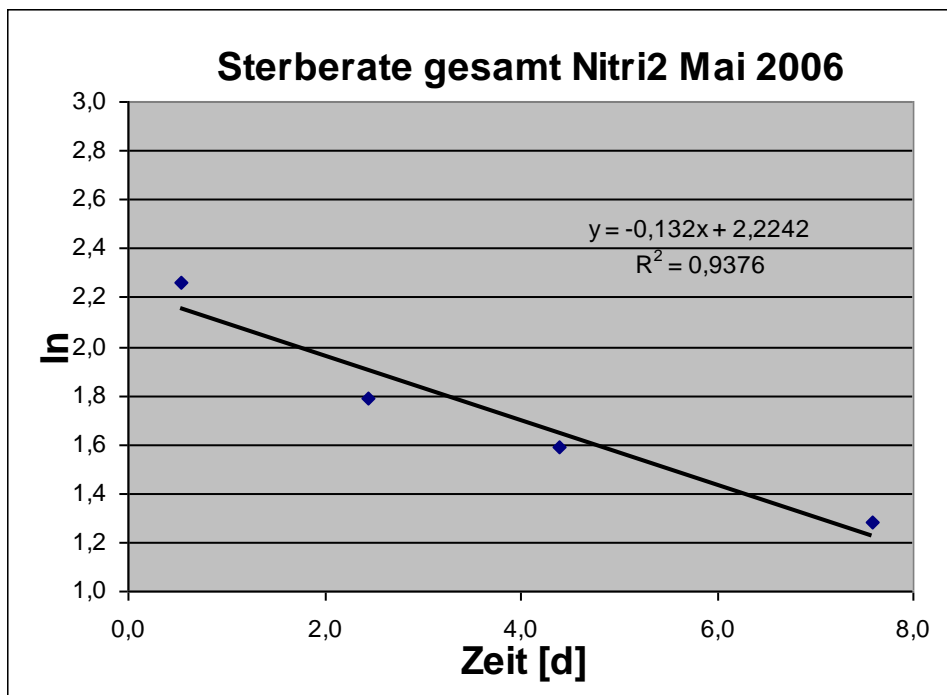


Abbildung 4-38: Bestimmung der Sterberate der gesamten Mikroorganismen in der konventionellen Biologie

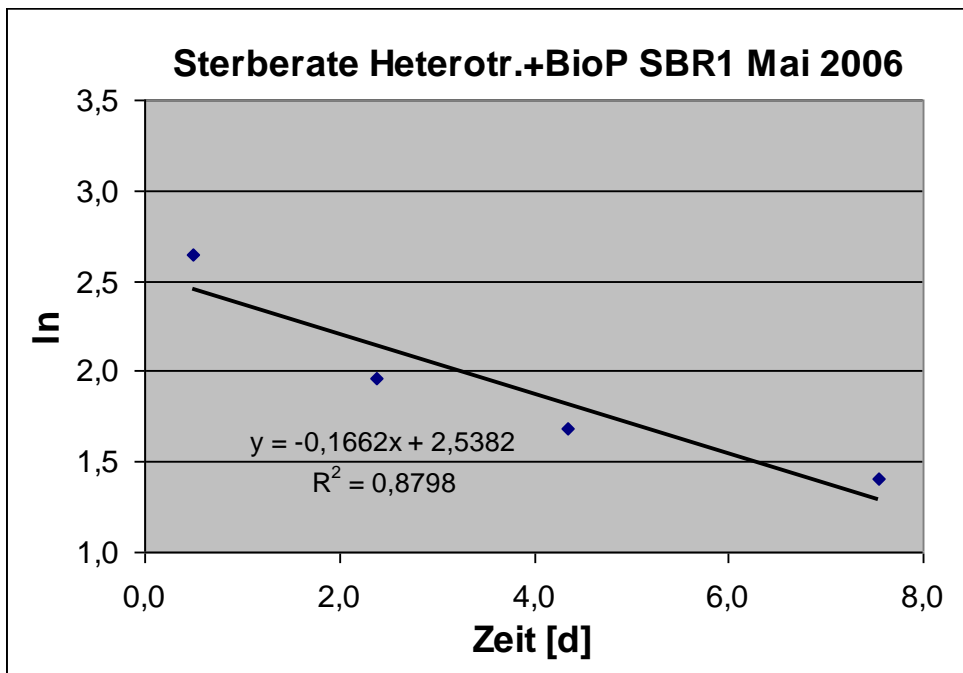


Abbildung 4-39: Bestimmung der Sterberate der heterotrophen Mikroorganismen im SBR1

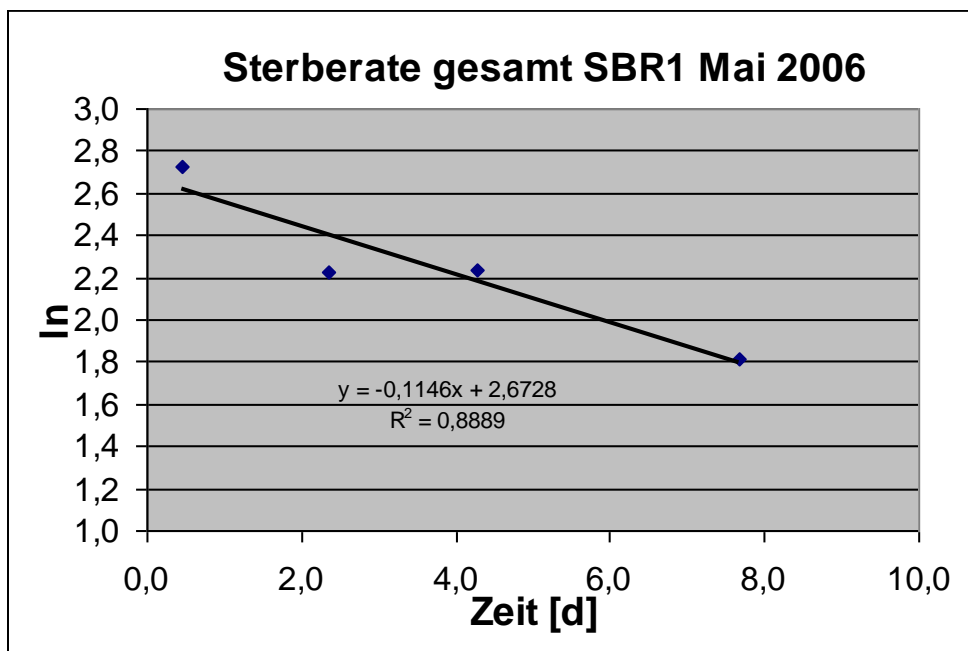


Abbildung 4-40: Bestimmung der Sterberate der gesamten Mikroorganismen im SBR1

Anhand der Grafiken wird die Streubreite der Messwerte deutlich und begründet nochmals die Abweichungen zu den eigentlich verwendeten Simulationenwerten. Prinzipiell sind OUR-Messungen daher eher nur als Anhaltspunkt zu sehen. Bei genauer Messung der Zu- und Ablaufdaten mit Erfassung der internen Prozesse und des Schlammalters steht der Abgleich dieser Daten bei den Modellen im Vordergrund. Die Kläranlagenmodelle wurden daher nur in Anlehnung an die ermittelten Sterberaten kalibriert und validiert.

Die in der Literatur auffindbaren Werte für die Sterberate der heterotrophen MO bewegen sich bei einer Bestimmungstemperatur von 20 °C um den Wert 0,24 1/d (Avcioglu *et al.*, 1998), andere Literaturwerte bewegen sich in einem Bereich von 0,05 bis 1,6 (Hulsbeek *et al.*, 2001; Bornemann *et al.*, 1998). Die im Rahmen dieser Arbeit bestimmten mittleren Sterberaten der heterotrophen MO der konventionellen Anlage, b_H liegt bei 0,09, die der SBR-Straße bei 0,15, und damit in einem Bereich der durch die Literaturdaten abgesteckt wird. Die höhere Sterberate der SBR-Straße lässt vermuten, dass die ÜS-Schlammmenge geringer ist.

Die Bestimmung der Sterberate der autotrophen Biomasse ergab Werte für den konventionellen Anlagenteil von im Mittel 0,04 und für die SBR-Straße 0,1. Der Bereich, der durch die Literaturwerte abgesteckt wird, liegt zwischen 0,01 und 0,2 (Hulsbeek *et al.*, 2001; Bornemann *et al.*, 1998). Die Werte, die hier bestimmt wurden, liegen also auch im Literaturbereich.

4.1.13.1.4 Erträge

Zur Berechnung der Erträge wurde eine Aufteilung der OUR-Flächen durchgeführt (siehe Abbildung 4-41). Das bedeutet, dass eine Differenzierung getroffen wurde hinsichtlich der Tatsache welches Substrat, S_S oder X_S , welche Fläche hervorgerufen hat. Dabei wurde durch den langsamer abfallenden Teil der OUR-Kurve eine Ausgleichsgerade gelegt.

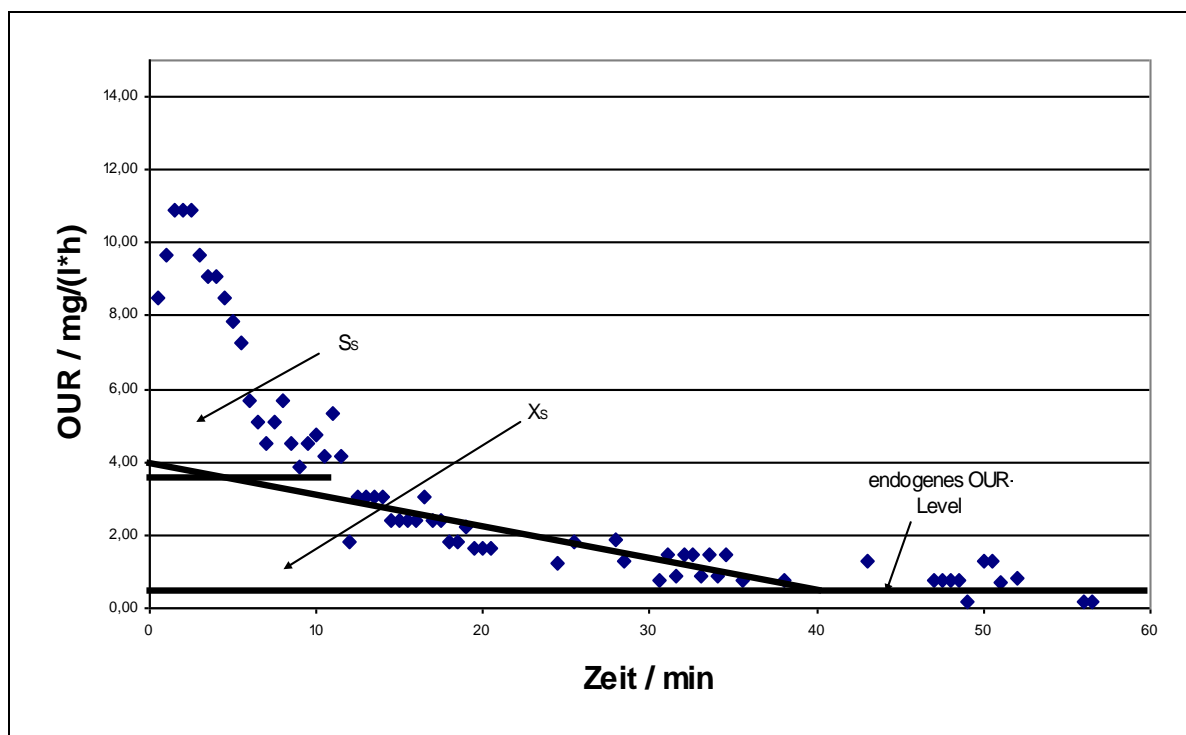


Abbildung 4-41: Beispiel zur Aufteilung der Flächen nach leicht abbaubarem und schwer abbaubarem Substrat

Der nächste Schritt bestand darin, eine waagerechte Gerade so zu verschieben, dass die Flächen links und rechts vom Schnittpunkt ungefähr gleich groß waren. Die Fläche oberhalb der waagerechten Linie wurde dem leicht abbaubaren Substrat S_S zugeordnet und die Fläche unterhalb der waagerechten Linie dem langsam abbaubaren Substrat X_S . Die Fläche, die auf diese Weise dem leicht abbaubaren Substrat zugeordnet werden konnte, betrug $\approx 30\%$ der Ge-

samtfläche und die dem langsam abbaubaren Substrat zugeordnete Fläche $\approx 70\%$ der Gesamtfläche.

Aus diesem Ansatz wurde gefolgert, dass das leicht abbaubare Substrat etwa 30% des gesamten zugeführten Substrates ausmacht. Die folgende Abbildung 4-41 zeigt die Aufteilung der Flächen.

Für die weitere Auswertung wurde davon ausgegangen, dass die Flächen, welche als S_S bestimmt werden, ebenfalls ca. 30% der Gesamtfläche ausmachen und damit ca. 30% des im Ansatz vorhandenen $CSB_{mf}-S_I$ sind.

Die Flächenbestimmung der Versuche, die zur Bestimmung des Ertrags ausgewertet wurden, mussten, wo eine Differenzierung der OUR-Kurve nach S_S und X_S möglich war, ebenfalls nach dem oben beschriebenen Verfahren durchgeführt werden. Die auf die oben beschriebene Weise begrenzten Flächen wurden mit Hilfe der Trapezmethode berechnet. Der Ertrag der heterotrophen MO wurde nach folgender Formel errechnet (Petersen *et al.*, 2003):

$$Y_{H+BioP} = \frac{0,3 \cdot CSB_{abb} \cdot Fläche}{0,3 \cdot CSB_{abb}}$$

Die zur Bestimmung der Erträge durchgeführten Versuche sind in Tabelle 4-12 gezeigt.

Tabelle 4-12: Versuche und Ergebnisse zur Ermittlung des Ertrags für die heterotrophen und BioP MO's

Messkampagne 1, 2 und 4		Ertrag über Ss-Konzentration					Ertrag über CSB_{ges} -Konzentration	
Datum	Probe	Belebtschlamm	Ss berechnet n. STOWA	Ss aus OUR	%Anteil Ss OUR an Ss STOWA	Ertrag	$CSB_{gesmf}-CSB_{abmf}$	Ertrag
21/03/2006	Puffer11_20_21_03	SBR1	32	4.8	15	0.83	40	0.82
21/03/2006	Z10_21_03_Vakuu, Zulauf n. Vorkl.	SBR1	20	6.8	33	0.77	20	0.82
21/03/2006	Z10_21_03_Druck (Filter defekt)	SBR1					70	0.80
24/03/2006	ZV12_48_24_03, Zulauf v. Vorkl.	SBR1	42	12.9	30	0.77	33	0.81
15/05/2006	Zulauf-Gemisch n. Vorkl.	SBR1	33	6.3	19	0.75	20	0.79
17/06/2008	24-Mischprobe Zulauf n. Vorkl	SBR1	28	8.1	29	0.81	152	0.80
		Mittelwert			24	0.79		0.81
23/03/2006	T12_48_23.03, Trübwasser	Nitri 2	100	35	20	0.80		
24/03/2006	ZV12_48_24_03, Zulauf n. Vorkl.	Nitri 2	42	12.9	30	0.76	33	0.79
24/03/2006	S3_1_24_03, Zulauf SBR1	Nitri 2	42	12.9	30	0.81	33	0.81
24/03/2006	S1_1_25_03, Zulauf SBR1	Nitri 2	35	10.8	30	0.77	27	0.81
15/05/2006	Zulauf-Gemisch n. Vorkl.	Nitri 2					20	0.79
17/06/2008	24-Mischprobe Zulauf n. Vorkl	Nitri 2	28	6.2	22	0.8	152	0.75
		Mittelwert			26	0.79		0.79

Die für den Belebtschlamm ermittelten Erträge liegen bei $Y_{H+BioP,aerob} = 0,79$ für die konventionelle Biologie und $0,8$ für die SBR-Biologie unter Abwasserbedingungen. Die Literaturwerte befinden sich in einem Bereich von $0,36$ bis $0,75$ (Hulsbeek *et al.*, 2001; Bornemann *et al.*, 1998). Die hier ermittelten Erträge mit Abwasser liegen außerhalb des Bereichs. Dies kann wiederum methodische Gründe haben, da auch hier die Abschätzung der S_S - bzw. abbaubaren CSB -Konzentration erschwert ist.

Der Ertrag der autotrophen Mikroorganismen wurde mit Hilfe der Formel zur Berechnung des Ertrages ermittelt (Petersen *et al.*, 2003):

$$Y_A = \frac{4,57 \cdot S_{NH} - \text{Fläche}}{S_{NH}}$$

S_{NH} ist hierbei die Ausgangskonzentration an Ammonium. Nach Einsetzen der oben zu sehenden Werte in die Formel zur Berechnung des Ertrages ergibt sich für den Parameter Y_A ein Wert von $Y_A = 0,24$ für beide Anlagenteile.

Der Ertrag, der für die autotrophen MO bestimmt wurde, beträgt bei beiden Anlagenteilen $Y_A = 0,24$. Der Wert für den autotrophen Ertrag befindet sich in dem Bereich, der auch durch Literaturwerte abgesteckt ist. Diese reichen von 0,07 bis 0,28 (Hulsbeek *et al.*, 2001; Bornemann *et al.*, 1998). Der hier bestimmte autotrophe Ertrag liegt beim Standardwert von allen Simulationsmodellen.

Die hier ermittelten Erträge wurden bei der Kalibrierung und Validierung auf ihre Eignung im Kläranlagenmodell überprüft, was in Kap. 5.4 ausführlich diskutiert wird.

4.1.13.1.5 Wachstumsraten

Für die Bestimmung der maximalen autotrophen Wachstumsrate $\mu_{max,A}$ wurde erst nach der Messkampagne 4 im Juni 2008 Versuche ausgewertet, nachdem für die SBR-Anlage so große Abweichungen in der gemessenen und simulierten Sterberate bekannt wurden (siehe Kap. 4.1.13.1.3). Alle Versuche wurden mit NH_4Cl als Substrat durchgeführt. Die für die Berechnung zu Grunde liegende Formel lautet (Petersen *et al.*, 2003):

$$\mu_{max,A} = \frac{r_{O,ex} \cdot Y_A \cdot (K_{NH^+} + S_{NH})}{(4,57 - Y_A) \cdot S_{NH} \cdot X_A}$$

Der autotrophe Ertrag Y_A beträgt $Y_A = 0,24$. Der Anteil der autotrophen Biomasse am Gesamt-CSB wurde über die Simulation im Mittel auf 3% abgeschätzt. Der K_{NH} wurde mit Hilfe der OUR (siehe nachfolgendes Kapitel) auf 0,29 für die konventionelle und 0,28 für die SBR-Straße bestimmt. S_{NH} ist die NH_4^+ -Konzentration im Versuchsansatz. Der Parameter $r_{o,ex}$ kann aus der graphischen Auswertung des Versuches abgelesen werden. Der abgelesene Wert wurde auf einen Stundenwert umgerechnet.

Als Mittelwert aus zwei Bestimmungen ergibt sich für die maximale Wachstumsrate $\mu_{max,A}$ ein Wert von $\mu_{max,A} = 0,46$ 1/d für die konventionelle und $\mu_{max,A} = 0,68$ 1/d für die SBR-Straße. Diese Werte sind aber nur in Kombination mit den in der Tabelle 4-11 aufgeführten Sterberaten aus der Simulation gültig. Die max. Wachstumsrate verändert sich, sowie andere Sterberaten im Modell verwendet werden. Da sich dadurch auch der Anteil der autotrophen Biomasse verändert, muss die Wachstumsrate immer wieder neu berechnet werden. Daher kann die eigentliche max. Wachstumsrate der autotrophen MO's nur in einem iterativen Prozess bestimmt werden, bei dem die Kombination von Sterberate und max. Wachstumsrate eine geeignete Übereinstimmung mit den Onlinedaten und der autotrophen Biomasse ergibt, wie es in Kap. 5.4.7 beschrieben wurde. Aus diesen Versuchen ergab sich für die SBR-Straße $\mu_{max,A} = 0,4$ 1/d, die gut zu der ermittelten Sterberate passte.

Zur Kontrolle wurden die Daten von der Messkampagne 2 ausgewertet. Für die SBR-Straße ergab sich eine maximale Wachstumsrate $\mu_{max,A}$ von $\mu_{max,A} = 0,76$ 1/d. Auch bei diesem Wert

wurde die autotrophe Biomasse an Hand der Simulation bestimmt. Zudem musste der CSB an Hand der TS-Konzentration abgeschätzt werden, so dass auch hier mit größeren Abweichungen zu rechnen ist. Der Wert liegt höher als in der Messkampagne 2. Dies ist insofern plausibel, als dass die Anlage zu diesem Zeitpunkt kein Filtratwasser erhalten hat, da der Faulturm zu diesem Zeitpunkt außer Betrieb war.

Die maximale Wachstumsrate der autotrophen Mikroorganismen konnte nur an Hand weniger Versuchen berechnet werden. Sie basieren also auf einer begrenzten Datenbasis, die Ungenauigkeiten hervorrufen kann. Die Mittelwerte der Berechnung von $\mu_{\max,A}$ für beide Anlagen liegen aber innerhalb der von den Literaturwerten gesetzten Grenzen von 0,2 1/d bis 1,04 1/d (Hulsbeek *et al.*, 2001; Bornemann *et al.*, 1998).

Trotz der oben genannten Problematik sollen die hier ermittelten Wachstumsraten als Richtwerte bei der Kalibrierung und Validierung des Kläranlagenmodells eingesetzt werden. Die Wachstumsraten haben im Modell genau die konträre Wirkung zur Sterberate. Ein hoher Wert führt zum Anstieg der autotrophen Biomasse, ein niedriger zum Absinken der autotrophen Biomasse. Eine hohe Sterberate bewirkt hingegen ein schnelleres Absinken der autotrophen Biomasse. Bei einer niedrigen Sterberate überleben die Mikroorganismen länger, so dass die Biomasse in diesem Fall höher wird. Das bedeutet, dass eine niedrige Wachstumsrate durch eine geringe Sterberate aufgehoben werden kann. Wird im Modell allerdings eine höhere Sterberate mit einer hohen Wachstumsrate kombiniert, ergibt es im Modell dieselbe Übereinstimmung, als wenn die reale niedrige Sterberate und Wachstumsrate verwendet wird. Ähnliches lässt sich für die Messkampagne 4 beschreiben, auch hier wurde eine niedrigere Wachstumsrate als der Standardwert ermittelt. In der Simulation wurde die Standard-Wachstumsrate genommen, die höher als der gemessene Wert liegt. Um eine ausreichende Übereinstimmung in den internen Vorgängen und Ablaufwerten zu erhalten, musste eine höhere Sterberate verwendet werden. Dies ist insofern kein Problem, da die Auswirkung im Modell dieselbe ist. Dennoch empfehlen wir für zukünftige Simulationen, auch die maximale Wachstumsrate zu erfassen. Zur weiteren Diskussion wird auf das Kap. 5.4.7 verwiesen. Aus der Nachkalibrierung wird deutlich, dass die ermittelte Sterberate von 0,07 in Kombination mit der max. Wachstumsrate von 0,4 verwendet werden kann, allerdings liegt hier die Menge der autotrophen Biomasse um 1% höher, was besonders bei Simulationen zur Bioaugmentation von Bedeutung ist (Kap. 6.4.6).

4.1.13.1.6 Halbsättigungskoeffizient

Die zur Bestimmung der Halbsättigungskoeffizienten durchgeführten OUR-Versuche können im Anhang eingesehen werden (A.1.13 K_{NH} -Bestimmung).

Für die Bestimmung der Halbsättigungskoeffizienten wurden die maximalen Atmungsraten gegen die jeweilige im Ansatz vorhandene Konzentration des jeweiligen Substrates aufgetragen. Beispielhaft wird nachfolgend die Auswertung der SBR-Biologie im Mai 2006 gezeigt

Der K_{NH} der SBR-Biologie wurde am 15.05.2006 gemäß der Tabelle 3-23 und der Abbildung 4-42 auf $K_{NH} = 0,2$ abgeschätzt.

Tabelle 4-13: Daten für die Bestimmung des K_{NH} mit NH_4Cl

NH_4-N	OUR
mg/l	mg/(l*h)
3	34,8
2	35
1	33
0,5	28,2
0,25	23,4

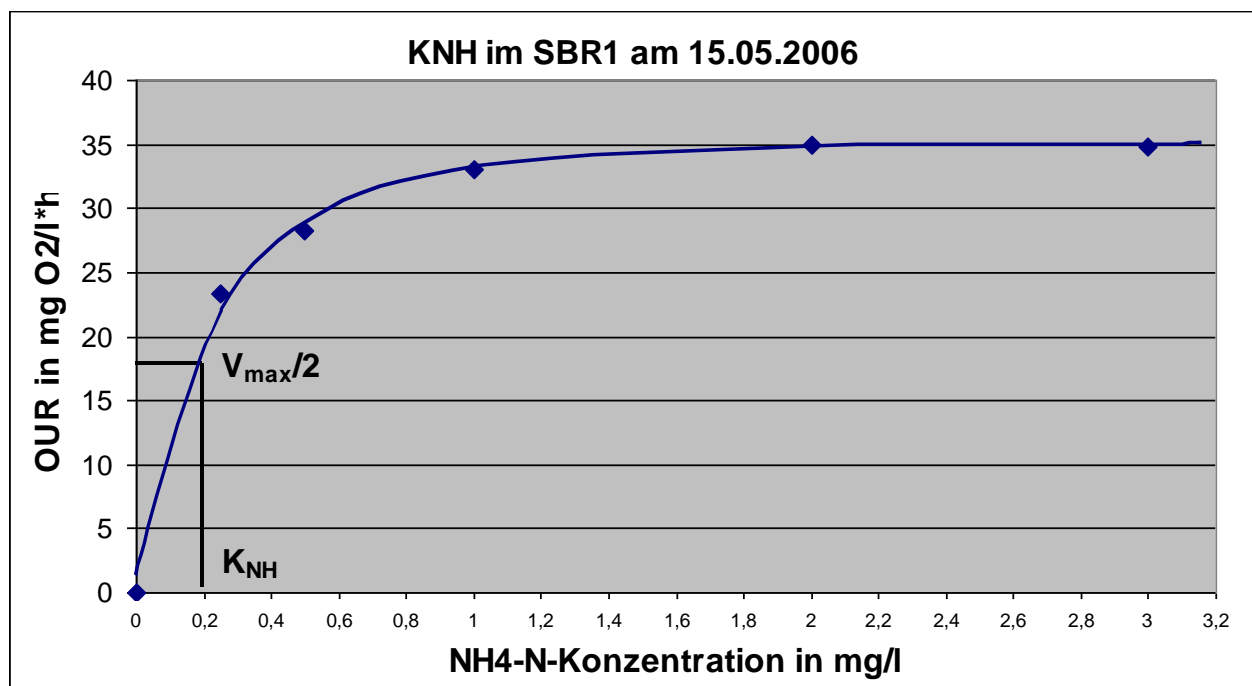


Abbildung 4-42: Graphik zur Bestimmung des K_{NH} mit NH_4Cl

Tabelle 4-14: Zusammenfassung aller K_{NH} -Bestimmungen

Datum	Belebtschlamm	Zulaufbedingung	Filtratwasser	K_{NH}	Mittelwert
15/05/2006	SBR1	45% Zulauf	0%	0.20	0.28
13/09/2006	SBR1	45% Zulauf	0%	0.35	
17/06/2008	SBR1	43% Zulauf	100%	0.30	
15/05/2006	Nitri2	55% Zulauf	0%	0.20	0.29
13/09/2006	Nitri2	55% Zulauf	0%	0.40	
17/06/2008	Nitri2	57% Zulauf	0%	0.28	

Die K_{NH} -Werte schwanken leicht. Dies kann an den unterschiedlichen Temperaturen und Zulaufbedingungen liegen, die ggf. die MO-Population im Belebtschlamm verändern. Der K_{NH} wurde mit im Mittel von 0,29 für die konventionelle Anlage und 0,28 für die SBR-Anlage als sehr

tief abgeschätzt. Die Literaturwerte reichen von 0,75 bis 2 (Hulsbeek *et al.*, 2001; Bornemann *et al.*, 1998). Ein Grund kann die Ungenauigkeit der OUR-Messungen sein. Der K_{NH} ist in der Simulation sehr sensitiv und muss daher auf jeden Fall im Rahmen der Simulationskalibrierungen überprüft werden.

4.1.14 Schlussfolgerungen aus den OUR-Analysen

Die hier ermittelten Erträge und K_{NH} -Werte schwanken trotz unterschiedlicher Zulaufbedingungen mit oder ohne Filtratwassermitbehandlung nur geringfügig. Die Erträge werden auch in der Literatur als relativ konstant angesehen, so dass dieser Parameter nur bei Schwierigkeiten bei der Kalibrierung ermittelt werden sollte. Dabei ist diese Methode gerade wegen der Abschätzung der Substratmenge problematisch. Der K_{NH} -Wert hingegen ist methodisch sehr gut und einfach zu ermitteln, da die Substratmenge in Ammoniumchlorid gut bestimmbar ist.

Die Sterberaten und maximalen Wachstumsraten der autotrophen unterliegen aber eher starken Schwankungen. Dies kann an den unterschiedlichen Temperaturen und Zulaufbedingungen liegen oder an der Ungenauigkeit der OUR-Messungen an sich. Da die Sterbe- und Wachstumsraten der autotrophen MO's einen erheblichen Einfluss auf die Nitrifikationsrate hat, empfehlen wir, gerade diese Parameter zu bestimmen.

Für das Schlammalter ist nicht nur die genaue Ermittlung des nicht abbaubaren Anteils im Zulauf wichtig sondern auch die Sterberate der heterotrophen MO's. Daher sollte auch immer diese Sterberate ermittelt werden, was mit der hier durchgeführten Methode keinen großen Kostenaufwand bedeutet. Die maximale Wachstumsrate der heterotrophen MO'S ist auf Grund der Substratproblematik wiederum schwierig zu ermitteln, kann aber durch entsprechende Sterberatenveränderungen kompensiert werden.

4.1.15 AUR

Der Faulbehälter wurde aus Umbaugründen Ende April 2006 außer Betrieb genommen, so dass ab Mitte Mai kein Filtratwasser mehr zur Verfügung stand. Der Faulbehälter wurde im März 2007 wieder in Betrieb genommen. Nach einer langwierigen Einfahrzeit, stand erstmals wieder im August 2007 ausreichend Filtratwasser zur Verfügung. Die Ergebnisse der AUR-Untersuchung sollten zeigen, ob die Filtratwasserbeschickung in den Reaktoren bereits zu kinetischen Veränderungen geführt hat und ob die Biomasse bereits an die neuen Zulaufbedingungen adaptiert war. Erwartungsgemäß sollte die Aktivität aufgrund des Filtratwassers, das nun zu 100% in die SB-Reaktoren gefördert wurde, und des dadurch höheren NH_4 -Angebots steigen. Daher wurde erstmals im Oktober drei Monate nachdem ausreichend Filtratwasser und im stabilen, gleichmäßigem Zustand durch die Inbetriebnahme des Faulbehälters zur Verfügung stand die ersten AUR-Versuche durchgeführt.

Methodisch wurde jeweils endogener Belebtschlamm von beiden Anlagenteilen in der Konzentration von 1 g TS/l mit NH_4Cl auf eine Konzentration auf 5 mg NH_4-N /l gebracht und im Ansatz permanent belüftet. Die Abnahme der NH_4-N - Konzentration wurde in Abständen von 10 min mit den üblichen Küvettentests gemessen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4-43 gezeigt.

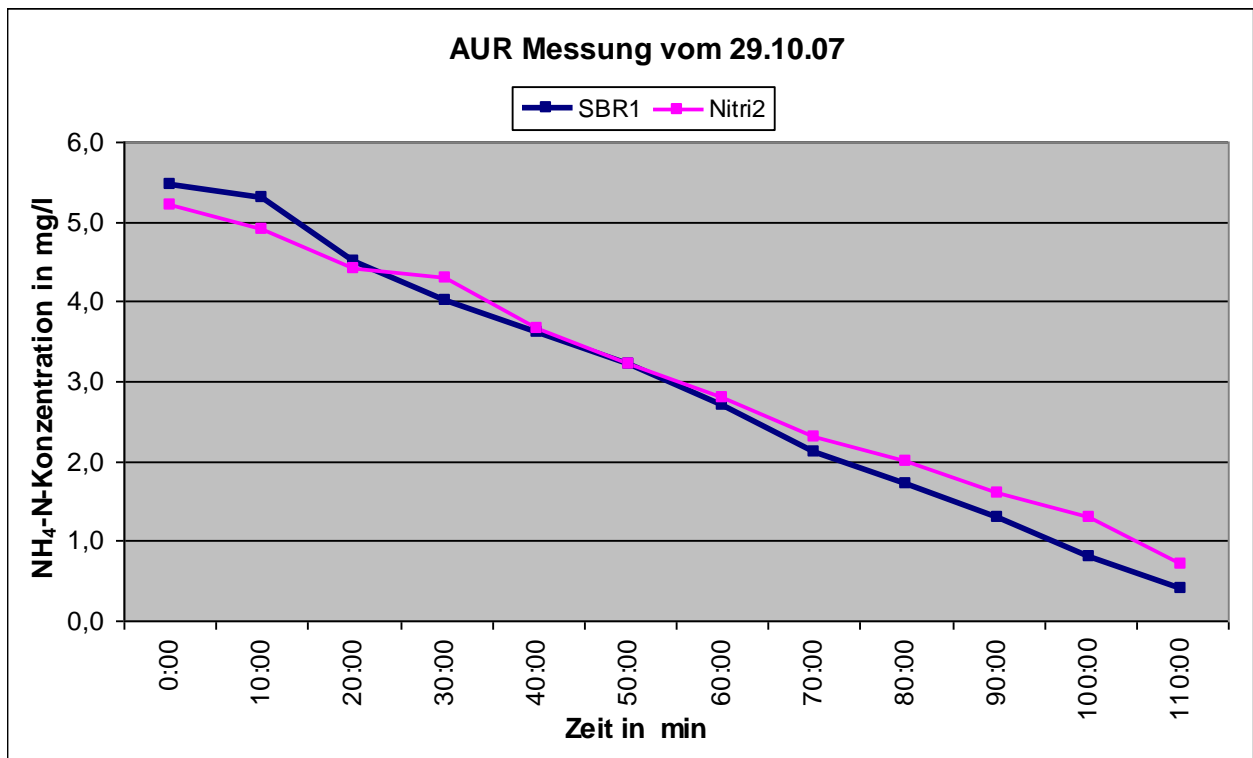


Abbildung 4-43: Vergleich der AUR-Aktivität der konventionellen (Nitrifikationsbecken 2) und SBR-Anlage

An Hand der Steigungen wird ersichtlich, dass die Aktivität des Belebtschlammes vom SBR1 bereits höher ist als in der konventionellen Biologie. Daher wurde die Messung nach drei Monaten wiederholt, da nach einer Anlaufzeit von drei Monaten in der Regel eine Adaption an die veränderten Zulaufbedingungen abgeschlossen ist. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4-44 gezeigt.

Entgegen aller Erwartungen lagen die AUR-Aktivitäten beider Anlagenteile nun parallel. Dies ließ vermuten, dass die Adaptation aufgrund der kühlen Herbst- und Wintermonate erschwert war. Daher wurde die letzte Messkampagne auf den Sommer 2008 verschoben. In Tabelle 4-15 werden nochmals die ermittelten Steigungen der beiden AUR-Versuche gezeigt. Auch hier wird deutlich, dass die AUR im Januar 2008 sowohl in der konventionellen als auch in der SBR-Straße niedrigere Werte aufweisen und damit geringere autotrophe Aktivität besitzen als im Oktober 2007. Deutlich wird aber auch, dass die SBR-Straße im Oktober 2007 höhere Werte und damit eine höhere autotrophe Biomasseaktivität als die konventionelle Anlage hat. Im Januar 2008 liegt die autotrophe Biomasseaktivität auch geringfügig höher als bei der konventionellen Anlage.

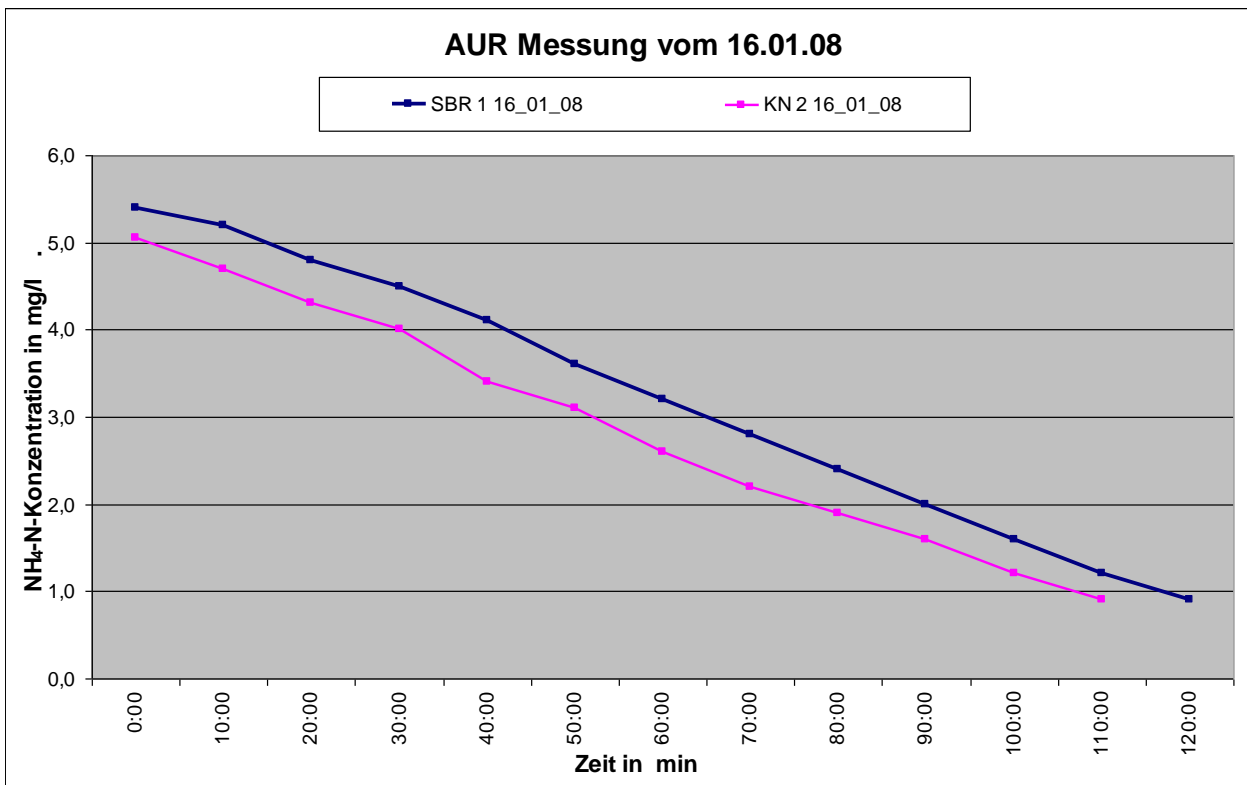


Abbildung 4-44: Vergleich der AUR-Aktivität der konventionellen (Nitrifikationsbecken 2) und SBR-Anlage

Tabelle 4-15: Vergleich der AUR verschiedener Schlämme

Datum	Belebtschlamm	Steigung
20/10/2007	SBR1	-0.4759
16/01/2008	SBR1	-0.3929
20/10/2007	Nitri2	-0.4107
16/01/2008	Nitri2	-0.3869

4.2 Weitere verwendete Unterlagen und Daten

4.2.1 Daten zur Kläranlage Weißtal

4.2.1.1 Behälter

In Tabelle 4-16 sind alle relevanten Daten der Behälter zur Modellierung der Kläranlage aufgelistet.

Tabelle 4-16: Daten der Behälter der Kläranlage Weißtal

Behälter	Durchmesser m	Fläche m ²	Nutzvolumen m ³	max. Wasserspiegel m	SVI ml/g
Denitrifikationsbecken	21	346	1149	3,32	100
Nitrifikationsbecken 1	-	-	702	3,32	100
Nitrifikationsbecken 2	-	-	1346	5,53	100
Nachklärbecken	22	375	2076	5,53	100*
Pufferbehälter	13	139	900	6,3	100*
SBR 1-2	19	284	1555	5,5	80

* nur Modelleinstellungen

4.2.2 Aggregate

In Tabelle 4-17 sind alle relevanten Daten der Aggregate zur Modellierung der Kläranlage aufgelistet.

Tabelle 4-17: Daten der Aggregate der Kläranlage Weißtal

Behälter	Anzahl Aggregate	Leistung in m ³ /d pro Aggregat	Anschlussleistung in kWh pro Aggregat	Stromverbrauch in kWh/d pro Aggregat
Gebläse Nitrifikationsbecken	2 (+1 Reserve)	18720	30	720
Rücklaufschlammumpen	2	6900	7,3	175
Rezirkulationspumpen	2	16416	1,5	36
Fällmittelpumpe	1 (+1 Reserve)	0,096	0,37	8,88
Rührwerke	3	Keine Angabe	2,3	55,2
Beschickungspumpen Puffer	2	7296	5,98	143,5
Rührer Pufferbehälter	1	19872	2,5	60
SBR-Beschickungspumpen	4	15816	13,6	325,4
Rührer SBR 1-2	2	222048	2,3	55,2
Fällmittelpumpe	1 (+1 Reserve)	7,2	0,37	8,88
Gebläse SBR 1-2	2 (+1 Reserve)	16020 Niedriglast/ 32120 Hochlast	37	444 Niedriglast/ 888 Hochlast
Überschussschlammpumpe	2	929,3	0,98	23,5
Dekanter SBR 1-2	2	13680	0,12	2,88

4.2.3 Daten zum Zu- und Ablauf

Im Einzelnen standen zur EDV-Gerechten Aufbereitung oder als Kopie folgende Daten zu Verfügung:

- Messungen zum Zulauf im Jahr 2005
- Messungen im Ablauf im Jahr 2005

4.2.4 Weitere Messdaten

Des Weiteren wurden von den Gemeindewerken zur Bearbeitung des Forschungsprojektes die nachstehenden Unterlagen zur Verfügung gestellt.

PLS-Daten

- jeweils letzter Stand der Strategien der konventionellen Anlage
- jeweils letzter Stand der Zyklusstrategien
- jeweils letzter Stand der Beschickungsstrategie
- jeweils letzter Stand der Belüftungsstrategie
- jeweils letzter Stand der Fällmittelstrategie
- jeweils letzter Stand der Dekantierstrategie
- jeweils letzter Stand der Zyklusprungstrategien
- jeweils letzter Stand sonstiger Strategien

Onlinedaten

- Zulaufmengen, Sauerstoffgehalt, pH, Leitfähigkeit
- Höhenstände und Temperaturen der Behälter
- NH_4^- , NO_3^- , PO_4^- , TS- und O_2 -Konzentrationen der Reaktoren, Temperaturen
- Belüftungs- und Dekanterstatus der Reaktoren
- Fällmittelmengen
- Ablaufmengen, Trübung, pH und Temperatur Ablauf
- Betriebsdaten
- Acron-Daten mit 2h-Zulaufmengen, Zulauf- und Ablaufwerte, Temperaturen
- Stromverbrauch
- Fällmittelverbrauch
- Schlammengen

4.3 Zwischenfazit

Im Rahmen der vorangegangenen Abschnitte wurden die verschiedenen Messkampagnen vorgestellt, deren Ergebnisse und Ableitungen diskutiert. Wichtige Erkenntnisse aus den OUR-Versuchen zur S_5 -Bestimmung und Ermittlung kinetischer und stöchiometrischer Parameter wurden präsentiert. Alle erhobenen und gesammelten Daten lieferten wichtige Grundlagen für die folgenden Arbeitsschritte.

5 ERSTELLUNG DES KLÄRANLAGENMODELLS

5.1 Beschreibung der verwendeten Software

Zur Simulation von Kläranlagen wird seit mehreren Jahren von der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH die Software SIMBA[®] 4.2 vom ifak - Institut für Automation und Kommunikation e.V. Magdeburg sowie MATLAB[®] 6.1 und Simulink[®] von the Mathworks, inc. erfolgreich eingesetzt. Die Software SIMBA[®] 4.2 enthält alle international gebräuchlichen Belebtschlammmodelle und bietet bereits vorprogrammierte Behälter in Form von Vorklärbecken, Nachklärbecken, mehrschichtigen SB-Reaktoren, Kaskaden-Denitrifikationsbecken, Faultürme, Schlammbehandlungs- und Regeltechnikwerkzeuge für verschiedene Fragestellungen an. Darüber hinaus kommuniziert es mit der Matlab- und Simulinkplattform und ist so flexibel gestaltet, dass komplexe Regeltechnikvorgänge mit Hilfe von Simulink integriert werden können.

Die Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH hat SIMBA[®] 4.2 bereits für die Simulation von drei SBR-Kläranlagen in ASM1, einer SBR-Kläranlage in ASM2d und einer SBR-Kläranlage in ASM3-EAWAG-BioP genutzt. Mit Hilfe der durchgeführten Simulationsstudien konnten Optimierungs- und Regelstrategien entwickelt werden, die zur Senkung der Emissionswerte und der Betriebskosten führten. Aufgrund der Zielsetzung des Projektes und des Erfahrungsschatzes der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH in Kläranlagensimulationen sollte das kombinierte Modell, das ASM3+EAWAG-BioP-Modell, eingesetzt werden, um neben den Speicherprozessen im Pufferbehälter die biologische Phosphat-Elimination nachzubilden. Dieses kombinierte Modell ist in der Praxis noch wenig untersucht und musste für die erste SBR-Anlage als separates Modell, das von der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz im SIMBA-Portal freigestellt wurde, in SIMBA[®] 4.2 integriert werden. Ein Variantenvergleich zwischen ASM2d, welches ebenfalls den BioP-Vorgang simuliert, zeigte, dass das ASM3+EAWAG-BioP-Modell vorteilhafter war. Zur genauen Begründung wird auf Kap. 3.5 verwiesen.

Alle bereits vorhandenen Daten über die Kläranlage wie z.B. Lagepläne, Beckengrößen, Beckenvolumen, Beckenhöhen, Aggregateigenschaften der Pumpen, Rührwerke, Gebläse, FeIII-Dosiermengen, Zulaufmengen, Zulauf- und Ablaufmesswerte und Regelstrategien wurden für die Modellierung ausgewertet und genutzt.

Die Becken wurden entsprechend der Vorgaben konfiguriert und die Aggregateigenschaften wie Rührwerke, Pumpen und Gebläse integriert. Zur übersichtlichen Darstellung wurden die meisten Regeltechniken in Subsystemen untergebracht, die sich ggf. noch weiter verzweigen können. Die Regeltechniken wurden den jeweiligen Messkampagnen angepasst. Die Subsysteme sind in den Modellen als graue Kästchen dargestellt.

5.2 Erstellung des Modells für die konventionelle Anlage

Für die Kalibrierung und Validierung wurden zunächst Modelle erstellt, die mit den Messdaten aus den Messkampagnen 1 bis 4 (Tabelle 4-1) analysiert wurden. Für jede Messkampagne wurde zur einfacheren Verarbeitung ein eigenes Modell erstellt und alle notwendigen Daten wie Zuläufe für Vorläufe und den eigentlichen Lauf, Onlinedaten, Zulaufmengen und Temperaturen integriert. Auf diese Weise konnten die Kalibrier- und Validierungsvorgänge parallel simuliert werden.

Für die Durchführung von Studien wurden die angefertigten Modelle jeweils vorher auf die zu untersuchende Fragestellung umgestellt, vervielfacht und wiederum parallel simuliert. Nachfolgend werden die wichtigsten Einstellungen dieser Modelle dargestellt. In Abbildung 5-1 wird das gesamte Modell der konventionellen Anlage im Überblick gezeigt.

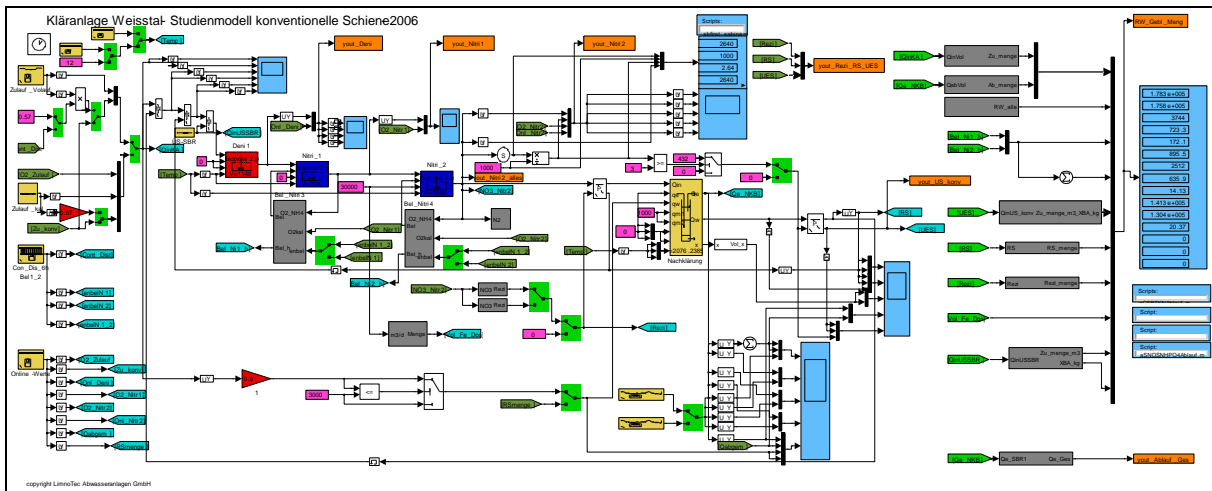


Abbildung 5-1: Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal

In den nachfolgenden Abbildungen wird die Programmierung wichtiger Regelstrategien in dem Modell der konventionellen Anlage gezeigt.

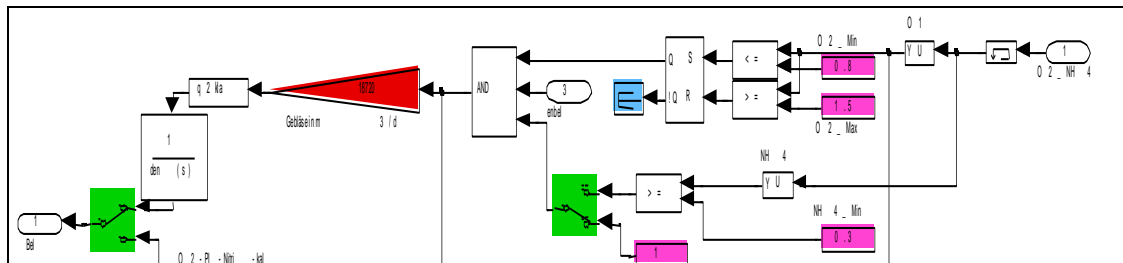


Abbildung 5-2: Belüftungsstrategie des Nitrifikationsbeckens 1 im Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal

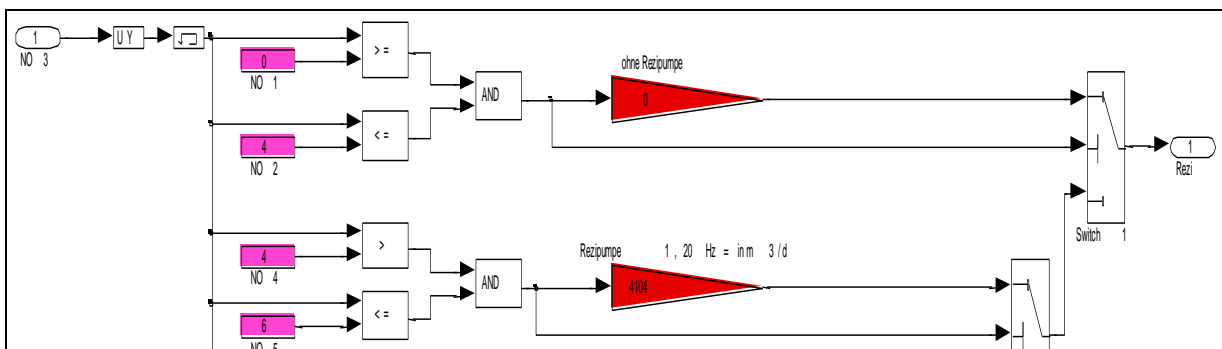


Abbildung 5-3: Strategie für die interne Rezirkulation im Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal

Ausgehend von den Kalibrierungs- und Validierungsmodellen wurden für die eigentlichen Optimierungstudien weitere Auswertungsmodule wie für z.B. Pumpen- und Belüftungszeiten, Dosiermengen, RS-Mengen und ÜS-Mengen eingeführt (Abbildung 5-4, Abbildung 5-5).

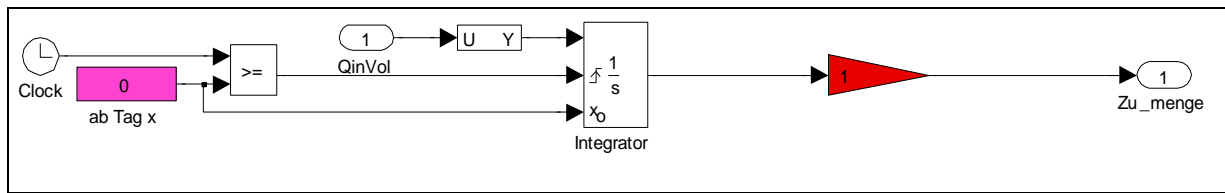


Abbildung 5-4: Auswertungstool zur Ermittlung der Zulaufmenge im Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal

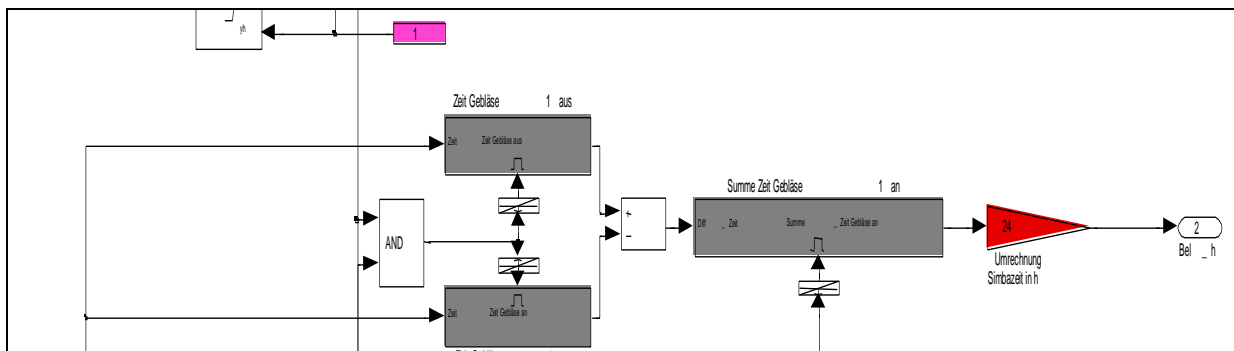


Abbildung 5-5: Auswertungstool zur Ermittlung der Gebläselaufzeiten im Modell der konventionellen Anlage der Kläranlage Weißtal

5.3 Erstellung des Modells für die SBR-Anlage

Für die Kalibrierung und Validierung wurde zunächst ein SBR-Kalibrierungsreaktormodell erstellt, das mit den Messdaten aus den Messkampagnen (Tabelle 4-1) analysiert wurde. Für die Überprüfung der Kalibrierung und Validierung sowie für die Durchführung von Studien wurde ein Gesamtmodell bestehend aus dem Pufferbehälter und den beiden SB-Reaktoren erstellt. In den nachfolgenden Kapiteln wird die Erstellung dieser beiden Modelle detailliert dargestellt und der Vorgang der Kalibrierung und Validierung geschildert.

5.3.1 Der SBR-Kalibrierungsreaktor

Zur Ermittlung der kinetischen und stöchiometrischen Parameter, die für das Kläranlagenmodell Weißtal geeignet sind, sollte die Onlinedaten-Kalibrierungsmethode eingesetzt werden, da die NH_4 -, NO_3 - und PO_4 -Onlinemessungen im Leitreaktor gute Übereinstimmung mit den gemessenen Daten lieferte.

Dafür wurde ein Modell generiert, das lediglich aus einem dreischichtigen SB-Reaktor besteht, dem sogenannten Leitreaktor SBR1. Alle relevanten Regelstrategien der PLS für die Beschickung, Belüftung, Fällmittel-Dosierung, Überschussschlammabzug und Dekantierung wurden in dem Modell so integriert, dass die Vorgänge während der Messkampagnen mit diesem Modell nachgebildet werden konnten. In Abbildung 5-6 wird das SBR-Kalibrierungsreaktormodell im Überblick gezeigt.

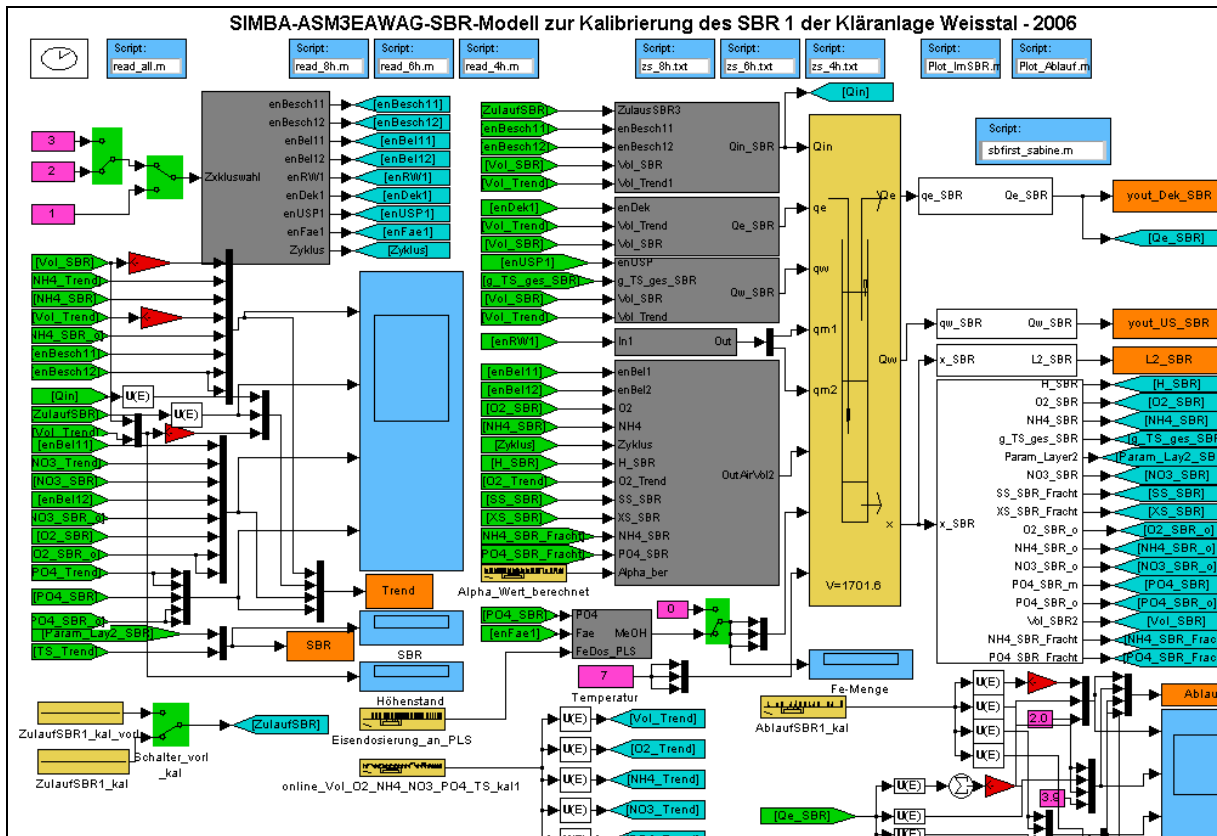


Abbildung 5-6: SBR-Kalibrierungsreaktor der Kläranlage Weißtal

Die grauen Kästchen stellen in mehreren Ebenen verzweigte Subsysteme dar, die regeltechnische PLS-Strategien simulieren. Das Herzstück ist die eigens von der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH entwickelte Regulation der Zyklusstrategie mit der eingebetteten Matlab-Funktion (Abbildung 5-7).

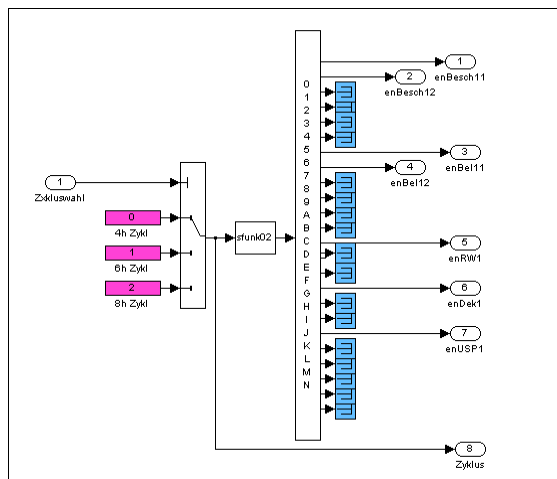


Abbildung 5-7: Zyklusstrategie des SBR-Modells

Die Regulation der Zyklusstrategie liefert die Signale für die Beschickung, Belüftung und Dekantierung, die wiederum in grauen Kästchen in mehreren Subsystemen geeignete Signale mit Hilfe von Simulink-Blöcken liefern. In Abbildung 5-8 ist die Beschickungsstrategie für die Vor-

laufsituation dargestellt, während Abbildung 5-9 die verschiedenen Ebenen der Belüftungsstrategie zeigt.

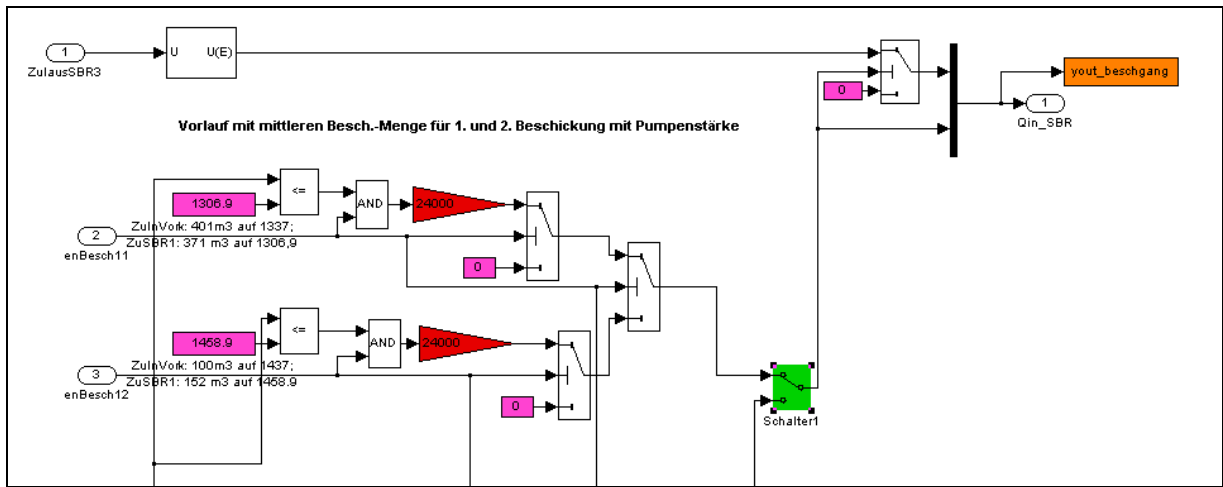


Abbildung 5-8: Beschickungsstrategie für die Vorläufe

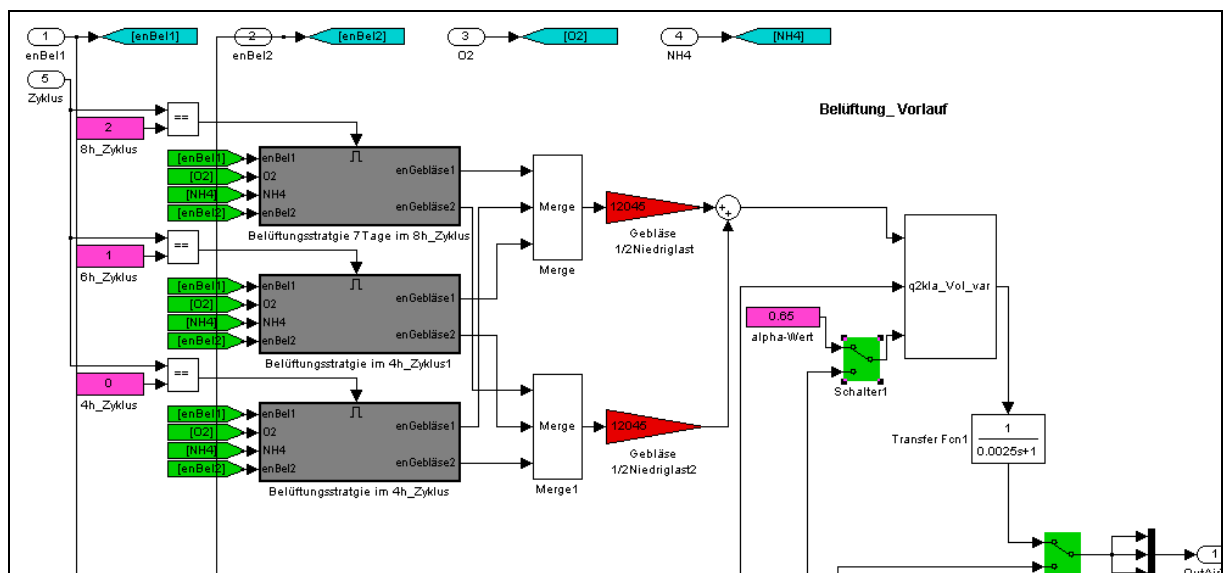


Abbildung 5-9: Belüftungsstrategie für die Vorläufe

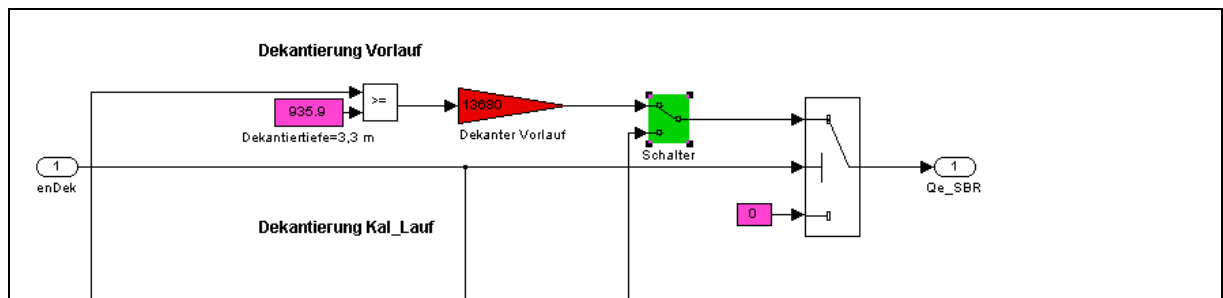


Abbildung 5-10: Dekantiersstrategie für die Vorläufe

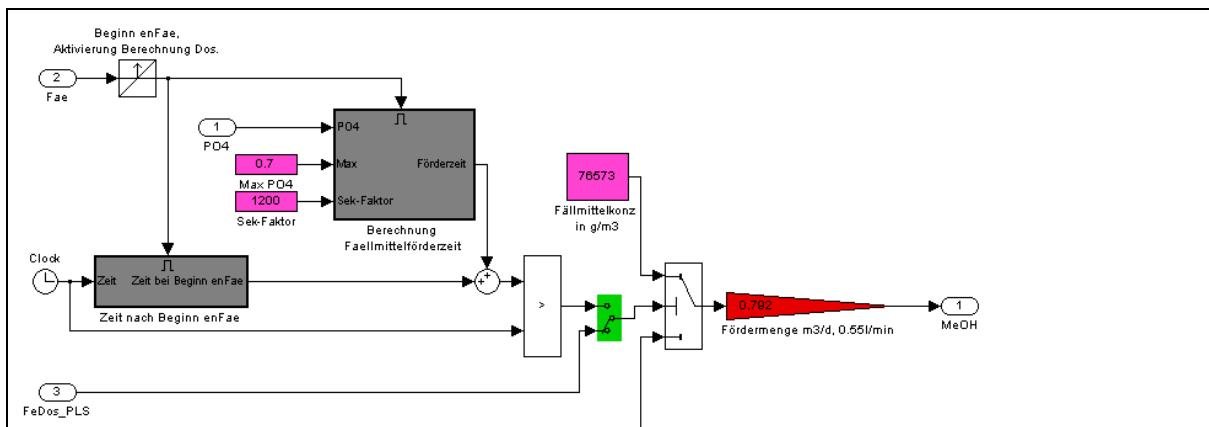


Abbildung 5-11: Fällmittelstrategie

Damit die Kalibrierung und Validierung parallel simuliert werden konnte, wurden für jede Messkampagne ein Kalibrierungsreaktor mit den jeweiligen Daten wie Zuläufe, Beschickungshöhen der Reaktoren, Dekantiermengen, Überschussschlamm und Abläufe erstellt. Auf diese Weise konnten alle Vorgänge während der Messkampagnen im Kalibrierungsreaktormodell genau abgebildet werden, so dass die Modelle für den Kalibrierungs- und Validierungsvorgang bereit standen.

5.3.2 Das SBR-Gesamtmodell

Zur Überprüfung der Kalibrierung und Validierung im SBR-Kalibrierungsreaktormodell sowie zur Durchführung von Studien unter verschiedenen Mischwasserbelastungssituationen und Filtratwassermengen war es notwendig ein Gesamtmodell zu erstellen, das alle relevanten Behälter und Regelstrategien berücksichtigt. Hierzu wurden im Gesamtmodell die beiden SB-Reaktoren in dreischichtigen SBR-Simulationsblöcken dargestellt und konfiguriert. Da der Pufferbehälter für die unterschiedlichen Beschickungen im RS-SBR-Betrieb verantwortlich ist, musste auch dieser Behälter basierend auf einem dreischichtigen SBR-Block programmiert und konfiguriert werden.

Abbildung 5-12 zeigt das Gesamtmodell in der ersten Ebene. Auch hier sind die Regelstrategien in grauen Kästchen in verzweigten Subsystemen zur besseren Übersicht untergebracht.

Dem Abwasserweg folgend werden nun einzelne Elemente des Modells vorgestellt.

Die spezifische Betriebsführung des Pufferbehälters wurde integriert. Es wurde die spezielle Betriebsführung im DIC-SBR und RS-SBR-Modus berücksichtigt. Dies wird im Anhang gezeigt (A.2.1 Regulation Pufferbehälter im ASM3+EAWAG-BioP-Modell). Das RS-Verfahren wurde programmiert, indem Belebtschlamm aus den Reaktoren in den Pufferbehälter geleitet wurde. Dies wird ebenfalls im Anhang dargestellt (A.2.2 RS-Verfahren im ASM3+EAWAG-BioP-Modell).

Im Modell wurde die Zyklusstrategie in den Zwei-Reaktor-Modus umgestellt und entsprechend angepasst (Abbildung 5-13).

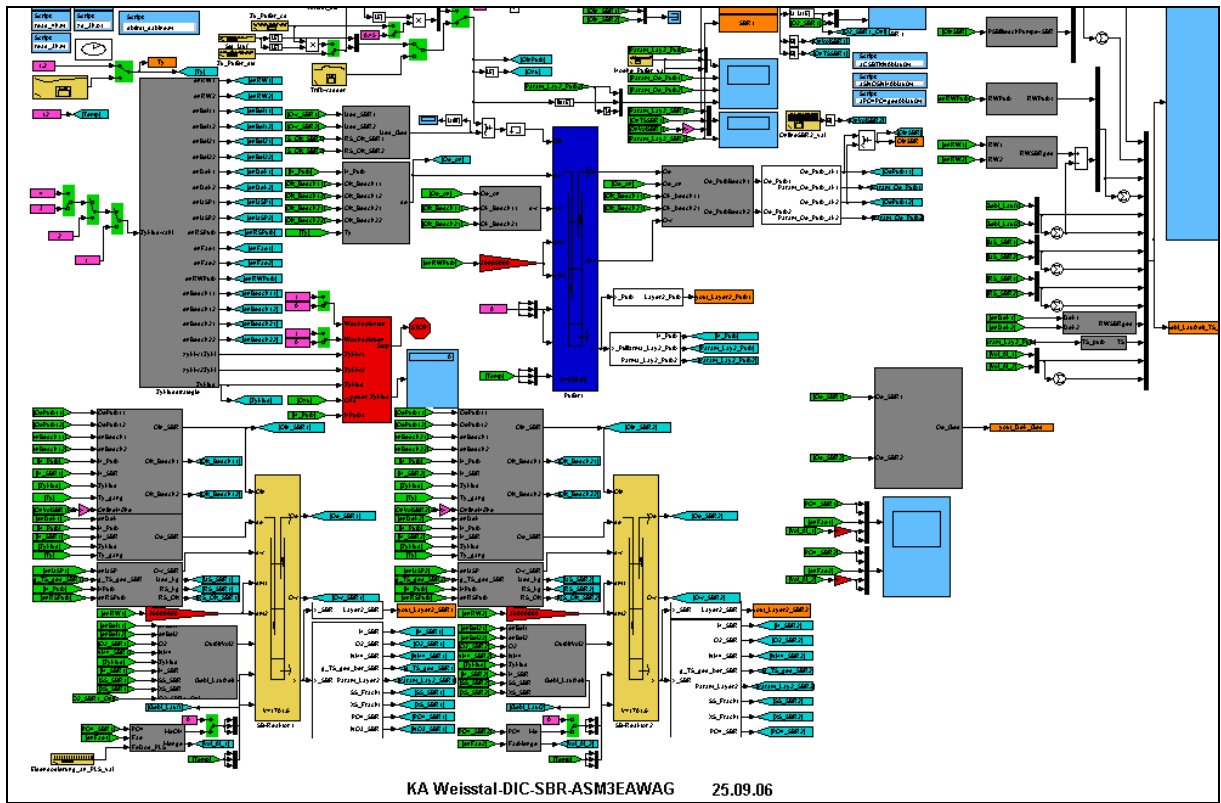


Abbildung 5-12: SBR-Gesamtmodell der Kläranlage Weistal

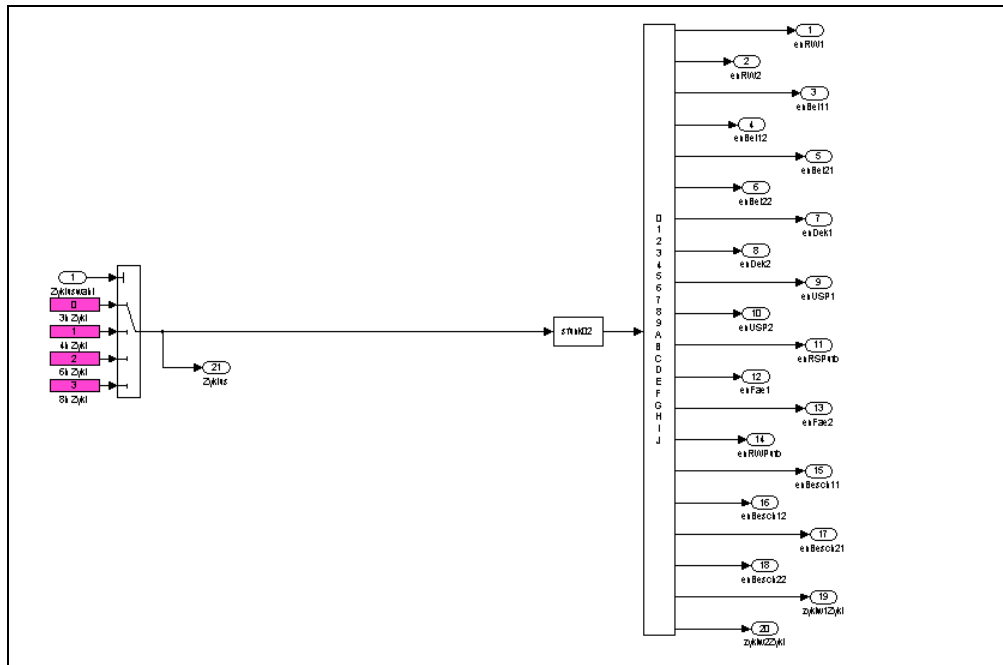


Abbildung 5-13: Regulation der Zyklusstrategie

Dieses Grundgerüst wurde nun durch die spezifische Regelstrategie erweitert. Dabei konnte bezüglich der Zyklus-, Beschickungs-, Belüftungs- und Dekantierstrategie partiell auf das SBR-Kalibrierungsreaktormodell zurückgegriffen werden. Die Beschickungsstrategie wurde erweitert (Abbildung 5-14).

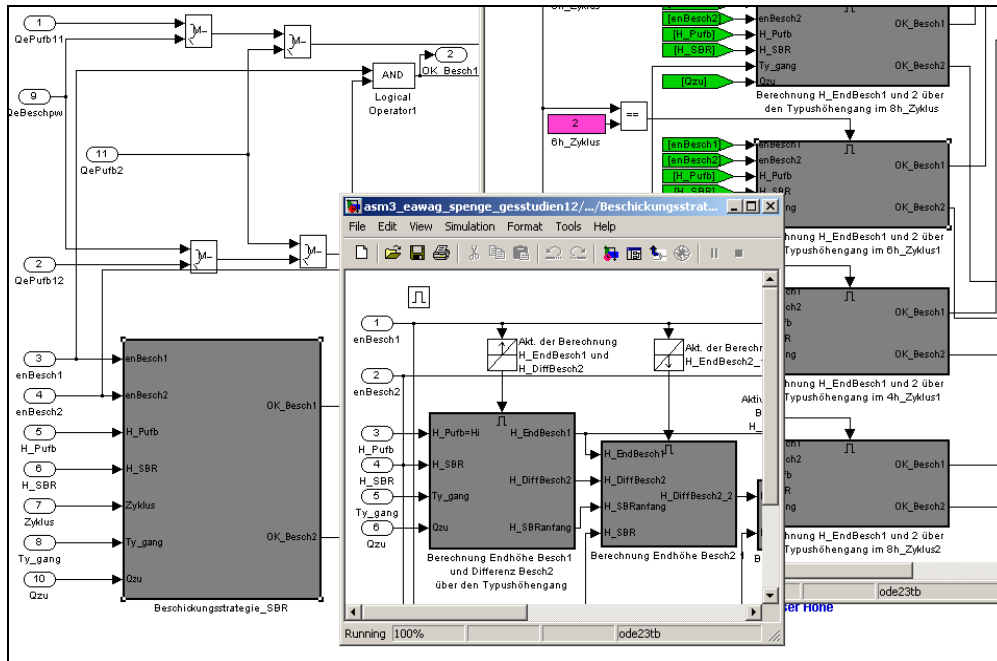


Abbildung 5-14: Erweiterte Beschickungsstrategie

Im Anhang (A.2.3 ÜS-Schlammabzug und RS-Verfahren) wird die Überschussschlamm-entnahme gezeigt. Hier ist auch die Steuerung des RS-Verfahrens untergebracht.

Die Belüftungsstrategie wurde um einige Strategien erweitert, die speziell zu Optimierungszwecken simuliert werden sollten. Sie werden zu einem späteren Zeitpunkt beschrieben (Kap. 6.4). Integriert wurden auch Auswertungs-Werkzeuge, die es erlaubten die Belüftungsdauer zu ermitteln (A.2.4 Belüftungsstrategie mit Auswertungstools).

Ein Ausschnitt der Fällmittelregelstrategie wird in Abbildung 5-15 in gezeigt. Hierbei wurden die aktuellen Werte der Kläranlagen berücksichtigt und ein Werkzeug zur Ermittlung des Fällmittelbedarfs entwickelt.

Die Dekantierstrategie musste im Vergleich zum SBR-Kalibrierungsreaktor umstrukturiert werden, um nun zu gewährleisten, dass das gereinigte Abwasser aus zwei Reaktoren abfließt (Abbildung 5-16). Des Weiteren wurden neue Strategien integriert, die es zu analysieren galt.

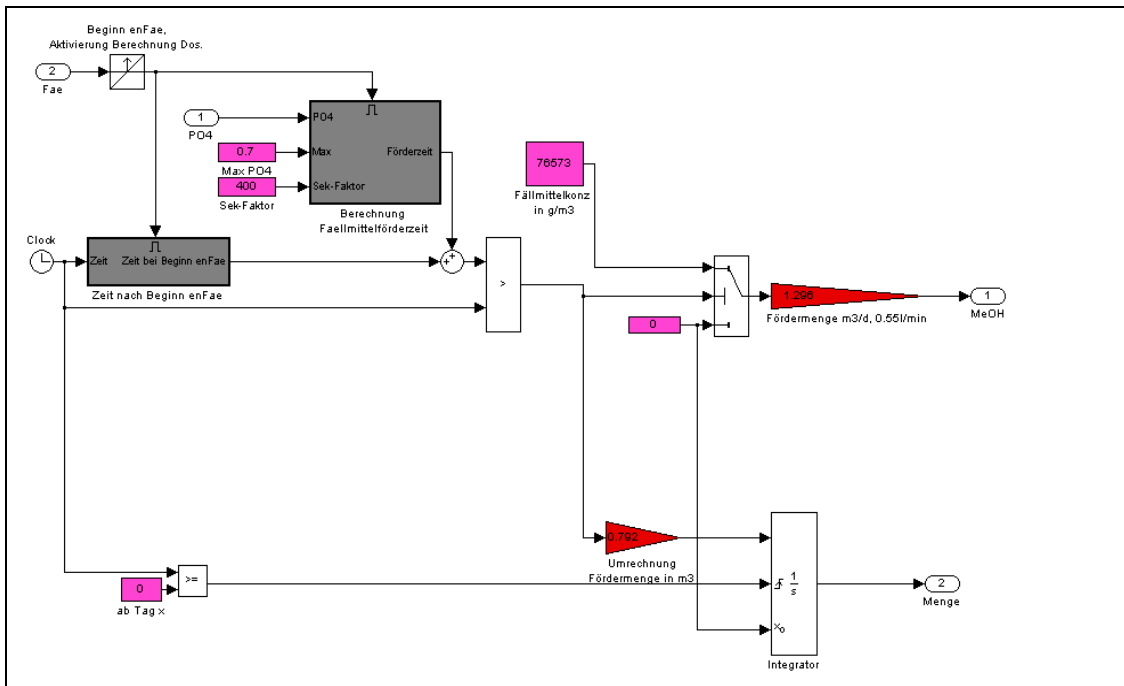


Abbildung 5-15: Fällmittelstrategie mit Auswertungstools

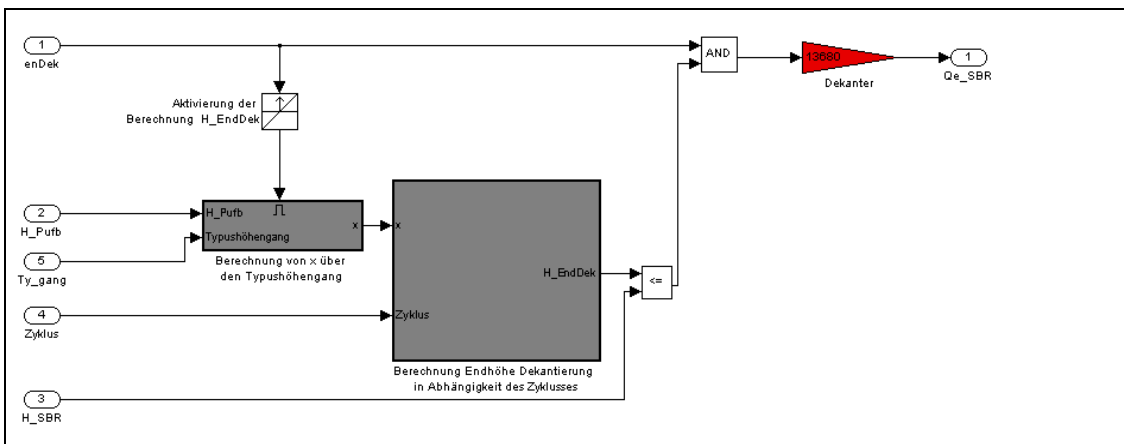


Abbildung 5-16: Dekantierstrategie

Für dieses Forschungsvorhaben wurden spezielle Auswertungswerkzeuge eingearbeitet, die es ermöglichten, die Zeiten für die Beschickungspumpen, die Rührer im Pufferbehälter und den Reaktoren und die Belüftung zu bestimmen. Zusätzlich wurden Module erstellt, die es erlauben, die Fällmittelmengen, die ÜS- und RS-Mengen zu berechnen. Außerdem wurden die Ablaufwerte jeder Dekantierung gespeichert.

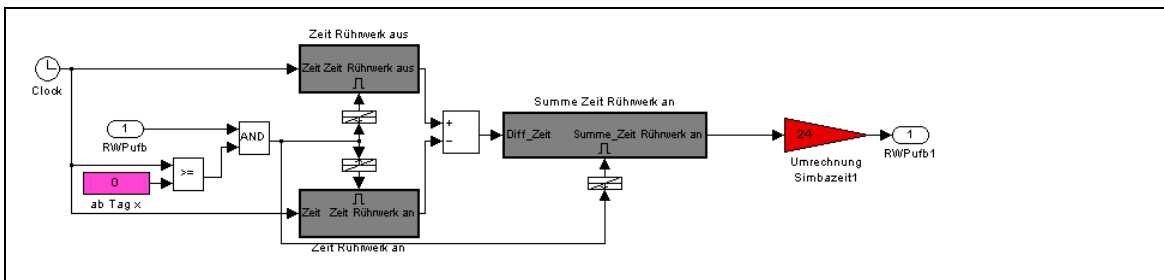


Abbildung 5-17: Auswertungstool zur Ermittlung der Rührwerkslaufzeiten

Auf diese Weise konnte ein Modell erstellt werden, das aus drei dreischichtigen SBR-Blöcken basiert und alle relevanten PLS-Regeltechniken der Kläranlage Weißtal enthält.

5.4 Kalibrierung und Validierung der Kläranlagenmodelle

Die Kalibrierung und Validierung ist der Prozess, bei dem das ASM3+EAWAG-BioP-Modell mit den 75 Parametern so eingestellt wird, dass die best mögliche Übereinstimmung mit den gemessenen Ablaufwerten und - wenn verfügbar - mit den Onlinedaten in den Reaktoren bzw. Becken erzielt wird. Dabei wird bei der Kalibrierung auf einen erfassten Messdatensatz zurückgegriffen, der mindestens ein Schlammalter vor der Validierungsmesskampagne liegt. Bei dem Vorgang der Kalibrierung und Validierung handelt es sich um einen iterativen Prozess. Zunächst werden die Schlammeigenschaften im Kalibrierungsmodell justiert, dann erfolgt die Einstellung der autotrophen und heterotrophen Aktivitäten und zum Schluss werden die BioP's kalibriert. Dieser Vorgang wird solange wiederholt, bis eine zufriedenstellende Übereinstimmung für den Kalibrierungslauf erzielt wird. Dann erfolgt eine Überprüfung am Validierungsmodell. Ergibt sich zu große Unterschiede, muss der Vorgang so lange wiederholt werden, bis im Mittel eine gute Übereinstimmung für beide Modelle erzielt wird. Sind die Diskrepanzen zu groß, kann es sein, dass die unterschiedlichen Verfahren zu unterschiedliche Kinetiken haben (wie bereits anhand der Sterberaten erfasst). In diesem Fall muss für die einzelnen Verfahren mit getrennten Kalibriersätzen gearbeitet werden.

5.4.1 Charakterisierung der Zuläufe

Die Messwerte aus den Messkampagnen mussten zur Verwertung im Kläranlagenmodell in bestimmte Weise aufgearbeitet werden, so dass sie der Fraktionierung des jeweiligen Belebtschlammmodells entsprechen (Kap. 3.6). Die Fraktionierung der CSB-Fraktion erfolgte nach STOWA. Bei der Stickstoff- und Phosphorfraktionierung wurde auf Faktoren zurückgegriffen, mit denen der Anteil an N und P in den unterschiedlichen Kohlenstofffraktionen errechnet werden. Die Berechnung der N- und P-Mengen in der CSB-Fraktion erfolgte über die im Modell hinterlegten i-Faktoren folgendermaßen:

Bei der Charakterisierung aller Zuläufe für das ASM3+EAWAG-BioP-Modell wurden die einzelnen N- und P-Werte der CSB-Fraktionen mit Hilfe der i- Standardfaktoren berechnet und die Summe aus diesen mit dem gemessenen N_{ges} - und P_{ges} -Wert aus dem Zulauf so abgeglichen, dass eine Streuung dieser Werte um den gemessenen Mittelwert erreicht wurde. Dieser Abgleich wurde durch eine Modifikation der Standardfaktoren erreicht. Die durch den Abgleich ermittelten Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen wurden auf die Ammonium- und Phosphatkonzentrationen im Zulauf aufgeschlagen bzw. abgezogen.

5.4.2 Vorbereitende Arbeiten

Vor Beginn der Messkampagnen wurde mit den bereits bekannten Zu- und Ablaufdaten vom Kläranlagenpersonal eine statische Kalibrierung durchgeführt und das Modell mit den Standardparametern eingefahren. Dies war wichtig um ein Gefühl für die Modelle zu bekommen. Dann erfolgte die eigentliche Kalibrierung und Validierung basierend auf den Daten der Intensivmesskampagnen. Für die Kalibrierung wurde das Messprogramm vom März 2006 verwendet. Für die Validierung 1 wurde auf die Daten der Messkampagne im September 2006 zurück-

gegriffen. Für die Validierung 2 wurde auf die Daten der Messkampagne im Juni 2008 zurückgegriffen.

Für jeden Simulationslauf mit einem bestimmten Parametersatz wurde ein Vorlauf von ca. 200 Tagen mit vorher erstellten Durchschnittszuläufen erstellt. Auf diesen Vorlauf wurden die Messdaten der Messkampagne gegeben. Zur Dokumentation wurde der Parametersatz, der Vorlauf und der eigentliche Kalibrier- oder Validierlauf ausgedruckt. Beim Ausdruck der Läufe wurden wesentliche Ebenen des Modells dargestellt wie z.B. ggf. Zuläufe, Schlammigenschaften, NH_4 -, NO_3 -, PO_4 -Verläufe in den Becken, Belüftungsvorgänge, Dosiervorgänge und die Abläufe. Sofern ein wichtiger Kalibrier- oder Validierschritt vorlag wurden die Daten ebenfalls in der sogenannten Workspace zur Dokumentation abgespeichert. Auf diese Weise wurden für den gesamten Vorgang der Kalibrierung und Validierung beider Anlagenteile ca. 200 Läufe in sechs großen Ordnern gesammelt und ca. 1,5 Gigabyte Daten produziert, die jederzeit einsehbar sind. Aufgrund dieser Datenmengen wird in diesem Zwischenbericht lediglich der Lauf mit Standardparametern, evtl. den wesentlichen Zwischenergebnissen und der Lauf mit der besten Übereinstimmung gezeigt.

In Sensitivitätsanalysen wurden alle Parameter auf ihre Wirkung überprüft und ggf. in Vorläufen getestet.

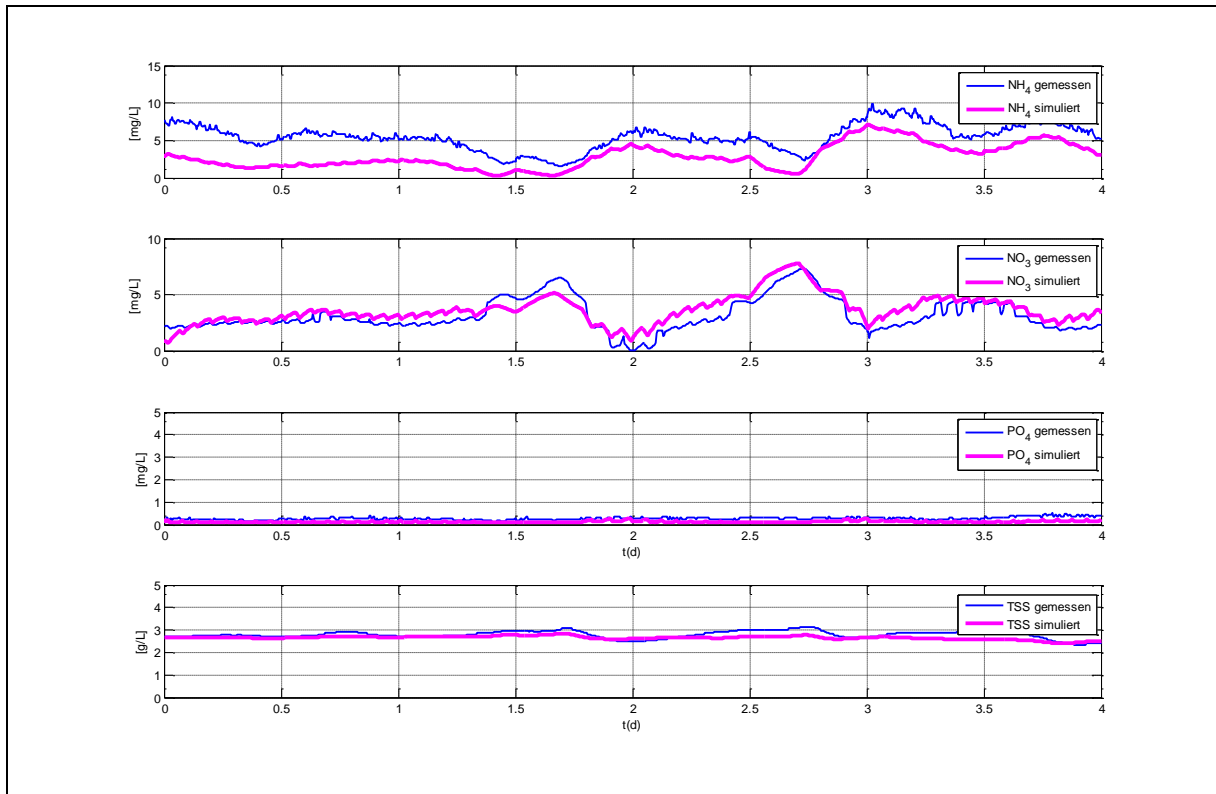
5.4.3 Kalibrierung und Validierung des konventionellen Anlagenteils

Die Kalibrierung und Validierung 1 des konventionellen Anlagenteils wurde mit Hilfe der bereits vorgestellten Kalibrier- und Validiermodelle durchgeführt (siehe Kap. 5.2). Die Ergebnisse der Kalibrier- oder Validierläufe der Messkampagnen 1 und 2 mit den Standardparametern macht deutlich, dass eine Justierung der Parameter erforderlich war, da besonders die simulierten NH_4 -Konzentrationen im Ablauf und im Nitrifikationsbecken 2 nicht mit den Messdaten übereinstimmten (Abbildung 5-18, Abbildung 5-19). Die Unterschiede zu den gemessenen NO_3 -Werten waren dafür geringer.

In Abbildung 5-20 ist der Lauf vom Kalibrierdatensatz 1 gezeigt, der im Kalibriermodell die beste Übereinstimmung ergab. Dieser Datensatz bewirkte aber eine zu große Abweichung im Validierungsmodell (Abbildung 5-21). Daher wurde nun zuerst am Validierungsmodell nachjustiert. Dieser Validierparametersatz zeigte im Kalibriermodell wieder zu starke Unterschiede. So dass nun parallel am Kalibrier- und Validiermodell weitergearbeitet wurde. Dabei wurde der Validierdatensatz bevorzugt bewertet, da beim Kalibrierdatensatz die Temperatur im Becken von 7°C außerhalb des optimalen Bereichs der Temperaturfaktoren des Modells liegen und daher eher unzuverlässigere Übereinstimmung gibt. Des weiteren wurden die Vorlaufbedingungen im Kalibriermodell umgestellt. Dabei wurden einerseits geringere Temperaturen in den Becken zugrunde gelegt, die tatsächlich aufgrund der langen vorangegangenen Frostperiode vorherrschten. Andererseits wurden die NH_4 -Konzentrationen im Zulauf geringfügig etwas gesenkt, was den vorangegangenen Zeiten auf der Anlage besser entspricht.

In Abbildung 5-22 und Abbildung 5-23 ist die beste Übereinstimmung mit dem Validierparameterdatensatz im Kalibrier- und Validiermodell dargestellt. Eine bessere Übereinstimmung kann unter diesen Bedingungen nicht erzielt werden. Auf diese Weise konnte ein Kalibrierdatensatz für zwei Messkampagnen bei unterschiedlichen Temperaturen (7°C und 16°C) und Zulaufbedingungen (mit oder ohne Trübwasser) verwendet werden (siehe Tabelle 5-4).

(a)



(b)

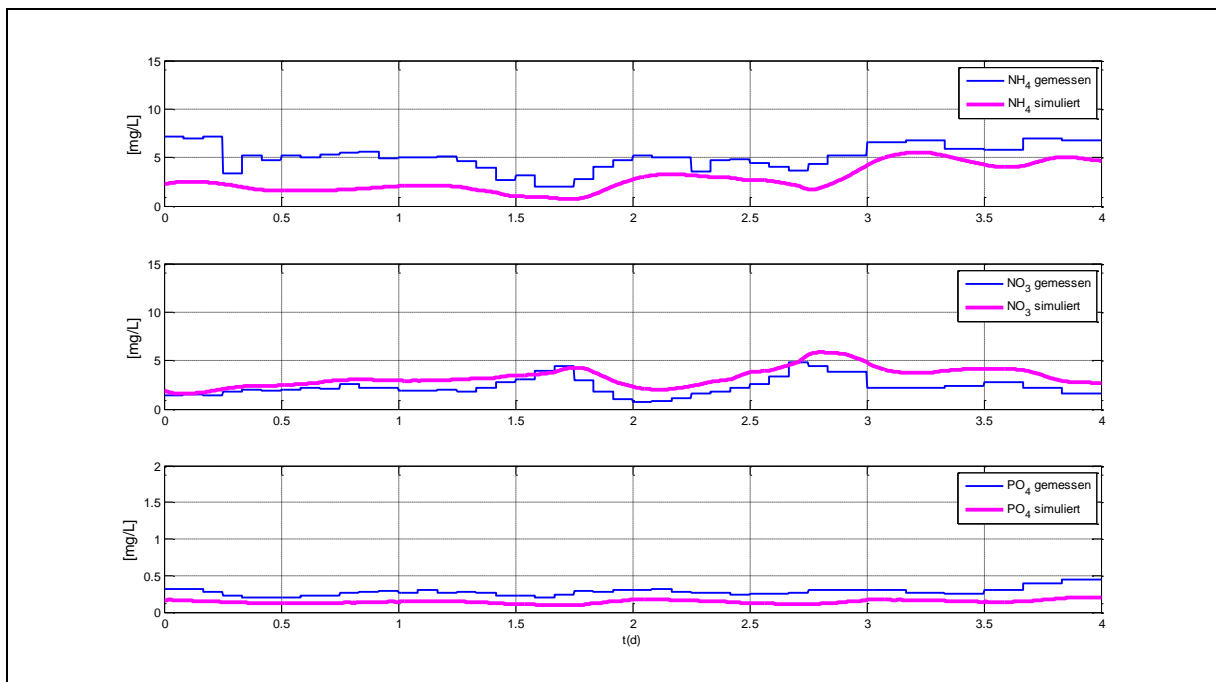
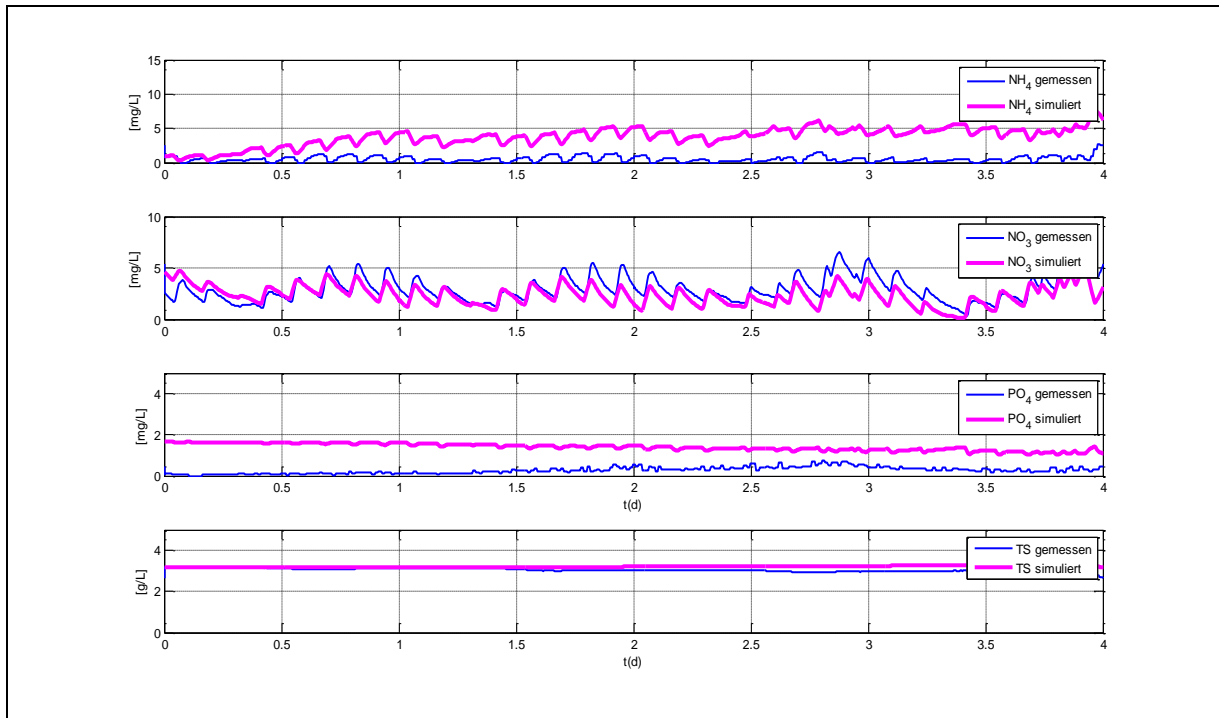


Abbildung 5-18: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von Standardparametern bei 7°C

(a)



(b)

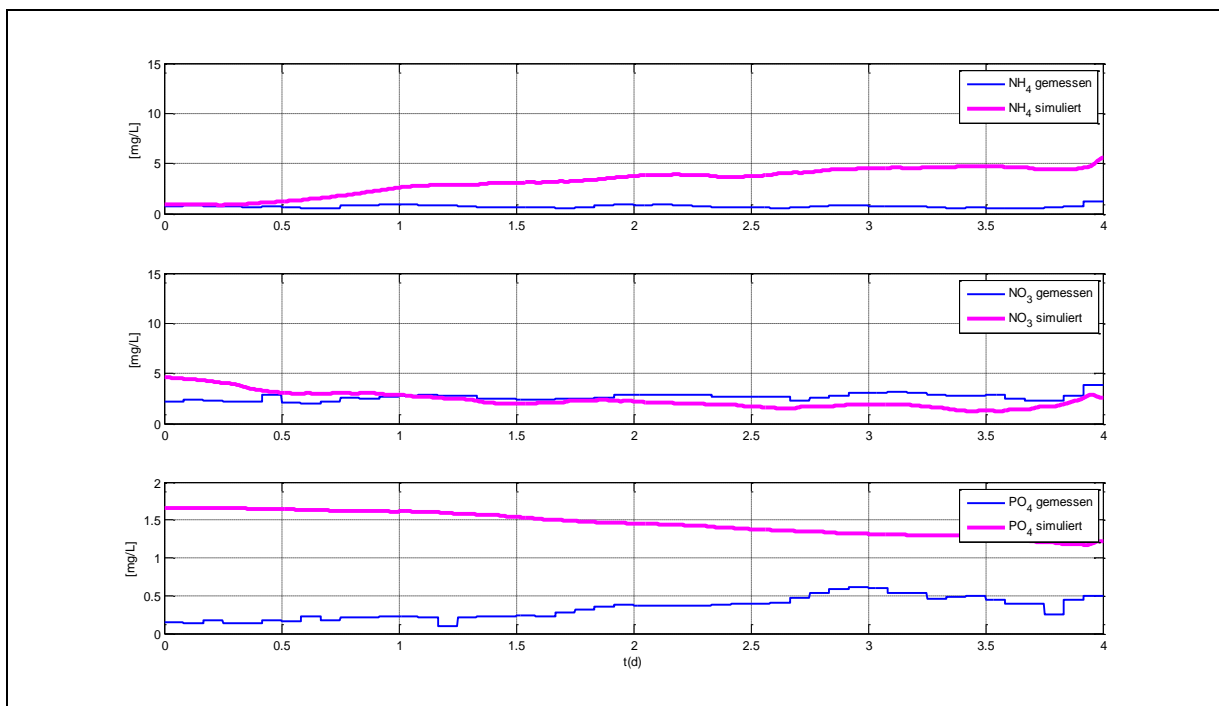
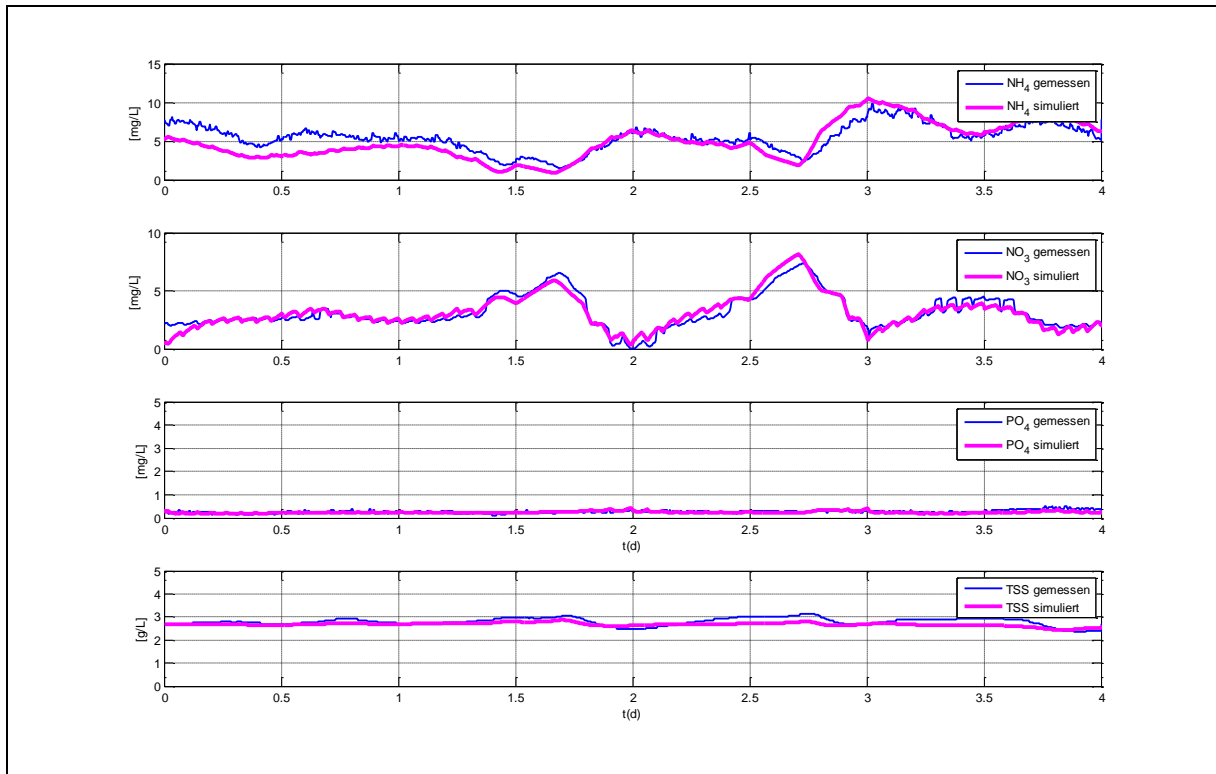


Abbildung 5-19: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von Standardparametern bei 16°C

(a)



(b)

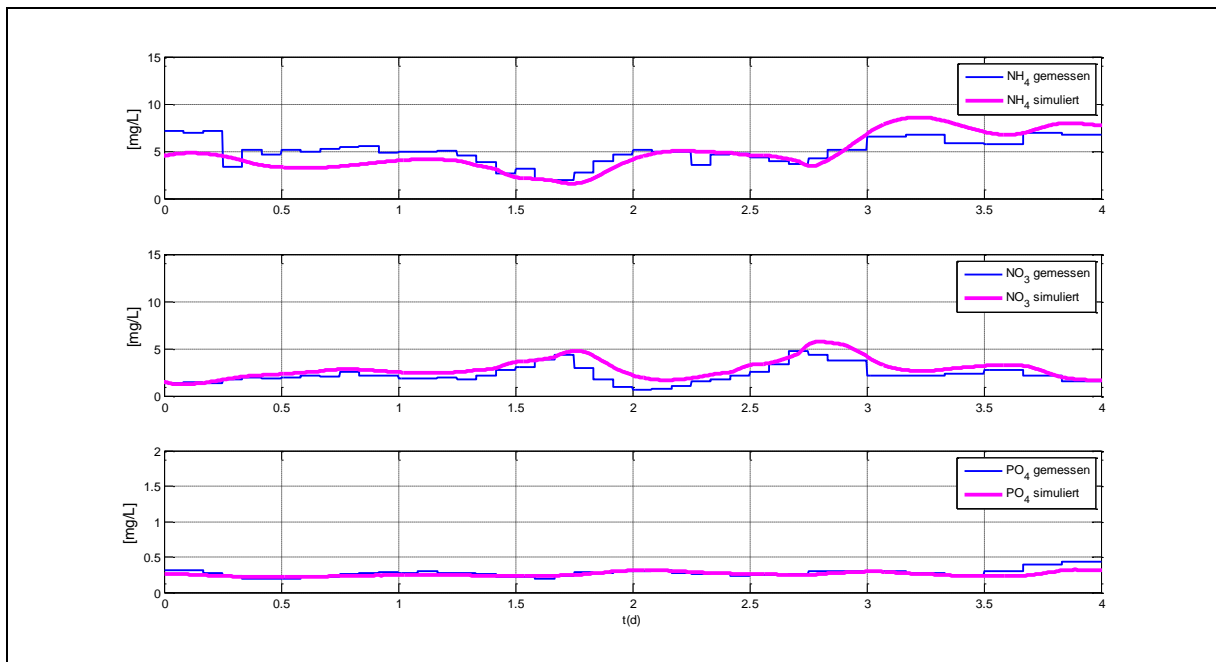


Abbildung 5-20: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Kalibrierparametern 1 bei 7°C

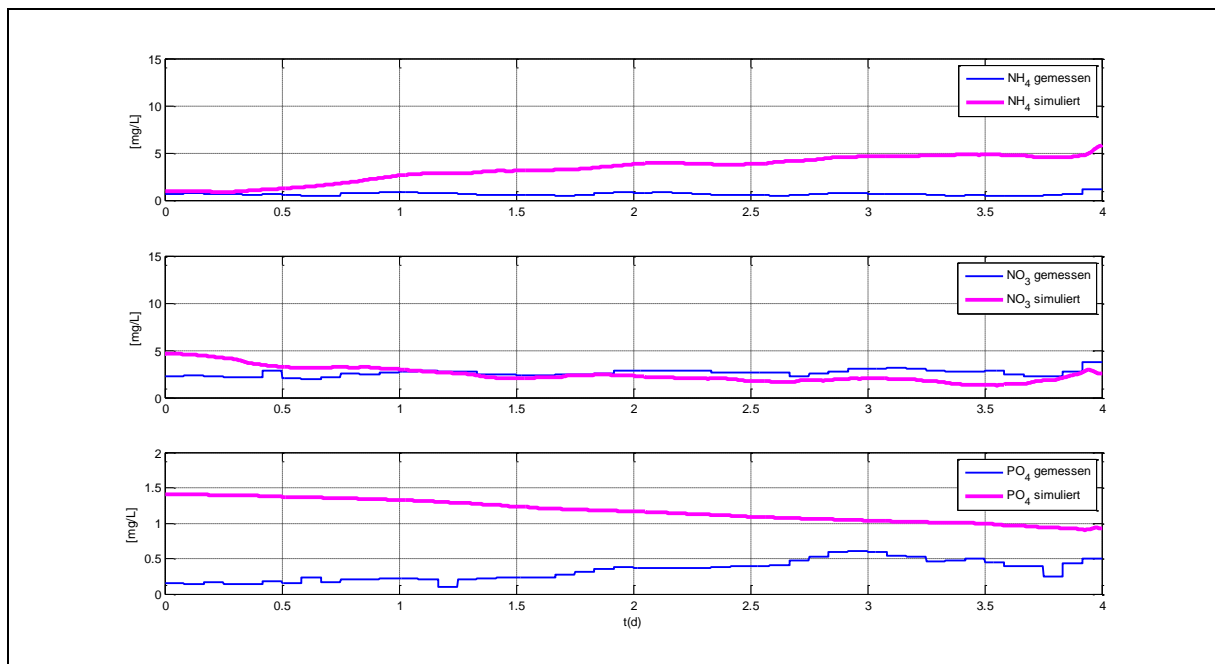
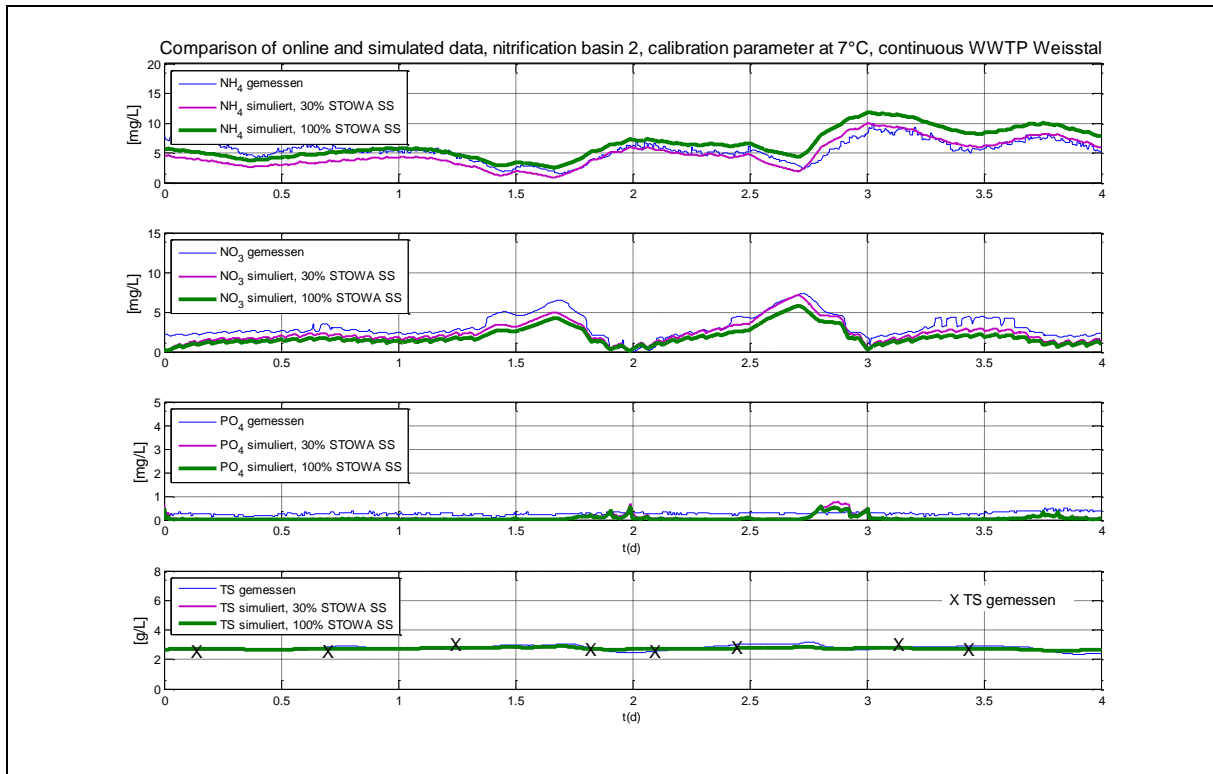


Abbildung 5-21: Vergleich der gemessenen 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken aus der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Kalibrierparametern 1 bei 16°C

In der Abbildung 5-22 der Messkampagne 1 sind ebenfalls die Simulationsergebnisse unter Verwendung unterschiedlicher S_S -Konzentrationen gezeigt. Es wird deutlich, dass die verwendete minimierte S_S -Konzentration von 30% des Membranfiltrats die besseren Simulationsergebnisse ergibt und bestätigt, die Notwendigkeit zur Bestimmung eines Reduktionsfaktors für die Membranfiltratdaten mit Hilfe der OUR-Analyse. Bei der Messkampagne 2 ergaben unterschiedliche S_S -Konzentrationen kaum Unterschiede (Abbildung 5-23). Dies liegt wahrscheinlich an der höheren Temperatur von 16°C, die im Bereich der Modelle liegt. Des Weiteren wurde die Auswirkung unterschiedlicher K_{BSB} -Werte untersucht, ein Faktor der zur Berechnung der BSB_{ges} -Konzentration nach STOWA notwendig ist (siehe Kap. 3.6.1). Dieser Wert kann je nach Messkampagne schwanken. Diese Schwankungen bewirken aber nahezu keinen Unterschied in den Simulationsergebnissen und die Messung aller BSB_{ges} -Werte ist gemäß STOWA auch nicht unbedingt notwendig, so dass eine Reduktion des Messprotokolls für Messkampagnen erfolgen könnte.

(a)



(b)

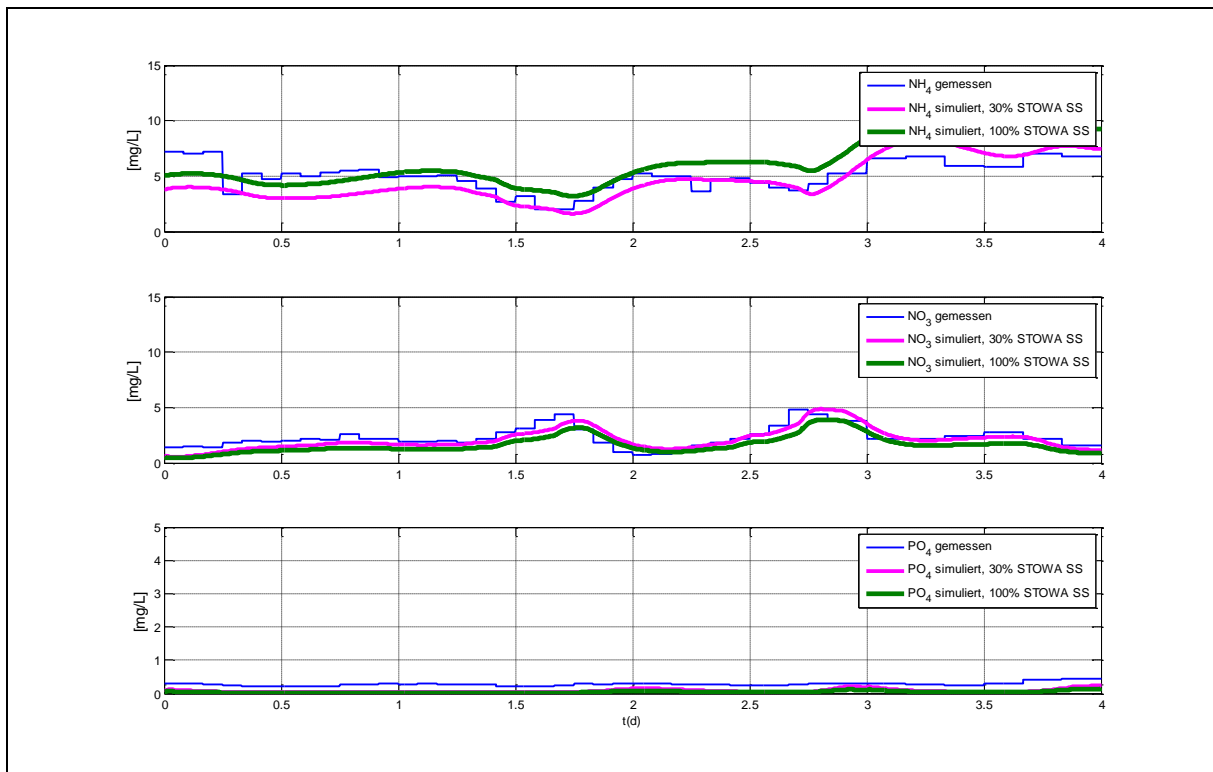
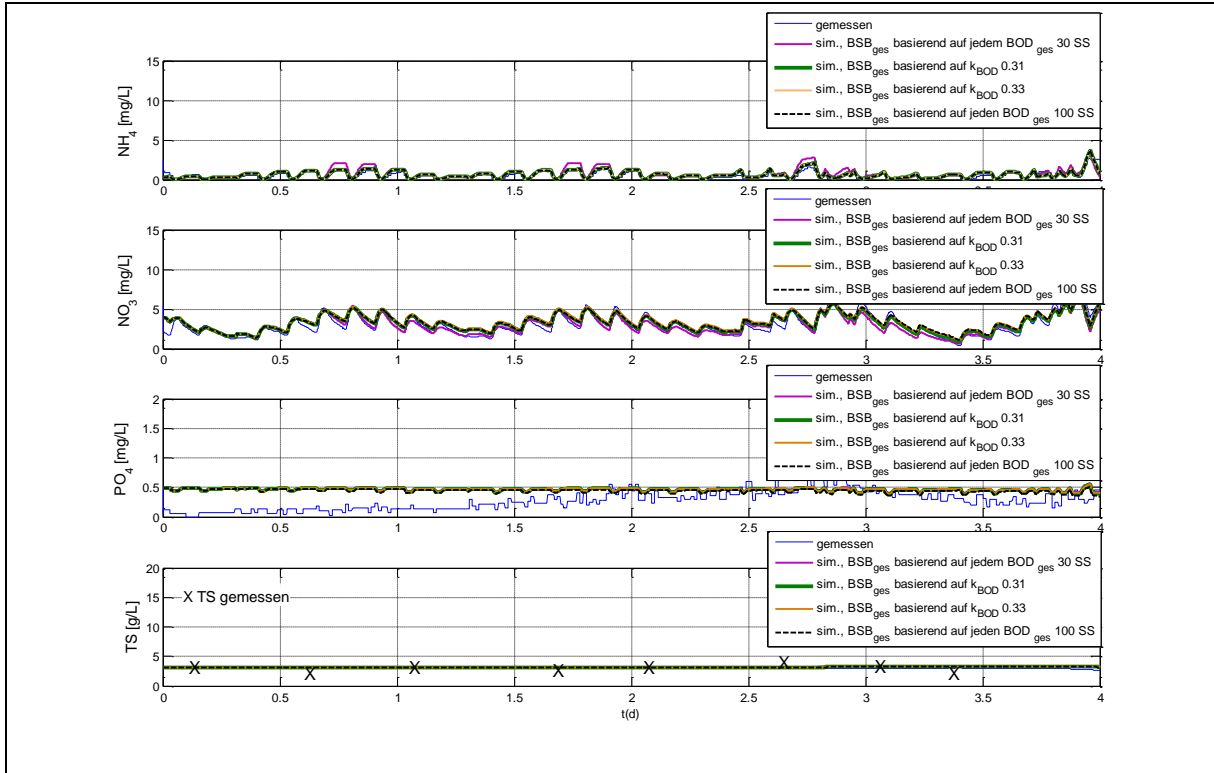


Abbildung 5-22: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Validierparametern 1 bei 7°C

(a)



(b)

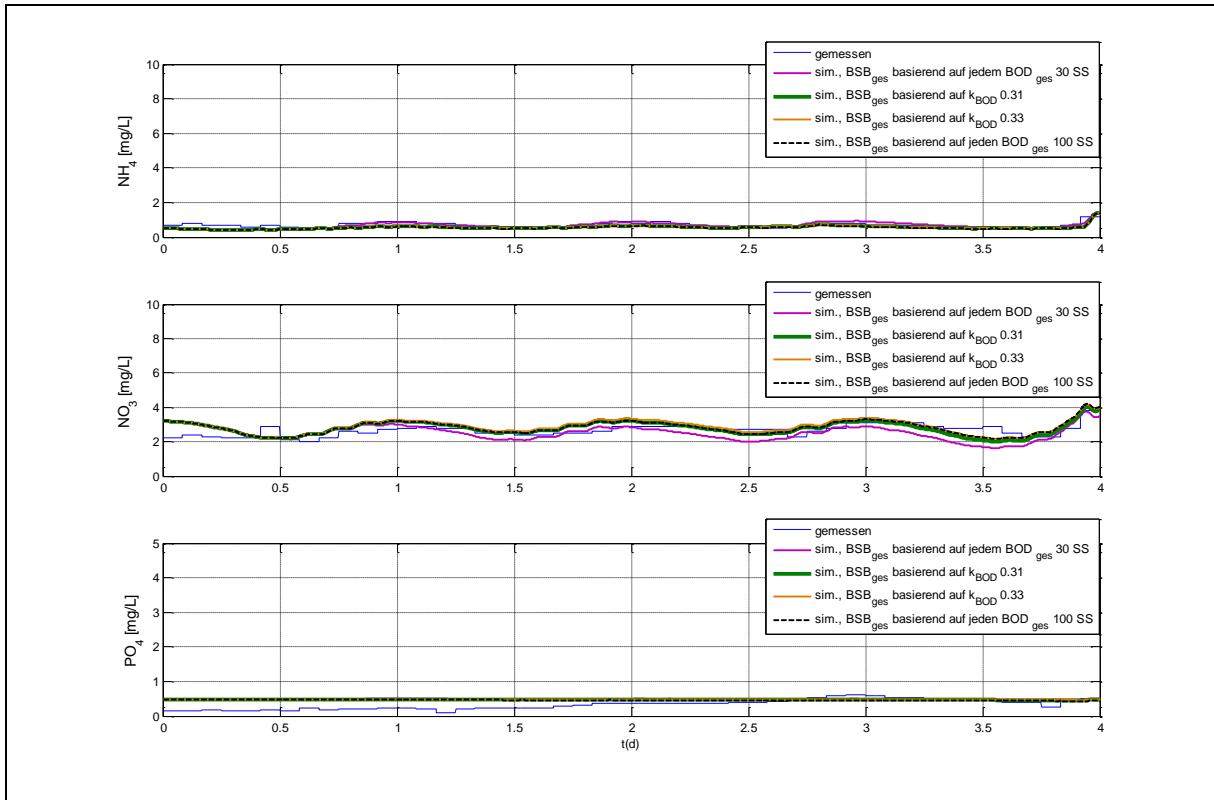


Abbildung 5-23: Vergleich der gemessenen Onlinewerte im Nitrifikationsbecken 2 (a) und der 2h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken (b) aus der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Validierparametern 1 bei 16°C

Als Ergebnis der Kalibrierung wurden zunächst die folgenden Parameter abweichend von den Standardparametern eingestellt (Tabelle 5-1). Die OUR-Werte weisen oft eine gute Übereinstimmung mit den im Modell gewählten Werten auf oder sind tendenziell richtungweisend (Tabelle 5-1).

Tabelle 5-1: Durch die Simulation angepasste Parameter für die konventionelle Kläranlage Weißtal der Kalibrierung und Validierung 1 aus der Messkampagne 1 und 2

Parameter	Simulation		OUR
	Standard	KA Weißtal	KA Weißtal
$Y_{H,aer}$	0,8	0,8	0,79
etaHNO3	0,8	1	-
b_H	0,3	0,07	0,12
etaHend	0,33	0,33	-
K_{HO_2}	0,2	0,3	-
YA	0,24	0,24	0,24
b_A	0,2	0,13	0,05
KN_{NH_4}	1	1	0,29
$b_{PAO_{20}}$	0,2	0,11	0,12
iNS_I	0,01	0,016	-
iNS_S	0,03	0,048	-
iNX_I	0,03	0,048	-
iNX_S	0,035	0,056	-
iNX_{BM}	0,7	0,7	-
iPS_S	0	0	-
iPS_I	0	0	-
iPX_I	0,01	0,018	-
iPX_S	0,005	0,009	-
iPX_{BM}	0,014	0,014	-

Als die wichtigsten Parameter werden die Sterberaten betrachtet; mit Hilfe der endogenen Atmung sind sie einfach und billig zu bestimmen. Die Erträge sind aufgrund der teils ungenauen Substratabschätzung schwer zu erfassen. Der K_{NH} ließ sich mit NH_4Cl einfach bestimmen. Die Bestimmung der maximalen Wachstumsraten erwies sich aufgrund der Bestimmung der Menge der autotrophen Biomasse ebenfalls als schwierig.

Für die Messkampagne 4 wurde mit Hilfe von Vorläufen der Messkampagne 3 die Validierung 2 mit Hilfe des entsprechenden Validiermodells durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten zu große Abweichungen sowohl mit dem Standard- und Validierparametersatz 1 (Abbildung 5-24). Die

Ammoniumwerte waren sowohl im Nitrifikationsbecken 2 als auch bei den Ablaufwerten zu hoch. Daher war eine getrennte Validierung dieses Datensatzes notwendig.

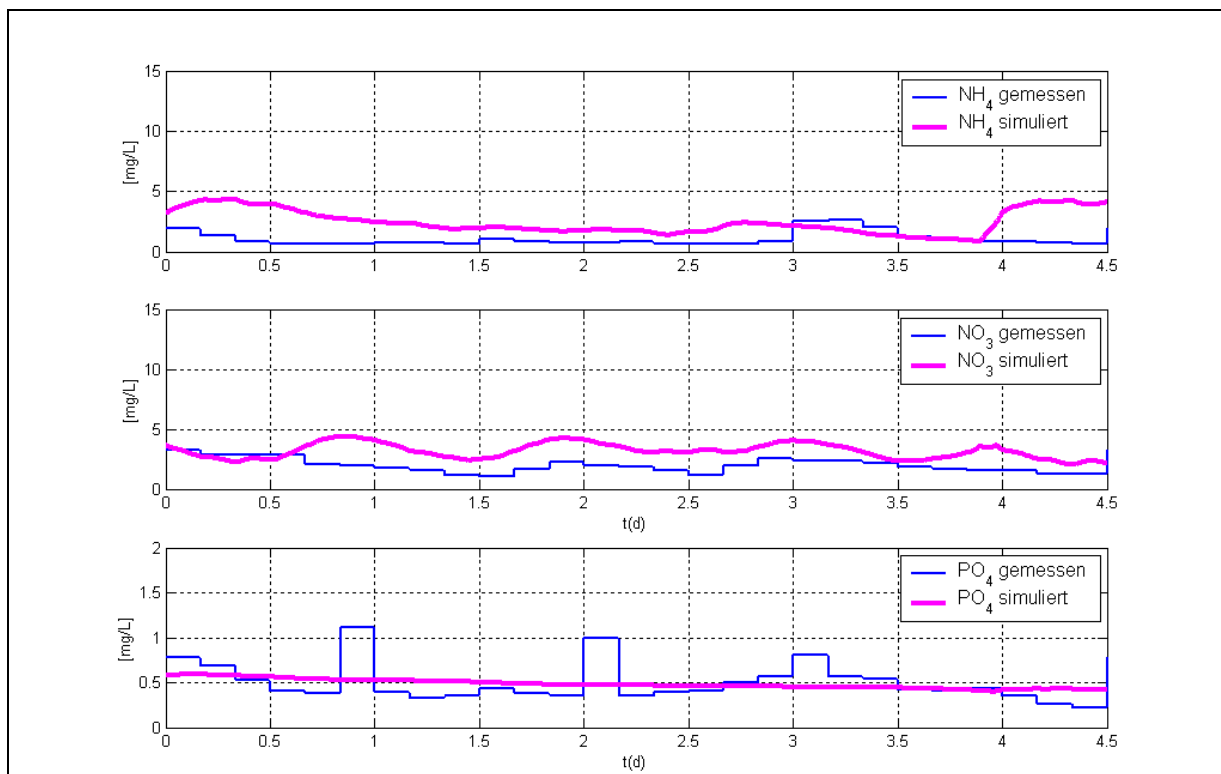


Abbildung 5-24: Vergleich der 4h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken aus der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Validierparametern 1 bei 15°C

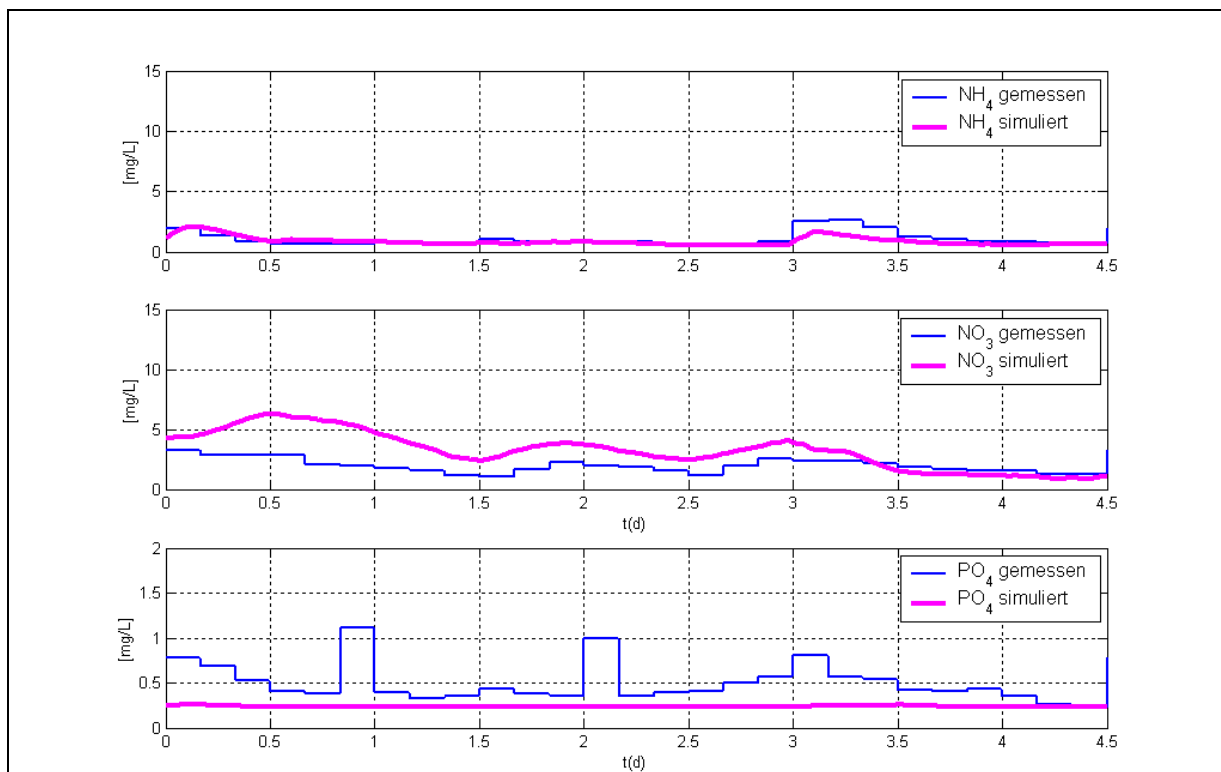


Abbildung 5-25: Vergleich der 4h-Ablaufwerte nach dem Nachklärbecken aus der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von den Validierparametern 2 bei 15°C

Die Ammoniumwerte konnten durch die Validierung 2 gut angepasst werden. Problematisch waren die Nitratwerte, die etwas höher lagen, aber nicht weiter gesenkt werden konnten. Es wird vermutet, dass durch die 4h-Mischproben die realen Bedingungen beim Spülstoß durch ein Regenereignis kurz vor der Messkampagne nicht ausreichend dargestellt werden. Die niedrigeren Phosphatwerte resultieren durch eine zu hohe Fällmitteldosierung und resultieren basierend auf schwer einschätzbaren mittleren Fällmittelmengen. Dies beeinflusst die Simulation insofern wenig, als dass zum größten Teil eine chemische Phosphor-Elimination stattfindet und die Phosphatwerte lediglich von der aktuellen und wetterabhängigen Fällmittelmenge abhängig sind. Eine bessere Einstellung unter diesen Umständen ist nicht möglich. Als Ergebnis der Validierung 2 wurden die folgenden Parameter abweichend von den Standardparametern und dem Validierparametersatz 1 eingestellt (Tabelle 5-2).

Tabelle 5-2: Durch die Simulation angepassten Parameter für die konventionelle Kläranlage Weißtal der Validierung 2 aus der Messkampagne 4

Parameter	Simulation		OUR
	Standard	KA Weißtal	KA Weißtal
$Y_{H,aer}$	0,8	0,8	0,79
etaHNO3	0,8	1	-
b_H	0,3	0,04	0,03
etaHend	0,33	1	-
K_{HO_2}	0,2	0,5	-
$\mu_{max,A}$	1	1	0,46
YA	0,24	0,24	0,24
b_A	0,2	0,04	0,02
KN_{NH_4}	1	1	0,29
b_{PAO_20}	0,2	0,06	0,03
KO_PAO	0,2	0,5	-
iNS_I	0,01	0,013	-
iNS_S	0,03	0,042	-
iNX_I	0,03	0,042	-
iNX_S	0,035	0,05	-
iNX_{BM}	0,7	0,4	-
iPS_S	0	0	-
iPS_I	0	0	-
iPX_I	0,01	0,016	-
iPX_S	0,005	0,008	-
iPX_{BM}	0,014	0,01	-

Die OUR-Werte weisen oft eine gute Übereinstimmung mit den im Modell gewählten Werten oder sind tendenziell richtungweisend (Tabelle 5-2). Ein Vergleich mit den Daten aus Tabelle 5-1 macht die Unterschiede gerade bei den Sterberaten deutlich. Diese Unterschiede machte eine erneute Anpassung des Modells notwendig und könnte daran liegen, dass die Biomasse nun an einen Zulauf ohne Trübwasser angepasst ist.

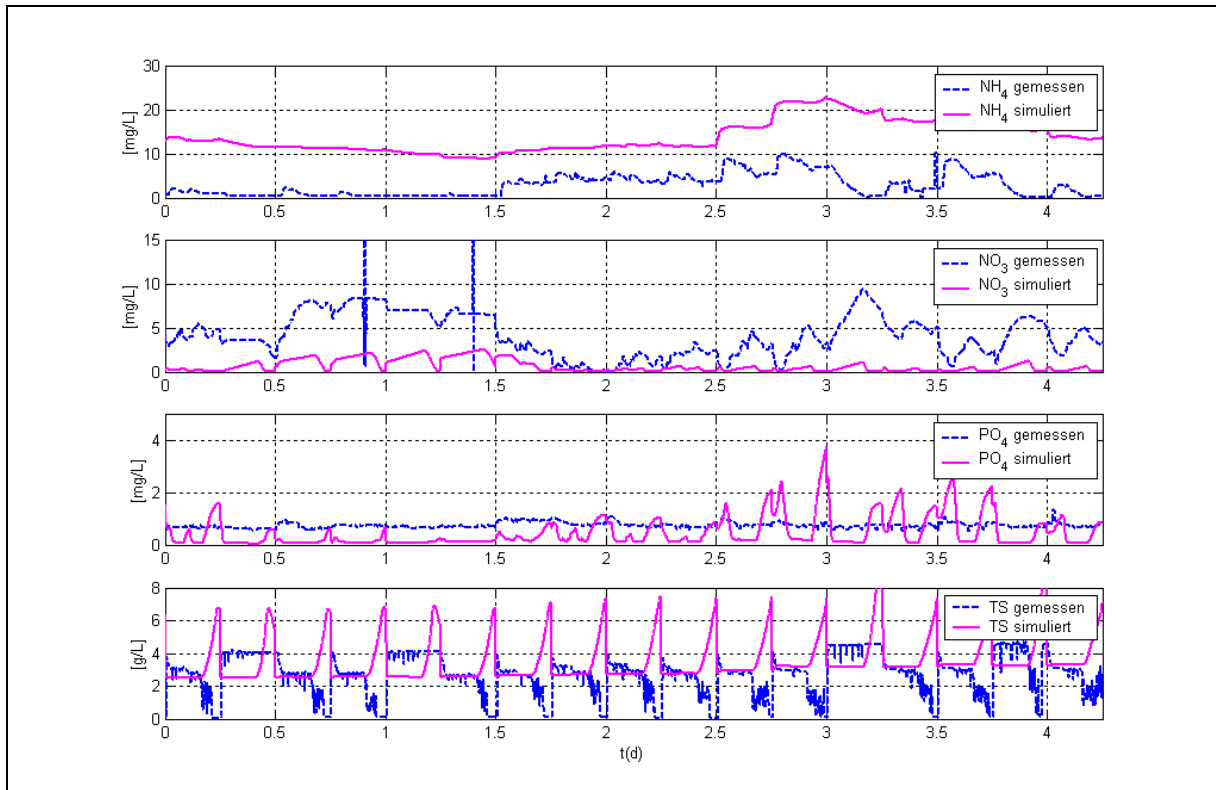
5.4.4 Kalibrierung und Validierung des SBR-Kalibrierungsreaktors

Für die Kalibrierung und Validierung des SBR-Anlagenteils wurde zunächst die oben beschriebene Methode mit den jeweiligen Kalibrier- und Validiermodellen des SBR1 durchgeführt. Diese Vorgehensweise erlaubte ein schnelleres Arbeiten, da das Gesamtmodell mit dem Pufferbehälter und den beiden Reaktoren für die Vorläufe doppelt so lange (ca. 14 h) brauchen als das Einzelreaktormodell oder das Modell für die konventionelle Schiene. Außerdem konnte auf diese Weise der Pufferbehälter besser eingestellt werden, da die Kinetiken der Reaktoren dann bekannt war.

Auch bei der SBR-Schiene stimmten die simulierten NH_4^- , NO_3^- und PO_4^- -Daten bei Standardparametern nicht ausreichend mit den gemessenen Daten überein, so dass eine Justierung der Parameter notwendig war (siehe Abbildung 5-26). Die beste Übereinstimmung der Onlinedaten und Abläufe des Modells mit den Kalibrierparametern mit den realen Daten für die Messkampagne 1 ist in Abbildung 5-27 gezeigt.

Nach Abschluss der Kalibrierung wurde das Validierungsmodell mit den Daten der Messkampagne 2 mit den erstellten Läufen unter Verwendung der Kalibrierparameter untersucht. Es konnte besonders mit dem Lauf aus der Biomasse mittels endogener Atmung eine gute Übereinstimmung festgestellt werden (Abbildung 5-28). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die NH_4^- -Peaks der Onlinedaten manuell nachgemessen werden mussten, da das Onlinedatengerät in diesem Bereich ungenaue Daten lieferte (siehe Kap. 4.1.2). Die Übereinstimmung in den gemessenen Online- und Ablaufwerten war so gut (Abbildung 5-28), dass das Gesamtmodell mit allen zwei SB-Reaktoren und unter Einfluss des Pufferbehälters überprüft und ggf. nachjustiert werden sollte (siehe Kap. 5.4.7).

(a)



(b)

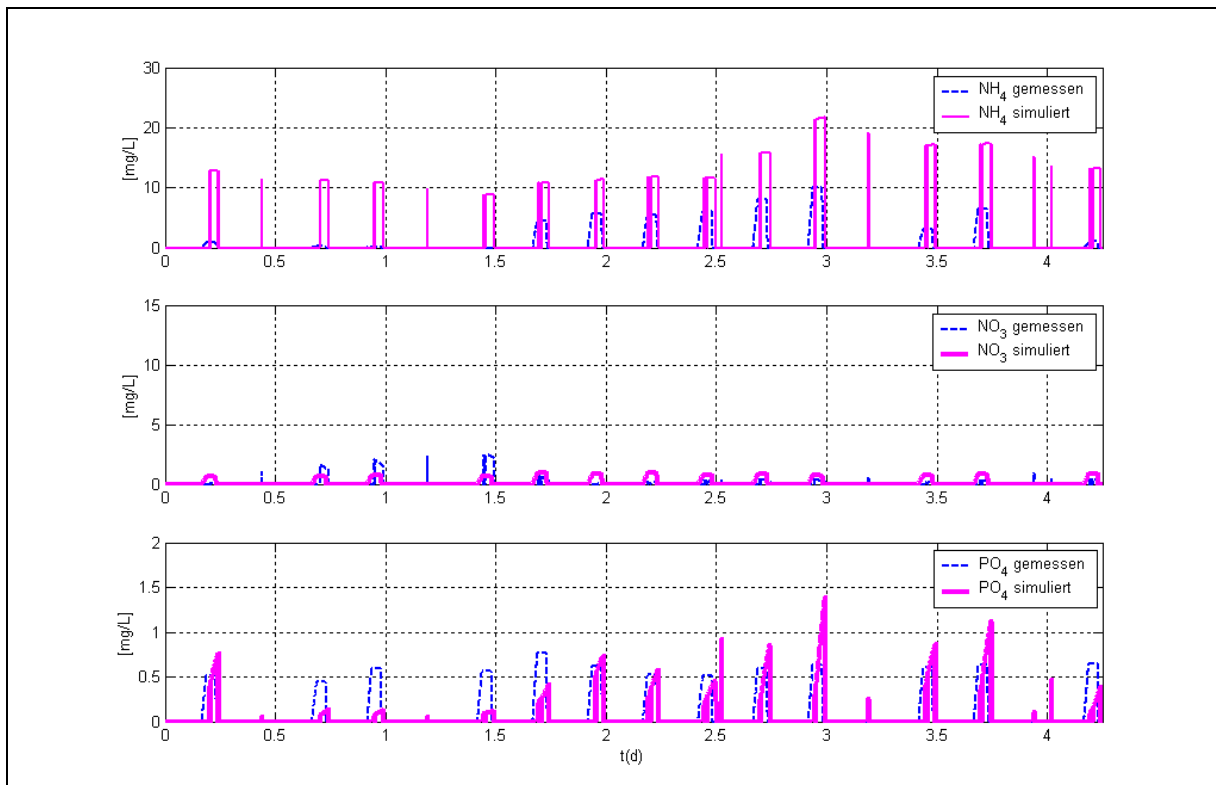
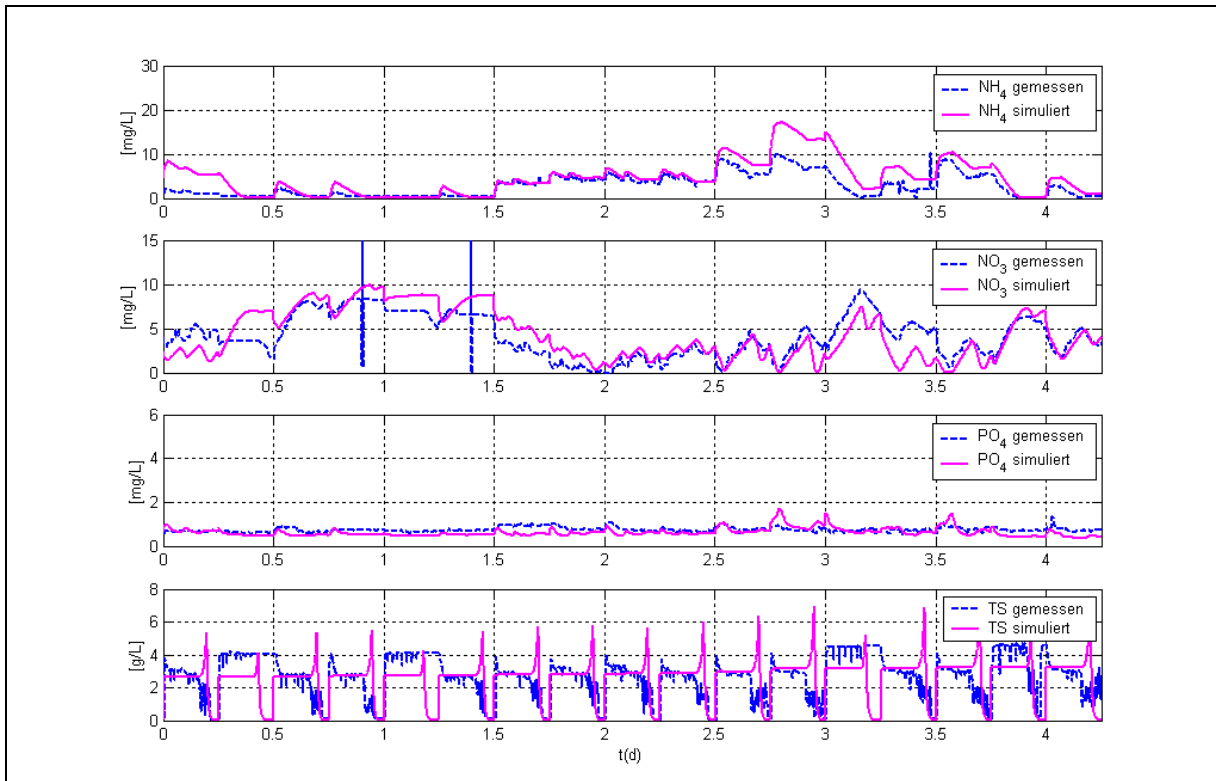


Abbildung 5-26: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung von Standardparametern bei 7°C

(a)



(b)

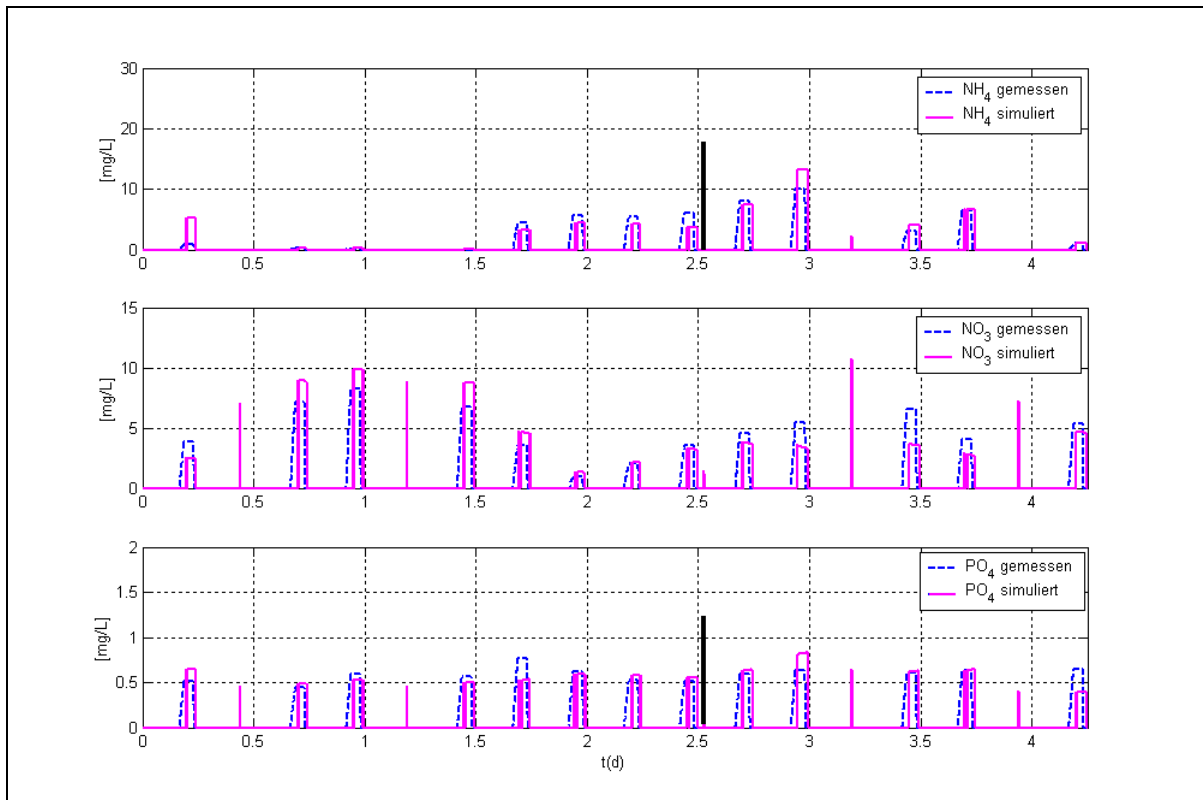
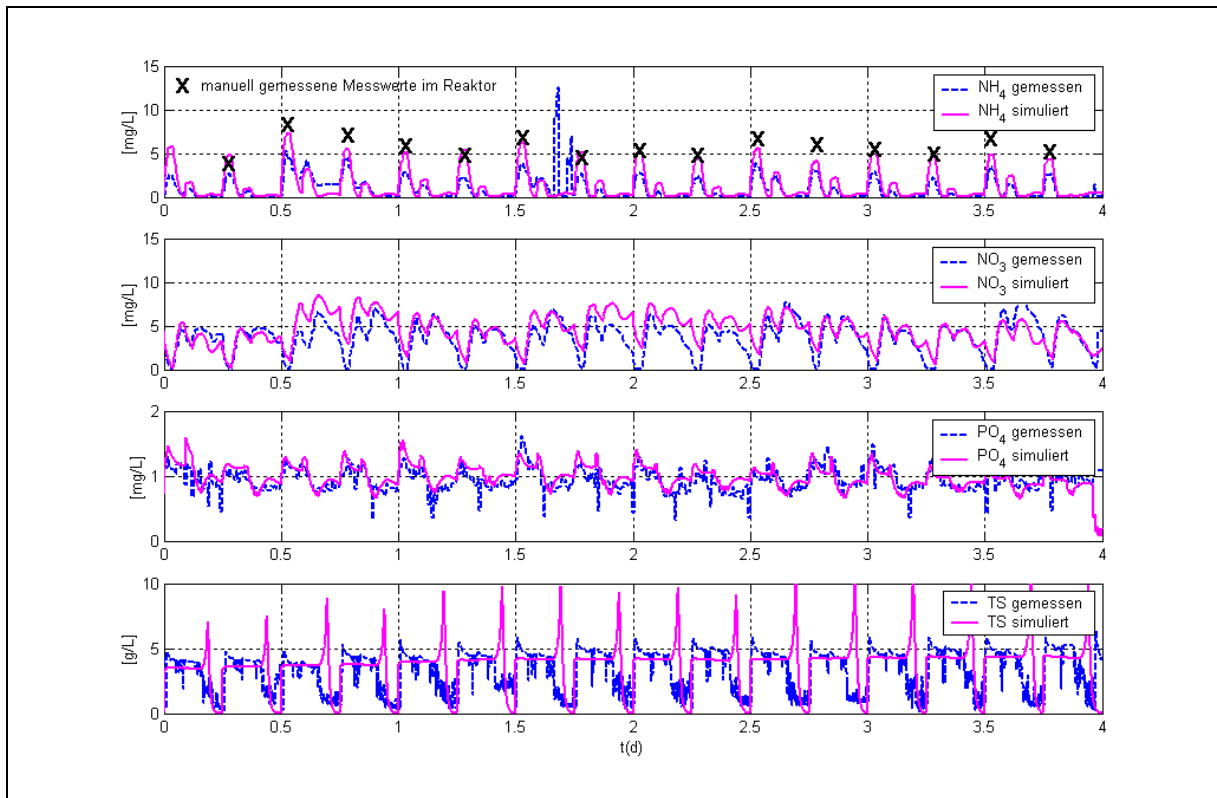


Abbildung 5-27: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 1 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Kalibrierparameter bei 7°C

(a)



(b)

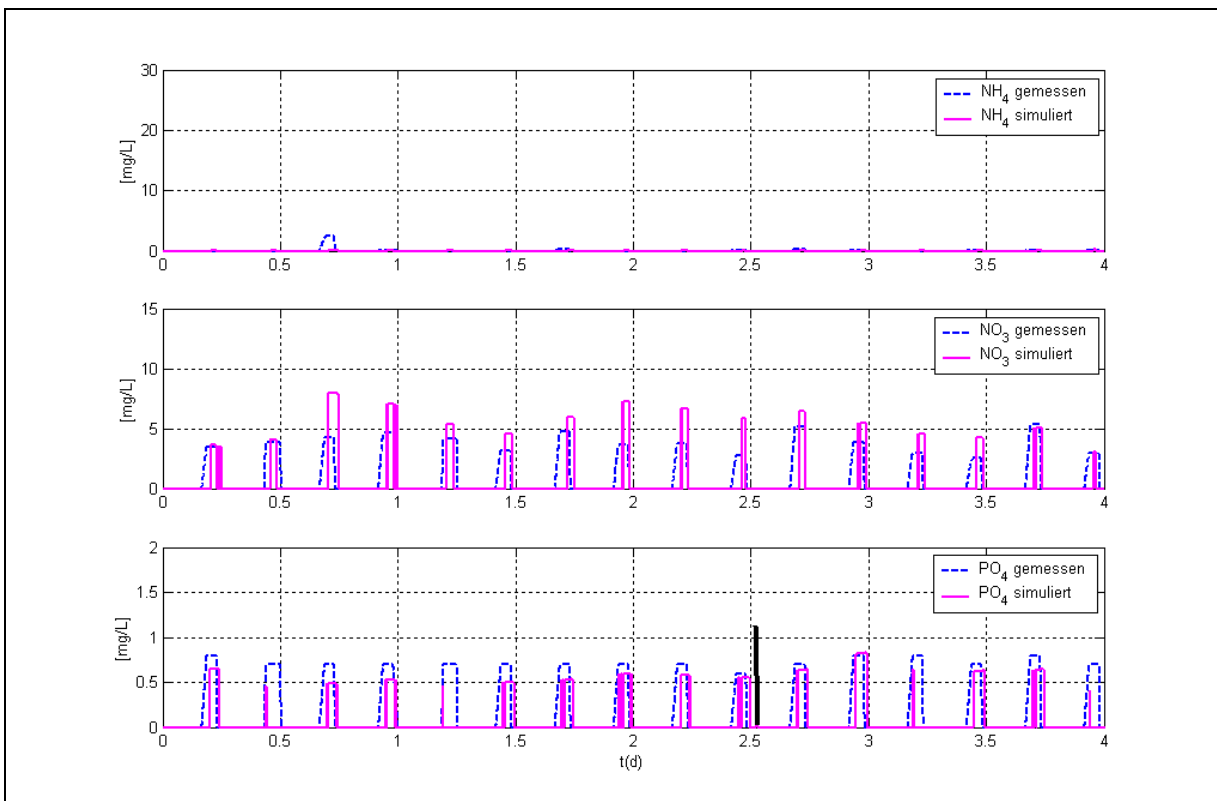


Abbildung 5-28: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Kalibrierparameter bei 16°C

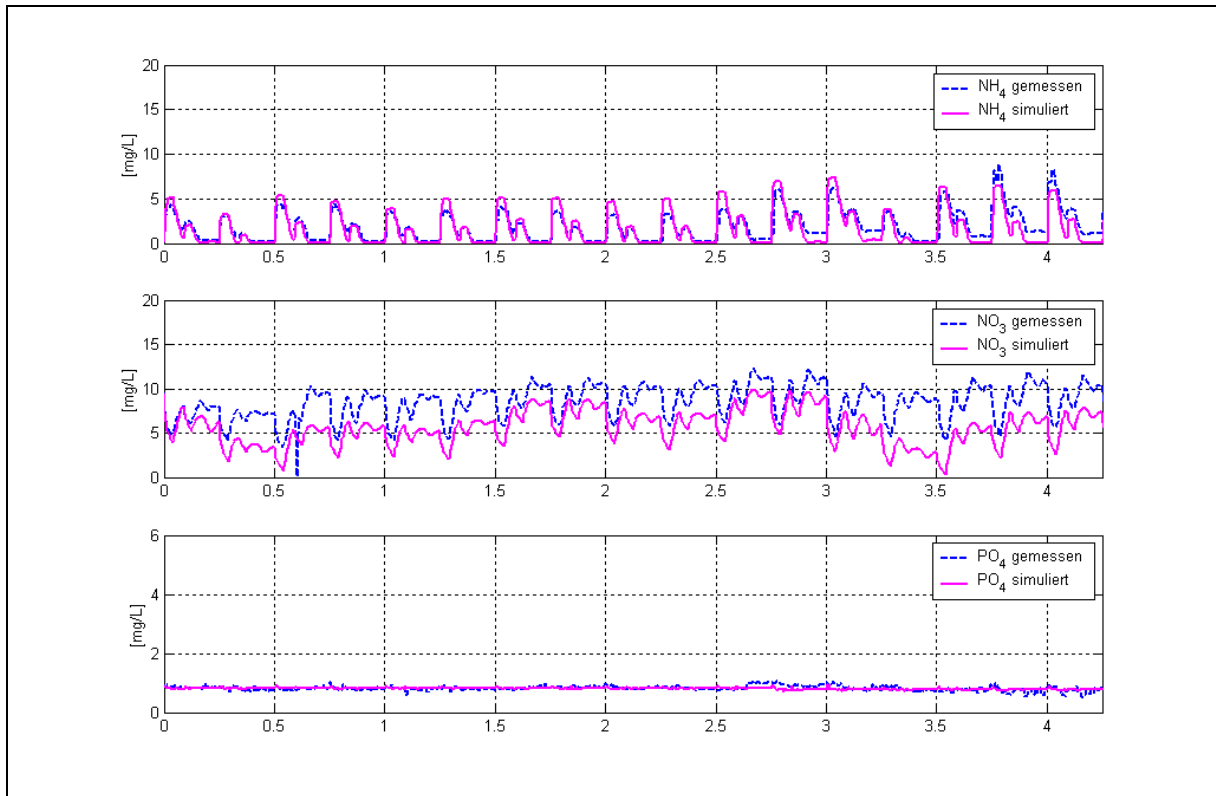
Als Ergebnis der Kalibrierung wurden zunächst die folgenden Parameter abweichend von den Standardparametern eingestellt (Tabelle 5-3). Die OUR-Werte weisen eine gute Übereinstimmung mit den im Modell gewählten Werten oder sind tendenziell richtungweisend (Tabelle 5-3).

Tabelle 5-3: Durch die Simulation angepasste Parameter für die SBR-Kläranlage Weißtal für die Kalibrierung/Validierung aus der Messkampagne 1 und 2

Parameter	Simulation		OUR
	Standard	KA Weißtal	KA Weißtal
$Y_{H,aer}$	0,8	0,8	0,8
η_{HNO_3}	0,8	1	-
b_H	0,3	0,15	0,17
K_{HO_2}	0,2	0,5	-
YA	0,24	0,24	0,24
b_A	0,2	0,15	0,11
KN_{NH_4}	1	0,8	0,28
qPP	0,15	0,95	-
iNS_I	0,01	0,016	-
iNS_S	0,03	0,048	-
iNX_I	0,03	0,048	-
iNX_S	0,035	0,056	-
iNX_{BM}	0,7	0,7	-
iPS_S	0	0	-
iPS_I	0	0	-
iPX_I	0,01	0,018	-
iPX_S	0,005	0,009	-
iPX_{BM}	0,014	0,014	-

Für die Messkampagne 4 wurde mit Hilfe von Vorläufen der Messkampagne 3 die Validierung 2 mit Hilfe des entsprechenden Validiermodells durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten zu große Abweichungen mit dem Kalibrierdatensatz der Messkampagne 1 und 2 (Abbildung 5-29). In der Simulation war die Nitrifikation zu stark und die Ammoniumablaufwerte deswegen zu gering. Die Denitrifikation war ebenfalls viel zu stark und die Nitratlaufwerte daher ebenfalls zu gering. Daher war eine getrennte Validierung 2 dieses Datensatzes notwendig.

(a)



(b)

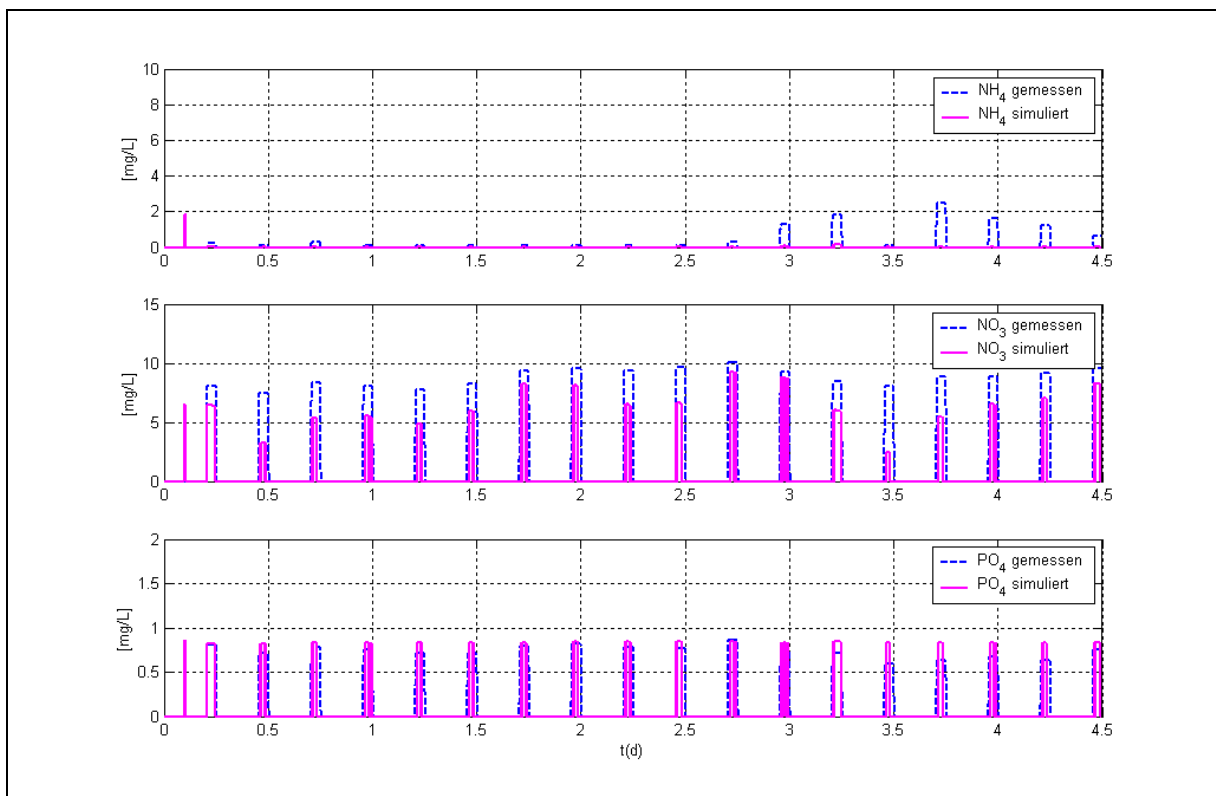
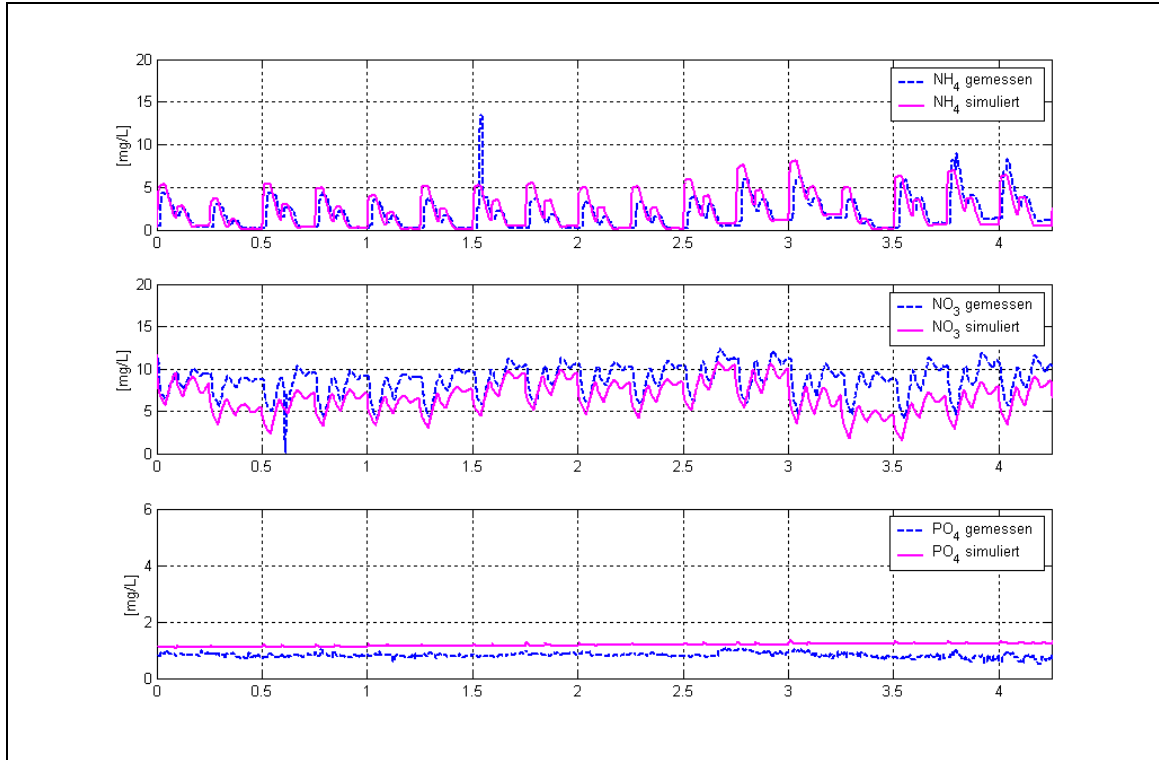


Abbildung 5-29: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Kalibrierparameter aus der Messkampagne 1 und 2 bei 15°C

(a)



(b)

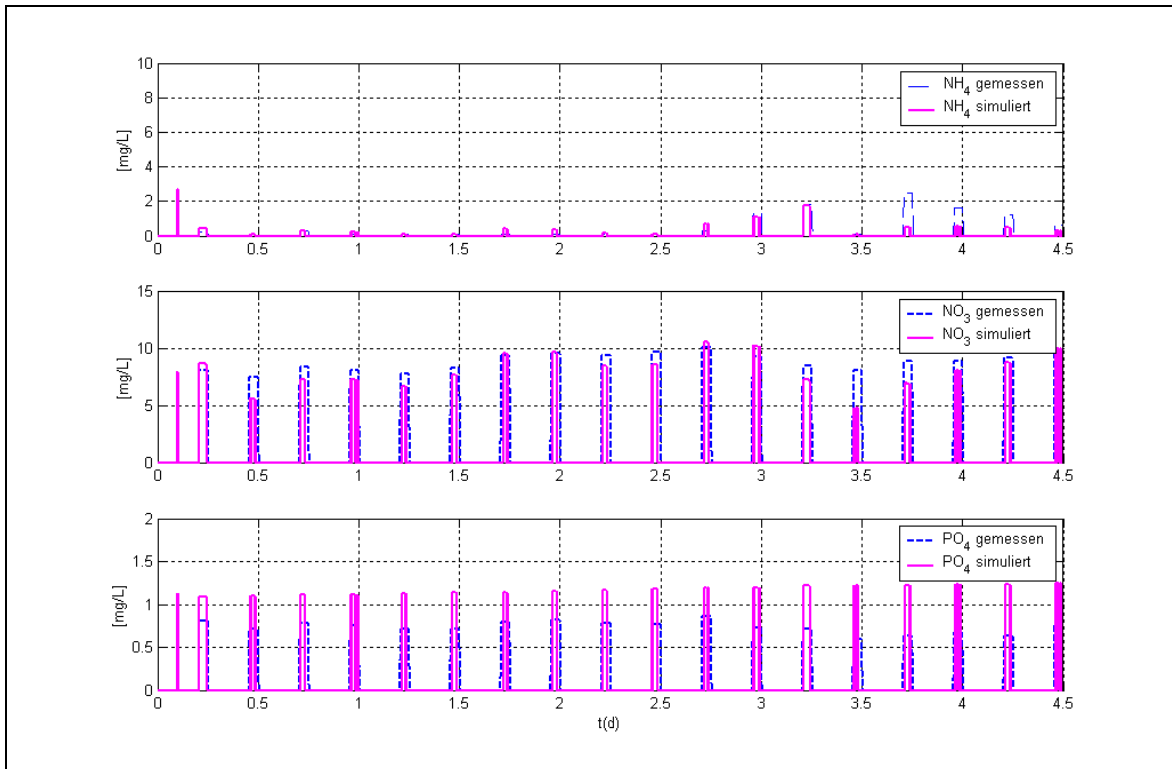
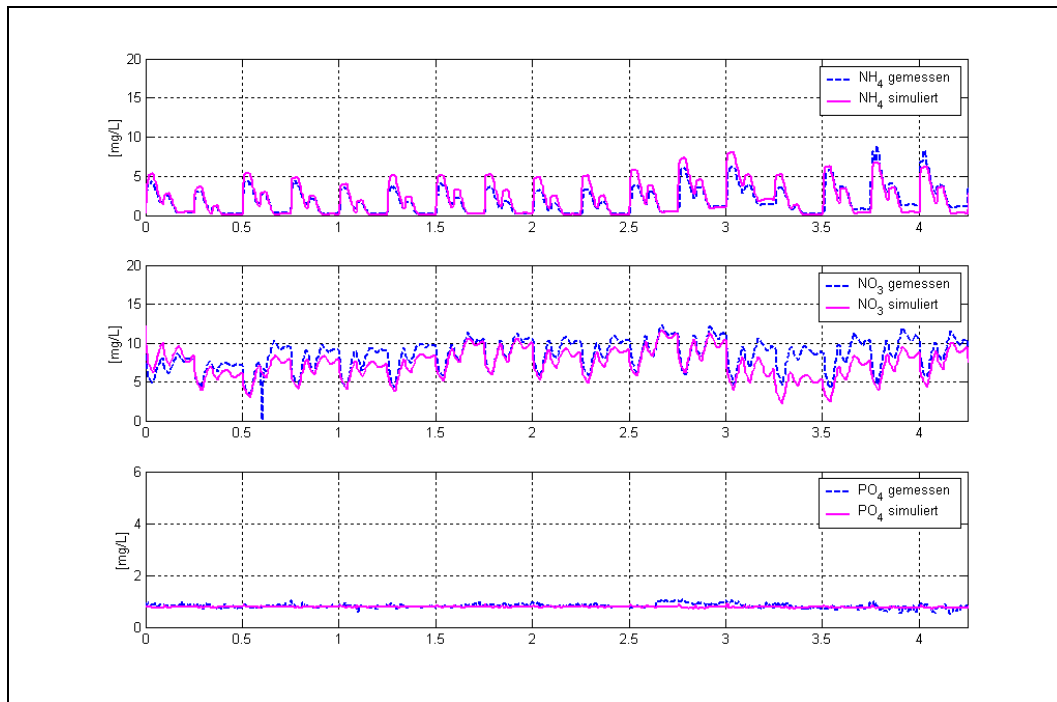


Abbildung 5-30: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Standardparameter bei 15°C

Zunächst wurde die Simulation mit den Standardparametern überprüft. Die Ergebnisse mit diesen Parametern ergab hinsichtlich der Nitri- und Denitrifikation bereits bessere Übereinstim-

mungen (Abbildung 5-30). Nur zeigten die Phosphatwerte nun größere Abweichungen. Daher wurde versucht eine insgesamt bessere Übereinstimmung zu erreichen. Das Ergebnis wird in Abbildung 5-31 gezeigt. Eine bessere Einstellung ist unter diesen Umständen nicht möglich.

(a)



(b)

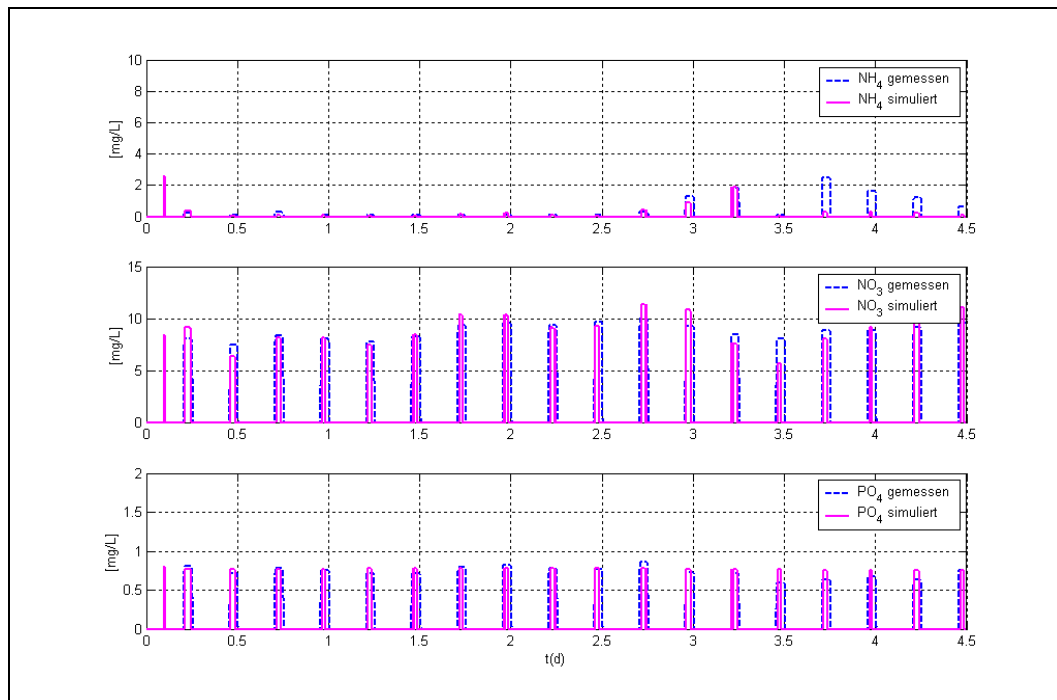


Abbildung 5-31: Vergleich der gemessenen Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Validierparameter 2 bei 15°C

Als Ergebnis der Validierung 2 wurden die folgenden Parameter abweichend von den Standardparametern eingestellt (Tabelle 5-4). Auch hier weisen die OUR-Werte oft eine gute Über-

einstimmung mit den im Modell gewählten Werten oder sind tendenziell richtungweisend (Tabelle 5-4). Auffällig war allerdings die höhere autotrophe Sterberate, die im Modell eingestellt werden musste. Dies könnte damit erklärt werden, dass später eine niedrigere max. Wachstumsrate bestimmt wurde (siehe Tabelle 5-4). Auch die hier gefundenen Einstellungen mussten noch im Gesamtmodell überprüft werden (Kap. 5.4.7).

Tabelle 5-4: Durch die Simulation angepasste Parameter für die SBR-Kläranlage Weißtal der Validierung 2 aus der Messkampagne 4

Parameter	Simulation		OUR
	Standard	KA Weißtal	KA Weißtal
$Y_{H,aer}$	0,8	0,8	0,8
etaHNO3	0,8	1	-
b_H	0,3	0,08	0,09
etaHend	0,33	0,33	-
$\mu_{max,A}$	1	1	0,68
YA	0,24	0,24	0,24
b_A	0,2	0,2	0,07
KN_{NH_4}	1	0,7	0,28
qPP	0,15	0,95	-
iNS_I	0,01	0,016	-
iNS_S	0,03	0,048	-
iNX_I	0,03	0,048	-
iNX_S	0,035	0,056	-
iNX_{BM}	0,7	0,7	-
iPS_S	0	0	-
iPS_I	0	0	-
iPX_I	0,01	0,018	-
iPX_S	0,005	0,009	-
iPX_{BM}	0,014	0,010	-

5.4.5 Ermittlung der Alpha-Wert-Variabilität für die SBR-Anlage

Der Sauerstoffzufuhrfaktor, der auch als α -Wert (Alpha-Wert) bezeichnet wird, definiert sich in der Abwassertechnik als das Verhältnis von Sauerstoffzufuhr in belebten Schlämmen und in Reinwasser (Hebrad et al., 2000).

Bei der Dimensionierung der Belüftung und der Optimierung einer Kläranlage ist der α -Wert wichtig, um die Sauerstoffmenge zu ermitteln, die notwendigerweise eingetragen werden muss, um bei minimalen Kosten ein optimales Reinigungsergebnis zu erhalten.

Bei Untersuchungen der Firma LimnoTec stellte sich heraus, dass bei Simulationen von SBR-Anlagen mit konstanten α -Werten große Unterschiede zwischen den online gemessenen und den simulierten Sauerstoffwerten entstehen (Abbildung 5-32). Um den online gemessenen Sauerstoffwert simulieren zu können, war es somit notwendig, einen variablen α -Wert berechnen bzw. zu Grunde legen zu können.

Untersuchungen zeigten, dass der minimale α -Wert umso niedriger wird, je höher die vorab zugeführte Substratfracht (CSB-Fracht) ist. Auch die Dauer bis zum Erreichen von α_{\max} erhöhte sich mit steigender CSB-Fracht. Aus diesem Grund wurde von der Firma LimnoTec eine Formel entwickelt, mit der man α im Zusammenhang mit der CSB-Fracht iterativ berechnen kann.

$$\alpha = \alpha_{\min} + (\alpha_{\max} - \alpha_{\min}) t / (c_1 + c_2 (S_s + X_s)) \leq \alpha_{\max}$$

Mit α_{\min} , α_{\max} , c_1 und c_2 als anlagenspezifische Werte.

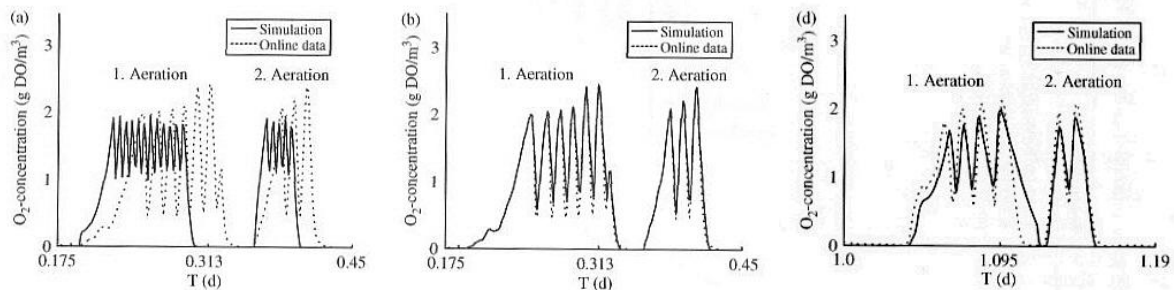


Abbildung 5-32: Verlaufsbeispiele für die Simulation von Sauerstoffkonzentrationen mit konstantem (a) und dynamischem (b) Alpha-Wert, sowie inklusive CSB-Abhängigkeit (d) nach (Röner-Holm et. al., 2006)

Verschiedene Untersuchungen bestätigten die Ergebnisse der Firma LimnoTec, dass der α -Wert nicht statisch ist, sondern von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst wird, wie z.B. der Beschickungsrate, der Menge der eingeblasenen Luft, dem TS-Gehalt und der Konzentration von vorhandenen Tensiden.

Krampe (2003) beschreibt zusätzlich noch eine Abhängigkeit des Alpha-Wertes von der Viskosität des Belebtschlammes, wobei α mit steigendem TS-Gehalt und steigender Viskosität sinkt. Der Zusammenhang zwischen Sauerstoffzufuhr und Viskosität wird von Jin (2005) bestätigt.

Mahendraker (2005) beschreibt in seiner Arbeit, dass sowohl physikalische Parameter, wie die Geometrie des Reaktors, die Mischintensität, die horizontale Fließgeschwindigkeit, die Tiefe des Reaktors, Temperatur, Druck, Viskosität, etc, als auch prozessabhängige Faktoren, wie z.B. die Beschickung mit organischen und anorganischen Nährstoffen, das Schlammalter und die Prozess Konfigurationen α beeinflussen. Außerdem beschreibt er, dass die Eigenschaften der Flocken (Porosität, Dichte, Flockengrößenverteilung, etc.) ebenfalls einen Einfluss auf die Sauerstoffzufuhr-Parameter haben.

Im Modell wurde deshalb in allen bisherigen SBR-Kläranlagensimulationen der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH als Kalibrierschritt die α -Wert-Variabilität jeder Anlage bestimmt und entsprechend der obigen Formel im Modell hinterlegt. Dadurch konnte gewährleistet werden,

dass die Belüftung realitätsnah simuliert wurde und somit die Betriebskosten basierend auf die Belüftungszeiten genauer bestimmt werden konnten.

Die α -Wert-Variabilität der Kläranlage Weißtal wurde mit Hilfe des SBR-Kalibrierungsreaktors und den jeweils eingestellten Kalibrierparametern bestimmt. Die α -Wert-Variabilität der SBR-Kläranlage Weißtal wird in Tabelle 5-5 im Vergleich zu den anderen, simulierten Kläranlagen gezeigt. Dabei basieren die Werte der SBR-Kläranlage Weißtal beim 1. Ansatz nur auf die Kalibrierparameter aus der Messkampagne 1 zu einem frühen Zeitpunkt der Kalibrierungsprozedur und beim 2. Ansatz auf die Kalibrierparameter aus den Messkampagnen 1 und 2 nach Abschluss der Kalibrierung. Für die Messkampagne 4 und den neuen Kalibrierparametern wurde ein komplett neuer Datensatz im 3. Ansatz ermittelt. Kalibrier- und Validierparametersatz der SBR-Kläranlage Weißtal wurden getrennte und somit unterschiedliche Einstellungen gewählt, die wiederum von den gewählten, kinetischen Parametern abhängen.

Tabelle 5-5: α -Wert-Variabilität der bisher simulierten Kläranlagen aus Scharfscheer (2007) mit Ergänzung für die Kalibrierung/Validierung 2 der SBR-Kläranlage Weißtal

Kläranlagen	1. Belüftung			2. Belüftung		
	Alpha-Wert			Alpha-Wert		
	Alpha _{min}	Alpha _{max}	mittlere Zeit bis Alpha _{max} [Min]	Alpha _{min}	Alpha _{max}	mittlere Zeit bis Alpha _{max} [Min]
Bad Zwischenahn	0,02	0,62	88	0,30	0,60	55
Hettstedt	0,16	0,64	55	0,36	0,66	33
Deuz	0,63	0,76	18	0,55	0,60	6
Spenge	0,07	0,80	68	0,16	0,50	21
Weißtal ¹	0,34	0,85	22	0,30	0,73	7
Weißtal ²	0,46	0,67	22	0,33	0,51	25
Weißtal ³	0,64	0,87	25	0,60	0,77	29

1 α -Wert-Variabilität nach Scharfscheer (2007) im Modell der Kalibrierung nach Rönner-Holm: Messkampagne 1

2 α -Wert-Variabilität nach Anpassung im Modell der Kalibrierung nach Rönner-Holm: Messkampagne 1 und 2

3 α -Wert-Variabilität nach Anpassung im Modell der Validierung 2 nach Rönner-Holm: Messkampagne 4

Deutlich bei allen Anlagen war, dass die Sauerstoffkurve bei Verwendung eines konstanten Alpha-Wertes die Anzahl der Belüftungsintervalle entweder zu gering oder zu hoch war. Daher konnten unter diesen Bedingungen keine realen Belüftungszeiten ermittelt werden. Die Sauerstoffkurve mit variablem Alpha-Wert unter Berücksichtigung eines eigens von der Firma Limno-Tec Abwasseranlagen GmbH entwickelten Belüftungswerkzeugs ergab eine sehr gute Übereinstimmung mit der realen Sauerstoffkurve (Abbildung 5-32). Daher können bei den folgenden Studien sehr genaue Aussagen über den tatsächlichen Belüftungszeitraum erbracht werden, was unter Verwendung eines konstanten Alpha-Wertes nicht möglich wäre.

5.4.6 Einstellung des Ablaufs des Pufferbehälters für die SBR-Anlage

Beim Pufferbehälter der Kläranlage Weißtal wird das Abwasser bei der Beschickung in die Reaktoren gepumpt. Dabei wird der Abfluss durch die Pumpentätigkeit genau definiert. Die Pumpentätigkeit konnte mit Hilfe der Pumpenleistungen genau eingestellt werden. Ausgehend von den Onlinedaten der Messkampagnen wurde der Pufferbehälter mit Hilfe des Verlaufs des Höhenstandes im Pufferbehälter im Gesamtmodell eingestellt. Hierfür wurden im Modell Pseudopumpentätigkeiten eingeführt, die es erlaubten, die Hydraulik bei verschiedenen Pufferhöhenständen nachzusimulieren. Dies ergab eine sehr gute Übereinstimmung der Hydraulik im Pufferbehälter (Abbildung 5-33).

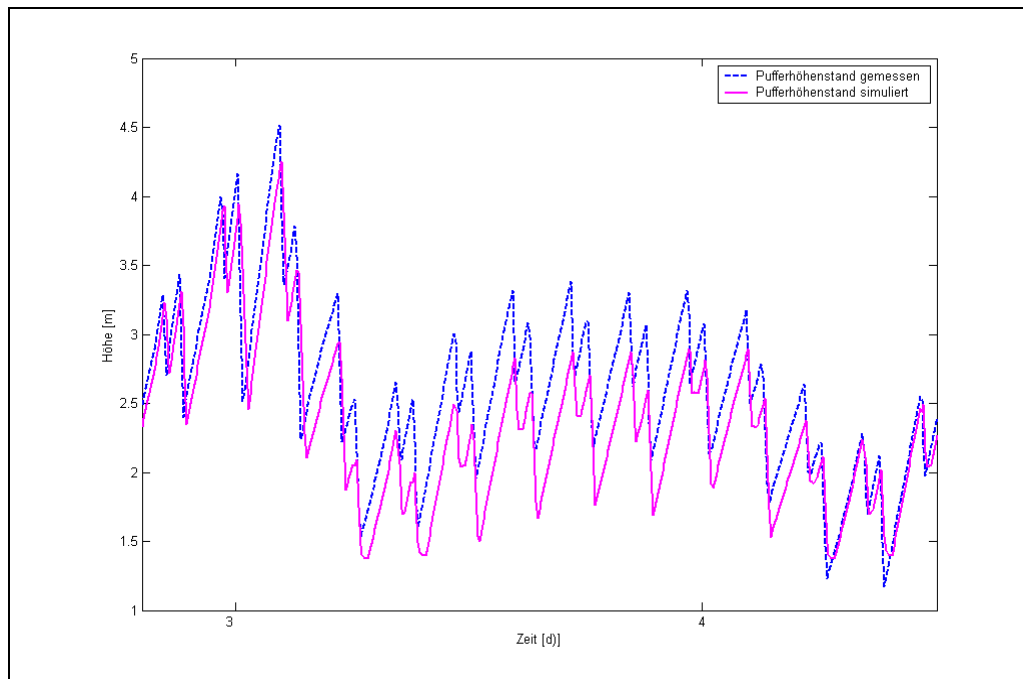


Abbildung 5-33: Vergleich der simulierten und realen Höhenstände im Pufferbehälter bei der Messkampagne 4

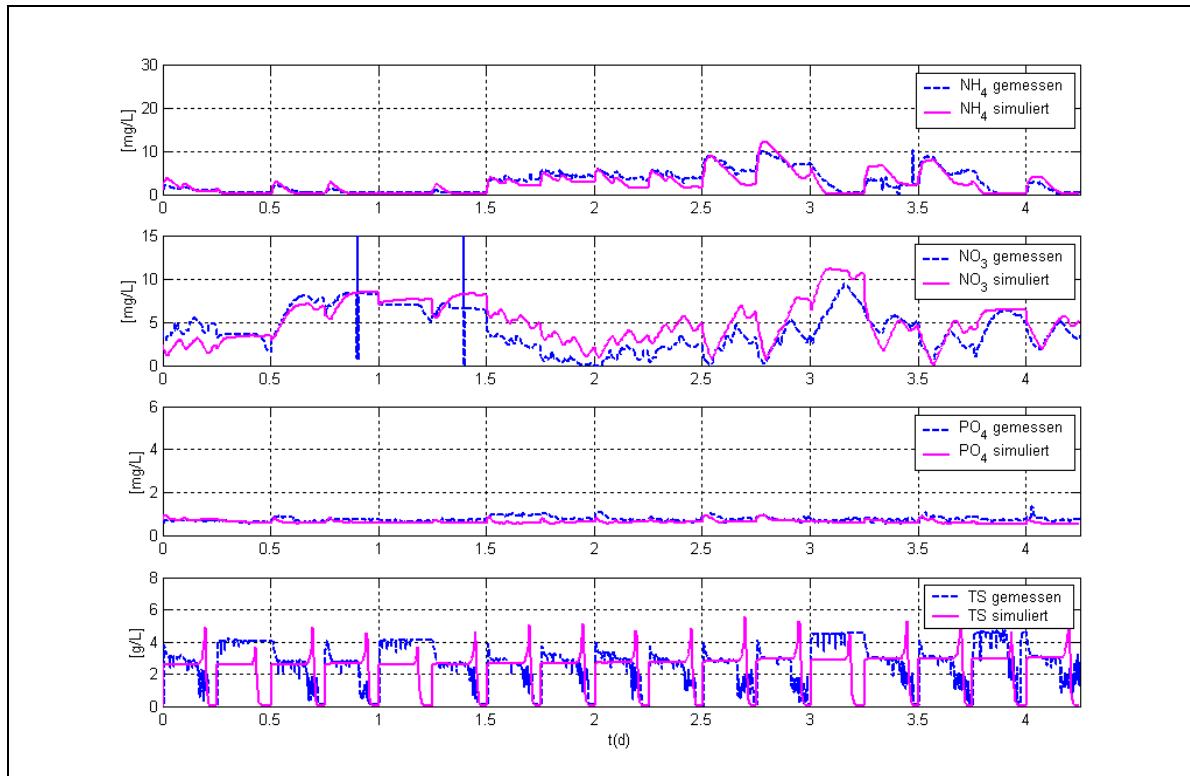
Entscheidend bei der Einstellung war, dass die simulierten Höhenstände im Mittel gut mit den realen Onlinedaten übereinstimmen. Da kein Trend erkennbar war, konnten die simulierten Werte auch einmal höher oder tiefer liegen. Auch hier waren die Steigungen und Gefälle der Höhenstände ein Beurteilungskriterium. Eine bessere Einstellung konnte im Modell nicht erwirkt werden.

5.4.7 Kalibrierung des SBR-Gesamtmodells

Ausgehend von den obigen Einstellungen wurde nun das Gesamtmodell auf die Übereinstimmungen in den internen Vorgängen und den Ablaufwerten mit Hilfe der Messkampagnen sowohl in den SB-Reaktoren als auch im Pufferbehälter überprüft.

Die Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung sind in Abbildung 5-34 gezeigt. Die Übereinstimmungen für den Kalibrierparametersatz waren für die Messkampagne 1 und 2 in allen Fällen so ausreichend, dass keine Nachkalibrierung notwendig war. Mit diesen Einstellungen wurden nun Studien durchgeführt (siehe Kap. 6.4).

(a)



(b)

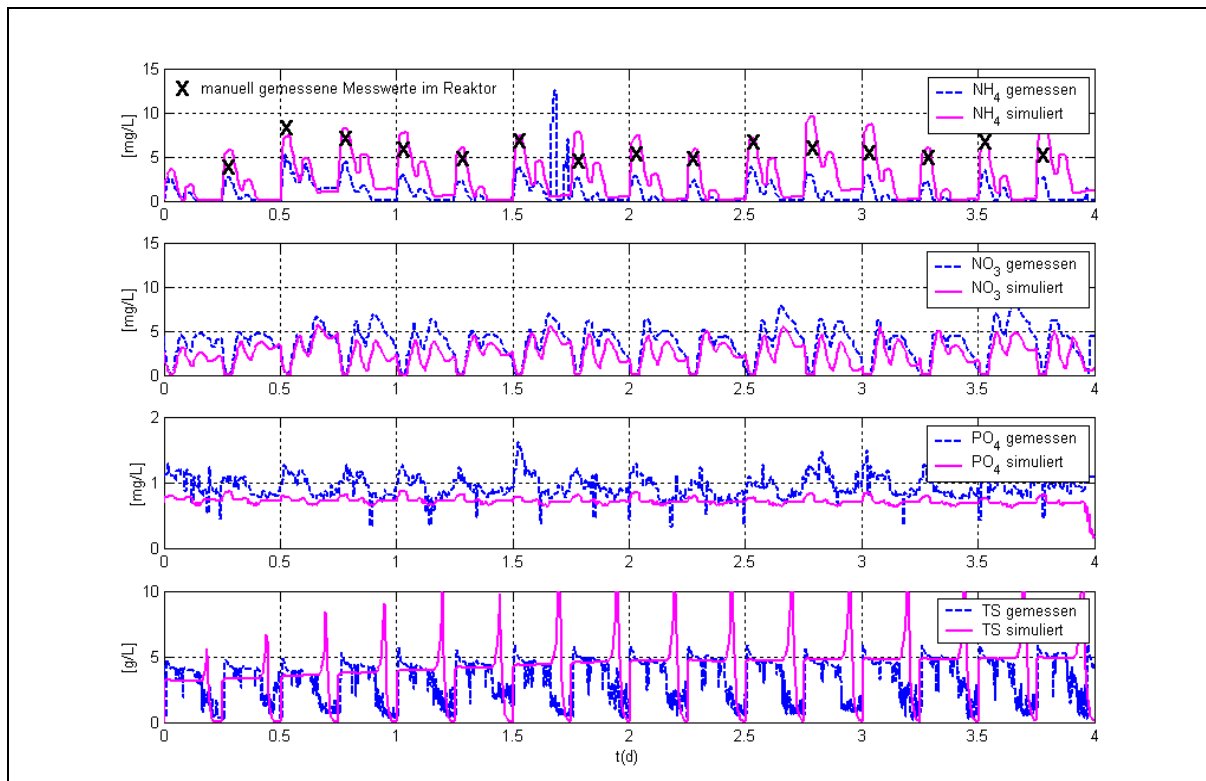
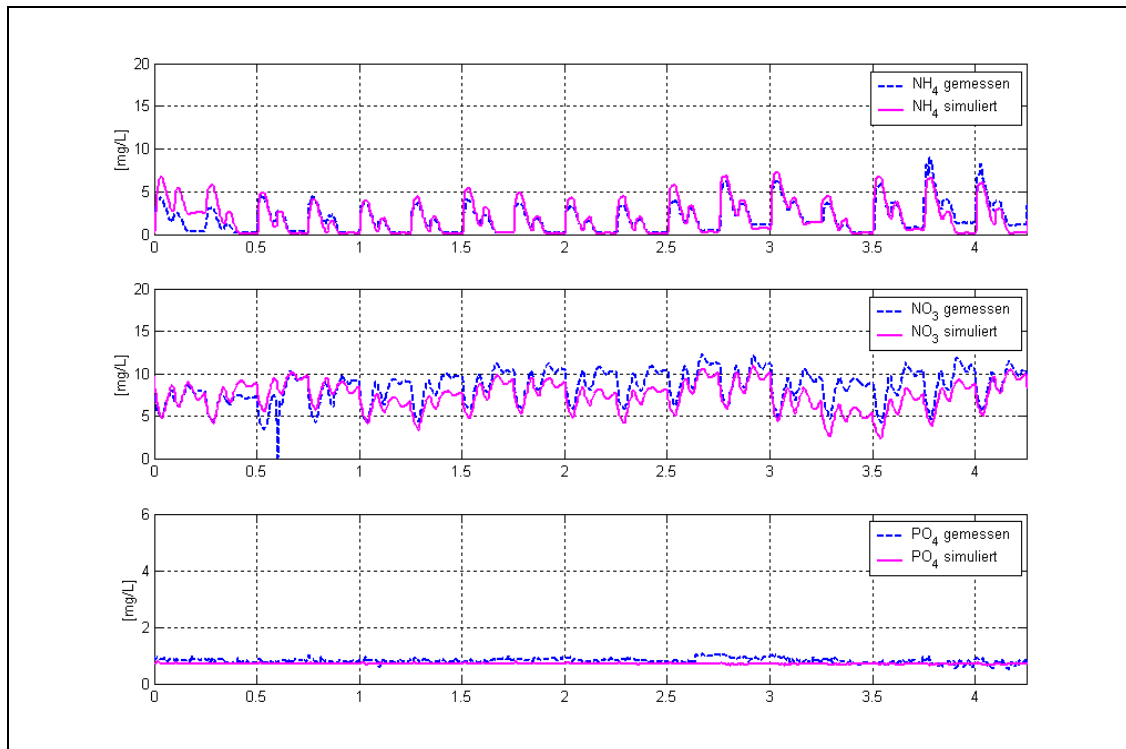


Abbildung 5-34: Vergleich der Onlinewerte des SBR1 (a) in der Messkampagne 1 und (b) in der Messkampagne 2 mit den Simulationsdaten unter Verwendung der Kalibrierparameter

Für die Messkampagne 4 mit dem Parametersatz der Validierung 2 musste die Denitrifikation angepasst werden. Dies erfolgte mit dem Parameter η_{Hend} 1 (Tabelle 5-6). Danach war die Übereinstimmung im SBR-Gesamtmodell ausreichend (Abbildung 5-35).

(a)



(b)

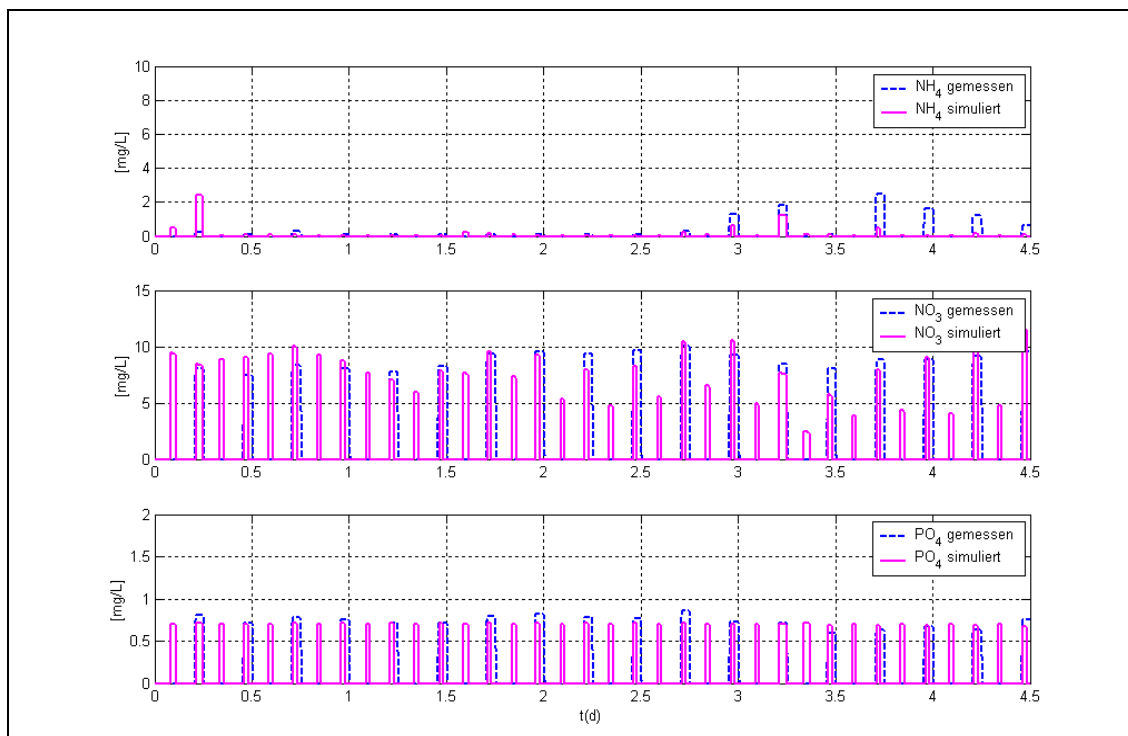


Abbildung 5-35: Vergleich der Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung des kinetischen Parametersatzes 1 der Validierung 2 inklusive der Nachkalibrierung

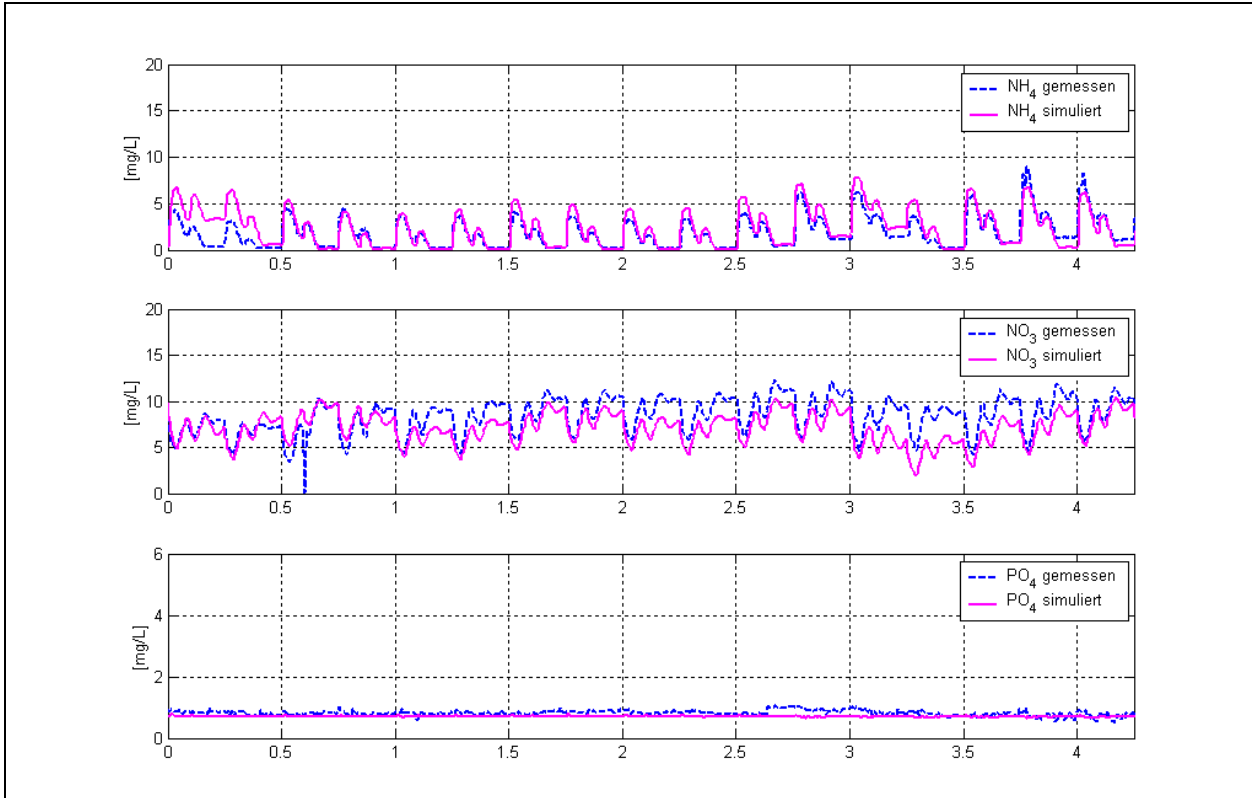
Problematisch war dieser Parametersatz 1 der Validierung 2 insofern, als dass in der Simulation eine viel höhere Sterberate der autotrophen MO's verwendet wurde, als die Sterberate, die über die OUR ermittelt wurde (siehe Tabelle 5-4). Aufgrund dessen wurde erst basierend auf diesem Ergebnis und zu einem späteren Zeitpunkt die maximale Wachstumsrate $\mu_{\max,A}$ mit Hilfe der OUR bestimmt, die bei der Simulation beim Standardwert zunächst bei $\mu_{\max,A} = 1$ belassen wurde. Die Kombination einer höheren Sterbe- und Wachstumsrate ergibt im Modell sehr ähnliche Ergebnisse wie in den Online-Messungen und den Ablaufwerten, mit dem großen Unterschied, dass die Menge der autotrophen Biomasse bei geringeren Sterbe- und Wachstumsraten viel höher ist, wie spätere Selektionsversuche gezeigt haben (Kap. 6.5.2). Dies ist bei Bioaugmentationsversuchen selbstverständlich von entscheidender Bedeutung. Daher wurde im Nachgang eine erweiterte Validierung 2 nur im Gesamtmodell vorgenommen.

Dafür wurden zunächst die mit Hilfe der OUR ermittelten Sterbe- ($b_A=0.07$) und Wachstumsraten ($\mu_{\max,A}=0.68$) der autotrophen MO's verwendet (Kap. 4.1.13.1.5). Dieser Lauf lieferte tatsächlich eine höhere Menge der autotrophen MO's als die, die sich aus dem Parametersatz 1 unter Verwendung von $b_A=0.2$ und $\mu_{\max,A}=0.68$ ergeben hatte. Da die Berechnung der maximalen Wachstumsrate $\mu_{\max,A}$ aber unter vorheriger Abschätzung der autotrophen MO's im Modell erfolgte, musste nun in der Formel (Kap. 4.1.13.1.5) eine erneute Anpassung der Menge der autotrophen MO's bei der Berechnung zu Grunde gelegt werden. Auf diese Weise wurden die Sterbe- und Wachstumsraten der autotrophen MO's in einem iterativen Prozess, solange verändert und angepasst, bis die gleiche Menge der autotrophen MO's im Modell resultierten, die bei der Berechnung der maximale Wachstumsrate $\mu_{\max,A}$ zu Grunde gelegt wurde und die dazugehörige Wachstumsrate verwendet wurde. Das Ergebnis diese Validierung ist in Abbildung 5-36 gezeigt.

Die oben aufgeführte Problematik macht deutlich, dass die kombinierte Bestimmung der Sterberate und der max. Wachstumsrate als entscheidende kinetische Parameter für die autotrophen MO's wichtig sind, da sie die Menge der autotrophen MO's im Modell bestimmen. Daher empfehlen wir, diese Parameter unbedingt auch parallel zu messen. Die Abschätzung der autotrophen Biomassemenge kann dann mit Hilfe der Simulation wie oben beschrieben in einer iterativen Untersuchung abgeschätzt werden. Dieser Vorgang erlaubt eine Annäherung von tatsächlicher Sterbe- und Wachstumsrate. Obwohl die Kombination von unterschiedlichen Sterbe- und Wachstumsraten gleiche Ergebnisse in den internen Vorgängen und den Ablaufwerten ergibt, ist eine genaue Einstellung gerade bei besonderen Analysen wie den Bioaugmentationsversuchen erforderlich.

Die Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH hat bereits mehrfach SBR-Kläranlagen mit Hilfe des ASM1 oder ASM3+EAWAG-BioP untersucht (Rönner-Holm et al., 2006; Rönner-Holm und Holm, 2008). Dabei konnte die Onlinedaten-Kalibrierung des jeweiligen Kalibrierreaktors, so wie sie auch in dieser Arbeit durchgeführt wurde, erfolgreich eingesetzt werden. Eine Nachjustierung im SBR-Gesamtmodell war in der Regel – so wie hier - nur selten notwendig. Aber ergänzende Analysen bestimmter, wichtiger Parameter sollte mit Hilfe von OUR-Versuchen erfolgen.

(a)



(b)

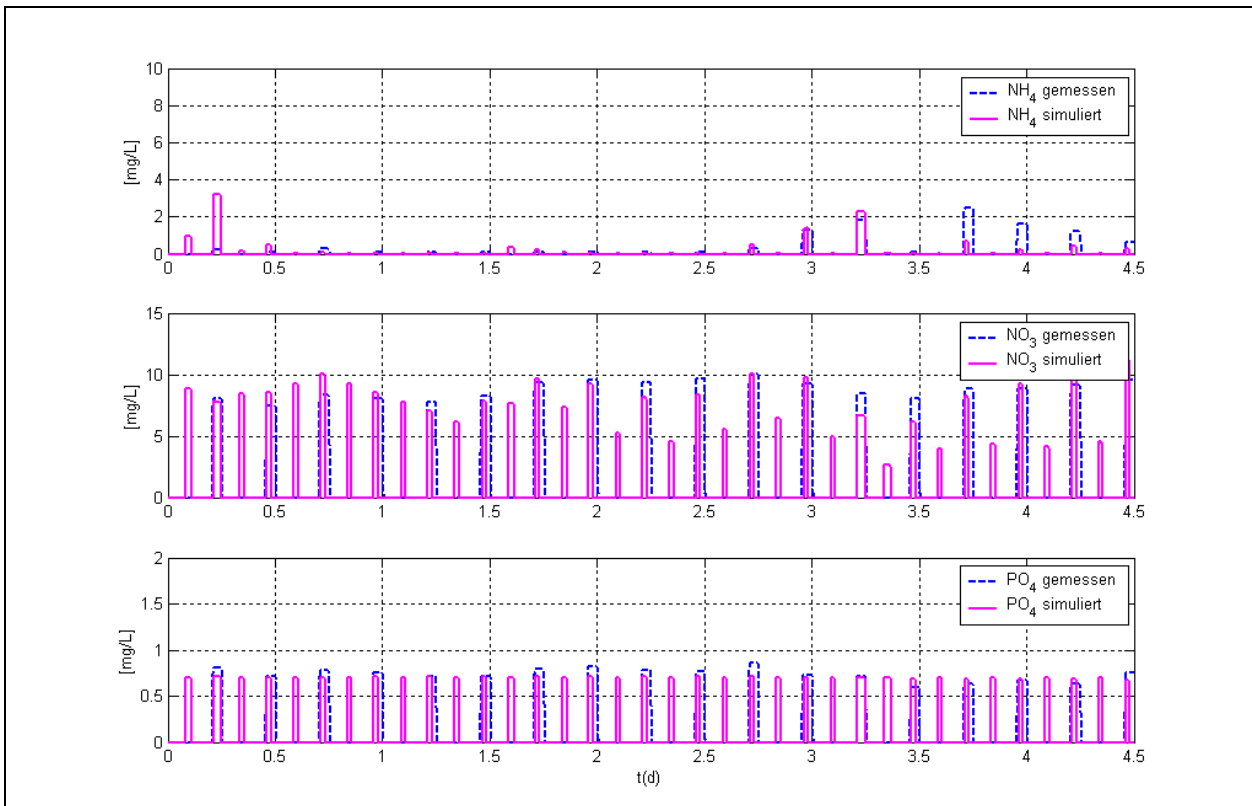


Abbildung 5-36: Vergleich der Online- (a) und Ablaufwerte (b) des SBR1 in der Messkampagne 4 mit den Simulationsdaten unter Verwendung des kinetischen Parametersatzes 2 der Validierung 2 inklusive der Nachkalibrierung

Tabelle 5-6: Durch die Simulation angepasste Parameter Kinetik 1 und 2 für die SBR-Kläranlage Weißtal aus der Nachkalibrierung der Validierung 2 und der Messkampagne 4

Parameter	Standard	Weißtal Kinetik 1	Weißtal Kinetik 2	OUR
$Y_{H,aer}$	0,8	0,8	0,8	0,8
etaHNO3	0,8	1	1	-
b_H	0,3	0,08	0,07	0,09
EtaHend*	0,33	0,8	0,8	-
$\mu_{max,A}^{**}$	1	1	0,4	0,68/0,4**
YA	0,24	0,24	0,24	0,24
b_A	0,2	0,2	0,07	0,07
KN_{NH_4}	1	0,7	0,4	0,28
qPP	0,15	0,95	0,95	-
iNS_I	0,01	0,016	0,016	-
iNS_S	0,03	0,048	0,048	-
iNX_I	0,03	0,048	0,048	-
iNX_S	0,035	0,056	0,056	-
iNX_{BM}	0,7	0,7	0,7	-
iPS_S	0	0	0	-
iPS_I	0	0	0	-
iPX_I	0,01	0,018	0,018	-
iPX_S	0,005	0,009	0,009	-
iPX_{BM}	0,014	0,010	0,010	-

* durch Nachkalibrierung geändert

**erst nach der Validierung 2 mit Hilfe der OUR bestimmt und iterativ angepasst

5.5 Zwischenfazit

Im Rahmen der vorangegangenen Abschnitte wurde dargestellt, wie ein Kläranlagenmodell in der ASM3+EAWAG-BioP-Matrix erstellt wurde. Neben dem konventionellen Modell und dem SBR-Kalibrierungsreaktor ist es gelungen ein gesamtes SBR-Modell bestehend aus dem Pufferbehälter und zwei SB-Reaktoren zu programmieren. Es wurden alle notwendigen PLS-Strategien integriert.

Die Messdaten aus den Messkampagnen konnten genutzt werden, um das konventionelle Modell und den SBR-Kalibrierungsreaktor so einzustellen, dass die bestmögliche Übereinstimmung in den internen Vorgängen und in den Ablaufwerten erzielt werden konnte. Nach Ermittlung der Alpha-Wert-Variabilität im SBR 1 wurde die Belüftung für die Kalibrierparameter und den Validierparametern 2 entsprechend angepasst. Die Hydraulik des Pufferbehälters wurde

justiert. Das Gesamtmodell wurde anhand der Datensätze überprüft und im Falle der Messkampagne 4 in einem Parameter nachkalibriert.

Sowohl für die konventionelle als auch für die SBR-Straße wurden für die Messkampagne 1 zusammen mit der Messkampagne 2 getrennte Parametersätze zur Messkampagne 4 verwendet, weil die Unterschiede in den internen Vorgängen und den Ablaufwerten zu groß waren.

6 ABSCHÄTZUNG DES OPTIMIERUNGSPOTENZIALS MITTELS SIMULATIONEN

6.1 Erstellen von Spezialstrategien

Zur späteren Trübwassermittelbehandlung in den SB-Reaktoren und der Bioaugmentation in der konventionellen Schiene wurden folgende Spezialstrategien zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlage Weißtal erarbeitet:

Da die Denitrifikation in den SB-Reaktoren unvollständig und deswegen die BioP nur gering ausgeprägt war, wurde das RS-Verfahren zur Steigerung der Denitrifikation und BioP-Elimination vorgeschlagen. Damit sollten günstige Bedingungen für die spätere Trübwassermittelbehandlung erreicht werden. Bei dem Verfahren wird der Schlamm aus den Reaktoren in den Puffer zurückgeführt und kann somit als vorgeschaltetes Denitrifikationsbecken genutzt werden. Das Substrat aus dem Zulauf kann so durch den Belebtschlamm im Puffer längere Zeit hydrolysiert werden und wird so zusätzlich für die Denitrifikation und BioP zugänglich gemacht. Simulationen haben diese Vorteile des Verfahrens besonders unter extremen Bedingungen wie hohe Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen im Zulauf bestätigt (z.B. auf der Kläranlage Deuz).

Durch das Sedi-Verfahren sollte die Reaktionszeit in den Reaktoren verlängert werden, so dass eine Trübwassermittelbehandlung optimiert und die Denitrifikation zusätzlich verbessert werden kann. Bei dem Verfahren wird ein Teil der Beschickung in die Sedimentationsphase verlagert, so dass der sich absetzende Schlamm bereits Kontakt mit geeignetem Substrat hat. Dadurch kann die Denitrifikation und die Freisetzung von Phosphat im Sockel des Beckens bereits früher starten. Dies erlaubt die Verlängerung der Belüftungsphasen nach Beendigung der 1. Beschickung, was besonders bei der Mittelbehandlung des Trübwassers mit hoher Ammonium- und Phosphatkonzentration von Bedeutung ist.

Bezüglich der Trübwassermittelbehandlung wird unter anderem die Strategie verfolgt, bei der 1. Beschickung ausschließlich Trübwasser zu verwenden, während die 2. Beschickung mit Rohabwasser aus dem Puffer durchgeführt wird. Dabei soll mit Hilfe von Simulationen geprüft werden, inwieweit die Menge des Trübwassers dosiert werden kann, wie die Belüftung geregelt wird und in welchem Verhältnis die Beschickungen zu erfolgen hat. Als weiterer Ansatz soll in Simulationen mit Unterstützung von Regelstrategien geprüft werden, inwieweit Trübwasser und Rohabwasser gleichzeitig während der Beschickungen gefördert werden können, ohne die Abläufe zu gefährden. Weiterhin kann geprüft werden, ob eine Beschickung mit Trübwasser in der 2. Beschickung oder sogar nur in der Sedi-Phase erfolgen kann. Die Möglichkeit der Mittelbehandlung von Trübwasser in beiden Reinigungs-Schienen soll überprüft werden.

Zur allgemeinen Optimierung der Reinigungsleistung der SBR-Schiene sollte einerseits das RS-Verfahren mit dem normalen SBR-Verfahren verglichen und optimiert werden. Des Weiteren sollte untersucht werden, ob der Zulauf durch einen hydraulischen Ausgleich besser vergleichmäßig werden kann. Weitere Strategien wie die Variation des Beschickungsverhältnisses während eines Zyklusses, der Anzahl der Belüftungsintervalle, Ammoniumbegrenzung der Belüftung und der Zyklusstrategie sollten untersucht werden.

Zur allgemeinen Optimierung der Reinigungsleistung der konventionellen Schiene wurden die Schwerpunkte auf die Optimierung der Belüftungsstrategie, der Rezirkulationsregulation, der RS-Mengen und der Beschickung mit unterschiedlichen Zulaufmengen gelegt. Außerdem wurde das „Controlled Disturbances“(CD)-Verfahren vorgeschlagen, mit dem niedrigere, stabilere

Schlammvolumenindices, stabilere Belebtschlammzusammensetzungen und eine bessere Reinigungsleistung bei geringeren Betriebskosten erreicht werden sollte.

6.2 Datenverarbeitung

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden ca. 200 Simulationen durchgeführt und ca. 8 GB an Daten gesammelt, die bei der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH archiviert werden. Ausdrücke von den internen Prozessen und der Ablaufwerte sowie die Kontrolle spezieller, interner Regeltechniken wurden bei jeder Analyse angefertigt. Die Ablaufwerte, die Fördermengen der Beschickungspumpen, Rührer und Belüftungszeiten, der anfallende Überschussschlamm, die RS-Menge und die Fällmittelmenge wurden bei allen relevanten Analysen dokumentiert.

Bei der Belüftung der konventionellen Anlage werden die Gebläse im Nitrifikationsbecken 1 und 2 in nur einer Stufe betrieben (Tabelle 4-17). Bei der Belüftung der SB-Reaktoren werden die Gebläse in zwei Stufen betrieben. Bei der Hochlastsituation laufen die Gebläse zu 100%, beim Niedriglastbetrieb laufen die Gebläse bei einer für jede Kläranlage vorher festgelegten Frequenz (Tabelle 4-17). Zur Ermittlung der Belüftungszeiten in der SBR-Anlage wurde im Modell daher zwischen dem real vorkommenden Hoch- und Niedriglastbetrieb der Gebläse unterschieden, da hierbei unterschiedlich viel Strom verbraucht wird. Nach Ermittlung der getrennten Belüftungszeiten im Hoch- und Niedriglastbetrieb, wurden die unterschiedlichen Stromverbrauchsraten zugewiesen, bevor der gesamte Stromverbrauch berechnet wurde. Bei der konventionellen Anlage wird ebenfalls mit einer festen Einstellung gearbeitet und bei der Simulation sowie der Berechnung der Stromkosten zugrunde gelegt.

Die mittleren Betriebskosten wurden basierend auf den gesammelten Daten für ein Jahr abgeschätzt, wobei auf für die Kläranlage mittlere reale Strom-, Schlamm- und Fällmittelpreise zurückgegriffen wurde. Da der anfallende Überschussschlamm noch in die Faulung gelangt, wo ein Teil in Gas umgewandelt wird und bei den Simulationen keine Faulung inklusive des Primärschlammes berücksichtigt wurde, wurden bei den Gesamt-Betriebskosten nur der Stromverbrauch der Aggregate aus Tabelle 4-17 sowie die Fällmittelmenge zugrunde gelegt. Sofern die Schlammkosten berücksichtigt werden, wird dies im Text extra erwähnt.

6.3 Ergebnisse für den konventionellen Anlagenteil

6.3.1 Die Belüftung

Für die Belüftung wurden zunächst erste Belüftungsstrategien am stationären Modell untersucht (Abbildung 6-1). Die Belüftung ist optimal eingestellt, wenn die aeroben und anoxischen Phasen in einem ausgewogenen, geeigneten Verhältnis zueinander stehen. Deswegen ergibt eine zu starke oder zu lange Belüftung sogar eher höhere maximale NO_3 -Ablaufwerte (Abbildung 6-1). Bei kürzeren Belüftungszeiten hingegen kann das Nitrat besser denitrifiziert werden und die maximalen Ablaufwerte sinken (Abbildung 6-1). Selbstverständlich ist dabei darauf zu achten, dass der CSB-Abbau ausreichend ist, denn unter anoxischen Bedingungen wird bei der Denitrifikation weniger CSB verwertet. Daher werden die CSB-Ablaufwerte geringfügig höher, wenn die anoxischen Pausenzeiten verlängert werden. In der Abbildung 6-1 wird deutlich, dass die maximalen Nitratablaufwerte mit steigenden anoxischen Phasenzeiten bei

nahezu konstanten PO_4 -Ablaufwerten geringer werden, während die maximalen NH_4 - und CSB-Ablaufwerte geringfügig steigen.

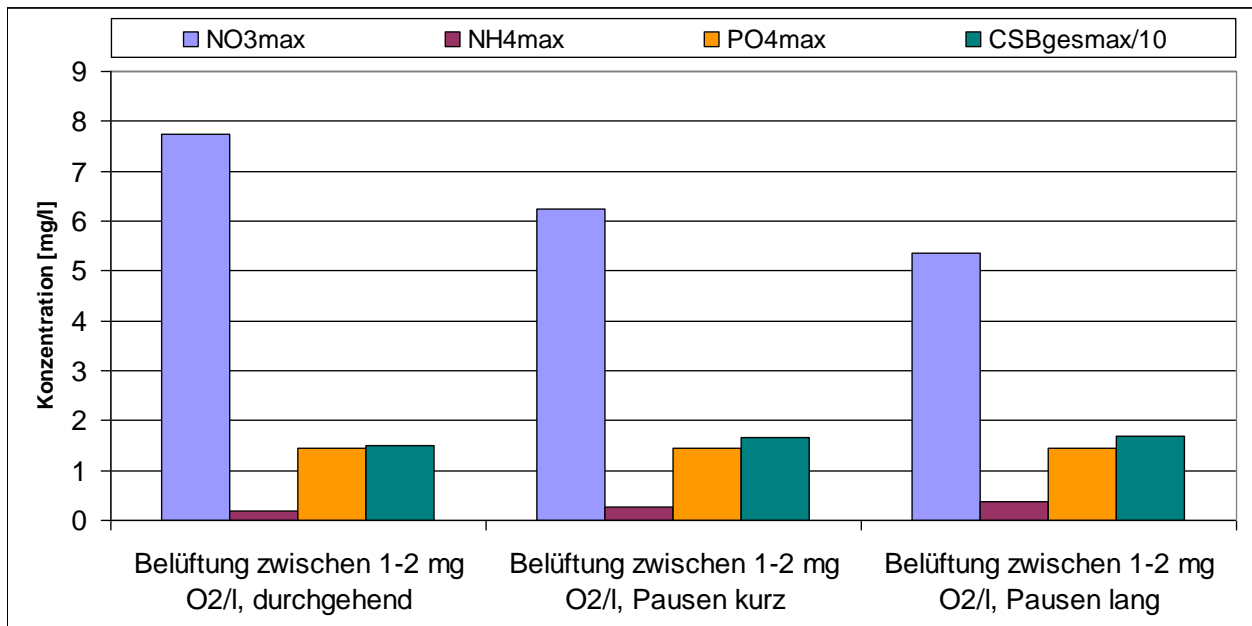


Abbildung 6-1: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die maximale N_{ges} -Konzentration im stationären Modell und mittleren Zuläufen bei 16°C.

In Abbildung 6-2 und Abbildung 6-3 werden die Ergebnisse weiterer Belüftungsstrategien, aber mit dynamischen Zuläufen, gezeigt. Wird durchgehend bei 2 mg O_2 /l belüftet, resultieren die höchsten maximalen N_{ges} und P_{ges} -Ablaufwerte, Belüftungszeiten und Rezirkulationsmengen bei gleichen Zulauf-, Rücklaufschlamm- und Fällmittelmengen und nahezu gleichen, maximalen CSB-Ablaufwerten.

Eine Ammoniumbegrenzung der Belüftung im Nitrifikationsbecken 2, wenn NH_4 0,2 mg/l im Becken erreicht hat, aber sonst gleichen Pausenzeiten, ergeben niedrigere maximale N_{ges} -Ablaufwerte, Belüftungszeiten und Rezirkulationsmengen.

Die Einführung unterschiedlicher Pausenzeiten und Belüftungsintervalle in beiden Nitrifikationsbecken führt nochmals zur Senkung der maximalen N_{ges} und P_{ges} -Ablaufwerte, Belüftungszeiten und Rezirkulationsmengen.

Die Einführung von Pausenzeiten und der Reduktion der Sauerstoffkonzentrationen zwischen 0,4 und 2 mg O_2 /l führt zur Senkung der Belüftungsenergie und der maximalen N_{ges} -Ablaufwerte von über 50%. Der Energieverbrauch durch die interne Rezirkulation wurde um über 70% gesenkt, da die interne Rezirkulation nitratabhängig betrieben wurde. Die Belüftungsstrategie mit unterschiedlichen Belüftungs- und Pausenzeiten in den Nitrifikationsbecken ergeben die besten Resultate.

Die mittleren, jährlichen Stromkosten variieren für die Belüftung, der ÜS-, RS- und Rezirkulationspumpen sowie der gesamten Betriebskosten erheblich (Abbildung 6-3). Die höchsten Kosten ergeben sich bei der Belüftungsstrategie bei konstantem Sauerstoffwert von 2 mg O_2 /l. Je länger die Pausenzeiten zwischen den Belüftungen hingegen sind, um so geringer werden die Kosten. Auch eine Ammoniumbegrenzung der Belüftung reduziert die gesamten Betriebskosten.

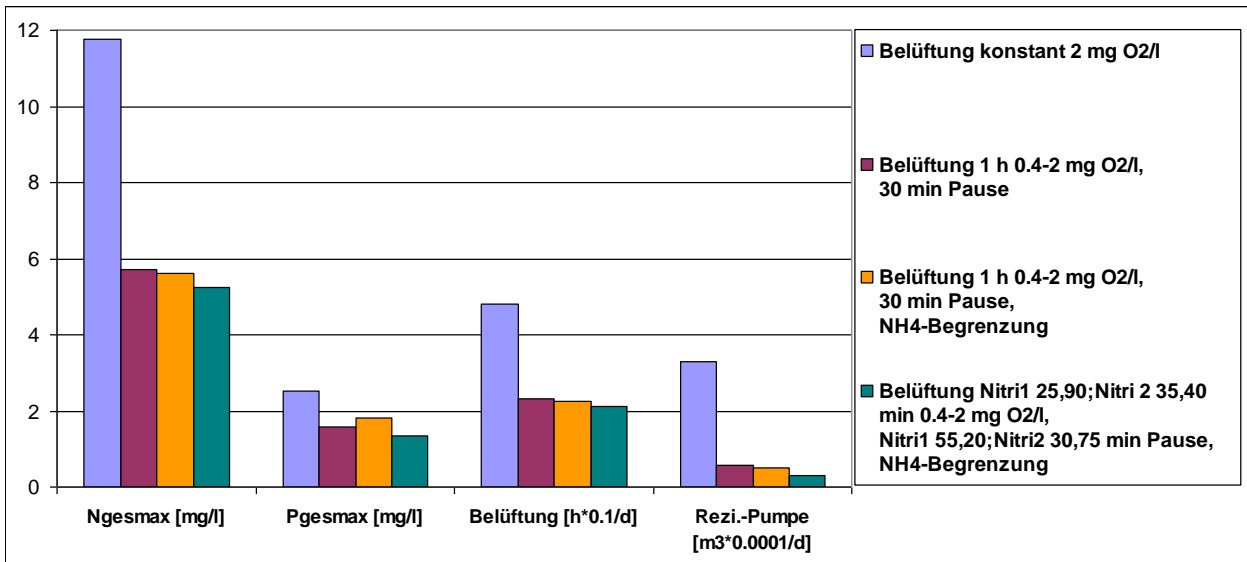


Abbildung 6-2: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die maximalen Ablaufwerte, Belüftungs- und Rezirkulationsmengen bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.

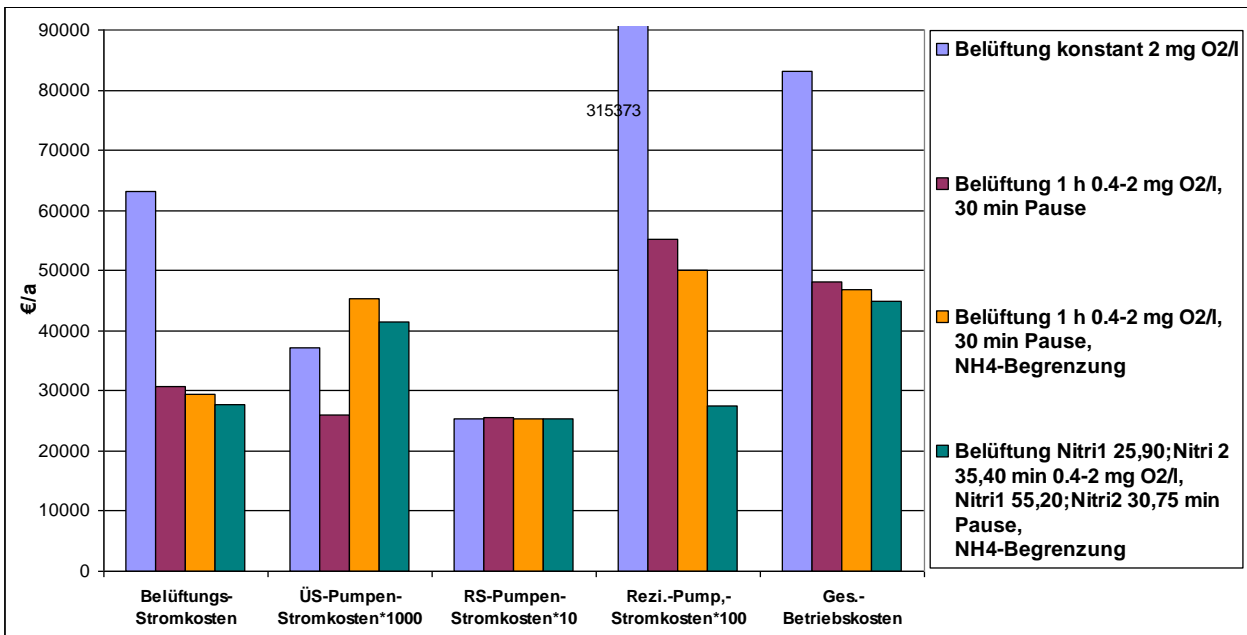


Abbildung 6-3: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die mittleren, jährlichen Betriebskosten bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.

6.3.2 Der Rücklaufschlamm

In Abbildung 6-4 und Abbildung 6-5 werden die Ergebnisse bei Simulationen mit unterschiedlichen Rücklaufschlamm(RS)mengen gezeigt. Während sich die max. P_{ges} -Ablaufwerte bei RS-Mengen von 1,5fach bis zu 0,3fach des Zulaufs nahezu kaum verändern, sinken die max. N_{ges} -Ablaufwerte stetig ab, die max. CSB-Ablaufwerte nehmen langsam zu. Ohne Rücklaufschlamm übersteigen die max. Ablaufwerte prinzipiell die erlaubten N_{ges} - und P_{ges} -Ablaufwerte.

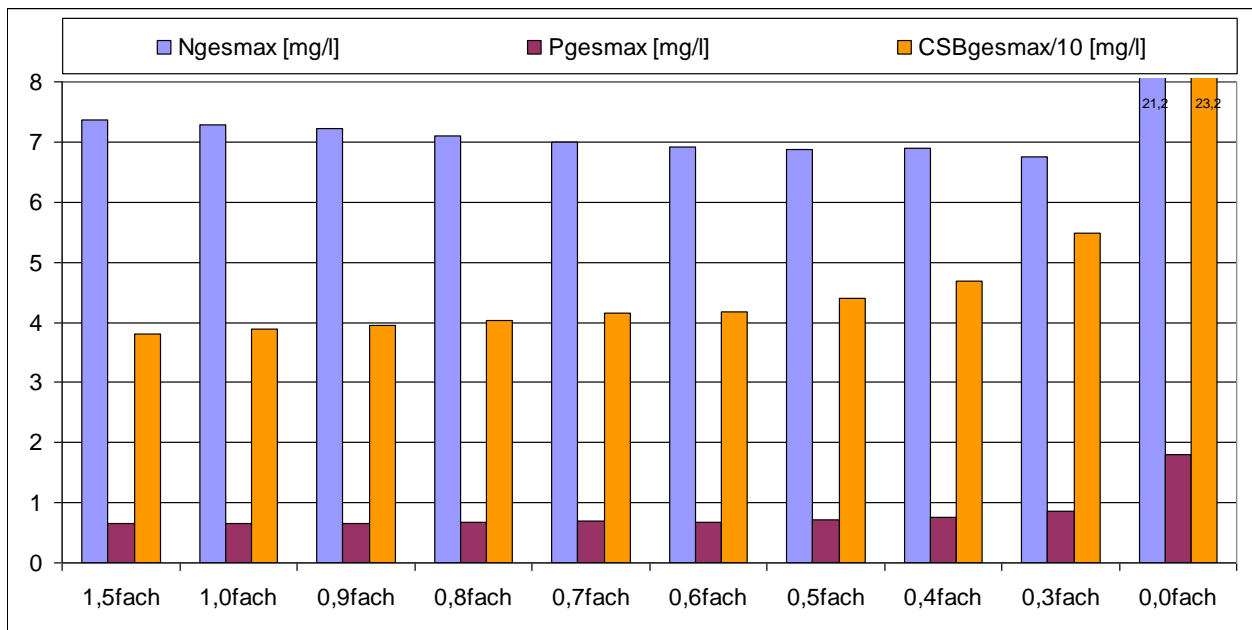


Abbildung 6-4: Auswirkung verschiedener Rücklaufschlammengen auf die maximalen Ablaufwerte, bei 12°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.

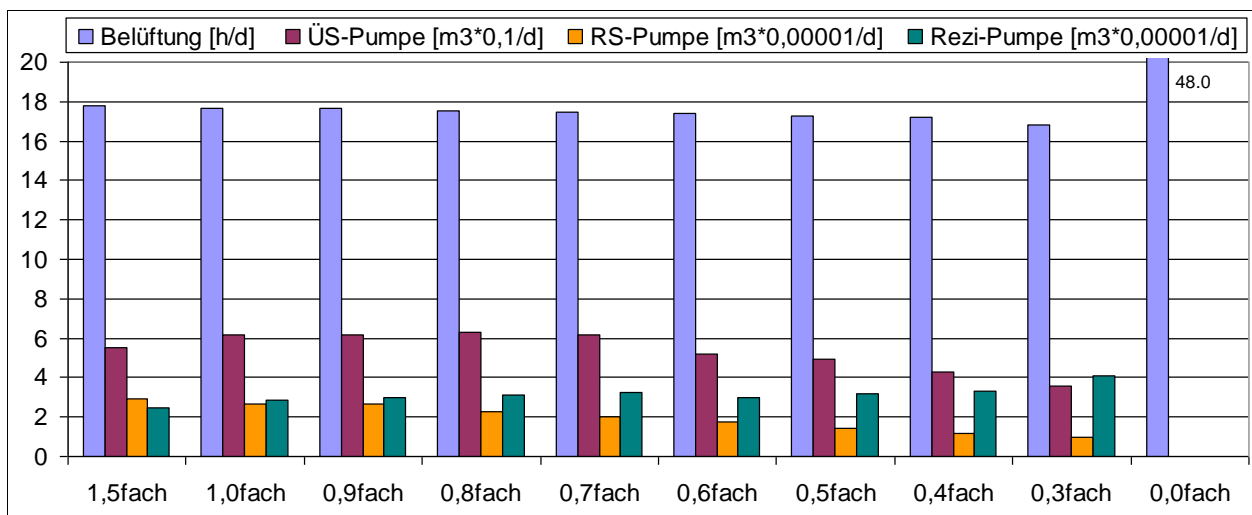


Abbildung 6-5: Auswirkung verschiedener Rücklaufschlammengen auf die verschiedenen Aggregate, bei 12°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.

Die Belüftungsdauer und die Mengen für den Überschussschlamm(ÜS)-Abzug sowie für die RS-Pumpen nehmen bei geringeren RS-Mengen ab. Die Rezirkulationsmengen schwanken nur geringfügig. Der optimale Bereich der RS-Menge in Bezug auf die Ablaufwerte und den Energieverbrauch (Abbildung 6-6) scheint bei 0,6 und 0,5fach der Zulaufmenge zu liegen. Dabei ist zu überprüfen, ob die erlaubten CSB-Ablaufwerte auch hierbei auf der Anlage eingehalten werden können.

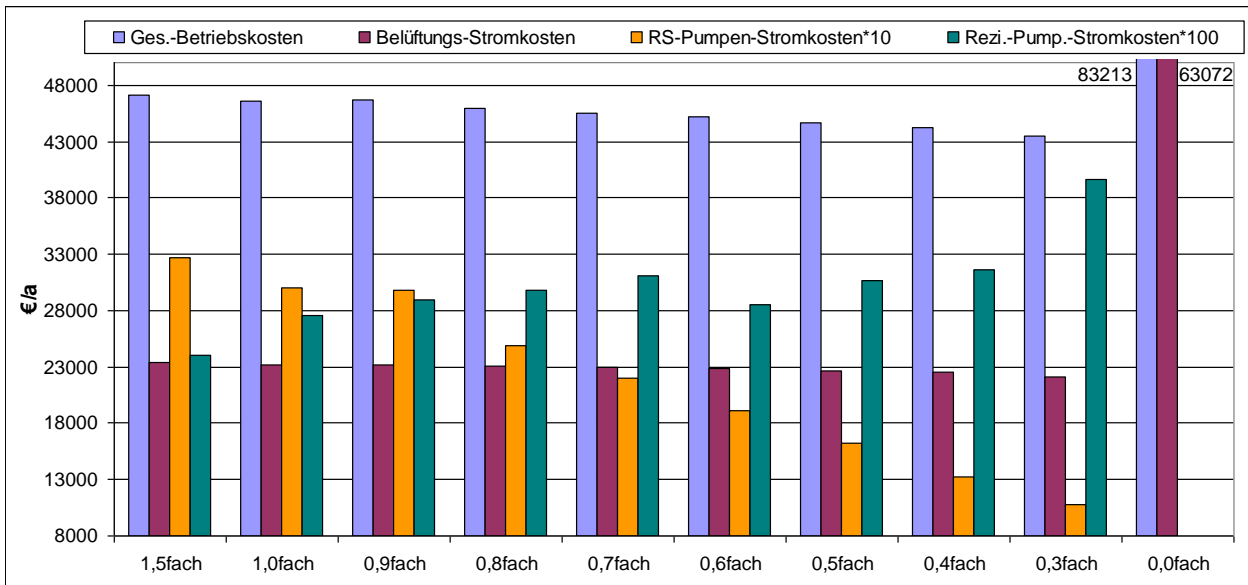


Abbildung 6-6: Auswirkung verschiedener Rücklaufschlammengen auf die mittleren, jährlichen Kosten der Aggregate und der gesamten Betriebskosten bei 12°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.

6.3.3 Die interne Rezirkulation

In Abbildung 6-7 werden die Ergebnisse bei Simulationen mit unterschiedlichen Rezirkulationsmengen gezeigt. Deutlich wird, dass eine interne Rezirkulation zwischen dem Nitrifikationsbecken 2 und 1 bei konstanter Belüftung bei 2 mg O₂/l immer zur Senkung der maximalen N_{ges}-Ablaufwerte führt. Die Stärke hängt von der Rezirkulationsmenge ab. Das Optimum scheint bei der Menge zu liegen, die bei ¼ der Pumpenstärken in Abhängigkeit der Nitratkonzentration gefördert wird.

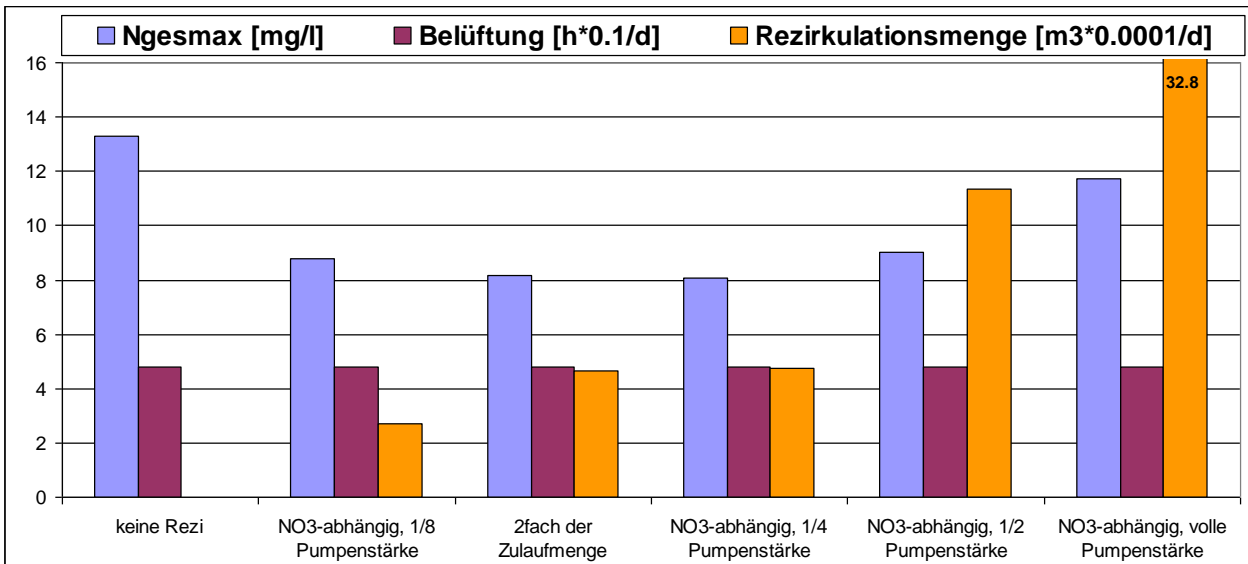


Abbildung 6-7: Auswirkung verschiedener Strategien für die Rezirkulationsmengen auf die maximalen N_{ges}-Ablaufwerte, Belüftung und Rezirkulationsmengen bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.

Die Betriebskosten variieren bei konstant gehaltener Belüftung nur geringfügig. Nur die nitratabhängige Rezirkulationsregulation bei voller Pumpenleistung ergibt etwas höhere Gesamtbetriebskosten (Abbildung 6-8).

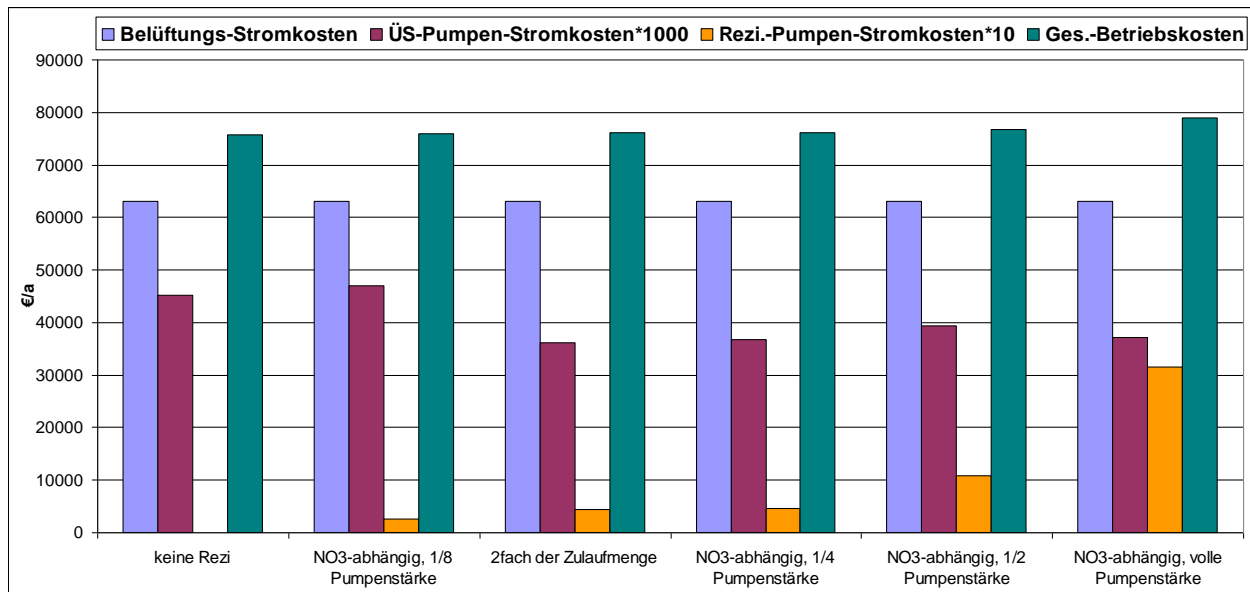


Abbildung 6-8: Auswirkung verschiedener Rezirkulationsmengen auf die Betriebskosten bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.

Ähnliche Simulationsanalysen beim Controlled-Disturbances(CD)-Verfahren (siehe Kap. 6.3.4) ergaben andere Resultate (Abbildung 6-9). Die geringsten maximalen N_{ges} -Ablaufwerte bei sonst fast identischen NH_4^- , PO_4 , P_{ges}^- und CSB-Ablaufwerten resultieren, wenn die interne Rezirkulationsmenge bei doppelter Pumpenstärken in Abhängigkeit der Nitratkonzentration gefördert wird. Diesmal wird deutlich, dass dabei die Belüftungszeiten und auch die gesamten Betriebskosten geringfügig niedriger liegen (Abbildung 6-10). Betrachtet man die Schlammkosten, so ergeben sich beim Ansatz mit voller und doppelter Pumpenstärke geringere Schlammkosten.

Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die internen Rezirkulationsmengen bei unterschiedlichen Verfahren jeweils neu angepasst werden müssen.

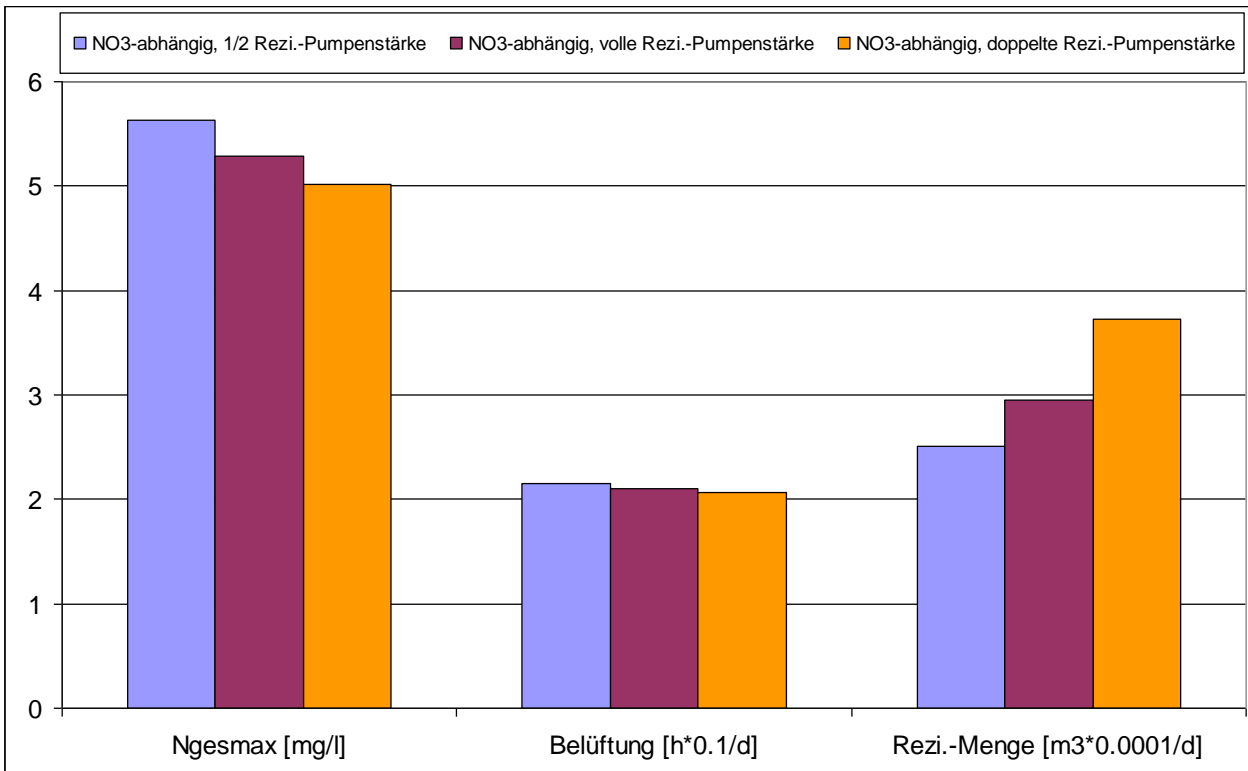


Abbildung 6-9: Auswirkung verschiedener Rezirkulationsmengen auf die maximalen N_{ges} -Ablaufwerte und der Belüftungsenergie bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage im CD-Verfahren.

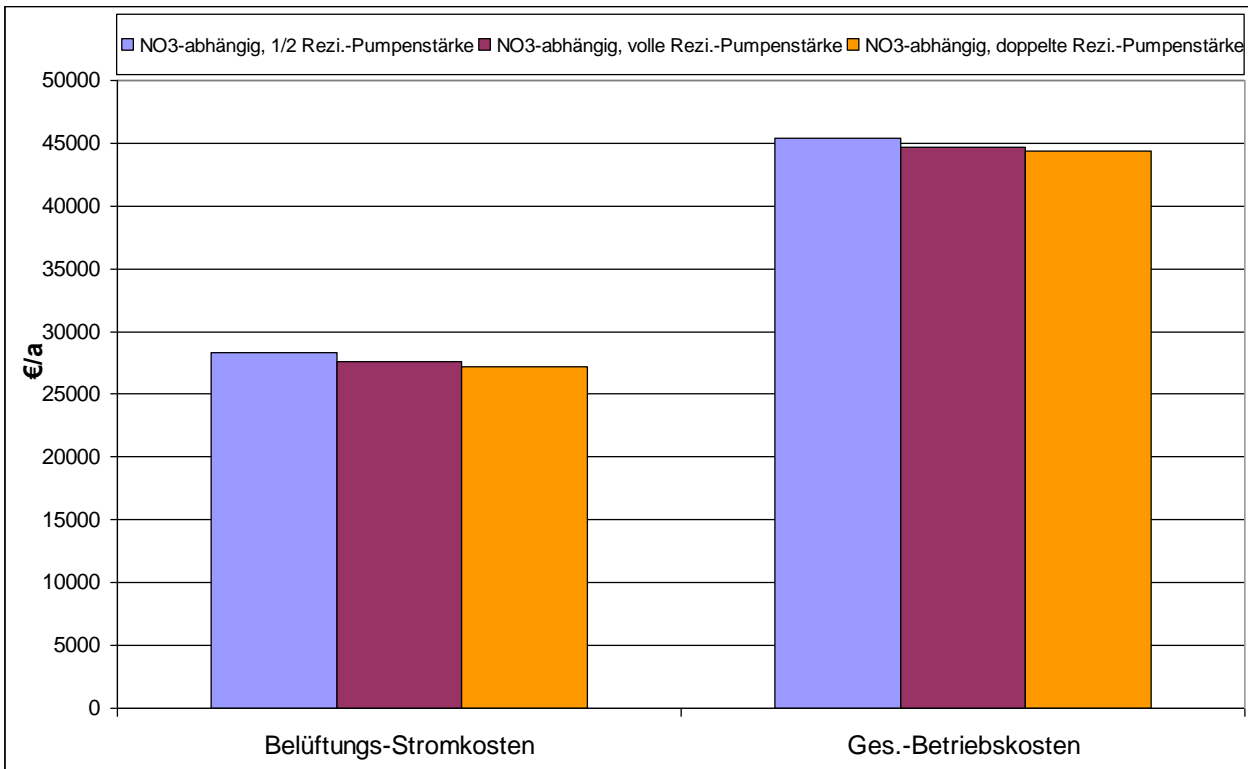


Abbildung 6-10: Auswirkung verschiedener Rezirkulationsmengen auf die Betriebskosten bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage im CD-Verfahren.

6.3.4 Das CD-Verfahren

Das „Controlled-Disturbances“(CD)-Verfahren wurde von der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH zusammen mit der Universität Wien entwickelt. Dieses Verfahren ist besonders für mehrsträßige Durchlaufanlagen zur Verbesserung des Schlammvolumenindex (ISV), zur Steigerung der Stabilität des Belebtschlammes und zur Optimierung der Reinigungsleistung geeignet. Bei diesem Verfahren wird der Zulauf in bestimmten Intervallen auf die unterschiedlichen Straßen aufgeteilt. Dies führt sozusagen zu Stoß-Beschickungen, wie sie von SBR-Anlagen bekannt sind. Gerade SBR-Anlagen zeichnen sich durch besonders niedrige ISV's aus.

Die Kläranlage Weißtal kann aufgrund der zusätzlich gebauten SBR-Anlage mit Pufferbehälter im CD-Verfahren betrieben werden. In Beschickungspausen der konventionellen Anlage wird der Zulauf im Pufferbehälter zwischengelagert und auf die beiden Reaktoren aufgeteilt. Dieser Überhang wird von der SBR-Straße abgearbeitet, wenn die Beschickungspause für diese Straße stattfindet und alles wieder durch die konventionelle Anlagenstraße geführt wird.

In Abbildung 6-11 werden die Ergebnisse bei Simulationen im normalen Durchlaufanlagenbetrieb und dem CD-Verfahren der konventionellen Anlage gegenübergestellt. Deutlich wird, dass die N_{ges} - und P_{ges} -Ablaufwerte beim CD-Verfahren niedriger sind. Nur die CSB-Ablaufwerte sind beim CD-Verfahren geringfügig höher. Bezüglich der Betriebskosten führt das CD-Verfahren zu geringeren Belüftungszeiten und Rezirkulationsmengen, wodurch insgesamt die Betriebskosten gesenkt werden (Abbildung 6-12).

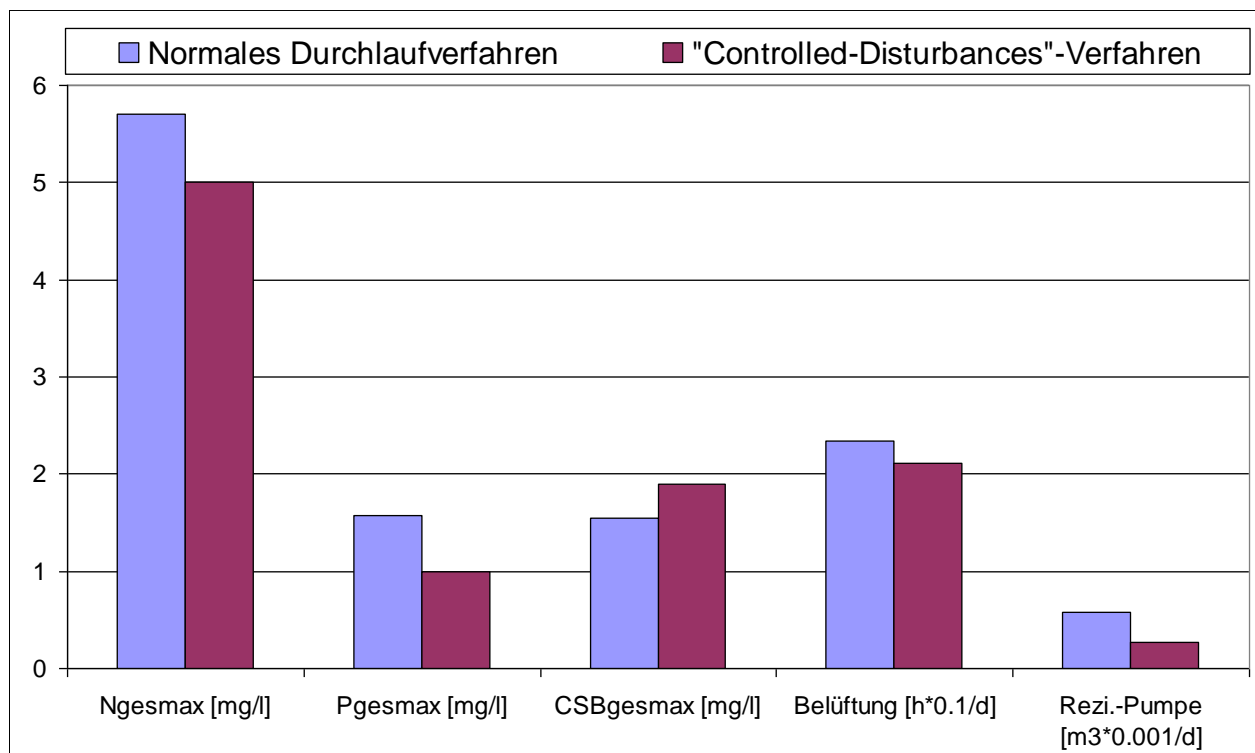


Abbildung 6-11: Auswirkung des CD-Verfahrens auf die maximalen Ablaufwerte, Belüftungsenergie und der Rezirkulationsmengen bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.

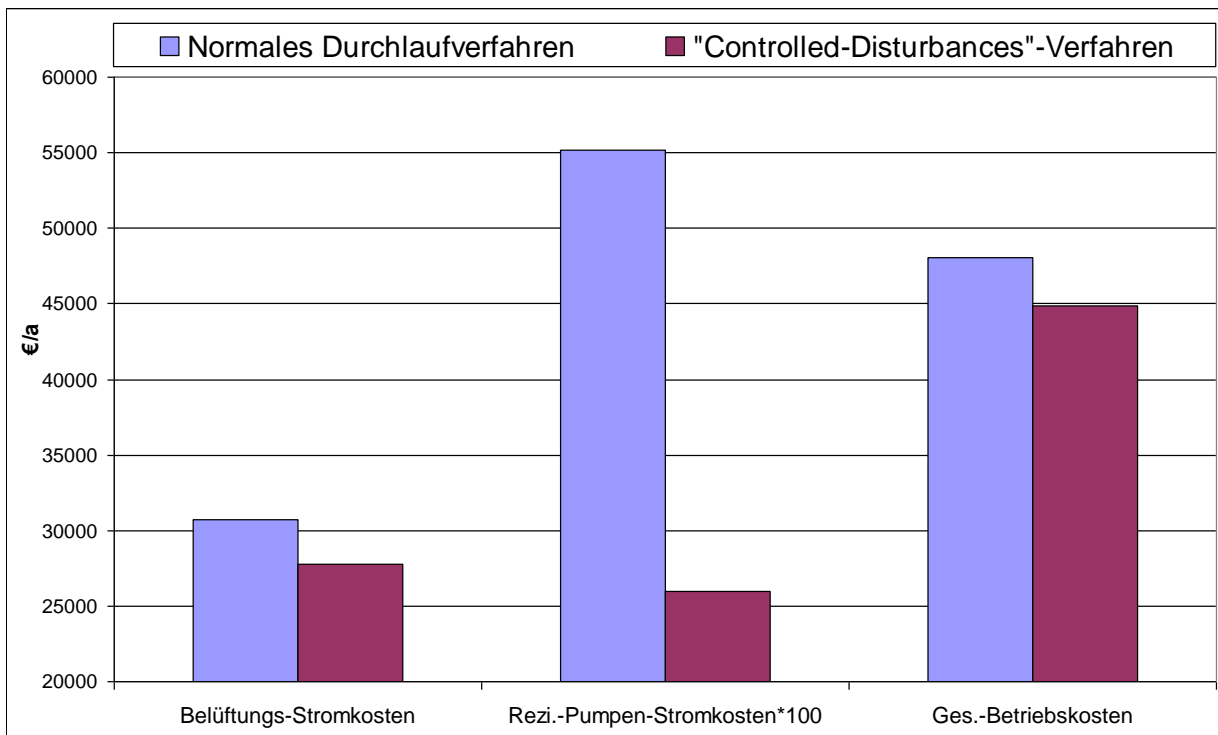


Abbildung 6-12: Auswirkung des CD-Verfahrens auf die Belüftungs-, Rezirkulations- und gesamten Betriebskosten bei 16°C mit dynamischen Zuläufen über 3 Simulationstage.

6.4 Ergebnisse für den SBR-Anlagenteil

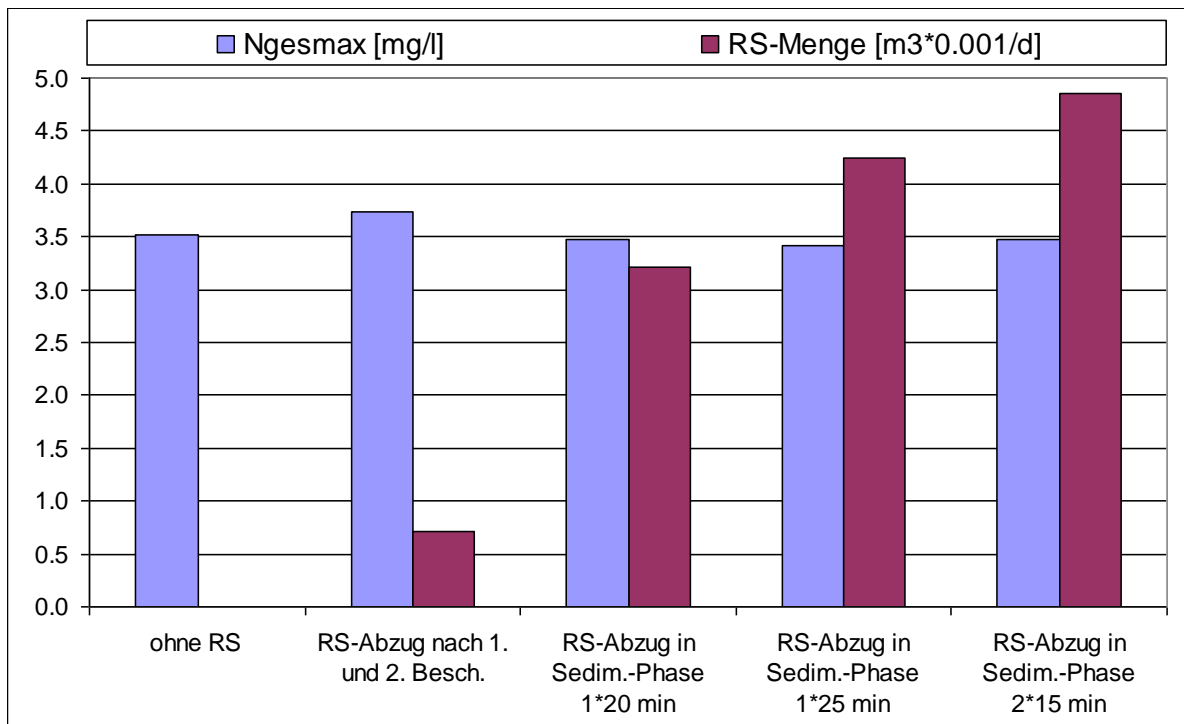
6.4.1 Das RS-Verfahren

Das RS-Verfahren wurde erstmals mit Hilfe der Simulation der Kläranlage Deuz von der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH im Modell ASM1 untersucht. Dabei stellte sich heraus, dass durch das RS-Verfahren die NO_3 -Ablaufwerte gesenkt werden. Dies wurde in Großversuchen bestätigt. Besonders bei hohen Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen im Zulauf – wie es bei Regenereignissen oft der Fall ist – soll sich dieses Verfahren auch positiv auf die BioP-Elimination auswirken, was in niedrigeren PO_4 -Ablaufwerten resultiert. Da im ASM1 nicht die BioP-Elimination simuliert wird, war dies Bestand der Analyse im ASM3+EAWAG-BioP-Modell der Kläranlage Spenge. Auch hier konnte die Reduktion der NO_3 -Ablaufwerte bestätigt werden. Zudem führte das RS-Verfahren zur Senkung und damit Stabilisierung der P_{ges} -Ablaufwerte. Dabei war eine optimierte Einstellung des RS-Verfahrens wichtig. Bei der Kläranlage Spenge zeigte sich, dass die stärkste Senkung der N_{ges} - und P_{ges} -Ablaufwerte beim Abzug des Schlammes für 10 min in der Sedimentationsphase erreicht wurde. In Fällen, wo zulange abgezogen wurde (z.B. 50 min nach der 1. oder 2. Beschickung), lagen die N_{ges} -Ablaufwerte sogar höher als ohne RS-Verfahren. In allen Fällen wirkte sich das RS-Verfahren durch geringere Stromkosten der Belüftung positiv auf die Betriebskosten aus. Die niedrigsten Betriebskosten wurden beim Modell der Kläranlage Spenge erreicht, wenn der Schlamm nur für 10 min in der Sedimentationsphase abgezogen wurde.

In Abbildung 6-13 wird deutlich, dass auch hier beim RS-Verfahren die Ablaufwerte gesenkt werden, wenn nicht zu lange oder zu kurz RS entnommen wird. Das Ausmaß der Senkung ist aber nicht so stark ausgeprägt, als es bei der Kläranlage Spenge oder Deuz der Fall war. Hier

wird vermutet, dass durch mangelndes Substrat im Zulauf keine bessere Denitrifikation mehr möglich ist. Bei den P_{ges} -Ablaufwerten ist anzumerken, dass nur etwas niedrigere Werte erreicht werden, aber dafür viel weniger Fällmittel verbraucht wird.

(a)



(b)

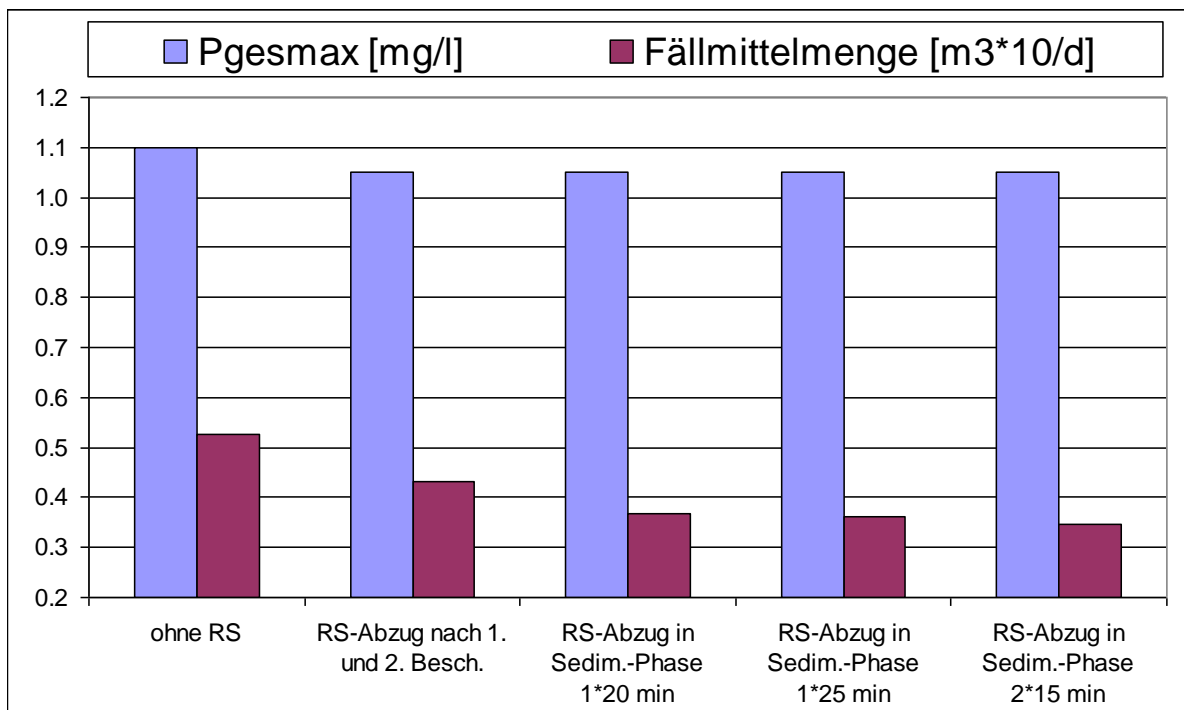


Abbildung 6-13: Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die maximalen N_{ges} - (a) und P_{ges} - Ablaufwerte (b) bei 2,5 Simulationstagen der Messkampagne 1 im 6h-Zyklus bei höheren Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen im Zulauf bei 12 °C mit 45% Filtratwasser

Am günstigsten scheint es, den Rücklaufschlamm in der Sedimentationsphase abzuziehen, da die Ablaufwerte hier am geringsten sind. Dies hat zusätzlich den Vorteil, dass die Hydraulik weniger belastet wird, da der Schlamm in der Sedimentation stark aufkonzentriert ist. Dadurch muss weniger unnötiges Volumen hin und her gepumpt werden. Nach den Ergebnissen empfehlen wir RS maximal 25 min am Ende der Sedimentationsphase abzuziehen.

Durch das RS-Verfahren werden die Fördermengen der Beschickungspumpen- und Überschuss-Schlammumpen gesteigert (Abbildung 6-14). Dies hat eine zusätzliche betriebliche Kostenbelastung zur Folge. Die jährliche Mehrbelastung liegt bei ca. 400 €/Jahr. Durch das RS-Verfahren verringert sich aber die Belüftungsenergie (Abbildung 6-14). Da durch den Belebtschlamm im Pufferbehälter bereits ein Teil des Substrates für die Denitrifikation genutzt wird, wird dieser Teil somit nicht mehr bei der Belüftung veratmet. Der Pufferbehälter wird also als vorgeschaltete Denitrifikation eingesetzt, was die niedrigeren Belüftungskosten teilweise erklärt (Abbildung 6-14). Die Stromkosten für die Belüftung sind um so geringer je größer die abgezogene RS-Menge ist (vergleiche Abbildung 6-13 und Abbildung 6-14). Problematisch beim Abzug nach der 1. und 2. Beschickung ist, dass der Schlamm nicht sedimentiert und kompakt ist. Daher muss mengenmäßig mehr gepumpt werden, obwohl weniger RS gefördert wird.

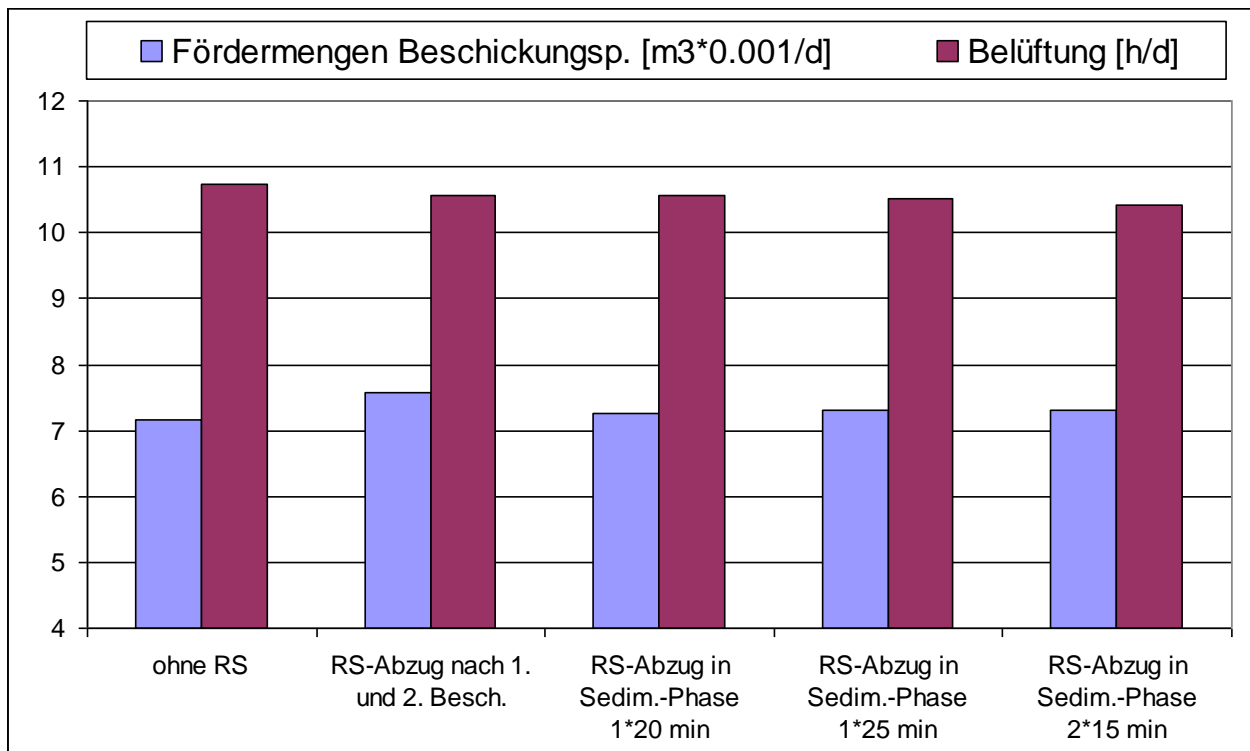


Abbildung 6-14: Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die Fördermengen der Beschickungspumpen und die Belüftungszeiten bei 2,5 Simulationstagen der Messkampagne 1 im 6h-Zyklus bei höheren Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen im Zulauf bei 12 °C mit 45% Filtratwasser

In Abbildung 6-15 werden die erfassten Betriebskosten bezogen auf ein Jahr mit den in Kap. 6.2 genannten Besonderheiten aufgeführt. Die betriebliche Kostenbelastung ist beim Abzug des Schlammes am Ende der Sedimentationsphase am geringsten. Wird RS in der Sedimentationsphase abgezogen, kompensieren die reduzierten Belüftungszeiten und geringeren Fällmittelmengen die Kosten der größeren Beschickungs- und ÜS-Pumpentätigkeit.

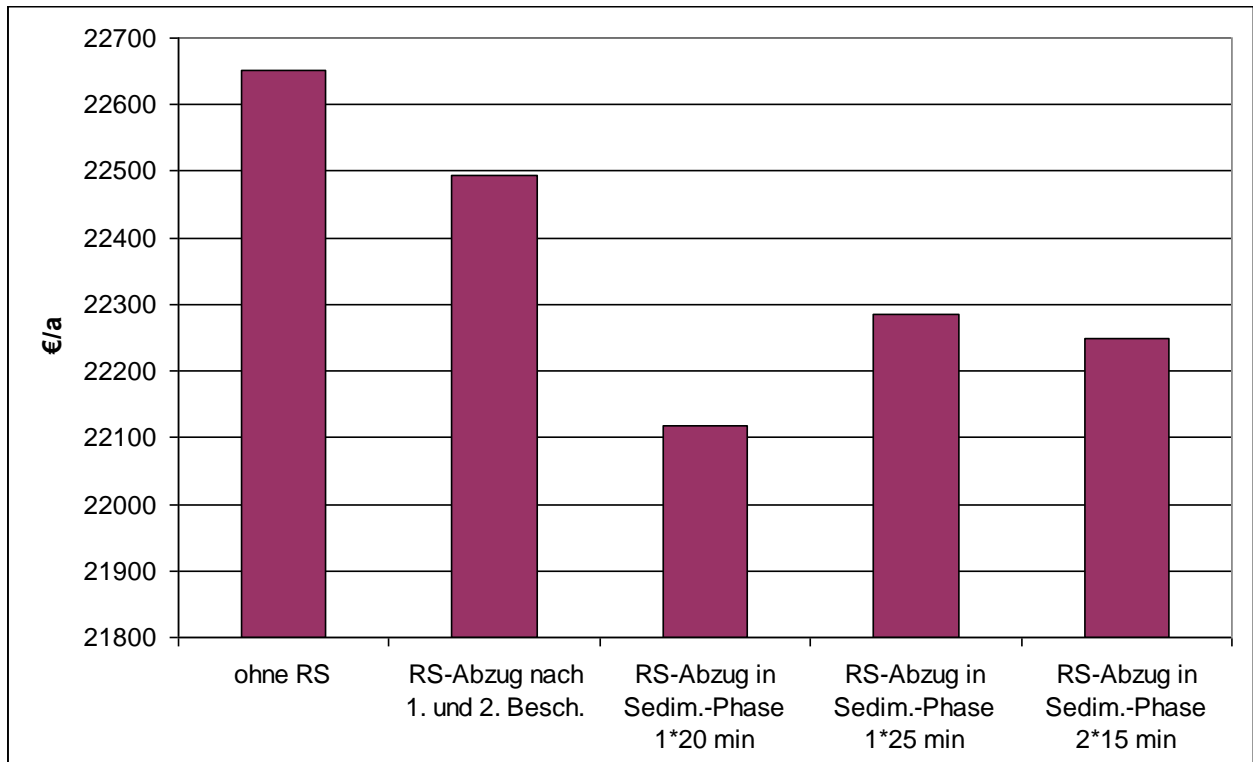
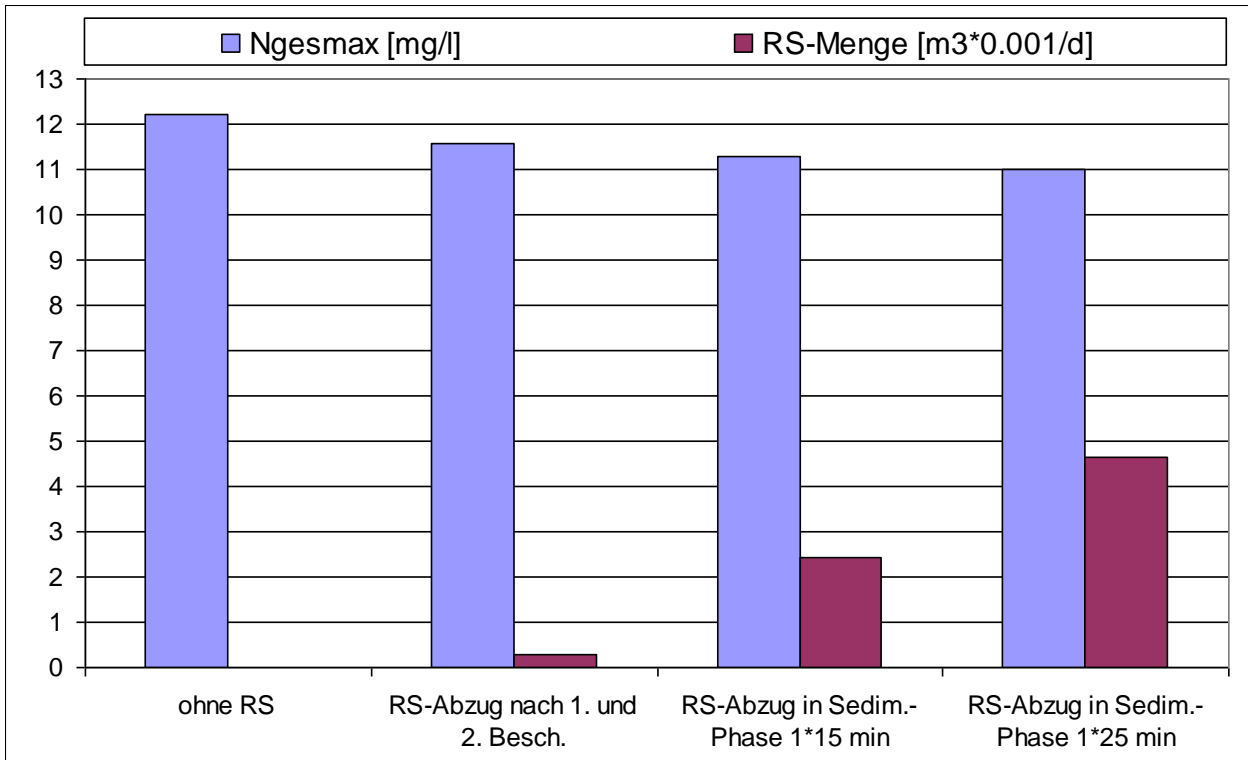


Abbildung 6-15: Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die gesamten, jährlichen Betriebskosten bei 2,5 Simulationstagen der Messkampagne 1 im 6h-Zyklus bei höheren Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen im Zulauf bei 12 °C mit 45% Filtratwasser

Die Simulation wurde mit den Messdaten aus der Messkampagne 4 wiederholt und nun 100% Filtratwasser direkt in die 1. Beschickung der SB-Reaktoren dosiert. Die Ergebnisse werden in Abbildung 6-16 bis Abbildung 6-18 gezeigt. Während die N_{ges} -Ablaufwerte bis zu 1 mg/l gesenkt werden, bleiben die P_{ges} -Ablaufwerte nahezu unbeeinflusst mit teils stark schwankenden Fällmittelmengen.

(a)



(b)

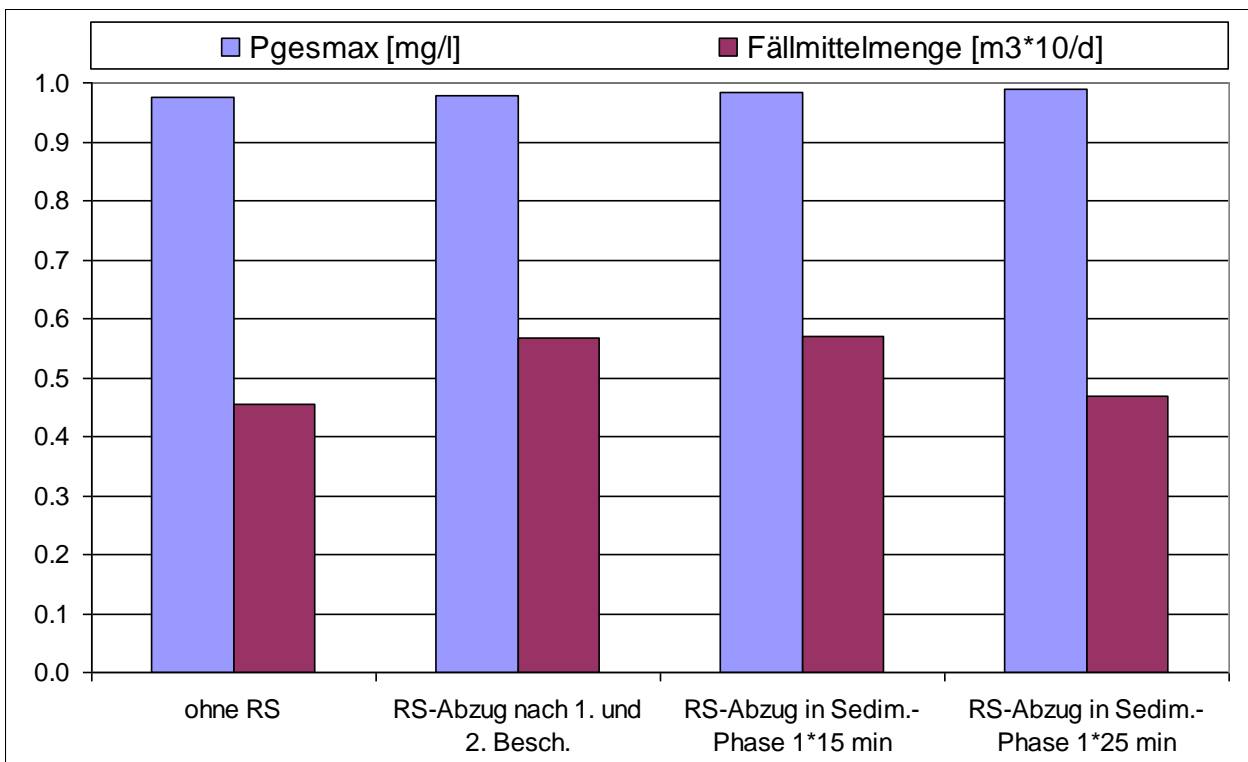


Abbildung 6-16: Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die maximalen N_{ges} - (a) und P_{ges} - Ablaufwerte (b) bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser

Auch hier werden die Fördermengen der Beschickungspumpen- und Überschuss-Schlammumpen gesteigert (Abbildung 6-17). Dies hat eine zusätzliche betriebliche Kostenbelastung zur Folge. Die jährliche Mehrbelastung liegt nun bei ca. 600 €/Jahr. Durch das RS-Verfahren verringert sich wiederum die Belüftungsenergie (Abbildung 6-17).

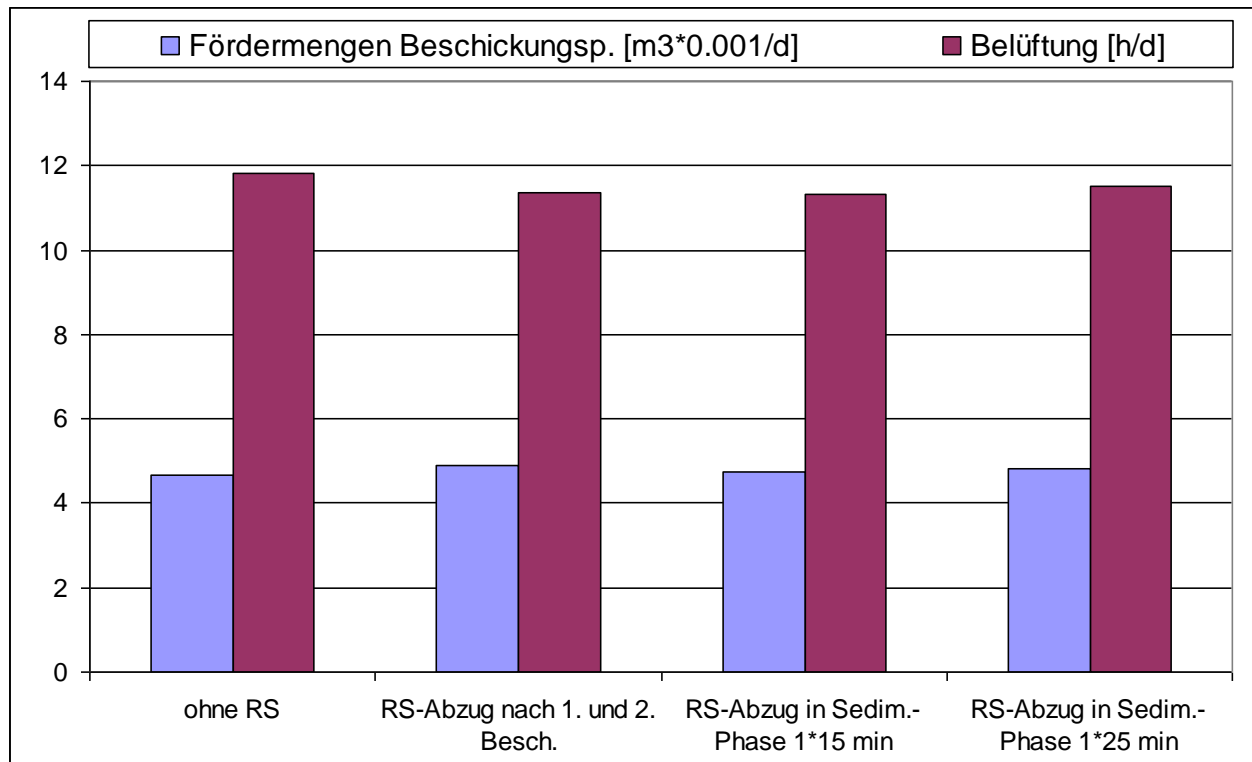


Abbildung 6-17: Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die Fördermengen der Beschickungspumpen und die Belüftungszeiten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser

In Abbildung 6-18 werden wiederum die erfassten Betriebskosten bezogen auf ein Jahr mit den in Kap. 6.2 genannten Besonderheiten aufgeführt. Dieses Mal ist die betriebliche Kostenbelastung durch das RS-Verfahren geringfügig höher. Wird RS 25 min in der Sedimentationsphase abgezogen, liegen die Mehrkosten bei ca. 370 €/a, d. h. die Einsparung der Belüftungszeit kann die Mehrkosten durch die gesteigerte Pumpentätigkeit nicht kompensieren. Da die Denitrifikation aber gerade bei der 100%igen Filtratwasserbehandlung in den SB-Reaktoren wichtig ist, um die erlaubten Ablaufwerte einzuhalten, wird ebenfalls der Abzug von RS für 25 min in der Sedimentationsphase für das RS-Verfahren empfohlen.

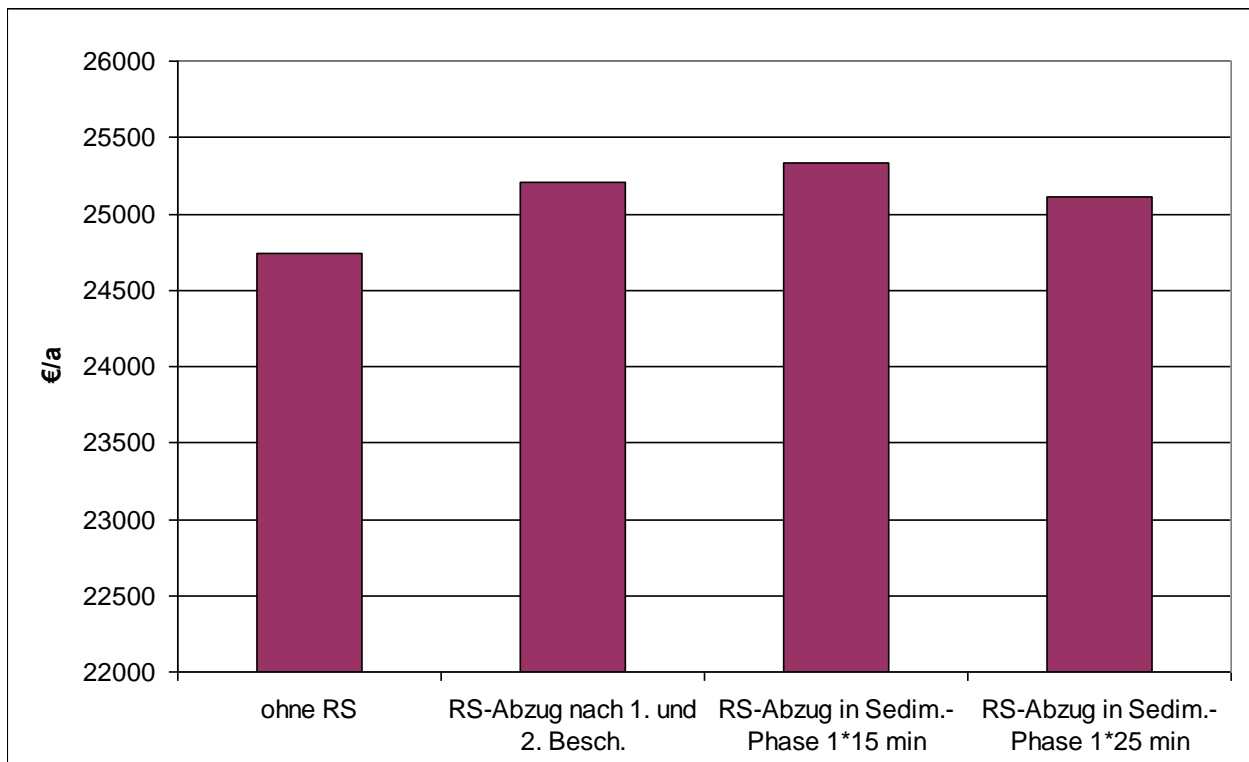


Abbildung 6-18: Auswirkung verschiedener Ansätze mit und ohne RS auf die gesamten, jährlichen Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser

Die Ergebnisse aus den Simulationen der Kläranlage Deuz, Spenge und Weißtal haben gezeigt, dass die Wirkung des RS-Verfahrens stark von den Zulaufeigenschaften und den kinetischen Bedingungen des Belebtschlammes abhängt. Eine generalisierte Betrachtung ist daher nicht möglich. Eine Einstellung des RS-Verfahrens sollte daher individuell in Abhängigkeit der Kläranlageneigenschaften und möglichst mit Hilfe der Simulation erfolgen, um den größten Nutzen bezüglich Ablaufwerten und Betriebskosten zu erzielen. Gerade die Ergebnisse der Simulationen haben gezeigt, dass sich die Wirkungen auf die Ablaufwerte und die Kosten in sehr geringen Zeitfenstern bewegen.

Wir empfehlen bei der Kläranlage Weißtal, den Abzug des TS beim RS-Verfahren je nach Jahreszeit auf ca. 2,5-3 g TS/l im SB-Reaktor zu beschränken und für ca. 20-25 min in die Sedimentationsphase 5 min vor dem ÜS-Abzug zu verlagern, da dies energetisch günstiger ist.

6.4.2 Der Typushöhengang

Bei Kläranlagen mit Pufferbehältern kann der Zulauf vor allem beim Trockenwetter über den Tag ausgeglichen werden, wodurch die Ablaufwerte sinken. Liegen ausführliche Messdaten vor, können diese genutzt werden, um einen hydraulischen Ausgleich oder einen Frachtausgleich für Trockenwetterbedingungen zu berechnen. Da die Messwerte in der Regel im Zulauf über 2h-Mischproben erfasst werden, können temporäre Frachtspitzen nicht berücksichtigt werden. Hier greift die Simulation ein, mit der es möglich ist, den Ausgleich über den Tag noch besser einzustellen.

Besonders bei Anlagen mit mehreren SB-Reaktoren, die im zeitlichen Versatz beschickt werden, kann es dazu kommen, dass einzelne Reaktoren hydraulisch ungleichmäßig und auch mit unterschiedlichen Frachten beschickt werden. Dies führt zu ungünstigen Verteilungen, die nicht selten in höheren Ablaufwerten resultieren. Dabei kann die Simulation Abhilfe leisten, denn nicht selten haben geringfügige Änderungen bereits große Wirkung. Mit Hilfe der Simulation sind zudem statistische Aussagen möglich, da immer gleiche Bedingungen untersucht werden können, während im Betrieb nie gleiche Zulaufbedingungen herrschen.

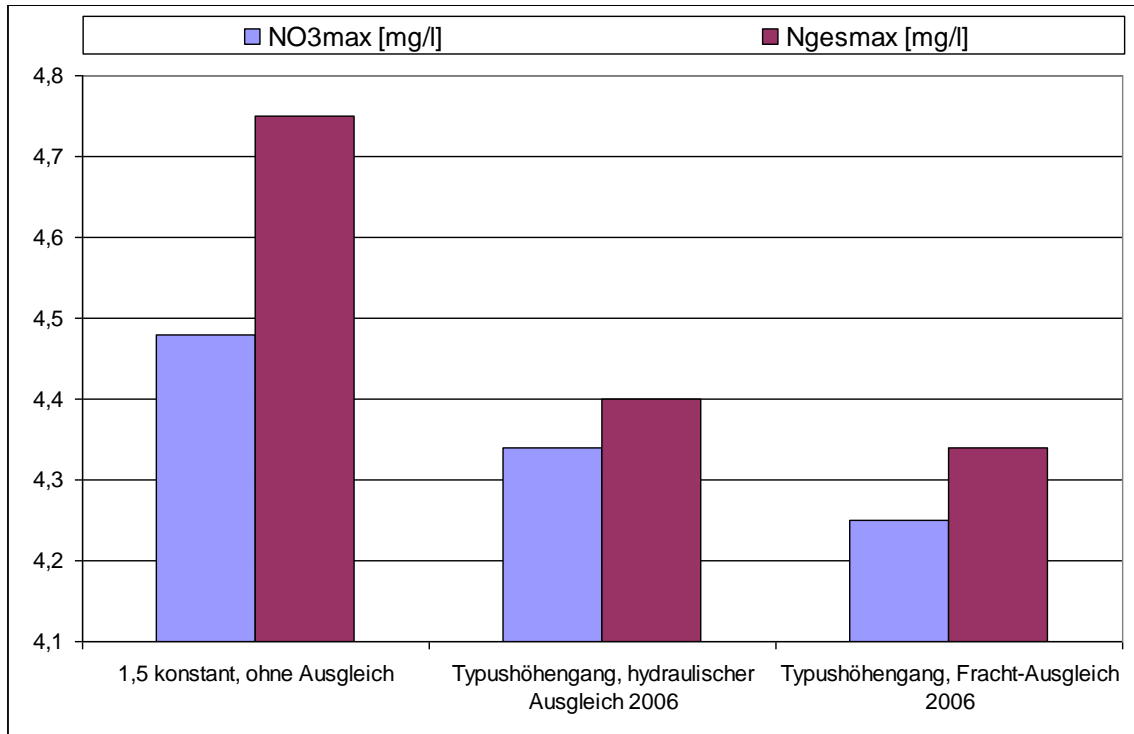
Die Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH bietet bereits mit der Inbetriebnahme in der PLS-Plattform die Möglichkeit an, mit Hilfe des sog. „Typushöhengangs“ den Zulauf der Kläranlage mit dem Pufferbehälter über den Tag auszugleichen. Da der Zulauf bei jeder Anlage unterschiedlich ist, kann nur ein Typushöhengang zu Grunde gelegt werden, der erfahrungsgemäß den durchschnittlichen Zulauf im Trockenwetterzustand simuliert. Dieser Typushöhengang kann bei Vorlage ausreichender Messdaten nach und nach an die kläranlagenspezifischen Bedingungen angepasst werden.

In Abbildung 6-19 sind die Ergebnisse der Simulationen von verschiedenen Typushöhengängen gezeigt. Die höchsten NO_3^- , N_{ges} - und NH_4 -Ablaufwerte treten ohne Ausgleich beim Typushöhengang bei konstant 1,5 m auf, die niedrigsten beim Fracht-Ausgleich der NH_4 -Konzentrationen im Zulauf. Die Unterschiede in den Ablaufwerten für die Kläranlage Weißtal sind im Vergleich zu anderen Kläranlagen gering. Dies liegt daran, dass sich die Zulaufmengen über den Tag hinweg nicht so stark verändern als bei anderen Kläranlagen, wodurch ein Ausgleich keine solch große Wirkung erzielen kann. Die P_{ges} -Ablaufwerte bleiben bei allen Läufen nahezu unverändert.

Die Auswirkungen auf die Förder-, RS- und Fällmittelmengen sowie auf die Belüftungszeiten sind in Abbildung 6-20 gezeigt. Die Fördermengen sind konstant. Die RS-Menge variiert und ist beim hydraulischen Ausgleich am geringsten und beim Fracht-Ausgleich am höchsten. Dies könnte auch die niedrigeren N_{ges} -Ablaufwerte beim Fracht-Ausgleich bewirken. Die Fällmittelmengen sind beim konstanten und hydraulischen Ausgleich nahezu gleich und beim Fracht-Ausgleich am geringsten. Die Belüftungszeiten schwanken ebenso und sind beim hydraulischen Ausgleich am geringsten und beim Fracht-Ausgleich am höchsten.

Bei der Betrachtung der Betriebskosten wird sichtbar, dass die Betriebskosten beim hydraulischen Ausgleich aufgrund geringerer Belüftungsstromkosten am niedrigsten und beim Fracht-Ausgleich höher liegen (Abbildung 6-21). Die Differenz beträgt ca. 700 €/a. Dabei sind die Anmerkungen aus Kap. 6.2 zu berücksichtigen.

(a)



(b)

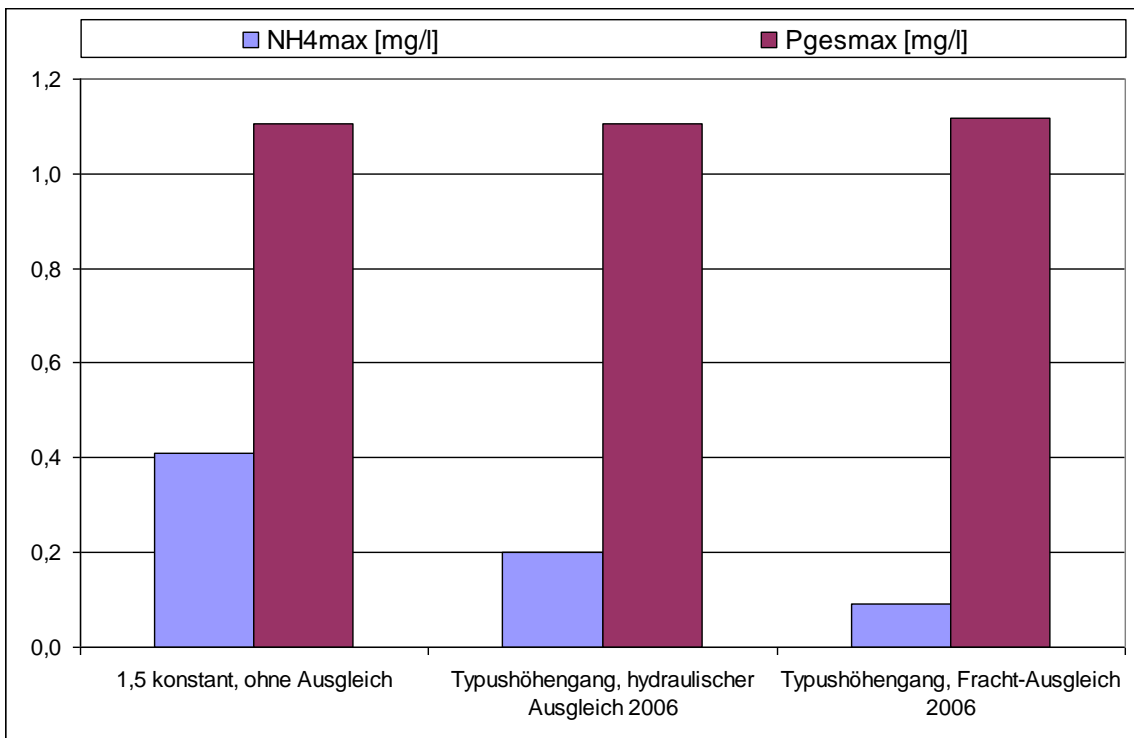


Abbildung 6-19: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die maximalen NO_3^- - und N_{ges} -Ablaufwerte (a) sowie der NH_4^+ - und P_{ges} -Ablaufwerte (b) bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 2 im 6h-Zyklus bei 16°C ohne Filtratwasser

Bei diesen Simulationsläufen ist zu berücksichtigen, dass zum Zeitpunkt der Messkampagne 2 der Faulbehälter außer Betrieb und kein Filtratwasser zu reinigen war. Daher konnten die Frachten aus dem Filtratwasser im Frachtausgleich nicht berücksichtigt werden. In der Mess-

kampagne 1 mit Filtratwasser war aber der Einfluss des Schmelzwassers und Regenwetters so groß, dass diese Läufe mit Filtratwasser nicht zur Berechnung eines hydraulischen Ausgleichs herangezogen werden konnten. Da nur eine geringe Datenmengen über Trockenwettertage zur Berechnung für den hydraulischen Ausgleich der Messkampagne 2 zur Verfügung stand, wurde die Berechnung später und beim Vorhandensein größerer Datenmengen wiederholt. Der neue hydraulische Ausgleich wurde Mitte 2007 eingeführt.

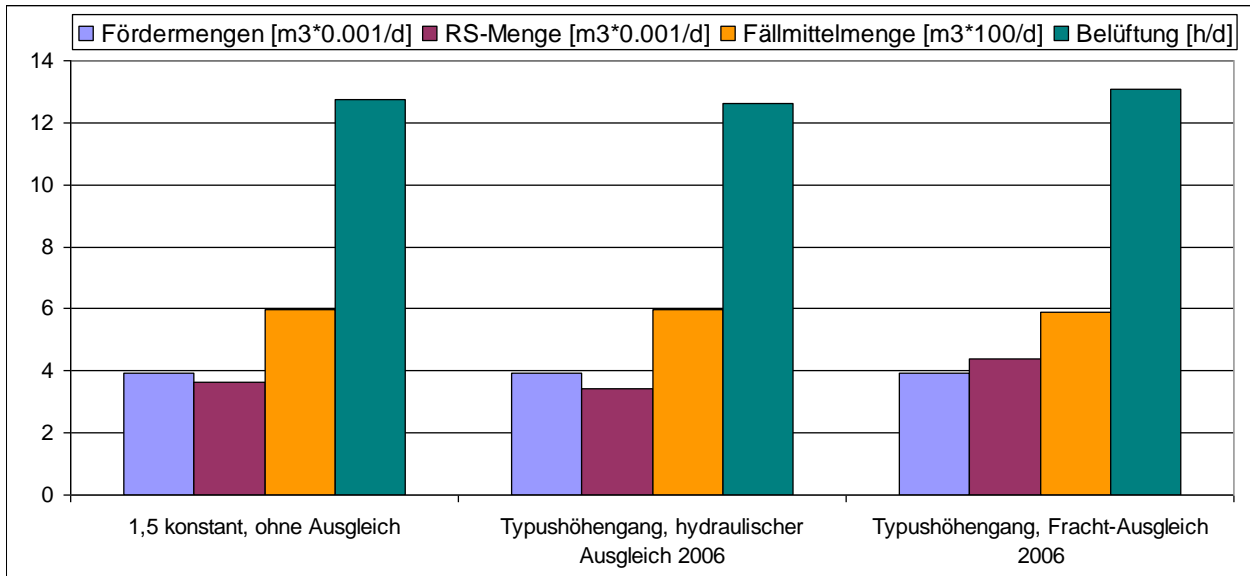


Abbildung 6-20: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die Fördermengen der Beschickungspumpen, der RS- und Fällmittelmengen sowie der Belüftungszeiten bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 2 im 6h-Zyklus bei 16 °C ohne Filtratwasser

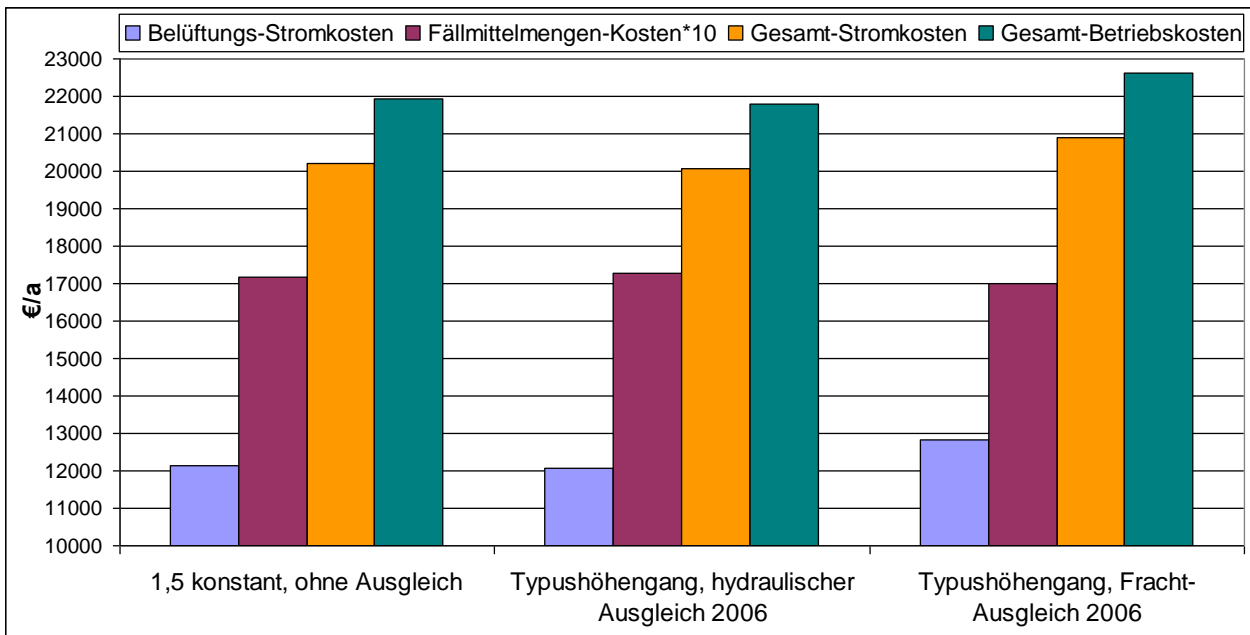


Abbildung 6-21: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die gesamten, jährlichen Betriebskosten bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 2 im 6h-Zyklus bei 16 °C ohne Filtratwasser

Die Simulationen wurden mit den Trockenwettertagen aus der Messkampagne 3 wiederholt. In Abbildung 6-22 wird deutlich, dass die Unterschiede wiederum eher gering sind. Zu berücksichtigen ist zudem, dass nun 100% Filtratwasser mit einer hohen Frachtbelastung direkt in die SB-Reaktoren dosiert wurde. Der Fracht-Ausgleich liefert daher die höchsten N_{ges} -Ablaufwerte, der hydraulische Ausgleich von 2007 bei einem Trockenlaufschutz von 1,7 m die niedrigsten N_{ges} -, NO_3 - und NH_4 -Ablaufwerte. Da die zusätzlichen Frachten aus dem Filtratwasser diskontinuierlich auf der SBR-Anlage anfallen, wurden sie beim Fracht-Ausgleich nicht berücksichtigt.

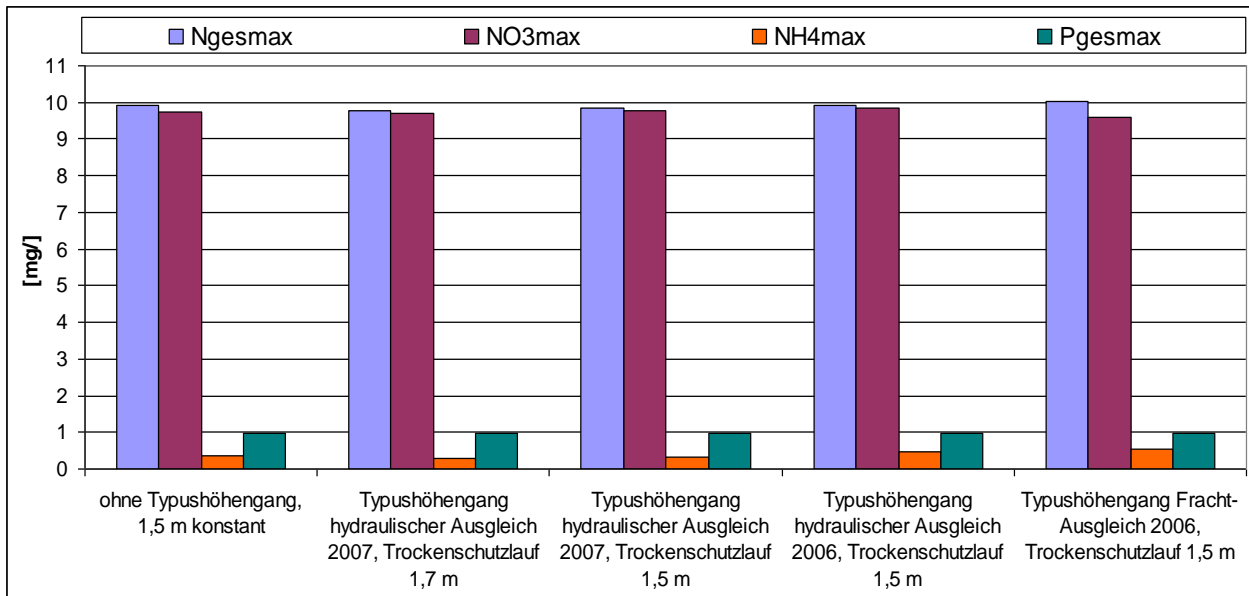


Abbildung 6-22: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die maximalen NO_3^- , N_{ges} , NH_4 - und P_{ges} -Ablaufwerte bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 3 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser

Betrachtet man die ermittelten Betriebskosten (Abbildung 6-23), dann ist der hydraulische Ausgleich von 2007 beim Trockenlaufschutz des Rührwerks bei 1,5 m bezüglich der gesamten Betriebskosten und der Belüftungs-Stromkosten am günstigsten, wobei die Differenz von ca. 650 € pro Jahr zum konstanten Typushöhenang bei 1,5 m eher als gering angesehen werden kann.

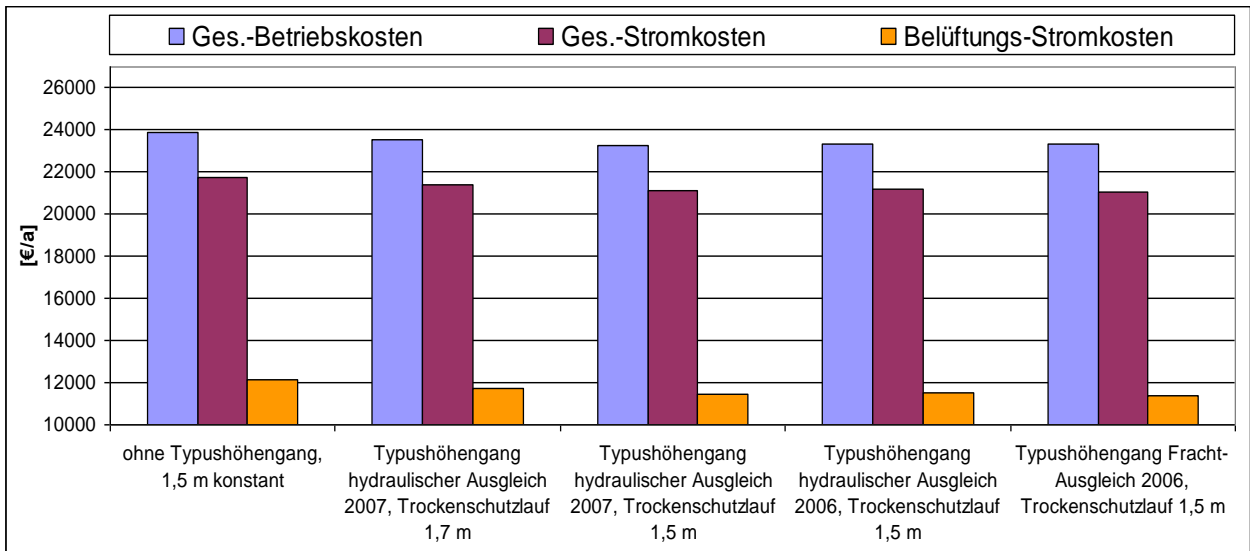


Abbildung 6-23: Auswirkung verschiedener Typushöhengänge auf die verschiedenen Betriebskosten bei drei simulierten Trockenwettertagen der Messkampagne 3 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser

Aufgrund des diskontinuierlichen Anfalls von Filtratwasser wird in diesem Fall der Betrieb mit dem hydraulischen Ausgleich von 2007 mit dem Trockenlaufschutz für das Rührwerk im Pufferbehälter von 1,7 m (für niedrigere N_{ges} -Ablaufwerte) oder 1,5 m (für niedrigere Betriebskosten) empfohlen. Alle verwendeten Typushöhengänge werden in der nachfolgenden Abbildung und Tabelle gezeigt. Bei den Typushöhenhängen aus 2006 ist die Sommerzeit berücksichtigt.

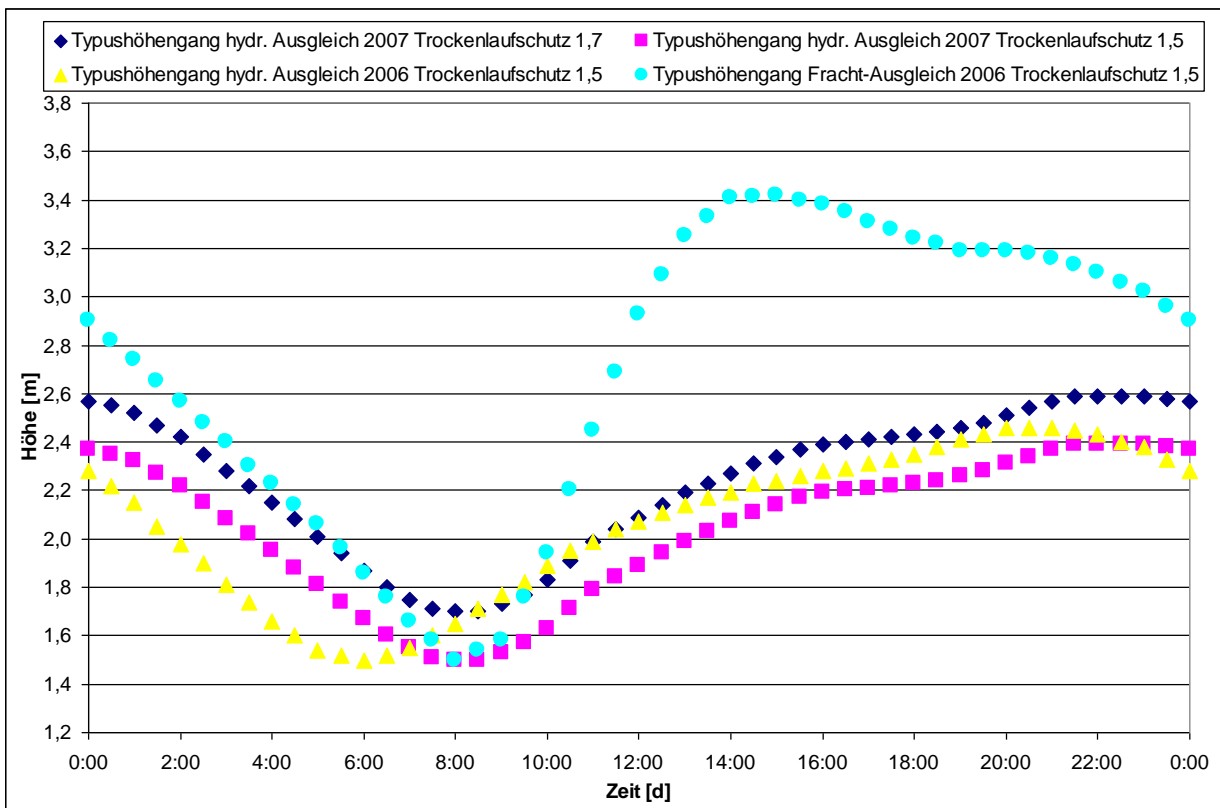


Abbildung 6-24: Vergleich verschiedener Typushöhengänge der SBR-Anlage Weißtal

Tabelle 6-1: Untersuchte Typushöhengänge aus 2006 und 2007

Uhrzeit	Typushöhengang hydr. Ausgleich 2007 Trockenlaufschutz 1,7	Typushöhengang hydr. Ausgleich 2007 Trockenlaufschutz 1,5	Typushöhengang hydr. Ausgleich 2006 Trockenlaufschutz 1,5	Typushöhengang Fracht- Ausgleich 2006 Trockenlaufschutz 1,5
0:00	2,57	2,37	2,28	2,90
0:30	2,55	2,35	2,22	2,82
1:00	2,52	2,32	2,15	2,74
1:30	2,47	2,27	2,05	2,65
2:00	2,42	2,22	1,98	2,57
2:30	2,35	2,15	1,90	2,48
3:00	2,28	2,08	1,81	2,40
3:30	2,22	2,02	1,74	2,30
4:00	2,15	1,95	1,66	2,23
4:30	2,08	1,88	1,60	2,14
5:00	2,01	1,81	1,54	2,06
5:30	1,94	1,74	1,52	1,96
6:00	1,87	1,67	1,50	1,86
6:30	1,80	1,60	1,52	1,76
7:00	1,75	1,55	1,55	1,66
7:30	1,71	1,51	1,60	1,58
8:00	1,70	1,50	1,65	1,50
8:30	1,70	1,50	1,71	1,54
9:00	1,73	1,53	1,77	1,58
9:30	1,77	1,57	1,82	1,76
10:00	1,83	1,63	1,89	1,94
10:30	1,91	1,71	1,95	2,20
11:00	1,99	1,79	1,99	2,45
11:30	2,04	1,84	2,04	2,69
12:00	2,09	1,89	2,07	2,93
12:30	2,14	1,94	2,11	3,09
13:00	2,19	1,99	2,14	3,25
13:30	2,23	2,03	2,17	3,33
14:00	2,27	2,07	2,19	3,41
14:30	2,31	2,11	2,23	3,42
15:00	2,34	2,14	2,24	3,42
15:30	2,37	2,17	2,26	3,40
16:00	2,39	2,19	2,28	3,38
16:30	2,40	2,20	2,29	3,35
17:00	2,41	2,21	2,31	3,31
17:30	2,42	2,22	2,33	3,28
18:00	2,43	2,23	2,35	3,24
18:30	2,44	2,24	2,38	3,22
19:00	2,46	2,26	2,41	3,19
19:30	2,48	2,28	2,43	3,19
20:00	2,51	2,31	2,46	3,19
20:30	2,54	2,34	2,46	3,18
21:00	2,57	2,37	2,46	3,16
21:30	2,59	2,39	2,45	3,13
22:00	2,59	2,39	2,43	3,10
22:30	2,59	2,39	2,40	3,06
23:00	2,59	2,39	2,38	3,02
23:30	2,58	2,38	2,33	2,96

6.4.3 Das Beschickungsverhältnis im DIC-SBR-Betrieb

Beim DIC-SBR-Betrieb finden während eines Zeitzyklus zwei Beschickungen mit unterschiedlichen C/N-Verhältnissen statt (Abbildung 2-13). Bereits Simulationen von anderen DIC-SBR-Kläranlagen haben gezeigt, dass das Mengenverhältnis der beiden Beschickungen zueinander entscheidende Auswirkungen auf die Ablaufwerte haben kann. Das Verhältnis variiert dabei von

Kläranlage zu Kläranlage in Abhängigkeit der Kläranlageneigenschaften zwischen 70% in der 1. Beschickung und 30 % in der 2. Beschickung bis hin zu 90% in der 1. Beschickung und 10% in der 2. Beschickung. Die Ergebnisse wurden jeweils in Großversuchen auf den Anlagen bestätigt. Daher sollte für die SBR-Kläranlage Weißtal mit Hilfe der Simulation ebenfalls das geeignete Beschickungsverhältnis vor allem mit 100%iger Filtratwassermenge in der 1. Beschickung analysiert werden, um dabei neben der Reinigungsleistung auch die Betriebskosten zu untersuchen.

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse der Simulationen mit verschiedenen Beschickungsverhältnissen für 6h-Zyklus gezeigt. Deutlich wird, dass das Beschickungsverhältnis bei 10/90 die besten Resultate für die N_{ges} - und Nitratablaufwerte lieferte, aber dafür mit die höchsten NH_4 -Ablaufwerte (Abbildung 6-25). Die maximalen Phosphat- und CSB-Ablaufwerte waren bei allen Versuchen konstant. Insgesamt sind die Unterschiede in den Ablaufwerten sehr gering. Dies hängt damit zusammen, dass der Zulauf allgemein aufgrund von Substratmangel sehr schlechte Denitrifikationseigenschaften hat. Beim Beschickungsverhältnis 80/20 sind alle Ablaufwerte am höchsten. Dieses Verhalten ist im Vergleich zu anderen bisher untersuchten SBR-Kläranlagen extrem untypisch.

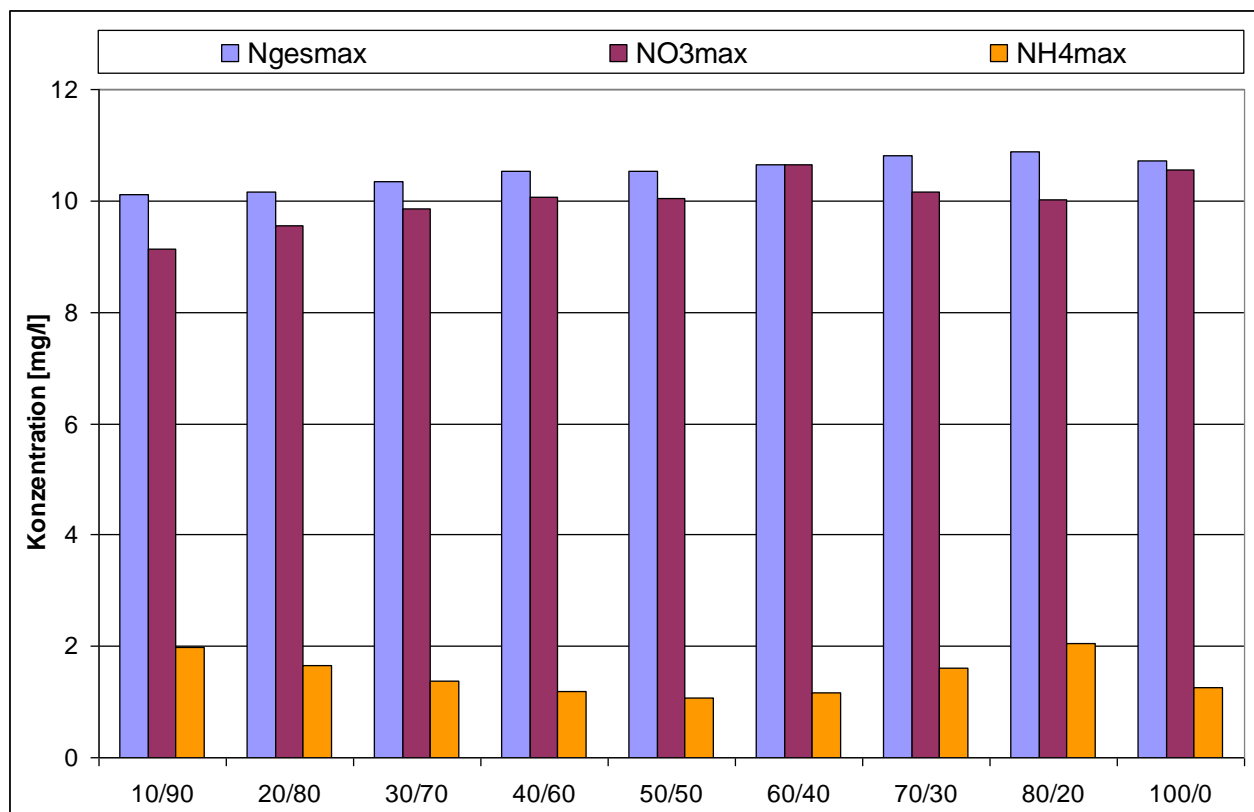


Abbildung 6-25: Auswirkung verschiedener Beschickungsverhältnisse auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 simulierten Tagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1.Beschickung

In Abbildung 6-26 werden die Betriebskosten der unterschiedlichen Beschickungsverhältnisse dargestellt. Allerdings sind die Unterschiede hierbei größer. Bei dem Verhältnis 100/0, d.h. es findet nur eine Beschickung statt, sind die gesamten, jährlichen Betriebskosten auf Grund geringerer Belüftungsenergie am geringsten. Der Unterschied beträgt ca. 1000 €/a. Daher wurde für zukünftige Simulationen mit Schwerpunkt auf die Betriebskosten das Verhältnis 50/50 und 100/0 weiter untersucht, da die Unterschiede bei den Ablaufwerten so gering waren.

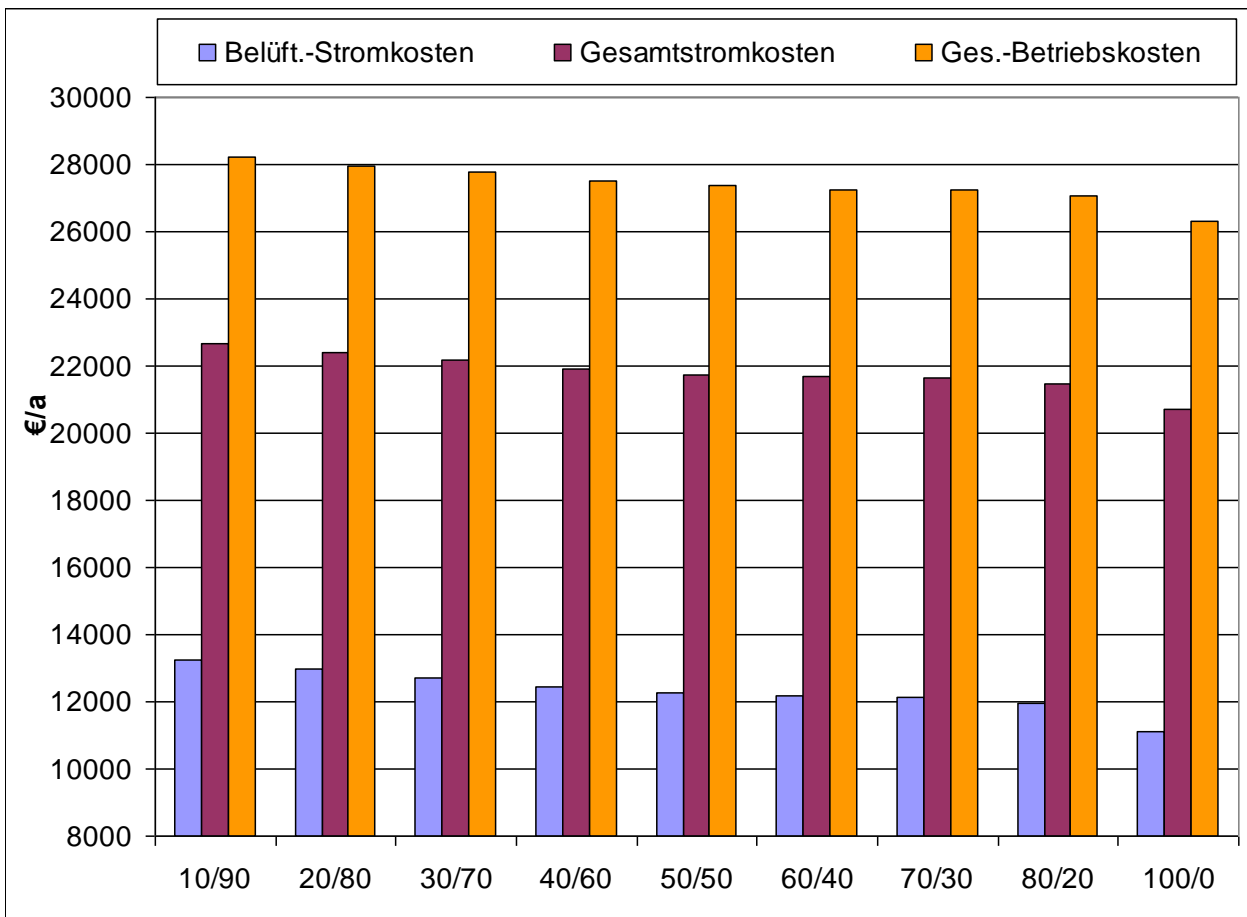


Abbildung 6-26: Auswirkung verschiedener Beschickungsverhältnisse auf die Betriebskosten bei 4,5 simulierten Tagen der Messkampagne 4 im 6h-Zyklus bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung

6.4.4 Die Belüftung

Die Belüftungsenergie stellt auch bei anaerob stabilisierten Anlagen den größten Kostenfaktor dar. Daher birgt eine günstige Einstellung der Belüftung einer Kläranlage ein großes Optimierungspotential. Dabei ist zu berücksichtigen, dass manche Einstellungen stark von den jeweiligen Kläranlageneigenschaften abhängig sind und nicht ohne weiteres auf andere Kläranlagen übertragbar sind.

Im 6h-Zyklus findet beim Beschickungsverhältnis 50/50 nach der 1. und 2. Beschickung jeweils eine Belüftungsphase statt, beim Verhältnis 100/0 wird nur einmal durchgängig belüftet. Im 4h-Zyklus finden auch nur eine Beschickung und eine Belüftung statt. Optimiert werden können der Beginn der Belüftung, die Dauer der Belüftung, die Regulation mit Hilfe der Sauerstoff-, Ammonium- und/oder Nitratkonzentration.

Vorherige Simulationen von DIC-SBR-Anlagen der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH haben bereits starke Hinweise bezüglich der Optimierungskriterien der Belüftungsstrategien gegeben. Diese konnten auch auf die Kläranlage Weißtal übertragen werden. In Tabelle 6-2 sind die wichtigsten Ergebnisse der dynamischen Simulationen gezeigt.

Tabelle 6-2: Simulationsergebnisse zur Optimierung der Belüftung im 6h-Zyklus

Parameter im Ablauf	NO3max	NH4max	Ngesmax	PO4max	Pgesmax	CSBgesmax	Bedingungen
Sonstiges	3 Tage 24h Mischproben für den Voraluf und 4,5 Tage realer Zulauf aus Juni 2008 mit Trübwasser 3.1 m3/Zyklus						
Lauf							
WS-Bel-1	10.05	1.07	10.54	0.71	0.99	28	Besch 50/50; Bel ori
WS-Bel-2	11.91	2.63	11.98	0.71	0.99	28	Besch 50/50; Bel vorne 15 min verlängert
WS-Bel-3	11.49	0.98	11.72	0.71	1.00	28	Besch 50/50; Bel hinten 15 min verlängert
WS-Bel-4	9.47	2.63	10.49	0.71	0.98	28	Besch 50/50; Bel ori, NH4-Begrenzung: 3min nach 0.4 NH4 abschalten
WS-Bel-5	10.96	2.63	11.08	0.71	1.00	28	Besch 50/50; Bel ori, NH4-Begrenzung wie ws-4, Bel. 10 min vorgezogen
WS-Bel-6	10.90	0.82	11.21	0.71	1.00	28	Besch 50/50; Bel ori, NH4-Begrenzung wie ws-4, Bel. 10 min nach hinten gestellt
WS-Bel-7	9.72	2.63	10.13	0.71	1.00	28	Besch 50/50; Bel ori, NH4-Begrenzung: 3min nach 1 NH4 abschalten
WS-Bel-11	8.18	2.63	9.75	0.71	1.00	28	Besch 50/50; wie WS-Bel7, NO3-Regelung NH4/1.5+NO3/8
WS-Bel-12	8.32	2.32	10.22	0.71	0.99	28	Besch 100/0; wie WS-Bel7, NO3-Regelung NH4/1.5+NO3/8
WS-Bel-20	9.50	2.15	10.14	0.71	0.98	27	Besch 100/0; NH4-Begrenzung nur 2. Bel: 3min nach 0.8 NH4 abschalten

Demnach ist die Belüftungsdauer bereits gut gewählt, da eine Verlängerung entweder vorne oder hinten zum Anstieg der maximalen N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerte führt, da dadurch nun die Denitrifikationszeiten noch stärker eingeschränkt werden (Abbildung 6-27, Nr. 2 und 3). Bei einer Ammoniumbegrenzung wird die Belüftung abgeschaltet, wenn ein bestimmter Ammoniumwert unterschritten ist. Wie bei Nr. 4 der Abbildung 6-27 führt dies zur leichten Senkung der N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerte, aber die maximalen NH_4 -Ablaufwerte steigen, bleiben aber weit unterhalb der erlaubten Ablaufwerte. Auch der Zeitpunkt des Beginns der Belüftung scheint richtig gewählt zu sein, da ein Vorziehen oder eine Verspätung keine Verbesserung der Reinigungsleistung ergibt (Nr. 5 und 6 der Abbildung 6-27). Setzt die Ammoniumbegrenzung früher ein, dann können die max. N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerte noch weiter gesenkt werden, ohne die Ammoniumwerte zu erhöhen (Nr. 7 der Abbildung 6-27). Eine weitere Verbesserung ergibt sich durch die Einführung einer Nitratbegrenzung (Nr. 8 der Abbildung 6-27). Bei dieser Regelung wird die Belüftung abgestellt sowie NH_4 unter 1,5 mg/l liegt und NO_3 über 8 mg/l steigt. Die max. N_{ges} - Ablaufwerte werden durch die Ammonium- und Nitratbegrenzung nur um ca. 1 mg/l gesenkt, die max. NO_3 -Ablaufwerte hingegen liegen ca. 2 mg/l niedriger. Allerdings steigen die max. NH_4 -Ablaufwerte um 1,5 mg/l an.

Im Vergleich dazu wurde das Beschickungsverhältnis 100/0 analysiert. Unter denselben Belüftungs-Regeltechniken, liegen die max. N_{ges} -Ablaufwerte um ca. 0,5 mg/l höher, die der max. NO_3 -Ablaufwerte sogar nur um 0,15 mg/l bei niedrigeren max. NH_4 -Ablaufwerten als beim Beschickungsverhältnis 50/50. Wird beim Verhältnis der Beschickung von 100/0 durchgängig zwischen der 1. und 2. Belüftung belüftet und eine andere Ammoniumbegrenzung nur für die 2. Belüftung gewählt, dann schrumpft der Unterschied bei den max. N_{ges} -Ablaufwerten auf 0,3 mg/l bei niedrigeren max. Ammoniumwerten.

In Abbildung 6-28 werden die berechneten jährlichen Betriebskosten gezeigt. Beim Beschickungsverhältnis 50/50 werden die Betriebskosten durch geringere Belüftungsstromkosten gesenkt, wenn eine Ammonium- und Nitratbegrenzung eingeführt werden (Nr. 4, 7, 8 in Abbildung 6-28). Die geringsten Betriebskosten entstehen aber wieder beim Beschickungsverhältnis 100/0 mit einem Unterschied von ca. 1000 €/a (Nr. 9 in Abbildung 6-28). Da sich die Ablaufwerte nur so geringfügig unterscheiden, wird der Betrieb im Beschickungsverhältnis 100/0 empfohlen. Dies hat den Vorteil, dass bei solch einer ausgeprägten Stoßbeschickung in der Regel niedrigere Schlammvolumenindices resultieren. Dies wirkt sich wiederum vorteilhaft auf die Absetzeigenschaften aus, wodurch ein Schlammabtrieb verringert wird. Zudem sollte der niedrige Schlammvolumenindex aus der SBR-Schiene durch die Bioaugmentation in der konventionellen Schiene hier ebenfalls zu einem niedrigeren Schlammvolumenindex führen. Liegen die N_{ges} -

Ablaufwerte jedoch kritisch hoch, können die Bedingungen des Simulationslaufs WS-Bel-11 oder WS-Bel-20 (Tabelle 6-2) gewählt werden.

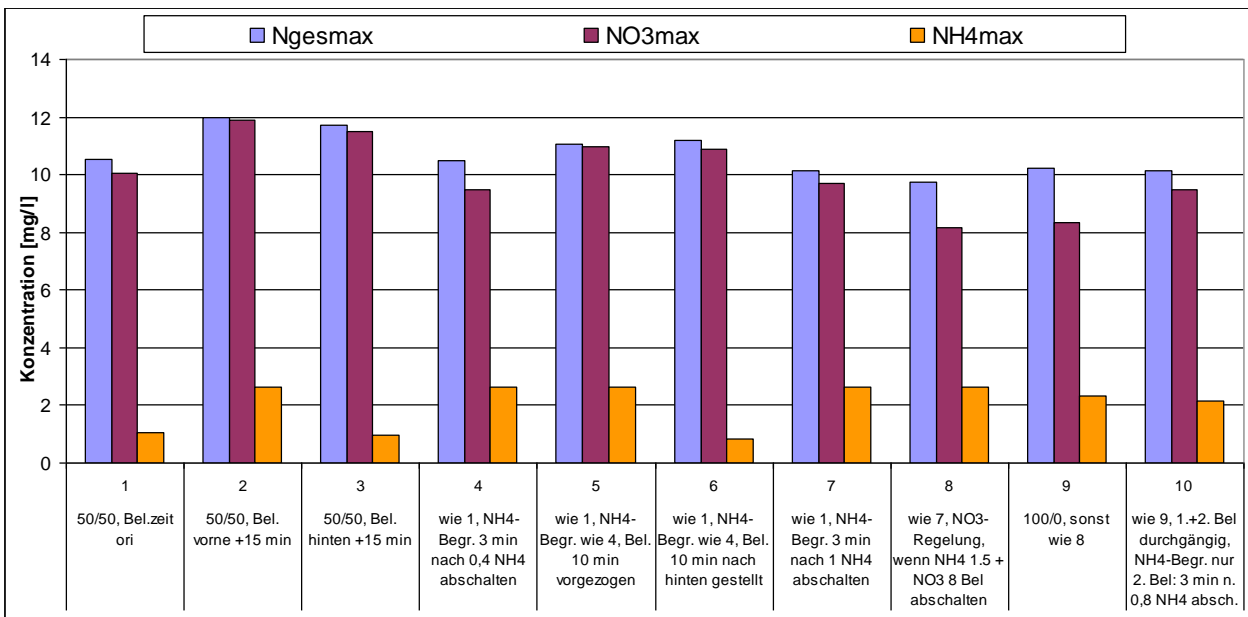


Abbildung 6-27: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1.Beschickung

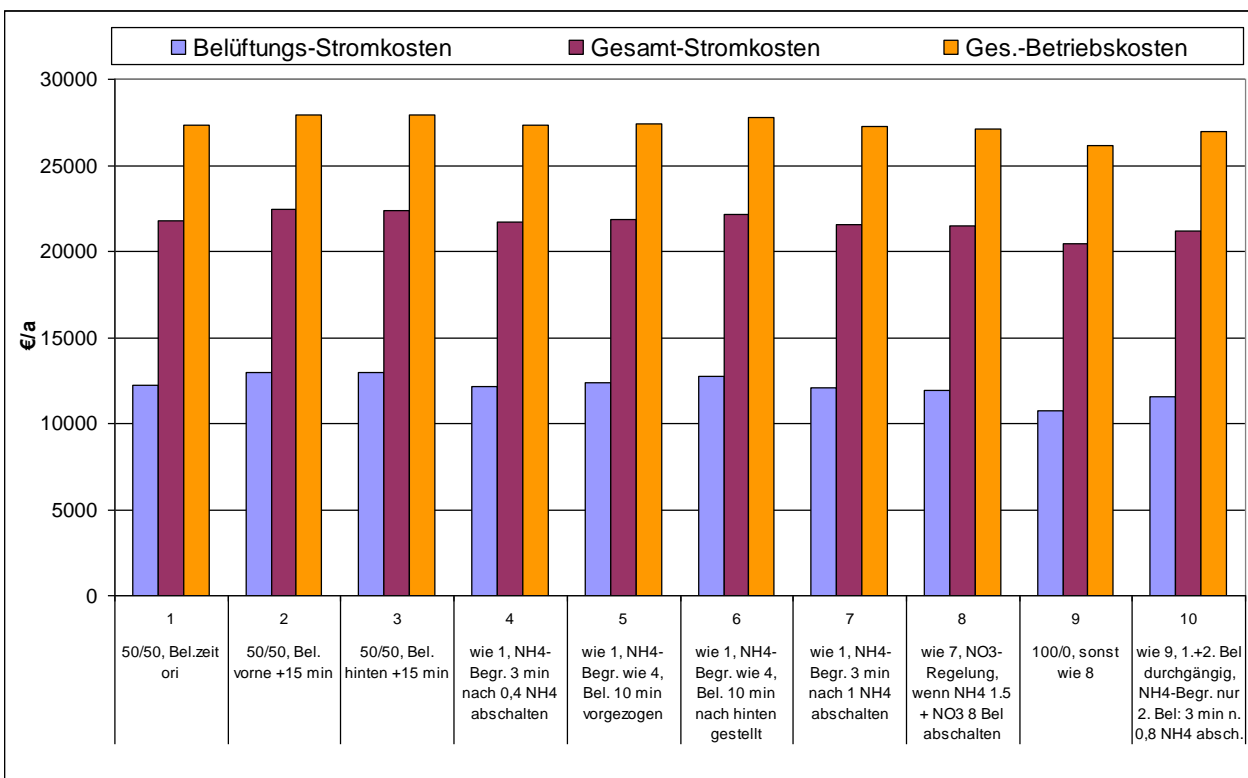


Abbildung 6-28: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1.Beschickung

6.4.5 Die Mischwassermitbehandlung

Die hydraulische Durchsatzleistung einer SBR-Kläranlage kann auf zwei Wegen gesteigert werden. Die eine Variante wird bereits auf den von der Firma LimnoTec Abwasseranlagen gebauten SBR-Anlagen in Großversuchen erfolgreich angewendet. Dabei wird der SBR-Betrieb von der Zulaufmenge abhängig gemacht: Im Trockenwetterbetrieb stehen der 8h- und/oder der 6h-Zyklus im DIC-Betrieb zur Verfügung. Bei Regenwetter stellt die Anlage vom 8h- und/oder 6h-Zyklus in den kürzeren 4h-Zyklus um, der nicht im DIC-Modus betrieben wird. Durch die Verkürzung der Zeitzyklen kann die gesteigerte Zulaufmenge problemlos durchgesetzt werden.

Für Ausnahmefälle, z. B. bei Außerbetriebnahme eines Reaktors, kann auch der 3h-Zyklus verwendet werden. Die Ergebnisse der Simulationen der Kläranlage Spenge haben gezeigt, dass der 3h-Zyklus auch Ablaufwerte liefert, die innerhalb der „normalen“ Überwachungswerte liegen (Rönner-Holm und Holm, 2008). Dies kann auf der Kläranlage Weißtal realisiert werden, sofern kein Filtratwasser in den Reaktor im 3h-Zyklus geleitet wird.

Die zweite Variante zur Steigerung der Durchsatzleistung liegt in der Erhöhung des Dekantierolumens. Je tiefer dekantiert wird, umso mehr kann beschickt und durchgesetzt werden. Dies ist natürlich nur bis zu der Höhe im Reaktor möglich, bei der vor allem die CSB-Werte nicht durch Schlammabtrieb erhöht werden. Auch hierbei gibt es schon viele Erfahrungen bei den DIC-SBR-Anlagen. Dabei wird in Abhängigkeit des Höhenstandes im Pufferbehälter unterschiedlich tief dekantiert. Je höher der Pufferhöhenstand, umso tiefer wird dekantiert, so dass gesteigerte Zulaufmengen schneller durchgesetzt werden können.

Die zwei genannten Strategien wurde bereits ausführlich mit Hilfe der Simulation analysiert, optimiert, verglichen und im Großversuchen umgesetzt (Rönner-Holm und Holm, 2008). Die Erfahrungen aus diesen Analysen wurden verwendet, um eine optimierte Einstellung für die SBR-Anlage Weißtal zu gewährleisten. Dennoch sollten die wichtigsten Aspekte überprüft werden. Hierzu gehört die Festlegung geeigneter Parameter, die einen Zyklussprung auslösen und die Optimierung des 4h-Zyklus, der im wesentlichen zur Verarbeitung erhöhter Mischwassermengen genutzt wird.

6.4.5.1 Parameter für den Zyklussprung

Auf Grund der zur Verfügung gestellten Daten der Kläranlage Weißtal standen für die Festlegung geeigneter Ereignisse für den automatischen Sprung in kürzere Zyklen folgende Zulauf- und Pufferbehältereigenschaften zur Verfügung:

- Zulaufmenge in l/s
- Leitfähigkeit im Zulauf
- Sauerstoffkonzentration im Zulauf
- pH im Zulauf
- Temperatur im Zulauf
- Höhenstand im Pufferbehälter

Diese Daten sollten auf ihre Fähigkeit geprüft werden, einen rechtzeitigen Sprung in kürzere Zyklen auszulösen. Im Folgenden werden die Eigenschaften bei Trocken- und Regenwetter gegenübergestellt.

Der pH, die Temperatur und die Zulaufmengen lassen einen tagesrhythmischen Verlauf bei Trockenwetter erkennen (Abbildung 6-29). Bei Regenwetter steigt die Zulaufmenge schnell an, so dass anhand dieses Parameters rechtzeitig ein Sprung in kürzere Zyklen ausgelöst werden kann. Die Temperatur steigt ebenfalls an, ist aber nicht so ausgeprägt und so schnell. Der pH-Wert sinkt bei einem Regenereignis etwas, aber nicht eindeutig genug, um als Auslöser geeignet zu sein. Die Sauerstoffganglinie im Zulauf unterliegt teils beim Trockenwetter regelmäßigen Schwankungen. Sie steigt in der Nacht an und fällt über den Tag wieder ab. Das Ausmaß schwankt von Tag zu Tag. Zudem steigt die Sauerstoffkonzentration auch bei einem Regenereignis an, lässt aber keine genaue Differenzierung von Trocken- und Regenwetter zu.

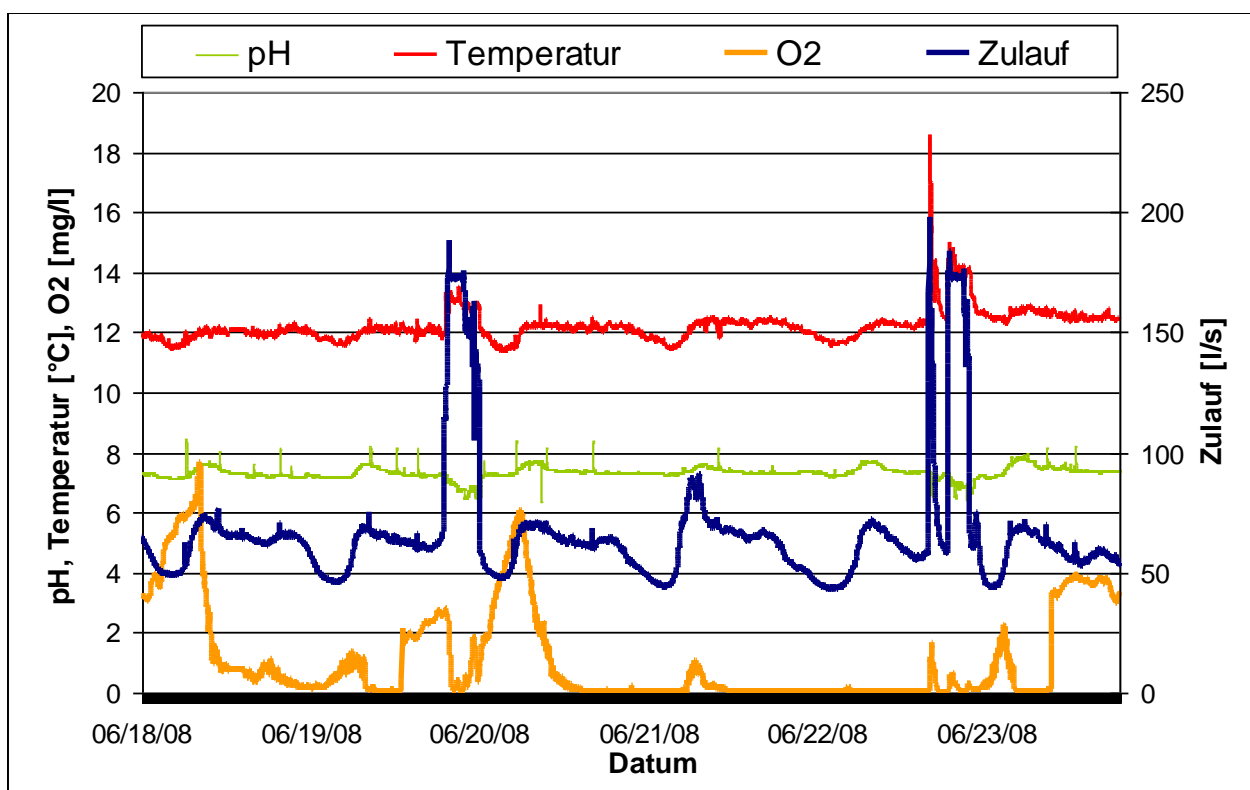


Abbildung 6-29: Vergleich der Zulaufmengen mit dem pH-Wert, der Temperatur und der O₂-Konzentration im Zulauf

In Abbildung 6-30 werden die Leitfähigkeit, der Pufferhöhenstand und die Zulaufmengen miteinander verglichen. Auch diese Parameter unterliegen tagesrhythmischen Schwankungen bei Trockenwetter. Bei Regenwetter fällt die Leitfähigkeit ab und liegt unter dem Wert von 350. Der Pufferhöhenstand steigt bei einem Regenereignis schnell an. Beide Parameter werden in Abbildung 6-31 und Abbildung 6-32 genauer analysiert.

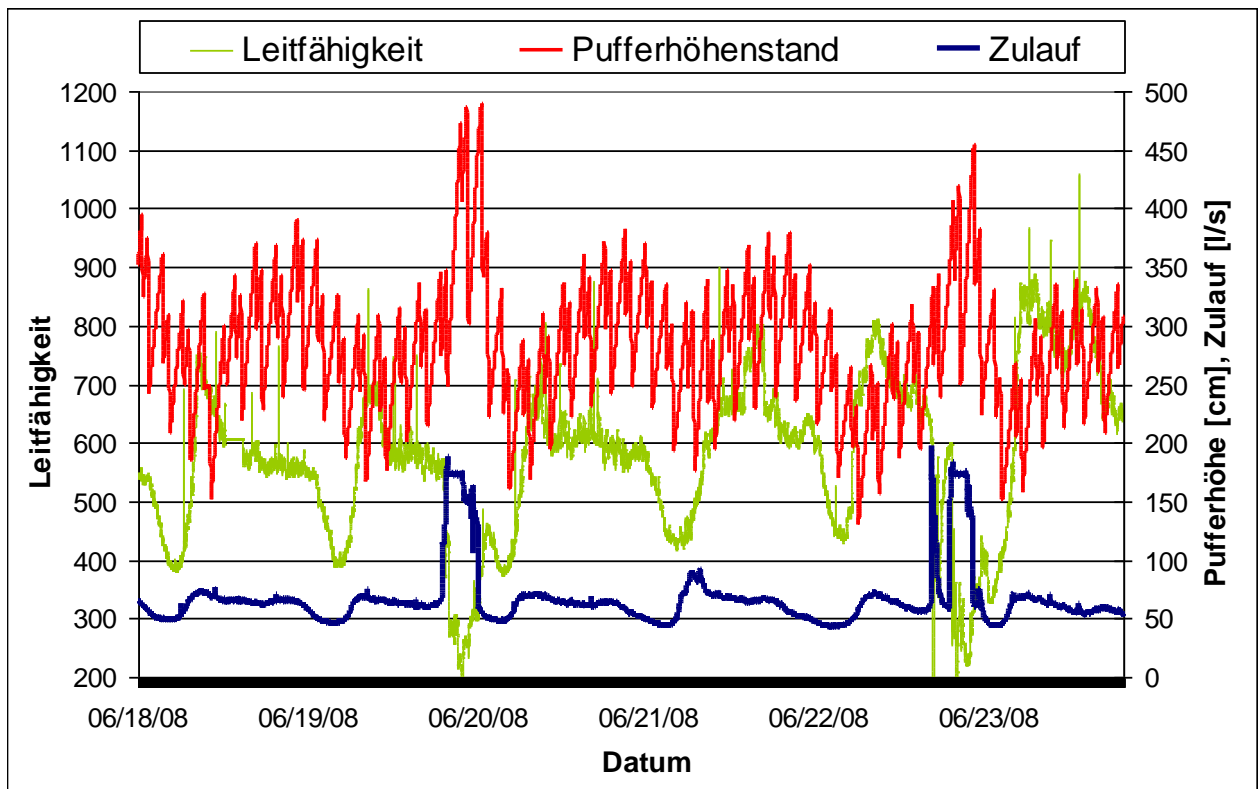


Abbildung 6-30: Vergleich der Zulaufmengen mit der Leitfähigkeit im Zulauf und dem Pufferhöhenstand

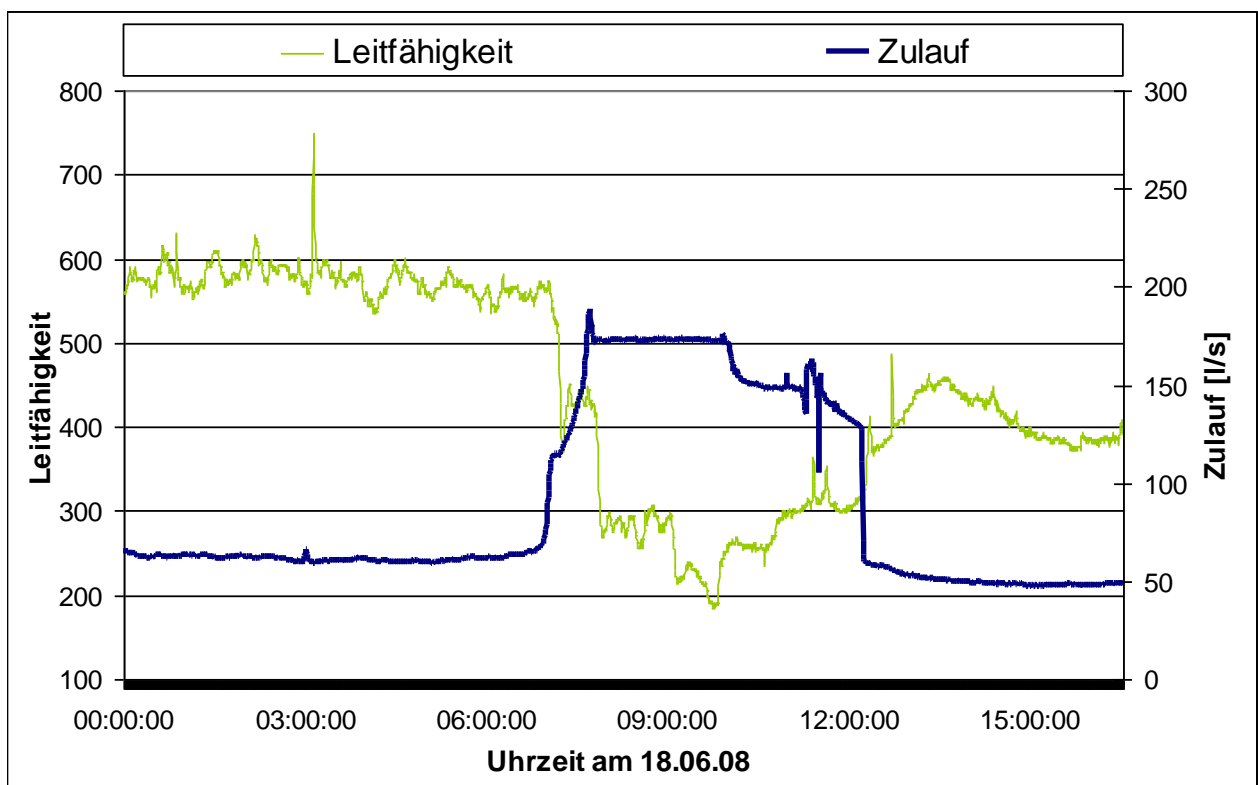


Abbildung 6-31: Vergleich der Zulaufmengen mit der Leitfähigkeit im Zulauf beim Regenereignis

Die Leitfähigkeit fällt bei einem Regenereignis schnell unter einen Wert von 400, steigt kurz wieder an, was wahrscheinlich den Spülstoß repräsentiert, und fällt dann unter den Wert von 350 ab (Abbildung 6-31). Dieses Verhalten liegt etwas im Zeitversatz zum Zulaufmengenans-

stieg, könnte aber dennoch als zusätzliches Merkmal für einen Sprung in kürzere Zyklen verwendet werden. Dieses Ergebnis bestätigt die Ausführungen in Rönner-Holm und Holm (2008), nur lagen die Werte bei der Kläranlage Spenge höher. Es sollte weiter analysiert werden, inwieweit der erneute kurze Anstieg der Leitfähigkeit nach dem Abfall während eines Regenereignisses den Spülstoß repräsentiert. Da bekannt ist, dass dieser Spülstoß besser in längeren Zyklen gereinigt wird, könnte dieser Wiederanstieg ein geeignetes Merkmal für den Sprung in den 4h Zyklus sein, sofern dies die Hydraulik erlaubt.

Die Höhe im Pufferbehälter steigt bei einem Regenereignis zeitverzögert über 400 cm an. Viel schneller bemerkbar macht sich ein Regenereignis allerdings beim Grad des Anstiegs im Pufferbehälter (in Abbildung 6-32 durch schwarze Linien gekennzeichnet). Dieser schnelle Anstieg ist bereits zeitgleich mit dem erhöhten Zulauf registrierbar und stellt daher ein geeignetes Merkmal zum Sprung in kürzere Zyklen dar.

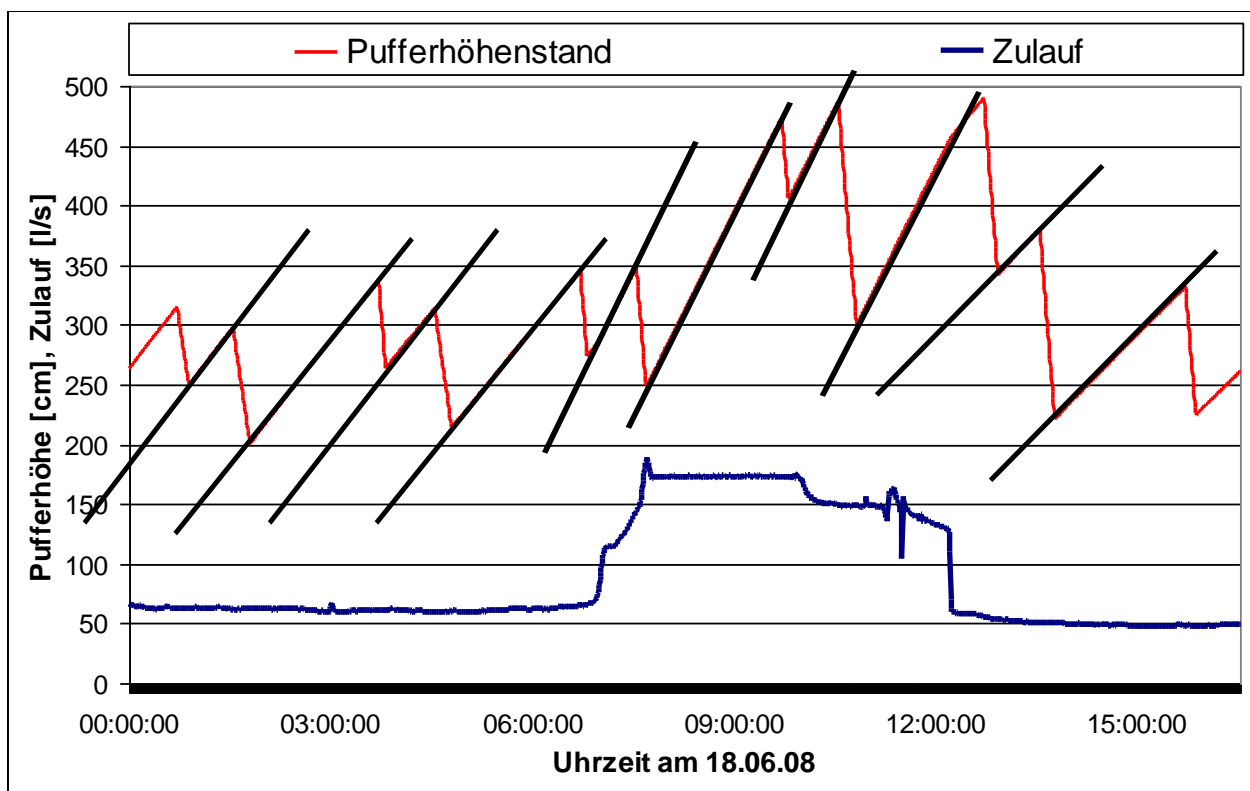


Abbildung 6-32: Vergleich der Zulaufmengen mit dem Pufferhöhenstand beim Regenereignis; die schwarzen Geraden zeigen den Grad des Anstiegs im Pufferbehälter zum entsprechenden Zeitpunkt

Auf der Kläranlage Weißtal wird die SBR-Anlage bei Trockenwetter im 6h-Zyklus betrieben. Für den Sprung in den 4h-Zyklus wird derzeit als Auslöser das Überschreiten der Zulaufmenge von 110 l/s verwendet. Außerdem wird ein Sprung ausgelöst, wenn der Pufferhöhenstand 480 cm überschreitet. Diese Werte scheinen nach Analyse einiger Regenereignisse als ausreichend.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Ablaufwerte um so geringer sind, je länger der Spülstoß im 6h-Zyklus mit der besseren Reinigungsleistung verarbeitet wird (Rönner-Holm und Holm, 2008). Daher sollte analysiert werden, ob die Leitfähigkeit als zeitlicher Indikator zum Erkennen des Spülstoßes dienen kann. Außerdem birgt ein automatischer Sprung zurück vom 4h-Zyklus in den 6h-Zyklus nach Ende eines Regenereignisses großes Potential, die Ablauf-

werte niedrig zu halten und zudem Betriebskosten zu sparen, da der Belüftungsbedarf im 4h-Zyklus höher liegt (Rönner-Holm und Holm, 2008).

6.4.5.2 Optimierung des 4h-Zyklus

Der 4h-Zyklus wird lediglich bei erhöhten Mischwasserzuläufen eingesetzt. Er zeichnet sich dadurch aus, dass nur eine Beschickung und nur eine Belüftung stattfindet. Daher kann der 4h-Zyklus nur in der Belüftung optimiert werden, da sich die Beschickungsmenge nach der Zuflussmenge bzw. dem Pufferhöhenstand regelt.

In Abbildung 6-33 werden verschiedene Regelstrategien der Belüftung und deren Auswirkung auf die max. Ablaufwerte gezeigt. Niedrigere N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerte werden erreicht, wenn die Belüftung vorne um 10 min verkürzt und eine Nitratbegrenzung eingeführt wird (siehe Nr. 4, 5, 6 in Abbildung 6-33). Allerdings übersteigt der Lauf Nr. 6 die erlaubten NH_4 -Ablaufwerte, so dass eher die Nitratregelung bei 8 mg/l zum Einsatz kommen sollte.

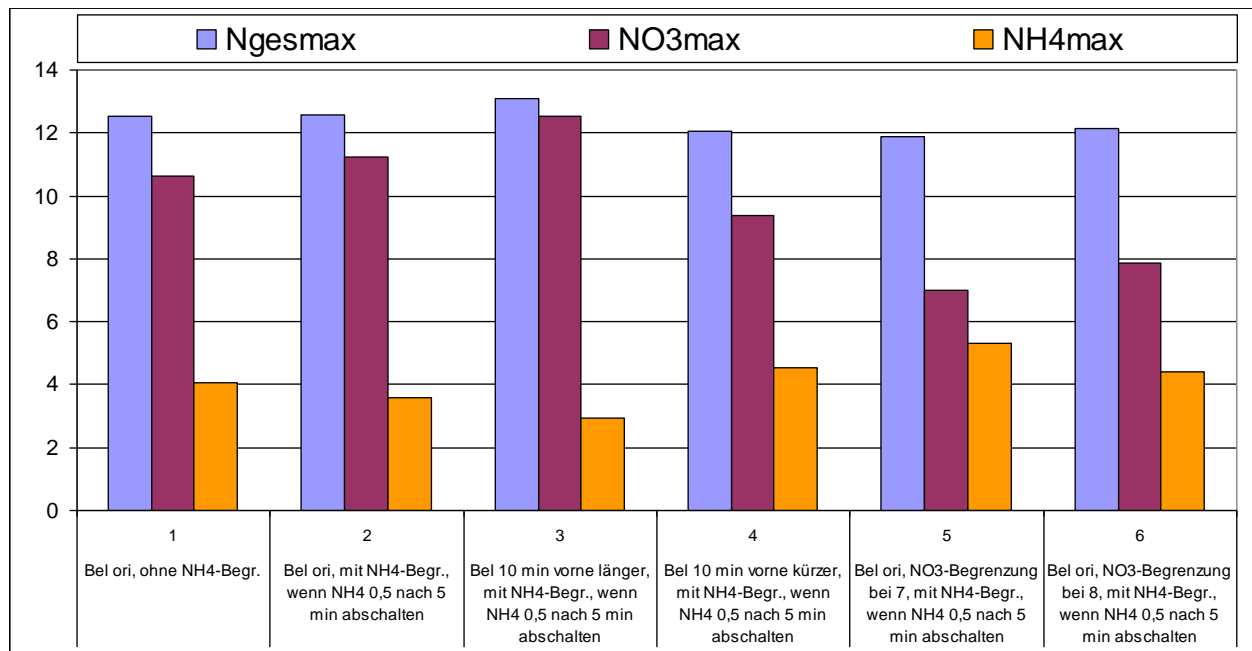


Abbildung 6-33: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung

Betrachtet man die Betriebskosten in Abbildung 6-34 wird deutlich, dass diese Maßnahmen Nr. 3-6 zum Anstieg der Betriebskosten führen. Es wird zwar bei Nr. 4-6 weniger Belüftungsenergie verwendet, aber dafür steigen die Fällmittelmengen, so dass die Einsparung dadurch aufgehoben wird. Dies ist insofern unplausibel, da die BioP-Elimination bei geringeren Nitratwerten auch weniger gehemmt werden sollte. Dies zeigt, dass die BioP-Elimination und Fällmitteldosierung im Modell ggf. noch angepasst werden muss. Daher wird die Einführung zunächst nur empfohlen, wenn die Abläufe kritische Werte erreichen. Werden zusätzlich die Schlammkosten berücksichtigt, unterscheiden sich alle Läufe kaum in den Betriebskosten. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass die Schlammkosten auf Grund der Faulung schwer abzuschätzen sind. Die Ammoniumbegrenzung wie in Nr. 2 wird auf jeden Fall empfohlen. Bei den anderen Maßnah-

men müssten die Betriebskosten über einen langen Zeitraum überwacht werden, um die Simulationsergebnisse zu überprüfen.

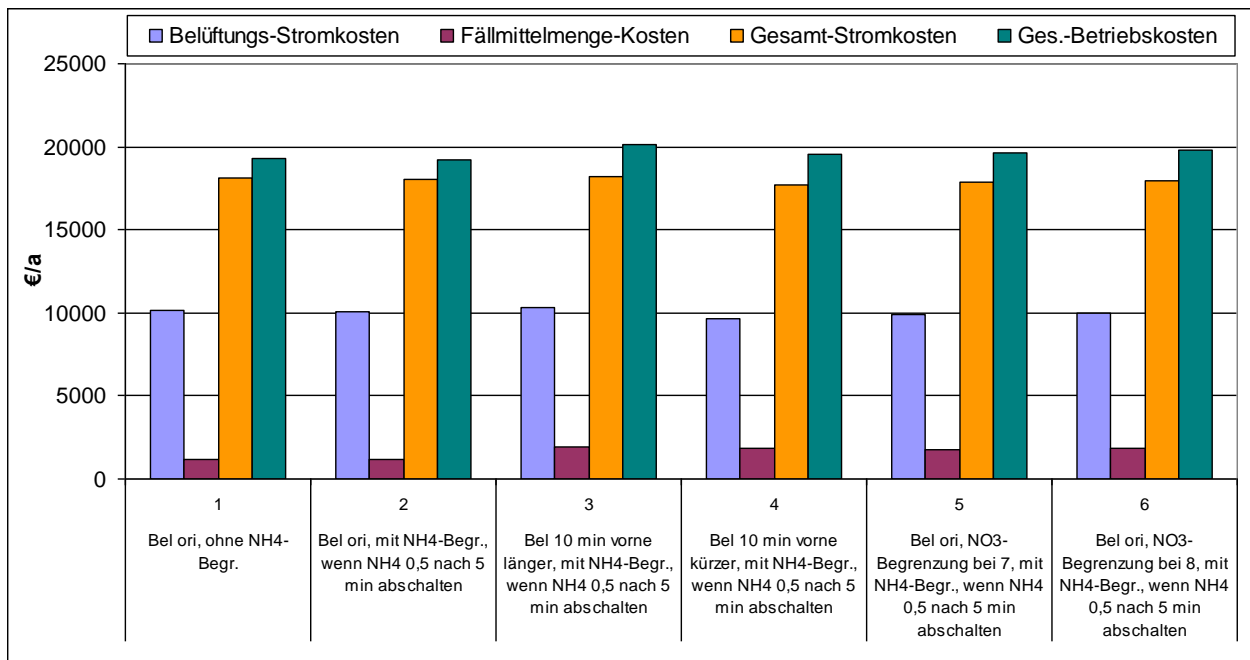


Abbildung 6-34: Auswirkung verschiedener Belüftungsstrategien auf die abgeschätzten, jährlichen Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung

6.4.6 Die Optimierung der Denitrifikation

Die Ergebnisse aller bisherigen Analysen haben gezeigt, dass die Denitrifikation auf Grund von Substratmangel (siehe auch Tabelle 6-6 S_S und X_S -Fraktion) oder zu langsamer Hydrolyse schwer abbaubarer Substrate im Zulauf durch Regelstrategien nicht weiter optimiert werden kann. Daher wurde in der SBR-Straße untersucht, inwieweit die Denitrifikation durch extern zugeführte leicht abbaubare Substrate oder durch Umgehung des Vorklärbeckens optimiert werden kann.

Dafür wurden dem Zulauf einmal 20% und 40% von der schwer abbaubaren Fraktion X_S als leicht abbaubares Substrat S_S im Zulauf hinzugeführt. Des Weiteren wurde das Verhalten nach Umgehung des Vorklärbeckens simuliert. Die Ergebnisse sind in den nachfolgenden Grafiken dargestellt. Anhand der Abbildung 6-35 wird deutlich, dass die max. CSB_{ges} -Ablaufwerte mit zusätzlichem Substrat zwar steigen, aber die max. N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerte stark sinken. Die max. NH_4 -Ablaufwerte steigen bei 40% externes Substrat an und übersteigen beim Ausschalten des Vorklärbeckens sogar geringfügig die Überwachungswerte (Abbildung 6-36). Auf Grund der automatisierten Fällmitteldosierung verändern sich die max. P_{ges} -Ablaufwerte nur gering; die Fällmittelmengen schwanken (Abbildung 6-37). Die Stromkosten variieren, die Gesamt-Betriebskosten sind beim Lauf mit 40% externem Substrat am geringsten, bei 20% am höchsten, die beiden anderen Läufe sind nahezu gleich.

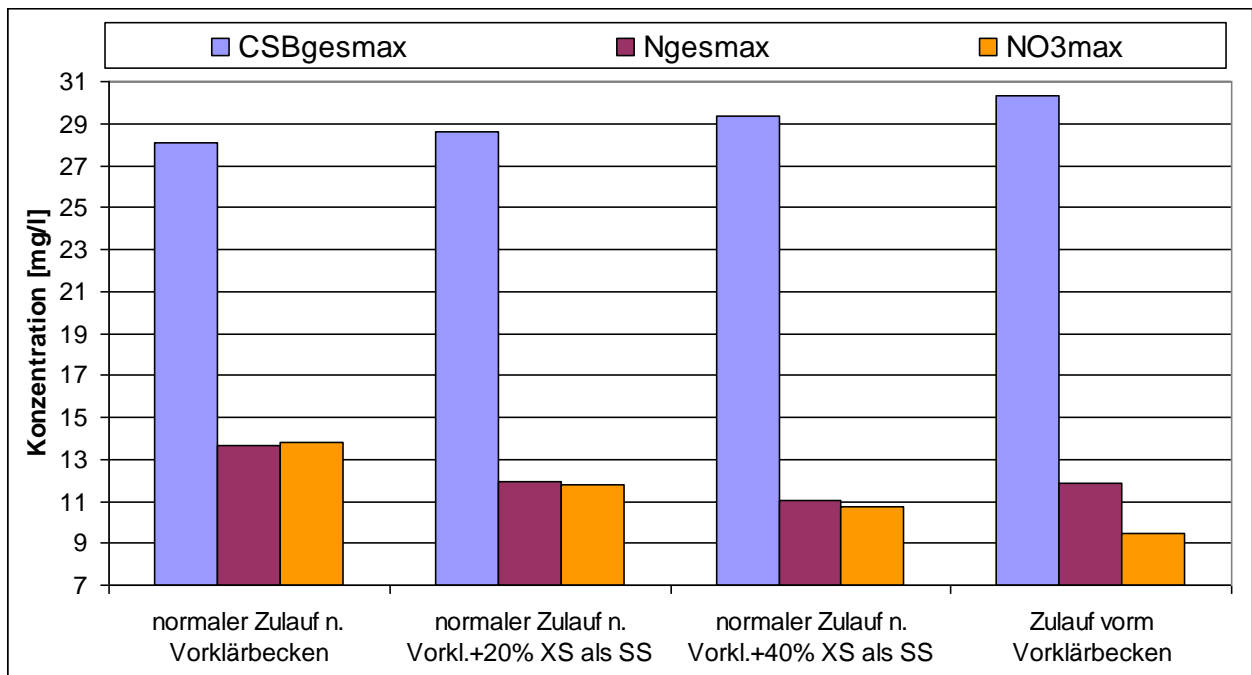


Abbildung 6-35: Auswirkung verschiedener Zulaufsituationen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1.Beschickung

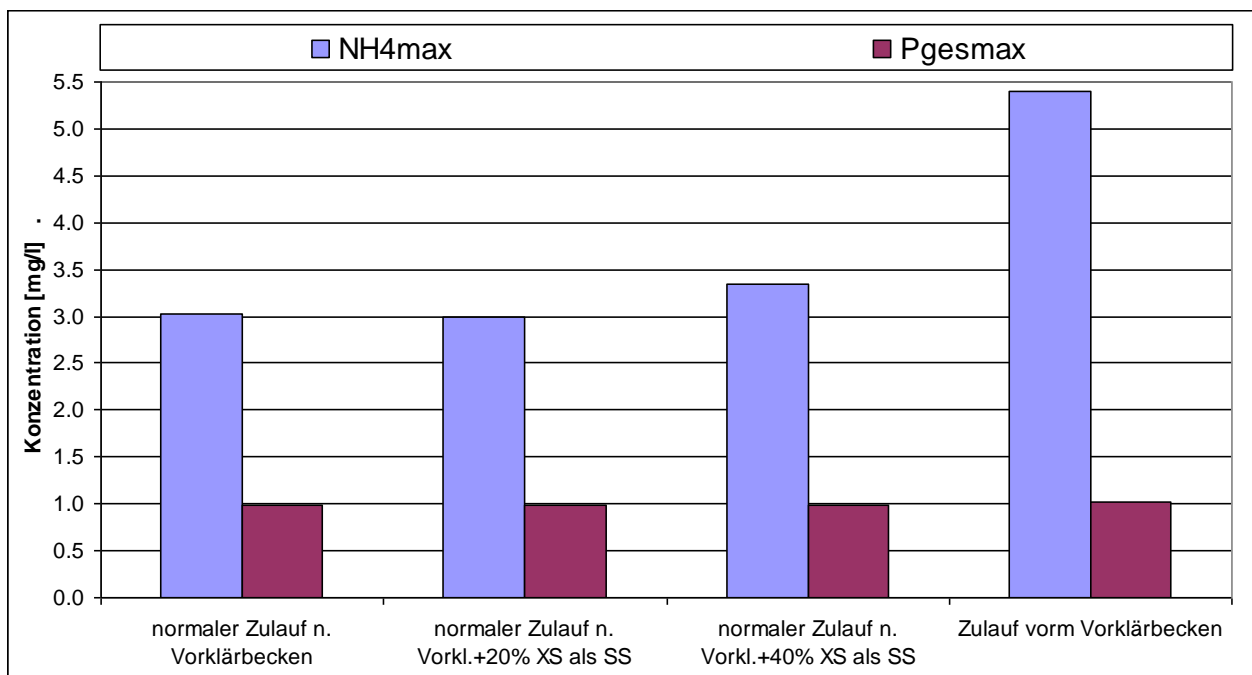


Abbildung 6-36: Auswirkung verschiedener Zulaufsituationen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1.Beschickung

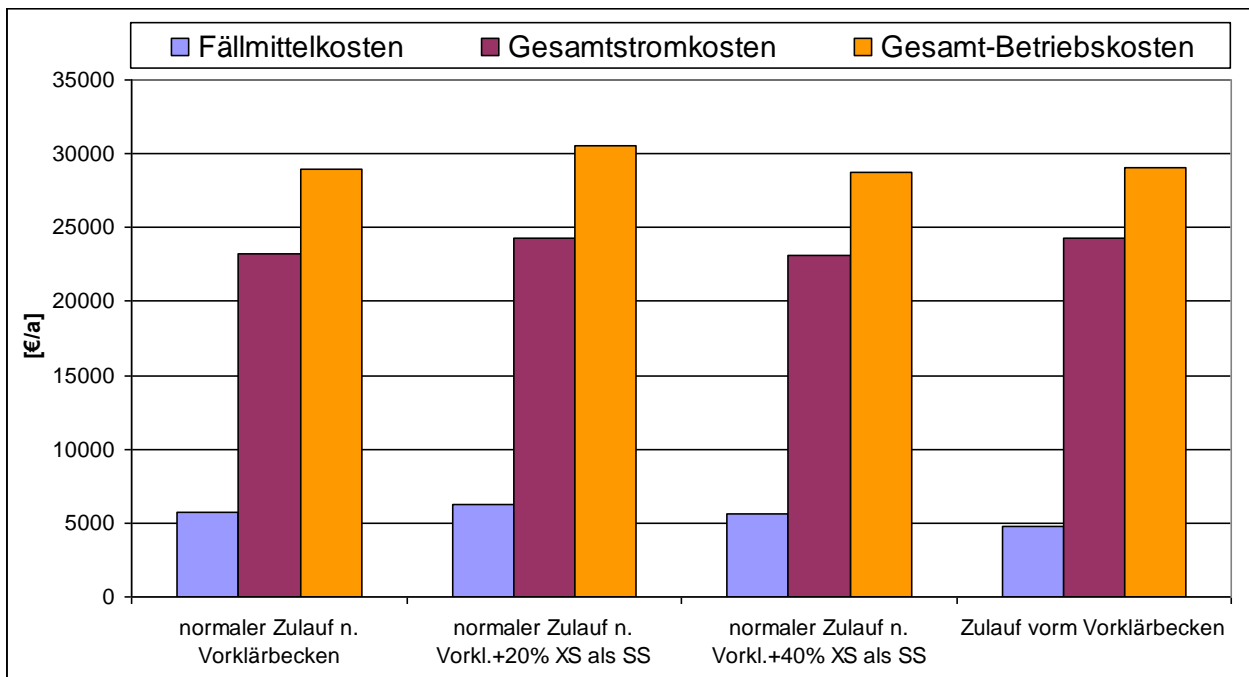


Abbildung 6-37: Auswirkung verschiedener Zulaufsituationen auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C mit 100% Filtratwasser in der 1. Beschickung

Die Ergebnisse zeigen, dass die Denitrifikation durch ein höheres Substratangebot stark verbessert werden kann. Optimal wäre eine externe C-Quelle, die in ca. 40% des jetzigen X_S als leicht abbaubares Substrat (wie z.B. Methanol oder Ethanol) hinzudosiert wird. Beim Umfahren des Vorklärbeckens werden zwar auch niedrigere N_{ges} -Ablaufwerte erreicht, aber die NH_4 -Ablaufwerte sind etwas erhöht. Daher müsste die Belüftung gesteigert werden, was wiederum zu höheren N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerten führen würde, da nun die Denitrifikationszeiten verkürzt werden. Der Vorteil wäre also geringer als in Abbildung 6-35 ersichtlich. Prinzipiell scheinen aber zur Reinigung des gesamten Zulaufs ohne Vorklärbecken ausreichend Kapazitäten vorhanden zu sein.

6.4.7 Das Sedi-Verfahren

Zur Überprüfung inwieweit das Sedi-Verfahren für die Kläranlage Weißtal geeignet ist, ohne die Überwachungswerte zu übersteigen, wurden Simulationsanalysen durchgeführt. Dafür wurde eine Beschickung kurz nach Beginn der Sedimentationsphase eingeführt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Beschickung im Modell nicht an der Sohle des Beckens erfolgt, sondern in der Mitte der SB-Reaktoren, also in großer Abweichung zur Realität. Daher konnten keine Optimierungsanalysen im Modell durchgeführt werden, da dies die Ergebnisse verfälschen würde. Die Simulationsergebnisse haben aber zu mindestens gezeigt, dass die NH_4 -Ablaufwerte zwar nach der Beschickung in der obersten Schicht ansteigen, die Überwachungswerte aber nicht überschreiten. Bei den Simulationen lagen sogar viel schlechtere Bedingungen vor. Daher wurden auf Grund dieser Ergebnisse großtechnische Versuche auf der Anlage durchgeführt (siehe Kap. 4.1.12).

6.5 Filtratwasserbehandlung und Bioaugmentationsanalysen

6.5.1 Filtratwassermitbehandlung in der konventionellen und SBR-Straße

6.5.1.1 Vergleich der Reinigungsleistung beider Straßen bei unterschiedlichen Filtratwassermengen

Zur Optimierung der Filtratwassermitbehandlung wurden Analysen mit unterschiedlichen Filtratwasser(Trübwasser)mengen in beiden Straßen durchgeführt. Untersucht wurde in den einzelnen Straßen die Auswirkung bei voller Trübwassermenge (24 m³/d), bei der halben Trübwassermenge (12 m³/d) und ein Ansatz gänzlich ohne Trübwasser. Die Ergebnisse sind in den nachfolgenden Abbildungen dargestellt. Die konventionelle Anlage hat bei den Simulationsläufen, wie auf der realen Anlage, 57% des Zulaufs und alle Spitzen über 60 l/s erhalten. Die SBR-Anlage erhielt hingegen 43% und maximal 60 l/s.

Die maximalen Ablaufwerte bei unterschiedlichen Mengen Trübwasser pro Tag schwanken in der konventionellen Straße nur geringfügig (Abbildung 6-38, Abbildung 6-39). Die Überwachungswerte werden selbst bei der vollen Trübwassermenge von 24 m³ pro Tag in keinem Fall überschritten, liegen aber bei CSB_{ges}, NH₄ und P_{ges} bereits vergleichsweise hoch. Damit ist die volle Trübwassermengenbehandlung in der konventionellen Anlage nicht möglich. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass während der Messkampagne 4 die Belastung im Zulauf im Vergleich zu den anderen Messkampagnen gering war und in der Regel nur um 10.000 EW lag, d.h. nur ca. 2/3 der Anschlusswerte. Daher sind bei stärkerer Belastung auch höhere Ablaufwerte zu erwarten, die allerdings bei voller Trübwassermenge eher nur bei CSB_{ges} und NH₄ im kritischen Bereich liegen könnten.

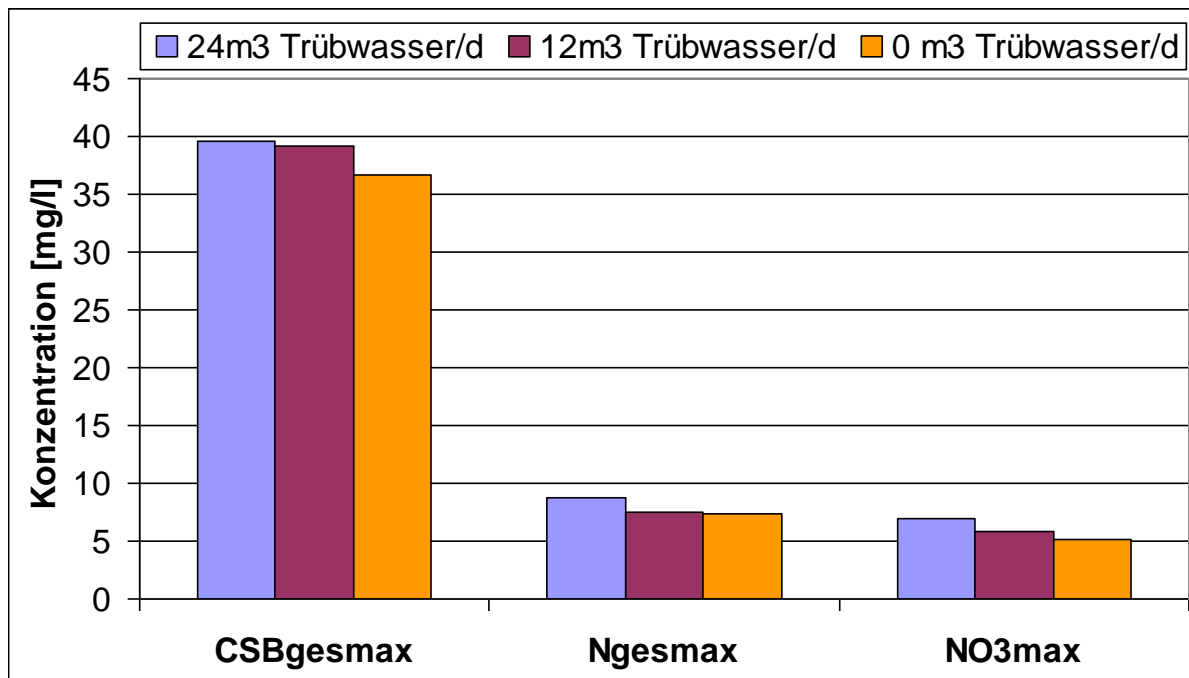


Abbildung 6-38: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der konventionellen Straße

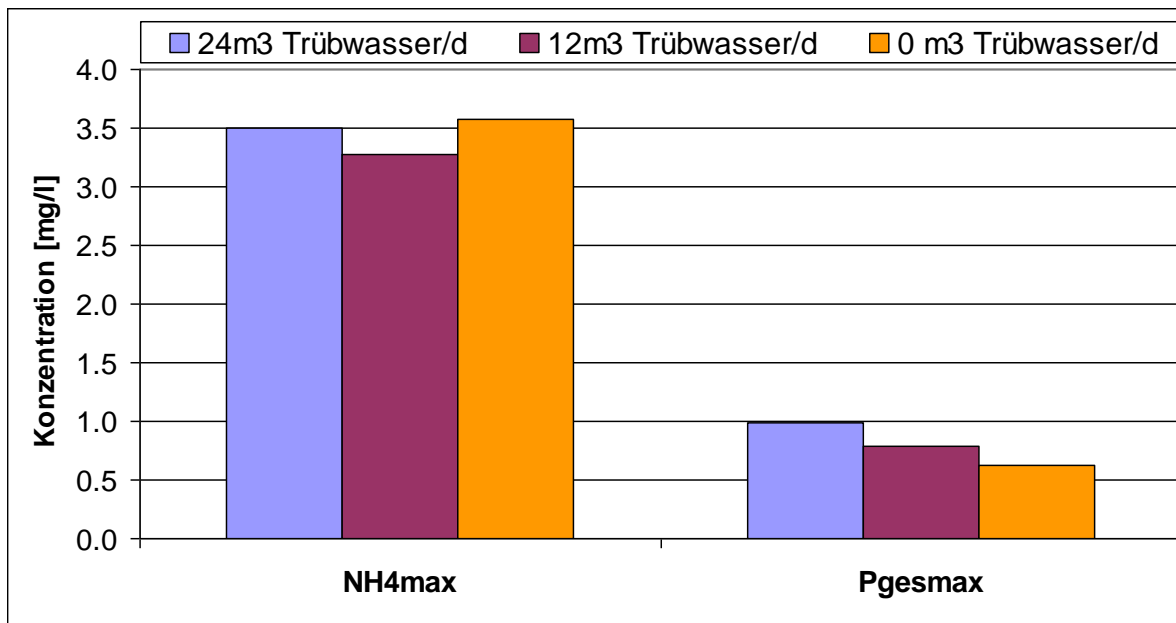


Abbildung 6-39: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der konventionellen Straße

Die abgeschätzten Fällmittelkosten variieren nicht (Abbildung 6-40), da wie auch in Realität die Mengen manuell eingestellt werden und diese Einstellung nur wenig verändert wird. Dies wurde im Modell auch so verwirklicht. Daher schwanken auch die maximalen P_{ges} -Ablaufwerte bei jedem Lauf (Abbildung 6-39). Die Stromkosten sind umso höher je mehr Trübwasser sich im Zulauf befindet. Die jährlichen, abgeschätzten Betriebskosten liegen zwischen 40.000 und 45.000 €/a und unterscheiden sich zwischen ca. 2000-4000 €/a (Abbildung 6-40). Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass die Gesamt-Betriebskosten lediglich die Fällmittel- und Stromkosten beinhalten.

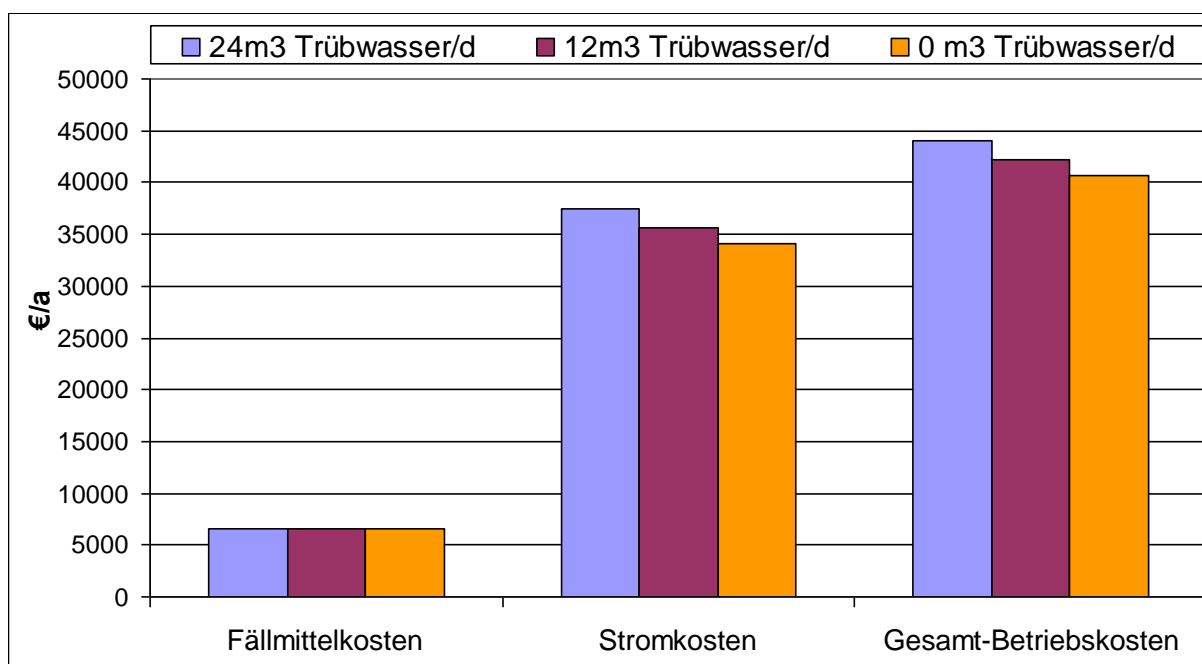


Abbildung 6-40: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der konventionellen Straße

Die maximalen Ablaufwerte bei unterschiedlichen Mengen Trübwasser pro Tag schwanken in der SBR-Straße nur bei CSB_{ges} und P_{ges} geringfügig (Abbildung 6-41, Abbildung 6-42). Die P_{ges} -Ablaufwerte sind bei allen drei Läufen nahezu identisch und liegen nur geringfügig unter dem erlaubten Ablaufwert. Dies liegt an der automatisierten und bedarfsgerechten Fällmitteldosierung. Durch diese Strategie wird in jedem Zyklus nur so viel hinzudosiert, dass die Ablaufwerte unterhalb des Überwachungswertes liegen. Dies spart enorme Fällmittelkosten ein, wie in Abbildung 6-43 sichtbar. Daher variieren die Fällmittelmengen von Lauf zu Lauf und sind bei voller Trübwassermenge erwartungsgemäß am Höchsten.

Die maximalen N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerte sind bei voller Trübwassermenge am Höchsten und ohne Trübwasser am Geringsten. Die Überwachungswerte werden selbst bei der vollen Trübwassermenge von 24 m^3 pro Tag in keinem Fall überschritten und liegen nur bei P_{ges} auf Grund der sparsamen Dosierung in der Nähe der Überwachungswerte. Auch bei der SBR-Schiene sind höhere Ablaufwerte bei stärkerer Belastung zu erwarten. Ein Überschreiten der Überwachungswerte ist aber auch bei höherer Belastung nicht zu erwarten. ^

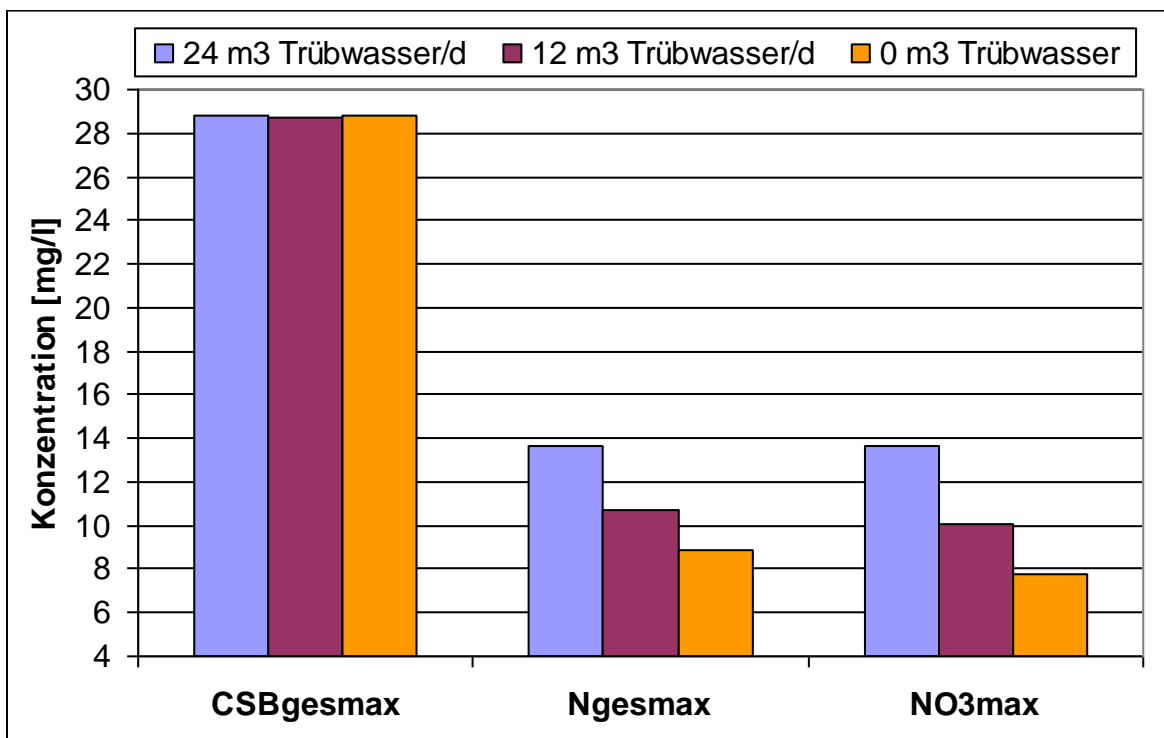


Abbildung 6-41: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei $12\text{ }^\circ\text{C}$ der SBR-Straße

Die abgeschätzten Fällmittelkosten variieren, wie bereits oben erwähnt, auf Grund der automatisierten Fällmitteldosierung von Lauf zu Lauf und sind bei voller Trübwassermenge am Höchsten (Abbildung 6-43). Die Stromkosten sind auch bei der SBR-Schiene umso höher je mehr Trübwasser sich im Zulauf befindet. Die jährlichen, abgeschätzten Betriebskosten liegen zwischen 23.000 und 26.000 €/a und unterscheiden sich nur zwischen ca. 1000 - 2500 €/a (Abbildung 6-43).

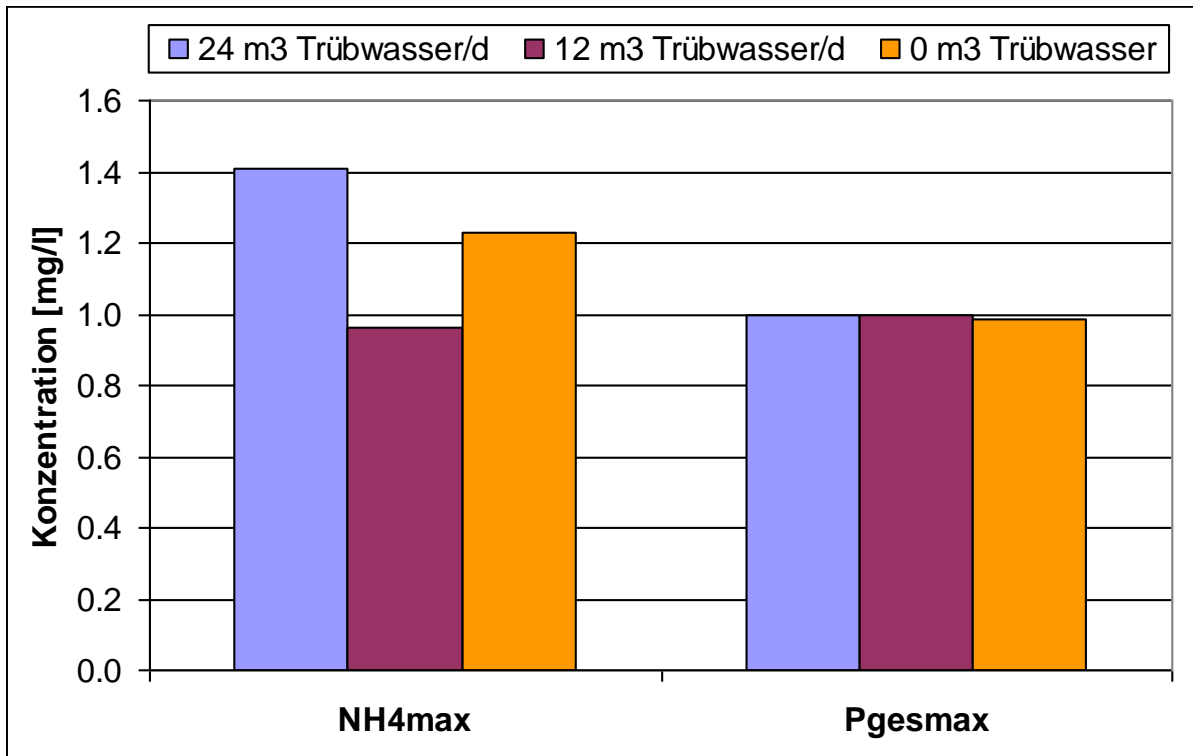


Abbildung 6-42: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die maximalen Ablaufwerte bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der SBR-Straße

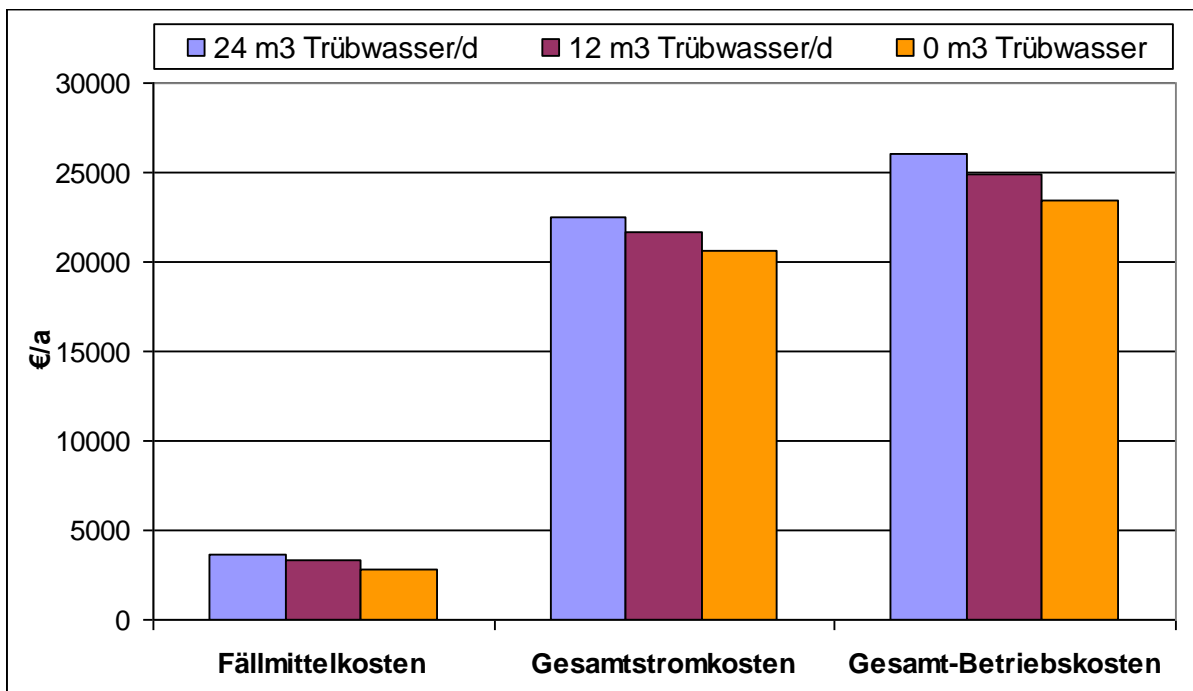


Abbildung 6-43: Auswirkung verschiedener Trübwassermengen auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C der SBR-Straße

Beim Vergleich der maximalen Ablaufwerte von konventioneller und SBR-Straße wird deutlich, dass sich die SBR-Straße durch weitaus geringere maximale CSB_{ges} -Ablaufwerte auszeichnet (Abbildung 6-38, Abbildung 6-41). Dies liegt daran, dass der Schlammvolumenindex (ISV) in der SBR-Schiene viel niedriger ist als bei der konventionellen Anlage. Diese positive Eigen-

schaft des Schlammes sollte durch die Bioaugmentation der SBR-ÜS-Schlämme in die konventionelle Schiene übertragen werden.

Die max. N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerte hingegen sind in der SBR-Straße bei der Behandlung von 24 m³ und 12 m³ Trübwassermenge höher. Hierbei sind folgende Faktoren zu berücksichtigen. Das Denitrifikationsvolumen ist in der SBR-Straße im Vergleich zur konventionellen Schiene viel kleiner. Die max. NH_4 -Ablaufwerte sind bei der SBR-Straße viel geringer, d. h. prozentual ist mehr Ammonium zu Nitrat umgewandelt worden. Eine Reduktion der Belüftung in der SBR-Straße wird aber nicht empfohlen, da sich im Mittel zum Zeitpunkt der Messkampagne 4 nur 10.00 EW im Zulauf befand und die Ablaufwerte bei höherer Belastung ebenfalls steigen können. Bei höherer Belastung sind in der konventionellen Schiene hingegen schon grenzwertige Ammoniumablaufwerte zu erwarten. Des Weiteren befand sich der SBR-Schlamm zum Zeitpunkt der Messkampagne in einem ungünstigen und schlechten kinetischen Verhältnis, da kurz vor der Messkampagne eine Umstellung des Fällmittels auf der Kläranlage Rinsdorf erfolgte und mit dem Schlamm in die Faulung der Kläranlage Weißtal und damit über das Trübwasser ausschließlich in die SBR-Schiene gelangte. Dies könnte zu Adaptationsproblemen des Schlammes geführt haben.

Beim Vergleich der Betriebskosten wird deutlich, dass die SBR-Straße in allen Bereichen wie den gesamten Betriebskosten, dem Stromverbrauch, dem Schlammanfall und Fällmittelverbrauch geringere Kosten verursacht (Tabelle 6-3). Zu berücksichtigen ist, dass die SBR-Straße nur 43% des Zulaufs erhält und die konventionelle Strasse 57%. Aber selbst bei Berücksichtigung der prozentualen Unterschiede, liegen die Kosten der SBR-Anlage weitaus tiefer. Die Unterschiede sind in Abbildung 6-44 nochmals bildlich dargestellt.

Tabelle 6-3: Vergleich der Betriebskosten der konventionellen und SBR-Straße bei unterschiedlichen Trübwassermengen

Trübwassermenge in konventioneller (konv) und SBR-Anlage (SBR)	Kosten in €/a							
	Gesamt konv	Gesamt SBR	Strom konv	Strom SBR	Schlamm konv	Schlamm SBR	Fällmittel konv	Fällmittel SBR
24 m ³ Trübwasser/d	44050	26065	37447	22460	11807	8786	6602	3605
12 m ³ Trübwasser/d	42208	24946	35606	21645	11744	8277	6602	3301
0 m ³ Trübwasser/d	40732	23486	34130	20645	10890	5979	6602	2842
Differenz der Kosten bei 24 m ³ Trübwasser/d	17985		14987		3021		2997	
Differenz der Kosten bei 12 m ³ Trübwasser/d	17261		13960		3466		3301	
Differenz der Kosten bei 0 m ³ Trübwasser/d	17246		13485		4911		3760	

Werden die unterschiedlichen Betriebsweisen beider Straßen kombiniert und die Gesamtkosten (nur Strom- und Fällmittelkosten) addiert, so ist es günstiger die volle Trübwassermenge in der SBR-Straße zu reinigen (Abbildung 6-45). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bei Aufteilung der Trübwassermenge auf beide Straßen, das Trübwasser in den Sandfang geleitet wird. Dadurch erhält die konv. Anlage ca. 13.7 m³ Trübwasser, also mehr als in der Simulation verwendet, und die SBR-Straße nur ca. 10,3 13.7 m³ Trübwasser, also weniger als in der Simulation. Daher ist eine noch höhere Kostenersparnis zu erwarten, wenn das gesamte Trübwasser in der SBR-Straße gereinigt wird.

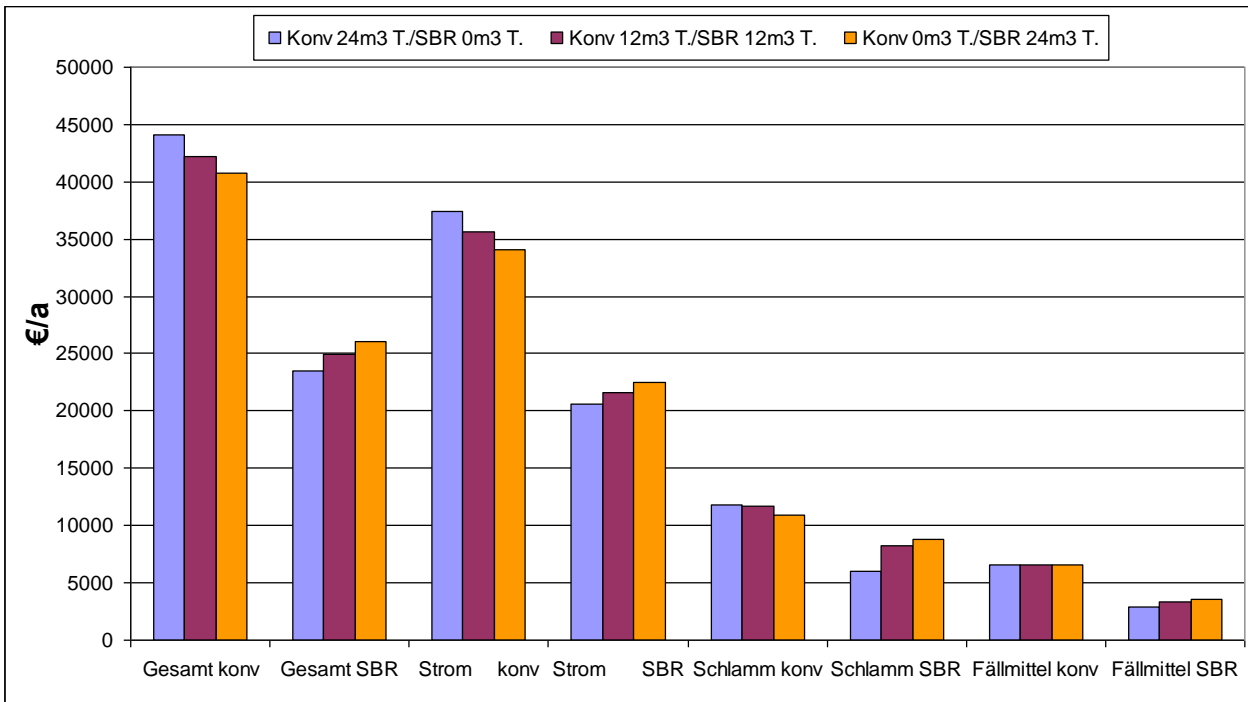


Abbildung 6-44: Vergleich der Auswirkung verschiedener täglicher Trübwassermengen auf die Betriebskosten bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C in beiden Straße

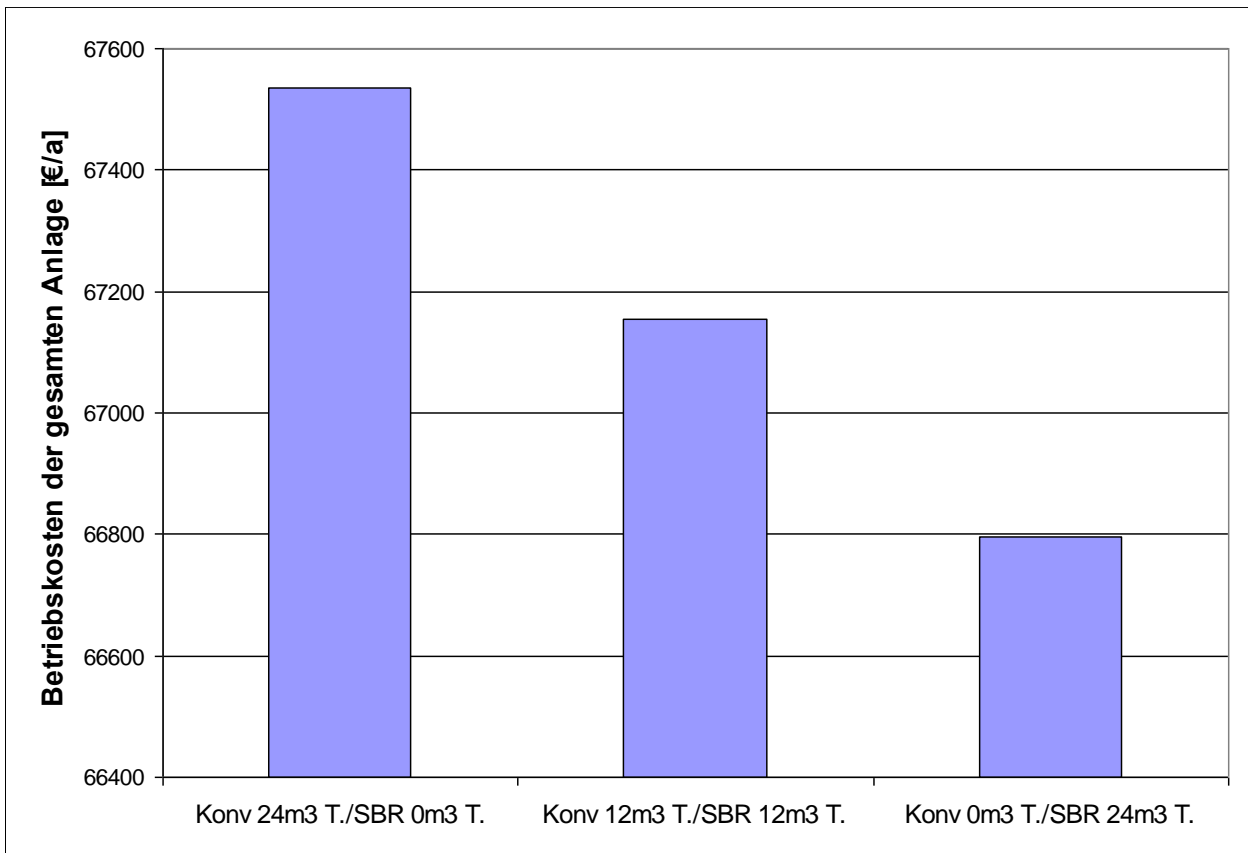


Abbildung 6-45: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Betriebsweisen (Trübwassermenge/d) der beiden Straßen bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C

Da es bisher wenig Erfahrung bei der Filtratwassermitbehandlung von SBR-Anlagen gibt, besonders wenn zusätzlich in hohem Maße Fremdschlämme verarbeitet werden, sollte die Reinigungsleistung der SBR-Straße näher untersucht werden. Dafür wurde das SBR-Modell mit unterschiedlichen Trübwassermengen untersucht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 6-46 sichtbar. Während sich die maximalen CSB_{ges} -, NH_4 - und P_{ges} -Ablaufwerte kaum unterscheiden, steigen die N_{ges} - und NO_3 -Werte mit steigender Trübwassermenge nahezu linear an. Bei 48 m³/d übersteigen die N_{ges} -Ablaufwerte erstmals die Überwachungswerte. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die SBR-Straße bei ca. 10.000 EW/d auch noch 40-44 m³/d problemlos reinigen könnte. Bei höheren Zulaufbelastungen sind auch bei voller Trübwassermenge von 24 m³ keine Grenzwertüberschreitungen zu erwarten.

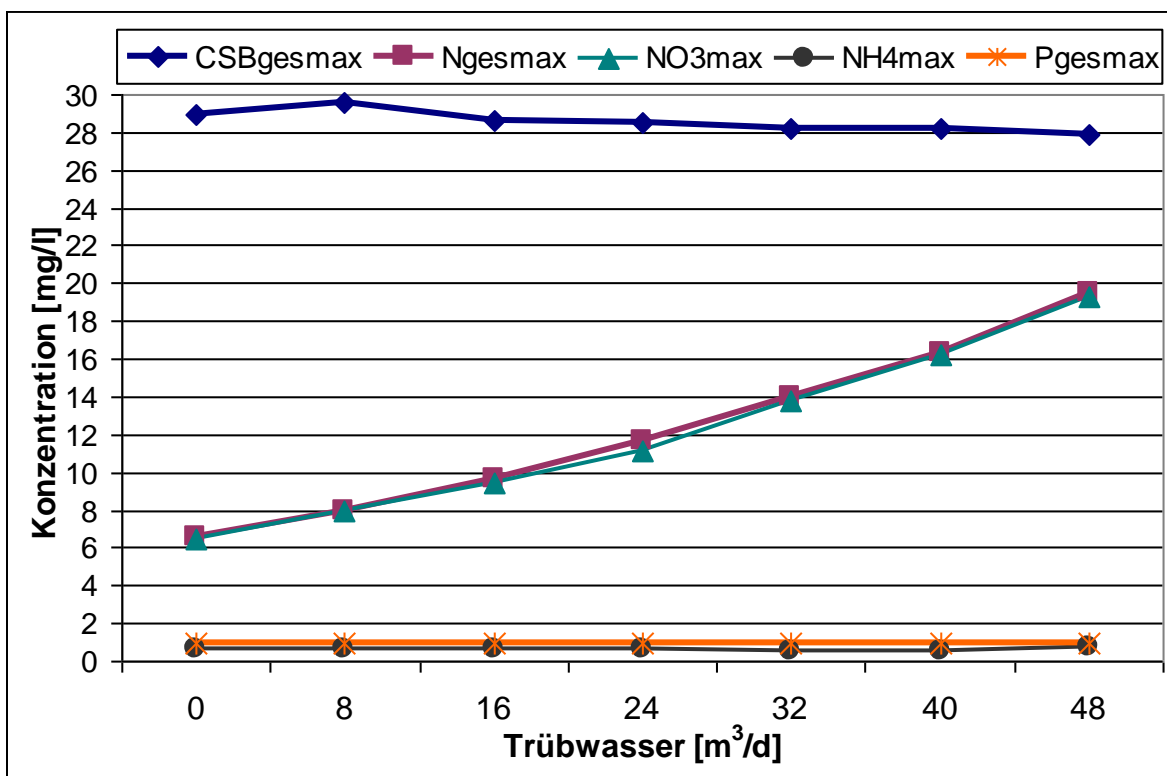


Abbildung 6-46: Vergleich der maximalen Ablaufwerte bei unterschiedlichen Betriebsweisen (Trübwassermenge/d) der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12°C

Die Fällmittel-, Strom- und gesamten Betriebskosten steigen nahezu linear mit steigender Trübwassermenge an (Abbildung 6-47). Die jährlichen, abgeschätzten Betriebskosten liegen zwischen 30.000 €/a bei 48 m³/d Trübwasser und 24.000 €/a bei 0 m³/d Trübwasser.

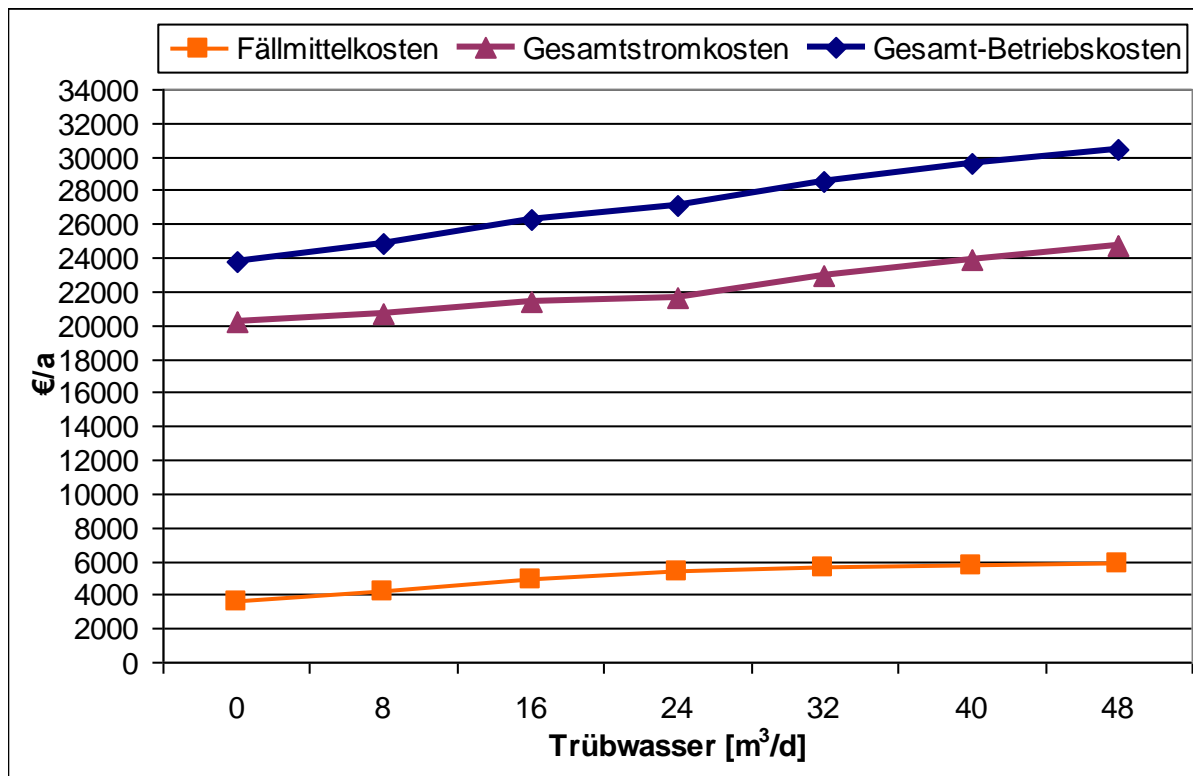


Abbildung 6-47: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Betriebsweisen (Trübwassermenge/d) der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C

6.5.1.2 Vergleich der Reinigungsleistung beider Straßen bei unterschiedlichen Zulaufmengen und Filtratwassermitbehandlung

Da aus der Praxis bekannt war, dass gerade bei Regenstößen in der konventionellen Anlage auf Grund des hohen ISV die CSB_{ges} -Ablaufwerte stark steigen, wenn auch unter den Überwachungswerten bleiben, sollte untersucht werden, inwieweit die konventionelle Anlage durch die SBR-Anlage entlastet werden kann. Vor allem hinter dem Hintergrund, dass der Betrieb der konventionellen Anlage teurer ist. Dafür wurden Simulationen mit unterschiedlichen Zulaufbedingungen in der SBR-Anlage analysiert. Nur die Läufe mit 60% und 66% Zulauf in Kombination mit Spitzen bis zu maximal 75 l/s sowie der Lauf mit 66% Zulauf und maximal 65 l/s in der Spitze waren hydraulisch bedenklich. In Abbildung 6-48, Abbildung 6-49 und Abbildung 6-50 wird deutlich, dass die maximalen Ablaufwerte bei Zuläufen von 60% oder 66% in Kombination mit unterschiedlichen Zulaufspitzen in den max. CSB_{ges} - und P_{ges} -Ablaufwerten sinken. Die N_{ges} -, NO_3 - und NH_4 -Ablaufwerte variieren, sind aber teilweise sogar niedriger als bei 43% Zulauf.

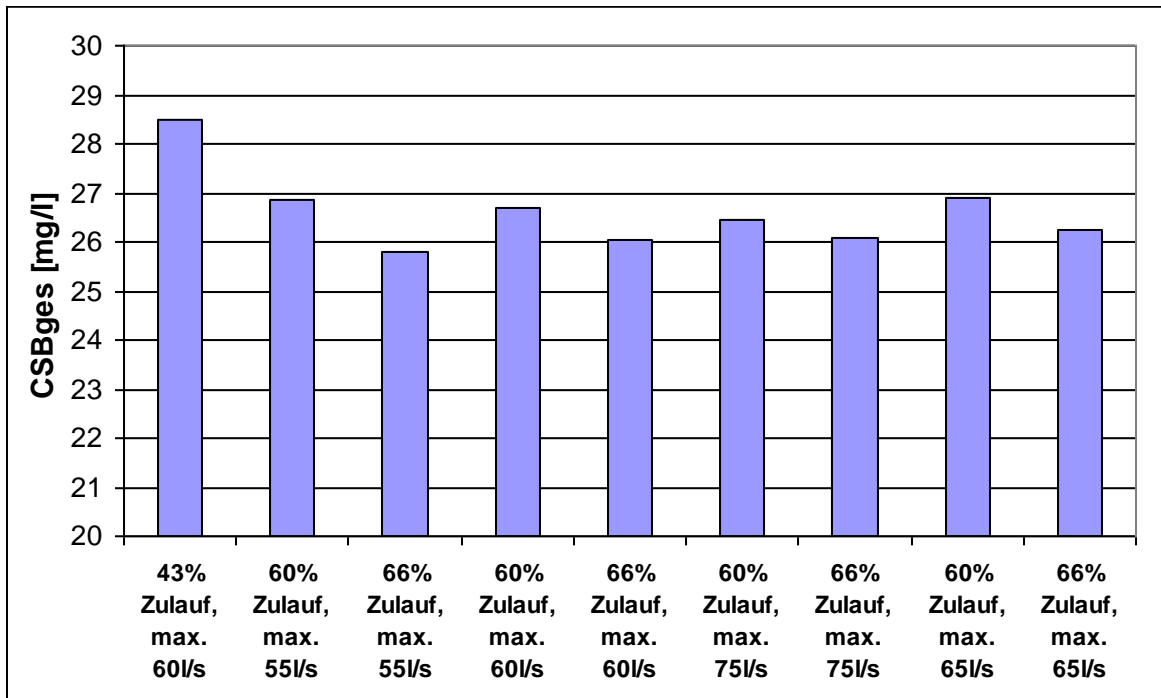


Abbildung 6-48: Vergleich der maximalen CSB_{ges} -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der SBR-StraÙe bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C und 100% Filtratwasser

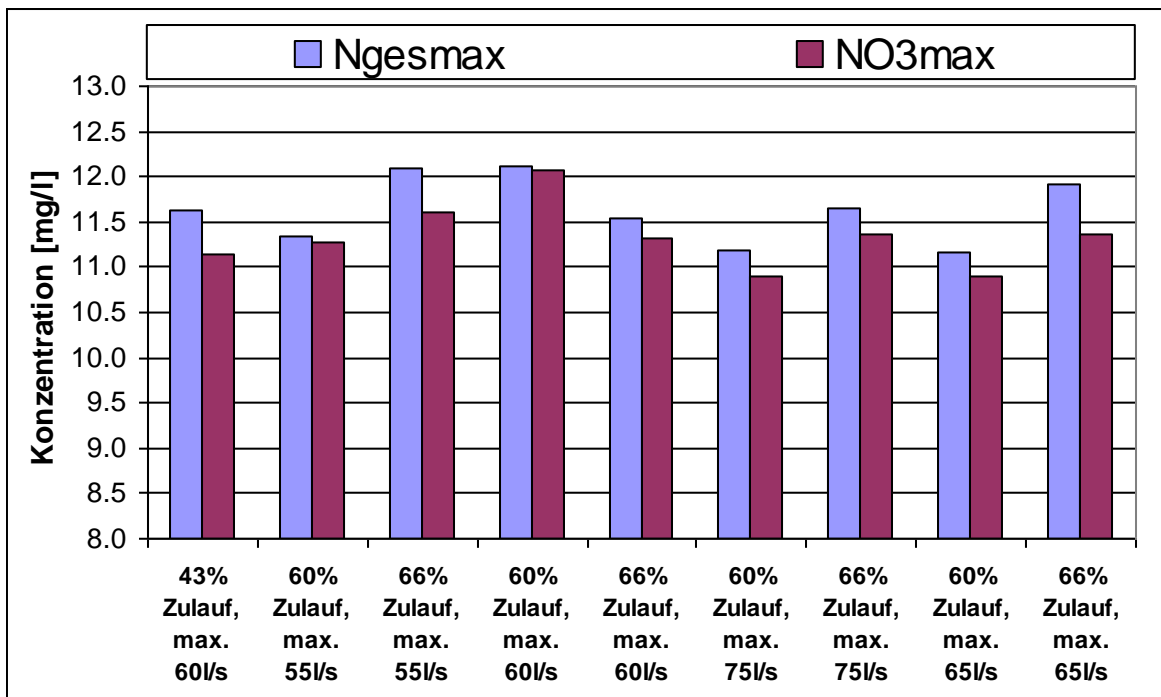


Abbildung 6-49: Vergleich der maximalen N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der SBR-StraÙe bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C und 100% Filtratwasser

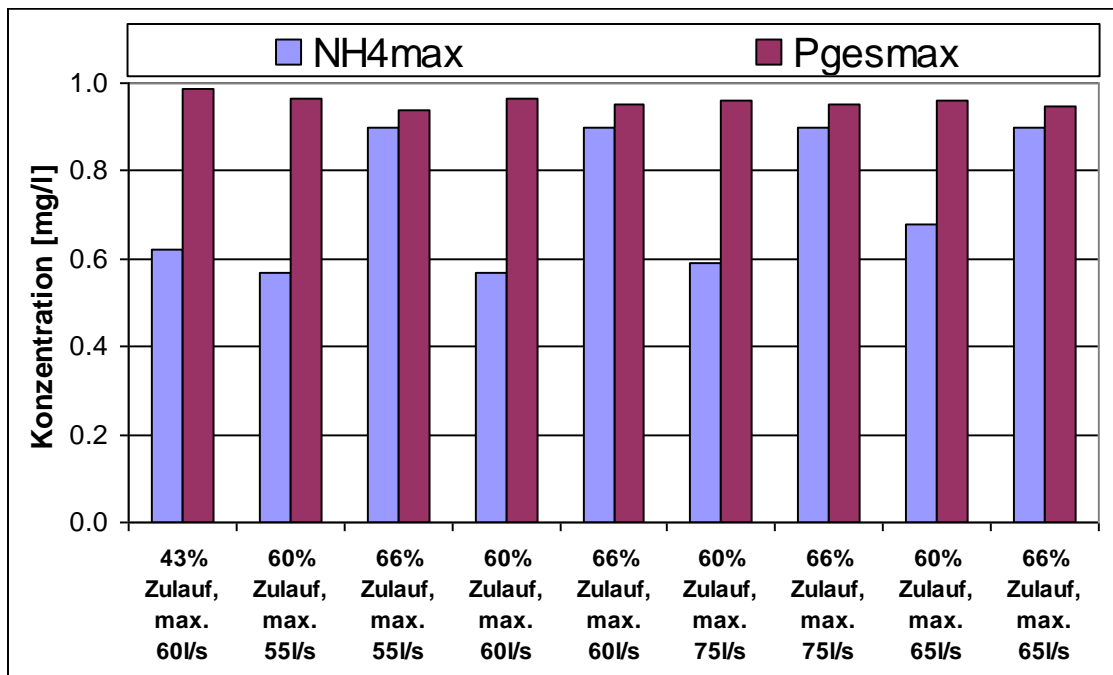


Abbildung 6-50: Vergleich der maximalen NH_4 - und P_{ges} -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12°C und 100% Filtratwasser

Die Fällmittel-, Pumpen- und Stromkosten steigen bei höheren Zulaufmengen an. Die niedrigsten Betriebskosten und dazu günstigsten Ablaufwerte bei erhöhten Zulaufmengen werden beim Zulauf von 60% mit maximal 65l/s in den Spitzen erreicht.

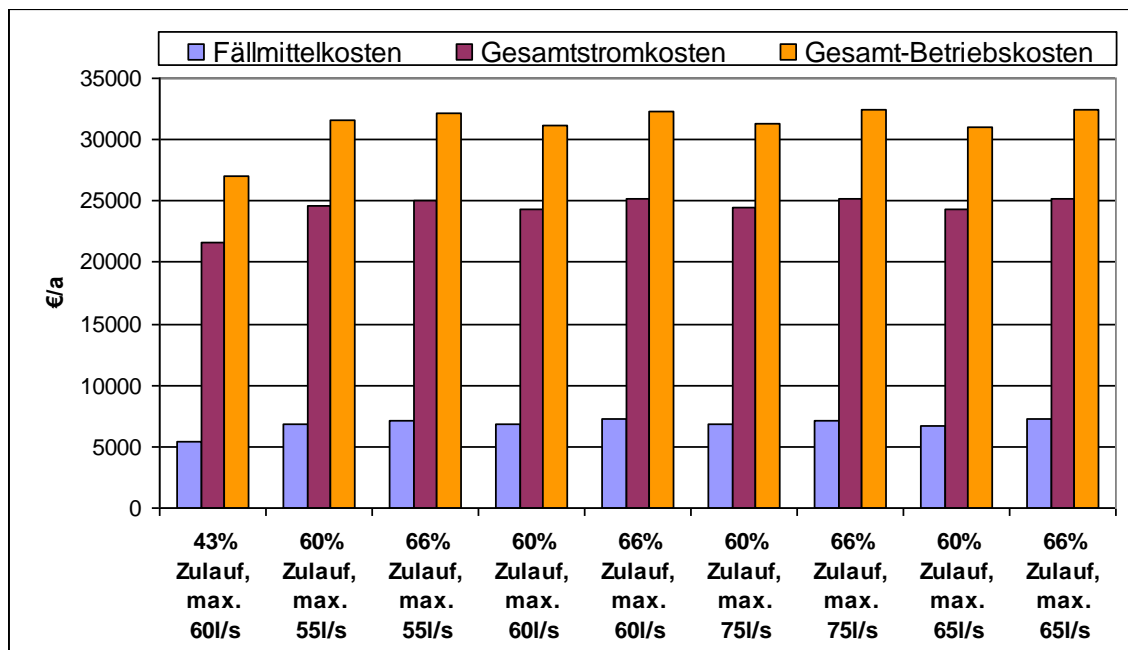


Abbildung 6-51: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12°C und 100% Filtratwasser

Auf Grund der oben aufgeführten Ergebnisse wurde nun untersucht, wie sich die konventionelle Anlage bei geringeren Zulaufmengen verhält. In den nachfolgenden Abbildungen werden die

Ergebnisse gezeigt. Wird der Zulauf der konventionellen Anlage auf 40% gedrosselt, dann sinken die maximalen CSB_{ges} -Ablaufwerte erheblich. Dies würde sich auf der realen Anlage bei Regenstößen vorteilhaft auswirken. Alle anderen maximalen Ablaufwerte liegen bei geringeren Zulaufen ebenfalls niedriger.

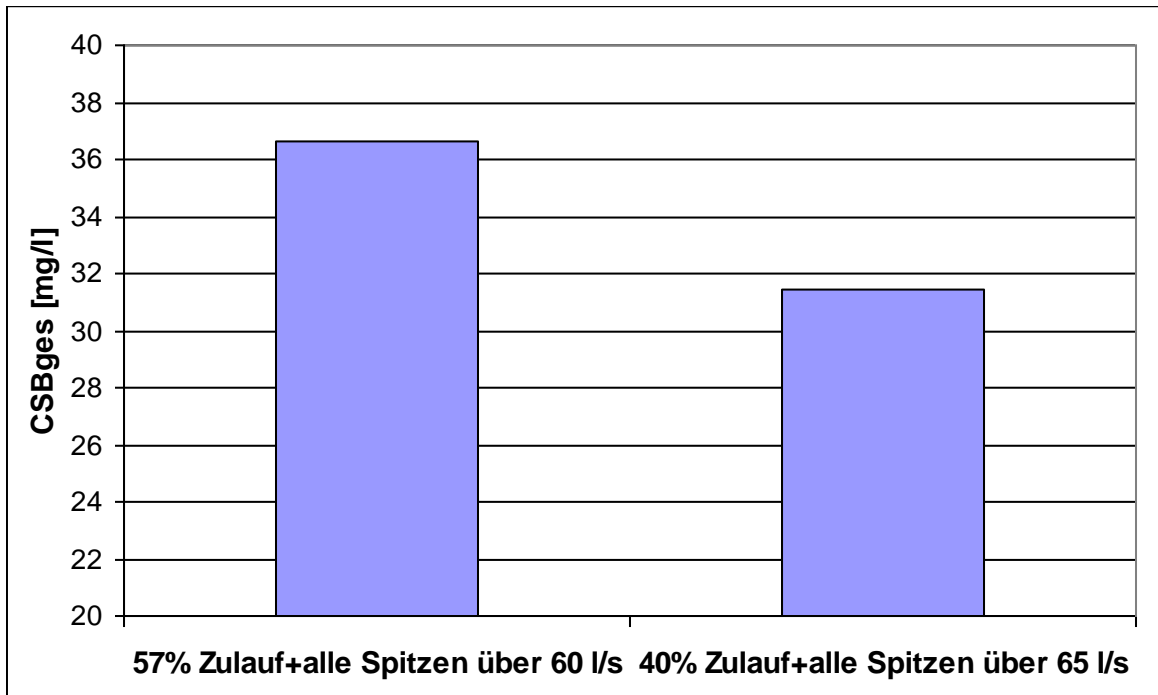


Abbildung 6-52: Vergleich der maximalen CSB_{ges} -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C ohne Filtratwasser

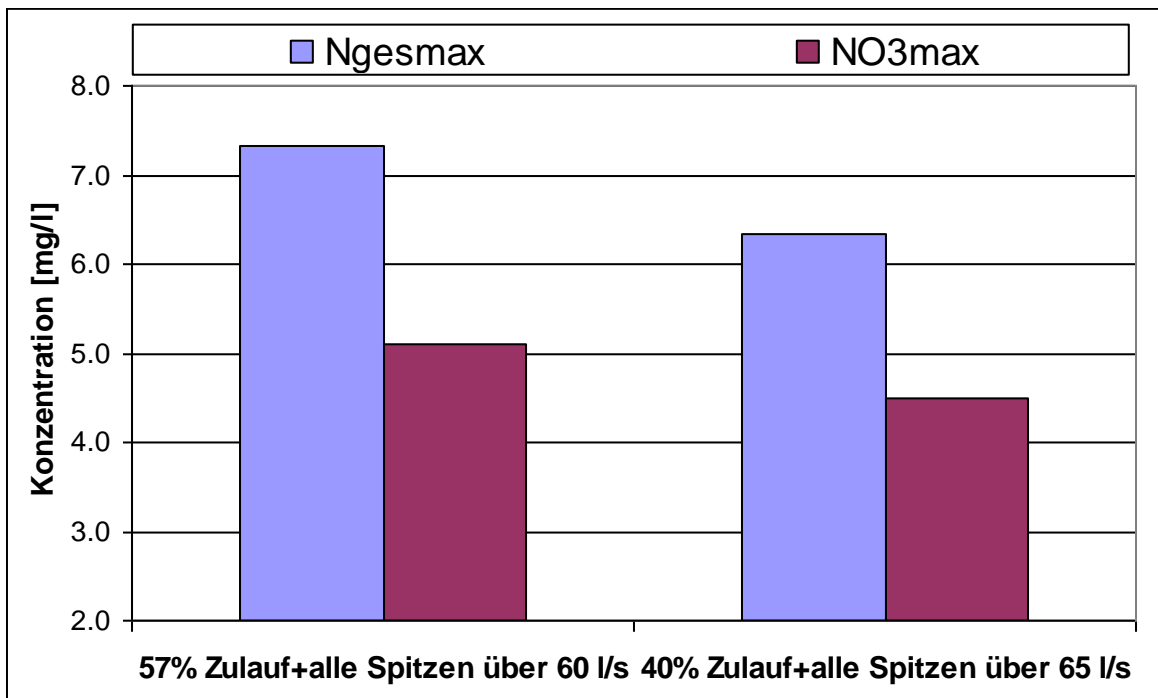


Abbildung 6-53: Vergleich der maximalen N_{ges} - und NO_3 -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C ohne Filtratwasser

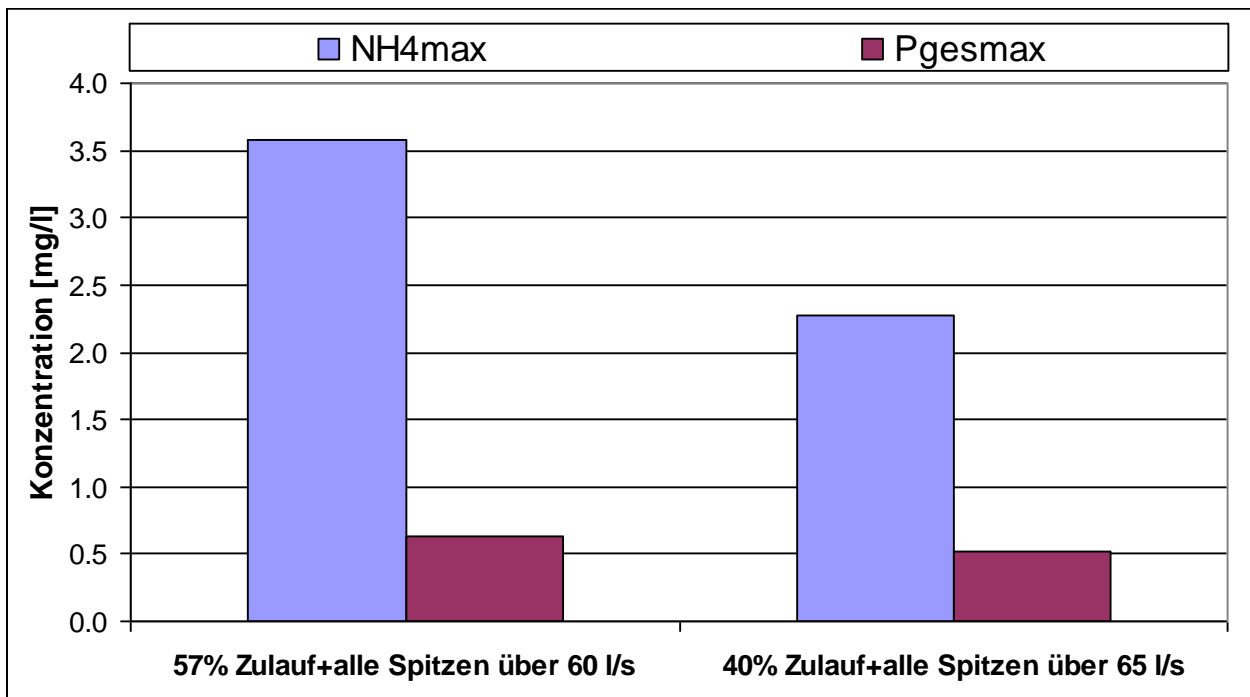


Abbildung 6-54: Vergleich der maximalen NH_4 - und P_{ges} -Ablaufwerte bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12°C ohne Filtratwasser

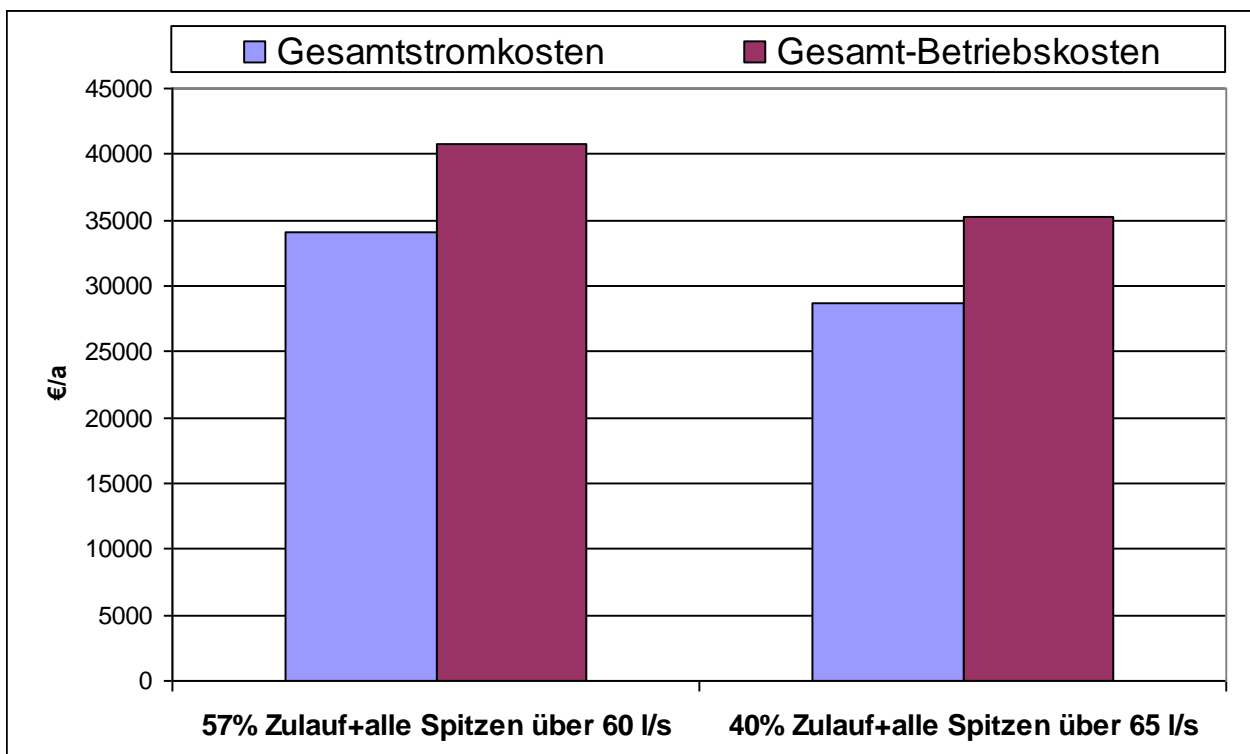


Abbildung 6-55: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12°C ohne Filtratwasser

Auch bei den Betriebskosten wirkt sich der geringere Zulauf in der konventionellen Anlage vorteilhaft aus (Abbildung 6-55). Daher wurde zusätzlich verglichen, wie hoch die gesamten Be-

triebskosten beider Anlagen in den kombinierten Betriebsweisen sind (Abbildung 6-56). Die Ersparnis liegt bei 3000 €/a, wenn die Kinetiken aus der Validierung 2 Parametersatz 2 verwendet wurde. Beim Parametersatz 1 verhält sich die Maßnahme kostenneutral, müsste also im Betrieb überprüft werden.

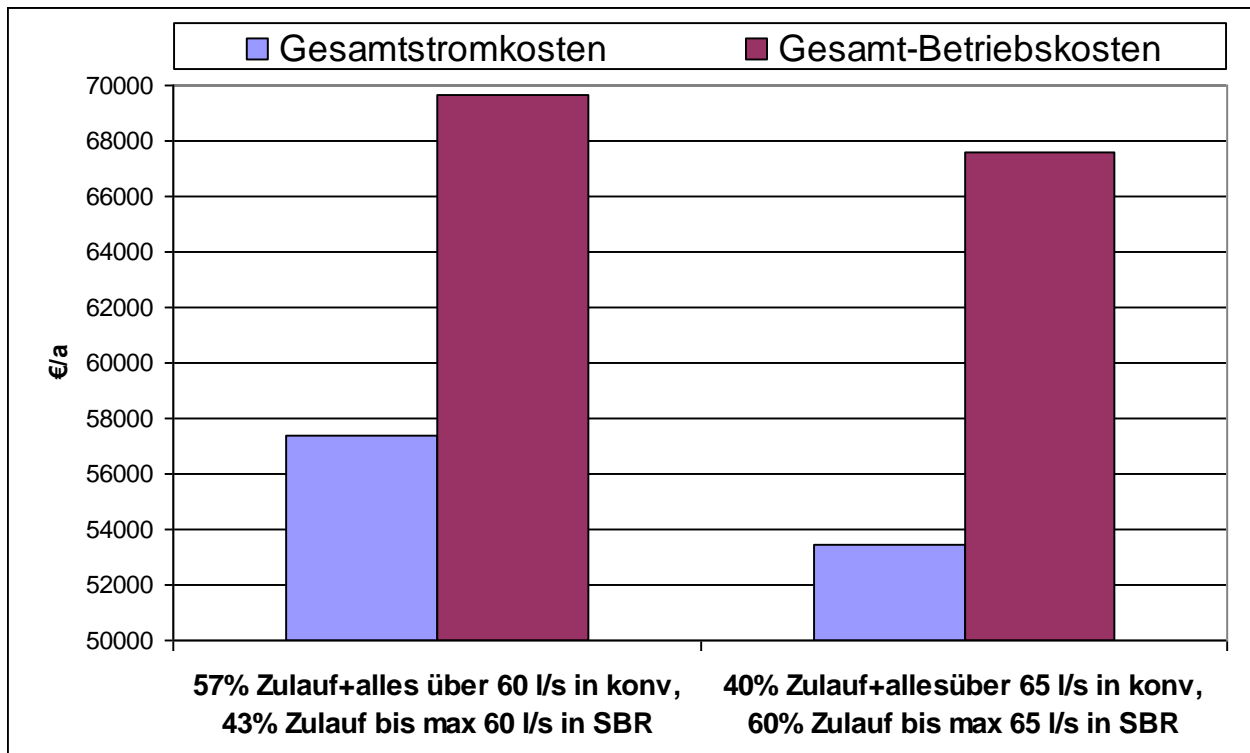


Abbildung 6-56: Vergleich der Betriebskosten bei unterschiedlichen Zulaufbedingungen der konventionellen Straße ohne Filtratwasser und der SBR-Straße mit 100% Filtratwasser bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 und 12 °C

6.5.2 Selektion autotropher Biomasse

Auf der Kläranlage Weißtal sollte das Trübwasser genutzt werden, um vorwiegend in der SBR-Schiene selektiv autotrophe Biomasse anzureichern, um diese dann in der konventionellen Anlage zu bioaugmentieren (Kap. 6.5.3). Diese Strategie sollte zudem bewirken, dass der ISV in der konv. Anlage durch den niedrigeren ISV der bioaugmentierten Schlämme aus der SBR-Straße positiv beeinflusst und zu einer Senkung des ISV in der konv. Straße führt. Hierfür wurden Analysen mit unterschiedlichen Mengen an zugeführtem Trübwasser durchgeführt, wie bereits unter Kap. 6.5.1.1 beschrieben. Die Bedingungen dieser Simulationsläufe sind in der Tabelle 6-4 aufgeführt. In Abhängigkeit der Trübwassermenge zwischen 0 und 48 m³/d wurden demnach 0 bis 43 kg TKN/d zusätzlich zum normalen Zulauf von 61 kg TKN/d in der SBR-Straße verarbeitet.

Tabelle 6-4: Bedingungen zur Selektion von autotropher Biomasse

Trübwassermenge in SBR-Anlage im 6h-Zyklus		Mittelwert-CSB in SBR-Anlage (berechnet aus Fraktionen)	Mittelwert XA in SBR-Anlage	Anteil XA an CSB	Trübwasser		Zulauf zur Anlage		Zulauf aus Puffer 43%		Gesamtzulauf SBR= Trübw.+Pufferzulauf		Anteil TKN im Trübwasser am Gesamtzulauf SBR	Anteil TKN im Trübwasser an Zulauf aus Puffer
m3/Beschick.	m3/d				TKN/d	TKN/4.5d	TKN/d	TKN/4.5d	TKN/d	TKN/4.5d	TKN/d	TKN/4.5d		
		mg/l	mg/l	%	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	%	%
6	48	4474	121	2.70	43	196	142	637	61	274	105	470	42	171
5	40	4461	113	2.53	36	163	142	637	61	274	97	437	37	160
4	32	4452	106	2.38	29	130	142	637	61	274	90	404	32	148
3	24	4403	99	2.25	22	98	142	637	61	274	83	372	26	136
2	16	4478	95	2.12	14	65	142	637	61	274	76	339	19	124
1	8	4486	90	2.01	7	33	142	637	61	274	68	307	11	112
0	0	4512	85	1.89	0	0	142	637	61	274	61	274	0	0

Es wurden zunächst Simulationsanalysen mit unterschiedlichen Trübwassermengen für die Parametersätze 1 und 2 der Validierung 2 (Tabelle 5-6) im SBR-Modell vorgenommen. In Abbildung 6-57 und Abbildung 6-58 werden die Ergebnisse zur Selektion autotropher Biomasse in der SBR-Straße beider Kinetikansätze grafisch dargestellt. Demnach steigt die autotrophe Biomasse mit Anstieg der Trübwassermenge bei beiden Kinetiken linear an. Auffällig ist allerdings, dass die Menge der autotrophen Biomasse und der Grad des Anstiegs beim Parametersatz 2 doppelt so groß ist, wie aus der Formel des linearen Anstiegs ersichtlich ist. Die Korrelation (R^2) bei dem linearen Anstieg ist mit über 99% sehr groß. Die hier gefundenen Ergebnisse beider Parametersätze macht nochmals deutlich, wie wichtig eine genaue Bestimmung der Kinetiken der autotrophen MO's ist, um im Modell reale Verhältnisse zu schaffen.

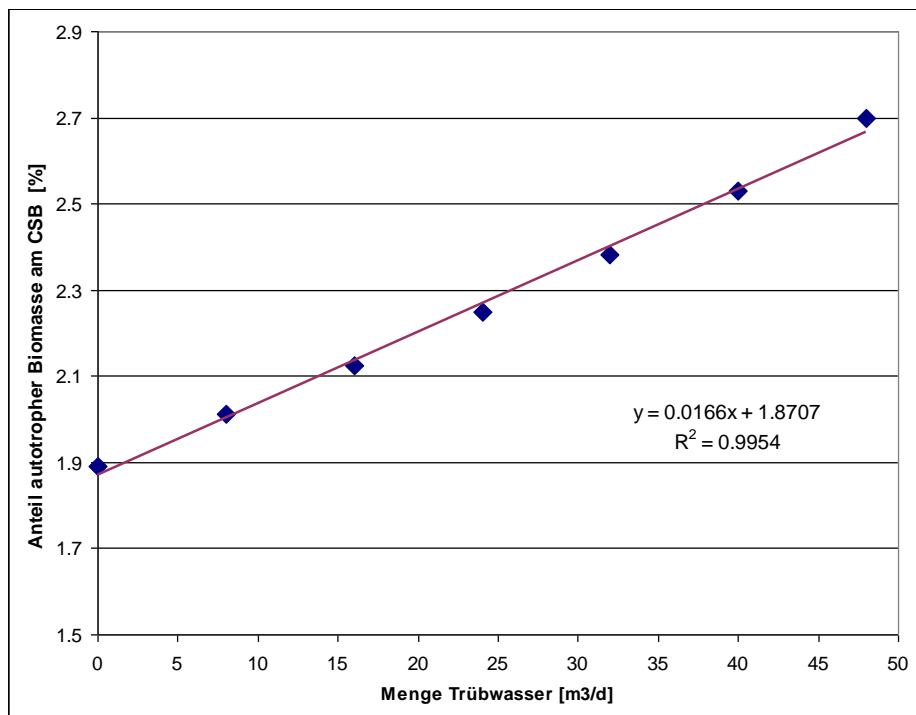


Abbildung 6-57: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 1 der Validierung 2

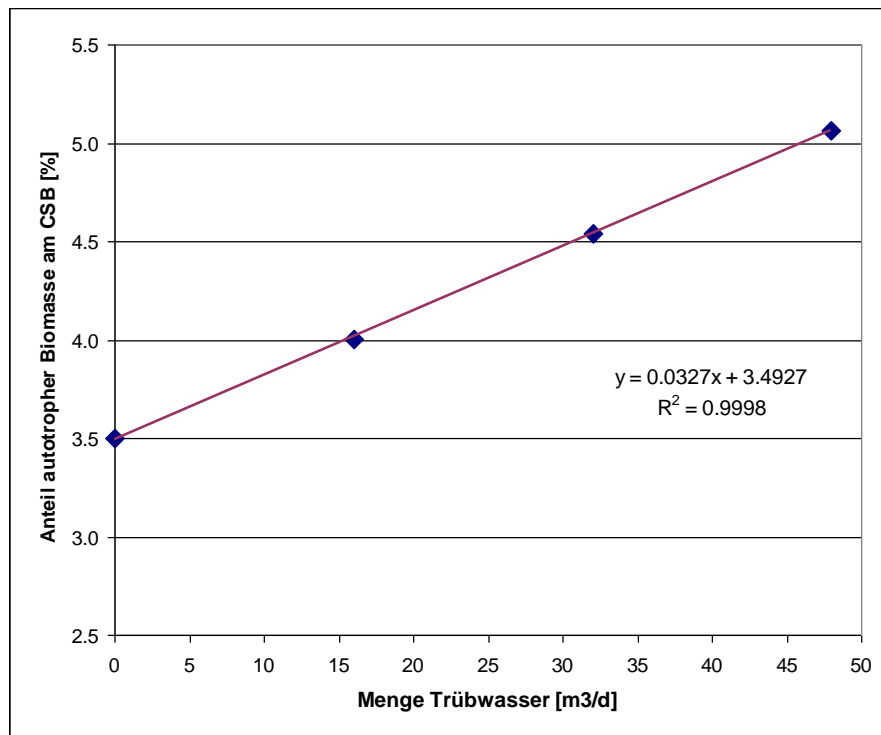


Abbildung 6-58: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 2 der Validierung 2

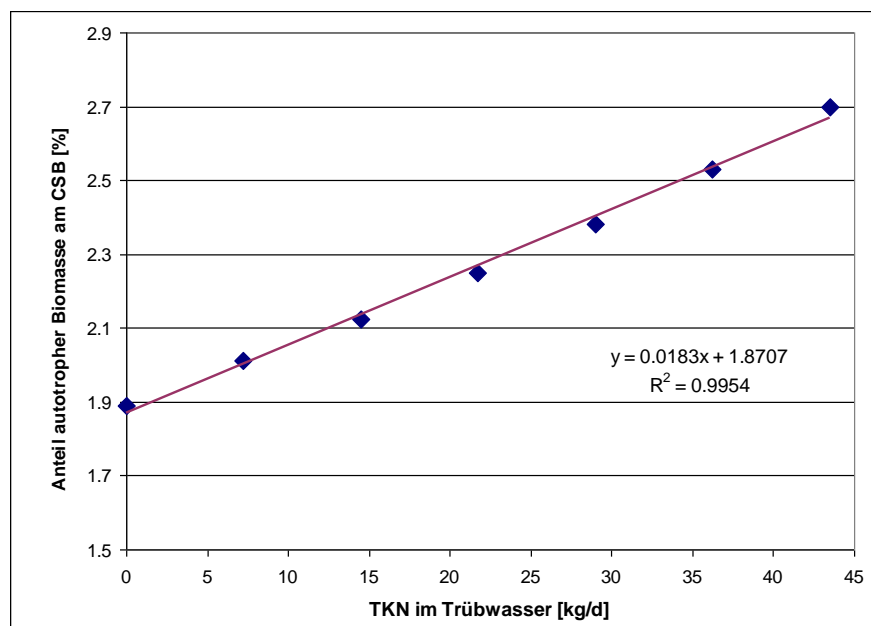


Abbildung 6-59: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher TKN-Mengen im Trübwasser in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 1 der Validierung 2

Der lineare Zusammenhang zwischen Trübwassermenge und autotropher Biomasse konnte in beiden Fällen auch in Bezug auf die TKN-Menge im Trübwasser (Abbildung 6-59, Abbildung 6-60) oder in Bezug auf die TKN-Menge im Gesamtzulauf (Abbildung 6-61, Abbildung 6-62) zur autotrophen Biomasse gefunden werden. Auch hier wird wieder eine sehr gute Korrelation der simulierten Werte über 99% sichtbar. Die Menge der autotrophen Biomasse und der Grad des

Anstiegs in Abhängigkeit des TKN-Wertes im Zulauf ist beim Parameterdatensatz 2 wiederum doppelt so hoch.

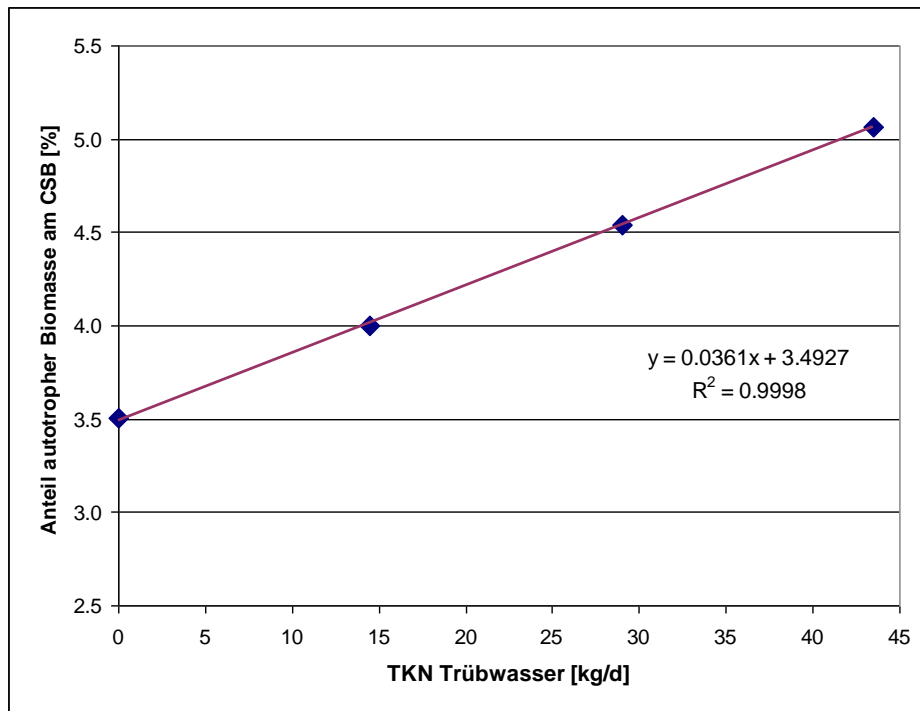


Abbildung 6-60: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher TKN-Mengen im Trübwasser in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 2 der Validierung 2

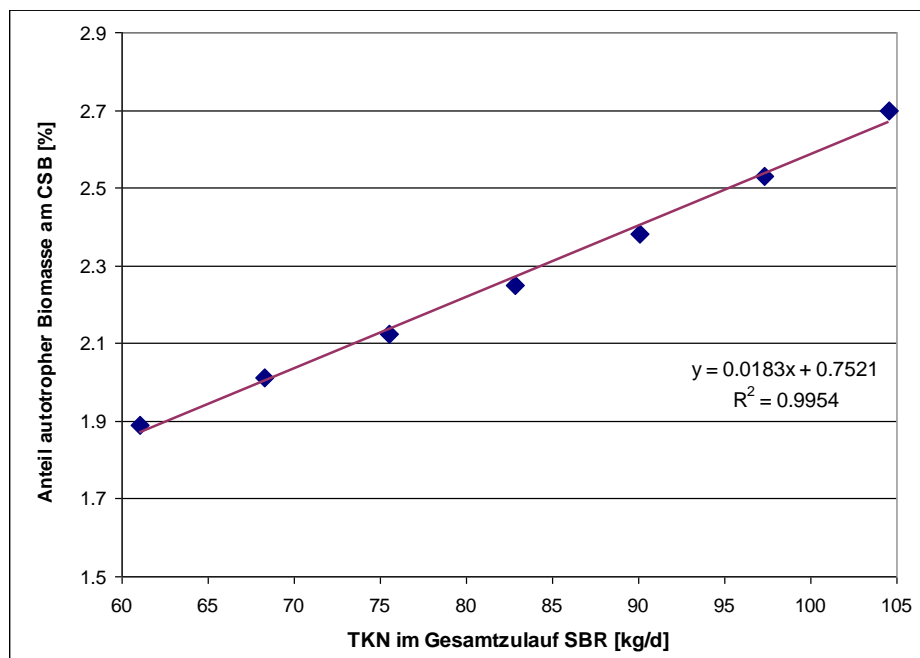


Abbildung 6-61: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher TKN-Mengen im Gesamtzulauf in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 1 der Validierung 2

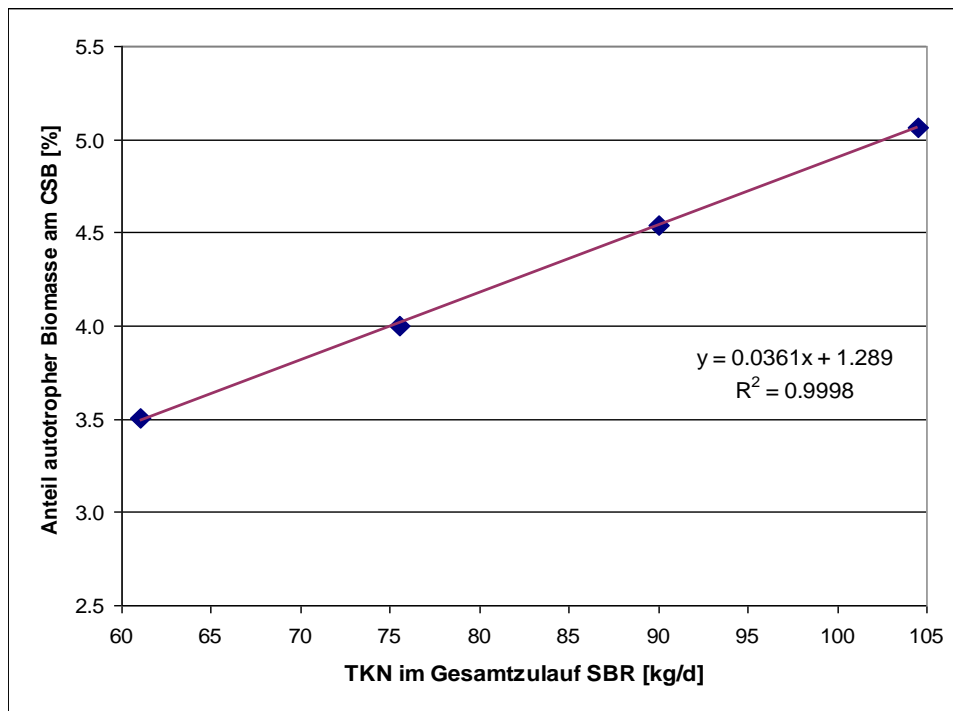


Abbildung 6-62: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher TKN-Mengen im Gesamtzulauf in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C Parametersatz 2 der Validierung 2

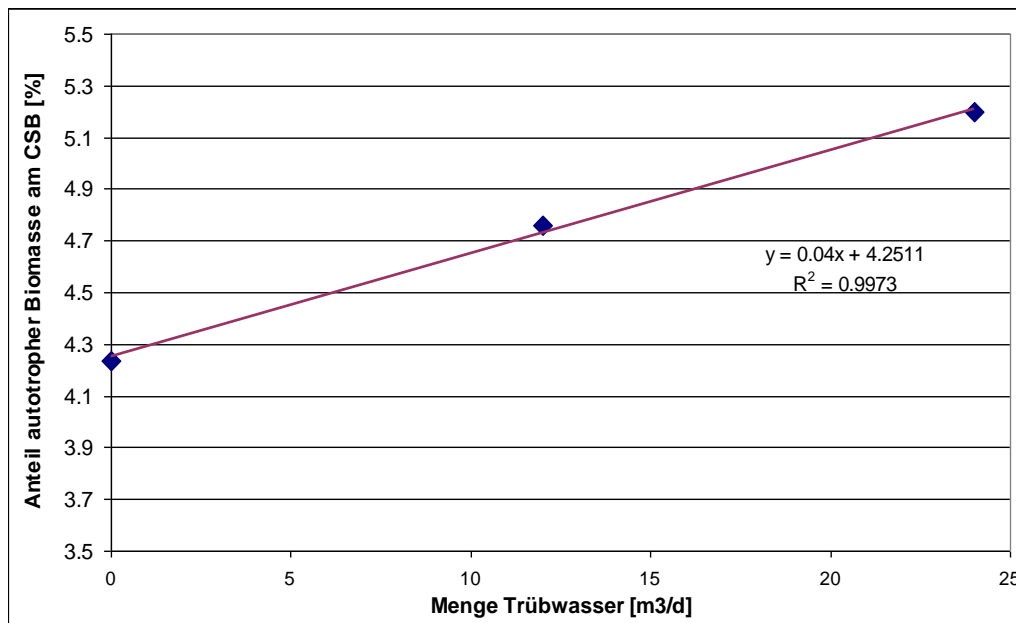


Abbildung 6-63: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen in der konventionellen Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C

Auf Grund der Unterschiede in der Selektionsstärke autotropher Biomasse in Abhängigkeit der Kinetiken der SBR-Schiene, wurden im Anschluss ebenfalls Analysen mit unterschiedlichen Trübwassermengen mit dem Modell der konventionellen Anlage durchgeführt. Der lineare Zusammenhang zwischen Trübwassermenge und autotropher Biomasse konnte auch hier gefunden werden (Abbildung 6-63). Auch die lineare Abhängigkeit der autotrophen Biomassemenge

in Bezug auf die TKN-Menge im Trübwasser war dieselbe. Auch hier wird in beiden Fällen wiederum eine sehr gute Korrelation der simulierten Werte über 99% erreicht.

Die Selektion der autotrophen Biomasse und der Grad des Anstiegs in Abhängigkeit der Trübwassermenge und des TKN-Wertes im Trübwasser wurden in allen drei Ansätzen verglichen (Abbildung 6-64, Abbildung 6-65). In Tabelle 6-5 sind die Unterschiede in den Kinetiken der autotrophen MO's der verschiedenen Modelle gezeigt. Auffällig ist, dass im Modell der SBR-Straße mit dem Parametersatz 2 die niedrigste max. Wachstumsrate $\mu_{\max,A}$ verwendet wurde. Die Erträge Y_A und Halbsättigungskoeffizienten für O_2 KN_{O_2} waren bei allen Modellen gleich und es wurden die Standardwerte eingesetzt. Aber die Sterberate b_A variierte bei allen drei Modellen. Die höchste Sterberate der Autotrophen wurde im Modell der SBR-Straße mit dem Parametersatz 1 verwendet, die niedrigste bei der konv. Anlage. Der Halbsättigungskoeffizient für NH_4 KN_{NH_4} war beim Modell der konv. Anlage am höchsten und bei der SBR-Straße mit dem Parametersatz 2 am niedrigsten.

Tabelle 6-5: Vergleich der Kinetiken in den Modellen der Validierung 2 aus der Kalibrierung und Validierung der Modelle für die konv. und die SBR-Straße (Kap. 5.4)

Parameter im Modell	SBR-Straße Parametersatz 1	SBR-Straße Parametersatz 2	Konv. Straße
$\mu_{\max,A}$	1	0,4	1
Y_A	0,24	0,24	0,24
b_A	0,2	0,07	0,04
KN_{NH_4}	0,7	0,4	1
KN_{O_2}	0,5	0,5	0,5

Die Daten der Selektion autotropher Biomasse in den verschiedenen Modellen und Kinetiken werden in Abbildung 6-64 und Abbildung 6-65 im Vergleich gezeigt. Ohne Trübwasser liegt die Menge der Biomasse im Modell der SBR-Straße mit dem Parametersatz 1 mit ca. 1,9% am geringsten und in der konv. Anlage mit ca. 4,3% am höchsten. Der Grad des Anstiegs ist in diesen beiden Modellen nahezu gleich. Die Menge der autotrophen Biomasse im Modell der SBR-Straße mit dem Parametersatz 2 liegt ohne Trübwasser bei ca. 3,5%. Aber der Grad des Anstiegs liegt hier viel höher, so dass bei der vollen Trübwassermenge bei dem SBR-Modell und dem Modell für die konv. Anlage nahezu gleich hohe Mengen für die autotrophen MO's erreicht werden.

Diese Charakteristika korrelieren sehr gut mit den verwendeten kinetischen Parametern: Je höher die Sterberate bei gleicher max. Wachstumsrate, desto geringer ist die Menge der autotrophen Biomasse. Der Grad des Anstiegs ist in solchen Fällen nahezu gleich, wird aber ggf. durch den KN_{NH_4} und die Sterberaten der anderen MO-Gruppen beeinflusst. Der steilere Anstieg beim SBR-Modell mit dem Parametersatz 2 erklärt sich nur durch den sehr viel niedrigeren KN_{NH_4} -Wert, der im übrigen sogar gemessen bei 0,28 lag (Tabelle 5-6). So dass dieser Parame-

tersatz den gemessenen Werten basierend auf den OUR-Analysen viel näher kommt (siehe auch Tabelle 5-6).

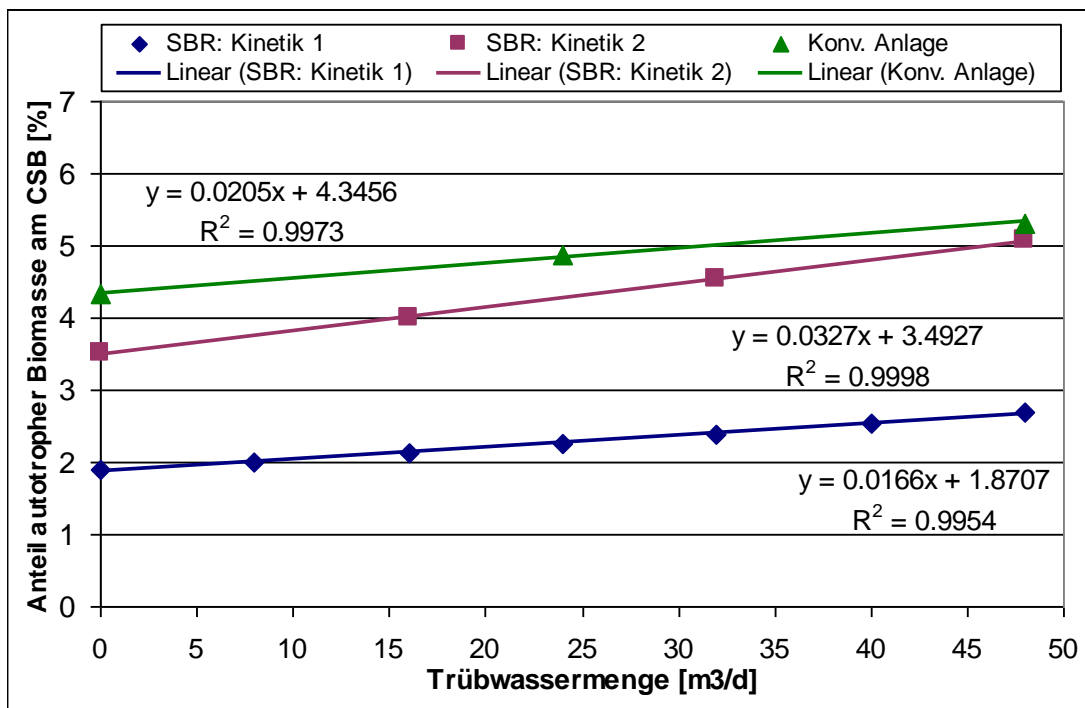


Abbildung 6-64: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C

Die oben beschriebenen Charakteristika lassen sich auch auf Abbildung 6-65 übertragen. Hierbei wird die Korrelation der autotrophen Biomasse im Bezug zur TKN-Menge gezeigt.

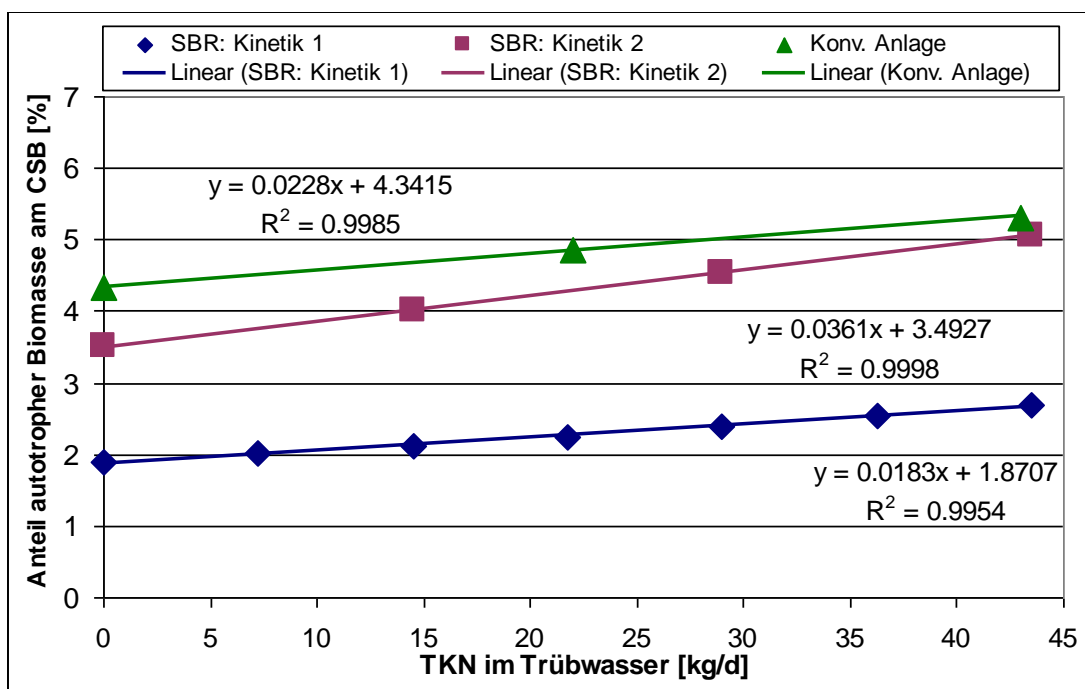


Abbildung 6-65: Anreicherung autotropher Biomasse durch die Behandlung unterschiedlicher Trübwassermengen bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C

Die Simulationsergebnisse machen deutlich, dass sich prinzipiell in jeder Anlage bestimmte MO-Gruppen selektionieren lassen, sofern steigende Substratmengen und ggf. die Lebensbedingungen dieser Gruppe unterstützt werden. Die Biomassemenge ist dabei nicht nur von der Menge des Substrates sondern auch von den kinetischen Parametern dieser MO-Gruppe abhängig. Allerdings wurden gerade bei den gemessenen Sterberaten teils saisonale Unterschiede (jahreszeitabhängige Trocken-, Regen- oder Frostperioden) in Abhängigkeit der Temperatur und Zulaufmengen aber auch Unterschiede in Abhängigkeit der Zulaufeigenschaften durch z.B. Variationen in der Trübwassermenge oder durch geänderte Betriebsweisen wie z.B. das RS-Verfahren gefunden (Tabelle 4-11).

Beim Vergleich der Fraktionen der SB-Reaktoren bei unterschiedlichen Trübwassermengen wird deutlich, dass nur wenige Fraktionen überhaupt variieren (Tabelle 6-6). So steigt die Nitrat- und N_2 -Konzentration im Modell mit steigender Trübwassermenge an. Höhere Trübwassermengen führen aber auch zu niedrigeren Werten in der Alkalinität. Dies ist von besonderer Bedeutung, da hierdurch auch der pH-Wert beeinflusst wird. So sollte bei starkem Trübwasseranfall der pH-Wert kontrolliert und die Zufuhr gestoppt werden, wenn ein best. pH-Wert unterschritten wird. Die Nitrifikanten sind pH-labil und die Nitrifikation ist unter einem pH-Wert von 6 gehemmt. Eine automatische pH-abhängige Dosierung von Kalkmilch wäre eine Option.

Tabelle 6-6: Vergleich der Fraktions-Mittelwerte der SB-Reaktoren bei unterschiedlichen Trübwassermengen bei den Simulationsläufen

Trübwassermenge in SBR-Anlage im 6h-Zyklus		Mittelwert der Fraktionen in SBR1 und SBR2 jeweils im letzten Zyklus der Simulationsanalyse																		
		mg/l																		
m3/Beschick.	m3/d	O ₂	S _S	NH ₄	NO ₃	N ₂	PO ₄	Alkal.	S _i	X _i	X _S	X _H	X _{STO}	X _A	X _{PAO}	X _{PP}	X _{PHA}	X _{TSS}	X _{MEOH}	X _{MEP}
0	0	0.5	0.1	0.5	5	19	0.6	6.2	8.4	3245	5	826	2	85	334	51	7	4485	314	372
1	8	1.2	0.1	0.5	7	21	0.7	5.9	8.4	3261	5	888	2	90	226	34	5	4488	341	432
2	16	1.0	0.1	0.6	8	22	0.7	5.5	8.5	3287	5	926	2	95	150	22	3	4508	370	476
3	24	1.4	0.1	0.6	10	23	0.7	5.2	8.5	3232	6	991	2	99	63	9	1	4473	402	517
4	32	0.6	0.1	0.9	12	24	0.7	4.8	8.6	3289	6	993	2	106	47	7	1	4517	410	528
5	40	0.5	0.1	0.9	14	25	0.7	4.4	8.6	3304	6	991	2	113	36	5	1	4514	409	530
6	48	1.1	0.1	0.7	17	25	0.7	4.0	8.6	3315	6	993	2	121	28	4	0	4512	406	529

Außerdem sollte sicher gestellt werden, dass das Trübwasser bei der Beschickung gleichmäßig durchmischt wird. Wie anhand der X_i -Konzentration erkennbar ist, steigen diese mit Zunahme der Trübwassermenge an. Dies ist insofern plausibel, als dass das Trübwasser einen höheren Anteil von X_i enthält. Von Bedeutung ist diese Fraktion, da sie bei sehr hohen Konzentrationen im Schlamm angereichert wird und die Biomasse verdrängt. Wird das Trübwasser vor der Beschickung nicht regelmäßig gerührt, kann sich ein hoher X_i -Anteil in der abgesetzten Phase bilden, der im Reaktor zu einem Missverhältnis zu Ungunsten der autotrophen Biomasse führen kann. Zudem befinden sich hohe Stickstoff- und Phosphormengen in der abgesetzten Phase, die die Biologie zusätzlich belasten können. Die X_S -Konzentration liegt am Ende des Zyklus im Mittel bei 5 mg/l. Dies ist ein Zeichen dafür, dass das meiste Substrat (inkl. das leicht abbaubare Substrat S_S) nahezu komplett abgebaut ist und keine weitere Denitrifikation möglich ist.

Die heterotrophen MO's X_H steigen mit zunehmender Trübwassermenge an. Dies ist Folge des höheren Substratangebots und der optimierten Einstellung für die Denitrifikation. Der Anstieg der autotrophen Biomasse X_A basiert ebenfalls auf ein gesteigertes Substratangebot und optimierten Bedingungen für die Nitrifikation.

Die BioP's X_{PAO} hingegen sinken mit steigender Trübwassermenge, obwohl das Substratangebot steigt. Allerdings ist auf Grund des Mangels an abbaubarem Substrat, die Denitrifikation unvollständig und die NO_3 -Werte steigen im Reaktor so hoch an, dass diese hemmend auf die BioP's wirken. Ob dies in Realität ebenfalls der Fall ist, müsste noch genauer überprüft werden, da gerade die BioP-Modelle in einigen Bereichen auf Grund mangelnder Forschungsergebnisse noch Lücken aufweisen können.

Auf Grund sinkender Mengen der BioP-Bakterien sinken in den Reaktoren auch die Polyphosphat- (X_{PP}) und Polyhydroxybuttersäure- (X_{PHA}) Konzentrationen ab. Die TS- (X_{TSS}) Konzentration in den Reaktoren steigt auf Grund steigender Mengen an X_I , X_H und gefällttem Phosphat X_{MeP} an. Die Fällmittelmengen X_{meOH} steigen auf Grund der geringeren BioP-Aktivität.

Diese Ergebnisse sind nur bedingt auf andere Anlagen zu übertragen. Auf Grund des Substratmangels der Anlage Weißtal kann keine vollständige Denitrifikation stattfinden. Dadurch steigen die Nitratwerte so ungünstig an, dass die BioP-Organismen gehemmt werden. Befindet sich ausreichend Substrat im Zulauf und findet eine weitgehende Denitrifikation statt oder gibt es anaerobe Bereiche auf der Anlage, so sind auch höhere Mengen an BioP-MO's zu erwarten.

Dasselbe trifft für die Kinetiken der Schlämme zu, die ohne Weiteres zu einem stärkeren Anstieg von autotropher Biomasse führen könnten. Derzeit ist in der Fachwelt noch nicht geklärt, inwieweit Zulaufeigenschaften, Temperaturen, Niederschlagsvariationen oder die Beschaffenheit des Kanalnetzes zur Ausprägung besonderer Kinetiken führen. Aber die hier gezeigten Ergebnisse machen deutlich, dass die autotrophe Biomasse, unter welchen kinetischen Eigenschaften des Schlammes auch immer, durch die Zufuhr von steigenden Trübwassermengen positiv selektioniert werden kann.

6.5.3 Bioaugmentation

Bei der Bioaugmentation auf der realen Anlage sollten die ÜS-Schlamme aus der SBR-Straße mit einem mittleren ISV von 75% in die konventionelle Straße mit einem mittleren ISV von 170% übertragen werden. Diese Bioaugmentation sollte in erster Linie zur Senkung des ISV in der konventionellen Straße führen, um bei starken, anfangs stoßartigen sowie lang anhaltenden Regenereignissen den Schlammabtrieb in der konventionellen Straße zu verringern. Dieser Schlammabtrieb macht sich besonders in höheren CSB-Ablaufwerten in der konventionellen Straße auf der Anlage bemerkbar, die manchmal nur knapp unter den Überwachungswerten liegen. Zudem verringert sich durch den Schlammabtrieb und durch die Verdünnung höherer Zulaufmengen die aktive Schlammmenge in der konv. Anlage, die für die nachfolgende Reinigungsleistung nicht mehr zur Verfügung steht. Auf der Anlage macht sich das Ausschwemmen und die Verdünnung bei Regenereignissen im Zusammenhang mit gesteigerten RS-Mengen durch geringere TS-Werte im Mittel von ca. 0,5 g TS/l bemerkbar, die auch bei Simulationsanalysen gefunden wurden. Eine Senkung des ISV in der konventionellen Straße würde dieses Phänomen reduzieren, da sich der Schlamm im Nachklärbecken schneller absetzt. Es wird erwartet, dass sich die Reinigungsleistung der konv. Anlage durch die ÜS-Schlamm-Bioaugmentation nicht verschlechtert, sondern eher stabilisiert. Die selektive Trübwassermittelbehandlung in der SBR-Straße führt, wie in den Simulationsanalysen gezeigt (Kap. 6.5.2), zum Anstieg der autotrophen Biomasse.

Daher sollten Simulationsanalysen durchgeführt werden, um die Reinigungsleistung und die Betriebskosten bei der Bioaugmentation bei unterschiedlichen Verfahrensweisen in der konv. Anlage zu analysieren und die Betriebsweise zu optimieren. Es sei nochmals darauf hingewie-

sen, dass mit den hier verwendeten Modellen lediglich die biologischen Vorgänge simuliert werden. Die Auswirkung auf den ISV kann dabei nicht erfasst werden und ist zum jetzigen Zeitpunkt nur in Großversuchen zu analysieren (Kap.8.1).

Für die Simulationsanalysen wurden zunächst Läufe mit der SBR-Straße unter vorher festgelegten Bedingungen durchgeführt. Die Daten für die ÜS-Schlämme, wie Mengen und Konzentrationen, wurden abgespeichert und derart aufgearbeitet, dass sie für die Bioaugmentation in der konv. Anlage eingesetzt werden konnten. Dabei wurde die autotrophe Fraktion im ÜS-Schlamm als X_{A2} bezeichnet. Das Modell der konv. Anlage wurde um diese Fraktion erweitert, so dass der Verbleib dieser Fraktion und der Fraktion X_{A1} (autotrophe Biomasse, die in der konv. Anlage entsteht) genau dokumentiert werden konnte. Dann wurden Simulationsanalysen unter den entsprechenden Bedingungen mit dem Modell der konv. Anlage durchgeführt, die max. Ablaufwerte und der Betrieb der Aggregate dokumentiert.

6.5.3.1 Einfluss der Trübwassermittelbehandlung auf die Bioaugmentation

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse der Bioaugmentationsanalysen mit unterschiedlichen Trübwassermengen in der SBR-Straße im Vergleich zum Lauf ohne Bioaugmentation gezeigt. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass der X_{A2} -Fraktion aus den ÜS-SBR-Schlämmen die gleiche Kinetik zugeordnet wurde, wie es für die X_{A1} -Fraktion aus der konv. Anlage der Fall war.

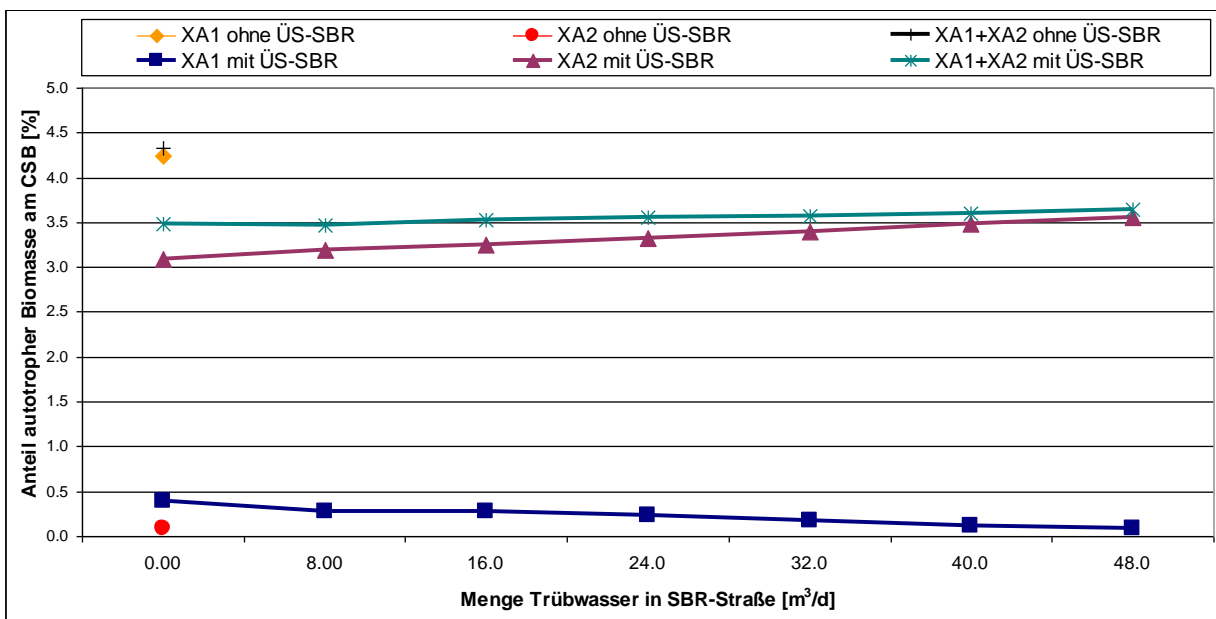


Abbildung 6-66: Verbleib autotropher Biomasse X_{A1} (konv. Anlage) und X_{A2} (SBR-Anlage) durch die Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße, Kinetik der konv. Anlage der Validierung 2 für X_{A2} in der konv. Straße

In Abbildung 6-66 wird deutlich, dass der gesamte Anteil autotropher Biomasse ($X_{A1}+X_{A2}$) der konv. Anlage je nach Trübwassermenge in der SBR-Straße um ca. 20% geringer ist. Der geringe Anteil von X_{A2} beim Lauf ohne Bioaugmentation kommt dadurch zustande, dass in der Simulation immer ein minimaler Anteil der Fraktion in die Anlage geführt werden muss, da sonst durch das Auswaschen rein rechnerisch ein negativer Wert entstehen und zum Stoppen der Simulation führen würde. In Wirklichkeit wurden aber keine ÜS-SBR-Schlämme zugeführt.

Mit steigender Trübwassermenge steigen die gesamte Menge autotropher Biomasse und die X_{A2} -Menge an, die X_{A1} -Menge sinkt kontinuierlich und wird ab 40 m^3 Trübwasser/d durch die X_{A2} -Fraktion nahezu komplett verdrängt.

In Abbildung 6-67 ist sichtbar, dass sich die max. Ablaufwerte je nach Zulaufbedingung und Bioaugmentation kaum unterscheiden. So liegen die max. Ablaufwerte ohne Bioaugmentation trotz höherer Anteile der autotrophen Biomasse am CSB nur geringfügig tiefer. Mit zunehmender Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Schiene jedoch fallen die max. N_{ges} - und NH_4 -Ablaufwerte geringfügig ab und erreichen nahezu die max. Ablaufwerte, wie der Lauf ohne Bioaugmentation. Die max. CSB-Ablaufwerte waren bei allen Läufen gleich. Dies liegt wiederum daran, dass die Auswirkung des ISV auf die CSB-Konzentration im Ablauf mit diesem Modell nicht zu simulieren war.

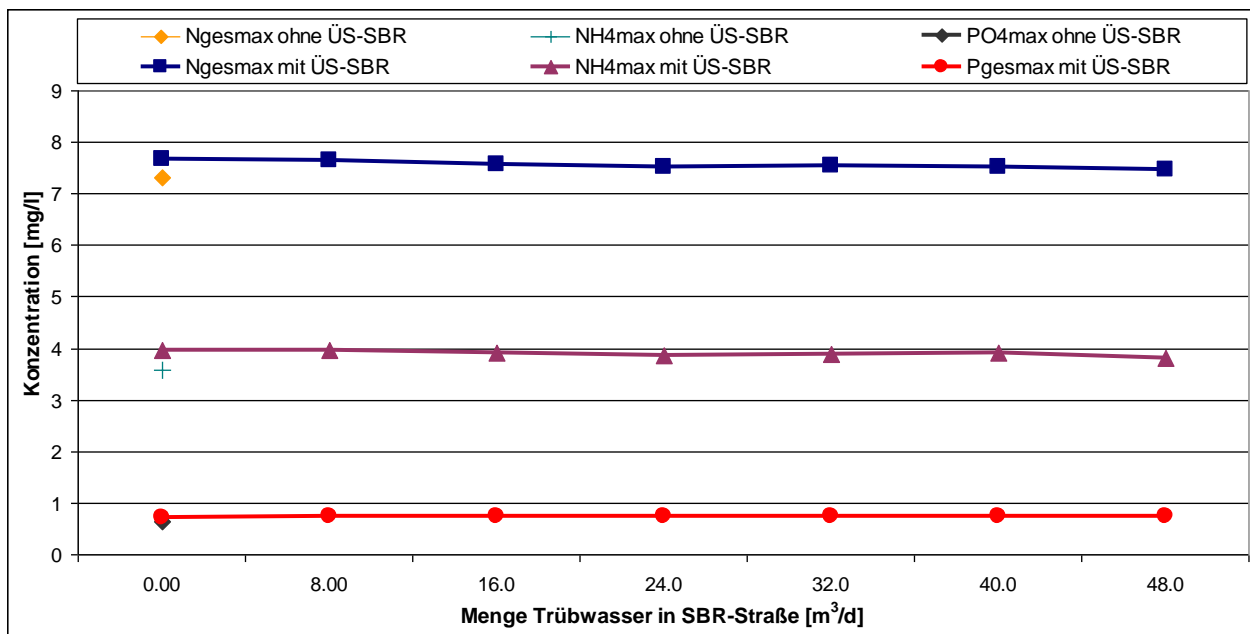


Abbildung 6-67: Vergleich der maximalen Ablaufwerte nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlamm bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei $12 \text{ }^\circ\text{C}$, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße, Kinetik der konv. Anlage der Validierung 2 für X_{A2} in der konv. Straße

In Abbildung 6-68 wird deutlich, dass sich die Betriebskosten auch kaum unterscheiden. Die Fällmittelkosten bleiben gleich, da keine Regelstrategie vorhanden ist. Die Strom- und damit auch Gesamtkosten liegen ohne Bioaugmentation um ca. $500\text{-}700 \text{ €/a}$ höher, als die Simulationsanalysen mit Bioaugmentation. Die Kosten bleiben allerdings konstant, egal wie viel Trübwasser in der SBR-Straße vorher behandelt wurde.

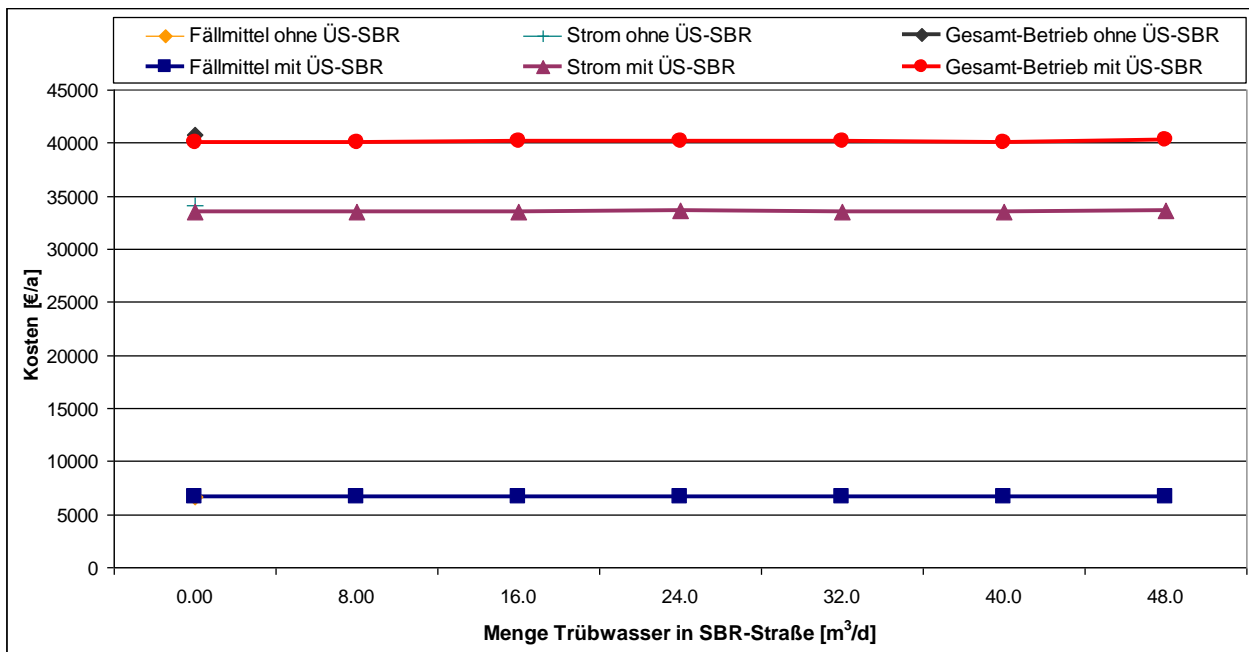


Abbildung 6-68: Vergleich der Betriebskosten nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße, Kinetik der konv. Anlage der Validierung 2 für X_{A2} in der konv. Straße

Es wurden Läufe unter gleichen Bedingungen wiederholt, wobei die X_{A2} -Fraktion aus den ÜS-SBR-Schlämmen nun mit den Kinetiken der SBR-Straße versehen wurde. In Abbildung 6-69 wird deutlich, dass der gesamte Anteil autotropher Biomasse ($X_{A1}+X_{A2}$) in der konv. Anlage bei diesen Längen je nach Trübwassermenge in der SBR-Straße sogar sehr viel geringer ist. Die Unterschiede zum Lauf ohne Bioaugmentation liegen bei ca. 37%. Mit steigender Trübwassermenge sinkt nun die gesamte Menge autotropher Biomasse. Allerdings steigt die X_{A2} -Menge mit steigender Trübwassermenge an, die X_{A1} -Menge liegt ohne Trübwasserbehandlung und mit Bioaugmentation bei 1,5% und sinkt mit steigender Trübwasserbehandlung und höherer Selektion der autotropher Biomasse in der SBR-Straße kontinuierlich auf den Wert von 0,6% ab.

Hier wird nochmals der Einfluss der Kinetiken sichtbar (Tabelle 6-5). Haben beide X_A -Fraktionen die gleichen Kinetiken, dann wird die X_{A1} -Fraktion der konv. Anlage nahezu ausgeschwemmt und die X_{A2} -Fraktion, die ständig in größerer Menge durch den ÜS-SBR-Schlamm in die konv. Anlage dosiert wird, kann sich durchsetzen (Abbildung 6-66) und damit wahrscheinlich auch der gute ISV. Die gesamten Mengen autotropher MO's unterscheiden sich zum Lauf ohne Bioaugmentation nur um 20%. Hat die X_{A2} -Fraktion bei der Bioaugmentation allerdings die gleiche Kinetik wie in der SBR-Straße und damit in diesem Fall eine viel höhere Sterberate (Tabelle 6-5), dann liegt ihr Anteil im Vergleich zur X_{A2} -Fraktion mit niedrigerer Sterberate wie in der konv. Anlage um ca. 60% tiefer, wodurch auch die gesamte autotrophe Biomasse stärker reduziert wird.

Zum jetzigen Zeitpunkt ist nicht geklärt, inwieweit die Kinetiken von bioaugmentierten Schlämmen übertragen werden. In Versuchen mit granulärem Schlamm (Schlamm mit sehr geringen ISV's 15-40 ml/g) wurden unter sonst gleichen Bedingungen mit Hilfe von OUR-Messungen keine Unterschiede zu Versuchen mit Schlämmen höherer ISV's gefunden. Daher wird vermutet, dass sich die Kinetik eher verfahrensspezifisch und/oder in Abhängigkeit der Zulaufbedin-

gungen ändert. Insofern kann davon ausgegangen werden, dass sich die Kinetik der konv. Anlage auf Grund gleicher Verfahrenstechnik und Zulaufbedingungen auch auf den bioaugmentierten Schlamm überträgt. Allerdings ist auf Grund zahlreicher Analysen mit biologischen Sonden bekannt, dass die Diversität der aktiven heterotrophen und autotrophen Biomasse in Schlämmen viel größer als angenommen ist. Zahlreiche Species die mit der Sondentechnik nachgewiesen wurden, lassen sich noch nicht anreichern und die Physiologie, Enzymausstattung sowie die DNA bzw. der Genpool sind von solchen Organismen noch nicht ausreichend untersucht. Daher ist nicht bekannt, inwieweit die kinetische Diversität auf unterschiedlichen tertiären Enzymeigenschaften, Mutationen oder unterschiedlichen Untereinheiten der beteiligten Enzyme basiert.

In Abbildung 6-70 wird allerdings sichtbar, dass sich selbst mit ungünstigen kinetischen Eigenschaften der X_{A2} -Fraktion aus den bioaugmentierten Schlämmen die max. Ablaufwerte je nach Zulaufbedingung und Bioaugmentation kaum unterscheiden. So liegen die max. N_{ges} -Ablaufwerte ohne Bioaugmentation um 0,8 mg/l und damit ca. 10% tiefer als mit Bioaugmentation egal in welcher Höhe die Trübwassermitbehandlung in der SBR-Straße erfolgte. Bei gleicher Kinetik lag der Unterschied bei 0,3 mg/l und damit 4%. Die max. NH_4 -Ablaufwerte allerdings liegen mit Bioaugmentation um 1,1 mg/l und damit ca. 30% höher als ohne Bioaugmentation. Bei besserer Kinetik lagen die Werte nur um 0,4 mg/l und damit ca. 10% höher. Bei den max. P_{ges} -Ablaufwerten liegen die Werte bei schlechterer Kinetik nur geringfügig höher.

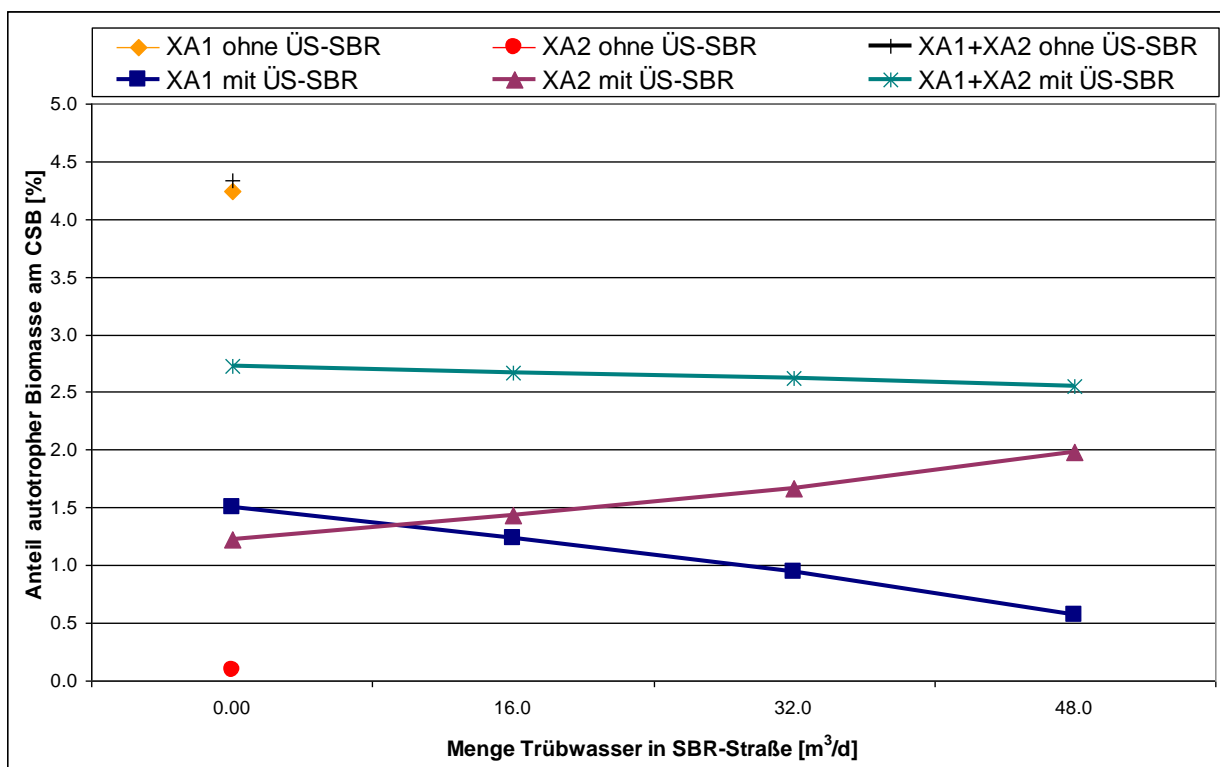


Abbildung 6-69: Verbleib autotropher Biomasse X_{A1} (konv. Anlage) und X_{A2} (SBR-Anlage) durch die Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12°C, Kinetik-Parametersatz 1 der Validierung 2 in der SBR-Straße und für X_{A2} in der konv. Straße

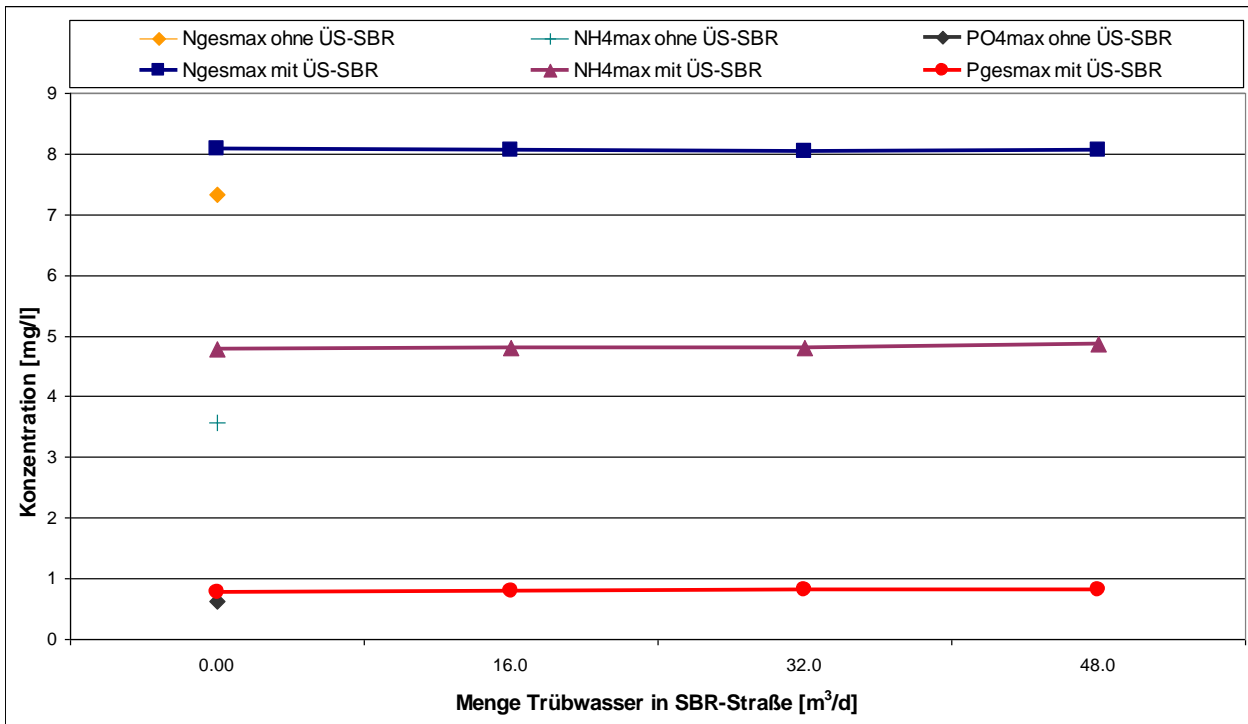


Abbildung 6-70: Vergleich der maximalen Ablaufwerte nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 der Validierung 2 in der SBR-Straße und für X_{A2} in der konv. Straße

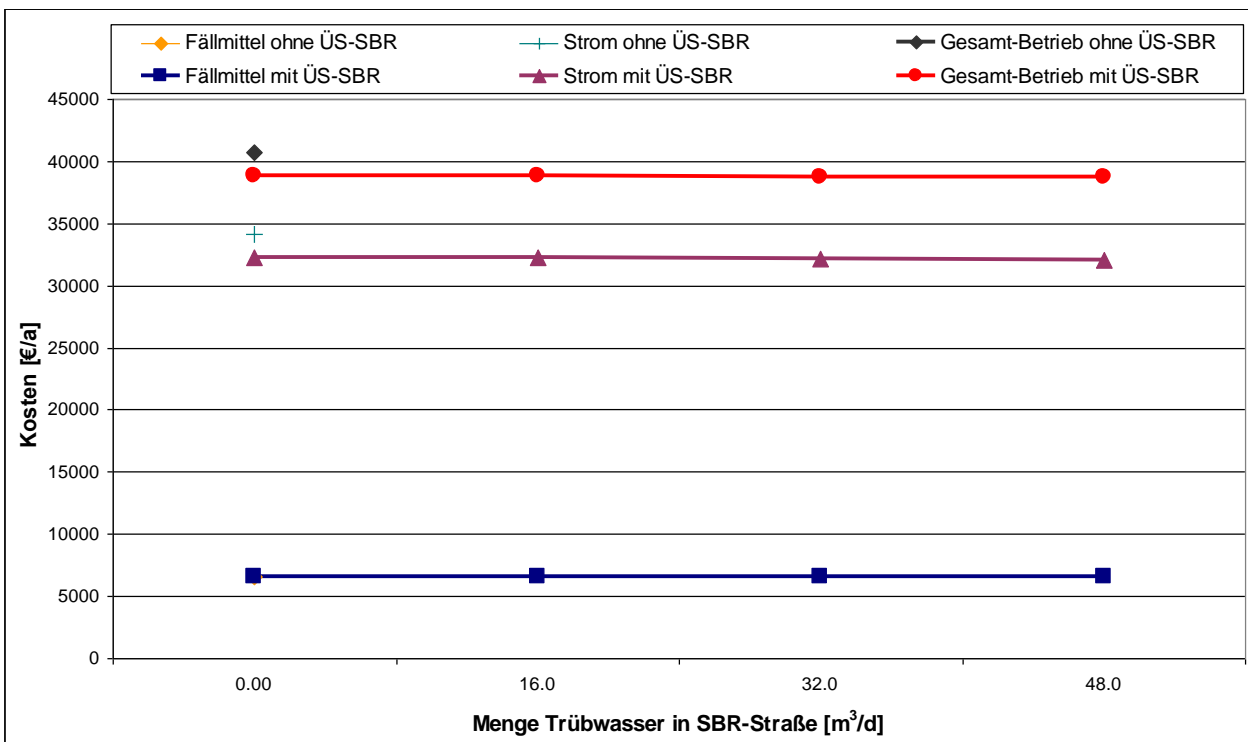


Abbildung 6-71: Vergleich der Betriebskosten nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen bei unterschiedlicher Trübwassermengenbehandlung in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 der Validierung 2 in der SBR-Straße und für X_{A2} in der konv. Straße

In Abbildung 6-71 wird deutlich, dass sich die Betriebskosten nun deutlicher unterscheiden. Die Fällmittelkosten bleiben zwar wieder gleich, aber die Strom- und damit auch Gesamtkosten liegen ohne Bioaugmentation um ca. 2000 €/a höher, als die Simulationsanalysen mit Bioaugmentation. Die Kosten bleiben allerdings konstant, egal wie viel Trübwasser in der SBR-Straße vorher behandelt wurde. Hier liegt bei schlechterer Kinetik sogar ein größerer Vorteil.

Durch die Bioaugmentation verändern sich vor allem folgende Fraktionen im Nitrifikationsbecken 2: X_I , X_H , X_{A1} , X_{A2} , X_{PAO} , X_{PP} , X_{PHA} , X_{MEP} (Tabelle 6-7). Während die Menge der inerten Substanzen X_I und die heterotrophen X_H sowie die autotrophen X_{A2} MO's mit Bioaugmentation und vorheriger Selektion durch steigende Trübwassermengen ansteigen, sinken die X_{A1} und BioP X_{PAO} MO's kontinuierlich ab. Die X_I - und X_H -Werte steigen, da ihre Anteile in den ÜS-SBR-Schlamm auf Grund der Trübwassermittelbehandlung ebenfalls höher sind (Tabelle 6-6). Dies trifft auch auf die X_{A2} -Fraktion zu, während die X_{A1} -Fraktion in der konv. Anlage immer mehr verdrängt wird. Die X_{PAO} sinken offensichtlich, da die ÜS-SBR-Schlamm ebenfalls geringere Konzentrationen aufweisen. Dies hat zur Folge, dass ebenfalls die X_{PP} -, X_{PHA} - und X_{EOH} -Fraktionen sinken, während die Fraktion des gefällten Phosphats X_{MEP} steigt.

Tabelle 6-7: Vergleich der Fraktionen im Nitrifikationsbecken 2 bei unterschiedlichen Bioaugmentationsversuchen und Trübwassermengen

Bedingung	Kinetik X_{A2} -Fraktion	Fraktionen im Nitrifikationsbecken 2 am Ende des Simulationslaufes																			
		mg/l																			
		O_2	S_s	NH_4	NO_3	N_2	PO_4	Alkal.	S_i	X_I	X_S	X_H	X_{STO}	X_{A1}	X_{A2}	X_{PAO}	X_{PP}	X_{PHA}	X_{TSS}	X_{MEOH}	X_{MEP}
ohne ÜS-SBR	wie konv. Anlage Valid. 2	0.7	0.1	1.4	4.5	17	0.2	6.1	8	1450	6	605	1	113	3	456	29	16	2811	364	175
mit ÜS-SBR mit 0m3 Trübwasser/d	wie konv. Anlage Valid. 2	0.8	0.1	1.0	4.3	18	0.2	6.0	8	1634	6	634	2	11	84	333	32	9	2812	317	174
mit ÜS-SBR mit 8m3 Trübwasser/d	wie konv. Anlage Valid. 2	0.8	0.1	1.0	4.3	18	0.3	6.0	8	1646	6	658	2	8	87	293	29	9	2812	323	183
mit ÜS-SBR mit 16m3 Trübwasser/d	wie konv. Anlage Valid. 2	0.8	0.1	0.9	4.3	18	0.3	6.0	8	1643	6	674	2	7	88	271	28	9	2812	332	188
mit ÜS-SBR mit 24m3 Trübwasser/d	wie konv. Anlage Valid. 2	0.8	0.1	0.9	4.3	18	0.3	6.0	8	1638	6	696	2	6	90	244	25	9	2811	341	195
mit ÜS-SBR mit 32m3 Trübwasser/d	wie konv. Anlage Valid. 2	0.7	0.1	2.0	4.9	16	0.3	6.2	8	1649	7	695	2	5	92	234	22	17	2811	332	211
mit ÜS-SBR mit 40m3 Trübwasser/d	wie konv. Anlage Valid. 2	0.7	0.1	2.0	4.9	16	0.3	6.2	8	1661	7	698	2	3	94	222	21	18	2810	330	214
mit ÜS-SBR mit 48m3 Trübwasser/d	wie konv. Anlage Valid. 2	0.7	0.1	2.0	4.9	16	0.3	6.2	8	1667	7	699	2	2	97	219	20	18	2811	329	214
mit ÜS-SBR mit 0m3 Trübwasser/d	wie SBR-Anlage Param. 1	0.9	0.1	1.1	4.4	18	0.3	6.0	8	1678	6	703	2	42	34	282	31	6	2852	318	187
mit ÜS-SBR mit 16m3 Trübwasser/d	wie SBR-Anlage Param. 1	0.9	0.1	1.1	4.3	18	0.3	6.0	8	1688	6	752	2	34	39	215	24	6	2850	330	206
mit ÜS-SBR mit 32m3 Trübwasser/d	wie SBR-Anlage Param. 1	0.9	0.1	1.1	4.3	18	0.3	6.1	8	1693	6	791	2	26	46	165	20	6	2848	335	222
mit ÜS-SBR mit 48m3 Trübwasser/d	wie SBR-Anlage Param. 1	0.9	0.1	1.2	4.3	18	0.3	6.1	8	1712	6	794	2	16	55	152	18	7	2846	332	226

Auf Grund der Ergebnisse der Simulationsanalysen kann gefolgert werden, dass die Bioaugmentation ganz stark von den kinetischen Bedingungen in den einzelnen Anlagenteilen abhängig ist. Aber egal, wie die Kinetiken auch sind, die Reinigungsleistung wurde nur geringfügig und innerhalb der Überwachungswerte verändert. Auf jeden Fall können mit Hilfe der Bioaugmentation immer geringere Betriebskosten erzielt werden. In Abhängigkeit der Trübwassermittelbehandlung in der SBR-Straße kommt es durch die Bioaugmentation in der konv. Anlage ebenfalls zu einem Wandel in den Fraktionen, wie sie auch in den SB-Reaktoren beobachtet wurde.

6.5.3.2 Bioaugmentation bei unterschiedlichen TS-Konzentrationen

Da die TS-Konzentration im Nitrifikationsbecken bei Regenereignissen stark schwanken und bis zu 0,5 gTS/l im Nitrifikationsbecken sinken kann, sollte als Nächstes die Auswirkung der Bioaugmentation auf die Reinigungsleistung bei unterschiedlichen TS-Konzentrationen untersucht werden. Dafür wurden Simulationsanalysen mit unterschiedlichen TS-Konzentrationen im Nitrifikationsbecken 2 durchgeführt. Dabei wurde immer der ÜS-SBR-Schlamm aus Simulationsläufen mit 24m³ Trübwasser/d und dem Kinetik-Parametersatz 1 der Validierung 2 in der SBR-Straße in die konv. Anlage hinzugeführt. Die Zulaufmenge in der konv. Anlage betrug 57% inklusive aller Zulaufspitzen über 60 l/s. Die X_{A2} -Fraktion wurde in der konv. Anlage dann mit

der Kinetik der konv. Anlage der Validierung 2 versehen. Die Ergebnisse sind nachfolgend dargestellt.

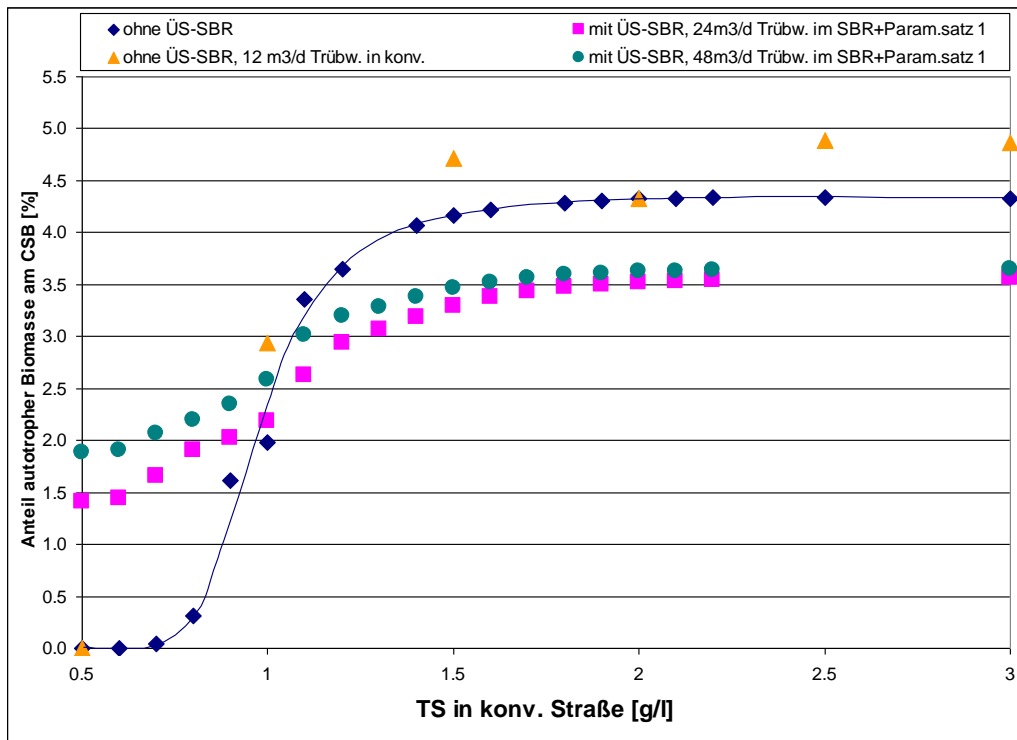


Abbildung 6-72: Anteil der gesamten autotrophen Biomasse bestehend aus X_{A1} (konv. Anlage) und X_{A2} (SBR-Anlage) in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12°C , Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße

Ohne Bioaugmentation werden die autotrophen MO's bei TS-Konzentrationen kleiner als $1,0\text{ g TS/l}$ ausgewaschen (Abbildung 6-72). Der Auswaschprozess beginnt in der Simulation bei ca. $1,5\text{ g/l}$. In Realität wird dieser Prozess auf Grund diskontinuierlicher Störeinflüsse schon früher anfangen. Bei höheren TS-Konzentrationen steigt der Anteil der autotrophen MO's bis zur TS-Konzentration $1,5\text{ g/l}$ schnell an und bleibt ab einem TS von ca. 2 g/l nahezu konstant. Die Läufe ohne Bioaugmentation aber mit 12 m^3 Trübwasser/d im Zulauf verhalten sich ähnlich, nur liegt der Anteil um ca. $0,5\%$ höher. Mit Bioaugmentation liegt der Anteil bei $0,5\text{ g TS/l}$ je nach Stärke der Trübwassermitbehandlung in der SBR-Straße zwischen $1,5$ und $1,9\%$ und scheint bei diesen und niedrigeren TS-Konzentrationen konstant zu sein. Danach steigt die Menge nahezu linear langsam an und erreicht bei ca. 2 g TS/l ein Maximum.

In den nachfolgenden Abbildungen ist die Auswirkung auf die Reinigungsleistung gezeigt. Die max. N_{ges} -Ablaufwerte sind zwischen $2,5$ und $3,0\text{ g TS/l}$, der Betriebsbereich, bei allen Betriebsbedingungen nahezu gleich und steigen bei geringeren TS-Konzentrationen kontinuierlich an (Abbildung 6-73). Ohne Bioaugmentation erreichen sie bei den geringeren TS-Werten ein Plateau, weil überhaupt keine Nitrifikation mehr stattfindet. Mit Bioaugmentation bleiben die Ablaufwerte sogar bis $0,7\text{ g TS/l}$ unterhalb der Überwachungswerte, wenn 24 m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße mitbehandelt wurde. Bei 48 m^3 Trübwasser/d bleiben sie immer unterhalb der Überwachungswerte.

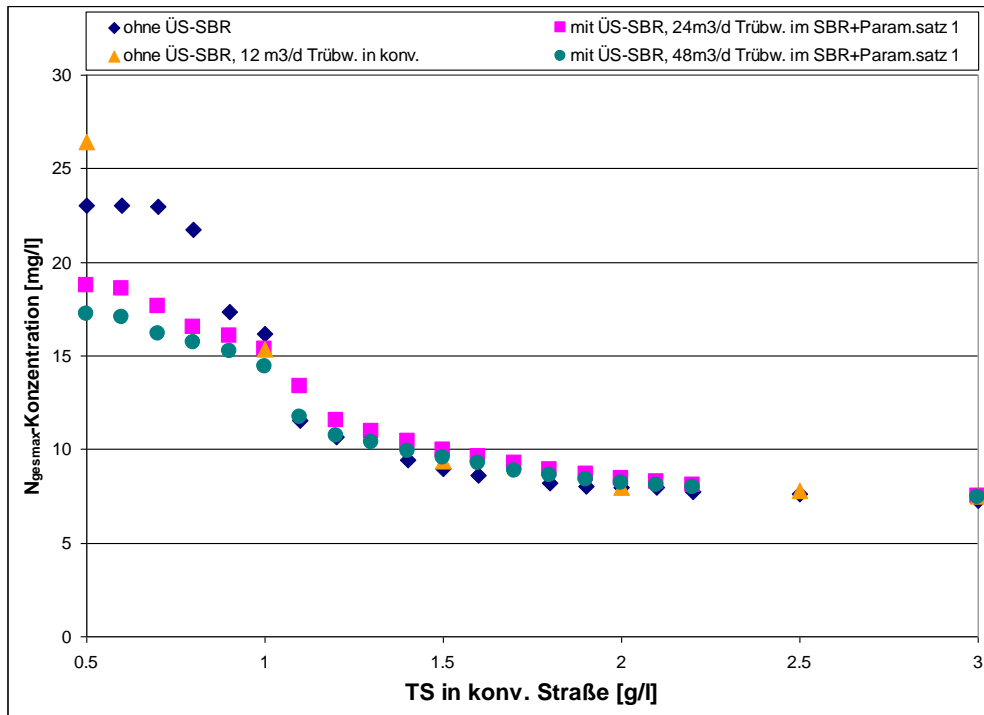


Abbildung 6-73: $N_{ges,max}$ -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlammern mit 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12°C , Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße

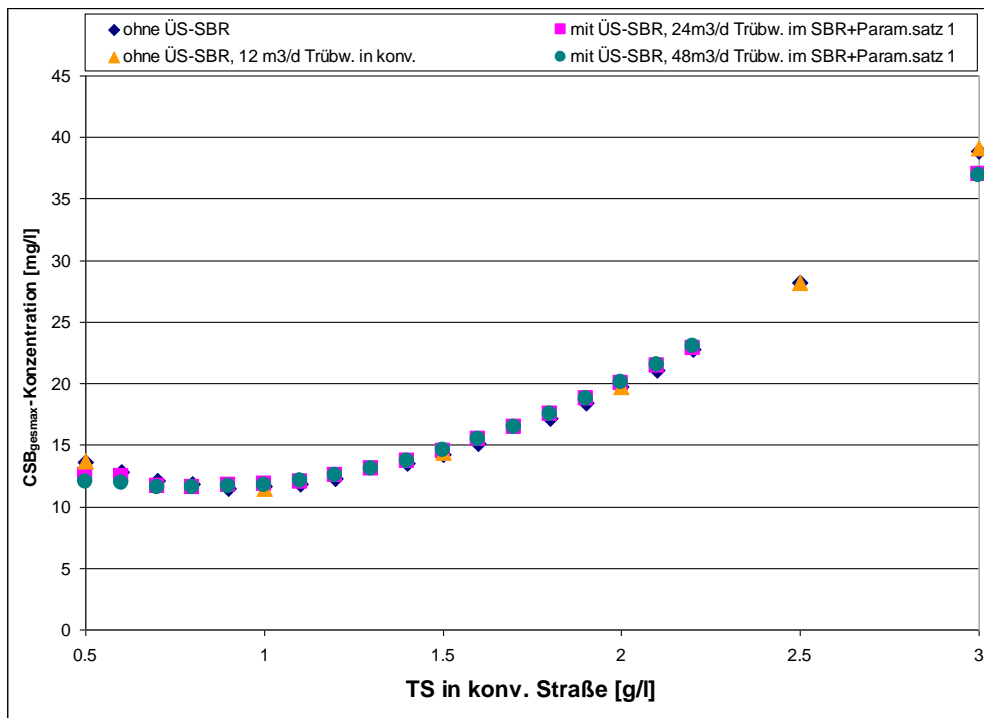


Abbildung 6-74: $CSB_{ges,max}$ -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlammern mit 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12°C , Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße

Die CSB-Konzentration variiert bei den unterschiedlichen Betriebsbedingungen nur wenig (Abbildung 6-74). Bei TS-Werten von 0,5 oder 3,0 g TS/l liegen die CSB-Werte ohne Bioaugmentation etwas höher. Je geringer der TS-Wert ist, umso geringer sind die max. CSB_{ges}-Ablaufwerte.

Die max. NO₃-Konzentrationen liegen ohne Bioaugmentation bei TS-Konzentrationen kleiner als 0,8g/l bei Null, da überhaupt keine Nitrifikation stattfindet (Abbildung 6-75). Danach steigt sie schnell an und erreicht bei ca. 2,5 gTS/l ein Maximum. Mit Bioaugmentation findet bei allen TS-Konzentrationen eine mehr oder weniger starke Nitrifikation statt. Die Nitrifikationsrate liegt bei Läufen mit ÜS-SBR-Schlämmen aus der SBR-Straße mit vorheriger Trübwassermittbehandlung von 48 m³/d bis zu einem TS von ca. 0,8g/l nahezu doppelt so hoch. In beiden Bioaugmentationsversuchen steigt auch die Nitratkonzentration aber langsamer an und erreicht ebenfalls bei höheren TS-Konzentrationen ein Plateau.

Der Verlauf der max. NH₄-Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration verhält sich ähnlich wie der Verlauf von den max. N_{ges}-Ablaufwerten (Abbildung 6-76). Bis zu einem TS von 1,1 g/l liegen die Werte ohne Bioaugmentation höher als mit Bioaugmentation. Dies zeigt an, dass mit Bioaugmentation immer ein gewisser Grad an Nitrifikation stattfindet. Ab einem TS von 1,3 g/l liegen die Werte mit Bioaugmentation geringfügig über den Werten ohne Bioaugmentation. Erst ab der TS-Konzentration von 2,1 g/l liegt die max. NH₄-Konzentration unter dem Überwachungswert von 5 mg/l.

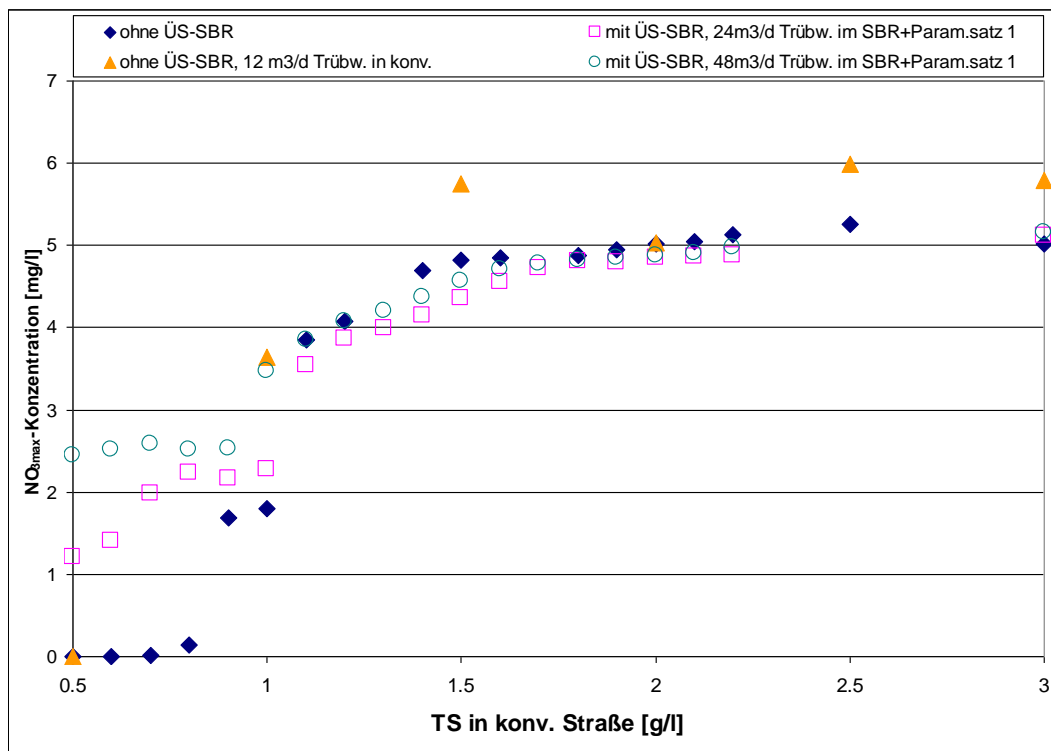


Abbildung 6-75: NO_{3max}-Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße

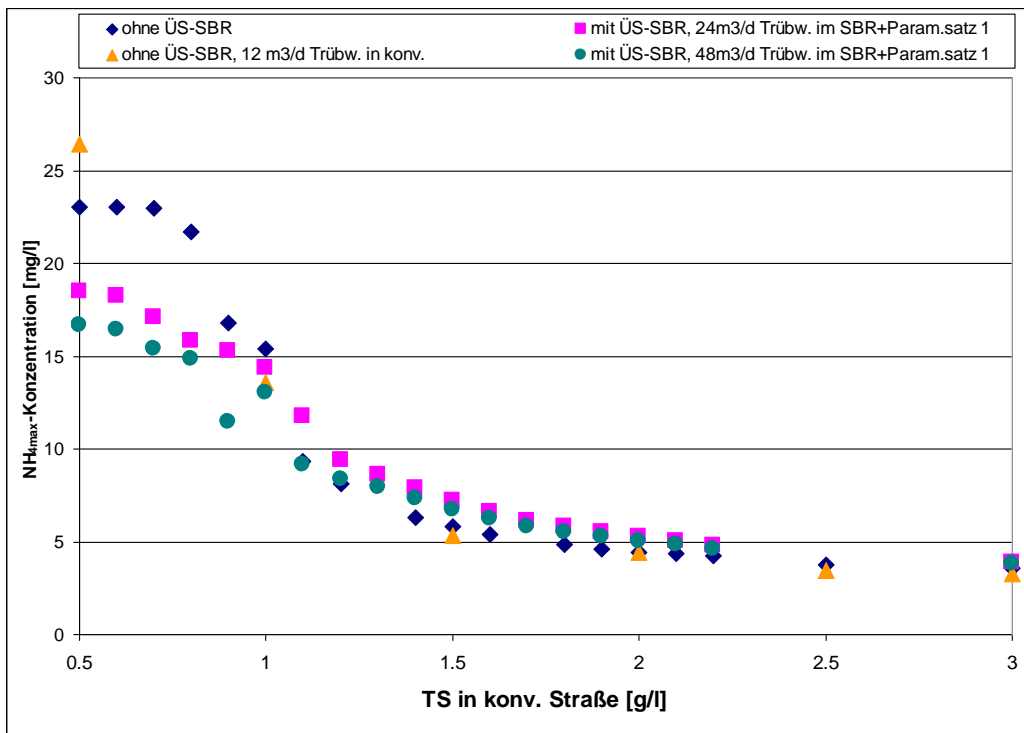


Abbildung 6-76: NH_{4max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit $24m^3$ Trüb. in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei $12^\circ C$, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße

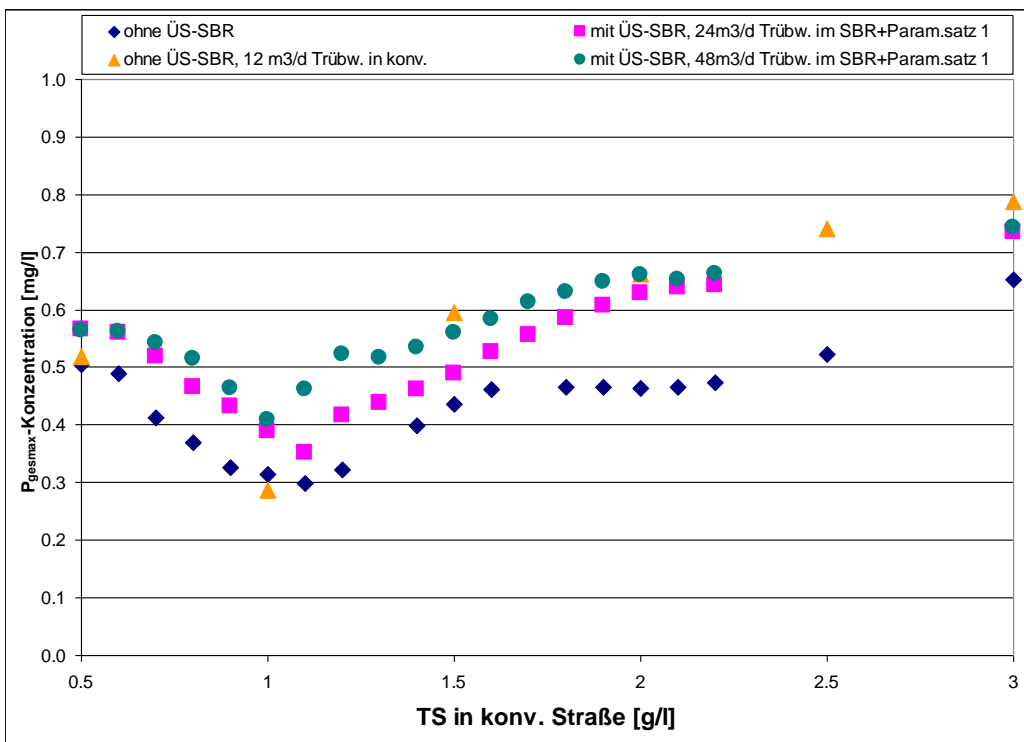


Abbildung 6-77: $P_{ges,max}$ -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit $24m^3$ Trüb. in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei $12^\circ C$, Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße

Die max. P_{ges} -Ablaufwerte ohne Bioaugmentation liegen etwas tiefer als mit Bioaugmentation oder mit Trübwasserbehandlung. Alle Werte liegen unterhalb der Überwachungswerte.

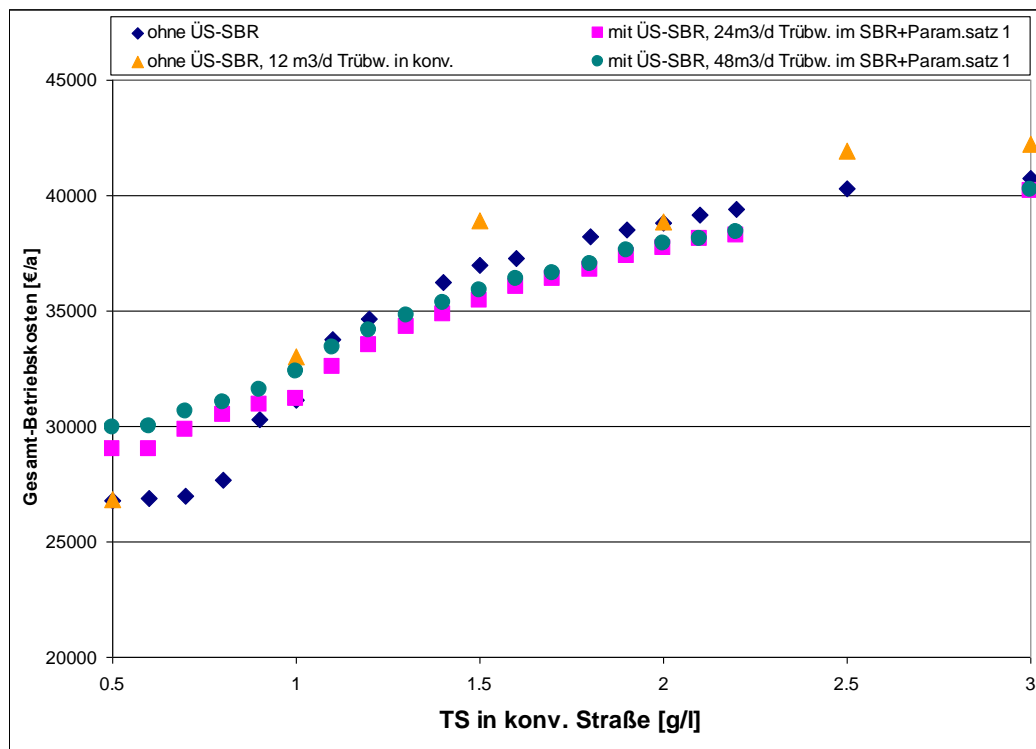


Abbildung 6-78: Betriebskosten in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12°C , Kinetik-Parametersatz 1 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße

Simulationsanalysen haben gezeigt, dass die Betriebskosten sinken und die Ablaufwerte vor allem in Bezug auf die max. CSB_{ges} -Ablaufwerte stabilisiert werden, wenn nur 40% des Zulaufs und alle Zulaufspitzen über 65 l/s in der konv. Anlage gereinigt werden (Kap. 6.5.1.2). Daher sollten die oben aufgeführten Versuche in reduzierter Form zum Vergleich mit den Ergebnissen der Bioaugmentation bei 57% Zulauf und allen Zulaufspitzen über 60 l/s wiederholt werden (siehe oben).

In Abbildung 6-79 wird der Anteil der gesamten autotrophen Biomasse am CSB bei unterschiedlichen TS-Konzentrationen gezeigt. Der Verlauf ähnelt dem von Abbildung 6-72. Ohne Bioaugmentation liegt bei $0,5\text{ g TS/l}$ keine autotrophe Biomasse mehr vor, die Menge steigt mit dem TS vermutlich ebenfalls schnell an und erreicht aber schon bei $1,5\text{ g TS/l}$ das Maximum. Die Anteile und Höhe der X_{A1} und X_{A2} unterscheiden sich dabei je nach Zulaufmenge nicht (Tabelle 6-8). Mit Bioaugmentation liegt die Menge der gesamten autotrophen Biomasse beim Zulauf von 40% höher als beim Zulauf über 57%. Wird der Parametersatz 2 der Validierung 2 verwendet, so liegt die Menge bei $0,5\text{ g TS/l}$ fast doppelt so hoch als mit dem Parametersatz 1. Dieser Unterschied relativiert sich mit steigenden TS-Konzentrationen und liegt beim erreichten Maximum bei ca. 16%. Im Gegensatz zum Parametersatz 1 wird mit dem Parametersatz 2 eine gesamte Menge der Autotrophen erreicht, die sogar geringfügig höher liegt als mit ohne Bioaugmentation. Dies verdeutlicht nochmals den Einfluss der Kinetik. Selbst bei doppelter Trübwassermenge können diese Werte nicht erreicht werden. Bei der Simulation mit nur 40% Zulauf

ergeben sich auch beim Parametersatz 1 bessere Bioaugmentationsresultate der autotrophen MO's als bei höheren Zulaufmengen.

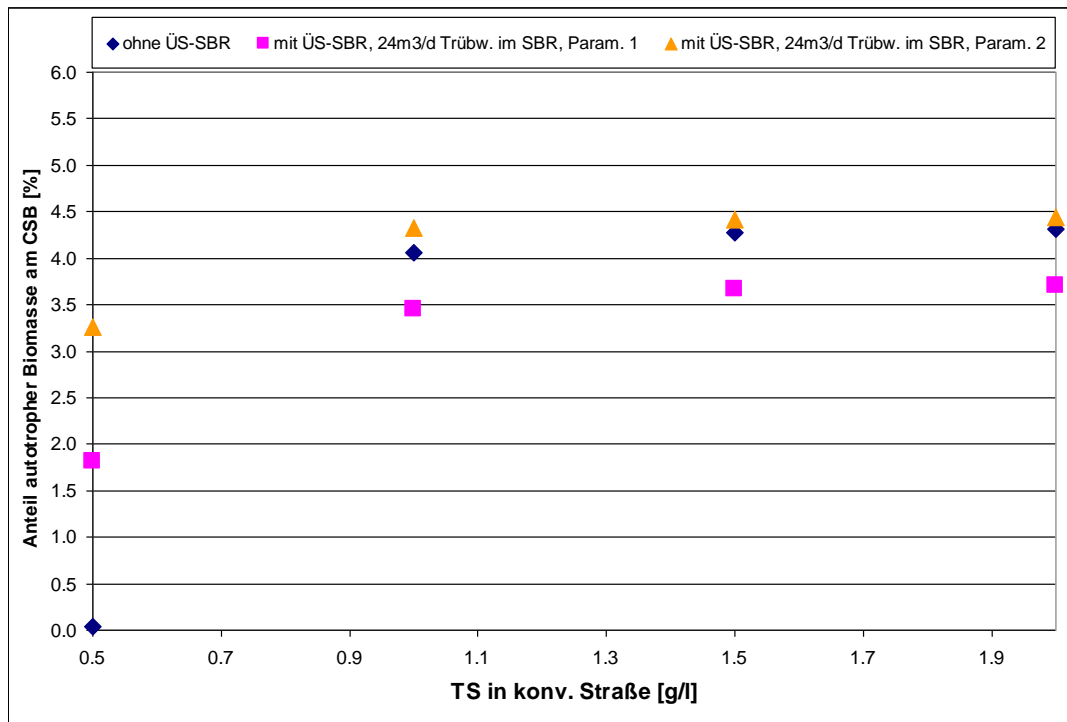


Abbildung 6-79: Anteil der gesamten autotrophen Biomasse bestehend aus X_{A1} (konv. Anlage) und X_{A2} (SBR-Anlage) in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentations von ÜS-SBR-Schlamm mit 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12°C , Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s

Tabelle 6-8: Vergleich der X_A -Mengen im Nitrifikationsbecken 2 bei unterschiedlichen Bioaugmentationsversuchen und 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße

TS-Menge im Nitrifikationsbecken 2 g/l	Zulaufmengenanteil	ÜS-SBR	Kinetik ÜS-SBR	Kinetik X_{A2} in konv. Anlage	Trübwassermenge in SBR-Anlage m3/d	Anteil X_{A1} an CSB	Anteil X_{A2} an CSB	Summe $X_{A1}+X_{A2}$ %	
						%	%		
0,5	57%+Spitzen über 60 l/s	-				0.0	0.0	0.0	
		+	Param.1Valid.2	konv. Valid.2	24	0.0	1.4	1.4	
		+	Param.1Valid.2	konv. Valid.2	48	0.0	1.9	1.9	
	40%+Spitzen über 65 l/s	-					0.0	0.0	0.0
		+	Param.1Valid.2	konv. Valid.2	24	0.0	1.8	1.8	
		+	Param.2Valid.2	konv. Valid.2	24	0.0	3.3	3.3	
2,0	57%+Spitzen über 60 l/s	-				4.2	0.1	4.3	
		+	Param.1Valid.2	konv. Valid.2	24	0.1	3.4	3.5	
		+	Param.1Valid.2	konv. Valid.2	48	0.0	3.6	3.6	
	40%+Spitzen über 65 l/s	-					4.2	0.1	4.3
		+	Param.1Valid.2	konv. Valid.2	24	0.4	3.4	3.7	
		+	Param.2Valid.2	konv. Valid.2	24	0.1	4.4	4.4	

In den folgenden Abbildungen wird die Reinigungsleistung gezeigt.

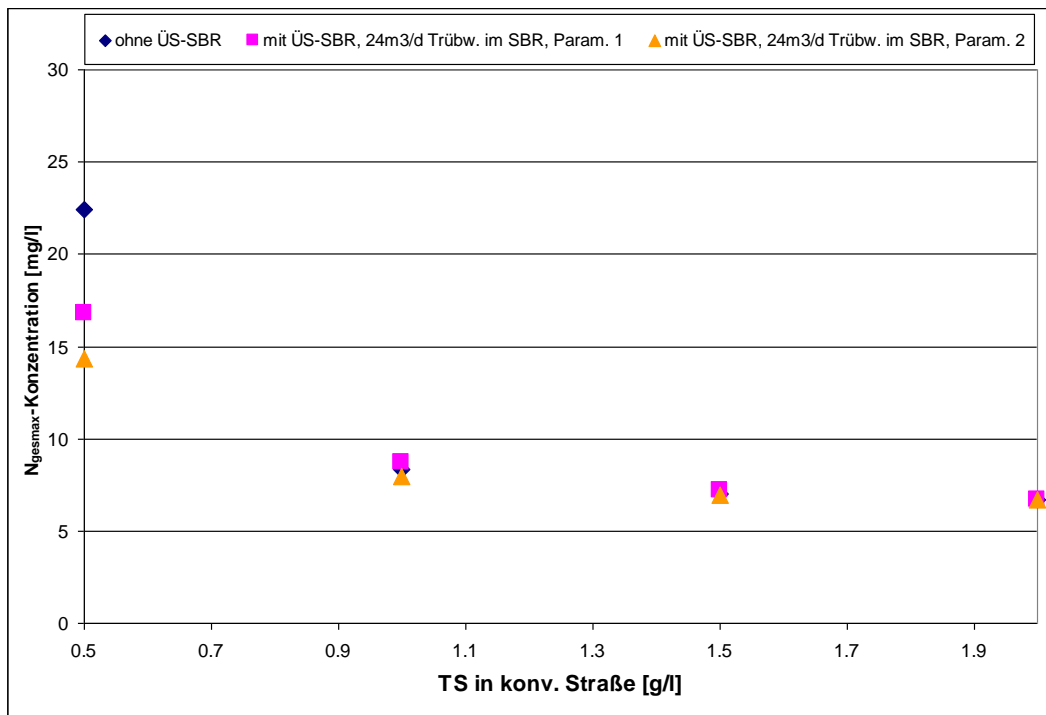


Abbildung 6-80: $N_{ges,max}$ -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei $12\text{ }^\circ\text{C}$, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s

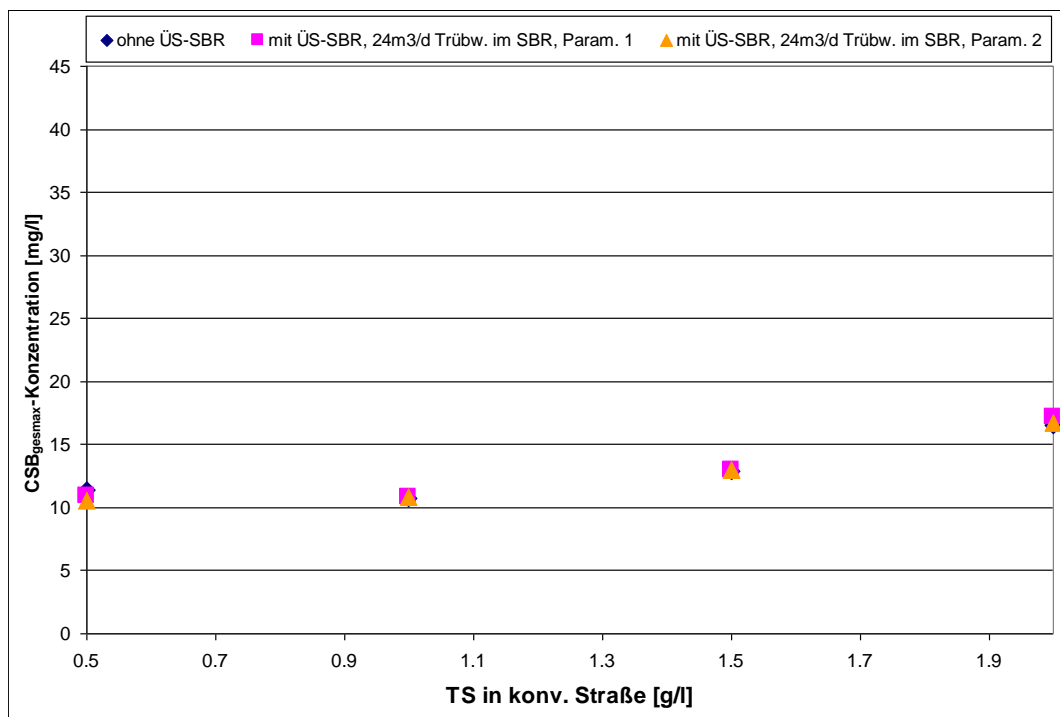


Abbildung 6-81: $CSB_{ges,max}$ -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei $12\text{ }^\circ\text{C}$, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s

Die max. N_{ges} -Ablaufwerte liegen in allen drei Simulationsläufen niedriger als bei 57% Zulauf (vergleiche Abbildung 6-73 und Abbildung 6-80). Die Ablaufwerte mit Bioaugmentation liegen bei beiden Parametersätzen unterhalb der Überwachungswerte. Ab 1,5 g TS/l ist die Reinigungsleistung bei allen drei Läufen gleich. Die max. CSB_{ges} -Ablaufwerte sind bei allen drei Läufen gleich, liegen aber niedriger als bei der Zulaufmenge von 57% (vergleiche Abbildung 6-74 und Abbildung 6-81).

In Abbildung 6-82 wird deutlich, dass ohne Bioaugmentation auch bei 40% Zulauf bei 0,5 g TS/l keine Nitrifikation stattfindet (Abbildung 6-82). Dahingegen findet durch die Bioaugmentation bereits eine Nitrifikation statt, die sogar doppelt so hoch ist als beim Lauf mit 57% Zulauf (Tabelle 6-9). Mit dem Parametersatz 2 ist die Nitratkonzentration doppelt so hoch wie beim Parametersatz 1. Anhand der max. NH_4 -Ablaufwerte wird ebenfalls deutlich, dass ohne Bioaugmentation keine Nitrifikation stattfindet (Abbildung 6-83). Insgesamt liegen die Werte tiefer als beim Lauf mit 57% Zulauf. Ab 1 g TS/l sind alle drei Läufe nahezu identisch und liegen bereits unter dem Überwachungswert, viel früher als beim Lauf mit 57% Zulauf.

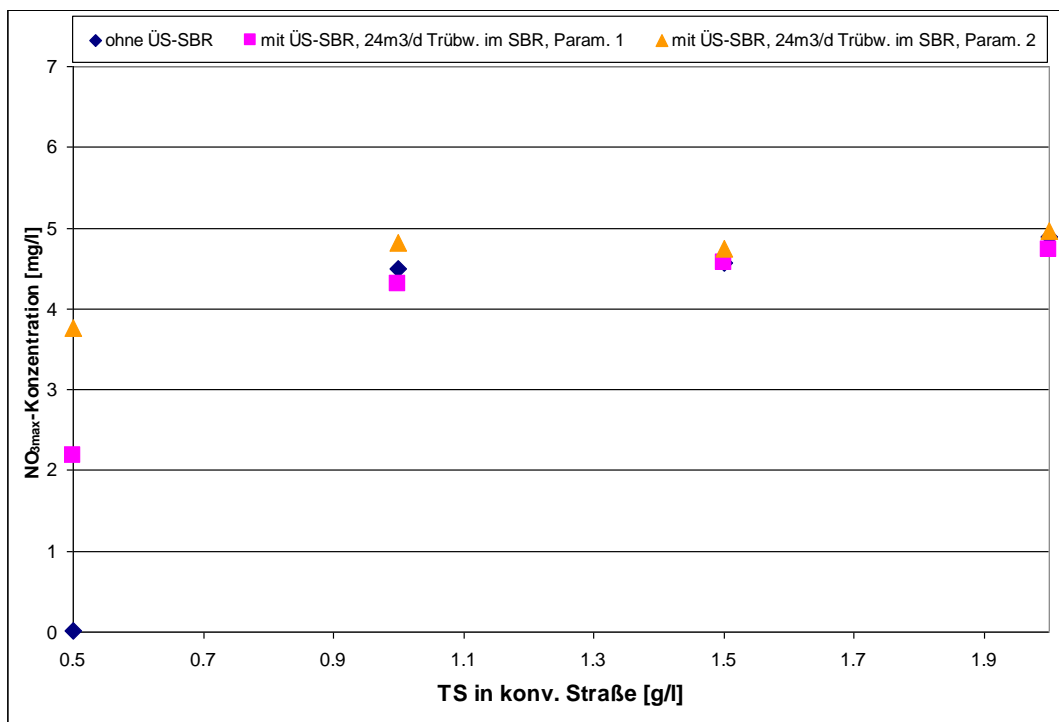


Abbildung 6-82: NO_{3max} -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit $24m^3$ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei $12^\circ C$, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s

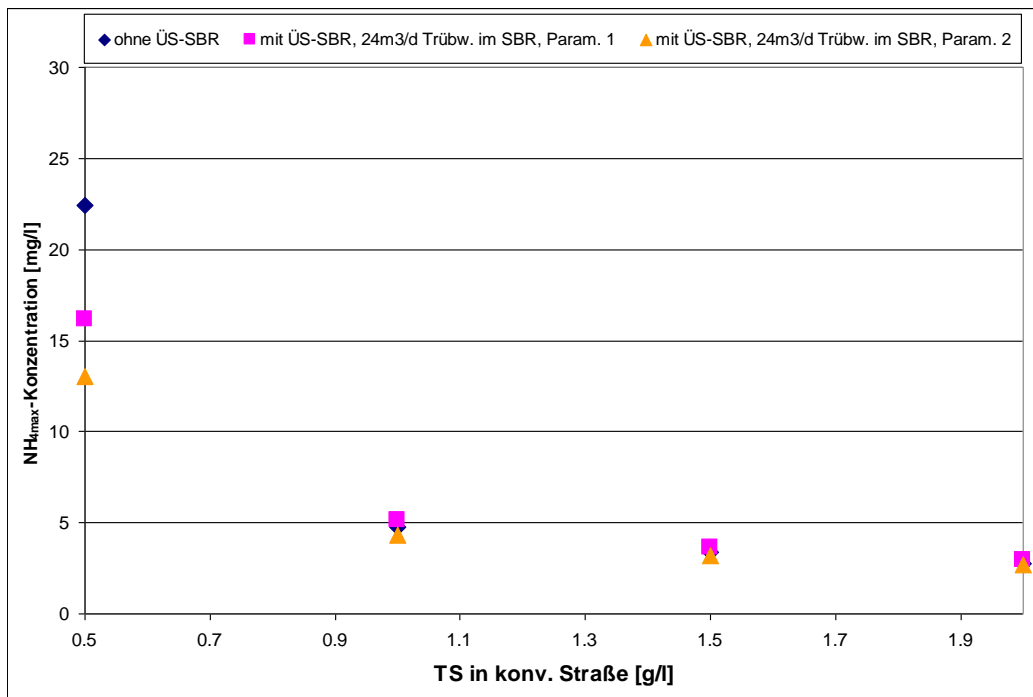


Abbildung 6-83: $\text{NH}_{4\text{max}}$ -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12°C , Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s

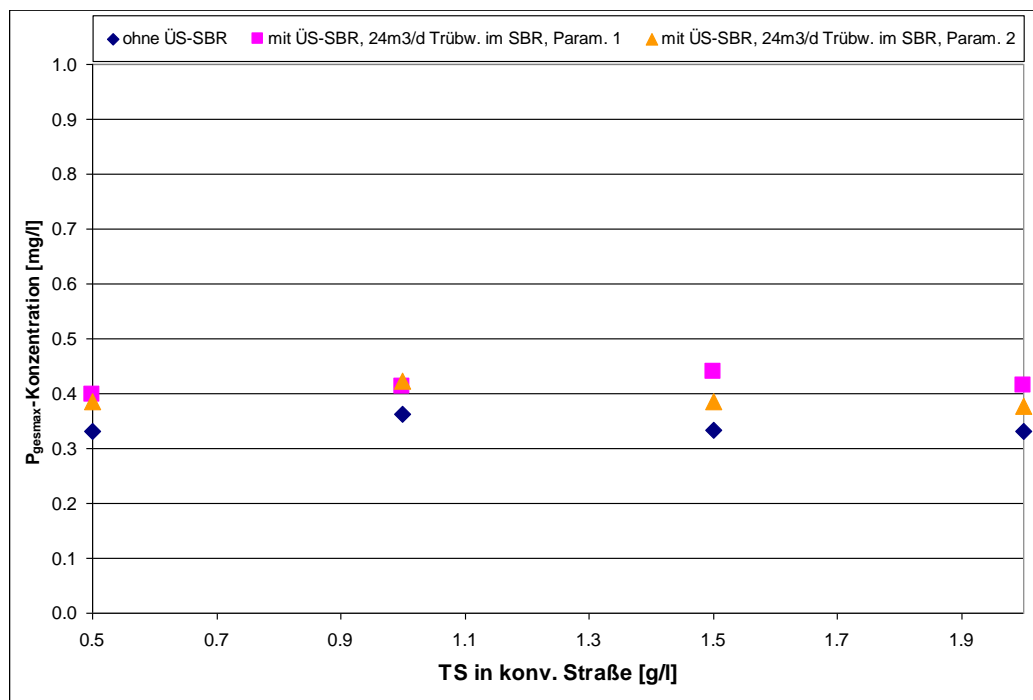


Abbildung 6-84: $P_{\text{ges,max}}$ -Konzentration in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m^3 Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12°C , Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s

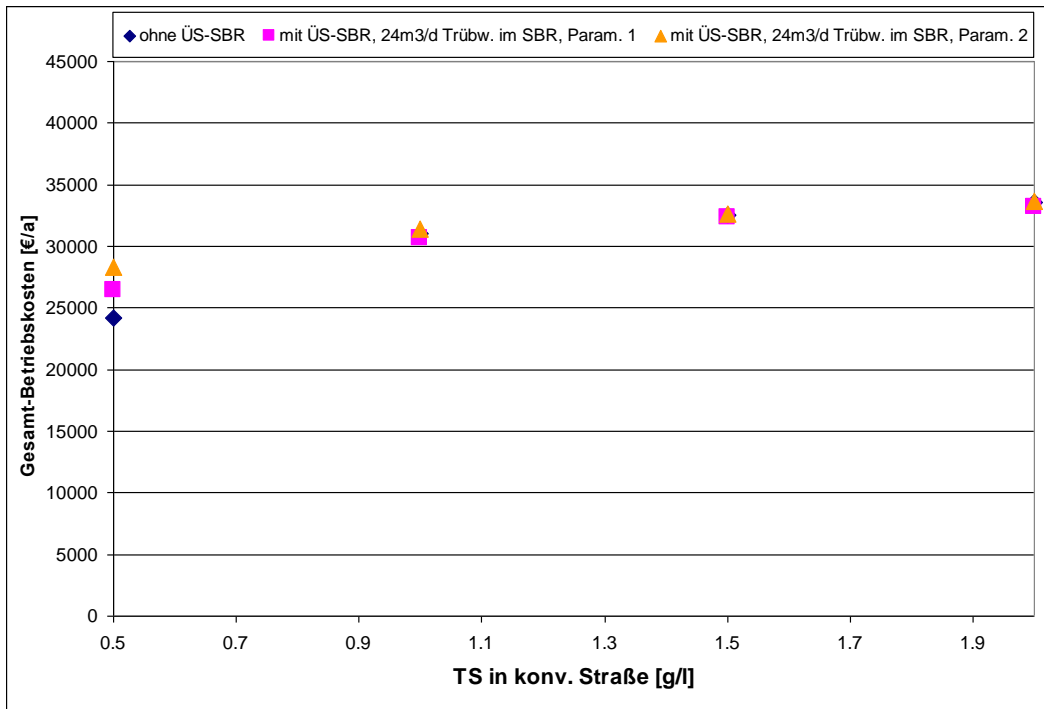


Abbildung 6-85: Betriebskosten in Abhängigkeit der TS-Konzentration nach Bioaugmentation von ÜS-SBR-Schlämmen mit 24m³ Trübwasser/d in der SBR-Straße bei 4,5 Simulationstagen der Messkampagne 4 bei 12 °C, Kinetik-Parametersatz 1 oder 2 in der SBR-Straße und Kinetik aus der Validierung 2 der konv. Anlage für X_{A2} in der konv. Straße bei 40% Zulauf und Spitzen über 65l/s

Die max. P_{ges}-Ablaufwerte liegen ebenfalls tiefer als bei 57% Zulauf und sind mit Bioaugmentation etwas höher (Abbildung 6-84). Die Gesamt-Betriebskosten sind außer bei 0,5 g TS/l identisch. Bei 0,5 g TS/l liegen die Betriebskosten mit Bioaugmentation etwas höher als ohne Bioaugmentation. In Tabelle 6-9 werden die Fraktionen bei unterschiedlichen TS-Werten im Nitrifikationsbecken 2 und unterschiedlichen Bedingungen gegenübergestellt. Der wichtigste Unterschied bei den unterschiedlichen Zulaufmengen ist, dass bei 40% Zulauf die X_{PAO's} in stärkerer Konzentration vorkommen und mit Bioaugmentation weniger abfallen als bei höheren Zulaufmengen. Die heterotrophen MO's liegen dafür etwas niedriger. Die X_I-Fraktion fällt bei geringem Zulauf ebenfalls niedriger aus.

Tabelle 6-9: Vergleich der Fraktionen im Nitrifikationsbecken 2 bei unterschiedlichen Bioaugmentationsversuchen und 24 m³ Trübwasser/d in der SBR-Straße

TS-Menge im Nitrifikationsbecken 2 g/l	Zulaufmengenanteil	ÜS-SBR	Kinetik ÜS-SBR	Kinetik XA2 in konv. Anlage	Trübwassermenge in SBR-Anlage m3/d	Fraktionen im Nitrifikationsbecken 2 am Ende des Simulationslaufs																			
						mg/l																			
						SO	SS	SNH	SNQ	SN2	SPO4	XI	XS	XH	KSTQ	XA1	XA2	XPAO	XPP	XPH	XTSS	XMEOH	XMEP		
0,5	57%+Spitzen über 60 l/s	-				1.3	0.5	22	0	0	0.4	201	4	311	11	0	0	0	0	0	0	0	532	49	41
		+ Param.1Valid.2	konv. Valid.2	24	1.2	0.3	16	1	5	0.4	296	4	275	6	0	9	10	1	4	613	60	52			
		+ Param.1Valid.2	konv. Valid.2	48	1.1	0.3	14	1	7	0.4	313	4	279	5	0	12	6	1	2	631	61	55			
	40%+Spitzen über 65 l/s	-					1.0	0.2	21	0	1	0.3	189	2	283	5	0	0	2	0	0	0	515	70	40
		+ Param.1Valid.2	konv. Valid.2	24	1.3	0.2	13	2	7	0.3	258	2	241	3	0	10	7	1	1	552	70	48			
		+ Param.2Valid.2	konv. Valid.2	24	1.1	0.1	8	4	10	0.3	259	3	231	2	0	17	7	1	1	546	69	48			
2,0	57%+Spitzen über 60 l/s	-				0.9	0.1	1.0	4	18	0.2	975	6	656	2	80	2	161	16	5	1985	244	129		
		+ Param.1Valid.2	konv. Valid.2	24	0.9	0.1	1.4	5	17	0.4	1118	6	655	2	1	66	64	8	5	1979	213	170			
		+ Param.1Valid.2	konv. Valid.2	48	0.9	0.1	1.3	5	17	0.4	1137	6	664	2	0	70	41	5	4	1975	207	179			
	40%+Spitzen über 65 l/s	-					0.9	0.1	1.4	4	17	0.2	918	3	501	1	72	2	192	12	10	1902	323	144	
		+ Param.1Valid.2	konv. Valid.2	24	0.9	0.1	1.6	5	17	0.3	1032	3	543	2	6	60	110	9	10	1910	279	161			
		+ Param.2Valid.2	konv. Valid.2	24	0.9	0.0	1.2	4	18	0.2	1037	3	512	1	1	78	147	12	11	1927	289	151			

Die durchgeführten Simulationsanalysen zur Bioaugmentation haben gezeigt, dass die durch die Trübwassermittelbehandlung angereicherten autotrophen MO's aus der SBR-Straße vor allem bei günstigen kinetischen Eigenschaften die autotrophen MO's in der konv. Anlage verdrängen. Dadurch wird deutlich, dass prinzipiell eine Bioaugmentation möglich ist. Die Reinigungsleistung wird unter normalen Betriebsbedingungen nicht wesentlich verändert, aber die Betriebskosten waren in der Regel niedriger mit Bioaugmentation. Wird die Zulaufmenge von 57 auf 40% reduziert, dann verstärkt sich der positive Effekt der Bioaugmentation noch mehr.

6.6 Zwischenfazit

In diesem Kapitel wurden zahlreiche Simulationsanalysen ausgewertet und das Optimierungspotential untersucht. Für die konventionelle Anlage wurde die Belüftung, der Rücklaufschlamm, die interne Rezirkulation und das CD-Verfahren analysiert und zahlreiche Optimierungsstrategien beschrieben. Für die SBR-Anlage wurde das RS-Verfahren, der Typushöhengang, das DIC-SBR-Verfahren und die Belüftung untersucht, um optimale Einstellungen zu finden. Für die Mischwasserbehandlung wurde der Zyklusprung und der 4h-Zyklus optimiert. Für die Filtratwassermittelbehandlung wurden zahlreiche Varianten mit unterschiedlichen Mengen in der konv. und SBR-Anlage untersucht, sowie unterschiedliche Zulaufmengen getestet. Für die SBR-Straße wurden gezielt die autotrophen MO's selektioniert, um sie mit den ÜS-SBR-Schlämmen in die konv. Anlage zu bioaugmentieren. Der Unterschied in der Reinigungsleistung bei zahlreichen Varianten mit unterschiedlichen Trübwassermengen, bei unterschiedlichen TS-Werten und Zulaufmengen wurde analysiert. Die erfolgreichsten Optimierungsstrategien sollten empfohlen und großtechnisch umgesetzt werden.

7 EMPFEHLUNGEN FÜR BETRIEBSSTRATEGIEN BEI DER GROSSTECHNISCHEN UMSETZUNG

7.1 Konventionelle Anlage

Für die konventionelle Anlage wurde mit Hilfe der dynamischen Simulation die Belüftung, die Rücklaufschlammführung, die interne Rezirkulation und das CD-Verfahren untersucht. Dabei wurden optimale Einstellungen erarbeitet, die nachfolgend zusammen mit Empfehlungen für die großtechnische Umsetzung aufgeführt werden. Die meisten Untersuchungen fanden bei 55-57% Zulauf ohne Zuführung von Trübwasser statt. Bei Abweichungen wird im Text ausdrücklich darauf hingewiesen.

1. Für die Belüftung wird empfohlen eine Sauerstoff- und Ammoniumbegrenzung einzuführen, weil dadurch bessere Ablaufwerte und geringere Betriebskosten resultieren. Die Sauerstoffbegrenzung im Nitrifikationsbecken 1 und 2 kann zwischen 0,4-2 mg O₂/l liegen, kann aber auch bei 0,8-1,5 mg O₂/l intermittierend erfolgen, solange kein Trübwasser hinzudosiert wird. Die Ammoniumbegrenzung im Nitrifikationsbecken 2 kann aktiviert werden, wenn 0,3 mg NH₄/l erreicht ist.
Die Belüftung sollte mit möglichst langen Pausenzeiten im Nitrifikationsbecken 1 und 2 betrieben werden. Wird kein Trübwasser hinzudosiert, eignen sich Pausenzeiten, die länger als 30 min sind. In Abbildung 6-2 wird ein Beispiel der Belüftung mit geeigneten Pausenzeiten gezeigt, welche auch beim CD-Verfahren angewendet werden können.
Die Umstellung der Belüftung sollte in Absprache mit der Firma LimnoTec erfolgen.
2. Der optimale Bereich der Rücklaufschlammführung liegt bezüglich der Ablaufwerte und Betriebskosten zwischen 0,5 bis 0,6fach. Da mit Verringerung der Rücklaufschlammmenge zwar die max. N_{ges}-Ablaufwerte sinken, steigen die max. CSB-Werte im Ablauf etwas an, bleiben in der Simulation allerdings bei 0,6-0,6fach RS unterhalb der Überwachungswerte. Daher empfiehlt die LimnoTec, die Menge des Rücklaufschlammes langsam Schritt für Schritt um jeweils 0,1fach zu senken. Dabei sollte vor allem der CSB-Ablaufwert über einen langen Zeitraum überprüft werden, bevor dann die RS-Menge um weitere 0,1 gesenkt wird. Auf diese Weise sollte die RS-Menge schrittweise bis auf minimal 0,5-0,6fach gesenkt werden, solange der CSB-Wert außerhalb eines kritischen Wertes liegt. Auch die Senkung auf 0,8fach der Zulaufmenge bringt bereits einen positiven Effekt auf die Betriebskosten und N_{ges}-Ablaufwerte.
3. Für die interne Rezirkulation (Rückführung vom Nitrifikationsbecken 2 in 1) wird empfohlen eine nitratabhängige Regelstrategie zu betreiben oder die zweifache Zulaufmenge zu nutzen. Die nitratabhängige Regelstrategie sollte aber so eingestellt sein, dass bei der derzeitigen PLS-Einstellung nur ca. ¼ der jetzigen Pumpenstärke gewählt wird. Nach Umstellung sollten unbedingt die Ablaufwerte und Betriebskosten über einen längeren Zeitpunkt protokolliert und mit denen von der ursprünglichen Einstellung verglichen werden, da die Simulationsversuche bei konstanter Belüftungsmenge stattfanden. Dadurch kann überprüft werden, ob die Simulationsergebnisse direkt übertragbar sind. Bei der Betriebsweise im CD-Verfahren hingegen eignet sich bei der nitratabhängigen Rezirkulationsregelung eher die doppelte Pumpenstärke, um niedrigere N_{ges}-Ablaufwerte und Betriebskosten zu gewährleisten. Auch dies sollte durch Langzeitbeo-

bachtungen überprüft werden. Die Umstellung sollte in Absprache mit der Firma Limno-Tec erfolgen.

4. Das CD-Verfahren eignet sich besonders für mehrstraßige Durchlaufanlagen zur Verbesserung des Schlammvolumenindex (ISV), zur Steigerung der Stabilität des Belebtschlammes und zur Optimierung der Reinigungsleistung. Bei diesem Verfahren wird der Zulauf in bestimmten Intervallen auf die unterschiedlichen Straßen aufgeteilt. Dies führt sozusagen zu Stoß-Beschickungen, wie sie von SBR-Anlagen bekannt sind, die sich i.d.R. durch besonders niedrige ISV's auszeichnen.

Die Kläranlage Weißtal kann aufgrund der zusätzlich gebauten SBR-Anlage mit Pufferbehälter im CD-Verfahren betrieben werden. In Beschickungspausen der konventionellen Anlage wird der Zulauf im Pufferbehälter zwischengelagert und auf die beiden Reaktoren aufgeteilt. Dieser Überhang wird von der SBR-Straße abgearbeitet, wenn die Beschickungspause für diese Straße stattfindet und alles wieder durch die konventionelle Anlagenstraße geführt wird.

Simulationsanalysen haben gezeigt, dass durch dieses Verfahren die N_{ges} - und P_{ges} -Ablaufwerte sowie die Betriebskosten gesenkt werden. Daher empfehlen wir die Einführung dieses Verfahren in Absprache mit der Firma LimnoTec. Dabei sollte der Zulauf in die konv. bzw. SBR-Straße bei einem Regenerereignis aus hydraulischer Sicht mit einer adäquaten Mengengbegrenzung nach oben geregelt werden.

Es wird empfohlen, die Maßnahmen Schritt für Schritt mit ausführlicher Dokumentation der Zu- und Ablaufwerte sowie der Betriebsdaten zur Berechnung von Betriebskosten einzuführen. Die Betriebskosten sollten auf kg BSB pro Monat oder Jahr umgerechnet werden, um Vergleiche zu erlauben. Hierfür sind regelmäßige BSB-Messungen im Zulauf als auch die lückenlose Dokumentation der Zulaufmengen notwendig.

7.2 SBR-Kläranlage

Für die SBR-Anlage wurde mit Hilfe der dynamischen Simulation das RS-Verfahren, der Ty-pushöhengang, das Beschickungsverhältnis, die Belüftung, die Mischwassermitbehandlung, die Optimierung der Denitrifikation und das Sedi-Verfahren untersucht. Dabei wurden optimale Einstellungen sowohl für Betriebsweisen mit 45%iger und 100%iger Trübwassermenge erarbeitet, die nachfolgend zusammen mit Empfehlungen für die großtechnische Umsetzung aufgeführt werden.

1. Das RS-Verfahren wurde bereits auf Grund der positiven Simulationsergebnisse der Kläranlage Deuz und Spenge und deren Bestätigung in Großversuchen im Jahr 2005 und 2006 auf den jeweiligen Anlagen eingeführt. Die zeitliche Entnahme des RS- und ÜS-Schlammes sollte auf Grund der Simulationsergebnisse ans Ende der Sedimentationsphase verlegt werden. Da die Pumpen bei einer zu starken Sogwirkung den Belebtschlamm mit zu viel abgepumptem Beckeninhalte verdünnen, sollten Vorversuche gemacht werden, wie lange die Pumpen im Betrieb sein können, bevor eine Verdünnung eintritt. Vorversuche auf der Anlage haben gezeigt, dass der Belebtschlamm ca. 25 bis 30 min abgepumpt werden kann, ohne dass durch die Sogwirkung eine starke Verdünnung des Schlammes hervorgerufen wird, so dass bei der Einführung der Optimierung keine Probleme zu erwarten sind. Empfohlen wird der Abzug ob mit oder ohne Trübwasserzufuhr für 20-25 min 5 min vor Abzug des ÜS-Schlammes am Ende der Sedi-

mentationsphase. Der RS-Abzug sollte in Abhängigkeit des TS-Gehaltes im Reaktor geregelt werden. Ein Abzug bis max. ca. 2,5 bzw. 3 g TS/l je nach Jahreszeit ist sinnvoll, da sonst die Gefahr besteht, zu viel Schlamm zu entnehmen. Sollte sich der ISV in einem SB-Reaktor verschlechtern, kann das RS-Verfahren auf den Reaktor beschränkt werden, in dem ein Schlamm mit niedrigerem ISV vorliegt.

2. Nach Beendigung der Erprobungsphase des veränderten RS-Verfahrens sollte der Typushöhengang eingeführt werden. Basierend auf Simulationsanalysen ohne Trübwasserzufuhr und weiteren Analysen von Zulaufdaten wurde auf der Anlage Mitte 2007 ein hydraulischer Typushöhengang für den Trockenwetterlauf (1,7m Trockenwetterschutz) eingegeben, um weitere Betriebskosten zu sparen und die Reinigungsleistung zu verbessern. Zur Überprüfung der Wirkleistung sollten die Ablaufwerte und Betriebskosten über einen längeren Zeitraum dokumentiert werden.

Der hydraulische Typushöhengang mit einem Trockenlaufschutz von 1,7 m ergab auch bei 100%iger Trübwasserzufuhr in den Simulationsanalysen die niedrigsten N_{ges} -Ablaufwerte, aber beim Trockenlaufschutz von 1,5 m waren die Ablaufwerte nur geringfügig höher. Dafür lagen beim Trockenschutz von 1,5 m die geringsten Betriebskosten vor. Daher wird die Senkung des Typushöhenganges auf den Trockenlaufschutz von 1,5 m empfohlen, solange die N_{ges} -Ablaufwerte unbedenklich bleiben. Dies würde auch die hydraulische Kapazität im Pufferbehälter erhöhen.

3. Bezüglich des Beschickungsverhältnisses ergibt 10/90 bei 100% Trübwasser in der 1. Beschickung zwar die niedrigsten Ablaufwerte, aber auch die höchsten Betriebskosten. Daher sollte diese Strategie nur eingeführt werden, wenn die N_{ges} -Ablaufwerte kritisch hohe Werte erreichen. Da beim Beschickungsverhältnis 100/0, also nur einer Beschickung, die geringsten Betriebskosten auftreten, sollte dieses Beschickungsverhältnis bevorzugt betrieben werden. Der Vorteil liegt darin, dass auf Grund der stärker ausgeprägten Stoßbeschickung, ein besserer ISV resultiert. Dadurch ergibt sich auch eine bessere Ausgangsbasis für die Bioaugmentation des günstigen ISV in die konv. Biologie.
5. Die Belüftungszeiten auf Zyklusstrategieebene sind im 6h-Zyklus für zwei als auch eine Beschickung bereits gut gewählt. Durch eine Ammoniumbegrenzung können die Ablaufwerte und Betriebskosten noch gesenkt werden. Dasselbe trifft für eine Nitratbegrenzung zu. Dabei sollte die Nitratbegrenzung nur zugelassen werden, wenn der Ammoniumwert schon tief genug ist. Bei nur einer Beschickung kann die Belüftung auch durchgängig gewählt werden. In diesem Fall kann der Beginn je nach Zulaufbelastung weiter nach hinten verschoben werden, damit anfangs eine bessere Denitrifikation stattfindet und die BioP-Elimination bei geringen Nitratwerten in der anaeroben Phase besser funktioniert. Auch wäre eine Nitratregelung z.B. unter 1 mg/l für den Beginn der Belüftung vor allem für die BioP-Elimination von Vorteil, da dadurch eher anaerobe Verhältnisse geschaffen werden. Diese Regelung sollte aber mit der Ammoniumkonzentration im Reaktor gekoppelt sein, um zu gewährleisten, dass ausreichend nitrifiziert wird. Sinnvoll wäre die Verzögerung der Belüftung anhand der Nitratkonzentration bei Überschreiten eines Ammoniumwertes auszusetzen. Veränderungen oder das Einführen der oben genannten Strategien sollte nach Absprache mit der Firma LimnoTec erfolgen.
6. Sollten die N_{ges} -Ablaufwerte auf Grund einer gesteigerten Anschlussgröße die Überwachungswerte überschreiten oder fast erreichen, so kann mit einer externen C-Quelle die Denitrifikation derart verbessert werden, dass keine Erweiterung der Anlage notwendig wäre. Die Menge sollte anhand der Nitratkonzentration zu Beginn eines Zyklus geregelt

und dosiert werden. 40% der ermittelten X_S -Konzentration als leicht abbaubare C-Quelle, wie z.B. Methanol oder Ethanol, scheint günstig zu sein. Optional kann das Vorklärbecken partiell umfahren werden. Dabei sollte die Ammoniumkonzentration überwacht werden; ggf. muss die Belüftung neu justiert werden.

7. Das Sedi-Verfahren würde sich zur Optimierung der Denitrifikation in den SB-Reaktoren besonders eignen, da sich dadurch die Reaktionszeiten und damit das Denitrifikationsvolumen erhöhen. Dafür sollte allerdings die Beschickung eher flächendeckender und nicht so punktförmig wie bisher erfolgen.
8. Als geeignete Parameter für den Sprung in kürzere Zyklen wird empfohlen neben der Zulaufmenge von 110 l/s und dem Höhenstand von 480 cm im Puffer, zusätzlich den Grad des Anstiegs im Pufferbehälter zu verwenden, um die Ereignishäufigkeit zum Sprung in kürzere Zyklen zu erhöhen. Des Weiteren wird empfohlen, nach Ende des Regenereignisses in Abhängigkeit der Zulaufmenge und des Höhenstandes im Pufferbehälter sowie des Grads des Anstiegs im Pufferbehälter den Sprung zurück in längere Zyklen zu realisieren. Auf diese Weise können zusätzlich Betriebskosten gespart werden, da der Belüftungsbedarf im 4h-Zyklus höher ist. Die Reinigungsleistung ist im 6h-Zyklus ebenfalls besser als im 4h-Zyklus. Daher sollte der Spülstoß möglichst auch im 6h-Zyklus mit der besseren Reinigungsleistung verarbeitet werden. Ggf. ist hier der erneute kurzfristige Anstieg der Leitfähigkeit nach dem starken Abfall durch ein Regenereignis ein guter Indikator zum Erkennen des Spülstoßes.
9. Für den 4h-Zyklus sind Maßnahmen wie die Ammonium- und Nitratbegrenzung bei der Belüftung ebenfalls, wie unter Punkt 4. beschrieben, zu empfehlen. Der spätere Beginn der Belüftung um 10 min hat sich zudem vorteilhaft für die Reinigungsleistung und die Betriebskosten ausgewirkt. Dies sollte schrittweise in jeweils 5 min erfolgen. Dabei sollten die Ablaufwerte überprüft werden. Optional kann eine Nitratregelung in Abhängigkeit der Ammoniumkonzentration zur Bestimmung des Beginns der Belüftung gewählt werden. Dies sollte nach Absprache mit der Firma LimnoTec erfolgen.

Die Optimierungsschritte sollten einzeln hintereinander und jeweils nach einer gewissen Probezeit eingeführt werden. Dadurch können die Veränderungen einer Optimierungsmaßnahme beobachtet und deren Auswirkung anhand der Ablaufwerte und Betriebskosten dokumentiert werden. Dies nimmt zwar einen längeren Zeitraum in Anspruch, ermöglicht aber die Differenzierung der Auswirkungen einzelner Maßnahmen. Zur Bewertung der Auswirkung auf die Reinigungsleistung und der Betriebskosten, sollten die Zu- und Ablaufwerte sowie die Betriebsdaten, wie z.B. Zulaufmengen und Stromverbrauch, etc. dokumentiert werden. Anhand des Verbrauchs pro kg BSB sind dann Vergleiche möglich.

7.3 Filtratwassermittelbehandlung und Bioaugmentation

Für beide Straßen wurden mit Hilfe der dynamischen Simulation mit unterschiedlichen Filtratwassermengen im Zulauf untersucht und miteinander verglichen. Die maximale Belastung mit Filtratwasser in der SBR-Straße wurde analysiert. Der Einfluss unterschiedlicher Zulaufmengen auf die Ablaufwerte und Betriebskosten gab Auskunft über geeignete Betriebsbedingungen. Die Selektions- und Bioaugmentationsanalysen gaben Hinweise über allgemeine und für die Anlage typische Auswirkungen auf die Reinigungsleistung und Betriebskosten.

1. Es wird empfohlen, die Filtratwassermitbehandlung neben dem normalen Zulauf von ca. 45% in der SBR-Straße zu 100% in dieser Straße aus folgenden Gründen zu reinigen: Die max. CSB_{ges} -Ablaufwerte sind in der SBR-Straße viel geringer. Die max. N_{ges} -Ablaufwerte sind zwar viel höher, aber die Nitrifikationsrate ist auch etwas höher, was in niedrigeren umweltfreundlicheren Ammoniumkonzentrationen resultiert. Die Fällmittelmengen sind weitaus geringer, da die Dosierung in Abhängigkeit der PO_4 -Konzentration im SB-Reaktor erfolgt. Die Belüftungsenergie ist ebenfalls viel geringer. Der Unterschied in den Betriebskosten bei der Mitbehandlung von jeweils 100% Trübwasser liegt bei fast 20.000€/a. Beim Betrieb der konv. Anlage ohne Trübwasser und der SBR-Straße mit 100% sind die Gesamtbetriebskosten am geringsten. Durch diese Betriebsweise wird die autotrophe Biomasse in der SBR-Anlage selektioniert und kann zusammen mit dem niedrigeren ISV der SBR-Anlage in die konv. Anlage bioaugmentiert werden. Dies führt zu einer stabileren MO-Population, selbst bei geringerem TS-Gehalt in der konv. Anlage kurz nach einem Regenereignis. Die Betriebskosten werden in der konv. Anlage dadurch noch mehr gesenkt.
2. Es ist sogar empfehlenswert bei der jetzigen Ausbaugröße die SBR-Straße neben der 100%igen Trübwassermenge mit 60% des Zulaufs aber bei hydraulischen Spitzen bis max. 65 l/s zu belasten, die konv. Anlage hingegen nur mit 40% und allen Zulaufspitzen über 65 l/s. Diese Betriebsweise wirkt sich überall positiv aus. So sinken in der Regel alle max. Ablaufwerte. Die Betriebskosten der SBR-Straße steigen weniger als die Betriebskosten der konv. Anlage sinken. Insgesamt liegen die Betriebskosten bei niedrigeren Ablaufwerten daher tiefer.
3. Je mehr Trübwasser in die SB-Reaktoren dosiert wird, um so stärker werden die autotrophen MO's angereichert, daher ist es sinnvoll, möglichst das ganze, anfallende Trübwasser in die SBR-Straße zu geben, damit durch die Bioaugmentation des ÜS-SBR-Schlammes in die konv. Anlage nicht nur der ISV, sondern auch die autotrophe Biomasse verbessert wird. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass das Trübwasser im Filtratwasserbehälter vor der Zudosierung regelmäßig gerührt wird. Dies verhindert, dass sich die schwer abbaubaren partikulären Bestandteile absetzen und sich zu einer dicken Schicht anreichern. Wird diese Schicht nur selten in das restliche Trübwasser eingerührt, kann dies zu ungleichmäßigen und unnötigen, unvorhergesehenen Belastungsspitzen führen.
4. Die kinetischen Eigenschaften des Belebtschlammes ist zudem vom pH abhängig, daher sollte in den SB-Reaktoren der pH regelmäßig kontrolliert werden. Sollte der pH zu stark absinken, wird die Nitrifikation gehemmt. Daher sollte bei einem pH von 6,3 Maßnahmen ergriffen werden, um ihn zu senken.
5. Es wird empfohlen, den ÜS-SBR-Schlamm bei einem niedrigeren ISV der SBR-Anlage in die konv. Biologie zu geben, da sich die Reinigungsleistung nur unwesentlich verschlechtert, aber die Betriebskosten sinken.
6. Sollte die konv. Anlage nur 40% des Zulaufs ohne Trübwasser aber mit allen Zulaufspitzen über 65 l/s erhalten, bietet es sich an den TS-Wert in der Anlage Schritt für Schritt auf ca. 2,5 g/l zu senken. Die Ablaufwerte liegen mit oder ohne Bioaugmentation auch noch bei 1,5 g/l unterhalb der Überwachungswerte.
7. Alle oben empfohlenen Maßnahmen gelten nur für den Fall, dass die SBR-Biologie optimal arbeitet, wie in den Zeiten vom Sommer 2007-Frühjahr 2008. In Zeiten, in denen

die Funktionsweise der SBR-Biologie eingeschränkt ist, sollte die Filtratwassermitbehandlung in die SB-Reaktoren entsprechend reduziert werden.

Es wird empfohlen, die Optimierungsmaßnahmen Schritt für Schritt mit ausführlicher Dokumentation der Zu- und Ablaufwerte sowie der Betriebsdaten zur Berechnung von Betriebskosten einzuführen. Die Betriebskosten sollten auf kg BSB pro Monat oder Jahr umgerechnet werden, um Vergleiche zu erlauben. Hierfür sind regelmäßige BSB-Messungen im Zulauf als auch die lückenlose Dokumentation der Zulaufmengen notwendig.

7.4 Zwischenfazit

In diesem Kapitel wurden Empfehlungen zu Optimierungsmaßnahmen für die konv. und SBR-Anlage, die Filtratwassermitbehandlung und der Bioaugmentation gegeben. Es wurden ebenfalls Hinweise zur Art und Weise des Einführens der Optimierungsmaßnahmen aufgeführt. Dabei sollte bei der Einführung behutsam vorgegangen werden und die Maßnahmen nur getrennt und nach und nach etabliert werden. Eine Dokumentation aller Schritte zusammen mit den Auswirkungen erlaubt einen Vergleich mit den Simulationsdaten und gibt Auskunft über die Güte der Modelle.

8 GROSSTECHNISCHE UMSETZUNG

Während des Forschungsvorhabens wurden bereits Schritt für Schritt einige der mit Hilfe der dyn. Simulation untersuchten Optimierungsmaßnahmen auf der Anlage eingeführt, die in den nachfolgenden Kapiteln in Bezug auf die einzelnen Straßen beschrieben werden. In den nachfolgenden Tabellen sind die Betriebskosten aufgelistet, die seit 2005 anfielen. Zu berücksichtigen ist, dass die Faulung zwecks Modernisierung von April 2006 bis März 2007 außer Betrieb war. Die Tabellen dienen dennoch mit entsprechenden Einschränkungen der Beurteilung der Wirkung der einzelnen Maßnahmen. Dies wird an entsprechender Stelle in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben.

Tabelle 8-1: Stromverbrauch der Kläranlage Weißtal von 2005 bis 2008

Monat/Jahr	Stromverbrauch			
	kWh			
	2005	2006	2007	2008
Januar	56234	59350	48062	67265
Februar	52772	50560	46346	62521
März	57703	55150	52684	58350
April	60437	49830	47354	55805
Mai	57725	48791	56638	53689
Juni	54471	48526	57003	53847
Juli	57706	42699	54478	51230
August	51607	45674	54692	51137
September	49213	42372	51777	51067
Oktober	50218	44656	53103	55442
November	52123	47994	53102	52692
Dezember	58341	50222	59740	59638

gelb = Faulturm außer Betrieb

Tabelle 8-2: Schlammkosten der Kläranlage Weißtal von 2005 bis 2008

Monat/Jahr	Abfuhrmenge in t (bei 24-26%TS)	Rechnung brutto	Abfuhrmenge in t (bei 24-26%TS)	Rechnung brutto	Abfuhrmenge in t (bei 24-26%TS)	Rechnung brutto	Abfuhrmenge in t (bei 24-26%TS)	Rechnung brutto
	2005		2006		2007		2008	
Januar	83	4233	115	6063	123	8791	147	9902
Februar	111	5686	121	6386	200	14277	84	5689
März	89	4529	105	5537	136	9739	87	5866
April	111	5668	159	9378	61	4333	101	6837
Mai	107	5448	212	14784	106	7566	143	9644
Juni	123	6264	274	19047	147	10513	104	7022
Juli	85	4481	169	11761	130	9311	149	10338
August	127	6714	193	13406	133	7222	86	5962
September	104	5484	162	11264	61	3320	145	10079
Oktober	102	5419	187	12993	115	6248	135	9373
November	109	5754	178	12354	64	3485	130	9050
Dezember	121	6421	198	13768	42	2304	96	6683

gelb = Faulturm außer Betrieb

Tabelle 8-3: Fällmittelkosten der Kläranlage Weißtal von 2005 bis 2008

Jahr	Fällmittelverbrauch			
	2005	2006	2007	2008
Gesamtpreis in €	9206	9505	12200	12133
Preis/t	113	117	129	144
Menge in t	82	81	95	84

gelb = Faulturm außer Betrieb

8.1 Konventionelle Anlage

In Tabelle 8-4 wird aufgeführt, zu welchem Zeitpunkt die einzelnen Optimierungsmaßnahmen auf der Anlage für die konventionelle Straße eingeführt wurden. Eine statistische Auswertung über die Auswirkungen auf die Reinigungsleistung und Betriebsmittel war nicht möglich, da die Faulung auf Grund von Modernisierungsarbeiten zwischen dem 15.04.2006 und 15.03.2007 außer Betrieb war. Lediglich das Jahr 2005 als Ausgangsbasis für den Zustand ohne Optimierungsmaßnahmen konnte grob mit dem Jahr 2007 und 2008, in der die Maßnahmen eingeführt wurden, verglichen werden.

Tabelle 8-4: Einführung von Optimierungsmaßnahmen in der konventionellen Anlage

Konventionelle Anlage	Optimierungsmaßnahme	Einführung
1	Pausenzeiten Belüftung lang	12.06.07-15.11.07
2	CD-Verfahren	12.06.07-15.11.07
3	Ammoniumbegrenzung Belüftung	Februar 2007
4	Bioaugmentation	01.07.08-31.08.08

Bereits bei der 1. Messkampagne im März 2006 wurden Vorversuche zur Einführung des CD-Verfahrens unternommen. Die Daten der Messkampagne wurden genutzt, um im kalibrierten

Modell längere Pausenzeiten bei der Belüftung im Nitrifikationsbecken 1 und 2 sowie das CD-Verfahren zu analysieren. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde die PLS so verändert, dass das CD-Verfahren und die Möglichkeit für längere Pausenzeiten in der Belüftung automatisch betrieben werden können. Beide Maßnahmen waren für ca. fünf Monate in Betrieb. Während dieser Zeit wurde vom Klärwerkpersonal eine starke Reduktion des Fällmittelverbrauchs und der Belüftungsenergie aber keine nennenswerte Verschlechterung der Ablaufwerte beobachtet. Besonders bemerkenswert war eine deutliche Reduktion des ISV kurz nach Inbetriebnahme des CD-Verfahrens. Für die kurze Betriebsdauer von fünf Monaten sind statistische Auswertungen schwierig. Das Verfahren sollte nach Einführung über einen längeren Zeitraum betrieben werden, um dann über die gemessenen Ablaufwerte in der konv. Anlage die Reinigungsleistung zu berechnen. Parallel sollten die Fällmittelmengen und der Stromverbrauch dokumentiert werden. Hierfür sind neben Qualitätsmessungen auch die genauen und überprüften Zulauf- und Ablaufmengen notwendig.

Nach Einführung der Ammoniumbegrenzung der Belüftung konnte im Mittel eine Verringerung des Stromverbrauchs ohne Veränderung der Ablaufwerte beobachtet werden. Die Schlammmenge wurde ebenfalls geringfügig verringert. Beides ist plausibel, da bei der Ammoniumbegrenzung die Belüftung früher abgeschaltet wird. Das restliche Substrat wird durch Denitrifikation abgebaut, wobei weniger Belebtschlamm entsteht.

Während der Betriebsdauer der Bioaugmentation, d. h. Übertragung des ÜS-SBR-Schlammes in die konv. Anlage sank der ISV von im Mittel 178 ml/g im Juni auf 159 ml/g im Juli und 124 ml/g im August ab. Im September, nachdem die Bioaugmentation wieder ausgesetzt war, stieg der ISV schon wieder auf im Mittel 147 ml/g und im Oktober auf 157 ml/g an. Der Stromverbrauch während der Bioaugmentationsphase lag im Mittel tiefer als ohne Bioaugmentation. Die Ablaufwerte haben sich nicht nennenswert verändert. Da die Betriebsdauer zu kurz war, wird empfohlen während einer erneuten Einführung der Bioaugmentation, genauere Messungen des ISV und der Ablaufwerte sowie die Dokumentation der Betriebskosten der konv. Anlage vor und während der Betriebsphase vorzunehmen.

8.2 SBR-Anlage

In Tabelle 8-5 wird aufgeführt, zu welchem Zeitpunkt Optimierungsmaßnahmen in der SBR-Straße eingeführt wurden. Eine statistische Auswertung über die Auswirkungen auf die Reinigungsleistung und Betriebsmittel war auch hier nicht möglich, da die Faulung auf Grund von Modernisierungsarbeiten zwischen dem 15.04.2006 und 15.03.2007 außer Betrieb war. Lediglich das Jahr 2005 als Ausgangsbasis für den Zustand ohne Optimierungsmaßnahmen konnte grob mit dem Jahr 2007 und 2008, in der die Maßnahmen eingeführt wurden, verglichen werden.

Tabelle 8-5: Einführung von Optimierungsmaßnahmen in der SBR-Anlage

SBR-Anlage	Optimierungsmaßnahme	Einführung
1	RS-Verfahren	Mai 2006
2	Sedi-Verfahren	Mitte-Ende 2006
3	Ammoniumbegrenzung Belüftung	Februar 2007
4	Typushöhengang	April 2007
5	Trübwasser nur in SBR-Anlage	01.11.07-01.07.08
6	Nur eine Beschickung im 6h-Zyklus	Dezember 2008

Das RS-Verfahren hat sich in der Erprobungszeit vorteilhaft bewährt. Die zeitliche Entnahme des RS-Schlammes wurde basierend auf den hier gefundenen Simulationsergebnissen zusammen mit dem Überschussschlammabzug ans Ende der Sedimentationsphase verlegt. Vorversuche auf der Anlage haben gezeigt, dass der Belebtschlamm ca. 25 bis 30 min abgepumpt werden kann, ohne dass durch die Sogwirkung eine starke Verdünnung des Schlammes hervorgerufen wird. Nach Einführung konnte eine Reduktion des Energieverbrauchs aber auch der Schlammengen beobachtet werden. Die Reduktion der Schlammmenge kann damit im Zusammenhang stehen, dass beim RS-Verfahren die Denitrifikation vorgeschaltet wird. Bei diesem Prozess wird weniger Schlamm gebildet. Da das Substrat bereits vorab verbraucht wird, sinkt der Stromverbrauch.

Nach Abschluss der Einführung der optimierten Einstellungen des RS-Verfahrens wurde das Sedi-Verfahren im Großversuch untersucht und getestet. Dafür wurde auf PLS-Ebene eine 3. Beschickung eingeführt. Das Sedi-Verfahren führte in der Regel zum leichten Anstieg der Ammoniumkonzentration, welche allerdings unter 1mg/l blieb. Dahingegen sank die Nitratkonzentration nach der Beschickung ab. Dies äußerte sich sowohl unten in der Schlammschicht, als auch oben am Ende des Dekantats.

Die Einführung der Ammoniumbegrenzung führt zu einer früheren Beendigung der Belüftung, wodurch Energie gespart wird. Der ÜS-Schlamm wird reduziert. Mit Einführung des neuen Typushöhengangs konnte eine Senkung der N_{ges} -Ablaufwerte festgestellt werden.

Nachdem das Trübwasser nur in die SBR-Straße geleitet wurde, kam es in den ersten Monaten zu einem Anstieg in den Stromkosten. Nach einer Eingewöhnungsphase von ca. drei Monaten lagen die Stromkosten dann im Mittel niedriger als im Vergleichsjahr 2005. Die N_{ges} -Ablaufwerte lagen allerdings im Mittel höher. Beides bestätigt die Simulationsergebnisse. Der Schlammfall lag allerdings nach Einführung der Maßnahme im Mittel tiefer. Dies bestätigt ebenfalls die Simulationsergebnisse, wonach der ÜS-Schlammfall in der SBR-Straße geringer ist. Da nun ein viel größerer Teil des Trübwassers in der SBR-Straße verarbeitet wird, führt dies zu einem geringeren ÜS-Schlammfall.

Die Auswirkungen der Umstellung auf eine Beschickung kann noch nicht ausgewertet werden, da die Erprobungsphase bisher zu kurz war. Es wird empfohlen, die Ablaufwerte und Betriebskosten zu dokumentieren.

8.3 Zwischenfazit

In diesem Kapitel wurde beschrieben, welche der Empfehlungen bereits eingeführt und überprüft wurden. Die meisten optimierten Maßnahmen konnten ohne Probleme umgesetzt und eingeführt werden. War eine Überprüfung der eingeführten Strategien möglich, wurden die simulierten Ergebnisse bestätigt. Dies ist ein gutes Maß für die Güte des Kläranlagenmodells.

9 FAZIT UND AUSBLICK

▪ *Datenerhebung und Messprogramme*

Die Daten aus der technischen Dokumentation der Bedienungs- und Wartungsanleitung und der Lagepläne, die beide von der Firma LimnoTec Abwasseranlagen GmbH für die neue SBR-Straße erstellt wurden, konnten zur Erstellung der Kläranlagenmodelle für die SBR-Anlage genutzt werden. Für die konventionelle Biologie waren die Bestandspläne und die technischen Angaben des Betreibers verfügbar und wurden zur Erstellung des Modells der konv. Straße verwendet.

Bei den vier durchgeführten Intensivmesskampagnen wurden drei Messkampagnen mit Messungen im Zulauf der Anlage vor und nach dem Vorklärbecken, im Zulauf zu dem SBR 1 bzw. im Pufferbehälter, ggf. im Filtratwasserspeicher, ggf. im Denitrifikationsbecken, im Nitrifikationsbecken 2, im SBR 1 und von den Abläufen der konv. sowie der SBR-Straße durchgeführt und für die Kalibrierung und Validierung der Kläranlagenmodelle genutzt. Eine Messkampagne diente lediglich der Erstellung von Vorlaufsituationen für die einzelnen Modelle der Messkampagne 4 und fand deswegen direkt vor dieser Messkampagne statt. Hierfür wurden nur 24h-Mischproben des Zulaufs nach dem Vorklärbecken analysiert. Die Messkampagnen liefen über vier Tage. Während der Messkampagnen konnten sowohl Trocken- als auch Regenwetterbedingungen erfasst werden. Die Zeiten der Messkampagnen waren so gewählt, dass unterschiedliche Betriebszustände wie z.B. mit oder ohne Filtratwassermitbehandlung der Anlagenteile untersucht werden konnten.

Die ermittelten Daten aller Messkampagnen wurden zur Fraktionierung von geeigneten Zuläufen für die Kläranlagenmodelle verwendet. Messungen im Denitrifikations- und Nitrifikationsbecken sowie im SB-Reaktor dienten der Ermittlung von Belebtschlammeigenschaften, aber auch der Kontrolle der installierten Online-Messungen. Die Daten der Online-Messungen für den TS, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ waren für die Kalibrierung und Validierung der internen Vorgänge in den Belebtschlammbecken notwendig. Anhand der Ablaufdaten sollten die einzelnen Kalibrierungs- und Validierungsschritte überprüft werden.

Anhand der Messdaten wurde gezeigt, dass die mittleren Tageszulaufmengen bezüglich CSB_{ges} und BSB_5 in der Regel unterhalb der Auslegungsgröße von 20.500 und der Anschlussgröße 15.500 EW liegen. Dahingegen liegen die P_{ges} - und TKN_{ges} -Frachten sehr oft über der Anschlussgröße und manchmal sogar über der Auslegungsgröße. Das Abwasser weist zudem ein ungünstiges Verhältnis von $\text{CSB}_{\text{ges}}/\text{BSB}_5$ und $\text{CSB}_{\text{ges}}/\text{TKN}_{\text{ges}}$ auf, wodurch die Denitrifikation und BioP-Elimination stark eingeschränkt ist. Hinzu kommt, dass die Peaks in den P_{ges} - und TKN_{ges} -Frachten erst zu einem späteren Zeitpunkt auf der Anlage eintreffen. Dadurch ist das notwendige Substrat für die Denitrifikation und BioP-Elimination bereits durch die aerobe Schiene verbraucht. Auch dieser Aspekt führt zu einer schlechten Denitrifikation und BioP-Elimination. Die 2h-Zulaufmischproben bei Trocken- und Regenwetter zeigten ebenfalls charakteristische, tägliche Frachtzuläufe, die für die Simulation verschiedener Strategien genutzt werden konnten. Zudem ergaben die dokumentierten Zulaufmengen charakteristische und kläranlagenspezifische Verläufe, die ebenfalls als Grundlage für Optimierungsstrategien auf der Kläranlage zum Einsatz kamen.

Die Ermittlung einiger kinetischer und stöchiometrischer Parameter erbrachte große Vorteile bei der Kalibrierung und Validierung der Kläranlagenmodelle. Die Bestimmung dieser Parameter

bei unterschiedlichen Betriebsweisen, Temperaturen, Jahreszeiten und Trübwassermengen im Zulauf zeigte eine große Varianz bei den Sterberaten und bei der max. autotrophen Wachstumsrate. Beide Parameter sollten daher unbedingt vorher ermittelt werden. Dahingegen veränderte sich der Ertrag im Mittel nur wenig. Die Halbsättigungskonstante K_{NH} variierte ebenfalls nur wenig.

Insgesamt sind umfangreiche Messungen immer zu empfehlen, da ohne eine grundsätzliche Systemkenntnis keine zuverlässigen Optimierungsstrategien erarbeitet werden können.

▪ **Simulationsmodelle**

Zur dynamischen Simulation der konv. und SBR-Kläranlage Weißtal wurde die Software SIMBA[®] 4.2 vom ifak - Institut für Automation und Kommunikation e.V. Magdeburg sowie MATLAB[®] 6.1 und Simulink[®] von the Mathworks, inc. genutzt. Dabei wurde die kombinierte ASM3+EAWAG-BioP-Matrix verwendet. Diese Matrix umfasst die sehr ausführliche Darstellung von Nitrifikations-, Denitrifikations- und zusätzlich von BioP-Eliminationsvorgängen. Zudem simuliert die ASM3-Matrix Speichervorgänge, die u.a. im Pufferbehälter vorkommen. Das kombinierte Modell erlaubt die Beurteilung der Gesamtemission von CSB_{ges} , BSB_{ges} , N_{ges} , NO_3 , NH_4 und P_{ges} und ermöglicht zudem eine umfassende Betriebskostenanalyse, die Strom-, Schlamm- und Fällmittelkosten berücksichtigen. Dies wird im Besonderen bezüglich der Klimaschutz- und CO_2 -Emissionsdiskussion zukünftig von großer Bedeutung sein. Die Messkampagnen zur Fraktionierung des Zulaufs sind zudem im Vergleich zum ASM2d einfacher und noch kostengünstiger als bei ASM1 oder ASM2d.

So konnte auf Grund der gesammelten Daten ein Modell für die konventionelle Anlage, für den SBR-Kalibrierungsreaktor sowie für das SBR-Gesamtmodell der SBR-Anlage bestehend aus den zwei SB-Reaktoren und dem Pufferbehälter in SIMBA[®] 4.2 erstellt werden. Dabei wurden alle regeltechnischen Strategien mit Hilfe von Simulink-Blöcken integriert. Für die Behälter der SBR-Straße wurde der SBR-Block bestehend aus drei Schichten eingesetzt. Die Wahl des SBR-Blocks hat sich während der Studien als vorteilhaft bewährt. Auf Grund der Größe des Modells kam es aber zu langen Berechnungszeiten. Daher wurde für die Kalibrierung ein SBR-Kalibrierungsreaktormodell nur bestehend aus dem SBR 1 programmiert, um die Kalibrierung und Validierung zu verkürzen. Dies hat sich als eine sehr Zeit verkürzende Vorgehensweise erwiesen. Zudem erlaubte diese Vorgehensweise eine sehr gute Einstellung der Übereinstimmung in den internen Vorgängen und in den Ablaufwerten.

Die Kinetiken beider Straßen variierte in Abhängigkeit der Jahreszeit und Betriebsweise bei den Messkampagnen so stark, dass jeweils zwei getrennte Parametersätze verwendet werden mussten. Der Belebtschlamm beider Straßen der Kläranlage Weißtal zeichnete sich durch Sterberaten der heterotrophen und autotrophen Bakterien aus, die immer niedriger als die Standardwerte waren und im Mittel gut mit den OUR-Analysen übereinstimmten. Der niedrigere K_{NH} aus den OUR-Versuchen wurde im Modell nur in der SBR-Straße annähernd wieder gefunden. Allerdings wurde die max. autotrophe Wachstumsrate im Modell in der konv. Anlage beim Standardwert belassen, obwohl eine spätere OUR-Analyse ein Indiz für einen viel tieferen Wert ergab. Im SBR-Modell wurde in einem iterativen Prozess ein niedrigerer Wert für die max. Wachstumsrate für die Autotrophen gefunden, der durch die OUR bestätigt wurde. Dies macht deutlich, wie wichtig die vorherige Abschätzung entscheidender kinetischer Parameter wie die Sterbe- und Wachstumsrate sowie dem K_{NH} der Autotrophen mittels der OUR-Analyse ist. Die Onlinedaten-Kalibrierungsmethode war wiederum eine große Hilfe bei der Kalibrierung und Va-

lidierung der Modelle. Die hier gefundenen Kinetiken für die Autotrophen erklären zum Teil schon die gute Nitrifikationsleistung des Belebtschlammes der Anlage. Der Reduktionsfaktor für die Denitrifikation η_{HNO_3} musste in allen Modellen von 0,8 auf 1,0 gesetzt werden. Dadurch wurde die Wachstumsrate der Heterotrophen unter anoxischen Bedingungen gesteigert. Die geringe Denitrifikation lässt sich daher nur dadurch erklären, dass nicht ausreichend Substrat zu Verfügung steht.

▪ **Simulationsstudien und Strategien**

Die Simulationsstudien beider Anlagenteile lieferten zahlreiche Erkenntnisse, die nicht ausschließlich nur für das betrachtete Projekt von Interesse sind. Die Studien der konv. Anlage gab Auskunft über zahlreiche Optimierungsstrategien, die teils verallgemeinert auf andere Anlagen übertragbar sind oder für jede Anlage neu eingestellt werden müssen. Dasselbe trifft für die SBR-Straße zu.

Durch die Dokumentation der Emission und der Betriebskosten war es möglich, geeignete Strategien für die Einführung auf der Anlage auszuwählen. So konnte bei der konv. Anlage die Belüftung, die Rücklaufschlammmenge, die Regulation der internen Rezirkulation und das spezielle CD-Verfahren optimiert werden. Für die SBR-Straße wurde das RS-Verfahren, der hydraulische Ausgleich bei Trockenwetter, das DIC-SBR-Verfahren, die Belüftung, die Mischwasserbehandlung und der 4h-Zyklus untersucht.

Eine optimale Betriebsweise zur Filtratwassermitbehandlung wurde erarbeitet. Dabei wurden die Reinigungsleistung und die Betriebskosten beider Anlagenteile mit unterschiedlichen Filtratwasser- und Zulaufmengen untersucht. Mit Hilfe der Trübwassermitbehandlung wurde in beiden Anlagen die Möglichkeit zur Selektion autotropher Biomasse analysiert. Dabei hatten die Kinetiken einen entscheidenden Einfluss. In Bioaugmentationsanalysen konnte keine nennenswerte Änderung in der Reinigungsleistung bei normalen TS-Werten festgestellt werden. Bei sehr niedrigen TS-Werten konnten mit der Bioaugmentation allerdings noch ausreichende Eliminationsraten erreicht werden. Mit Bioaugmentation lagen die Betriebskosten immer tiefer.

▪ **Großtechnische Umsetzung**

Die meisten optimierten Maßnahmen zur Steigerung der Reinigungsleistung und Senkung der Betriebskosten auf der Kläranlage Weißtal konnten ohne Probleme umgesetzt und eingeführt werden. Die bisher zeitlich sehr limitierten Überprüfungen der eingeführten Strategien haben ergeben, dass fast alle simulierten Ergebnisse bestätigt wurden. Dies ist ein gutes Maß für die Güte der Modelle. Viele der eingeführten Maßnahmen haben zu einer Verringerung der Gesamtemission und der Betriebskosten geführt, wodurch die Betriebsführung der Kläranlage verbessert und gesichert werden konnte. Da noch nicht alle Maßnahmen eingeführt wurden, sind noch größere Änderungen zu erreichen.

Die großtechnische Umsetzung der Bioaugmentation der ÜS-SBR-Schlämme in die konv. Biologie hat anhand der gemessenen Schlammvolumenindices anschaulich gezeigt, dass der niedrigere ISV der SBR-Straße auf die konv. Anlage positiv selektioniert werden kann.

- **Ausblick**

In diesem Forschungsvorhaben konnte beeindruckend das große Potential der dynamischen Simulation zur Entwicklung von Optimierungsstrategien, zur Untersuchung neuer Verfahren sowie für die Analyse von grundlegenden Einflüssen der Reinigungsleistung von Kläranlagen dargelegt werden. Die dynamische Simulation ist im hohen Maße auch für bestimmte Fragestellungen in der Grundlagenforschung geeignet. Durch dynamische Simulationen wird vermieden, dass es im Rahmen von Versuchen in der Großtechnik zu Gewässerbeeinträchtigungen kommen kann. Auf Grund der statistischen Aussagekraft über die Wirkung müssen großtechnische Versuche auch über einen langen Zeitraum beobachtet werden. Mit Hilfe der Simulation können vor der großtechnischen Umsetzung sehr viele Optimierungsstrategien unter immer wieder den gleichen Bedingungen kostengünstig und ohne Gefahr für das Gewässer am Computer getestet und verglichen werden. So wirkten sich die mit Hilfe der Simulation erarbeiteten Optimierungsstrategien auf der Kläranlage Weißtal häufig positiv auf die Eliminationsraten und Betriebskosten aus, wodurch die Gewässer zukünftig weniger belastet werden. Die Maßnahmen führten oft zur Senkung der Stromkosten; aus Klimaschutzgründen ist dies ein wertvoller Beitrag zur Senkung der CO₂-Emission.

LITERATURVERZEICHNIS

Alex, J. und Tschepetzki R. (2001): Simulation und Regelungstechnische Optimierung von SBR-Anlagen, In: Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 14, Einsatz der SBR-Technologie in der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung, S. 41-60

Alex J., Rönner-Holm S.G.E., Holm N.C. (2008). Lag phase, dynamic alpha factor and ammonium adsorption behaviour – introduction of special activated sludge characteristics in the ASM3+EAWAG-BioP-model. Water Science and Technology, accepted

Ardern, E. (1927): The Activated Sludge Process of Sewage Purification. J. Soc. Chem. Ind. 46, S. 822, 1927

ATV (1996): ATV-Handbuch "Klärschlamm", Ernst und Sohn Verlag, Berlin, 4. Auflage 1996

ATV (1997): Merkblatt ATV - M 210 „Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb“, Abwassertechnische Vereinigung ATV, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA) (Vertrieb), Hrsg., Hennef

ATV-DVWK (2003): ATV-Arbeitsblatt A131 „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hrsg., Hennef

Avcioglu, E.; Orhon, D. and Sözen, S. (1998): A new method for the assessment of heterotrophic endogenous respiration rate under aerobic and anoxic conditions. Water Science and Technology, Vol. 38, No. 8-9, pp. 95 – 103

Bornemann, C.; Londong, J.; Freund, M.; Nowak, O.; Otterpohl, R. und Rolfs, T. (1998): Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ. Korrespondenz Abwasser 45 (3), S. 455 - 462

Demoulin, G., Goronszy, M., Amerer, L. (1996): Parallelbetrieb eines zyklischen und eines konventionellen Belebtschlammsystems auf der Kläranlage Großarl. In: Korrespondenz Abwasser Heft 43, S 1416-1425

Deneke, M.; Massanek, M.; Brei, M. (1999): Veränderung der Abwasserzusammensetzung bei der systembedingten Pufferung des Abwassers beim DIC-SBR-Verfahren, Inbetriebnahme der KA Porta Westfalica / Nammen, Fachhochschule Bielefeld, Bielefeld

Dockhorn, T. (1999): Vergleichende Untersuchungen zur weitergehenden Abwasserreinigung in unterschiedlichen Reaktorsystemen, 4. GVC-Abwasserkongress Verfahrenstechnik der Abwasser- und Schlammbehandlung, Band 2, VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen (Hrsg.), S 645-658, Fuck Druck, Koblenz

Döllerer, J.; Helmreich, B.; Wilderer, P. A. und Franata, J. (1996): Bedeutung und Einsatzbereich des Sequencing-Batch-Reactor-Verfahrens. Wasser-Abwasser-Praxis, Nr.1

Gallent, W. (1999): Ausführung von SBR-Anlagen für Mischwasser, Wasser Abwasser Praxis (WAP), Heft 4., S. 27-32, Bertelsmann Fachzeitschriften GmbH, Gütersloh

Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T. and van Loosdrecht, M.C.M. (1999): The activated sludge model No. 3. Water Science Technology, Vol. 39, No. 1, pp. 183–193

Hansen, J. und Leinweber, U. (1999): Dynamische Simulation zur integrierten Planung von Entwässerungssystem und Kläranlage, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 12, Dynamische Simulation als Werkzeug zur optimierten Planung und Betriebsführung von Abwasserreinigungsanlagen, S. 107-136, Kaiserslautern

Hebrad, G.; Destrac, P.; Roustan, M.; Huyard, A. and Audic, J. M. (2000): Determination of the water quality correction factor α using a tracer gas method. Water Research, Vol. 34, No. 2, pp. 684 – 689

Henze, M.; Crady, C.P.L. Jr; Gujer, W.; Marais, G.v.R. and Matsuo, T. (1987): Activated Sludge Model No. 1 IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. IAWPRC task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment, London

Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M.C. and Marais, G.v.R. (1995): The activated sludge model No. 2, ASM2. IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, London

Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M.C.; Marais, G.V.R. and Van Loosdrecht, M.C.M. (1999): Activated Sludge Model No. 2D, ASM2D. Water Research, Vol. 39, No. 1, pp. 165-182

Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T. and Van Loosdrecht, M. (2000): Activated Sludge Model No. 3. Scientific and Technical Report No. 9: Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Task group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, IWA Publishing, London

Holm, N.,C., Hellmeier, E., Overfeld, H. (1998): Alles unter einem Dach. Das SBR-Verfahren – Abwasserklärung auf engstem Raum. AbwasserREPORT (Abwasserberatung NRW), 3 S 3-5

Holm, N.C.; Schönfeld, A.; Lünenschloß, H.; Mennerich, A. (2000): Betriebs- und Großtechnische Versuchsergebnisse mit dem DIC-SBR-Verfahren auf der Kläranlage Bruchmühlen, Korrespondenz Nr.1, S. 73-81

Holm, N.,C. und Rönner-Holm, S. (2002): Einsatz der dynamischen Simulation zur Optimierung von Zyklus- und Betriebsstrategien beim SBR-Verfahren. 9. SIMBA-Anwendertreffen, Magdeburg, S 1-8,

Holm, N.,C. und Rönner-Holm, S. (2003 a): Kalibrierung und Validierung eines ASM1-SIMBA-Modells zur dynamischen Simulation einer großtechnischen SBR-Kläranlage – Ein Erfahrungsbericht. 10. SIMBA-Anwendertreffen, Freiburg/Unstrut, S 1-8,

Holm, N.,C. und Rönner-Holm, S. (2003 b): Weiterentwicklung von Aufstaubelebungsanlagen, Nutzung des Sedimentationseffektes im Pufferbehälter beim DIC-SBR Verfahren, BMBF Forschungsvorhaben, PTWE-W WTAK02376199-02WA0140 LimnoTec Abwasseranlagen 2001-2003

Holm N.C., Plumeyer, J., Fröse G., Rönner-Holm, S.G.E. (2008). Cycle specific alpha-value dynamic in full-scale SBRs. Proceedings of the 4th Sequencing Batch Reactor Conference, Rome, poster presentation, 73-76

Hulsbeek, J.J.W.; Kruit, J.; Roeleveld, P.J. and van Loosdrecht, M.C.M. (2001): A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. In: Modelling of Activated Sludge Processes in Theory and Practise, Fifth Kollekolle Seminar, IWA

- Irvine, R.L. and Busch, A.W. (1979):** Sequencing batch biological reactors – an overview. *J. Water Pollution control federal*, No. 51, pp. 235 - 243
- Jin, B.; Lant, P. and Ge, X. (2005):** Hydrodynamics and mass transfer coefficient in activated sludge aerated stirred column reactor: Experimental analysis and modelling. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 91, No. 4, pp. 406 – 417
- Josch, A. (2006):** Parametrierung einer speziellen SBR-Anlage: Parametrierung eines dynamischen Simulationsmodells für die biologische Abwasserreinigung einer großtechnischen SBR-Anlage unter besonderer Berücksichtigung der biologischen P-Elimination bei den Verfahrensvarianten DIC/RS-SBR. Diplomarbeit, Studiengang Biotechnologie, Fachhochschule Oldenburg, Ostfriesland, Wilhelmshaven
- Kiehn C. (2006).** Ammoniumde- und absorption an Belebtschlamm –Versuche auf großtechnischen SBR-Anlagen und deren Auswirkungen auf die Modellierung der Reinigungsprozesse. Diplomarbeit, FH, Lüneburg.
- Krampe, J. and Krauth, K. (2003):** Oxygen transfer into activated sludge with high MLSS concentrations. *Water Science and Technology*, Vol. 47, No. 11, pp. 297 – 303
- Langergraber, G.; Rieger, L.; Winkler, S.; Alex, J.; Wiese, J.; Owerdieck, C.; Ahnert, M.; Simon, J. and Maurer, M. (2004):** A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, Vol. 50, No. 7, pp. 131 – 138, IWA Publishing, London
- Mahendraker, V.; Mavinic, D.S.; Rabinowitz, B. and Hall, K. J. (2005):** The impact of nutrient ratios and biochemical reactions on oxygen transfer in an EBPR process – a theoretical explanation. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 91, No. 1, pp. 22 – 42
- Mamais, D.; Jenkins, D. and Pitt, P. (1993):** A rapid physical-chemical method for the determination of biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Water Research*, Vol. 27, No. 1, pp. 195 – 197
- Marais, G.v.R. and Ekama, G.A. (1976):** The activated sludge process. Part I – Steady state behaviour. *Water South Africa (Water SA)*, Vol. 2, No. 4, pp. 163 – 199
- Melcer, H.; Dold, P.L.; Jones, R.M.; Bye, C.M.; Takacs, I.; Stensel, H.D.; Wilson, A.W.; Sun, P. and Bury, S. (2003):** Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling. Water Environment Research Foundation, Alexandria
- Müller, M., (2000):** Optimierung der biologischen Phosphorelimination in einer DIC-SBR-Anlage. Hochschule Zittau/Görlitz, Zittau
- Novak, L.; Goronszy, M.C.; Wanner, J. (1996):** Dynamic mathematical modeling of SBR's with aerated and mixed filling period. First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Technology, Munich, Germany S. 115 – 122
- Petersen, B.; Gernaey, K.; Henze, M. and Vanrolleghem, P.A. (2003):** Calibration of activated sludge models: A critical review of experimental designs. *Biotechnology for the Environment: Wastewater Treatment and Modelling, Waste Gas Handling*. Eds. Agathos, S.N. and Reinecke, W., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 101 - 186
- Rieger, L.; Koch, G.; Kühni, M.; Gujer, W. and Siegrist, H. (2001):** The EAWAG BioP Module for Activated Sludge Model No. 3. *Water Research*, Vol. 35, No. 16, pp. 3887 – 3903, Elsevier Science Ltd., Great Britain

- Roeleveld, P. J. und Kruit, J. (1998):** Richtlinien für die Charakterisierung von Abwasser in den Niederlanden. In: KA Nr.3, S. 465-468, 1998
- Rönner-Holm, S. und Holm, N.C. (2003):** Schlüsselfertiger Neubau der Gruppenkläranlage des Abwasserzweckverbandes Mittleres Eckbachtal AME nach dem DIC-SBR-Verfahren. Umwelt-Report, Rheinland-Pfalz 4, 42-45
- Rönner-Holm, S.; Mennerich, A. and Holm, N.C. (2006):** Specific SBR population behaviour as revealed by comparative dynamic simulation analysis of three full-scale municipal SBR wastewater treatment plants. Water Science & Technology, Vol. 54, No. 1, pp. 71-80
- Rönner-Holm S.G.E., Holm N. C. (2008).** Wastewater characterisation and experiences using the STOWA protocol. Proceedings of the 1st IWA/WEF Wastewater Treatment Modelling Seminar, Quebec, 235-236
- Rönner-Holm S.G.E., Holm N. C. (2008).** Optimisation potential for a SBR plant based upon integrated modelling for dry and wet weather conditions. Proceedings of the 1st IWA/WEF Wastewater Treatment Modelling Seminar, Quebec, 127-134
- Roog, M. (2004):** Parametrierung eines dynamischen Simulationsmodells für die biologische Abwasserreinigung einer SBR-Anlage. Vergleichende Untersuchungen unterschiedlicher Betriebsstrategien. Kläranlage Deuz, Diplomarbeit
- Scharfscheer, M. (2007):** Zyklisch spezifische Lag-Phase und α -Wert-Dynamik beim Sequencing Batch Reactor-Verfahren, Diplomarbeit, Fachbereich EGU, FH Münster
- Scharfscheer M., Wetter C., Rönner-Holm S.G.E., Holm N.C. (2008):** Factors determining full-scale SBR lag phases. Proceedings of the 4th Sequencing Batch Reactor Conference, Rome, poster presentation, 143-150
- Schwitalla P. (2007):** Kontrollierte Beschickung von Sequencing Batch Reaktoren zu Beginn der Sedimentationsphase mit dem Ziel der Verfahrensoptimierung, Diplomarbeit, FH Lippe
- Schwitalla P., Mennerich A., Austermann-Haun U., Müller A., Daims H., Holm N.C., Rönner-Holm S.G.E. (2008):** NH₄⁺ ad-/desorption in SBRs: simulation, lab and full-scale studies. Water Science and Technology, Vol. 58, No. 2, 345-350
- Schreff, D. und Steinle (2001):** SBR-Anlagen – Stand der Technik. In: Einsatz der SBR-Technologie in der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 14, Kaiserslautern
- Spanjers, H.; Vanrolleghem, P.A.; Olsson, G. and Dold, P.L. (1998):** Respirometry in Control of the Activated Sludge Process: Principles. Scientific and Technical Report No. 7. IAWQ Task Group on Respirometry, International Association on Water Quality, London
- Steinmetz, H. (2000):** Reinigungsleistungen von SBR-Anlagen, wwt/awt, Heft 6/2000, Verlag Bauwesen, Berlin
- Steinmetz, H.; Wiese, J. and Schmitt, T. G. (2002):** Efficiency of SBR Technology in municipal wastewater treatment plants. Water Science and Technology, Vol. 46, No. 4-5, 293ff
- Wiese, J.; Klepizewski, K.; Hansen, J.; Schmitt, T.G. (2002):** An integrated approach for a combined sewer system and a sequencing batch reactor plant. Proceedings "9th International Conference on Urban Storm Drainage", Portland, USA

Wiese, J. (2004): Entwicklung von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen - Simulation und Großtechnik - , Dissertation am Fachgebiet für Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft, Band 19

Zettl, U. (2001): Einsatz der dynamischen Simulation als Bemessungshilfe für Kläranlagen in Weinbaugebieten. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 13, Kaiserslautern

ANHANG

Anhang A.1: Grundlagen

A.1.1 Parameter und Küvetteneigenschaften

Parameter	Messbereich in mg/l	Nanocolor
CSB	1000-15000	CSB15000
CSB	100-1500	CSB1500
CSB	50-300	CSB300
CSB	15-160	CSB160
CSB	2-40	CSB40
Phosphor	0,3-15	Phosphat 15
Phosphor	0,05-1,5	Phosphat 1
Gesamt-Stickstoff	0,5-22	TNB 22
	5-220	TNB 220
NH4	30-160	Ammonium 200
	1-40	Ammonium 50
	0,2-8	Ammonium 10
NO3	0,3-22	Nitrat 50
	4-60	Nitrat 250

A.1.2 Qualitätsmessungen im Zulauf vor dem Vorklärbecken

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	(CSB _{mf} -A, destimf-Kontrolle)*0,35	CSB _{zu,ges} /CSB _{zu,mf}	CSB _{zu,ges} /BSB _{zu,ges}	TS	BSB _{ges}	BSB ₅	CSB _{zu,ges} /BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf} (mit Aufschluss)	P _{zu,mf} (ohne Aufschluss)	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	CSB _{zu,ges} /TKN _{zu,ges}	N _{zu,mf}	TKN _{zu,mf}	NH ₄ _{zu,mf}	NO ₃ _{zu,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l			g/kg	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
21.03.06	0:42	176	35	3	5	3	0,28	60	40	4	2,2	1,8	1,5	27	25	7	24	22	8	2,3
	8:42	266	81	26	3	1	0,20	184	122	2	5,0	3,5	3,2	38	36	7	37	35	16	2,3
22.03.06	1:48	74	33	3	2	2	0,16	47	32	2	2,9	-	1,3	20	17	4	-	-	8	2,9
	9:50	435	122	37	4	1	0,24	317	230	2	7,5	-	3,5	48	-	-	-	-	18	-
23.03.06	3:19	85	35	5	2	3	0,24	28	18	5	2,8	-	0,7	30	28	3	-	-	18	2,3
	15:30	233	71	19	3	1	0,04	165	132	2	3,5	-	1,5	41	39	6	-	-	24	1,9
24.03.06	5:04	33	33	3	1	2	0,04	18	12	3	0,8	-	0,6	10	8	4	-	-	4	2,3
D=Druckfiltration	12:45	263	77	18	3	1	0,08	200	150	2	3,7	-	1,8	22	20	13	-	-	9	1,8
V=Vakuumfiltration	12:45	-	60	12	-	-	-	-	-	-	-	-	1,9	-	-	-	-	-	10	2,0

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	CSBmf-A.destmf-Kontrolle	CSB _{zu,ges} /CSB _{zu,mf}	CSB _{zu,ges} /BSB _{zu,ges}	BSB _{ges}	BSB ₅	CSB _{zu,ges} /BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf} (ohne Aufschluss)	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	CSB _{zu,ges} /TKN _{zu,ges}	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l			mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l
14.09.2006	0:07	357	59	34	6,1	1,4	260	175	2,0	6,2	3,3	39	39	9	23	0,2
	13:06	562	116	91	4,8	2,0	280	190	3,0	8,7	2,6	39	39	15	22	0,4
15.09.2006	1:32	400	94	84	4,3	1,0	385	270	1,5	13,0	2,7	38	38	11	24	0,2
	9:07	535	108	86	5,0	1,5	353	255	2,1	9,7	4,3	61	61	9	35	0,4
16.09.2006	3:26	180	48	33	3,8	1,7	109	80	2,3	4,0	2,7	31	31	6	21	0,3
	10:33	644	109	84	5,9	1,3	489	300	2,1	9,7	4,6	62	62	10	39	0,3
17.09.2006	5:28	146	41	25	3,6	2,4	61	42	3,5	2,5	1,9	24	24	6	18	0,3
	14:45	720	117	102	6,2	1,4	517	400	1,8	8,5	3,6	50	49	15	22	0,6

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	CSBmf-A.destmf-Kontrolle	CSB _{zu,ges} /CSB _{zu,mf}	CSB _{zu,ges} /BSB _{zu,ges}	BSB _{ges}	BSB ₅	CSB in BSB-Flaschd	CSB _{zu,ges} /BSB ₅	TS	OTS	P _{zu,ges}	P _{zu,mf} (ohne Aufschluss)	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	CSB _{zu,ges} /TKN _{zu,ges}	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l			mg/l	mg/l	mg/l				mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l
20.06.08	1:00	1583	89	72	17,8	1,8	870	618	750	2,6	0,44	-	14,6	0,9	68	68	23	10	0,5
	9:30	426	88	71	4,8	1,6	263	186	257	2,3	0,32	0,30	7,7	3,0	56	55	8	30	1,3
22.06.08	1:45	221	53	36	4,2	1,5	145	109	163	2,0	0,08	0,06	5,2	2,9	35	34	6	25	0,6
23.06.08	4:47	82	33	24	2,5	1,7	47	37	64	2,2	0,05	0,03	1,3	0,8	12	11	8	8	1,4

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

A.1.3 Qualitätsmessungen im Zulauf nach dem Vorklärbecken

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	(CSB _{mf-A,destimf-Kontrolle})*0,3	TS/CSB	BSB _{ges}	BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf (mit Anschluss)}	P _{zu,mf (ohne Anschluss)}	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	N _{zu,mf}	TKN _{zu,mf}	NH _{4,zu,mf}	TKN/NH ₄	NO _{3,zu,mf}	Zulaufmenge
		mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
21.03.2006 Mo	0-2	115	45	5	0,39	73	53	2,64	2,0	1,5	21	19	20	18	9	1,1	2,2	723
	2-4	66	38	3	0,58	44	29	1,76	1,4	1,0	17	15	14	12	7	1,3	2,2	683
	4-6	54	34	2	0,63	31	23	1,11	0,7	0,6	9	7	11	9	4	0,8	2,5	679
	6-8	46	38	10	0,83	35	20	1,16	0,8	0,8	12	10	15	13	4	0,8	2,3	779
	8-10	124	63	17	0,51	80	64	3,56	2,7	2,6	32	30	28	26	13	1,2	2,4	809
	10-12	190	76	21	0,40	147	113	4,25	2,9	2,6	32	30	31	29	16	1,0	2,0	831
	12-14	191	71	20	0,37	123	96	3,0	2,2	1,6	21	19	21	19	9	1,0	2,2	808
	14-16	189	71	20	0,38	128	103	2,7	1,8	1,6	21	19	21	19	8	1,0	2,2	800
	16-18	161	77	21	0,48	126	102	3,2	2,1	1,5	21	19	23	21	8	0,9	2,2	785
	18-20	160	128	31	0,80	115	85	3,0	2,8	1,8	21	19	23	21	10	0,9	2,4	794
	20-22	162	64	12	0,40	109	85	3,1	2,8	1,7	22	20	23	21	9	1,0	2,0	806
	22-24	151	52	8	0,34	95	74	3,1	2,4	1,8	23	21	22	20	10	1,1	2,0	759
22.03.2006 Di	0 - 2	107	45	6	0,42	66	53	2,8	2,0	1,7	21	19	21	19	10	1,0	2,0	688
	2 - 4	66	48	7	0,73	46	25	1,7	1,3	1,1	16	14	16	14	7	1,0	2,2	647
	4 - 6	35	29	2	0,83	27	16	0,9	0,7	0,7	11	9	11	9	4	1,0	2,2	641
	6 - 8	36	35	6	0,97	32	15	1,0	0,8	0,8	11	9	11	9	4	1,0	2,4	732
	8 - 10	145	59	13	0,41	80	57	3,9	2,9	2,8	33	31	33	31	15	1,0	2,3	836
	10 - 12	227	78	19	0,34	138	112	4,6	3,4	2,6	32	30	32	30	16	1,0	2,2	794
	12 - 14	207	71	17	0,34	124	99	3,4	2,5	1,6	23	21	23	21	11	1,0	1,9	402
	14 - 16	192	69	16	0,36	118	94	3,1	2,3	1,3	22	20	22	20	11	1,0	2,2	402
	16 - 18	232	78	19	0,34	148	117	3,9	2,9	1,4	23	21	23	21	10	1,0	2,2	1028
	18 - 20	178	74	16	0,42	111	89	3,3	2,4	1,5	22	20	22	20	9	1,0	2,1	891
	20 - 22	180	66	13	0,37	117	94	3,2	2,4	1,6	27	25	27	25	13	1,0	2,1	927
	22 - 24	155	59	11	0,38	116	92	3,3	2,4	1,7	28	26	28	26	15	1,0	1,9	794

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	(CSB _{mif} -A _{destmif} -Kontrolle)*0,3	TS/CSB	BSB _{ges}	BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf} (mit Aufschluss)	P _{zu,mf} (ohne Aufschluss)	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	N _{zu,mf}	TKN _{zu,mf}	NH _{4,zu,mf}	TKN/NH ₄	NO _{3,zu,mf}	Zulaufmenge
		mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	m ³ /2h
23.03.2006 Mi	0 - 2	103	45	7	0,44	72	57	2,8	2,0	1,7	23	21	23	21	11	1,0	1,9	646
	2 - 4	70	41	6	0,59	40	32	1,9	1,4	1,3	25	23	25	23	12	1,0	2,1	606
	4 - 6	58	45	7	0,78	43	25	1,2	0,9	0,6	30	28	30	28	17	1,0	2,5	601
ab 8:00 Vorklärbecken aus	6 - 8	109	31	5	0,28	45	36	2,7	2,0	0,8	28	26	28	26	16	1,0	2,2	686
	8 - 10	453	70	16	0,15	280	180	9,0	6,7	3,1	46	44	46	44	18	1,0	2,0	797
	10 - 12	430	83	20	0,19	253	170	7,3	5,4	2,5	38	36	38	36	18	1,0	1,9	755
	12 - 14	473	71	17	0,15	290	185	7,6	5,6	1,6	43	41	43	42	24	1,0	1,8	384
	14 - 16	296	72	17	0,24	198	140	4,5	3,3	1,4	46	44	46	45	29	1,0	1,8	503
	16 - 18	827	73	17	0,09	460	280	11,4	8,4	1,7	50	48	51	49	25	1,0	1,7	869
	18 - 20	202	69	13	0,34	124	98	3,0	2,2	1,6	29	27	29	27	17	1,0	2,1	1022
	20 - 22	214	64	12	0,30	141	115	3,3	2,5	1,8	36	34	36	34	20	1,0	2,1	711
	22 - 24	174	61	11	0,35	121	96	3,3	2,4	1,8	36	34	36	34	20	1,0	1,9	675
24.03.2006 Do	0 - 2	131	44	6	0,34	71	59	2,6	1,9	1,6	29	27	29	27	19	1,0	2,0	612
	2 - 4	57	48	7	0,84	44	27	1,5	1,1	1,0	21	19	21	19	13	1,0	2,1	573
	4 - 6	42	36	3	0,86	34	20	0,9	0,7	0,6	9	7	9	7	6	1,0	2,3	572
	6 - 8	74	52	8	0,70	48	32	2,0	1,5	1,2	18	16	18	16	7	1,0	2,1	656
ab 10:00 Vorklärbecken wieder ein	8 - 10	429	71	14	0,17	225	142	10,6	7,9	3,1	48	46	48	47	16	1,0	1,9	757
	10 - 12	204	71	14	0,35	130	108	4,7	3,5	2,4	35	33	35	34	18	1,0	1,7	732
12:45 Nieselregen	12 - 14	205	74	15	0,36	132	107	3,9	2,9	2,3	26	24	26	24	13	1,0	1,9	704
	14 - 16	261	77	16	0,30	153	124	3,4	2,5	1,9	22	20	22	20	10	1,0	1,9	981
	16 - 18	261	77	16	0,30	160	134	3,7	2,7	1,5	22	20	22	20	9	1,0	1,9	1246
	18 - 20	208	91	20	0,44	119	85	3,0	2,2	1,4	17	15	17	15	7	1,0	2,0	1035
	20 - 22	152	69	13	0,45	100	82	2,6	1,9	1,5	17	15	17	15	9	1,0	1,8	776
	22 - 24	147	88	19	0,60	90	87	2,8	2,0	1,7	19	17	19	17	10	1,0	1,9	719

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	CSB _{mf-A.destmf-Kontrolle}	BSB _{ges}	BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf (ohne Aufschluss)}	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}	Zulaufmenge
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m ³ /2h
14.09.2006 Do	0-2	260	66	12	148	119	4,95	3,1	30	29	23	0,8	290
	2-4	169	59	10	111	90	4,47	3,2	30	30	23	0,2	258
	4-6	115	46	6	67	48	3,44	2,6	28	28	21	0,3	290
	6-8	102	65	12	43	31	2,76	2,1	21	20	16	0,6	382
	8-10	117	50	8	51	39	3,36	1,8	29	28	20	0,9	425
	10-12	224	82	17	122	90	6,03	3,6	50	50	35	0,4	396
	12-14	277	102	23	163	130	5,61	3,2	39	39	31	0,5	376
	14-16	278	152	38	184	150	6,05	2,6	35	35	23	0,3	367
	16-18	305	98	22	212	170	4,44	2,6	30	30	20	0,3	362
	18-20	280	73	19	210	160	4,94	2,7	30	30	18	0,2	373
	20-22	249	70	18	150	120	4,94	2,9	31	31	21	0,1	372
	22-24	234	72	19	150	120	5,09	3,0	34	34	21	0,1	336
15.09.2006 Fr	0 - 2	210	66	17	133	105	4,70	3,1	31	31	21	0,1	283
	2 - 4	172	61	15	107	80	4,22	3,0	31	31	22	0,1	256
	4 - 6	120	46	11	66	50	3,50	2,5	26	26	19	0,4	286
	6 - 8	99	37	5	45	33	2,72	1,7	21	21	14	0,5	369
	8 - 10	158	54	10	57	42	3,41	2,2	29	28	19	0,6	417
	10 - 12	228	91	21	129	100	7,34	4,0	53	53	36	0,4	401
	12 - 14	274	108	26	187	150	7,05	4,3	46	46	32	0,5	381
	14 - 16	285	90	20	192	155	6,15	3,4	40	40	22	0,2	371
	16 - 18	263	88	20	179	145	4,84	3,1	30	30	19	0,4	369
	18 - 20	259	79	19	174	130	5,04	2,9	30	30	19	0,2	372
	20 - 22	249	74	18	154	125	5,32	3,1	31	31	21	0,1	363
	22 - 24	220	77	19	153	125	4,68	3,0	30	30	21	0,2	330

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	CSB _{mf-A.des.tmf-Kontrolle}	BSB _{ges}	BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf (ohne Aufschluss)}	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}	Zulaufmenge
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m ³ /2h
16.09.2006 Sa	0 - 2	204	73	17	140	110	4,64	3,6	29	29	21	0,3	284
	2 - 4	163	60	14	107	85	4,43	3,1	31	31	23	0,2	251
	4 - 6	113	54	12	72	57	3,59	2,9	31	31	23	0,3	253
	6 - 8	85	51	8	43	30	2,93	2,1	23	23	16	0,5	310
	8 - 10	158	78	16	58	45	5,51	2,4	26	25	15	0,7	405
	10 - 12	152	57	10	94	75	5,03	3,0	37	37	28	0,5	445
	12 - 14	388	90	20	205	170	8,00	4,7	55	55	37	0,4	425
	14 - 16	376	101	23	247	200	7,02	4,0	46	45	27	0,7	399
	16 - 18	309	101	23	230	185	5,43	3,3	36	36	20	0,4	389
	18 - 20	281	89	22	193	160	4,73	2,9	31	31	20	0,2	392
	20 - 22	244	74	17	166	140	4,49	2,9	31	31	22	0,2	367
	22 - 24	230	71	17	164	135	4,39	2,8	35	35	23	0,1	322
17.09.2006 So	0 - 2	209	72	17	171	135	4,49	2,9	31	31	23	0,1	279
	2 - 4	160	63	14	114	93	4,09	3,0	32	32	20	0,2	253
	4 - 6	112	51	11	77	62	3,61	2,8	29	29	23	0,2	252
	6 - 8	76	52	11	40	32	2,79	2,2	25	24	18	0,7	284
	8 - 10	117	30	5	50	40	6,48	1,6	26	25	16	1,5	371
	10 - 12	110	61	14	60	48	3,63	2,5	34	33	20	0,7	430
	12 - 14	248	76	18	165	135	7,09	4,0	55	55	27	0,4	415
	14 - 16	355	111	29	211	175	7,51	4,2	55	54	32	0,7	423
	16 - 18	348	96	24	221	180	6,23	3,3	42	42	21	0,3	544
	18 - 20	355	92	23	237	190	6,81	3,2	36	36	19	0,5	772
	20 - 22	268	69	16	140	115	3,45	1,7	26	24	14	1,9	1078
	22 - 24	166	50	11	92	75	2,36	1,0	19	17	7	1,8	818

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zug} ges	CSB _{zu} mf	CSBmf-A.destrmf-Kontrolle	BSB _{ges}	BSB ₅	CSB in BSB-Flasche	TS	OTS	P _{zu} ges	P _{zu} mf (mit Aufschluss)	P _{zu} mf (ohne Aufschluss)	N _{zu} ges	N _{zu} mf	TKN _{zu} ges	NH ₄ _{zu} mf	NO ₃ _{zu} mf	Zulaufmengeber
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m3/d
16.06.2006 Mo	0-24	152	60	46	95	65	146	0,00	0,00	3,12	2,1	1,9	24	22	23	16	1,1	6239
17.06.2006 Di	0-24	152	51	37	91	69	140	0,05	0,00	3,09	2,3	2,0	28	24	27	16	0,7	5763
18.06.2006 Mi	0-24	139	65	51	88	66	65	0,03	0,00	3,38	2,6	2,4	24	24	24	19	0,5	5374
19.06.2006 Do	0-24	198	67	53	105	80	152	0,04	0,04	4,79	2,4	2,2	28	31	28	16	0,2	6662

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zug} ges	CSB _{zu} mf	CSBmf-A.destrmf-Kontrolle	BSB _{ges}	BSB ₅	CSB in BSB-Flasche	TS	OTS	P _{zu} ges	P _{zu} mf (mit Aufschluss)	P _{zu} mf (ohne Aufschluss)	N _{zu} ges	N _{zu} mf	TKN _{zu} ges	NH ₄ _{zu} mf	NO ₃ _{zu} mf	Zulaufmengeber
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l				mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m3/4h
20.06.2008 Fr	0-4	183	62	44	110	83	170	0,04	-	2,69	1,0	0,9	22	28	21	10	0,6	1042
	4-8	81	36	18	35	24	64	0,12	-	1,55	1,0	0,8	14	15	13	10	0,9	883
	8-12	121	65	48	68	46	124	0,28	-	3,49	2,3	2,3	31	33	30	27	1,0	959
	12-16	205	89	72	135	98	166	0,04	0,00	3,90	2,6	2,2	28	28	28	22	0,3	907
	16-20	203	71	60	140	102	168	0,05	0,04	3,46	2,2	1,8	23	20	23	15	0,2	884
21.06.2008 Sa	0-4	173	65	54	123	91	162	0,01	0,00	3,62	2,7	2,2	22	22	22	18	0,4	795
	4-8	136	53	42	99	77	120	0,19	0,14	3,69	2,8	2,4	26	24	26	20	0,4	728
	8-12	72	44	25	42	30	64	0,38	0,37	2,31	1,7	1,6	28	23	27	17	0,6	947
	12-16	128	62	43	75	59	145	0,14	0,14	3,51	2,4	2,2	32	35	31	23	0,9	1065
	16-20	205	77	58	135	119	167	0,10	0,09	5,19	3,5	3,0	34	31	33	24	0,8	960
22.06.2008 So	0-4	258	86	69	135	124	215	0,09	0,07	5,25	3,2	2,7	27	27	27	19	0,3	722
	4-8	207	70	53	148	130	160	0,02	0,01	3,75	2,8	2,3	26	25	26	20	0,5	606
	8-12	142	55	38	100	80	126	0,01	0,00	3,66	3,1	2,6	29	29	29	23	0,4	673
	12-16	77	39	22	37	26	64	0,02	0,02	2,69	2,2	2,0	24	23	24	20	0,4	766
	16-20	100	50	33	55	42	134	0,02	0,02	3,29	2,6	2,2	30	30	29	17	0,6	918
23.06.2008 Mo	0-4	240	94	77	150	124	169	0,04	0,01	5,46	3,8	3,5	41	38	41	26	0,3	898
	4-8	240	91	82	165	132	164	0,05	0,04	4,61	3,4	2,3	32	27	32	22	0,0	1254
	8-12	219	73	64	150	123	174	0,19	0,17	3,84	2,8	2,3	24	25	24	16	0,2	1428
	12-16	193	54	45	115	93	161	0,11	0,07	3,09	1,4	1,4	16	15	15	9	0,6	955
	16-20	71	41	30	32	24	65	0,22	0,22	1,44	1,0	1,0	13	13	12	9	0,9	839
24.06.2008 Di	0-4	162	73	62	82	63	142	0,22	0,17	3,83	2,7	2,5	39	38	38	25	1,0	928
	4-8	241	97	86	310	219	178	0,14	0,14	4,08	2,8	2,4	31	31	31	22	0,3	843
	8-12	235	86	77	132	103	159	0,08	0,03	3,76	2,7	2,4	26	23	26	16	0,4	812
	12-16	183	70	61	120	93	140	0,09	0,06	3,73	2,9	2,5	38	31	38	19	0,4	867
	16-20	151	57	48	102	79	141	0,04	0,03	4,31	3,5	3,0	35	33	35	22	0,3	658
24.06.2008 Di	4-8	79	41	32	21	16	65	0,12	0,12	2,85	2,0	1,8	25	21	25	16	0,4	801
	8-12	163	59	50	107	83	152	-	-	2,78	1,9	1,6	37	37	37	24	0,5	926

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

A.1.4 Qualitätsmessungen im Pufferbehälter

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	CSB _{mf-A,destmf-Kontrolle} *0,25	TS	BSB _{ges}	BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf (mit Aufschluss)}	P _{zu,mf (ohne Aufschluss)}	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	N _{zu,mf}	TKN _{zu,mf}	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l	g/kg	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
21.03.06	0:48	237	69	11	0,16	137	110	3,4	2,2	1,6	26	24	22	20	12	1,9
D	11:20	153	62	14	0,12	100	65	3,5	2,6	2,3	30	-	30	-	-	-
V	11:20	-	67	15	-	-	-	-	2,9	2,5	-	-	23	21	14	2,3
22.03.06	2:15	480	56	8	0,72	-	-	5,3	-	1,7	31	29	-	-	11	1,9
	17:35	196	69	13	0,04	134	109	4,0	-	1,5	27	25	-	-	11	2,0
23.03.06	3:00	279	52	8	3,52	122	97	3,6	-	1,7	25	23	-	-	14	1,9
	8:10	176	47	8	0,12	79	50	4,1	-	1,1	29	27	-	-	16	2,1
24.03.06	5:07	282	56	8	0,16	189	119	2,8	-	1,4	26	24	-	-	17	2,0
	14:18	298	66	10	0,20	255	178	2,3	-	2,1	34	32	-	-	15	1,9

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	CSB _{mf-A,destmf-Kontrolle}	BSB _{ges}	BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf (ohne Aufschluss)}	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	NH _{4,zu,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
14.09.2006	0:09	607	54	29	220	175	22,6	2,9	55	55	19
	17:00	719	77	52	-	-	23,2	3,5	51	51	21
15.09.2006	2:18	908	50	40	286	220	29,5	3,2	61	61	19
	12:20	597	56	34	-	-	21,2	3,5	57	57	24
16.09.2006	4:27	1140	44	29	374	290	38,1	2,9	66	66	19
	11:45	1006	32	20	334	140	38,3	1,6	66	66	16
17.09.2006	6:00	985	46	30			34,9	2,8	66	66	18
	14:15	874	72	57			32,7	3,1	71	71	23

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

A.1.5 Qualitätsmessungen im Zulauf zum SBR1

Besch.	Datum	Zeit Besch.	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	(CSB _{mif} -A.de.stimf-Kontrolle)*0,25	TS	BSB _{ges}	BSB5	P _{zu,ges}	P _{zu,mf} (mit Aufschluss)	Pzuges/Pzumf	P _{zu,mf} (ohne Aufschluss)	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	N _{zu,mf}	TKN _{zu,mf}	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}	
			mg/l	mg/l	mg/l	g/kg	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
1/1	21.03.2006 Mo	0:00	197	57	8	0,32	113	89	3,5	2,2	1,6	1,6	25	23	21	19	17	2,0	
1/2		2:00	136	52	6	0,12	92	76	3,1	2,1	1,4	1,6	19	17	19	17	9	1,9	
2/1		6:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2/2		8:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3/1		12:00	172	67	15	0,08	95	72	3,5	2,4	1,5	2,0	27	25	27	25	12	2,1	
3/2		14:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4/1		18:00	180	61	14	0,08	99	75	3,4	2,3	1,5	1,9	24	22	25	23	11	2,2	
4/2		20:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1/1	22.03.2006 Di	0:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
1/2		2:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
2/1		6:00	117	41	4	0,08	46	28	2,1	1,4	1,5	1,2	16	14	16	14	8	1,7	
2/2		8:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3/1		12:00	294	65	12	0,20	125	100	7,3	4,9	1,5	2,0	26	24	26	24	12	2,2	
3/2		14:00	166	65	12	0,04	92	73	3,5	2,4	1,5	2,2	29	27	29	27	15	2,2	
4/1		18:00	203	74	15	0,24	115	92	6,2	4,1	1,5	1,7	23	21	23	21	11	2,3	
4/2		20:00	185	68	12	0,36	112	92	3,4	2,2	1,5	1,7	25	23	25	23	11	2,2	
1/1	23.03.2006 Mi	0:00	181	67	11	0,24	106	86	3,6	2,4	1,5	1,6	27	25	27	25	12	2,1	
1/2		2:00	156	59	9	0,00	96	79	2,8	1,9	1,5	1,7	23	21	23	21	15	1,8	
2/1		6:00	135	46	6	0,08	65	43	2,3	1,6	1,5	1,2	19	17	19	17	11	1,9	
2/2		8:00	200	55	10	0,12	85	59	4,7	3,1	1,5	1,2	29	27	29	27	15	1,9	
3/1		12:00	480	63	12	0,20	285	195	10,6	7,0	1,5	2,2	45	43	45	43	21	2,1	
3/2		14:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4/1		18:00	797	62	12	0,84	370	252	10,3	6,9	1,5	1,5	52	50	52	50	28	2,4	
4/2		20:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1/1	24.03.2006 Do	0:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
1/2		2:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
2/1		6:00	153	51	7	0,08	84	58	2,6	1,7	1,5	1,1	22	20	22	20	14	2,0	
2/2		8:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3/1		12:00	358	77	13	0,20	210	128	8,7	5,8	1,5	2,3	39	37	39	37	17	1,9	
3/2		12:00	-	43	5	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-
3/2		14:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4/1		18:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4/2	20:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
1/1	25.03.2006 Fr	0:00	162	71	12	0,20	103	80	3,0	2,0	1,5	1,5	21	19	21	19	11	1,9	
1/2		2:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2/1		6:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2/2		8:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3/1		12:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3/2		14:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4/1		18:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4/2		20:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Besch.	Datum	Zeit Besch.	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	CSB _{mf-A.destrmf-Kontrolle}	BSB _{ges}	BSB ₅	P _{zu,mf} (ohne Aufschluss)	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1/1	14.09.2006 Do	0:00	2160	61	15	700	420	3,9	19	0,4
1/2		2:00	1040	55	13	300	190	8,0	19	0,3
2/1		6:00	1175	46	11	235	157	2,3	17	0,4
2/2		8:00	1890	36	9	518	290	1,8	14	1,0
3/1		12:00	700	36	8	140	93,3	2,5	20	0,8
3/2		14:00	920	39	9	285	190	3,6	24	0,5
4/1		18:00	912	62	14	182	122	3,9	20	0,4
4/2		20:00	1004	61	14	397	300	4,0	18	0,2
1/1		15.09.2006 Fr	0:00	1340	101	24	268	179	4,4	14
1/2	2:00		1275	54	12	392	315	3,4	17	0,2
2/1	6:00		1119	46	12	224	149	2,9	18	0,4
2/2	8:00		2636	39	10	820	410	2,1	13	0,5
	12:00		873	55	13	175	116	3,3	22	0,2
3/2	14:00		840	67	16	300	205	4,5	22	0,4
4/1	18:00		686	70	16	137	91,5	3,9	22	0,6
4/2	20:00		973	68	16	293	210	4,2	19	0,3
1/1	16.09.2006 Sa		0:00	745	58	14	149	99,3	3,6	18
1/2		2:00	491	57	14	178	130	3,0	18	0,7
2/1		6:00	821	45	11	164	109	2,9	18	0,3
2/2		8:00	832	46	11	186	130	2,5	17	0,6
3/1		12:00	733	43	10	193	140	2,1	18	0,8
3/2		14:00	1028	103	25	206	137	3,6	27	0,6
4/1		18:00	952	71	17	190	127	4,5	16	0,4
4/2		20:00	1072	72	17	214	143	4,8	21	0,3
1/1		17.09.2006 So	0:00	922	65	16	184	123	4,0	19
1/2	2:00		1115	61	15	223	149	3,6	18	0,4
2/1	6:00		987	51	12	197	132	3,2	19	0,5
2/2	8:00		705	43	10	141	94	2,2	15	0,6
3/1	12:00		753	41	9	151	100	2,0	17	0,5
3/2	14:00		1262	55	13	252	168	2,7	23	0,5
4/1	18:00		898	60	14	180	120	3,6	22	0,7

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Puffer, Zulaufdaten zum SBR 1																			
Besch.	Datum	Zeit Besch.	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	CSB _{mf-A,des,mf-Kontrolle}	BSB _{ges}	BSB ₅	CSB in BSB-Flasche	TS	OTS	P _{zu,ges} (mit Aufschluss)	P _{zu,mf} (mit Aufschluss)	P _{zu,mf} (ohne Aufschluss)	N _{ges}	N _{mf}	TKN _{ges}	TKN _{mf}	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l				mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1/1	20.06.2008 Fr	0:00	265	74	56	155	120	211	0,00	-	4,1	1,8	1,5	27,0	26,0	26,5	25,5	11	0,5
1/2		2:00	240	65	47	160	119	206	0,20	0,16	3,7	1,6	1,4	22,0	30,0	21,5	29,5	11	0,5
2/1		6:00	195	82	64	115	89	171	0,12	-	3,6	1,4	1,2	20,0	25,0	19,3	24,3	12	0,7
2/2		8:00	169	43	26	80	56	198	0,19	-	3,8	1,0	0,9	19,0	14,0	18,2	13,2	10	0,8
3/1		12:00	172	60	43	100	71	207	0,31	0,28	4,5	2,3	2,1	34,0	30,0	32,9	28,9	23	1,1
3/2		14:00	183	71	54	115	83	177	0,28	-	4,3	2,6	2,5	31,0	30,0	29,9	28,9	24	1,1
4/1		18:00	221	80	63	135	104	176	0,04	0,03	4,4	2,3	2,0	30,0	28,0	29,2	27,2	20	0,8
4/2		20:00	207	75	64	140	108	171	0,02	0,00	3,9	2,2	1,8	28,0	24,0	27,5	23,5	16	0,5
1/1	21.06.2008 Sa	0:00	198	65	54	145	110	167	0,02	0,02	3,9	2,4	2,0	25,0	24,0	23,1	22,1	17	1,9
1/2		2:00	194	61	50	130	100	165	0,04	0,01	4,4	2,6	2,1	26,0	22,0	25,3	21,3	18	0,7
2/1		6:00	136	54	43	100	85	133	0,05	0,00	3,4	2,5	2,1	28,0	23,0	27,5	22,5	20	0,5
2/2		8:00	115	53	34	66	57	142	0,18	0,18	3,0	2,0	1,8	22,0	22,0	21,3	21,3	18	0,7
3/1		12:00	146	60	41	82	63	138	0,31	0,23	3,4	2,4	2,0	31,0	30,0	30,0	29,0	21	1,0
3/2		14:00	165	67	48	110	83	169	0,10	0,08	4,2	2,9	2,5	35,0	31,0	34,1	30,1	25	0,9
4/1		18:00	252	75	56	170	133	204	0,06	0,02	5,1	3,1	2,6	33,0	28,0	32,3	27,3	22	0,7
4/2		20:00	248	72	55	210	157	197	0,09	0,04	5,4	3,0	2,3	35,0	27,0	34,4	26,4	20	0,6
1/1	22.06.2008 So	0:00	225	71	54	170	131	218	0,01	0,00	4,4	3,0	2,4	29,0	28,0	28,5	27,5	20	0,5
1/2		2:00	209	69	52	155	119	153	0,01	0,00	4,1	2,8	2,5	28,0	26,0	27,2	25,2	20	0,8
2/1		6:00	144	55	38	115	89	137	0,11	0,07	3,8	3,8	2,5	28,0	26,0	27,6	25,6	21	0,4
2/2		8:00	127	47	30	73	59	135	0,24	0,20	3,4	2,4	2,1	24,0	23,0	23,5	22,5	20	0,5
3/1		12:00	121	51	34	75	52	140	0,01	0,01	3,8	3,5	3,2	30,0	26,0	28,9	24,9	23	1,1
3/2		14:00	197	71	54	130	87	169	0,30	0,30	5,0	3,2	3,0	38,0	35,0	37,0	34,0	29	1,0
4/1		18:00	458	92	75	260	137	224	0,03	0,03	7,5	3,5	2,9	44,0	36,0	43,6	35,6	27	0,4
4/2		20:00	309	83	74	205	146	225	0,10	0,09	6,3	3,3	2,8	35,0	36,0	34,7	35,7	23	0,3
1/1	23.06.2008 Mo	0:00	265	73	64	188	142	179	0,30	0,19	5,2	2,6	2,5	30,0	31,0	29,3	30,3	17	0,7
1/2		2:00	284	68	59	180	136	205	0,04	0,02	5,2	2,5	2,0	27,0	24,0	26,5	23,5	14	0,5
2/1		6:00	182	62	53	95	73	149	0,00	0,03	3,1	1,6	1,5	18,0	16,0	17,4	15,4	11	0,6
2/2		8:00	211	41	30	90	68	153	0,42	0,33	3,6	1,1	1,1	16,0	13,0	14,8	11,8	10	1,2
3/1		12:00	200	64	53	95	74	165	0,05	0,05	4,4	2,4	2,3	31,0	30,0	30,0	29,0	22	1,0
3/2		14:00	233	79	68	128	99	164	0,13	0,11	4,8	2,6	2,4	33,0	31,0	32,1	30,1	25	0,9
4/1		18:00	287	89	78	184	143	194	0,03	0,02	4,7	2,6	2,1	33,0	32,0	32,0	31,0	22	1,0
4/2		20:00	270	80	71	156	135	205	0,02	0,00	4,7	2,7	2,1	31,0	28,0	30,3	27,3	19	0,7
1/1	24.06.2008 Mo	0:00	249	72	63	156	125	155	0,03	0,01	4,6	2,3	2,3	30,0	38,0	29,6	37,6	19	0,4
1/2		2:00	235	66	57	130	107	154	0,04	0,01	4,9	2,5	2,5	35,0	32,0	34,6	31,6	20	0,4
2/1		6:00	136	57	48	114	89	142	0,26	0,23	3,8	2,5	2,5	27,0	27,0	26,7	26,7	20	0,3
2/2		8:00	122	46	37	86	67	138	0,17	0,14	3,3	1,9	1,9	22,0	20,0	21,6	19,6	17	0,4

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

A.1.6 Qualitätsmessungen im Filtratwasserbehälter

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	(CSB _{mf-A,destmf-Kontrolle})*0.3	TS	BSB _{ges}	BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf (mit Aufschluss)}	P _{zu,mf (ohne Aufschluss)}	N _{zu,ges}	TKN _{zu,ges}	N _{zu,mf}	TKN _{zu,mf}	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l	g/kg	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
22.03.2006*	15:28	284	136	36	0,16	130	76	6,1	0,4	0,2	730	729	720	719	520	1,2
23.03.2006*	12:18	414	134	35	0,24	63	68	13,1	0,4	0,2	720	719	680	679	640	1,0

* Filtratwasserbehälter nicht gerührt und Probe von oben genommen

Datum	Zeit der Probenahme	CSB _{zu,ges}	CSB _{zu,mf}	(CSB _{mf-A,destmf-Kontrolle})*0.3	TS	OTS	BSB _{ges}	BSB ₅	P _{zu,ges}	P _{zu,mf (mit Aufschluss)}	P _{zu,mf (ohne Aufschluss)}	N _{zu,ges}	N _{zu,mf}	TKN _{zu,ges}	TKN _{zu,mf}	NH _{4,zu,mf}	NO _{3,zu,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
18.06.08*	12:00	20825	437	423	20,66	9,80	2000	956	706	1,5	1,3	1440	837	1439	836	740	1,0
20.06.08*	7:00	3400	274	260	0,45	-	270	236	13,9	2,3	2,2	930	820	929	819	730	1,0
	12:00	700	259	245	0,40	0,30	260	182	17,6	1,5	1,4	890	840	889	839	790	0,9
	21:45	680	183	169	0,04	0,03	195	165	11,3	2,0	1,7	890	820	889	819	710	0,7
21.03.06*	6:00	694	182	168	0,41	0,31	205	159	11,9	1,9	1,7	980	800	979	799	680	0,8
23.03.06*	12:00	1427	151	137	1,40	0,73	313	223	48,6	1,6	1,3	910	620	908	618	600	1,8

* Filtratwasserbehälter gerührt (wurde vorher nicht gerührt) und Probe aus der Abflussleitung genommen

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

A.1.7 Qualitätsmessungen im Denitrifikationsbecken und Nitrifikationsbecken2

Denitrifikationsbecken

Datum	Zeit Besch.	NO ₃ nrf	Online NO ₃ nrf	NH ₄ nrf	Online NH ₄	P _{nrf} (ohne Aufschluss)	Online PO ₄
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
21.03.2006	1:38	0,0	0,0	10	11	0,8	0,9
	15:50	0,1	0,0	8	8	1,0	0,9
22.03.2006	6:43	0,0	0,0	6	6	0,6	0,4
	9:39	0,0	0,0	5	5	0,4	0,5
23.03.2006	3:43	0,2	0,0	8	10	1,0	0,9
	11:35	0,2	0,0	12	11	0,8	0,8
24.03.2006	3:50	0,2	0,0	11	10	0,5	0,5
	17:32	0,2	0,0	9	9	1,0	0,8

Nitrifikationsbecken2

Datum	Zeit Besch.	Beschickungshöhe	CSB _{in} TS	CSB _{in} TS	CSB _{in} MW	N _{ges}	N _{ges}	N _{MW}	P _{ges}	P _{ges}	P _{MW}	TS	TS	TSMW	Online TS	NO ₃ nrf	Online NO ₃ nrf	NH ₄ nrf	Online NH ₄ nrf*	P _{nrf} (ohne Aufschluss)	Online PO ₄ nrf**	fTS/(TS/CSB)	N	N in CSB	N in TS	P - PO ₄ nrf	P in CSB	P in TS
		m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l			mg/l		
21.03.2006	3:30	5,5	3100	3100	3100	150	134	142	88	94	91	2,64	2,56	2600	2,8	2,3	2,2	6,9	6,9	0,4	0,3	0,84	133	4,3	5,1	89	2,9	3,4
	15:55	5,5	2900	2900	2900	122	126	124	86	82	84	2,60	2,68	2640	2,8	2,8	3,3	5,2	5,5	0,3	0,3	0,91	115	4,0	4,3	81	2,8	3,1
22.03.2006	6:25	5,5	3200	2900	3050	146	134	140	95	95	95	3,32	3,28	3300	2,8	2,6	2,8	3,7	4,4	0,2	0,3	1,08	133	4,4	4,0	92	3,0	2,8
	20:29	5,5	2900	2800	2850	127	121	124	94	90	92	2,80	2,76	2780	2,7	2,2	2,1	3,5	4,0	0,2	0,2	0,98	118	4,1	4,3	90	3,1	3,2
23.03.2006	1:35	5,5	2800	2700	2750	145	150	148	73	69	71	2,84	2,56	2700	2,6	0,5	0,2	5,7	6,4	0,3	0,3	0,98	141	5,1	5,5	71	2,6	2,6
	11:10	5,5	3400	3300	3350	169	166	168	110	111	111	3,00	2,96	2980	3,0	3,3	4,4	4,8	4,7	0,6	0,3	0,89	158	4,7	5,4	106	3,2	3,6
24.03.2006	4:03	5,5	3400	3300	3350	142	156	149	89	93	91	3,36	3,16	3260	2,9	2,5	2,5	7,0	8,2	0,3	0,3	0,97	138	4,1	4,4	88	2,6	2,7
	9:36	5,5	3100	3200	3150	151	142	147	95	89	92	2,76	2,76	2760	2,9	3,2	3,7	4,6	5,4	0,4	0,3	0,88	137	4,4	5,0	88	2,8	3,2

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Denitrifikationsbecken

Datum	Zeit Besch.	NO _{3mf}	Online NO _{3mf}	PO _{4mf}
		mg/l	mg/l	mg/l
14.09.2006	1:55	0,0	1,4	
	17:50	0,1	1,6	
15.09.2006	4:33	0,0	1,6	
	15:31	0,1	1,3	
16.09.2006	0:50	0,1	1,4	
	9:18	0,1	1,5	
HL	17:07			4,54
17.09.2006 NL	0:05	0,1	1,8	5,31
HL	8:00	0,0	1,1	2,12
HL	10:03	0,0	1,4	3,08

Nitrifikationsbecken2

Datum	Zeit Besch.	Beschickungshöhe	CSBm TS	CSBm TS	CSBMW	Nges	Nges	NMW	Pges	Pges	PMW	TS	TS	TSMW	Online TS	NO _{3mf}	Online NO _{3mf}	NH _{4mf}	Online NH _{4mf} **	P _{mf} (ohne Aufschluss)	Online PO _{4mf} **	fTS(TS/CSB)	N	N in CSB	N in TS	P - PO _{4mf}	P in CSB	P in TS
		m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l			mg/l		
14.09.2006	4:00	5,5	3260	3070	3165	142	147	145	115	115	115	3,52	3,48	3500	3,2	2,6	2,4	0,4	0,6	0,0	0,1	1,11	142	4,5	4,0	113	3,6	3,2
	16:02	5,5	2960	3030	2995	128	120	124	100	104	102	2,28	2,44	2360	3,1	2,8	2,9	1,3	1,3	0,2	0,1	0,79	120	4,0	4,9	99	3,3	4,2
15.09.2006	1:00	5,5	2960	3020	2990	137	146	142	115	116	116	3,16	3,32	3240	3,1	2,8	2,7	0,9	1,0	0,2	0,1	1,08	138	4,6	4,2	113	3,8	3,5
	15:55	5,5	2960	2890	2925	125	117	121	100	102	101	2,92	2,84	2880	3,0	2,4	2,4	1,6	1,3	0,5	0,4	0,98	117	4,0	4,1	99	3,4	3,4
16.09.2006	0:55	5,5	2930	2870	2900	124	123	124	110	106	108	3,16	3,16	3160	3,1	2,7	2,4	1,2	1,1	0,4	0,3	1,09	120	4,1	3,8	105	3,6	3,3
	14:28	5,5	2800	2810	2805	112	122	117	105	105	105	4,08	3,96	4020	3,0	2,8	2,8	1,0	0,9	0,6	0,6	1,43	113	4,0	2,9	102	3,6	2,5
17.09.2006	2:07	5,5	2870	2930	2900	125	132	129	109	108	108	3,48	3,32	3400	3,0	3,2	3,1	0,8	0,7	0,5	0,4	1,17	125	4,3	3,8	105	3,6	3,1
	9:50	5,5	2930	2930	2930	136	133	135	103	103	103	2,56	2,60	2580	3,1	0,8	0,5	0,7	0,6	0,3	0,3	0,88	133	4,6	5,1	103	3,5	4,0

Nitrifikationsbecken2

Datum	Zeit Besch.	Beschickungshöhe	CSBim TS	CSBimTS	CSBMW	Pges	Pges	PMW	Nges	Nges	NMW	TS	TS	TSMW	TSMW	Online TS	P _{mf} (ohne A./Schluss)	Online PO ₄ -mf**	NH ₄ -mf	Online NH ₄ -mf**	NO ₂ -mf	Online NO ₃ -mf	fTS(TS/CSB)	N	N in CSB	N in TS	P - PO ₄ -mf	P in CSB	P in TS
		m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	g/kg	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l			mg/l		
20.06.2008	5:45	5,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,28	-	2280	2,3	2,5	2,6	0,8	0,0	0,0	3,6	1,8	-	-	-	-	-	-	-
	23:50	5,5	2600	2700	2650	92	90	91	123	125	124	3,03	2,92	2975	3,0	3,1	0,3	0,4	1,5	1,2	0,4	0,2	1,12	123	4,6	4,2	91	3,4	3,1
21.06.2008	8:30	5,5	2900	2900	2900	79	80	79	126	127	127	3,37	3,20	3285	3,3	3,2	0,0	0,3	0,9	0,8	0,4	0,0	1,13	126	4,3	3,9	79	2,7	2,4
	20:35	5,5	2500	2600	2550	86	85	85	123	125	124	2,56	2,91	2735	2,7	3,0	0,3	0,3	0,0	0,2	3,5	3,8	1,07	120	4,7	4,1	82	3,2	3,0
22.06.2008	3:40	5,5	2500	2600	2550	83	81	82	121	121	121	2,90	2,88	2890	2,9	2,5	0,2	0,4	1,5	1,1	0,5	0,4	1,13	120	4,7	4,1	82	3,2	2,8
	12:00	5,5	2700	2700	2700	80	80	80	120	117	119	2,75	2,84	2795	2,8	2,8	0,3	0,3	0,1	0,5	2,3	1,9	1,04	116	4,3	4,1	78	2,9	2,8
23.06.2008	0:35	5,5	2400	2400	2400	83	82	83	121	121	121	2,79	2,72	2755	2,8	2,8	0,8	0,5	3,2	2,7	4,1	4,6	1,15	114	4,7	4,2	78	3,3	2,8
	15:45	5,5	2700	2600	2650	84	84	84	124	117	121	2,84	2,94	2890	2,9	2,9	2,5	0,2	1,1	0,7	1,2	0,8	1,09	119	4,5	4,0	83	3,1	2,9
	22:02	5,5	2800	2800	2800	104	103	104	128	129	129	3,25	3,25	3250	3,3	3,2	0,2	0,2	0,9	0,9	1,6	1,7	1,16	126	4,5	3,9	102	3,6	3,1
24.06.2008	00:38	5,5	2900	2800	2850	100	100	100	140	146	143	3,33	3,26	3295	3,3	3,2	0,2	0,2	0,1	0,0	2,6	2,9	1,16	140	4,9	4,3	98	3,4	3,0

A.1.8 Qualitätsmessungen im SBR1

Datum	Zeit Besch.	Beschickungshöhe	CSBm TS		CSBmTS	CSBMW	BSB _{ges}		BSB5	Nges	Nges	Pges	Pges	TS auf aktuelle Höhe	TS auf aktuelle Höhe	TS auf 5,5	Online TS	Online TS auf 5,5 m	NO _{3nr}	Online NO _{3nr}	Online NO _{3nr} auf 5,5	NH _{4nr}	Online NH _{4nr}	Online NH _{4nr} auf 5,5	PO _{4nr}	Online PO _{4nr}	MW PO4	MWPO4 auf 5,5 m	CSB auf 5,5 m	fTS(TS/CSB)	N auf 5,5 m	N in CSB	N in TS	P auf 5,5 m - PO _{4nr}	P in CSB	P in TS
			m	mg/l			mg/l	mg/l																												
21.03.2006	3:42	5,3	3100	3100	3100	1180	690	145	152	86	88	2,9	2,5	2,6	2,3	2,2	4,8	5,4	5,2	0,8	0,9	0,9	0,6	0,7	0,6	0,6	0,6	2965	0,87	136	4,6	5,3	83	2,8	3,2	
12:30	4,8	4500	4500	4500	3038	2025	224	221	123	122	3,4	3,9	3,2	3,0	2,6	1,5	1,8	1,6	0,1	0,4	0,3	0,5	0,6	0,5	0,5	3927	0,82	192	4,9	6,0	107	2,7	3,3			
22.03.2006	1:26	3,4	5100	5300	5200	4375	2750	264	264	144	155	5,0	4,9	3,0	4,1	2,5	6,5	7,0	4,3	0,1	0,4	0,3	0,7	0,7	0,7	0,4	3196	0,95	158	4,9	5,2	91	2,9	3,0		
12:33	5,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
18:40	4,6	4100	4100	4100	-	-	185	198	94	94	2,9	3,0	2,5	3,1	2,6	1,6	0,6	0,5	6,9	5,5	4,6	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	3459	0,72	156	4,5	6,3	78	2,3	3,1		
23.03.2006	2:43	5,0	3800	3800	3800	1250	910	195	183	96	109	3,6	3,6	3,3	2,9	2,7	1,8	0,8	0,7	6,1	5,2	4,7	0,8	0,8	0,8	0,7	3455	0,96	166	4,8	5,0	92	2,7	2,8		
13:10	5,5	3500	3600	3550	-	-	175	183	103	107	2,8	2,6	2,7	2,8	2,8	1,4	0,8	0,8	11,0	8,9	8,9	1,4	1,0	1,2	1,2	3550	0,76	169	4,8	6,3	103	2,9	3,8			
24.03.2006	1:50	3,5	6100	6100	6100	2650	1600	202	292	145	163	5,6	5,6	3,6	4,5	2,9	7,3	5,6	3,6	5,5	3,0	1,9	0,6	0,7	0,7	0,4	3882	0,91	152	3,9	4,3	98	2,5	2,8		
13:54	5,5	3900	4000	3950	-	-	170	173	189	190	3,2	3,0	3,1	3,0	3,0	1,4	1,2	1,2	10,0	8,5	8,5	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	3950	0,79	162	4,1	5,2	188	4,8	6,0		
25.03.2006	2:19	5,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Datum	Zeit Besch.	Beschickungshöhe	CSBm TS		CSBmTS	CSBMW	Nges	Nges	Pges	Pges	TS auf aktuelle Höhe	TS auf aktuelle Höhe	MW: TS auf aktuelle Höhe	TS auf 5,5	Online TS	online TS 5,5	NO _{3nr}	Online NO _{3nr}	NH _{4nr}	Online NH _{4nr}	PO _{4nr}	Online PO _{4nr}	MW PO4	MWPO4 auf 5,5 m	CSB auf 5,5 m	fTS(TS/CSB)	N auf 5,5 m	N in CSB	N in TS	P auf 5,5 m - PO _{4nr}	P in CSB	P in TS		
			m	mg/l																													mg/l	mg/l
14.09.2006	7:07	4,4	4560	4650	4605	180	206	81	82	4,4	4,5	4,5	3,6	4,1	3,3	0,4	0,4	3,8	2,7	0,9	1,0	1,0	0,8	3701	0,97	155	4,2	4,3	65	1,7	1,8			
19:00	4,4	4710	4780	4745	208	169	172	172	4,2	4,6	4,4	3,5	4,5	3,6	0,2	0,0	7,2	4,3	1,2	1,1	1,1	1,2	0,9	3805	0,93	151	4,0	4,3	137	3,6	3,9			
1:54	4,7	4700	4650	4675	198	200	171	173	4,9	5,0	4,9	4,2	5,2	4,4	4,4	4,4	1,2	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	0,9	3995	1,05	170	4,3	4,0	146	3,7	3,5		
7:42	4,7	4760	4730	4745	181	190	184	187	4,6	5,0	4,9	4,2	4,6	3,9	3,6	3,7	1,3	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	4012	1,04	157	3,9	3,8	156	3,9	3,7			
1:43	4,6	5130	5020	5075	206	181	187	190	4,6	5,2	4,9	4,2	4,6	3,9								1,1	0,9	4281	0,97	163	3,8	3,9	158	3,7	3,8			
18:55	5,0	4910	4850	4880	198	194	175	173	4,8	4,9	4,9	4,4	4,4	4,0	0,2	0,2	5,6	3,2	1,3	1,2	1,2	1,2	1,1	4410	1,00	167	3,8	3,8	156	3,5	3,5			
1:36	5,0	5090	5140	5115	231	197	198	200	5,6	5,4	5,5	5,0	4,6	4,1	3,9	3,8					1,1	1,2	1,2	1,0	4622	1,07	193	4,2	3,9	179	3,9	3,6		
7:30	4,8	5280	5250	5265	204	218	202	204	5,3	5,7	5,5	4,8	4,8	4,1	3,6	3,0					0,9	1,0	1,0	0,8	4557	1,04	183	4,0	3,8	175	3,8	3,7		
18.09.2006	0:12	4,7	5	4	5				5	4	5	4,0																						

Datum	Zeit Besch.	Temp	Beschickungshöhe		CSBm TS	CSBmTS	CSBMW	Pges	Pges	Nges	Nges	TS auf aktuelle Höhe	TS auf aktuelle Höhe	MW: TS auf aktuelle Höhe	TS auf 5,5	Online TS	online TS 5,5	NH _{4nr}	Online NH _{4nr}	NO _{3nr}	Online NO _{3nr}	PO _{4nr}	Online PO _{4nr}	MW PO4	MWPO4 auf 5,5 m	CSB auf 5,5 m	fTS(TS/CSB)	N auf 5,5 m	N in CSB	N in TS	P auf 5,5 m - PO _{4nr}	P in CSB	P in TS
			m	mg/l																													
20.06.2008	1:30	14,8	4,7	2700	2800	2750	102	102	142	143	3,6	-	3,6	3,1	3,8	3,3	2,0	2,8	7,8	8,1	1,2	0,9	1,1	0,9	2355	1,31	95	4,0	3,1	86	3,7	2,8	
20.06.2008	15:00	15,2	4,6	3000	3100	3050	117	113	150	153	4,1	-	4,1	3,4	4,0	3,3	4,0	2,9	5,9	6,3	1,2	0,8	1,0	0,8	2540	1,35	102	4,0	3,0	95	3,7	2,8	
21.06.2008	1:30	15,2	4,2	3300	3300	3300	127	130	146	147	3,8	3,8	3,8	2,9	4,0	3,1	3,5	2,7	5,8	6,5	1,4	0,8	1,1	0,8	2526	1,16	92	3,6	3,1	98	3,9	3,3	
21.06.2008	15:00	15,2	4,6	3500	3600	3550	153	148	162	156	3,9	3,7	3,8	3,2	3,7	3,1	2,1	2,2	8,0	7,8	0,9	0,8	0,9	0,7	2963	1,06	117	4,0	3,7	125	4,2	4,0	
22.06.2008	1:30	15,1	4,2	3400	3400	3400	88	88	160	177	4,1	4,0	4,0	3,1	4,3	3,3	3,8	3,2	6,2	6,4	1,0	0,9	0,9	0,7	2596	1,19	60	2,3	1,9	67	2,6	2,2	
15:00	15,4	4,6	3400	3500	3450	126	128	168	158	4,1	4,0	4,0	3,4	3,9	3,2	3,8	3,0	7,6	8,3	1,1	0,8	0,9	0,8	2867	1,17	96	3,3	2,9	105	3,6	3,1		
23.06.2008	1:52	15,7	4,6	3500	3400	3450	122	121	150	149	3,8	3,9	3,8	3,2	4,2	3,5	4,5	4,0	7,9	8,4	1,1	1,0	1,1	0,9	2892	1,10	91	3,2	2,9	101	3,5	3,2	
15:00	16,2	4,6	3600	3600	3600	123	121	135	130	4,1	4,1	4,1	3,4	4,3	3,6	4,3	3,8	7,0	7,4	0,9	0,8	0,8	0,7	3004	1,13	93	3,1	2,7	101	3,4	3,0		
24.06.2008	1:50	15,9	4,2	3900	3800	3850	140	140	164	169	4,6	4,5	4,5	3,5	4,6	3,5	4,1	3,9	8,2	9,0	1,0	0,7	0,9	0,7	2947	1,18	97	3,3	2,8	107	3,6	3,1	

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

A.1.9 Qualitätsmessungen im Ablauf der konventionellen Biologie

Datum	Zeit Besch.	CSB _{ab,ges}	CSB _{mf}	CSB _{mf} -Adestmf- (Kontrolle)*0,3	P _{ges}	P _{ab,mf} (mit Aufschluss)	P _{ab,mf} (ohne Aufschluss)	N _{ges}	TKN _{ab,ges}	N _{mf}	TKN _{ab,mf}	NH ₄ mf	NO ₃ ab,mf
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
21.03.2006	0 - 2	20	31	1	0,45	0,32	0,31	12,0	10,6	14,0	12,6	7,2	1,4
	2 - 4	18	40	4	0,44	0,33	0,31	11,0	9,5	16,0	14,5	7,0	1,5
	4 - 6	15	26	1	0,40	0,3	0,28	9,0	7,6	11,0	9,6	7,2	1,4
	6 - 8	15	27	6	0,36	0,25	0,23	8,8	7,0	11,4	9,6	3,4	1,8
	8 - 10	14	25	6	0,32	0,22	0,2	8,2	6,2	11,3	9,3	5,2	2,0
	10 - 12	15	22	5	0,35	0,21	0,2	8,3	6,4	10,6	8,7	4,7	1,9
	12 - 14	12	28	7	0,26	0,2	0,2	7,4	5,4	10,3	8,3	5,2	2,0
	14 - 16	14	20	4	0,30	0,23	0,22	8,2	6,0	11,8	9,6	5,0	2,2
	16 - 18	34	23	5	0,37	0,25	0,22	8,8	6,7	10,8	8,7	5,3	2,1
	18 - 20	14	26	1	0,31	0,23	0,26	12,0	9,4	13,0	10,4	5,5	2,6
	20 - 22	13	23	1	0,38	0,28	0,28	11,0	8,8	12,0	9,8	5,6	2,2
	22 - 24	19	26	1	0,42	0,33	0,29	10,0	7,8	12,0	9,8	4,9	2,2
22.03.2006	0 - 2	16	20	1	0,41	-	0,27	10,0	8,1	-	-	5,0	1,9
	2 - 4	13	19	1	0,41	-	0,3	11,0	9,1	-	-	5,0	1,9
	4 - 6	15	19	1	0,39	-	0,27	13,0	11,0	-	-	5,1	2,0
	6 - 8	15	25	3	0,36	-	0,28	7,8	6,0	-	-	4,6	1,8
	8 - 10	44	20	1	0,35	-	0,26	7,5	5,3	-	-	3,9	2,2
	10 - 12	12	22	2	0,33	-	0,23	7,3	4,6	-	-	3,4	2,7
	12 - 14	14	23	2	0,28	-	0,22	9,5	6,7	-	-	2,7	2,8
	14 - 16	10	26	3	0,32	-	0,22	7,2	4,1	-	-	3,2	3,1
	16 - 18	14	23	2	0,34	-	0,2	7,1	3,2	-	-	2,0	3,9
	18 - 20	14	26	1	0,40	-	0,24	7,2	2,8	-	-	2,0	4,4
	20 - 22	17	22	1	0,44	-	0,29	7,5	4,5	-	-	2,8	3,0
	22 - 24	21	24	1	0,41	-	0,28	6,6	4,8	-	-	4,0	1,8
23.03.2006	0 - 2	17	29	2	0,45	-	0,3	6,8	5,8	-	-	4,7	1,0
	2 - 4	14	21	1	0,40	-	0,3	6,9	6,2	-	-	5,2	0,7
	4 - 6	15	23	1	0,40	-	0,31	7,6	6,8	-	-	5,0	0,8
	6 - 8	13	23	1	0,39	-	0,28	7,2	6,1	-	-	5,0	1,1
	8 - 10	13	20	1	0,28	-	0,26	7,5	5,9	-	-	3,6	1,6
	10 - 12	12	24	2	0,32	-	0,27	7,4	5,6	-	-	4,7	1,8
	12 - 14	15	23	2	0,37	-	0,24	8,2	6,0	-	-	4,8	2,2
	14 - 16	12	22	2	0,36	-	0,25	8,3	5,7	-	-	4,4	2,6
	16 - 18	14	26	3	0,42	-	0,25	8,8	5,4	-	-	4,0	3,4
	18 - 20	14	15	1	0,42	-	0,26	9,7	4,9	-	-	3,7	4,8
	20 - 22	13	18	1	0,45	-	0,30	10,2	5,8	-	-	4,3	4,4
	22 - 24	16	22	1	0,41	-	0,30	10,2	6,4	-	-	5,2	3,8
24.03.2006	0 - 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2 - 4	19	32	2	0,45	-	0,30	10,3	8,1	-	-	6,6	2,2
	4 - 6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6 - 8	15	32	2	0,41	-	0,27	10,8	8,6	-	-	6,8	2,2
	8 - 10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10 - 12	14	33	2	0,33	-	0,25	9,6	7,2	-	-	5,9	2,4
	12 - 14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	14 - 16	15	29	1	0,42	-	0,30	10,4	7,6	-	-	5,8	2,8
	16 - 18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	18 - 20	19	29	1	0,59	-	0,40	11,0	8,8	-	-	7,0	2,2
	20 - 22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	22 - 24	27	40	5	0,58	-	0,44	10,1	8,5	-	-	6,8	1,6

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Datum	Zeit Besch.	CSB _{ab,ges}	CSB _{mf}	CSB _{mf-A,destmf-Kontrolle}	P _{ges}	P _{ab,mf (ohne Aufschluss)}	N _{ges}	TKN _{ab,ges}	NH _{4mf}	NO _{3,ab,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
14.09.2006	0 - 2	20	29	1	0,24	0,15	4,0	1,8	0,7	2,2
	2 - 4	20	26	0	0,28	0,14	4,2	1,8	0,8	2,4
	4 - 6	19	28	1	0,23	0,17	4,1	1,8	0,7	2,3
	6 - 8	18	27	1	0,26	0,14	4,2	2,0	0,7	2,2
	8 - 10	21	22	1	0,43	0,14	4,2	2,0	0,6	2,2
	10 - 12	17	45	6	0,66	0,18	3,8	0,9	0,7	2,9
	12 - 14	20	32	2	0,33	0,16	3,9	1,8	0,6	2,1
	14 - 16	19	36	3	0,32	0,23	3,7	1,7	0,5	2,0
	16 - 18	17	29	1	0,25	0,17	3,5	1,3	0,5	2,2
	18 - 20	19	30	6	0,32	0,21	4,0	1,4	0,8	2,6
	20 - 22	17	29	6	0,29	0,21	4,4	1,9	0,8	2,5
	22 - 24	21	30	6	0,30	0,22	4,6	1,9	0,9	2,7
15.09.2006	0 - 2	18	29	6	0,31	0,22	4,8	2,0	0,9	2,8
	2 - 4	14	21	3	0,30	0,21	-	-	0,8	2,9
	4 - 6	15	24	4	0,31	0,1	-	-	0,8	2,8
	6 - 8	16	24	1	0,32	0,21	-	-	0,7	2,8
	8 - 10	14	30	2	0,30	0,22	-	-	0,6	2,5
	10 - 12	14	29	2	0,31	0,23	-	-	0,6	2,5
	12 - 14	14	28	2	0,32	0,24	-	-	0,6	2,4
	14 - 16	16	27	2	0,35	0,23	-	-	0,6	2,4
	16 - 18	14	30	2	0,11	0,28	-	-	0,5	2,5
	18 - 20	14	27	4	0,45	0,32	-	-	0,6	2,5
	20 - 22	17	23	2	0,47	0,36	-	-	0,8	2,6
	22 - 24	14	27	4	0,47	0,38	-	-	0,9	2,9
16.09.2006	0 - 2	14	23	2	0,48	0,37	-	-	0,8	2,9
	2 - 4	16	25	3	0,49	0,37	-	-	0,9	2,9
	4 - 6	16	27	4	0,50	0,37	-	-	0,8	2,9
	6 - 8	16	31	2	0,47	0,37	-	-	0,7	2,9
	8 - 10	16	29	1	0,49	0,38	-	-	0,6	2,7
	10 - 12	17	29	1	0,52	0,39	-	-	0,6	2,7
	12 - 14	21	32	2	0,53	0,40	-	-	0,6	2,7
	14 - 16	16	25	0	0,51	0,41	-	-	0,5	2,7
	16 - 18	25	34	3	0,55	0,47	-	-	0,6	2,3
	18 - 20	20	27	3	0,65	0,53	-	-	0,7	2,6
	20 - 22	21	24	2	0,72	0,59	-	-	0,8	2,8
	22 - 24	15	23	2	0,68	0,61	-	-	0,8	3,1
17.09.2006	0 - 2	18	24	2	0,7	0,60	-	-	0,7	3,1
	2 - 4	17	27	3	0,65	-	-	-	0,7	3,2
	4 - 6	18	28	4	0,64	-	-	-	0,7	3,1
	6 - 8	19	36	6	0,56	-	-	-	0,6	2,9
	8 - 10	13	22	2	0,58	-	-	-	0,5	2,8
	10 - 12	20	33	5	0,60	-	-	-	0,6	2,8
	12 - 14	17	32	5	0,54	-	-	-	0,5	2,9
	14 - 16	13	32	5	0,49	-	-	-	0,5	2,5
	16 - 18	14	27	4	0,47	-	-	-	0,5	2,3
	18 - 20	17	37	7	0,30	-	-	-	0,6	2,3
	20 - 22	20	26	3	0,53	-	-	-	0,7	2,8
	22 - 24	21	27	4	0,61	-	-	-	1,2	3,8

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Datum	Zeit Besch.	CSB _{ab,ges}	CSB _{mf}	CSB _{ges} /CSB _{mf}	CSB _{mf} -A.destmf-Kontrolle	P _{ges}	P _{ab,mf} (mit Aufschluss)	P _{ges} /P _{mf}	P _{ab,mf} (ohne Aufschluss)	P _{ges} /P _{O4}	N _{ges}	N _{mf}		TKN _{ab,ges}	TKN _{ab,mf}	NH ₄ _{mf}	N _{ges} /NH ₄	NO ₃ _{ab,mf}
		mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l		mg/l		mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l		mg/l
20.06.2008	0 - 4	30	20	1,5	16	0,78	0,53	1,47	0,51	1,53	6,4	6,8	0,9	3,1	3,5	1,9	3,4	3,3
	4 - 8	22	14	1,6	10	0,69	0,51	1,35	0,48	1,44	5,1	4,9	1,0	2,2	2,0	1,3	3,9	2,9
	8 - 12	21	14	1,5	10	0,53	0,36	1,47	0,35	1,51	4,5	4,7	1,0	1,6	1,8	0,8	5,6	2,9
	12 - 16	16	12	1,3	8	0,41	0,28	1,46	0,27	1,52	4,2	3,7	1,1	1,3	0,8	0,6	7,0	2,9
	16 - 20	16	13	1,2	9	0,38	0,27	1,41	0,24	1,58	3,8	3,8	1,0	1,7	1,7	0,6	6,3	2,1
	20 - 24	33	13	2,5	5	1,00	0,26	3,85	0,25	4,00	4,6	3,8	1,2	2,6	1,8	0,6	7,7	2,0
21.06.2008	0 - 4	16	15	1,1	7	0,40	0,24	1,67	0,22	1,82	3,4	3,8	0,9	1,6	2,0	0,7	4,9	1,8
	4 - 8	17	10	1,7	2	0,33	0,23	1,43	0,22	1,50	2,8	5,4	0,5	1,2	3,8	0,7	4,0	1,6
	8 - 12	14	18	0,8	10	0,35	0,25	1,40	0,22	1,59	3,2	3,3	1,0	2,0	2,1	0,6	5,3	1,2
	12 - 16	18	11	1,6	3	0,43	0,26	1,65	0,22	1,95	3,0	2,6	1,2	1,9	1,5	1,0	3,0	1,1
	16 - 20	16	18	0,9	10	0,38	0,27	1,41	0,25	1,52	3,4	4,4	0,8	1,7	2,7	0,8	4,3	1,7
	20 - 24	13	18	0,7	9	0,35	0,27	1,30	0,25	1,40	3,6	5,5	0,7	1,3	3,2	0,7	5,0	2,3
22.06.2008	0 - 4	32	21	1,5	12	1,00	0,25	4,00	0,22	4,55	4,5	5,1	0,9	2,5	3,1	0,7	6,4	2,0
	4 - 8	16	11	1,5	11	0,36	0,20		0,26	1,38	3,3	3,7		1,4	1,8	0,8	4,1	1,9
	8 - 12	13	13	1,0	13	0,39	0,21		0,26	1,50	3,2	3,6		1,6	2,0	0,6	5,0	1,6
	12 - 16	12	10	1,2	10	0,41	0,22		0,24	1,71	2,6	2,9		1,4	1,7	0,6	4,3	1,2
	16 - 20	16	15	1,1	8	0,50	0,27		0,28	1,79	3,2	3,6		1,2	1,6	0,6	5,3	2,0
	20 - 24	16	15	1,1	8	0,57	0,31		0,35	1,63	4,3	4,8		1,7	2,2	0,8	5,0	2,6
23.06.2008	0 - 4	21	17	1,2	10	0,81	0,44		0,45	1,80	6,8	7,6		4,4	5,2	2,5	2,7	2,4
	4 - 8	18	12	1,5	5	0,57	0,31		0,38	1,50	6,0	6,7		3,6	4,3	2,6	2,3	2,4
	8 - 12	22	12	1,8	12	0,54	0,29		0,31	1,74	5,6	6,2		3,4	4,0	2,0	2,8	2,2
	12 - 16	16	12	1,3	12	0,42	0,23		0,24	1,75	4,4	4,9		2,5	3,0	1,2	3,7	1,9
	16 - 20	16	18	0,9	18	0,41	0,22		0,22	1,86	3,4	3,8		1,7	2,1	1,0	3,4	1,7
	20 - 24	18	16	1,1	9	0,43	0,23		0,20	2,15	4,1	4,6		2,5	3,0	0,8	5,0	1,6
24.06.2008	0 - 4	16	15	1,1	8	0,35	0,19		0,22	1,59	3,1	3,4		1,5	1,8	0,8	3,9	1,6
	4 - 8	14	9	1,6	2	0,26	0,14		0,14	1,86	3,1	3,4		1,8	2,1	0,7	4,4	1,3
	8 - 12	15	12	1,3	5	0,22	0,12		0,12	1,87	2,9	3,2		2,9	3,2	0,6	4,6	

A.1.10 Qualitätsmessungen im Ablauf des SBR1

Datum	Zeit Besch.	CSB _{ab,ges}	CSB _{ab,mf}	(CSB _{mf} -A.destmf-Kontrolle)*0.25	P _{ab,ges}	P _{ab,mf} (mit Aufschluss)	P _{ab,mf} (ohne Aufschluss)	N _{ab,ges}	TKN _{ab,ges}	N _{ab,mf}	TKN _{ab,mf}	NH _{4,ab,mf}	NO _{3,ab,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
21.03.2006	4:35	13	28	1	0,63	0,59	0,52	5,0	1,1	8,0	4,1	0,9	3,9
	10:35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	16:35	22	27	5	0,63	0,49	0,45	8,9	1,7	11,0	3,8	0,2	7,2
	22:35	14	21	1	0,73	0,65	0,59	12,0	3,7	13,0	4,7	0,1	8,3
22.03.2006	4:35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10:35	14	22	2	0,69	-	0,57	7,0	0,2	-	-	0,0	6,8
	16:35	17	24	2	0,93	-	0,77	10,1	6,5	-	-	4,5	3,6
	22:35	19	21	1	0,82	-	0,62	7,9	6,9	-	-	5,6	1,0
23.03.2006	4:35	30	23	1	0,92	-	0,53	9,2	7,1	-	-	5,4	2,1
	10:35	18	21	1	0,73	-	0,51	11,1	7,5	-	-	6,1	3,6
	16:35	21	27	2	0,85	-	0,59	14,1	9,5	-	-	8,0	4,6
	22:35	19	36	3	0,79	-	0,63	16,3	10,8	-	-	10,0	5,5
24.03.2006	4:35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10:35	21	28	1	0,79	-	0,61	11,4	4,8	-	-	3,1	6,6
	16:35	24	31	2	0,89	-	0,63	12,3	8,2	-	-	6,4	4,1
	22:35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24.03.2006	4:35	24	35	3	0,83	-	0,65	8,0	2,6	-	-	1,0	5,4
	10:35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	16:35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	22:35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

Datum	Zeit Besch.	CSB _{ab,ges}	CSB _{ab,mf}	CSB _{mf-A,destmf-Kontrolle}	P _{ab,ges}	P _{ab,mf (ohne Aufschluss)}	N _{ab,ges}	TKN _{ab,ges}	NH _{4,ab,mf}	NO _{3,ab,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
14.09.2006	5-6	20	30	1	0,99	0,79	4,6	1,1	0,0	3,5
	11-12	36	29	1	1,00	0,69	5,5	1,6	0	3,9
	17-18	33	40	4	0,98	0,73	4,4	0,1	2,5	4,3
	23-24	18	30	5	0,87	0,72	6,0	1,3	0,1	4,7
15.09.2006	5-6	40	30	5	-	0,72	-	-	0	4,2
	11-12	23	21	0	-	0,72	-	-	0,0	3,2
	17-18	16	27	1	0,67	0,74	-	-	0,3	4,8
	23-24	22	36	5	1,00	0,71	-	-	0,0	3,7
16.09.2006	5-6	14	23	2	0,86	0,69	-	-	0,0	3,8
	11-12	19	30	1	1,00	0,64	-	-	0,1	2,8
	17-18	17	32	2	0,97	0,73	-	-	0,3	5,2
	23-24	19	28	3	1,00	0,78	-	-	0,1	3,9
17.09.2006	5-6	18	26	3	0,89	0,76	-	-	0	3,0
	11-12	17	31	4	0,89	-	-	-	0,1	2,6
	17-18	16	30	4	1,00	-	-	-	0,1	5,4
	23-24	16	25	3	0,92	-	-	-	0,1	3,0

Datum	Zeit Ablauf	CSB _{ab,ges}	CSB _{ab,mf}	CSB _{mf-A,destmf-Kontrolle}	P _{ab,ges}	P _{ab,mf (mit Aufschluss)}	P _{ges/Pmf}	P _{ab,mf (ohne Aufschluss)}	P _{ges/PO4}	N _{ab,ges}	N _{ab,mf}	N _{ges/Nmf}	TKN _{ab,ges}	TKN _{ab,mf}	NH _{4,ab,mf}	NO _{3,ab,mf}
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l		mg/l	mg/l		mg/l		mg/l	mg/l
20.06.2008	5-6	21	20	16	1,00	0,83	1,20	0,81	1,23	10,4	11,1	0,9	2,3	3,0	0,2	8,1
	11-12	23	19	15	0,90	0,75	1,20	0,72	1,25	8,5	9,2	0,9	1,0	1,7	0,1	7,5
	17-18	20	15	11	0,95	0,79	1,20	0,78	1,22	10,5	10,5	1,0	2,1	2,1	0,3	8,4
	23-24	29	17	9	1,00	0,78	1,28	0,76	1,32	9,8	9,8	1,0	1,7	1,7	0,1	8,1
21.06.2008	5-6	29	17	9	0,92	0,73	1,26	0,72	1,28	9,2	9,4	1,0	1,4	1,6	0,1	7,8
	11-12	19	14	6	0,94	0,74	1,27	0,71	1,32	10,1	9,2	1,1	1,8	0,9	0,1	8,3
	17-18	21	17	9	1,00	0,83	1,20	0,80	1,25	11,0	11,3	1,0	1,6	1,9	0,1	9,4
	23-24	19	18	9	1,00	0,86	1,16	0,82	1,22	11,6	11,7	1,0	2,0	2,1	0,1	9,6
22.06.2008	5-6	15	19	10	0,98	0,84	1,17	0,78	1,26	10,5	11,6	0,9	1,1	2,2	0,1	9,4
	11-12	16	15	15	0,96	0,79		0,77	1,25	11,3	11,5		1,6	1,8	0,1	9,7
	17-18	20	15	15	1,00	0,82		0,86	1,16	12,7	13,0		2,6	2,9	0,3	10,1
	23-24	20	18	11	1,00	0,82		0,73	1,37	13,1	13,4		3,8	4,1	1,3	9,3
23.06.2008	5-6	24	20	13	1,00	0,82		0,71	1,41	13	13,3		4,5	4,8	1,8	8,5
	11-12	18	13	13	0,82	0,67		0,59	1,39	9,4	9,6		1,3	1,5	0,1	8,1
	17-18	22	17	17	0,87	0,71		0,64	1,36	13,2	13,5		4,3	4,6	2,5	8,9
	23-24	38	21	14	1,00	0,82		0,68	1,47	13,7	14,0		4,8	5,1	1,6	8,9
24.06.2008	5-6	23	27	20	0,96	0,79		0,64	1,50	12,2	12,5		3,0	3,3	1,2	9,2
	11-12	25	17	10	0,93	0,76		0,76	1,22	12,0	12,3		2,4	2,7	0,6	9,6

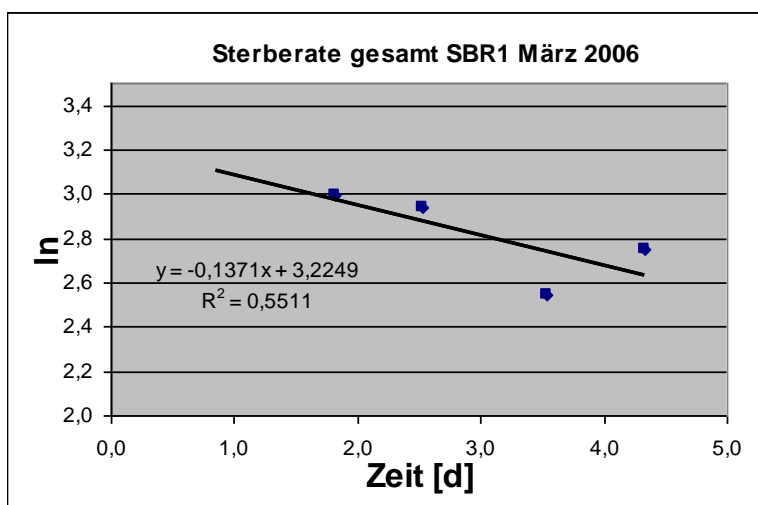
Rot = korrigierte Werte, grün = berechnete Werte, gelb = Mittelwerte

A.1.11 Übersicht der Biomassebestimmungen in Proben aus dem Zulauf des SBR1

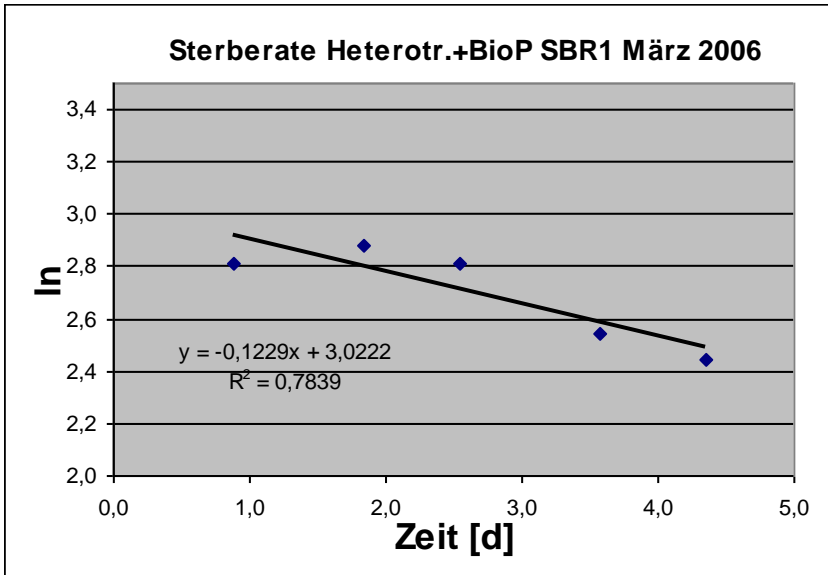
Tag	Probe	CSB _{ges}	Biomasse aus OUR
		mg/l	mg/l
14.09.2006	P1	607	440
	S1/1	2160	961
	S1/2	1041	520
	S2/1	1175	615
	S3/1	700	408
	S4/1	912	538
15.09.2006	P1	908	527
	S1/1	1340	664
	S2/1	1119	598
	S3/1	873	519
	S4/1	686	452
16.09.2006	P1	1140	613
	S1/1	745	444
	S2/1	821	432
	S3/1	733	463
	S4/1	952	568
17.09.2006	P1	985	496
	S1/1	922	523
	S2/1	987	484
	S3/1	753	458

A.1.12 Datensammlung zur Bestimmung der Sterberaten

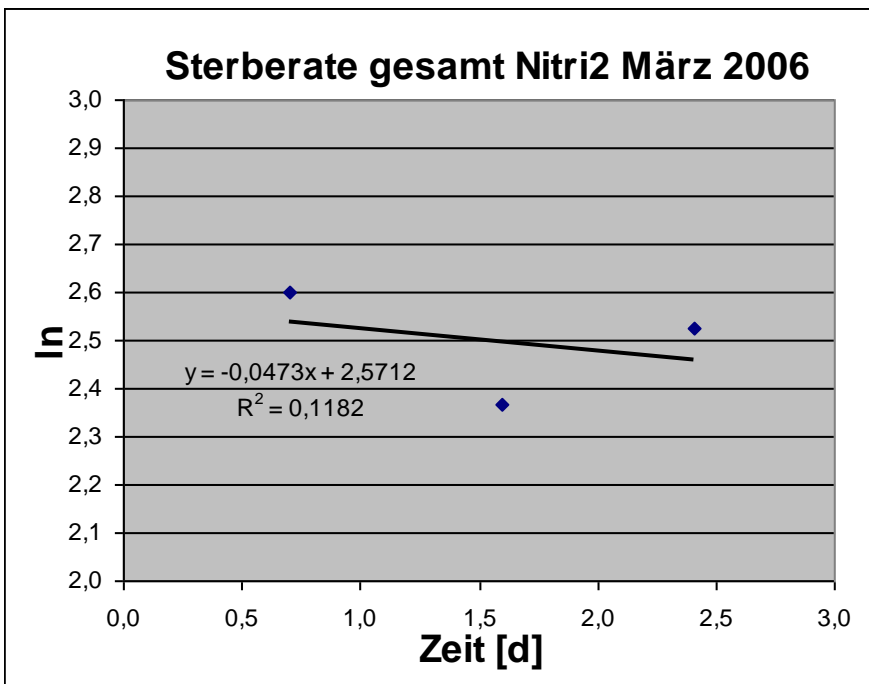
Sterberate gesamt SBR1					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
21.03.06	20:21:29	0,85	0,15	18,36	
22.03.06	19:35:38	1,82	0,17	19,92	2,99
23.03.06	12:39:18	2,53	0,16	18,96	2,94
24.03.06	13:04:00	3,54	0,11	12,72	2,54
25.03.06	7:57:00	4,33	0,13	15,60	2,75



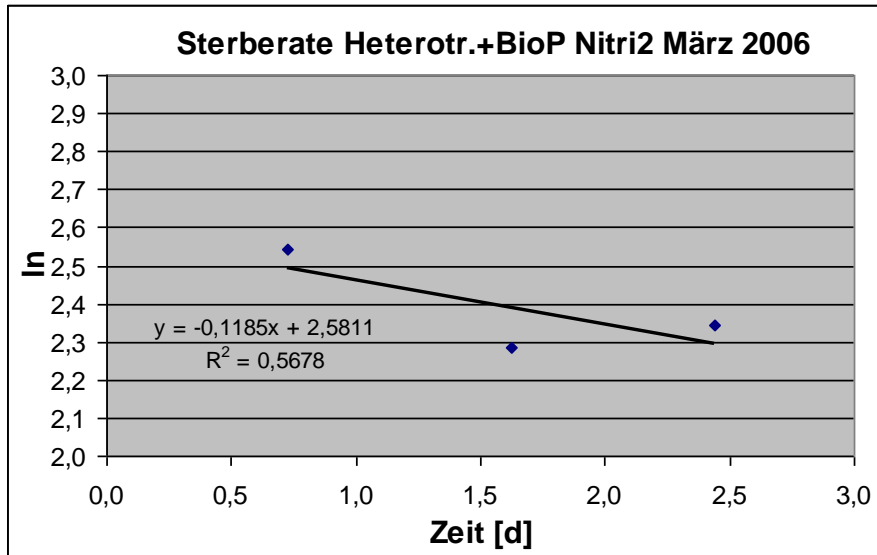
Sterberate Heterotr.+BioP SBR1					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
21.03.06	20:58:00	0,88	0,14	16,62	2,81
22.03.06	19:57:38	1,83	0,15	17,76	2,88
23.03.06	13:12:00	2,55	0,14	16,68	2,81
24.03.06	13:52:00	3,58	0,11	12,72	2,54
25.03.06	08:37:00	4,36	0,10	11,52	2,44



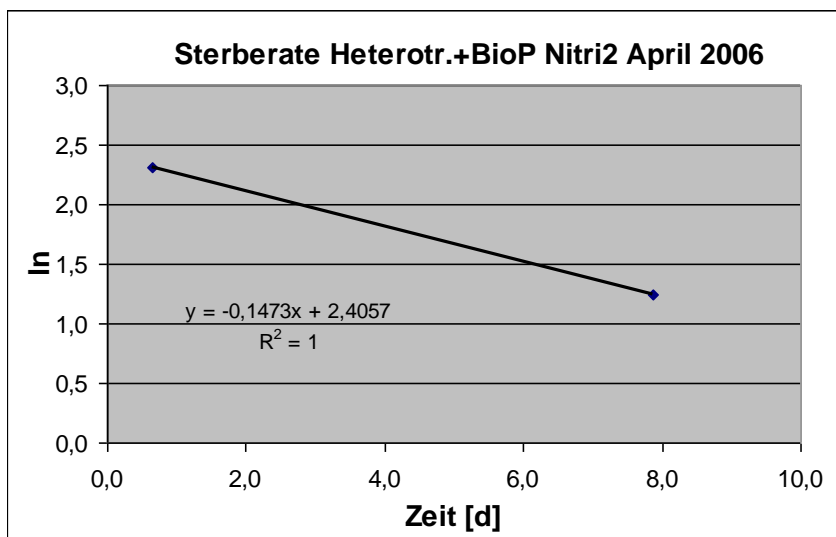
Sterberate gesamt Nitri2					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
23.03.06	16:53:00	0,70	0,11	13,44	2,60
24.03.06	14:26:00	1,60	0,09	10,68	2,37
25.03.06	9:49:00	2,41	0,10	12,48	2,52



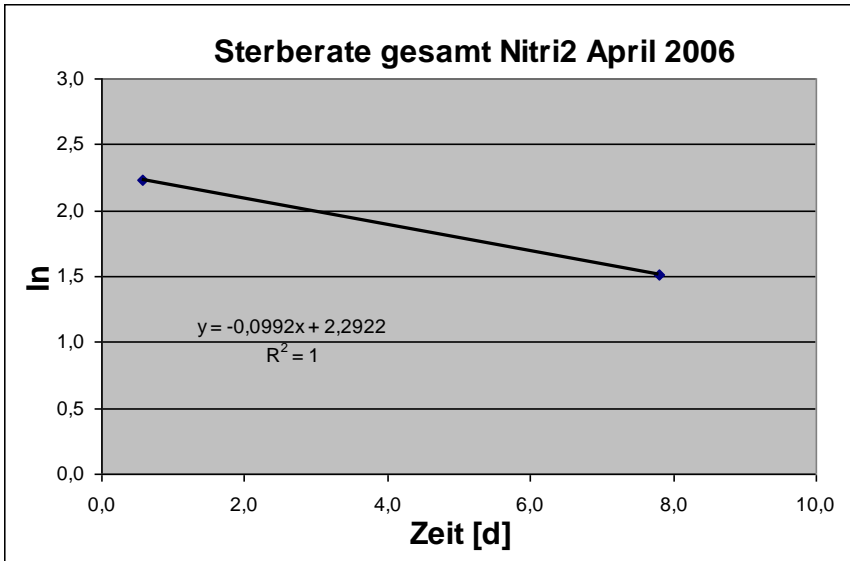
Sterberate Heterotr.+BioP Nitri2					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
23.03.06	17:28:00	0,73	0,11	12,72	2,54
24.03.06	15:02:00	1,63	0,08	9,84	2,29
25.03.06	10:29:00	2,44	0,09	10,44	2,35



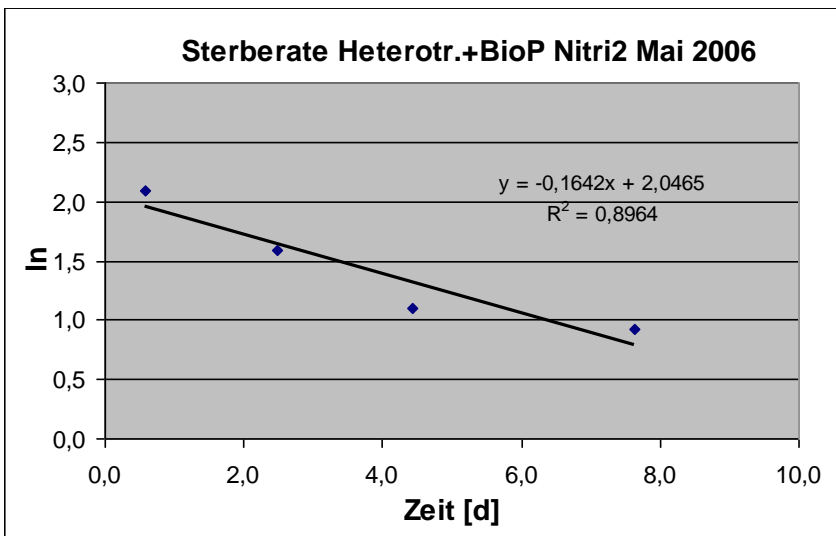
Sterberate Heterotr.+BioP Nitri2					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
29.03.06	15:29:00	0,65	0,08	10,1	2,31
05.04.06	20:44:00	7,86	0,03	3,5	1,25



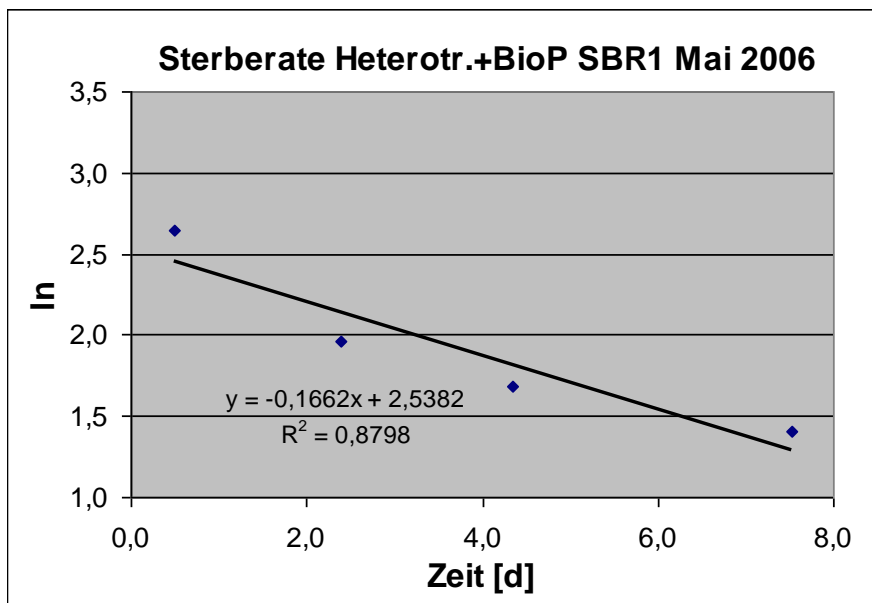
Sterberate gesamt Nitri2					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
29.03.06	13:48:00	0,56	0,08	9,4	2,24
05.04.06	19:23:00	7,81	0,04	4,6	1,52



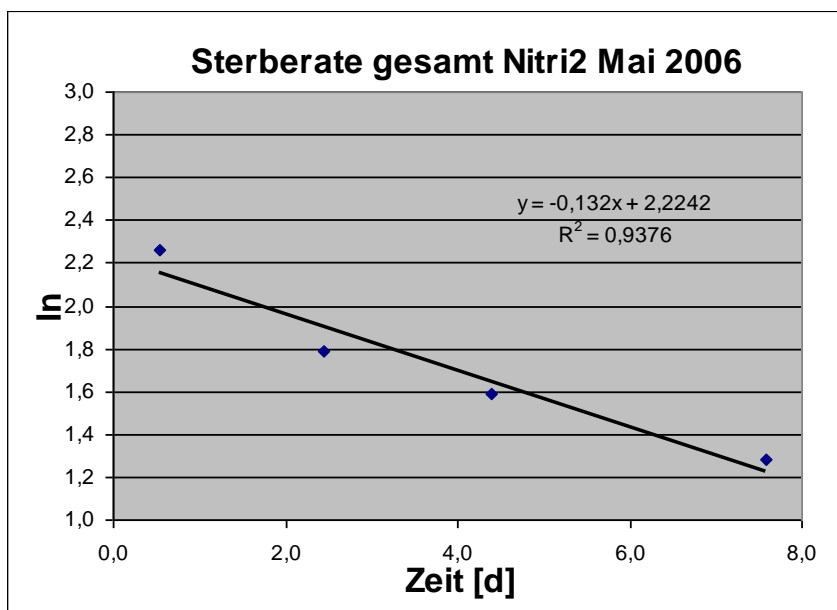
Sterberate Heterotr.+BioP Nitri2					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
15.05.06	13:49:37	0,58	0,07	8,0	2,08
17.05.06	11:37:45	2,48	0,04	4,9	1,59
19.05.06	10:30:39	4,44	0,03	3,0	1,10
22.05.06	15:19:47	7,64	0,02	2,5	0,92



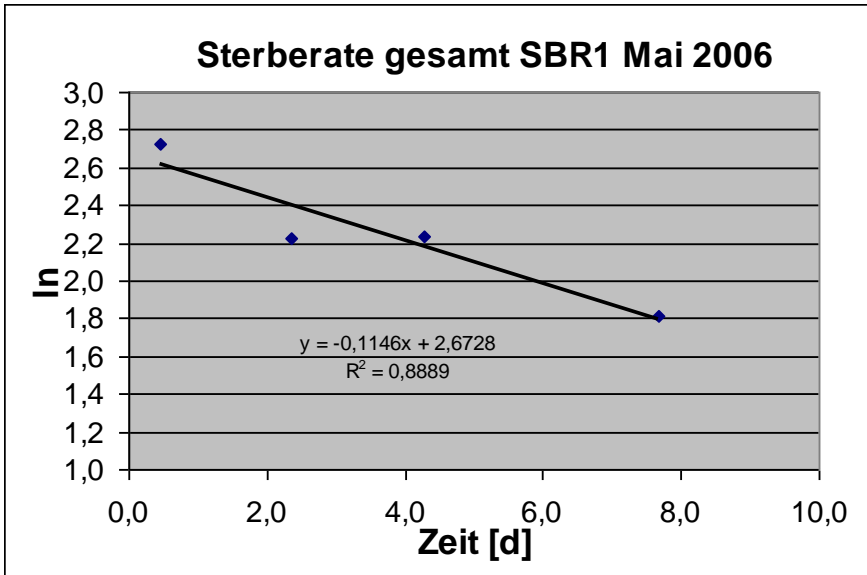
Sterberate Heterotr.+BioP SBR1					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
15.05.06	11:42:32	0,49	0,12	14,16	2,65
17.05.06	9:13:19	2,39	0,06	7,08	1,96
19.05.06	8:19:53	4,35	0,05	5,40	1,69
22.05.06	12:49:16	7,53	0,03	4,08	1,41



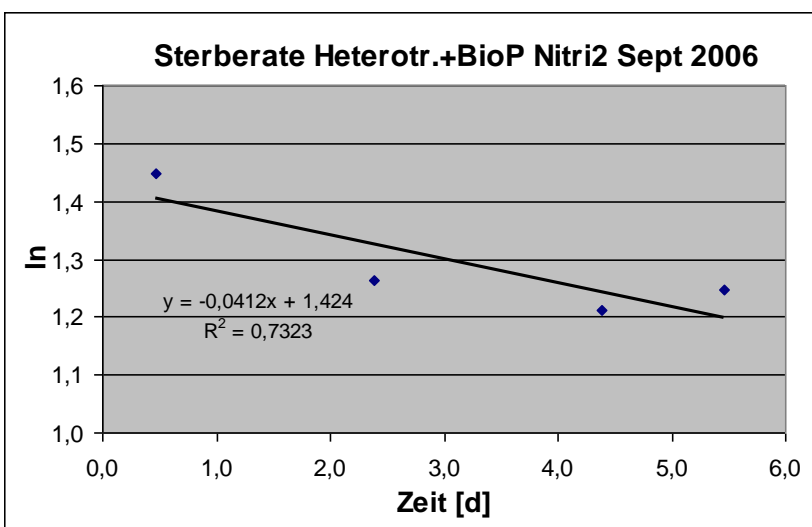
Sterberate gesamt Nitri2					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
15.05.06	12:56:00	0,54	0,08	9,6	2,26
17.05.06	10:32:00	2,44	0,05	6,0	1,79
19.05.06	9:20:00	4,39	0,04	4,9	1,59
22.05.06	14:15:00	7,59	0,03	3,6	1,28



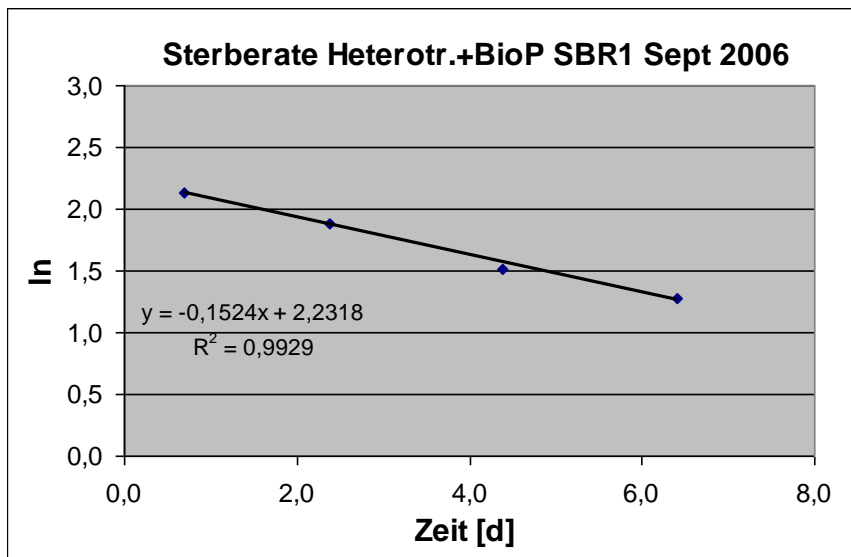
Sterberate gesamt SBR1					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
15.05.06	10:50:00	0,45	0,13	15,30	2,73
17.05.06	8:27:00	2,35	0,08	9,24	2,22
19.05.06	6:38:00	4,28	0,08	9,36	2,24
22.05.06	16:12:00	7,68	0,05	6,12	1,81



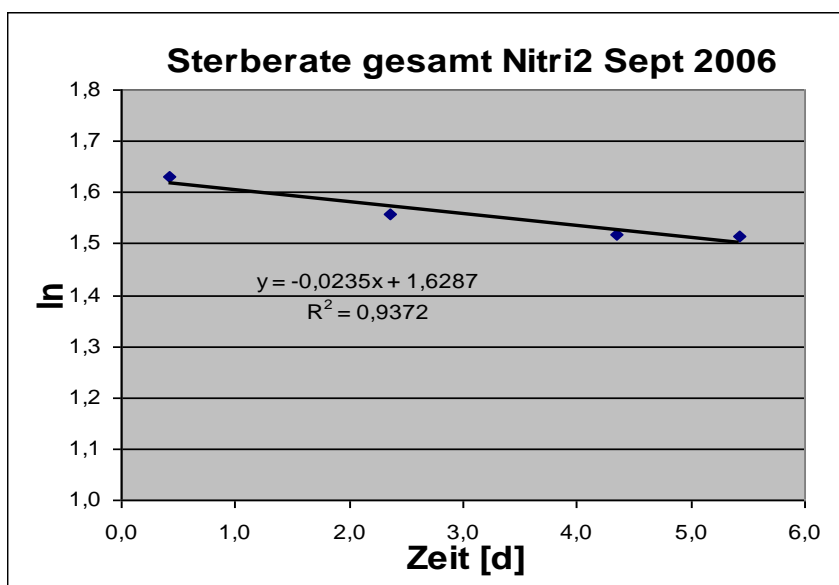
Sterberate Heterotr.+BioP Nitri2					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
13.09.06	11:20:04	0,47	0,07	4,3	1,45
14.09.06	11:17:38	1,47	0,07	4,4	
15.09.06	09:11:26	2,38	0,06	3,5	1,26
17.09.06	09:10:54	4,38	0,06	3,4	1,21
18.09.06	11:00:27	5,46	0,06	3,5	1,25



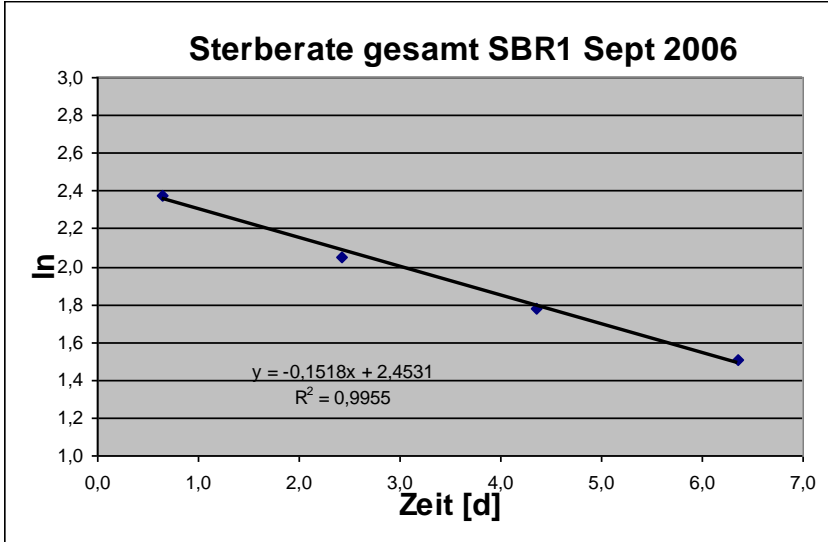
Sterberate Heterotr.+BioP SBR1					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
12.09.06	16:45:59	0,70	0,14	8,4	2,13
14.09.06	09:18:08	2,39	0,11	6,6	1,89
16.09.06	09:23:31	4,39	0,08	4,6	1,52
18.09.06	09:34:32	6,40	0,06	3,6	1,28



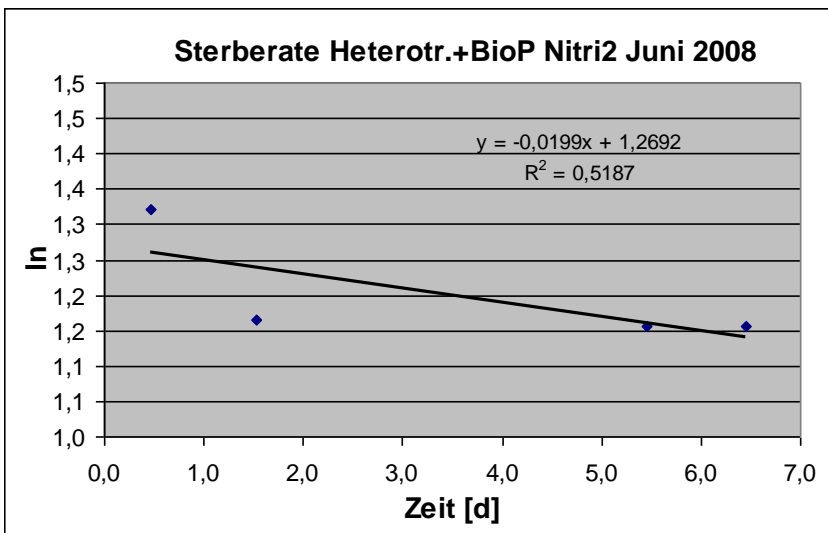
Sterberate gesamt Nitri2					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
13.09.06	10:11:00	0,43	0,085	5,1	1,63
14.09.06	10:20:25	1,43	0,095	5,7	
15.09.06	08:24:44	2,35	0,079	4,8	1,56
17.09.06	08:32:16	4,35	0,076	4,6	1,52
18.09.06	10:17:48	5,43	0,076	4,5	1,51



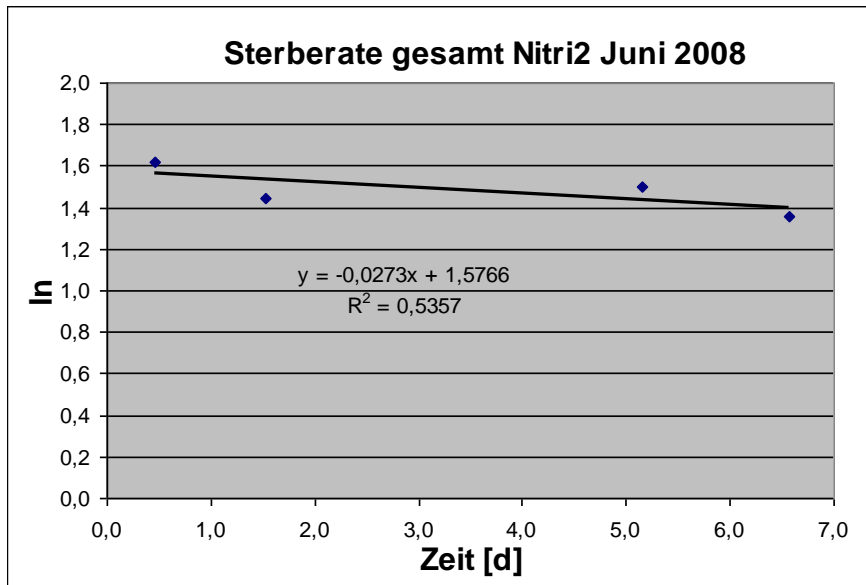
Sterberate gesamt SBR1					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
12.09.06	15:28:55	0,65	0,18	10,8	2,38
14.09.06	10:21:25	2,43	0,13	7,8	2,05
16.09.06	08:30:12	4,35	0,10	5,9	1,78
18.09.06	08:38:37	6,36	0,08	4,5	1,50



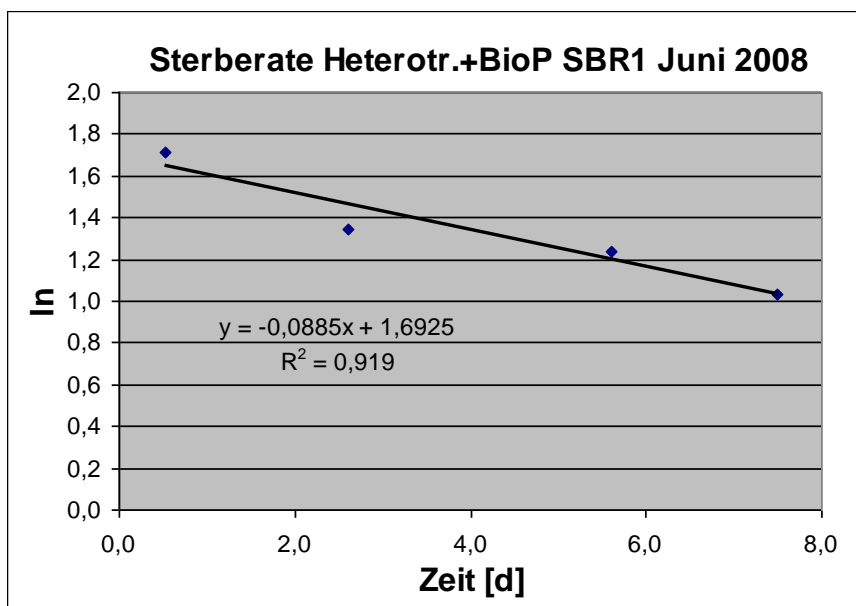
Sterberate Heterotr.+BioP Nitri2					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
17.06.08	11:08:04	0,46	0,0312	3,7	1,32
19.06.08	12:47:00	1,53	0,0267	3,2	1,17
21.06.08	11:35:00	5,46	0,0265	3,2	1,16
22.06.08	11:25:00	6,46	0,0265	3,2	1,16



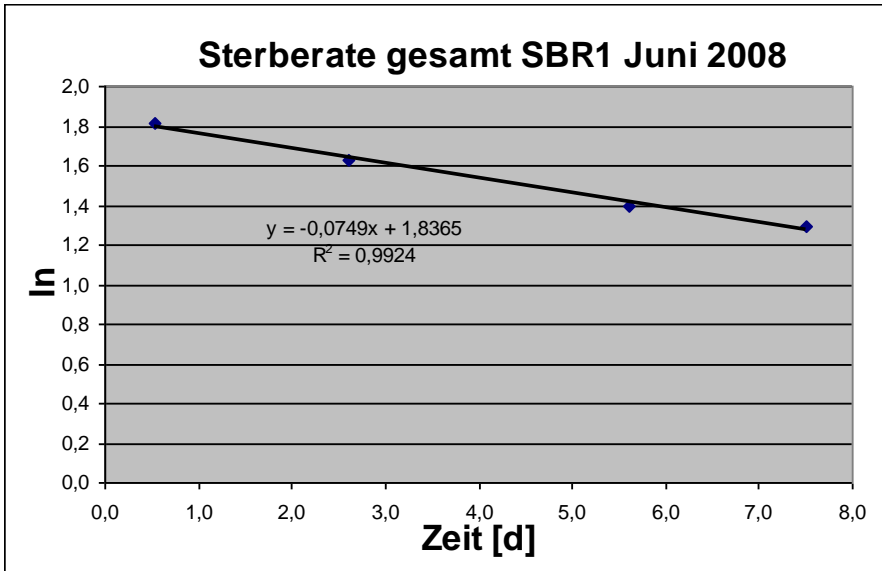
Sterberate gesamt Nitri2				
Datum	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
17.06.08	0,465	0,0421	5,1	1,62
19.06.08	1,528	0,0355	4,3	1,45
21.06.08	5,150	0,0374	4,5	1,50
22.06.08	6,57	0,0325	3,9	1,36



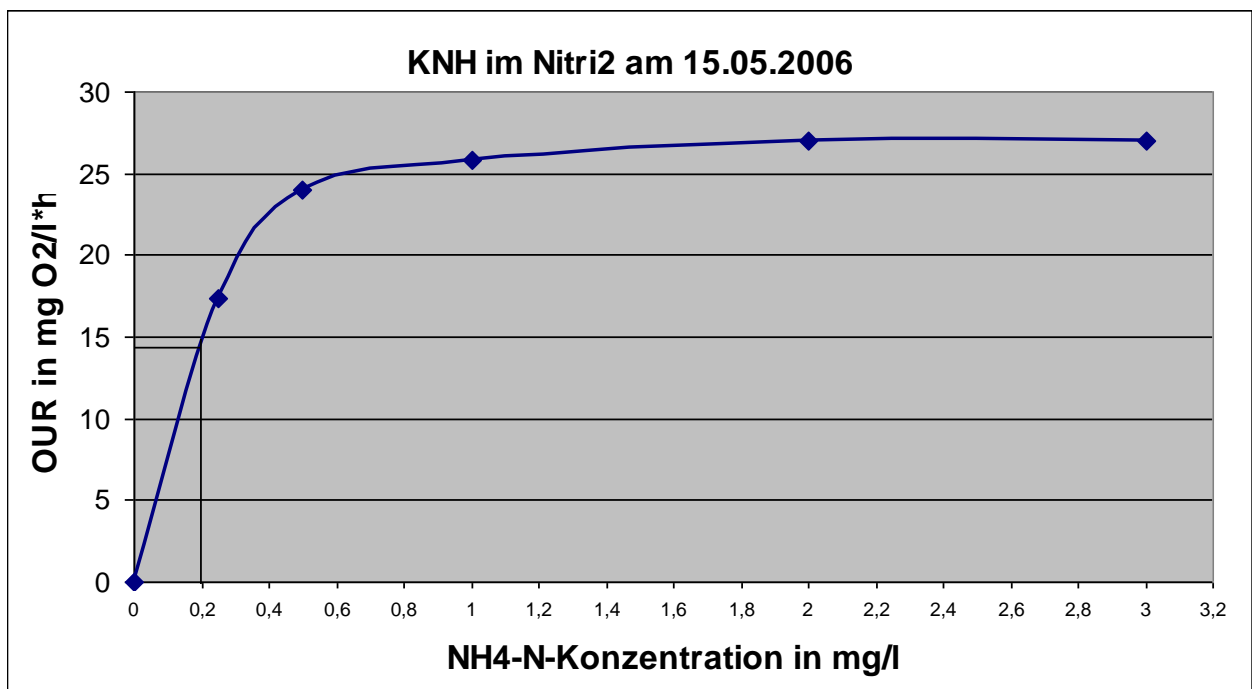
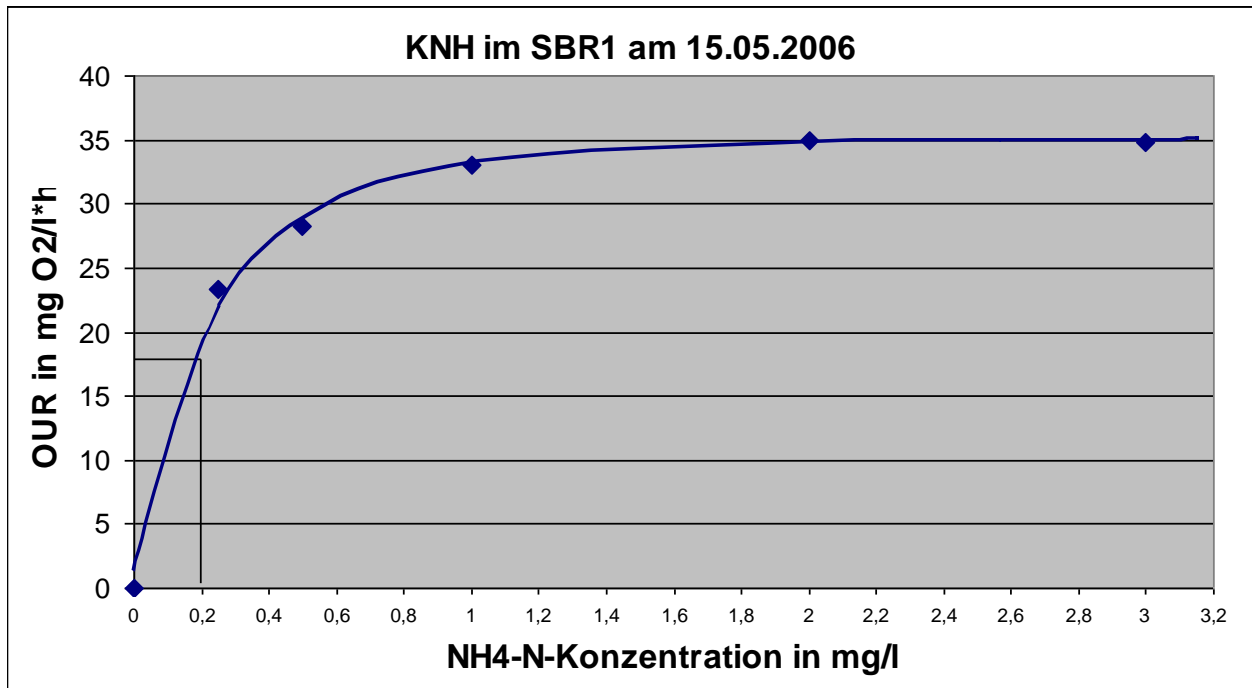
Sterberate Heterotr.+BioP SBR1					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
17.06.08	12:39:59	0,52	0,0464	5,6	1,72
19.06.08	14:38:00	2,61	0,0320	3,8	1,35
21.06.08	14:26:00	5,60	0,0287	3,4	1,24
23.06.08	11:45:00	7,49	0,0235	2,8	1,04

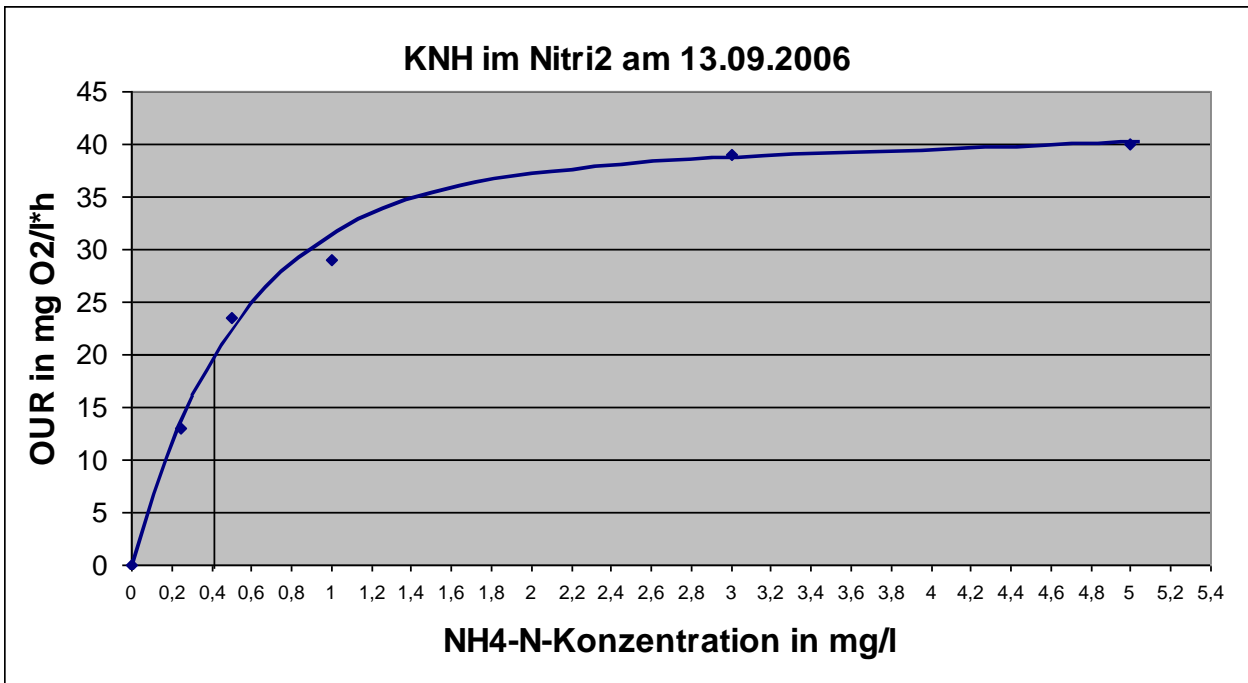
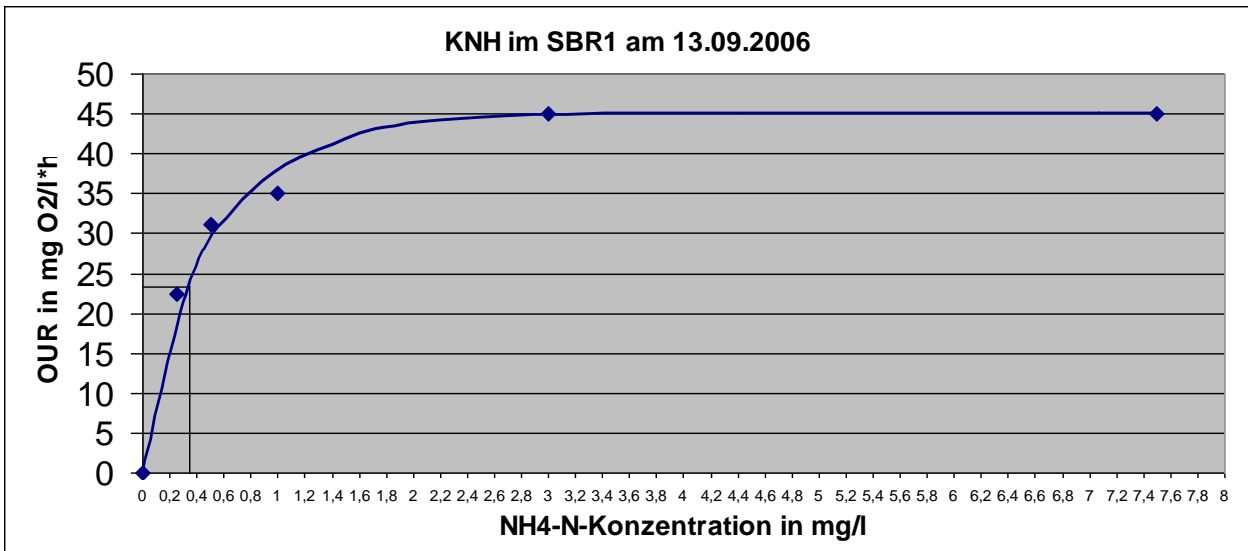


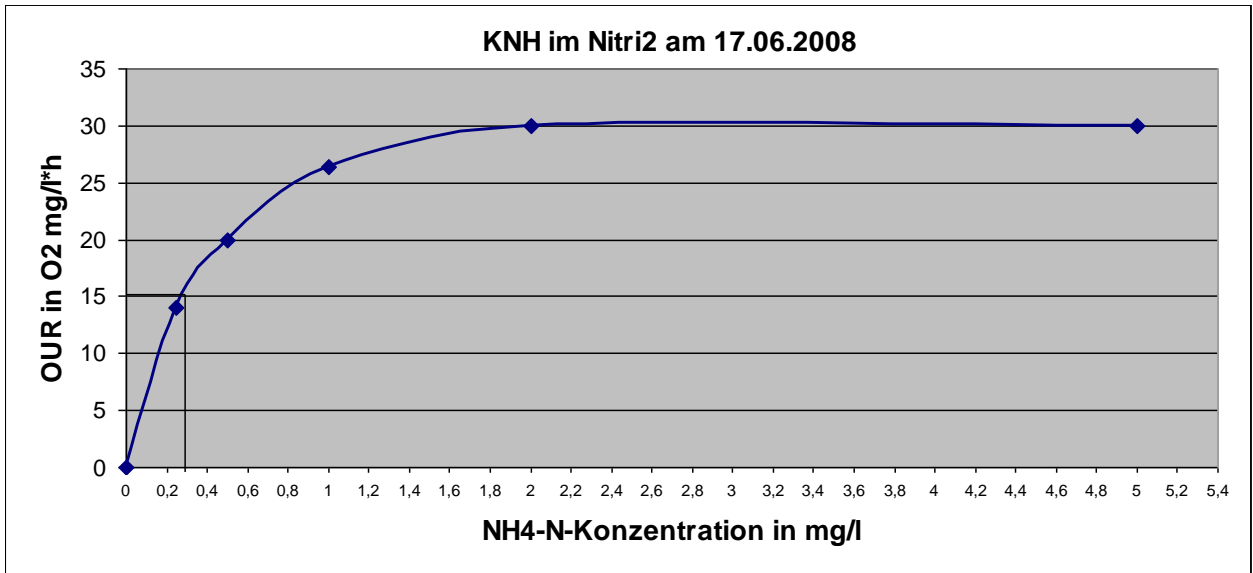
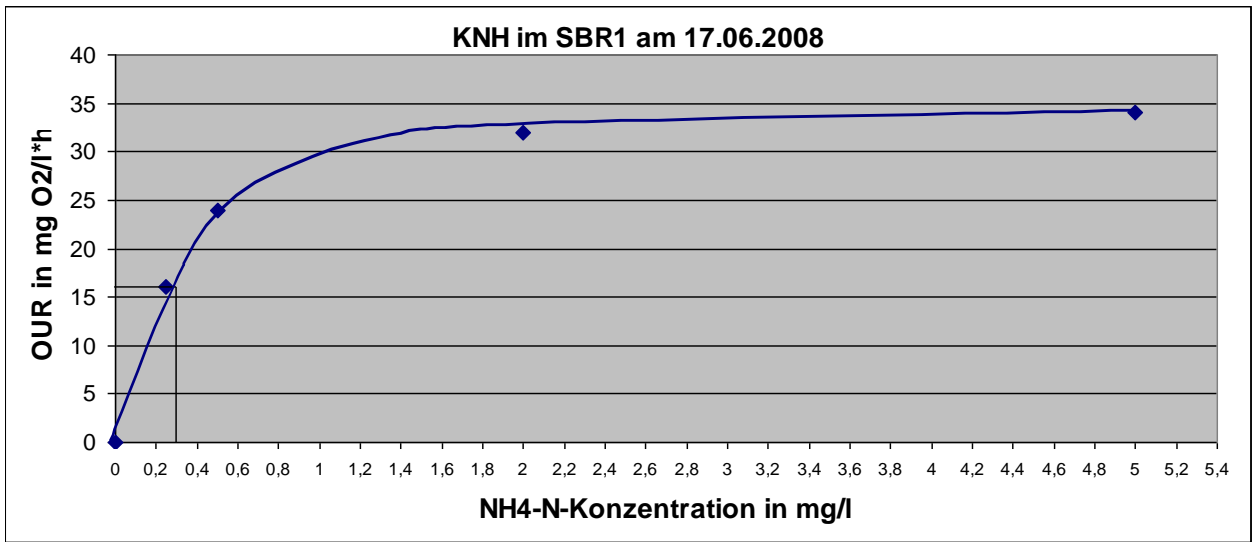
Sterberate gesamt SBR1					
Datum	Uhrzeit	Tage	MW OUR in mg/l*0,5min	MW OUR in mg/l*h	ln MW OUR
12:44:55	17.06.08	0,53	0,0510	6,1	1,81
14:40:00	19.06.08	2,61	0,0425	5,1	1,63
14:16:00	21.06.08	5,60	0,0336	4,0	1,40
11:57:00	23.06.08	7,50	0,0304	3,6	1,29



A.1.13 K_{NH} -Bestimmung

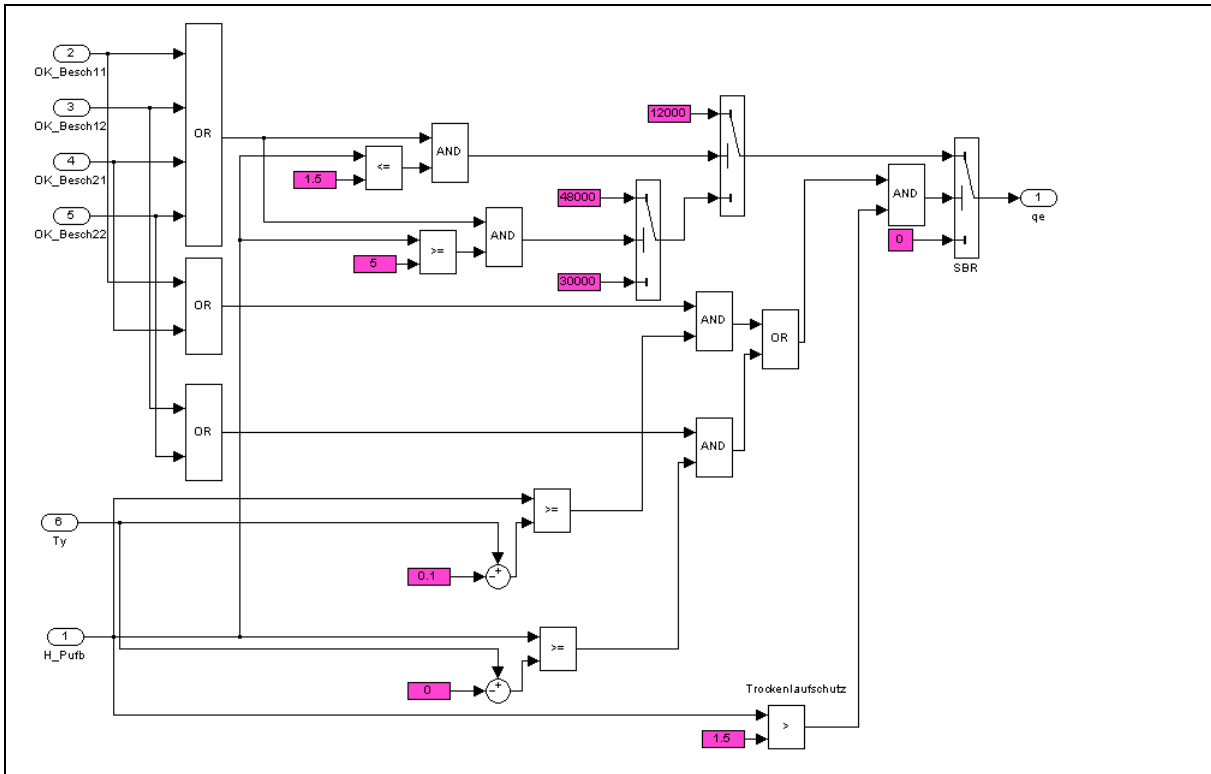






Anhang A.2: Modellerstellung

A.2.1 Regulation Pufferbehälter im ASM3+EAWAG-BioP-Model



A.2.2 RS-Verfahren im ASM3+EAWAG-BioP-Model

