

Aus der Professur für Wasserwirtschaft
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

**Untersuchungen zum Vorkommen von *Microthrix parvicella* in
SBR-Anlagen**

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Rostock

vorgelegt von:
Dipl.-Ing. Lana Mallouhi
aus Detmold

Rostock, 2021

Gutachter:

Prof. Dr.-Ing. habil. Jens Tränckner, Universität Rostock,
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Institut für Umweltingenieurwesen

Prof. Dr.-Ing. Ute Austermann-Haun, Technische Hochschule Ostwestfalen-Lippe
Fachbereich Bauingenieurwesen, Labor für Siedlungswasserwirtschaft

Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch, TU Berlin, FG Siedlungswasserwirtschaft

Jahr der Einreichung: 2020

Jahr der Verteidigung: 2021

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin für das Lehrgebiet Siedlungswasserwirtschaft des Fachbereiches Bauingenieurwesen der Technischen Hochschule Ostwestfalen-Lippe (OWL) in Detmold in Zusammenarbeit mit der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock. An dieser Stelle möchte ich all jenen danken, die bei der Entstehung dieser Arbeit inhaltliche Anregungen sowie redaktionelle und formale Hilfestellungen gegeben haben.

Mein besonderer Dank gilt zunächst Frau Prof. in Dr.-Ing. Ute Austermann-Haun, Herrn Prof. habil. Dr.-Ing. Hartmut Eckstädt und Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. Jens Tränckner für die wissenschaftliche Betreuung. Sie haben die Entstehung dieser Arbeit durch die wertvollen Anregungen und ihre stets tatkräftige Unterstützung sehr gefördert.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch, der dem Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft an der TU Berlin vorsteht, danke ich herzlich für die Übernahme des Korreferats.

Anschließend möchte ich Dipl.-Ing. M. Sc. Heike Witte danken, die durch ihre Unterstützung und ihre Hilfsbereitschaft zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Nicht zuletzt danke ich meiner Familie für ihre Geduld und für die Kraft, die sie mir zum Durchhalten in schwierigen Situationen gegeben hat.

Zusammenfassung:

Schlagwörter: AlCl_3 , *Microthrix parvicella*, SBR-Anlagen, Schlammbelastung $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit dem Vorkommen von *Microthrix parvicella* in SBR-Anlagen (sequenziell beschickter Reaktor). In Deutschland gibt es mittlerweile mehr als 150 kommunale SBR-Anlagen. Die meisten sind für einen guten Schlammindex (ISV) und eine gute Reinigungsleistung bekannt. Trotzdem bieten SBR-Anlagen aufgrund ihrer Betriebsweise und der geringen Belastung eine gute Umgebung für das Wachstum von *Microthrix parvicella*.

Voruntersuchungen vieler Wissenschaftler belegen eine optimale Schlammbelastung für das Wachstum von *Microthrix parvicella* zwischen 0,05-0,2 kg $\text{BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ (siehe Kapitel 2). Untersuchungen über den Einfluss der sehr geringen Belastung $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ sind bisher nur in begrenzter Anzahl vorhanden. Deswegen werden im Rahmen dieser Arbeit 13 SBR-Anlagen, davon einige mit simultaner aerober Schlammbestabilisierung (die meisten sind mit DIC-SBR®-Verfahren betrieben) in Deutschland mikroskopisch untersucht, um *Microthrix parvicella* sowie andere Fäden zu bestimmen. Alle Ergebnisse sind in Kapitel 5 dargestellt.

Zum Arbeitsumfang gehört die Feststellung der Entwicklung der Schlammbelastung sowie der Reinigungsleistung über die Jahre anhand der Auswertung der Betriebstagebücher der untersuchten Anlagen auf das Vorkommen von fadenförmigen Bakterien bzw. auf *M. parvicella*. Damit der Einfluss der sehr geringen Schlammbelastung $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ auf das Wachstum von *Microthrix parvicella* bestimmt werden kann, wird eine Verminderung der Schlammbelastung in einer SBR-Anlage durchgeführt.

Die Dosierung von Natriumaluminat in Anlagen, die eine hohe Häufigkeit von *Microthrix parvicella* aufweisen, ist nicht wirksam. Die Zugabe von Eisensalzen kann das Wachstum von fadenförmigen Bakterien reduzieren, ohne jedoch *Microthrix parvicella* aus dem System zu verdrängen. Das heutige erfolgreiche Verfahren gegen *Microthrix parvicella* ist die Simultanfällung mit AlCl_3 (Kap.2.3.4). Im Kap.5.2.2 in dieser Arbeit wird der Einfluss der Vorfällung mit AlCl_3 ermittelt. Trotz der geringen dosierten Menge kann eine Änderung der Flockenmorphologie sowie der Häufigkeit von *Microthrix parvicella* festgestellt werden.

Microthrix parvicella ist ein in sämtlichen Zonen wachsender Schwimm- und Blähenschlammbildner. Obwohl *Microthrix parvicella* als ein aerober Organismus aufgrund seiner Sauerstoffaffinität beschrieben wurde, kann eine zu lange anoxische Phase das Wachstum von *Microthrix parvicella* ermöglichen. Eine längere Zyklusdauer bzw. längere Nitrifikationsphasen können zur Verbesserung des ISV und zur geringeren Häufigkeit von *Microthrix parvicella* führen.

Abstract:

Keywords: AlCl_3 , *Microthrix parvicella*, SBR, sludge load $< 0.05 \text{ kg BOD}_5/(\text{kg TSS}\cdot\text{d})$

This present study detects the occurrence of *Microthrix parvicella* in SBR (Sequencing Batch Reactor). In Germany there are more than 150 municipal SBR. These plants are known for high process stability and usually have a good sludge volume index (SVI). Nevertheless, SBR offer due to their operation mode and the low sludge load a good environment for the growth of *Microthrix parvicella*. The preliminary investigations of many researchers had shown that the optimum sludge load, which improves the growth of *Microthrix parvicella*, is between 0.05-0.2 kg $\text{BOD}_5/(\text{kg TSS}\cdot\text{d})$ (see chapter 2). Studies about the effect of the low loads $< 0.05 \text{ kg BOD}_5/(\text{kg TSS}\cdot\text{d})$ on this bacterium are still limited. Therefore, in the course of this work 13 SBR in Germany with simultaneous aerobic sludge stabilization (most of them are operated with a system called (DIC-SBR®)) are studied and samples are investigated under microscope to determine *Microthrix parvicella* and the other filaments. All the results are shown in chapter 5.

In addition to that the development of sludge load and the cleaning performance are both determined by the evaluation of the operation dairies of the investigated plants. In order to define the influence of the very low sludge load $< 0.05 \text{ kg BOD}_5/(\text{kg TSS}\cdot\text{d})$ on *Microthrix parvicella* the sludge load in a one plant is reduced and its effect is studied.

The dosage of sodium aluminate in SBR which have high frequency of *Microthrix parvicella* is not effective. The dosage of iron salts can prevent the growth of many filaments, but it cannot prevent complete the occurrence of *Microthrix parvicella* in the system. The most successful method nowadays against the growth of *Microthrix parvicella* is the simultaneous precipitation of AlCl_3 (see chapter 2.3.4). However, in chapter 5.2.2 of this work the influence of the pre-precipitation of AlCl_3 in small account on the morphology of the sludge and on the growth of *Microthrix parvicella* is shown.

Microthrix parvicella causes scum and foam problems and it can grow in all the zones. Although *Microthrix parvicella* was described as an aerobic organism due to its Oxygen affinity, but at the same time too long anoxic phase can allow the growth of this bacterium. Thus, longer cycle times or longer aeration phase can lead to the improvement of SVI and keeps *Microthrix parvicella* in lower frequency.

Inhaltsverzeichnis

Tabellen und Abbildungsverzeichnis	iii
1 Einleitung und Aufgabenstellung	1-1
2 Stand des Wissens	2-6
2.1 Allgemein	2-6
2.2 Mikrobiologische Beurteilung der verschiedenen Fäden	2-7
2.3 <i>Microthrix parvicella</i>	2-10
2.3.1 Derzeitige Kenntnisse über <i>Microthrix parvicella</i>	2-11
2.3.2 Wachstumsbedingungen in kommunalen Kläranlagen	2-12
2.3.3 Quantifizierung von <i>M. parvicella</i>	2-15
2.3.4 Maßnahmen zur Bekämpfung von <i>M. parvicella</i>	2-16
2.3.5 Fazit über <i>M. parvicella</i>	2-24
2.3.6 Eigenschaften der subdominanten Fäden und die Bekämpfungsmaßnahmen	2-28
2.4 SBR-Verfahren	2-33
2.4.1 Allgemein	2-33
2.4.2 Anwendung des SBR-Verfahrens	2-33
2.4.3 Reinigungsschritte in SBR-Anlagen	2-36
2.4.4 Betriebsvarianten des SBR-Verfahrens	2-39
2.4.5 DIC-SBR®-Verfahren	2-42
2.4.6 Auswirkung der Füllstrategie	2-45
2.4.7 Simultane aerobe Schlammbestabilisierung	2-46
2.4.8 Schaum- und Schwimmschlammprobleme in SBR-Anlagen	2-47
2.4.9 Fazit	2-48
3 Material und Methoden	3-50
3.1 Auswertung der Betriebstagebücher	3-50
3.1.1 Allgemein	3-50
3.1.2 Berechnung der BSB ₅ -Schlammbelastung	3-50
3.1.3 Berechnung des Schlammtalters	3-51
3.1.4 Ermittlung die Volumenaustauschrate	3-52
3.1.5 Ermittlung des Schlammindexes	3-53

3.1.6	Ermittlung des Wirkungsgrades	3-53
3.2	Mikroskopische Untersuchung des belebten Schlamms	3-54
3.2.1	Bestimmung der Gesamtfähigkeit	3-54
3.2.2	Identifizierung von fadenförmigen Mikroorganismen	3-57
3.2.3	Beschreibung von <i>M. parvicella</i>	3-59
4	Untersuchte SBR-Anlagen	4-62
5	Ergebnisse und Diskussion	5-75
5.1	Auswirkung der verschiedenen Faktoren in den untersuchten Anlagen auf das Wachstum von <i>M. parvicella</i>	5-75
5.1.1	Subdominante Fadenorganismen in SBR-Anlagen	5-76
5.1.2	Einfluss der Füllstrategie auf die Fähigkeit	5-83
5.1.3	Einfluss der aeroben Phase auf den Schlammbelastung und des Gesamtschlammalters	5-86
5.1.4	Einfluss der Art der P-Elimination auf die Fähigkeit	5-87
5.1.5	Auswirkung der Schlammbehandlung und des Gesamtschlammalters	5-89
5.1.6	Auswirkung des spezifischen Beckenvolumens auf die Fähigkeit	5-92
5.1.7	Auswirkung des spezifischen Pufferbehältervolumens und der Aufenthaltszeit im Pufferbehälter auf die Fähigkeit	5-93
5.1.8	Auswirkung der Anzahl der Beschickungen auf die Absetzbarkeit des Schlamms	5-96
5.1.9	Schlussfolgerung und Zusammenfassung der Gründe für das Vorkommen von <i>M. parvicella</i> in den untersuchten Anlagen	5-98
5.2	Halbtechnische Versuche auf der SBR-Anlage K	5-102
5.2.1	Verminderung der Schlammbehandlung in der Anlage K	5-106
5.2.2	Einsatz von Aluminiumchlorid in der SBR-Anlage K	5-111
5.2.3	Kosten der Bekämpfung von <i>M. parvicella</i> durch Fällung mit verschiedenen Fällmitteln	5-117
5.2.4	Fazit und Schlussfolgerung	5-119
6	Zusammenfassung und Ausblick	6-122
7	Literaturverzeichnis	7-128
8	Anhang	8-143
A1: Entwicklung des Schlammindexes über die Jahre		8-143
A2: Gesamtfähigkeit		8-149

Tabellen und Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Tab. 1-1	Häufigkeit der wichtigsten fadenförmigen Mikroorganismen, die Blähenschlamm verursachen, Anzahl der untersuchten Ereignisse n = 356 (Wagner, 1982; Prendl, 1997).....	1-2
Tab. 2-1:	Geeignete Milieubedingungen für unterschiedliche fädige Mikroorganismen (nach Jenkins et al., 2004).....	2-8
Tab. 2-2:	Stoffwechselgruppen der fadenbildenden Bakterien in belebtem Schlamm und wichtige Selektionsfaktoren (Lemmer und Lind, 2000) .	2-9
Tab. 2-3:	Erfahrungswerte zum Zusammenhang zwischen der ISV-relevanten Fähigkeit und dem Schlammindex ISV (Kunst et al., 2000).....	2-15
Tab. 2-4:	Beschreibung der Stufen für die Häufigkeit einzelner Fadentypen (Kunst et al., 2000)	2-16
Tab. 2-5:	Untersuchte Dosiermenge von PAC in der Literatur	2-19
Tab. 2-6:	Wachstumsbegünstigende Bedingungen für <i>M. parvicella</i>	2-25
Tab. 2-7:	Bekämpfungsmaßnahmen gegen <i>M. parvicella</i>	2-26
Tab. 2-8:	Anzahl der SBR-Anlagen in Deutschland, Stand 2019	2-36
Tab. 2-9:	Dauer der Phasen beim DIC-SBR®-Verfahren im 4 h- und 6 h-Zyklus (Schwitala, 2007)	2-45
Tab. 3-1:	Beschreibung der Stufen für die Häufigkeit einzelner Fadentypen bzw. die Häufigkeit von <i>M. parvicella</i> (Kunst et al., 2000).....	3-60
Tab. 4-1:	Betriebsweise, Ausbaugröße und Art der Kanalisation der untersuchten SBR-Anlagen.....	4-63
Tab. 4-2:	Zyklusdauer, Anzahl- und Größe der SBR-Becken und Pufferbehälter der untersuchten SBR-Anlagen	4-66
Tab. 4-3:	Überwachungswerte der Anlagen	4-67
Tab. 4-4:	85 %-Perzentil der Zu- und Ablaufwerte bezüglich der Parameter CSB, BSB ₅ , P _{ges} , NH ₄ -N und N _{ges} und die Wirkungsgrad über vier Jahre (2007-2011) der untersuchten Anlagen	4-68
Tab. 4-5:	Daten der untersuchten Anlagen anhand der Betriebsbücher.....	4-69
Tab. 4-6:	Daten der untersuchten Anlagen anhand der Durchführung einer mikroskopischen Untersuchung	4-70
Tab. 5-1:	Subdominante Fäden in den untersuchten Anlagen	5-77
Tab. 5-2:	Vorhandene Milieubedingungen in den untersuchten Anlagen	5-82
Tab. 5-3:	Maximale sowie minimale behandelte Wassermengen im Zulauf der untersuchten Anlagen vor dem Pufferbehälter	5-84
Tab. 5-4:	Vergleich zwischen den Anlagen nach dem verwendeten Fällmittel .	5-88
Tab. 5-5:	Errechnetes Schlammalter der untersuchten Anlagen zum Zeitpunkt der Probenahme im Vergleich zum vierjährigen Mittelwert.....	5-90
Tab. 5-6:	Mögliche Ursachen für das Wachstum von <i>M. parvicella</i> in den untersuchten Anlagen.....	5-100

Tab. 5-7:	Temperatur, ISV, B_{TS} , Häufigkeit von <i>M. parvicella</i> und Fädigkeitsstufe der untersuchten Proben der Anlage K zu verschiedenen Zeiten....	5-104
Tab. 5-8:	Zyklus- und Reaktionsdauer in der Anlage K in Abhängigkeit der Zulaufmenge.....	5-105
Tab. 5-9:	Schlammindex und -belastung in der Anlage K vor der Verminderung der Schlammbelastung	5-107
Tab. 5-10:	Ergebnisse während der Umstellung der Anlage K.....	5-108
Tab. 5-11:	ISV, Häufigkeit von <i>M. parvicella</i> und die Fädigkeitsstufe vor der Dosierung von $AlCl_3$	5-113
Tab. 5-12:	Kosten beim Einsatz verschiedener Fällmittel zur Bekämpfung von <i>M. parvicella</i> am Beispiel der Anlage K, Stand 2012.....	5-118
Tab. 9-1:	Die Gesamtfädigkeit der untersuchten Anlagen.....	8-149

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	Monod-Beziehung für zwei verschiedene Bakterienarten (Chudoba et al., 1973; Pöpel, 2000).....	2-7
Abb. 2-2:	Schlammindex bayerischer SBR-Anlagen (Schreff und Hilliges, 2013).....	2-34
Abb. 2-3:	SBR-Zyklus (DWA-M 210, 2009).....	2-37
Abb. 2-4:	SBR-Verfahren mit kontinuierlicher Abwasserbeschickung (DWA-M 210, 2009)	2-39
Abb. 2-5:	Beschickungsdauer in SBR-Verfahren mit kontinuierlicher Beschickung des Abwassers (DWA-M 210, 2009).....	2-40
Abb. 2-6:	SBR-Verfahren mit diskontinuierlicher Abwasserbeschickung ohne Vorspeicher (DWA-M 210, 2009)	2-40
Abb. 2-7:	Beschickungsdauer in zwei SBR-Becken mit diskontinuierlicher Beschickung des Abwassers ohne Vorspeicher (DWA-M 210, 2009) ..	2-41
Abb. 2-8:	SBR-Verfahren mit diskontinuierlicher Abwasserbeschickung mit Vorspeicher (DWA-M 210, 2009)	2-41
Abb. 2-9:	Beschickungsdauer in zwei SBR-Becken mit diskontinuierlicher Beschickung des Abwassers mit Vorspeicher (DWA-M 210, 2009) ..	2-42
Abb. 2-10:	DIC-SBR®-Verfahren (Rönner-Holm und Holm, 2009)	2-43
Abb. 2-11:	Qualitative Darstellung von Konzentrationsprofilen über die Zyklusdauer bei unterschiedlichen Füllstrategien (Schreff, 2004).....	2-46
Abb. 2-12:	BSB ₅ -Abbau in Abhängigkeit von der Schlammbelastung, dem Schlammalter und der Überschusschlammproduktion (Imhoff et al., 2009)	2-47
Abb. 3-1:	Fähigkeitsstufen von 0 bis 7, 120-fache Vergrößerung (Kunst et al., 2000)	3-56
Abb. 3-2:	Beispiele für die Gram- und Neisser-Färbung (Kunst et al., 2000)	3-59
Abb. 3-3:	Bestimmungsschlüssel für die Identifikation fädiger Mikroorganismen von Eikelboom und van Buijsen, 1999 (Kunst et al., 2000)	3-61
Abb. 4-1:	<i>M. parvicella</i> in den Anlagen A, B, C und D: Gramfärbung (links) und Neisserfärbungen (rechts), 1000x-Vergrößerung im Hellfeld bestimmt.	4-71
Abb. 4-2:	<i>M. parvicella</i> in den Anlagen E, F, G und H: Gramfärbung (links) und Neisserfärbungen (rechts), 1000x-Vergrößerung im Hellfeld bestimmt.	4-72
Abb. 4-3:	<i>M. parvicella</i> in den Anlagen I, J, K und L: Gramfärbung (links) und Neisserfärbungen (rechts), 1000x-Vergrößerung im Hellfeld bestimmt.	4-73
Abb. 4-4:	<i>M. parvicella</i> in der Anlage M: Gramfärbung (links) und Neisserfärbungen (rechts), 1000x-Vergrößerung im Hellfeld bestimmt.	4-74
Abb. 5-1:	Entwicklung des Schlammindexes in Abhängigkeit von der Temperatur in der Anlage A in 2006	5-75
Abb. 5-2:	Lebendpräparat der SBR-Anlage D, 100x Vergrößerung.....	5-76

Abb. 5-3:	Subdominante Fäden in den untersuchten SBR-Anlagen; (a): <i>Haliscomen-obacter hydrossis</i> , Lebendpräparate, 400x; (b): Typ 0914, gramnegativ, 1000x im Hellfeld; (c): <i>Thiothrix sp.</i> , Lebendpräparat, 100x, (d): Typ 021 N, (e): Typ 0581, gramnegativ, 1000x im Hellfeld; (f): Typ 0041/0675 Lebendpräparate, 400x	5-78
Abb. 5-4:	Pilze in der Anlage H, 400x, Lebendpräparat.....	5-79
Abb. 5-5:	Stickstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Anlage H im Jahr 2011.	5-80
Abb. 5-6:	<i>Nocardioforme Actinomyceten</i> in der Anlage L, Lebendpräparat, 400x Vergrößerung	5-80
Abb. 5-7:	Fähigkeit in Abhängigkeit von dem Austauschverhältnis f_A und der Füllgeschwindigkeit t_F/t_Z	5-84
Abb. 5-8:	Belebtschlamm in der Anlage L: (a) mit Kristallviolett, 100x im Dunkelfeld; (b) im Lebendpräparat, 100x	5-86
Abb. 5-9:	Aerobe Phase im Verhältnis zum Gesamtschlammalter in Prozent in Abhängigkeit von <i>M. parvicella</i>	5-87
Abb. 5-10:	Lebendpräparat bei 100-facher Vergrößerung; (a) Einsatz vom $FeCl_3$ in der Anlage H, (b) Einsatz von $NaAl(OH)_4$ in der Anlage K	5-88
Abb. 5-11:	Frachtenganglinie im Zulauf der Anlage I in den Jahren 2010 und 2011..	5-91
Abb. 5-12:	Häufigkeit von <i>M. parvicella</i> in Abhängigkeit von der Schlammbelastung zur Zeit der Untersuchung in den untersuchten Anlagen	5-91
Abb. 5-13:	Spezifisches SBR-Beckenvolumen pro Einwohner in den untersuchten Anlagen mit Vergleich zwischen Auslegung und Ist-Zustand	5-93
Abb. 5-14:	Spezifisches Pufferbehältervolumen pro Einwohner in den untersuchten Anlagen mit Vergleich zwischen Auslegung und Ist-Zustand	5-94
Abb. 5-15:	Aufenthaltszeit des Abwassers im Pufferbehälter der untersuchten Anlagen	5-95
Abb. 5-16:	Aufenthaltszeit des Abwassers im Pufferbehälter sowie Ausbaugröße der untersuchten Anlagen mit Trennkanalisation	5-95
Abb. 5-17:	Aufenthaltszeit des Abwassers im Pufferbehälter sowie Ausbaugröße der untersuchten Anlagen mit Mischkanalisation	5-96
Abb. 5-18:	Schlammindex in der Anlage A bei ein- und zweimaliger Beschickung....	5-97
Abb. 5-19:	Schlammindex in der Anlage J bei ein- und zweimaliger Beschickung	5-98
Abb. 5-20:	Schlammindex in der Anlage K im Jahr 2010	5-104
Abb. 5-21:	Unterschreitungshäufigkeit der Schlammbelastung der Kläranlage K über 7 Jahre (2005-2012)	5-105
Abb. 5-22:	Fähigkeit in Anlage K (Kristallviolett, 100x im Dunkelfeld).....	5-105
Abb. 5-23:	<i>M. parvicella</i> in Anlage K (Gram- und Neisserfärbung, 1000x im Hellfeld)	5-106
Abb. 5-24:	Einige Fäden in der Anlage K im Becken 2, Lebendpräparat, 400x; (a) Typ 1851, (b) Typ 021 N.....	5-106

Abb. 5-25:	Entwicklung des Schlammindexes während der Verringerung der Schlammbelastung in der Anlage K	5-108
Abb. 5-26:	Entwicklung des Schlammindexes und der Temperatur während der ersten Hälfte des Jahres 2012 in der Anlage K	5-109
Abb. 5-27:	Entwicklung des Schlammindexes mit der Temperatur vom Oktober bis Dezember im Jahr 2011	5-109
Abb. 5-28:	Am Ende der Umstellung: Schwimmschlamm im SBR-Becken (links); Schlammvolumen nach 30 min Absetzzeit mit Verdünnung im Verhältnis 1:3 (rechts)	5-110
Abb. 5-29:	Gesamtfähigkeit innerhalb der Umstellung; am Anfang der Umstellung (a), $F = 3$; am Ende der Umstellung (b) $F = 4$	5-110
Abb. 5-30:	Änderung der Häufigkeit von <i>M. parvicella</i> mit der Belastung während der Umstellung der Anlage K	5-111
Abb. 5-31:	Gram-positive Zellen von <i>M. parvicella</i> ; (a) vor der Umstellung der Anlage K am 01. Okt. 2012, $H = 3$; (b) und am Ende der Umstellung am 05. Dez. 2012, $H = 5$	5-111
Abb. 5-32:	<i>M. parvicella</i> vor Beginn der Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) AlCl ₃ in der Anlage K	5-114
Abb. 5-33:	Fähigkeitsstufe des belebten Schlammes am 16. April 2013, mit Kristallviolett gefärbt, 100x, im Dunkelfeld	5-114
Abb. 5-34:	Rückgang des Schlammindexes aufgrund der Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) mit AlCl ₃	5-115
Abb. 5-35:	Schlamm aus der SBR-Anlage K, 100x Vergrößerung; (a) am 01. Okt. 2012 mit der Dosierung von Na Al(OH) ₄ , (b) am 16. April 2013 nach 22-tägiger Dosierung von AlCl ₃	5-115
Abb. 5-36:	Erscheinungsform von <i>M. parvicella</i> in Gramfärbung in der Anlage K, 1000x im Hellfeld; (a) am 12. März 2013 vor die Dosierung von AlCl ₃ , (b) nach 17-tägiger Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) AlCl ₃	5-116
Abb. 5-37:	Erscheinungsform von <i>M. parvicella</i> im Lebendpräparat in der Anlage K, 400x; (a) <i>M. parvicella</i> in der Wasserphase vor die Dosierung von AlCl ₃ , (b) nach 25-tägiger Dosierung	5-116
Abb. 5-38:	Erscheinungsform von <i>M. parvicella</i> nach 25-tägiger Dosierung von AlCl ₃ ($H=3$); Gramfärbung, 1000x, im Hellfeld	5-117
Abb. 5-39:	Subdominante Fäden in der Anlage K nach 25-tägiger AlCl ₃ Dosierung; Typ 0581, gramnegativ, 1000x im Hellfeld	5-117
Abb. 5-40:	<i>M. parvicella</i> in Anlage K vor der Dosierung von AlCl ₃ , Gram- und Neisserfärbung, 1000x im Hellfeld	5-121
Abb. 5-41:	<i>M. parvicella</i> in Anlage K nach nach 25-tägiger Dosierung von AlCl ₃ , Gram- und Neisserfärbung, 1000x im Hellfeld	5-121
Abb. 9-1:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage A in den Jahren 2005 bis 2010	8-143
Abb. 9-2:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage B in den Jahren 2005 bis 2011	8-143
Abb. 9-3:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage C in den Jahren 2005 bis 2010	8-144

Abb. 9-4:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage D in den Jahre 2005 bis 2011	8-144
Abb. 9-5:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage E in den Jahre 2006 bis Mitte des Jahres 2011	8-145
Abb. 9-6:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage F in den Jahre 2006 bis 2011	8-145
Abb. 9-7:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage G in den Jahre 2005 bis 2010	8-146
Abb. 9-8:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage H in den Jahre 2007 bis 2011	8-146
Abb. 9-9:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage I in den Jahre 2005 bis 2011	8-147
Abb. 9-10:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage J in den Jahre 2007 bis Mitte des Jahres 2010	8-147
Abb. 9-11:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage K in den Jahre 2005 bis 2012	8-148
Abb. 9-12:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage L in den Jahre 2005 bis 2010	8-148
Abb. 9-13:	Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage M in den Jahre 2005 bis 2010	8-149
Abb. 9-14:	Die Gesamtfädigkeit in den Anlagen A, B, C, D, E, F und G, Kristallviolett, 100x-Vergrößerung im Dunkelfeld	8-150
Abb. 9-15:	Die Gesamtfädigkeit in den Anlagen H, I, J, K, L und M, Kristallviolett, 100x-Vergrößerung im Dunkelfeld	8-151

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Einheit	Definition
ATV	-	Abwassertechnische Vereinigung
BKKS	-	Braunkohlenkokssstaub
BSB ₅	mg/l	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
B _{TS,BSB5}	kg BSB ₅ /(kg TS·d)	Schlammbelastung bezogen auf den Parameter BSB ₅
B _{d,BSB,ZB}	kg/d	tägliche BSB ₅ -Fracht im Zulauf zum SBR-Becken
B _{d,xxx}	kg/d	tägliche Fracht eines Stoffes xxx
CSB	mg/l	Chemischer Sauerstoffbedarf
C _{BSB, ZB}	mg/l	BSB ₅ -Konzentration aus 24-Stunden-Mischprobe vom Zulauf der Anlage
C _{xxx}	mg/l	Konzentration des Parameters xxx, in der homogenisierten Probe
d	-	Tag
DAPI	-	4',6-Diamidino-2- phenylindoldihydrochlorid
DIC-SBR [®]	-	Differential Internal Cycle strategy Sequential Batch Reactor
DNA	-	Desoxyribonukleinsäure
DVWK	-	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
DWA	-	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
EPS	-	extrazelluläre polymere Substanzen
EW	-	Einwohnerwert
EGW	-	Einwohnergleichwert
F	-	Fähigkeitsstufe/Gesamtfähigkeit
<i>f_A</i>	-	Austauschverhältnis
FA	-	Summe der Ablauffrachten
FISH	-	Fluoreszenz-in-situ-Hybridisierung

Abkürzung	Einheit	Definition
F_T	-	Temperaturfaktor für endogene Veratmung
F_Z	-	Summe der Zulauffrachten
H	-	Häufigkeit
H_2O_2	-	Wasserstoffperoxid
IB	-	Inbetriebnahme
ISV	ml/g	Schlammindex
KA	-	Kläranlage
K_s	g/m^3	Substratkonzentrationen, bei der die halbe maximale Wachstumsgeschwindigkeit erreicht wird
LKFS	-	Langkettige Fettsäure
LV	-	Landesverband
μ	1/d	Wachstumsgeschwindigkeit der Bakterien
μ_{max}	1/d	Maximal mögliche Wachstumsgeschwindigkeit
η	%	Wirkungsgrad
N	-	Anzahl der Aufstaubelebungsbecken
NH_4-N	-	Ammonium-Stickstoff
NO_3-N	-	Nitra-Stickstoff
PAC	-	Polyaluminium(hydroxid)chlorid
PHB	-	Polyhydroxybuttersäure
PO_4-P	-	Orthophosphat-Phosphor
Q_d	$m^3/d, l/s$	täglicher Abfluss
RNA	-	Ribonukleinsäure
RS-SBR [®]	-	Return Sludge Sequencing Batch Reaktor
RÜB	-	Regenüberlaufbecken
S	g/m^3	Substratkonzentration im Reaktor
SBR	-	Sequentiell beschickter Reaktor

Abkürzung	Einheit	Definition
SO_4	-	Sulfat
sp., spp.	-	Specie, Species
T	°C	Temperatur
t_F	h	Fülldauer
t_R	h	Dauer der Reaktionsphase
t_{TS}	d	Schlammalter
TS	g/l	Trockenmassegehalt
TS_R	g/l	Trockenmassegehalt in Bezug auf das maximale Volumen des SBR-Beckens
t_z	h	Zyklusdauer
$\dot{U}S_d$	kg/d	täglicher Überschussschlammabzug
$\dot{U}S_{d,c}$	kg/d	täglicher Überschussschlammabzug aus der Kohlenstoffelimination
$\dot{U}S_{d,P}$	kg/d	täglicher Überschussschlammabzug aus der Phosphorelimination
V_R	m^3	maximales Volumen des SBR-Reaktors
VS	ml/l	Schlammvolumen
ΔV	m^3	Zulaufvolumen, das pro Zyklus in ein Aufstaubetzen eingeleitet
$X_{P,\text{Fäll}}$	mg/l	Durch Fällung eliminerter Phosphor
$X_{P,\text{BioP}}$	mg/l	Bei der biologischen P-Elimination biologisch gebundener Phosphor
X_{TS}	mg/l	Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe mit 0,45 μm Membranfilter nach Trocknung bei 105 °C

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Die biologische Abwasserreinigung beruht auf zwei Hauptprozessen: der biologischen Umwandlung der Abwasserinhaltsstoffe durch die Aktivität von einfach gebauten prokaryotischen Bakterien sowie einzelligen oder vielzelligen eukaryontischen Organismen und auf der Abtrennung des behandelten Abwassers vom Schlamm. Diese Abtrennung erfolgt entweder im Nachklärbecken oder im selben Becken wie bei den SBR-Anlagen (Sequencing Batch Reactor).

Das Vorkommen der Bakterien im belebten Schlamm kann entweder als Einzelzeller (wie die Spirillen und Spirochäten), als Aggregat (*Zoogloea*) oder als Fäden variieren (Lemmer und Lind, 2000; Jenkins et al., 2004; Neitzel und Tschech, 2007).

Die fadenförmigen Bakterien verfügen über die Fähigkeit, sich an der Wasseroberfläche (Grenzfläche zwischen Wasser und Luft) zu vermehren. Aufgrund der Akkumulation einiger Fäden an der Wasseroberfläche kann sich die Reinigungsleistung verschlechtern, möglicherweise treten Absetzprobleme auf, da diese fadenförmigen Bakterien negative Auswirkungen auf das Sedimentationsverhalten des belebten Schlammes haben (Flockenform, -größe und -struktur) (Marschler, 2002; Lebek, 2003; Schmid-Schmieder, 2006; Neitzel und Tschech, 2007).

Das Maß für gute Absetzeigenschaften eines belebten Schlammes ist der Schlammindex (ISV < 150 ml/g). Viele Kläranlagen in der Bundesrepublik Deutschland weisen jedoch einen höheren Schlammindex (> 150 ml/g) auf. Der Grund können Schwimmschlamm- und Bläh schlammprobleme sein. Nach Herbst et al. (2001) leiden 70 % der Kläranlagen in NRW unter diesen Problemen, davon sind 90 % nährstoffeliminierende Anlagen.

Beim Massenwachstum von fadenförmigen Organismen im belebten Schlamm kommt Bläh schlamm zustande. Von daher ist er als schlecht absetzbarer Schlamm (ISV > 150 ml/g) definiert (Sarfert et al. 1988; ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1, 1998). Das kann zu erheblichen Betriebsstörungen und im Anschluss zur Verunreinigung des Gewässers aufgrund des Schlammabtriebs aus dem Ablauf der Kläranlage führen. Des Weiteren kann dies zu einer Überschreitung der Grenzwerte einiger Parameter, wie z. B. CSB und P_{ges} , die die ungelösten Schmutzstoffe miterfassen, führen, was wiederum Gewässerschäden (Fischsterben und Eutrophierung) zur Folge haben kann. Dieses Bläh schlammproblem kann in verschiedenen Kläranlagen mit unterschiedlichen Betriebsweisen auftauchen (Knoop, 1997; Neitzel und Tschech, 2007).

Das Vorkommen von Schwimmschlamm und Schaum im Abwasser weist laut der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1 (1998) darauf hin, dass das Abwasser die nachfolgenden drei Faktoren beinhalten sein kann:

- Gasbläschen (gasförmige Stickstoffkomponenten in den Denitrifikationszonen oder als Methan und Kohlendioxid im Faulbehälter),
- Hydrophobe Abwasserinhaltsstoffe (fette und aliphatische Kohlenwasserstoffe),
- Oberflächenaktive Substanzen (Tenside).

Es gibt ca. 30 verschiedene Arten von fadenförmigen Mikroorganismen, die Bläh- und Schwimmschlamm verursachen können (Knoop, 1997; Eikelboom, 2002), aber nur einige, in Tab. 1-1 dargestellte Fadenarten sind für die meisten Betriebsprobleme verantwortlich (Prendl, 1997).

Die Entwicklung einer bestimmten Population der Fäden in den nährstoffeliminierenden Kläranlagen hängt von den Substrat- und Milieubedingungen ab (Knoop, 1997). Bei den Kläranlagen mit N- und P-Elimination und niedriger Schlammbelastung sind die fadenförmigen Mikroorganismen, *nocardioforme Actinomyceten* oder *Microthrix parvicella* (*M. parvicella*), in den meisten Fällen für dieses Problem verantwortlich (Marschler, 2002; Neitzel und Tschech, 2007).

Tab. 1-1 Häufigkeit der wichtigsten fadenförmigen Mikroorganismen, die Bläh schlamm verursachen, Anzahl der untersuchten Ereignisse n = 356 (Wagner, 1982; Prendl, 1997)

Fadentyp	Anteil (%)
Typ 021N	23,3
<i>M. parvicella</i>	15,2
Typ 0041/0675	14,6
<i>Sphaerotilus natans</i>	9,0
<i>Actinomyceten</i> (<i>Nocardio</i> sp.)	7,3
<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	4,8
<i>Nostocodina limicola</i>	4,2
Typ 1701	3,4
Typ 0961	2,8
Typ 0803	2,5

Es gibt andere Phänomene, die die Absetzeigenschaften des Schlammes verschlechtern können, wie z. B. das Massenwachstum von *Zoogloea* spp. (keine fädigen Bakterien, sondern Bakterienaggregate) oder das Auflösen der Schlammflocken (Lemmer und Lind, 2000; Lemmer 2002).

Das SBR-Verfahren, Ende des Jahres 1950 in den USA entwickelt, ist weit verbreitet. Die englische Abkürzung „SBR“ (Sequencing Batch Reactor = sequenziell beschickter Reaktor) beschreibt Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb. Diese Belebungsbecken weisen einen variablen Wasserspiegel auf und betreiben innerhalb der Zykluszeit mehrere Prozesse (Schreff, 2001; Schreff und Hilliges, 2013).

Es ist sowohl für die Behandlung von kommunalem als auch von industriellem Abwasser geeignet (EPA, 1999). In Deutschland kamen früher SBR-Anlagen im ländlichen Raum als Kleinkläranlagen zur Verwendung. Mittlerweile kommen sie als größere Kläranlagen für Gebiete mit mehr als 5.000 EW zum Einsatz.

Das SBR-Verfahren hat eine Reihe von Vorteilen. Es liefert in der Regel gute Ablaufwerte sowie einen sehr guten Schlammindex (60-90 ml/g). Der Grund dafür ist die stoßweise Beschickung. Beim SBR-Verfahren erfolgt der Reinigungsprozess nicht auf der Wegachse, sondern auf der Zeitachse. Der Reaktor wird diskontinuierlich mit Abwasser beschickt. Bei manchen Systemen erfolgt die Zuleitung des Abwassers sogar in mehreren Schritten (einmalige, zweimalige oder dreimalige Beschickung pro Zyklus). Dies erzeugt einen Substratgradienten (Rosenwinkel, 1996; Schreff, 2001). Diese Beschickung wirkt laut Steinmetz und Wiese (2005) positiv auf die Schlammbesetzeigenschaften und auf die Stoffumsatzgeschwindigkeit. Im Gegensatz dazu haben die Versuche von Schwitalla (2007) auf SBR-Anlagen mit dreimaliger Beschickung pro Zyklus abgeraten. Eine dreimalige Beschickung führte laut Schwitalla (2007) zur Zuführung von organischen Stickstoffverbindungen und folglich zu chemischen Reaktionen (auto- und heterotrophe Zerfallsprozesse der Biomasse, Ammonifikation und Hydrolyse) während der Sedimentationsphase. Der Grund dafür war die Erhöhung die Ammoniumkonzentration in den SBR-Reaktoren bei der dritten Beschickung.

Die meisten SBR-Anlagen weisen in der Regel einen niedrigen Schlammindex auf; trotzdem zeigten einige Untersuchungen an SBR-Anlagen höhere Werten (> 150 ml/g) auf, insbesondere bei der DIC-SBR®-Anlagen (Differential Internal Cycle strategy Sequential Batch Reactor) (siehe Kap.2.4.5). Untersuchungen in solchen Anlagen ergaben als Ursache ein Wachstum einiger fadenförmiger Organismen.

Da das Fadenbakterium *M. parvicella* nach Lemmer und Lind (2000) sehr häufig für Schwimm- und Blähenschlammprobleme sowie Schaumprobleme in Belebungsanlagen ursächlich ist, wird in der vorliegenden Arbeit untersucht, ob dieses auch für SBR-Anlagen zutrifft.

Ziel der Arbeit:

Wissenschaftler/innen haben das Wachstum von nicht fädigen, flockenbildenden Bakterien und ihre Vorteile in SBR-Anlagen beschrieben. Bei der zyklischen Zugabe von Abwasser kommt es zur Speicherung des Substrats durch die nicht fädigen, flockenbildenden Bakterien in Form von Glykogen und PHB (Poly- β -hydroxybuttersäure). Einige fädige Bakterien (*Sphaerotilus natans* und Typ 021N) können hingegen das Substrat nur eingeschränkt als Reservestoffe speichern. Aus diesem Grund haben SBR-Anlagen unter solchen Bedingungen einen geringen Schlammindex, da eine Reduzierung der Häufigkeit der meisten fädigen Bakterien wie *Sphaerotilus natans*, *Thiothrix* und Typ 021N eintritt (Knoop, 1997).

Zwar setzt sich der Schlamm in kommunalen SBR-Anlagen in der Regel sehr gut ab, trotzdem neigen einige Anlagen zur Schaumbildung. Nach mikroskopischen

Untersuchungen ist das fadenförmige Bakterium *M. parvicella* in diesen Anlagen dominant (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1999).

Die Firma LimnoTec Abwasseranlagen, Lübecke, hat das DIC-SBR®-Verfahren (Differential Internal Cycle strategy Sequential Batch Reactor) entwickelt. Der Unterschied zwischen diesem Verfahren und dem konventionellen SBR-Verfahren ist durch zwei Beschickungen mit unterschiedlichen C:N-Verhältnissen pro Zyklus gekennzeichnet. Bei diesem Verfahren wird vor der ersten Beschickung das Rührwerk im Pufferbehälter ausgeschaltet und die Feststoffe sedimentieren. In der ersten Beschickungsphase wird das Abwasser aus dem oberen Bereich des Misch- und Ausgleichsbeckens den SBR-Reaktoren zugeführt. In der zweiten Beschickungsphase erhalten die SBR-Reaktoren das Abwasser aus dem unteren Bereich des Misch- und Ausgleichsbeckens, welches dann ein höheres Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis von 1,5 bis 3: 1 aufweist. Die Stickstoff-Ablaufkonzentrationen sind durch diese Vorgehensweise geringer als in konventionellen SBR-Anlagen. Dennoch berichtete Holm (2010) von Bläh schlamm-problemen in einigen DIC-SBR®-Anlagen infolge *Microthrix parvicella*.

Es stellt sich die Frage, warum *M. parvicella* häufig in SBR-Anlagen bzw. DIC-SBR®-Verfahren vorkommt und welche Faktoren das Wachstum dieses Organismus in solchen Anlagen beeinflussen. Es sollen ebenfalls nähere Untersuchung durchgeführt werden, um festzustellen, ob die Beschickungsstrategie des DIC-SBR®-Verfahrens einen Einfluss auf die Entwicklung der Bläh schlammproblematik hat.

M. parvicella ist Schwimm- und Bläh schlamm bildner und gehört zur Gruppe der Niedriglastbakterien. Die vorliegende Arbeit enthält eine ausführliche Beschreibung der Wachstumsbedingungen und der Gegenmaßnahmen zur Bekämpfung von *M. parvicella* (siehe Kap. 2.3). Laut den bisherigen Untersuchungen tritt *M. parvicella* im Winter/Frühjahr in Anlagen mit N- und P-Elimination als dominanter Fadenorganismus auf. Das entspricht nicht den Berichten von Rossetti et al. (1994), die feststellten, dass durch *M. parvicella* verursachte Bläh schlamm- und Schaumprobleme auch in wärmeren Zeiten auftreten können.

Obwohl viele Literaturquellen wie Knoop (1997), Lemmer und Lind (2000), Kunst et al. (2000), Kunst (2002), Lebek (2003) und Jenkins et al. (2004) die Begünstigung des Wachstums von *M. parvicella* infolge einer geringen Schlammbelastung im Bereich von 0,05-0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) in konventionellen Belebungsanlagen erwähnt haben, gibt es bisher kaum Untersuchungen über das Vorkommen von *M. parvicella* in SBR-Anlagen. Der Einfluss einer sehr geringen Schlammbelastung (< 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d)) auf das Wachstum von *M. parvicella*, z. B. bei Anlagen mit aerober Schlammbestabilisierung, wurde ebenfalls kaum untersucht (Lebek, 2003; Wanner et al., 1998).

Aus diesem Grund wird in dieser Arbeit das Vorkommen von *M. parvicella* in SBR-Anlagen untersucht. Es werden 13 SBR-Anlagen, insbesondere DIC-SBR®-Anlagen, die ein Wachstum von *M. parvicella* aufweisen und für eine aerobe Schlammbestabilisierung ausgelegt sind, besichtigt, detailliert beschrieben und u.a. mikroskopisch untersucht. Die Anlagen sind in ganz Deutschland verteilt.

Es werden die folgenden Faktoren mit den mikroskopischen Untersuchungen verschnitten, um den Einfluss auf das Wachstum von *M. parvicella* und weiterer fadenförmiger Organismen zu untersuchen:

- Füllstrategie,
- Dauer der aeroben Phase,
- Art der P-Elimination,
- Schlammbelastung bzw. das Schlammalter,
- spezifische SBR-Becken- und Puffervolumina,
- Aufenthaltszeit im Pufferbehälter,
- Anzahl der Beschickungen pro Zyklus.

Anhand der Auswertungen soll ein Zusammenhang zwischen der Betriebsführung der Anlagen und dem Wachstum von *M. parvicella* aufgezeigt werden. Ziel ist die Optimierung der Betriebsweise des SBR-Verfahrens, um das Wachstum von *M. parvicella* einzugrenzen.

Da das Wachstum von *M. parvicella* auch von der Temperatur und der Schlammbelastung abhängig ist, gilt es, die Entwicklung des Schlammindexes in Abhängigkeit von der Temperatur über mehrere Jahre auszuwerten. Laut Untersuchungen von Lebek (2003) und von Paris (2004) kann die Simultanfällung mit 2,2-3,5 g Al/(kg TS·d) in Form von AlCl_3 das Bakterium *M. parvicella* aus dem System verdrängen (siehe Kap. 2.3.4). Des Weiteren wird in dieser Arbeit der Einfluss einer Vorfällung mit geringen Mengen an Aluminiumchlorid (AlCl_3) auf das Wachstum von *M. parvicella* untersucht.

Diese Arbeit umfasst:

1. Auswertung der Betriebstagebücher mehrerer SBR-Anlagen,
2. mikroskopische Untersuchungen des belebten Schlammes, Identifizierung der fadenförmigen Bakterien,
3. Untersuchung und Auswertung der oben genannten Faktoren und deren Einfluss auf das Wachstum von *M. parvicella* und weiterer fadenförmiger Organismen,
4. Ermittlung des Einflusses der Vorfällung mit Aluminiumchlorid auf das Wachstum von *M. parvicella*.
5. Aussagen zu möglichen Verbesserungen der Betriebsweise der SBR-Anlagen.

2 Stand des Wissens

2.1 Allgemein

Aufgrund der Anforderungen an Kläranlagen, Stickstoff und Phosphor zu eliminieren, gilt es, aerobe, anaerobe sowie anoxische Zonen im Reinigungsprozess vorzusehen; deshalb sind niedrige Schlammbelastungen erforderlich, um eine Stickstoffelimination zu gewährleisten (Heitbrock, 2002). Das hat zu neuen Biozönosen im belebten Schlammbefüllt. In niedrig belasteten Systemen verdrängen die niedrig belasteten Bakterien (im Englischen „low food/microorganism ratio“, d. h. „low F/M“ bacteria) die Hochlast-Fadenbakterien („high F/M“ bacteria), wie z. B. *Sphaerotilus spp.* Die niedrig belasteten Bakterien weisen die Fähigkeit auf, Reservestoffe einzulagern (Casey et al., 1995; Lemmer und Lind, 2000).

Die Fadenorganismen im volldurchmischten Becken verfügen bei niedrig belasteten Anlagen, in denen Nährstoffe in sehr geringen Konzentrationen zur Verfügung stehen, gegenüber den Bakterien, die an die Flocken gebunden sind, über einen Wachstumsvorteil aufgrund der relativ großen Oberfläche der Fadenorganismen in Bezug auf ihre Volumina. Die Fadenorganismen weisen große Substrataffinitäten auf, sodass sich diese Organismen schnell an die Umgebung mit einem Mangel an Substraten anpassen können (Kunst et al., 2000).

Die in Abb. 2-1 dargestellte Monod-Beziehung vergleicht zwei unterschiedliche Bakterienarten. Der fädige Organismus I erreicht die halbmaximale Wachstumsgeschwindigkeit ($\mu_{\max}/2$) bei geringer Substratkonzentration, während der kompakte Organismus II eine höhere Substratkonzentration benötigt (Mudrack und Kunst, 1994; Kunst et al., 2000). Die Abhängigkeit zwischen der Wachstumsgeschwindigkeit der Bakterien und der Umsatzgeschwindigkeit ergibt sich aus der Michaelis-Menten-Beziehung. Diese Beziehung lautet:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot S \cdot (1/(K_s + S))$$

μ : Wachstumsgeschwindigkeit der Bakterien [1/d]

μ_{\max} : Maximal mögliche Wachstumsgeschwindigkeit [1/d]

S : Substratkonzentrationen im Reaktor [g/m³]

K_s : Substratkonzentrationen, bei der die halbe maximale Wachstumsgeschwindigkeit erreicht wird [g/m³]

Das zunehmende Wachstum der fadenförmigen Bakterien führt in vielen Kläranlagen aufgrund der Bildung eines Netzes zwischen den Flocken zur Beeinträchtigung des Eindick- bzw. Absetzverhaltens des Schlammes. Je nach Aussehen, Milieu- und Substratbedingungen kommt es zur Unterscheidung dieser fadenförmigen Bakterien (Chudoba et al., 1973; Kunst et al., 2000; Lemmer und Lind, 2000; Pöpel, 2000).

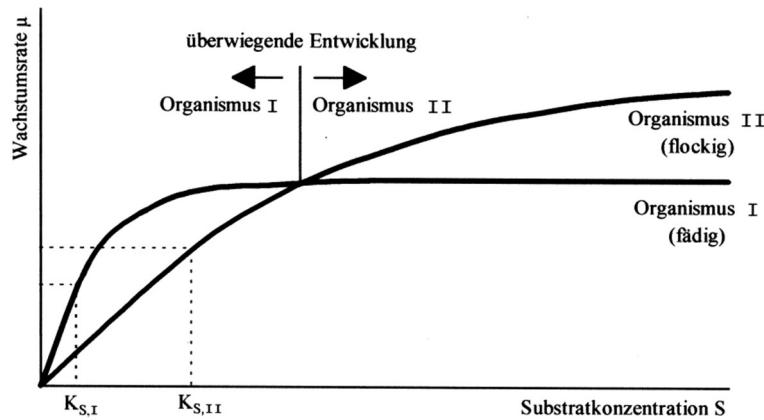


Abb. 2-1: Monod-Beziehung für zwei verschiedene Bakterienarten (Chudoba et al., 1973; Pöpel, 2000)

2.2 Mikrobiologische Beurteilung der verschiedenen Fäden

Der Begriff „Fadenbakterien“ ist aus Sicht der klassischen Mikrobiologie nicht korrekt gewählt. Es handelt sich um Einzelbakterien, die in der Lage sind, Aggregate zu bilden, ohne ihre Individualität als Einzeller zu verlieren. Das Wachstum dieser Aggregate erfolgt unter bestimmten Milieu- und Substratbedingungen (Remde, 2010).

Bisher haben verschiedene Wissenschaftler fädige Bakterien nach ihrer Morphologie sowie ihren Substrat- und Nährstoffansprüchen untersucht und nach den Milieubedingungen klassifiziert. Dazu kam es zur Erfassung der morphologischen, physiologischen und metabolischen Eigenschaften der Fäden und ihrer Entwicklung in Abhängigkeit von der Abwasserzusammensetzung und anderen Bedingungen (Knoop, 1997). Außerdem wurden die biologischen Eigenschaften dieser Fäden sowie die Milieubedingungen, die das Wachstum dieser Mikroorganismen begünstigen, definiert (siehe Tab. 2-1).

In den letzten Jahren fand eine eindeutige Feststellung des Vorkommens von einigen fädigen Organismen – besonders *M. parvicella*, *N. limicola*, *nocardioforme Actinomyceten*, Typ 0041/0651 sowie Typ 1851 und 0092 – anhand mikroskopischer Untersuchungen statt. In den meisten Fällen treten die vorgenannten Fäden häufig subdominant in Schlämmen auf bei deutlicher Dominanz von *M. parvicella* (Kunst et al., 2000; Lebek, 2003).

Tab. 2-1: Geeignete Milieubedingungen für unterschiedliche fädige Mikroorganismen (nach Jenkins et al., 2004)

Milieubedingung	Fädige Mikroorganismen
geringer Sauerstoffgehalt	<i>Sphaerotilus natanus</i> Typ 1701 <i>Haliscomenobacter</i>
geringe Belastung	Typ 0041/0675 Typ 1851 Typ 0803 <i>M. parvicella</i>
hohe Konzentrationen an organischen Säuren	Typ 021N <i>Thiothrix spp.</i> <i>N. limicola</i> I, II und III Typ 0914 Typ 0411 Typ 0961 Typ 0581 Typ 0092
Schwefelwasserstoff	<i>Thiothrix spp.</i> Typ 021N Typ 0914 <i>Beggiatoa</i>
Nährstoffmangel	Typ 021N <i>Thiothrix spp.</i> <i>N. limicola</i> III <i>Haliscomenobacter</i> <i>Sphaerotilus natanus</i>
geringer pH-Wert	Pilze

Für das Vorkommen der fadenförmigen Bakterien in kommunalen Kläranlagen werden drei verschiedene Gruppen von Bakterien definiert. Die erste Gruppe umfasst die Schwefelbakterien, die durch Oxidation der reduzierten Schwefelverbindungen Energie speichern können. Die zweite Gruppe enthält heterotrophe Bakterien (gramnegative Bakterien), die sich bei hohen Belastungen anreichern können. Diese beiden Gruppen verursachen Bläh schlammprobleme.

Schaum- und Schwimmschlammprobleme ergeben sich bei der dritten Gruppe (grampositive Bakterien), zu der heterotrophe/autotrophe Bakterien gehören, die bei geringen Belastungen vorkommen können. Die Bakterien aus dieser Gruppe können auch gelegentlich Bläh schlammprobleme verursachen (Casey et al., 1995; Eikelboom, 2002; Lemmer und Lind, 2000; Lemmer, 2002). Tab. 2-2 enthält eine Darstellung der verschiedenen Gruppen mit ihren zugehörigen Fäden.

Tab. 2-2: Stoffwechselgruppen der fadenbildenden Bakterien in belebtem Schlamm und wichtige Selektionsfaktoren (Lemmer und Lind, 2000)

Schwefelbakterien	Gram-negative "high F/M"-Bakterien	Gram-positive "low F/M"-Bakterien
Typ 021N	<i>Sphaerotilus spp.</i>	Typ 1851
Typ 0914	Typ 1701	<i>M. parvicella</i>
<i>Thiothrix sp.</i>	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	Typ 0041/0675
<i>Beggiatoa sp.</i>	Typ 0961	<i>N. limicola</i> I, II und III
	Typ 021N	<i>nocardioforme Actinomyceten</i>
	Typ 1863	
Reduzierte Schwefelverbindungen	$B_{TS} > 0,15 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$	$B_{TS} < 0,15 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$
Faulprozesse	N/P-Mangel	Hydrophobie der Zelloberfläche
	O ₂ -Mangel	Hydrophobes Substrat
	Volle Durchmischung	Oberflächenaktive Stoffe

Schwefelbakterien lassen sich unter dem Lichtmikroskop durch ihre gut sichtbaren Schwefelgranula, die in den Zellen eingelagert sind, identifizieren. Diese Fäden können sich sowohl bei industriellen als auch bei kommunalen Anlagen bei Schlammbelastungen von 0,15-0,6 kg BSB₅/(kg TS·d) vermehren. Die Sauerstoffkonzentrationen liegen dann bei weniger als 0,1 mg/l. Durch die Verminderung von Schwefelverbindungen und leicht abbaubaren Substanzen kann sich eine Verdrängung dieser Fäden aus dem System ergeben. Dies kann durch den Einsatz von Eisensalzen zur Sulfidfällung und Flockung organischer Inhaltsstoffe sowie den Einsatz von Wasserstoffperoxid (oxidative Reduktion von Sulfid und leicht abbaubaren Substanzen) erreicht werden. Das könnte auch eine Optimierung der Belüftung sowie eine Umwälzung erreichen (Lemmer und Lind, 2000).

Gram-negative Bakterien treten in nitrifizierenden Anlagen bei Belastungen höher als 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) bzw. bei Anlagen mit Stoßbelastungen auf. Ein Mangel an Stickstoff oder Phosphor mit entsprechendem Überschuss an Kohlenstoff bzw. Sauerstoffmangel begünstigt das Wachstum dieser Fäden. Der Einsatz eines aeroben Selektors und die Herstellung eines Substratgradienten sind empfohlen, um diese Fäden zu bekämpfen (Lemmer und Lind, 2000).

Die letzte Gruppe enthält fadenförmige Bakterien, die eine hohe Flexibilität haben und in allen Zonen wachsen können. Der Selektor spielt hier aufgrund seiner Flexibilität im Hinblick auf ihre Stoffwechselleistungen keine Rolle zur Bekämpfung dieser Fäden (Lemmer und Lind, 2000; Lemmer et al., 2002). Zu dieser Gruppe gehören *Microthrix parvicella*, *nocardioforme Actinomyceten*, Typ 0092, Typ 1851 und *Nostocoida limicola*. Diese Fäden treten am meisten bei niedrig belasteten Anlagen mit Stickstoff- und Phosphorelimination

auf. Das Wachstum dieser Fäden in besonderen Milieubedingungen führt zu Schwimmschlammproblemen (Kunst et al., 2000). Folgende Bedingungen begünstigen diese Probleme nach Kunst et al. (2000):

- Anlagen mit niedriger BSB₅-Schlammbelastung < 0,15 kg BSB₅/(kg TS·d),
- hohe Fettkonzentration im Abwasser,
- Sauerstoffkonzentration < 2 mg/l in den belüfteten Zonen,
- hohe Ammoniumkonzentration in sehr niedrig belasteten Anlagen,
- Anaerobe Schlammkontaktzeit > 1 h in Anlagen mit biologischer P-Elimination,
- langkettige Fettsäuren in hohen Konzentrationen.

Microthrix parvicella und *nocardioforme Actinomyceten* sind die häufigsten Hauptverursacher von Schwimmschlamm- und Schaumproblemen in kommunalen Kläranlagen. In 93 % der kommunalen Kläranlagen mit Nährstoffelimination in Nordeuropa reichert sich *M. parvicella* in den Schlammschichten an. In 5 % der Kläranlagen ergeben sich die Bläh schlamm- und Schaumereignisse durch *nocardioforme Actinomyceten* (Kunst et al., 2000; Kunst, 2002).

Aus diesem Grund haben viele Forscher diese fadenförmigen Bakterien – insbesondere *M. parvicella* – untersucht, um die Ansprüche an Substrat und Milieubedingungen zu klären, um die richtigen Bekämpfungsmaßnahmen definieren zu können.

2.3 *Microthrix parvicella*

Aufgrund der gestiegenen Anforderungen an die Einleitung der Kläranlagen ins Gewässer wird neben dem Kohlenstoffabbau die Elimination der Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) aus dem Abwasser gefordert, um die Eutrophierung (Sekundärverschmutzung) im Gewässer zu verhindern. Deshalb sind allerdings viele Kläranlagen durch das zunehmende Wachstum der Fadenbakterien – insbesondere *Microthrix parvicella* – beeinträchtigt. Nach Untersuchungen von Kunst und Reins (1994) ist *M. parvicella* in Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination dominant. Das Vorhandensein dieser Bakterien in hoher Häufigkeit führt zu hohem Schlammindex, schlechtem Absetzverhalten sowie Bläh- und Schwimmschlammproblemen (Schade, 2006; VTA, 2011).

M. parvicella ist ein Schwimmschlamm- bzw. Bläh schlamm bildner, der in allen Zonen wächst und das Substrat unter verschiedenen Milieubedingungen verwerten kann (Casey et al., 1995; Knoop, 1997; Heitbrock, 2002; Paris, 2004). Er neigt aufgrund seiner hydrophoben Zelloberfläche zum Flotieren und reichert sich in Schäumen auf Beckenoberflächen massiv an (Kunst et al., 2000). Infolge des Wachstums von *Microthrix parvicella* ist nach Jenkins et al. (2004) ein starkes Auftreten des Schwimmschlamm und Schaumes im Belebungsbecken zu beobachten. Dieser Schwimmschlamm kann durch Schlammbetrieb ins Gewässer gelangen oder bei starkem Frost in der Belebung einfrieren, was zur Verminderung der Stabilität und der Reinigungsleistung dieser Anlagen führen kann (Knoop, 1997). Aus diesem Grund ist die Bekämpfung von *M. parvicella* im belebten Schlamm dringend erforderlich.

2.3.1 Derzeitige Kenntnisse über *Microthrix parvicella*

Der erste Wissenschaftler, der *M. parvicella* beschrieben hat, war Pasveer (1969) (Knoop, 1997). Später haben viele Forscher wie Blackall et al. (1996) und Rossetti et al. (2004) in mehreren Kläranlagen *M. parvicella* beobachtet und untersucht.

Unter dem Elektronenmikroskop konnte Van Veen (1973) (zitiert in Knoop (1997)) die Einzelzellen von *M. parvicella* erkennen und beschreiben. Er hat diese Fäden *M. parvicella* genannt und dann ihre Eigenschaften gemäß nachfolgender Punkte beschrieben:

- Länge und Durchmesser der Einzelzellen beträgt 0,7-1,5 µm bzw. 0,3-0,7 µm,
- elektronendichte Granula (Speicherform der Glukose) in der Nähe der Zellen,
- elektronentransparente Granula mit unbekanntem Inhalt in den Zellen,
- einzelne Fäden sind grampositiv,
- leere autolysierte Zellen sind gramnegativ.

Nach weiteren Untersuchungen von Eikelboom (1975) können die Fäden bis 500 µm Länge erreichen. Laut seiner Feststellung sind die elektronendichten Granula tatsächlich Polypyrophosphatgranula und die elektronentransparenten Granula Reservestoffgranula. Slijkhuis (1983 b) hat die genaue physiologische Charakterisierung vorgenommen.

Kunst (1999) berichtete von einer Speichermöglichkeit von Phosphaten von *M. parvicella* unter aeroben Bedingungen. Unter anaerobem Milieu kommt es zur Rücklösung der gespeicherten Phosphate.

Da *M. parvicella* die zum Aufbau der Zellmembran nutzende Fette speichern kann, scheint *M. parvicella* in der ersten Wachstumsphase gramvariabel zu sein (Lebek, 2003).

M. parvicella kann langkettige Fettsäuren (Öl-, Palmitin- und Stearinsäure) und Stoffe wie Tween 80 (Polyoxyethylen (20) Sorbitanmonooleat) als Kohlenstoff- und Energiequelle verwenden, was Untersuchungen mit Reinkulturen bestätigt haben. Aus diesem Grund erhöht sich die Denitrifikationsrate bei der Zugabe von Tween 80/Ethanol zum *M. parvicella*-haltigen Abwasser (Slijkhuis, 1983b; Lebek, 2003; Paris, 2004).

M. parvicella verwendet auch lysierte, in Schaum und Schwimmschlamm vorhandene Zellen als Nahrungsquelle. Oberflächenaktive biogene Stoffe stellen die Schäume her. Typische Pentosen wie Rhamnose und Ribose spielen eine große Rolle bei der Bildung stabiler Schäume. Diese Stoffe werden durch Zelllyse für extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) freigesetzt und anschließend von den Organismen verwendet, um Biotenside wie Rhamnolipide aufzubauen (Lemmer und Lind, 2000; Schade und Lemmer, 2002).

Zusammenfassend ist *M. parvicella* als Niedriglastbakterium zu identifizieren. Es sind grampositive heterotrophe Bakterien. Die Fäden sind unbeweglich und haben keine Verzweigung. Sie sind zwischen 200 und 500 µm lang mit einem Durchmesser von 0,3 bis 1,5 µm. Bei der Neisser-Färbung zeigt *M. parvicella* positive Granula in der Zelle (Knoop, 1997; Paris, 2004). Für das Vorkommen von *M. parvicella* in kommunalen Kläranlagen sind bestimmte Umweltbedingungen und Substratanforderungen verantwortlich.

2.3.2 Wachstumsbedingungen in kommunalen Kläranlagen

M. parvicella tritt in Kläranlagen mit Nährstoffelimination häufig in Verbindung mit anderen Mikroorganismen wie Typ 0041/0675, *Nostocoida limicola*, Typ 1851, Typ 0092 und Typ 0914 auf. Typ 0041/0675 taucht mit *M. parvicella* am meisten bei Anlagen mit Stickstoffelimination auf, während *Nostocoida limicola* häufiger ist bei Anlagen mit biologischer Phosphorelimination. In einer vorgesetzten Mischzone für Zulauf und Rücklaufschlamm wächst aufgrund der Verfügbarkeit des Substrates und der anoxischen Verhältnisse bei kurzer Aufenthaltszeit der Typ 0041/0675; *M. parvicella* tritt jedoch bei langer Aufenthaltszeit dazu in Konkurrenz (Kunst, 1999; Lemmer und Lind, 2000).

Nach Untersuchungen von Lemmer und Lind (2000) sind Schaum- und Schwimmschlammprobleme in den niedrig belasteten Anlagen mit Nährstoffelimination durch *M. parvicella* verursacht.

Das Auftreten von *M. parvicella* ist von nachfolgenden Faktoren abhängig:

Schlammbelastung, Schlammalter und Temperatur:

Untersuchungen vieler Wissenschaftler in mehreren Kläranlagen in verschiedenen EU-Ländern belegten das häufigste Auftreten von *M. parvicella* im Winter/Frühjahr (die optimalen Temperaturen im Belebungsbecken liegen zwischen 5 °C und 15 °C) (Knoop, 1997; Eikelboom et al., 1998; Lemmer und Lind, 2000). *M. parvicella* in der Mischbiozönose ist nach Knoop (1997) ein psychrophiler Organismus, der im Temperaturbereich zwischen 5-15 °C vermehrungsfähig ist, was zu einem hohen Schlammindex (> 150 ml/g) führt. Ähnliche Beobachtungen finden sich bei Kunst (2002) und Jenkins et al. (2004). Nach Versuchen von Lebek (2003) sind langketige Fettsäuren (LKFS) der Grund für die Vermehrung von *M. parvicella*. Er konstatierte einen langsameren Abbau der Fette bei niedrigen Temperaturen (im Winter). Sie werden dadurch akkumuliert und stehen in großer Menge als Nahrungsquelle für *M. parvicella* zur Verfügung. Im Sommer jedoch erhöht sich die Löslichkeit der Fette infolge der höheren Temperaturen, was zur Verminderung der Häufigkeit von *M. parvicella* aufgrund der Substratlimitierung führt. Bei Temperaturen um 20 °C ist *M. parvicella* nicht mehr vermehrungsfähig und zerfällt in 30 bis 80 µm kurze Bruchstücke und nimmt in seiner Häufigkeit ab. Um 29 °C erfährt *M. parvicella* seine totale Verdrängung aus dem System, obwohl Oleat und Acetat noch zur Verfügung stehen; dann treten andere Fäden wie Typ 0092 dominant auf (Lemmer und Lind, 2000; Rossetti et al., 2004).

Die Intensität der Schaumbildung hängt nicht allein von der Temperatur, vielmehr auch von der Belastung und dem Schlammalter ab, was Knoop (1997) mittels vieler Befragungen und vieler Versuche in Kläranlagen mit kontinuierlicher Abwasserbeschickung und Nährstoffelimination feststellen konnte. *M. parvicella* taucht am häufigsten bei Temperaturen < 15 °C und bei Schlammbelastungen ≤ 0,1 kg BSB₅/(kg TS·d) auf. Die optimale Vermehrung von *M. parvicella* erfolgt nach Knoop (1997), Kunst et al. (2000) und Lemmer und Lind (2000) bei hohem Schlammalter (> 20 d) und einer BSB₅-Schlammbelastung im Bereich von 0,05 bis 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d). Unter diesen Bedingungen nehmen die Fäden eine Länge zwischen 200 und 500 µm an, was zu einem

hohen Schlammindex bis 500 ml/g führt. Bei einer BSB_5 -Schlammbelastung $> 0,2$ kg BSB_5 /(kg TS·d) kann sich *M. parvicella* trotz niedriger Temperaturen nicht dauerhaft im belebten Schlamm etablieren.

Langkettige Fettsäuren:

Der Begriff „Langkettige Fettsäure“ (LKFS) umfasst nach Lebek (2003) organische Säuren, die mehr als 16 Kohlenstoffatome (C_{16}) aufweisen. Die Erscheinungsform dieses hohen Anteiles an Carbonsäure ist bei Raumtemperatur als Fette oder Öle zu unterscheiden. Laut Mamais et al. (1998), Eikelboom (2002) und Nielsen et al. (2002) fördert LKFS-haltiges Abwasser das Wachstum von *M. parvicella*.

Im kommunalen Abwasser stehen Fäkalien und Nahrungsmittelreste als Quelle für Fette bereit. Die Fettverarbeitung ist normalerweise bei ausreichend zur Verfügung stehendem Sauerstoff möglich. *M. parvicella* kann jedoch unter anoxischen Bedingungen die Fettbestandteile an den lipophilen Zelloberflächen anlagern. Bei erneuter Hinzufügung des Sauerstoffes setzt die Weiterverarbeitung des Fettes ein (VTA, 2011). Durch diese Fähigkeit unterscheidet sich *M. parvicella* von anderen Fäden.

Untersuchungen von Nielsen et al. (2002) belegen ein Speichern von LKFS durch *M. parvicella* sowohl unter aeroben als auch anaeroben Bedingungen. Dadurch ist *M. parvicella* konkurrenzfähig gegenüber anderen Mikroorganismen, die LKFS nur in aerober Umgebung aufnehmen können. Nach Untersuchungen von Andreasen und Nielsen (2000) nimmt *M. parvicella* zwar die langkettigen Fettsäuren (LKFS) (Öl-, Palmitin- und Stearinsäure) und teilweise die Triglycerid Triölsäure unter anaeroben Bedingungen auf, diese Aufnahme verringert sich allerdings unter aeroben Bedingungen. Die leicht abbaubaren Substrate (Acetat, Propionat, Butyrat, Glucose, Ethanol sowie Ameisensäure, Glycin und Leucin) nimmt *M. parvicella* jedoch nicht auf (Sijlhuis, 1983b; Lemmer und Lind, 2000; Kunst, 2002; Paris, 2004).

Wechsel zwischen anaeroben, anoxischen und aeroben Zonen:

Das Vorliegen und der Wechsel von aeroben, anaeroben und anoxischen Zonen kann das Wachstum von *M. parvicella* im belebten Schlamm in Kläranlagen mit Nährstoffelimination fördern laut den Ergebnissen von Jenkins et al. (2004), Kunst (2002) und Rossetti et al. (2004). *M. parvicella* wird als „all-zones grower“ bezeichnet. *M. parvicella* weist die Fähigkeit auf, Substrat unter verschiedenen Milieubedingungen aufzunehmen (Andreasen und Nielsen, 2000). Eine vorgeschaltete anaerobe bzw. anoxische Zone in einer Kläranlage fördert die Hydrolyse partikulärer Abwasserinhaltsstoffe, was zur Verbesserung der Verfügbarkeit von LKFS führt (Kunst et al., 2000; Paris, 2004; Rossetti et al., 2004).

Sauerstoffgehalt:

Obwohl *M. parvicella* als ein aerober Organismus aufgrund der Sauerstoffaffinität zu beschreiben ist, kann *M. parvicella* trotzdem bei niedrigem Sauerstoffgehalt (weniger als 1 mg/l) in der Belebung wachsen (Sijlhuis, 1983b; Lemmer und Lind, 2000; Eikelboom, 2002). Im Gegensatz dazu erwähnen Lemmer und Lind (2000) eine Verminderung der Fähigkeit von *M. parvicella* durch eine verbesserte kontinuierliche Belüftung auf 2 bis 4 mg/l. Dagegen kann eine hohe Sauerstoffkonzentration (> 5 mg/l) nach ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1 (1998) die Entwicklung von *M. parvicella* begünstigen. Außerdem berichtete Engel (1999)

von einer ausbleibenden Wirkung auf *M. parvicella* infolge einer hohen O₂-Konzentration im Gegensatz zu anderen Parametern wie Schlammbelastung und Temperatur, denen eine größere Bedeutung in Bezug auf das Vorkommen dieses Bakteriums zukommt. Aus diesem Grund findet die Sauerstoffkonzentration als eher zu vernachlässigender Selektionsfaktor keine Berücksichtigung.

Stickstoff:

Nach Lemmer und Lind (2000) und Kunst (2002) ist die optimale Bedingung für das Wachstum von *M. parvicella* bei niedrigen Temperaturen neben den LKFS ein Angebot an reduziertem Stickstoff. *M. parvicella* verwendet laut Slijkhuis (1983b) Ammonium, insbesondere Ammoniumsulfat, als Energiequelle, obwohl die Untersuchungen von Knoop (1997) keine Abhängigkeit des Wachstums von *M. parvicella* im belebten Schlammb von der Ammoniumkonzentration ergeben haben.

Da *M. parvicella* Nitrat nicht als Stickstoffquelle verwenden kann, findet man es verstärkt in Anlagen mit unvollständiger Nitrifikation und damit erhöhtem Ammoniumgehalt (Lemmer und Lind, 2000; Paris, 2004).

Schwefel:

Reinkulturversuche belegen die Aufnahme von Schwefel bei *M. parvicella* in reduzierter Form. Schwefelquellen wie Sulfid und Aminosäuren (Cystein oder L-Methionin) sind für das Leben von *M. parvicella* erforderlich (Lemmer und Lind, 2000; Paris 2004).

Rezirkulation von Prozesswässern:

Kläranlagen mit anaerober Schlammbehandlung leiten die Prozesswässer aus der Schlammbehandlung in die Belebung ein, was das Wachstum von *M. parvicella* fördert (Paris, 2004). Teilströme aus der anaeroben Schlammbehandlung fördern das Wachstum von *M. parvicella* aufgrund der folgenden Punkte:

- die hohe Verfügbarkeit von Ammonium, von *M. parvicella* als Energiequelle verwendet,
- das hohe Angebot von kurzkettigen Fettsäuren in Prozesswasser. Kurzkettige Fettsäuren bzw. eine mittlere Kettenlänge dieser Fette (C8-C11) mit der Anwesenheit von langkettigen Fettsäuren (LKFS) fördern das Wachstum von *M. parvicella*, da dieses Bakterium keine Enzyme für die Synthese langkettiger Fettsäuren besitzt (Slijkhuis, 1983 a; Lemmer und Lind, 2000).

pH-Wert:

In mehreren Kläranlagen wurde ein pH-Wert von 7,7 bis 8 als optimal für die Vermehrung von *M. parvicella* festgestellt (Slijkhuis, 1983a; Paris, 2004).

Vorklärung:

Laut Lemmer und Lind (2000) sowie Lebek (2003) ist das Wachstum von *M. parvicella* in Kläranlagen mit Vorklärung häufiger gegeben als in Anlagen ohne Vorklärbecken. Der Grund dafür liegt in der Hydrolyse der Fette in der Vorklärung bzw. im Misch- und

Ausgleichsbecken in den SBR-Anlagen. Dadurch stehen die LKFS für *M. parvicella* vermehrt zur Verfügung.

Zusammenfassend begünstigen nachfolgende Milieubedingungen das Wachstum von *M. parvicella*:

- niedrige Schlammbelastung (0,05-0,2 kg BSB₅/(kg TS·d)),
- niedrige Temperaturen (5-15 °C),
- Angebot an Öl und Fett,
- Wechsel zwischen aeroben, anoxischen und anaeroben Phasen,
- niedrige Sauerstoffkonzentration,
- Rezirkulation von Prozesswässern aus der anaeroben Schlammbehandlung,
- Anlagen mit Vorklärung.

2.3.3 Quantifizierung von *M. parvicella*

Die Quantifizierung der Fäden von *M. parvicella* ist von großer Bedeutung, um die Gesamtfähigkeit von *M. parvicella* zu bestimmen. Anhand dieser Bestimmung lässt sich das Wachstum von *M. parvicella* beobachten.

Kunst et al. (2000) haben die von Knoop (1997) entwickelte Methode ausführlich beschrieben (siehe Kap. 3.2.1). Es kam hier zur Entwicklung eines Parameters, der „ISV-relevanten Fähigkeit“. Mittels der Verwendung einer Kristallviolettfärbung ist die Gesamthäufigkeit zu erkennen und lässt sich mit dem tatsächlichen ISV vergleichen (Tab. 2-3).

Tab. 2-3: Erfahrungswerte zum Zusammenhang zwischen der ISV-relevanten Fähigkeit und dem Schlammindex ISV (Kunst et al., 2000)

ISV-relevante Fähigkeitsstufe	Schlammindex ISV (ml/g)
0-1, 2 und 3	kleiner bzw. stabil um 150
4 und 5	> 150
6 und 6-7	> 200
7	nur für Schaum

Zur Bestimmung der ISV-relevanten Fähigkeit sind einige Punkte zu berücksichtigen:

- Fadenanzahl und -länge,
- Flockenmorphologie: locker, unregelmäßig oder kompakt und dicht,
- Fadenposition: Entweder erfolgt das Wachstum in der freien Wasserphase, was zur Reduktion der Sedimentationsgeschwindigkeit führt, oder in der Flocke, welche keinen Einfluss auf die Flockenstruktur aufweist,
- Wuchsform: Einige Fäden sind unregelmäßig geformt wie *N. limicola*. Diese Fäden zeigen einen geringeren ISV als bei den gerade oder leicht gebogenen Fäden wie z. B. Typ 021 N,

- Strangbildung und Aufwuchs: Manche Fäden wachsen mit anderen Bakterien wie dem Typ 0675/0041, andere Fäden bilden Stränge miteinander wie Typ 1851, der eine geringe Bedeutung auf das Absetzverhalten des belebten Schlammes hat,
- Einzelhäufigkeit: Die Einzelhäufigkeit bestimmt sich anhand einer siebenstufigen Skala, dargestellt in Tab. 2-4.

Tab. 2-4: Beschreibung der Stufen für die Häufigkeit einzelner Fadentypen (Kunst et al., 2000)

Häufigkeitsstufe (-)	Beschreibung
0-1	keine oder einzelne Fäden der Art / des Typs
2	wenige Fäden der Art / des Typs
3	einige Fäden der Art / des Typs
4	häufig Fäden der Art / des Typs
5	sehr häufig Fäden der Art / des Typs
6	reichlich Fäden der Art / des Typs
6-7	übermäßig viele Fäden der Art / des Typs
7	ausschließlich Fäden der Art / des Typs

Da nicht alle Fäden die gleiche Bedeutung für das Absetzverhalten des belebten Schlammes haben, findet eine Trennung dieses Parameters (ISV-relevant) statt (Gaul und Kunst, 2002).

2.3.4 Maßnahmen zur Bekämpfung von *M. parvicella*

Aufgrund der erheblichen, durch *M. parvicella* sich ergebenden Probleme ist die Bekämpfung von *M. parvicella* unbedingt erforderlich. Es gab viele Untersuchungen zur Bekämpfung von *M. parvicella*, aber nicht alle erbrachten erfolgreiche Ergebnisse.

Die untersuchten Bekämpfungsmaßnahmen gegen *M. parvicella* sind nach Kunst et al. (2000) in den nachfolgenden Punkten zusammengefasst:

- Erhöhung der Schlammbelastung,
- Abzug der Schwimmschlamm- und Schaumschichten von den Beckenoberflächen,
- Dosierung von kationischen Flockungsmitteln,
- Dosierung von Kalk,
- Dosierung von Eisenchlorid,
- Dosierung von Aluminiumsalzen und -polymeren,
- Dosierung von Braunkohlenkoksstaub (BKKS),
- mechanische Zerkleinerung von Bläh schlamm und Schaum.

Erhöhung der Schlammbelastung:

Nach Kunst et al. (2000) ist das Wachstum von *M. parvicella* stärker und deutlicher bei unterbelasteten Anlagen. Eine Anhebung der Schlammbelastung von 0,1 auf 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) bei niedrigen Temperaturen kann eine hemmende Wirkung auf das Wachstum von *M. parvicella* haben. Das ist mittels Reduzierung der Biomassenkonzentration in der Belebung oder durch Umgehung des Vorklärbeckens zu erreichen. Dadurch erfolgt eine Verminderung des Schlammindexes ohne eine vollständige Verdrängung von *M. parvicella* aus dem System (Kunst et al., 2000; Li und Harbs, 2002; Lebek, 2003).

Das Schlammalter hängt direkt von der Schlammbelastung ab. Eine Erhöhung der Schlammbelastung (B_{TS}) auf mehr als 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d), was einem Schlammalter von fünf Tagen entspricht, führt nach Knoop (1997) zur Elimination dieses Bakteriums aus dem System.

Abzug von Schwimmschlamm und Schaum von den Beckenoberflächen:

Die Entwicklung der fadenförmigen Bakterien, insbesondere *M. parvicella*, ist bei Temperaturen < 20 °C schwierig zu verhindern. Die Fadenorganismen flotieren und reichern sich an der Oberfläche an, was zu betrieblichen Problemen führt. Dazu können die verursachten Schäume im Faulbehälter durch *M. parvicella* die Schlammbehandlung stark beeinträchtigen (Kunst et al., 2000).

Untersuchungen von Pitman (1996) in Johannesburg ergaben eine Verminderung des Schaumes und dementsprechend von *M. parvicella* infolge der Verringerung oder Elimination von oberflächenberuhigten Zonen. Dittrich (2000) hat vier Monate lang die Schaumschichten in der Belebung von der Kläranlage Hildesheim abgezogen, dadurch verminderte sich der Schlammindex im Mittel um ca. 30 %, ohne eine vollständige Elimination von *M. parvicella* aus dem System zu erreichen. Denzer (1999) berichtete von einem Erfolg beim Abzug des Schwimmschlammes in der Kläranlage Minden. Die Anlage besaß einen Schlammindex von mehr als 180 ml/g. Saugwagen zogen den Schlamm ab, die Lagerung geschah in einem leeren Sandfang mit einer Dauerbelüftung von 14 Tagen. Danach wurde der Schwimmschlamm zum Voreindicker geleitet und als Überschussschlamm behandelt. Der ISV stieg dann nicht mehr über 120 ml/g, auch bei niedrigen Temperaturen, und eine mikroskopische Untersuchung ergab eine kaum merkliche Erkennung von *M. parvicella*. Fimmel (2008) berichtete von einer Verbesserung des Betriebs der Kläranlage Strass in Zillertal durch den Abzug von Schwimmschlamm.

Dosierung von kationischen Polymeren:

Durch die Dosierung von kationischen Polymeren bei Bläh schlammproblemen und bei der Gefahr des Schlammbtriebs verbessern für eine kurze Zeit die Eigenschaften der Flocken. Bei einer konstant hohen Fadenhäufigkeit kommt es zu einer physikalisch-chemischen Reaktion zwischen dem Polymer und der Flocke. Aufgrund dieser Reaktion werden kompakte Flocken mit guten Absetzeigenschaften erzeugt. Sollte keine weitere Dosierung der polymeren Flockungsmittel stattfinden, ergibt sich keine zusätzlich positive Wirkung, da die Polymere die Fäden von *M. parvicella* nicht zerstören können (Kunst et al., 2000).

Dosierung von Kalk:

Die Dosierung von Kalk bis zu einem pH-Wert von 9 führt weder zur Zerstörung von *M. parvicella* noch zur Verbesserung des Schlammindexes (Kunst et al., 2000).

Im Gegensatz dazu berichtete Brandenburg (2002) von einer direkten Beeinflussung des Schlammindexes mittels der Zugabe von Kalkmilch im GKW Köln-Stammheim. Der Schlammindex ist von 300 ml/g auf 150-200 ml/g gesunken.

Anhand von Umfragen bei Klärwerken, die Kalk dosieren, wurden laut Nix (2002) keine Probleme mit erhöhtem Schlammindex festgestellt.

Die Dosierung von Kalkmilch in Verbindung mit einer nachgeschalteten Eisensalzdosierung hebt den pH-Wert in der Biologie an und reduziert die gelöste Kohlensäurekonzentration durch Bildung von CaCO_3 . Dadurch verringert sich die Kalkaggressivität, der Reinigungsprozess gestaltet sich stabiler und die Absetzeigenschaften verbessern sich. Als Beispiel dafür diente die Dosierung von Kalk mit zusätzlicher Dosierung von Eisen-III für die P-Fällung im Klärwerk Beningsfeld in den Wintermonaten. Dadurch wurde eine Reduzierung von *M. parvicella* erreicht (Kühl, 2002; Nix, 2002).

Dosierung von Eisensalzen:

Bidder (1999) berichtete vom Feststellen einer Phosphoranreicherung auf den belebten Schlammflocken durch die Simultanfällung mit Eisensalzen. Das führte zur Verminderung der Fädigkeit. Außerdem führte die primäre Flockung mit Eisensalzen zur Verbesserung des ISV und der Flockenmorphologie.

Kunst et al. (2000) berichteten von einem kurzfristigen positiven Effekt auf den Schlammindex bei der Dosierung von 400 ml Eisen(III)chlorid pro m^3 Abwasserzulauf. Eine weitere Erhöhung der Dosierung hatte keinen Einfluss mehr auf die Verbesserung des Schlammindexes.

Dosierung von Aluminiumsalzen und Polymeren:

Die Dosierung von bestimmten Aluminiumsalzen ist eine der wichtigsten Maßnahmen zur Kontrolle des Wachstums von *M. parvicella* bzw. zur Bekämpfung von Schwimmschlamm- und Schaumproblemen. Als wichtigste Aluminiumsalze sind zu nennen:

- Polyaluminium(Hydroxid)Chlorid: Bei der Dosierung von $(\text{Al} (\text{OH})_x\text{Cl}_{3-x})_n$ Polyaluminium(Hydroxid)Chlorid (PAC) finden die Verbesserung des Schlammindexes, die Verminderung von *M. parvicella* und der Rückgang der Fadenhäufigkeit statt. Dieses Mittel ist in der Lage, große und stabile Flocken zu bilden (Epenstein und zum Hebel, 1999; Heitbrock, 2002). Der Einsatz von PAC im Bereich von 2,4-3,3 g Al/(kg TS·d) in der Kläranlage Forchheim führte zur Verminderung des Schlammindexes bzw. zur Verminderung der Häufigkeit von *M. parvicella* (Dries, 2001). Die Untersuchungen von Lebek (2003) ergaben eine hemmende Wirkung von PAC auf die Produktion von Enzymen zur Fettspaltung bzw. Lipaseproduktion. Lebek (2003) hat verschiedene Dosiermengen von PAC im Bereich von 2,2-3,9 g Al/(kg TS·d) bei verschiedenen Anlagen untersucht; alle erwiesen sich als effektiv. Es kam zu einer plausiblen Senkung des

Schlammindexes. Eine weitere Verbesserung des Schlammindexes kann auch bei wechselnder Dosierung von PAC mit Eisen enthaltenden Flockungsmitteln erfolgen (Kühn und Schoppmeier, 2002; Lebek, 2003; Lebek und Rosenwinkel, 2002). Viele andere Untersuchungen wurden ebenfalls mit PAC durchgeführt und alle waren erfolgreich (siehe Tab. 2-5).

Tab. 2-5: Untersuchte Dosiermenge von PAC in der Literatur

Dosiermenge von PAC (g Al/(kg TS·d))	Literaturquelle
1,5 - 4,5	Roels et al. (2002)
1,5 - 2	Misera (2002)
2,2 - 3,9	Lebek (2003)
2,7 - 3,5	Paris (2004)

- Aluminiumchlorid: Eine Alternative zu dem teuren PAC ist AlCl_3 (Lebek und Rosenwinkel, 2002). Durch die Zugabe von Aluminiumchlorid (AlCl_3) über drei Monate war ein Rückgang der Fädigkeit und des Schlammindexes zu bemerken. Eine Dosierungsmenge von 2,5 g Al/(kg TS·d) Aluminiumchlorid hat erkennbar die gleiche Wirkung wie die Dosierung von 3,3 g Al/(kg TS·d) PAC (Lebek, 2003). Rachholz (2002) berichtete von einem Rückgang der Fädigkeit von *M. parvicella* bzw. des Schlammindexes in der kommunalen Kläranlage Leibnitz-Wagna-Kaindorf durch die Dosierung von Aluminiumchlorid über drei Monate. Die Untersuchungen von Paris (2004) haben gezeigt, dass die Dosierung von 2,2 g Al/(kg TS·d) in wässriger Lösung zur Zusammenlagerung von *M. parvicella* als Bündel führt. Bei einer Dosierung von 3,5 g Al/(kg TS·d) Aluminiumchlorid tritt *M. parvicella* in Form kurzer Filamente auf. Nachteilig ist bei der Anwendung von AlCl_3 die nicht dauerhafte Wirkung dieses Produkts. *M. parvicella* kann bei Beendigung der Zudosierung von AlCl_3 wieder vorkommen (Paris, 2004).
- Natriumaluminat: Zobel (1999) berichtete von einem Erfolg bei der Anwendung von Natriumaluminat (Na Al(OH)_4) (alkalisches Aluminiumprodukt) gegen *M. parvicella* in der Kläranlage Soers. Die dreimonatige Dosierung von Natriumaluminat im Bereich von 1,0 bis 2,5 g Al/(kg TS·d) führte zwar zum Rückgang der Fädigkeit und zur Verminderung der Häufigkeit von *M. parvicella*, hatte aber gleichzeitig aufgrund der Vergrößerung der Nitrifikationszone eine Reduzierung der Flockengröße und eine erhöhte Trübung im Nachklärbecken zur Folge. Gleichzeitig berichteten Misera (2002) und Lebek (2003) anhand der Umfrage bei einigen Kläranlagen von einem Misserfolg bei der Dosierung von alkalischen Aluminiumprodukten.
- Aluminiumsulfat: Engel (1999) berichtete von einem Misserfolg bei dem Einsatz von Aluminiumsulfat gegen *M. parvicella* in der Kläranlage Mittleres Pustertal in Italien. Paris (2004) konstatierte auch keinen feststellbaren Effekt auf die Bekämpfung von *M. parvicella* durch den Einsatz von Aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$).

Zusammenfassend führt der Einsatz von Fällmitteln auf Aluminiumsulfat- und Natriumaluminat-Basis zu keinem bzw. lediglich zu einem geringen Erfolg gegen das Wachstum von *M. parvicella* im Gegensatz zu den Produkten Polyaluminium(Hydroxid)Chlorid (PAC) und Aluminiumchlorid (AlCl_3) (Paris, 2004). Der Grund für den Misserfolg bei der Dosierung von alkalischen Aluminiumprodukten kann möglicherweise das Fehlen der Säure sein, die für die Schädigung von LKFS notwendig ist (Misera, 2002). Die Aluminiumsalze üben sowohl einen toxischen Effekt auf die Mikroorganismen als auch auf *M. parvicella* aus. Laut Literatur ist in vielen Anlagen die Verwendung von Aluminiumsalzen zur Bekämpfung von *M. parvicella* erfolgreicher als jene der Eisensalze (Jones und Kochian, 1997; Paris, 2004).

Heitbrock (2002) entwickelte ein neues Produkt, „Quadrofloc“. Es ist eine Kombination von Aluminiumchlorid bzw. PAC mit Eisensalzen. Das führte zur Bekämpfung von *M. parvicella* durch den AlCl_3 /PAC-Anteil, zur Verminderung des Schlammindexes, zur Erhöhung der Sichttiefe in der Nachklärung und zur Elimination von Phosphat. Es gibt in der Praxis andere kombinierte Produkte aus Aluminium und Eisen wie z. B. Südflock® K2, Fa. Clariant, Basel, die sich bei der Bekämpfung von *M. parvicella* als wertvoll erwiesen haben (Kulicke, 2002). Die Dosierung von Südflock® K2 (ausgewogene Mischung aus Magnesium-, Kalzium-, Eisen- und Aluminiumsalzen) in der Kläranlage des Abwasserverbandes Achental-Inntal-Zillertal führte zur Verringerung des Schwimmschlams und zur Verbesserung des Schlammindexes (Fimmel, 2008).

Die Verbesserung des Schlammindexes lässt sich mittels der Dosierung eines Fäll- und Flockungsmittels erreichen. Die Firma VTA, Passau, hat das Produkt Nanofloc entwickelt. Die Verwendung dieses Produkts hat sich in der Praxis als wirksam gegen *M. parvicella* erwiesen. Im Oktober 2012 trat in Lambach, Oberösterreich, in der Kläranlage, aufgrund des sehr kalten Wetters und der hohen hydraulischen Belastung sowie der Schwierigkeiten bei einem gewerblichen Indirekteinleiter, ein massenhaftes Wachstum von *M. parvicella* auf. Der Schlammindex hatte stark zugenommen. Eine erneute Schlammpfung der Kläranlage zeigte keinen Erfolg. Bei der Dosierung von Nanofloc war der Schwimmschlamm innerhalb von zwei Wochen verschwunden (VTA, 2011).

Die Firma VTA, Passau, machte eine weitere gute Erfahrung mit dem Produkt VTA 55 Plus. Dieses Produkt beruht auf einer Poly-Aluminium-Hydroxid-Basis in einer flüssigen Phase. Es wurde in der Kläranlage Hürth-Stotzheim dosiert, um Blähchlamm zu bekämpfen. Dieses Produkt ermöglicht nicht nur die Verbesserung der Absetzeigenschaften, sondern auch die teilweise Entfernung von Phosphor und die Entschwefelung (Herbst et al., 2001).

Dosierung von Braunkohlenkoksstaub (BKKS):

Das Verfahren der Dosierung von Braunkohlenkoksstaub (BKKS) basiert auf der Adsorptionsmöglichkeit der Kohle, insbesondere der Braunkohle. Die Kohlepartikel arbeiten als Puffer und temporäres Adsorbens für Sauerstoff und Abwasserinhaltsstoffe. Die Konzentrationen der adsorbierten Stoffe bei der Kohle sind höher als im Abwasser-Schlamm-Gemisch. Mit der Zeit erhöhen sich die Stoffwechselaktivitäten und die Besiedlung der Kohlepartikel und es ist ein Biofilm mittels Licht- oder Elektronen-Mikroskopie deutlich erkennbar. Dieser Rasen wirkt sich als ein Kleber zwischen den Kohlepartikeln aus. Das erzeugt eine gute Verbindung zwischen den Bakterien und den Kohlepartikeln. Da sich *M. parvicella* bei niedrigen Temperaturen (9-12 °C) besser

entwickeln kann, ist zu empfehlen, die BKKS bei diesem Temperaturbereich zuzugeben. Die Wirkung von BKKS erfolgt jedoch nicht sofort, sondern erst nach vierwöchiger Dosierung (Rieger, 1990 zitiert von Kunst et al., 2000).

Mechanische Zerkleinerung von Blähschlamm und Schaum:

Bei der mechanischen Zerkleinerung von Bläh- und Schwimmschlamm handelt es sich um die Behandlung von *M. parvicella*-Schäumen vor der Zugabe in den Faulbehälter. Das Ziel dieses Verfahrens ist das Aufbrechen der Fadenstruktur. Die Zerkleinerung erfolgt mittels Ultraschall, Hochdruckhomogenisator, Druck- oder Rotationsenergie, Enzymzugabe sowie Wärmezufuhr und -entzug. Diese Verfahren sind für große Kläranlagen realisierbar (Müller et al. 1999; Kunst et al., 2000; Dichtl und Wolter, 2002).

Die Empfehlung von Dittrich (2000) ist die Anwendung eines Hochdruckhomogenisators zur Bekämpfung von Schäumen in Faulbehältern. Li und Harbs (2002) konnten den Schwimmschlamm in der Kläranlage Winsen/Luhe durch die Zerkleinerung der Flocken und die Entgasung des Schwimmschlammes erfolgreich bekämpfen. Der Schwimmschlamm wurde vom Ablauf der Belebung zu einem Behälter gezogen. Es kam zur Zerschlagung von *M. parvicella* mittels der Scherwirkung des Dispergiergeräts, zur Zerkleinerung der Flocken, zum Entweichen des Gases mittels einer Entlüftungsöffnung.

Einsatz von Selektoren:

Zur Bekämpfung der fadenförmigen Mikroorganismen werden Selektoren angewendet. Ein Selektor ist laut Definition von Lebek (2003) ein kleines, vor der Belebung installiertes Becken, in dem die Vermischung des Zulaufs mit dem Rücklaufschlamm stattfindet. Chudoba et al. (1973) waren eine der Ersten, die einen Selektor zur Bekämpfung von fadenförmigen Bakterien benutzten. Hier geht es darum, bei den flockenbildenden Bakterien den Unterschied in der maximalen Wachstumsrate bei geringer Schlammbelastung ausgleichen. Aufgrund des Wechsels zwischen hochbelasteter Selektorzone und niedrigbelasteter Nitrifikationszone erhöht sich die Fähigkeit des Schlamms, Substrat aufzunehmen bzw. zu speichern. Dadurch können die nicht flockenbildenden Bakterien bei sehr langer Nitrifikationsphase den Speicher benutzen, was zu einer höheren Wachstumsrate bei niedriger Schlammbelastung führt (Knoop, 1997).

Der aerobe Selektor bewirkt nach Prendl (1997) ein Eliminieren der gelösten, abbaubaren Substrate aus der flüssigen Phase und ein Speichern in den inneren Zellen der Flockenbildner. Sind die gelösten abbaubaren Substrate vollständig aus dem System eliminiert, lösen sich die Fäden aus den Flocken und werden aus dem System verdrängt. Dadurch kommt es zur Erzeugung eines Substratgradienten und dadurch zur Anreicherung der Flockenbildung mit einem hohen Substratentfernungsgrad.

M. parvicella gehört nach Jenkins et al. (1993) nicht zu durch Selektoren zu bekämpfenden Bakterien; dies hat folgende Ursachen:

- *M. parvicella* hat ein hohes Substrataufnahme- bzw. Speichervermögen und ist nicht mittels eines aeroben Selektors zu bekämpfen,

- *M. parvicella* kann in einem anoxischen Selektorsystem dominant bleiben, da *M. parvicella* in der Lage ist, zu denitrifizieren.

Das entspricht den Versuchsergebnissen von Lebek (2003). Laut seiner Aussage kommt es durch den Einsatz des aeroben Selektors zu keiner Erzeugung einer Vorbeugungsmaßnahme gegen die Akkumulation der Fette.

Pujol und Canler (1994) haben die Wirkung von Selektoren in zwölf Kläranlagen in Frankreich untersucht, davon war *M. parvicella* in neun Anlagen dominant. Der aerobe Selektor ist nachweisbar wirksamer als der anoxische Selektor. Der Selektor führte zur Verbesserung des Schlammindexes und der Blähenschlamm war unter Kontrolle. Allerdings waren keine eindeutigen mikroskopischen Untersuchungen über das Vorkommen von *M. parvicella* vorhanden. Die Untersuchungen von Daigger und Nicholson (1990) zeigten, dass die Verwendung des aeroben Selektors in nitrifizierenden Anlagen mittels eines oberflächenbelüfteten Systems nicht wirksam gegen *M. parvicella* ist. Martins et al. (2003) berichteten von einem Erfolg bei der Anwendung des aeroben Selektors gegen Typ 021 N und *Thiothrix sp.*, nicht aber gegen *M. parvicella*. Im Gegensatz dazu berichteten Dichtl und Wolter (2002) von der Möglichkeit einer erfolgreichen Bekämpfung mittels eines aeroben Selektors der durch *M. parvicella* und *N. limicola* verursachten Schaumprobleme. Nach Eikelboom (1994) verwenden 80 Kläranlagen in den Niederlanden Selektoren. Bei 55 Anlagen war trotz der Existenz des Selektors *M. parvicella* dominant im belebten Schlamm.

Laut den Versuchen von Lebek und Rosenwinkel (2002) in der Kläranlage Köln-Langel kam es mittels des Einsatzes des aeroben Selektors zu einer Verbesserung der Schlammbestzeigenschaften, allerdings ohne Verdrängung von *M. parvicella* aus dem System. Zu den gleichen Ergebnissen kamen auch Ekama et al. (1996) und Jenkins et al. (2004).

Anaerobe und anoxische Selektoren haben nach Prendl (1997) keinen Einfluss auf *M. parvicella*. Das entspricht den Versuchen von Madoni und Davoli (1993) und Mamais et al. (1998). Die Ergebnisse der Untersuchungen von Mamais et al. (1998) belegen durch LKFS bzw. durch entsprechende Temperaturen eine erkennbare Beeinflussung des Wachstums von *M. parvicella*. Weder der anoxische noch der anaerobe Selektor können auf das Vorkommen von *M. parvicella* einwirken.

Zwar sind die aeroben Selektoren wirksamer als die anoxischen bzw. die anaeroben Selektoren, sie können aber nur den Schlammindex beeinflussen, ohne *M. parvicella* aus dem System zu verdrängen. Dieses Verfahren war jedoch anhand vieler Beispiele in der Literatur zur Bekämpfung anderer fädiger Mikroorganismen wie des Typs 021N *Haliscomenbacter hydrossis*, *Sphaerotilus sp.*, Typ 0092 und Typ 0961 erfolgreich (Dichtl und Wolter, 2002; Lebek, 2003).

Einfluss des Belüftungssystems auf *M. parvicella*:

Jenkins et al. (2004) berichteten von einem großen Einfluss der Belüftungssysteme auf die Bekämpfung von *M. parvicella*. Die gleichmäßige Belüftung mit flächendeckendem Diffuser kann besser das Wachstum von *M. parvicella* kontrollieren als die Oberflächenbelüftter. Das entspricht auch den Erhebungen von Lemmer und Lind (2000).

Bei vollständig belüftetem Becken dürften keine Schaum- oder Schwimmschlammprobleme auftauchen bzw. das Wachstum von *M. parvicella* und Typ 0092 festgestellt werden. Im Gegensatz dazu kam es zur Feststellung des Wachstums von *M. parvicella* und des Typs in den intermittierend belüfteten Systemen (Jenkins et al., 2004).

Dosierung von Wasserstoffperoxid (H₂O₂):

Die Dosierung von Wasserstoffperoxid (H₂O₂) hat einen wirksamen Effekt nur bei den Fäden, die eine Scheide (Schutzhülle) bilden können. Dann kann eine geringe konzentrierte Dosierung von H₂O₂ die Schutzhülle der Fäden zerstören, dadurch kommt es zum Schaffen eines besseren Absetzverhaltens. Da *M. parvicella* keine Scheide ausbildet, ist H₂O₂ in diesem Fall erfolglos. Die Wirksamkeit von H₂O₂ gegen *M. parvicella* ist nur mittels des Einsatzes von sehr hohen Konzentrationen zu ermöglichen. Nachteilig ist die Schädigung von belebtem Schlamm, insbesondere der Nitrifikanten (Kunst et al., 2000). Dagegen ist die Zugabe von H₂O₂ in Anlagen ohne Vorklärung bei hohem Schlammalter und einem Sauerstoffgehalt weniger als 0,2 mg/l erfolgreich gegen *M. parvicella* (Lemmer und Lind, 2000).

Reduktion des Eintrags an Fetten:

Die Vermeidung des Eintrags von Fetten und Tensiden ist notwendig und führt zur Abnahme von *M. parvicella*. Der Grund dafür ist, dass *M. parvicella* die langkettigen Fettsäuren als Kohlenstoffquelle verwendet (ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1, 1998; Paris, 2004). Die Vorfällung mit Eisen-III-Salzen – nach den Versuchen von Lebek (2003) – führen zu einer Verringerung der LKFS. Das führt zu einer Schädigung des Organismus. Gleichzeitig verursacht die Vorfällung eine Elimination der Feststoffe. Aufgrund der fehlenden Flockenbeschwerung ist dieses Verfahren zur Verminderung von Blähsschlamm nicht praxisrelevant. Laut den Versuchen von Lebek und Rosenwinkel (2002) besteht die Möglichkeit mittels der Vorfällung eine Reduktion der LKFS-Konzentrationen zu erreichen. Das war jedoch keine Lösung für die Elimination von *M. parvicella*, da dieses Bakterium bei geringen Konzentrationen von LKFS von etwa 8 mg/l wachsen kann. Das bedeutet, *M. parvicella* ist in jeder kommunalen Kläranlage vorhanden, weil diese Konzentration bereits in jeder Kläranlage erreicht wird.

Chlordinosierung:

Lakay et al. (1988) berichteten von einer Reduzierung des Blähsschlamm durch die Dosierung von 8 mg Cl₂/(g TS·d) 16 Tage lang zwischen den anoxischen und aeroben Reaktoren. *M. parvicella* und Typ 0914 waren stabiler gegen Chlor, im Gegensatz zu Typ 0092, der total vom System eliminiert wurde.

Absenkung des pH-Werts:

Die Versuche von Dittrich (2000) führten durch die Absenkung des pH-Wertes auf einen Bereich von pH 5-6 zur deutlichen Schädigung sowohl von *M. parvicella* als auch von der gesamten Biomasse (pH-Wert in der Belebung liegt üblicherweise im Bereich 6,5-7,5). Daher kann dieses Verfahren zur Bekämpfung von *M. parvicella* nicht betrachtet werden.

2.3.5 Fazit über *M. parvicella*

M. parvicella gehört zu den fädigen Mikroorganismen, die sich bei allen Bedingungen in Anlagen mit intermittierender Belüftung und biologischer Nährstoffelimination entwickeln können. Das Wachstum von *M. parvicella* beschleunigt sich im Winter bei niedrigen Temperaturen. Nach Knoop (1997), Kunst et al. (2000) sowie Li und Harbs (2002) hat *M. parvicella* hydrophobe Oberflächeneigenschaften und bildet keine Brücken mit den anderen Flocken, sondern wächst durch die gesamte Flocke, was zur Verschlechterung der Flockenstruktur führt; dadurch gestaltet sich die Flocke lockerer und setzt sich schlecht ab und die Fäden flotieren auf der Wasseroberfläche, wodurch Schwimm- und Blähenschlammprobleme auftreten. Deswegen sind geeignete Bekämpfungsmaßnahmen zu ergreifen, damit es gelingt, das Wachstum von *M. parvicella* so gering wie möglich zu halten.

Basierend auf praktischer Erfahrung wirkt der Einsatz saurer Aluminiumverbindungen (PAC und AlCl_3) positiv gegen *M. parvicella*. Die Erhöhung der Schlammbelastung mit kontinuierlichem Abzug der Schäume und Schwimmschlämme ist als eine weitere Bekämpfungsmaßnahme gegen *M. parvicella* erkennbar erfolgreich. Ein Leiten des abgezogenen Schwimmschlammes und Schaumes in den Faulbehälter hat zu unterbleiben, da es andernfalls im Faulbehälter zur Schaumbildung kommt (Dittrich, 2000). Vielmehr ist eine andere Entsorgungsmöglichkeit auszuwählen, dieser ist Schlammb der Entwässerung mit einer anschließenden Verbrennung zuzuführen (Kunst et al., 2000).

Die Bekämpfung von *M. parvicella* kann nach Knoop (1997) sowohl durch eine Erhöhung der Schlammbelastung als auch durch intermittierende Substratzugabe in SBR-Anlagen erfolgen. Die wichtigsten Wachstumsbedingungen von *M. parvicella* und die häufigsten derzeit verwandten Bekämpfungsmaßnahmen zeigen die Tab. 2-6 und Tab. 2-7 auf.

Anhand dieser Informationen können die Milieubedingungen von verschiedenen großtechnischen Anlagen, die das Wachstum von *M. parvicella* aufweisen, definiert werden. Dadurch werden die entsprechenden Bekämpfungsmaßnahmen empfohlen.

Tab. 2-6: Wachstumsbegünstigende Bedingungen für *M. parvicella*

Begünstigende Wachstumsbedingungen für <i>Microthrix parvicella</i>	Literaturquellen
Angebot von Öl und Fett (LKFS) unter anaeroben Milieubedingungen	Andreasen und Nielsen (2000); Eikelboom (2002); Kunst (1999); Kunst (2002); Lebek (2003); Lemmer und Lind (2000); Mamaïs et al. (1998); Nielsen et al. (2002); Paris (2004); Slijkhuis (1983b); VTA (2001)
Niedrige Temperaturen (5-15 °C) und niedrige Schlammbelastung (0,05-0,2 kg BSB ₅ /(kg TS·d))	Eikelboom et al. (1998); Jenkins et al. (2004); Knoop (1997); Kunst (2002); Kunst et al. (2000); Lebek (2003); Lemmer und Lind (2000); Rossetti et al. (2004)
Wechsel zwischen anaeroben, anoxischen und aeroben Zonen	Andreasen und Nielsen (2000); Jenkins et al. (2004); Kunst (2002); Kunst et al. (2000); Paris (2004); Rossetti et al. (2004)
Angebot an reduziertem Stickstoff	Lemmer und Lind (2000); Knoop (1997); Kunst (2002); Paris (2004); Slijkhuis (1983b)
Angebot an Schwefel	Lemmer und Lind (2000); Paris (2004)
Rezirkulation von Prozesswässern und die Vorklärung	Lebek (2003); Lemmer und Lind (2000); Slijkhuis (1983b)

Tab. 2-7: Bekämpfungsmaßnahmen gegen *M. parvicella*

Bekämpfungsmaßnahme gegen <i>M. parvicella</i>	Spezifischer Effekt auf <i>M. parvicella</i>	Literaturquelle	
Anhebung der Schlammbelastung auf 0,2 kg BSB ₅ /(kg TS·d)	+	Knoop (1997)	Kunst et al. (2000)
	+	Lebek (2003)	Li und Harbs (2002)
Abzug von Schwimmschlamm	+	Pitman (1996)	Dittrich (2000)
	+	Denzer (1999)	
Dosierung von kationischen Polymeren	-	Kunst et al. (2000)	
Dosierung von Kalk	-	Kunst et al. (2000)	
	+	Brandenburg (2002)	Nix (2002)
		Kühl (2002)	
Dosierung von PAC	+	Dries (2001)	Lebek und Rosenwinkel (2002)
		Roels et al. (2002)	Misera (2002)
		Lebek (2003)	Paris (2004)
		Epenstein und zum Hebel (1999)	Heitbrock (2002)
Dosierung von AlCl ₃	+	Paris (2004)	Lebek und Rosenwinkel (2002)
		Rachholz (2002)	
Dosierung von Natriumaluminat	-	Misera (2002)	Lebek (2003)
	+	Zobel (1999)	
Dosierung von Aluminiumsulfat	-	Paris (2004)	Engel (1999)
<i>Legende:</i> +: deutliche Wirkung -: keine Wirkung			

Fortsetzung Tab. 2-7: Bekämpfungsmaßnahmen gegen *M. parvicella*

Bekämpfungsmaßnahme gegen <i>M. parvicella</i>	Spezifischer Effekt auf <i>M. parvicella</i>	Literaturquelle	
Dosierung von Eisensalzen	+	Bidder (1999)	Kunst et al. (2000)
Anwendung von aeroben Selektoren	+	Chudoba et al. (19973)	Prendl (1997)
		Pujol und Canler (1994)	Dichtl und Wolter (2002)
	-	Jenkins et al. (1993)	Daigger und Nicholson (1990)
		Lebek (2003)	Lebek und Rosenwinkel (2002)
Anwendung von anoxischen und anaeroben Selektoren	-	Jenkins et al. (1993)	Prendl (1997)
		Madon und Davoli (1993)	Mamais et al. (1998)
		Martins et al. (2003)	Ekama et al. (1996)
		Jenkins et al. (2004)	
Dosierung von H ₂ O ₂	+	Lemmer und Lind (2000)	
Dosierung von BKKS	+	Rieger (1990)	
Mechanische Zerkleinerung von Schäumen von Faulbehältern	+	Müller et al. (1999)	Dittrich (2000)
		Dichtl und Wolter (2002)	Kunst et al. (2000)
Reduktion des Eintrags an Fetten	+	ATV AG 2.6.1 (1998)	Lebek und Rosenwinkel (2002)
		Lebek (2003)	Paris (2004)

Legende:

+: deutliche Wirkung

-: keine Wirkung

2.3.6 Eigenschaften der subdominannten Fäden und die Bekämpfungsmaßnahmen

Jede Anlage kann verschiedene Häufigkeiten der unterschiedlichen Fadenorganismen zeigen. Das massenhafte Wachstum dieser Fäden kann eine Verschlechterung des Schlammindexes verursachen und zu Schaum-, Bläh- und Schwimmschlammproblemen führen.

2.3.6.1 Selektionsfaktoren der verschiedenen Fadenorganismen

Sowohl Kunst et al. (2000), Lemmer und Lind (2000) als auch Jenkins et al. (2004) und Remde (2010) haben die Fadenorganismen und ihre Selektionsfaktoren ausführlich beschrieben:

Actinomyceten:

- hohe Schlammbelastung 0,1-0,7 kg BSB₅/(kg TS·d),
- bei Anwesenheit leicht abbaubarer Substanzen bei Belastungen 0,07-0,15 kg BSB₅/(kg TS·d),
- bei hohem Schlammalter,
- oberflächenaktive Stoffe im Zulauf,
- Fette und Öle im Zulauf,
- partikuläre Substrate,
- Temperatur > 15 °C,
- hoher Sauerstoffgehalt.

Beggiatoa sp.:

- reduzierte S-Verbindungen,
- O₂-Mangel,
- hohe Konzentration von leicht abbaubaren Substraten und LKFS,
- unbelüftete und schlecht durchgemischte Becken,
- N- und P-Mangel.

Flexibacter:

- B_{TS} > 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d).

Haliscomenobacter hydrossis:

- hohe organische und anorganische Stickstofffrachten,
- P-Mangel,
- kontinuierliche Substratzufuhr,
- hohes Schlammalter,
- O₂-Mangel.

Nostocodria limicola

- B_{TS} > 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d),
- geringes Schlammalter (6-8 Tage),

- unbehandeltes Rohabwasser,
- leicht abbaubare Substrate,
- hohes C:N-Verhältnis.

Thiothrix sp.

- reduzierte S-Verbindungen,
- O₂-Mangel,
- hohe Konzentration kurzkettiger Fettsäuren,
- P-Mangel,
- B_{TS} > 0,1 (kg BSB₅/(kg TS·d)).

Sphaerotilus natans

- hohe Konzentration von Fettsäuren oder Alkoholen,
- Stoßbelastung mit organischer Substanz,
- hohes C:N:P-Verhältnis,
- volldurchmischte Belebungsbecken,
- O₂-Mangel.

Typ 021 N

- reduzierte S-Verbindungen,
- hohe Konzentration kurzkettiger Fettsäuren,
- N- und P-Mangel,
- Ammoniumstoßbelastung,
- O₂-Mangel,
- Belastungen > 0,12 kg BSB₅/(kg TS·d).

Typ 0041/0675

- B_{TS} < 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d),
- Vermischung von kommunalem Rohabwasser und Rücklaufschlamm vor der Belebung,
- unbehandeltes Rohabwasser,
- anaerobe Mischzonen,
- nicht hydrolysiertes Substrat,
- schwankendes C:N-Verhältnis.

Typ 0092

- B_{TS} < 0,12 kg BSB₅/(kg TS·d),
- T > 20-25 °C,
- Schlammalter > 8 Tage,
- unbehandeltes Rohabwasser,
- hohes C:N-Verhältnis,

Typ 0411

- Nicht bekannt.

Typ 0581

- $B_{TS} < 0,12 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$,
- Industrielle Abwässer,
- anaerob vorbehandeltes Wasser,
- hohes Schlammalter.

Typ 0803

- B_{TS} im Bereich $0,05\text{--}0,1 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$,
- diskontinuierlicher Zulauf,
- N-Mangel,
- O_2 -Mangel.

Typ 0914

- reduzierte S-Verbindungen,
- $B_{TS} < 0,2 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$,
- Bio-P-Elimination.

Typ 0961

- $B_{TS} > 0,2 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$,
- Abwasser mit hohem Gehalt an leicht abbaubaren Substanzen.

Typ 1701

- $B_{TS} > 0,2 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$,
- Abwasser mit hohem Gehalt an Kohlenhydraten,
- O_2 -Mangel,
- $T > 15 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

Typ 1851

- $B_{TS} < 0,15 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$,
- Industrielle Abwässer,
- O_2 -Mangel.

Typ 1863

- $B_{TS} > 0,3\text{--}0,6 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$,
- O_2 -Mangel.

2.3.6.2 Bekämpfungsmaßnahmen gegen Fadenorganismen

Die Bekämpfungsmaßnahmen gegen die vorgenannten Fäden sind von Kunst et al. (2000), Lemmer und Lind (2000), Jenkins et al. (2004) und Remde (2010) definiert:

Actinomyceten:

- Verminderung des Schlammalters,
- Schwimmschlamm separat behandeln und deponieren,
- Anwendung eines aeroben Selektors,

- Verbesserung der Fettabscheidung,
- Anwendung von Belüfterelementen am Boden,
- Dosierung von Aluminiumsalzen und Polymeren.

Beggiatoa sp.:

- Optimierung der Belüftung in Belebungsbecken,
- Vermeidung von langen unbelüfteten Speicherzeiten des Abwassers,
- Fällung von Sulfid in der Vorbehandlung.

Flexibacter:

- Verringerung der Schlammbelastung,
- Errichtung eines Substratgradienten,
- Zugabe von Eisensalzen.

Haliscomenobacter hydrossis:

- Optimierung der Belüftung,
- Optimierung des BSB_5/P -Verhältnis,
- Anwendung eines aeroben Selektors,
- Erhöhung des pH-Werts,
- Zugabe von Wasserperoxid.

Nostocodina limicola

- aerobe oder anaerobe Selektoren,
- Verbesserung der Fettabscheidung vor der Belebung,
- Zugabe von Eisensalzen,
- Schaumabzug.

Thiothrix sp.

- Optimierung der Belüftung,
- Vermeidung von langen unbelüfteten Speicherzonen,
- ausreichende Umwälzung,
- Vermeidung der Bildung von Schwefel und Fettsäuren.

Sphaerotilus natans

- Errichtung eines Substratgradienten $< 0,1 \text{ kg } BSB_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$,
- aerobe Selektoren,
- Vermeidung von Stoßbelastung,
- Einstellung eines optimalen C:N:P-Verhältnisses,
- Zugabe von Eisensalzen.

Typ 021 N

- Vermeidung der Belastungen und Ammoniumstöße,
- Dosierung von Harnstoff,
- Dosierung von Eisenchlorid,
- Einsatz eines anoxischen und anaeroben Selektors.

Typ 0041/0675

- Einsatz eines aeroben Selektors,
- Zugabe von Eisensalzen,
- Fettabscheidung,
- Einrichtung von Vorklarbecken.

Typ 0092

Da dieser Faden nicht zu einer Erhöhung des Schlammindexes sowie der Fädigkeit führt, sind keine Bekämpfungsmaßnahmen definiert.

Typ 0411

- Verringerung der Schlammbelastung.

Typ 0581

- Erhöhung der Schlammbelastung,
- Erhöhung der O₂-Konzentration,
- Gleichmäßigung des Zulaufs.

Typ 0803

- Erhöhung der Schlammbelastung,
- Verminderung des Schlammtalters,
- Ozonisierung.

Typ 0914

- Optimierung der Belüftung,
- Vermeidung von langen unbelüfteten Speicherzonen.

Typ 0961

- Verringerung der Schlammbelastung.

Typ 1701

- Verringerung der Schlammbelastung,
- Zugabe von Eisensalzen,
- Errichtung eines Substratgradienten.

Typ 1851

- Erhöhung der Schlammbelastung,
- Errichtung eines Substratgradienten.

Typ 1863

- Verringerung der Schlammbelastung,
- Errichtung eines Substratgradienten,
- Zugabe von Eisensalzen.

Wie vorher zu sehen, kommen die meisten Fäden in niedrig belasteten Anlagen mit niedriger Sauerstoffkonzentration vor. Diese Fäden treten aber in den meisten Fällen in Form kurzer Fäden auf und verursachen keine wesentlichen Probleme. Falls ein hohes Angebot an langkettigen bzw. kurzkettigen Fettsäuren zur Verfügung steht, ist es möglich, dass das Wachstum der Fäden in den Anlagen gefördert wird.

2.4 SBR-Verfahren

2.4.1 Allgemein

In England sind zwischen 1914 und 1920 vier SBR-Anlagen gebaut worden. In den USA gab es auch ab 1915 einige Aufstauanlagen. Im Jahr 2000 waren in Nordamerika ca. 1.300 SBR-Anlagen in Betrieb, davon 20 % für die Behandlung industriellen Abwassers (Wiese, 2004). Mittlerweile sind einige Tausend SBR-Anlagen weltweit im Einsatz. Seit Mitte der 1990er-Jahre kam es zur Entwicklung und zum Bau von SBR-Anlagen in Deutschland (Wiese, 2004).

Mittlerweile gibt es in Deutschland viele kommunale SBR-Anlagen (Steinmetz und Wiese, 2005). Für die Behandlung des kommunalen Abwassers sind SBR-Anlagen für Gebiete mit Trennsystem geeignet (Schreff, 2004). SBR-Anlagen, die nach DWA-M 210 (2009) bzw. nach ATV-M 210 (1997) entworfen worden sind, eignen sich nicht nur für das Trennsystem, sondern auch für das Mischsystem wie z. B. KA Messel. Das haben Steinmetz et al. (2002), Steinmetz und Wiese (2005) sowie Wiese et al. (2005) anhand einiger Untersuchungen in der SBR-Anlage Messel, Deutschland, bewiesen. Die Ausbaugröße der SBR-Anlage Messel umfasst 5.500 EW. Sie besteht aus einem Vorlagebehälter, zwei SBR-Becken und einem Ausgleichbecken (Steinmetz und Wiese, 2005).

2.4.2 Anwendung des SBR-Verfahrens

SBR-Anlagen finden sowohl für die Behandlung von kommunalem als auch industriellem Abwasser Verwendung. Die SBR-Technik kann auch als Kleinkläranlage (bis 50 EW) zum Einsatz kommen. In den letzten Jahren wurden SBR-Anlagen auch für die Behandlung von Prozesswasser aus der anaeroben Schlammbehandlung benutzt (Ekkerlein, 2001; Eckstädt, 2004; Schreff, 2004; Schreff und Hilliges, 2013).

Die meisten kommunalen SBR-Anlagen in Deutschland weisen einen guten Schlammindex $< 150 \text{ ml/g}$ auf. Abb. 2-2 zeigt den Schlammindex in SBR-Anlagen in Bayern. Lediglich einige wenige Anlagen weisen einen hohen ISV $> 150 \text{ mg/l}$ auf (Schreff und Hilliges, 2013).

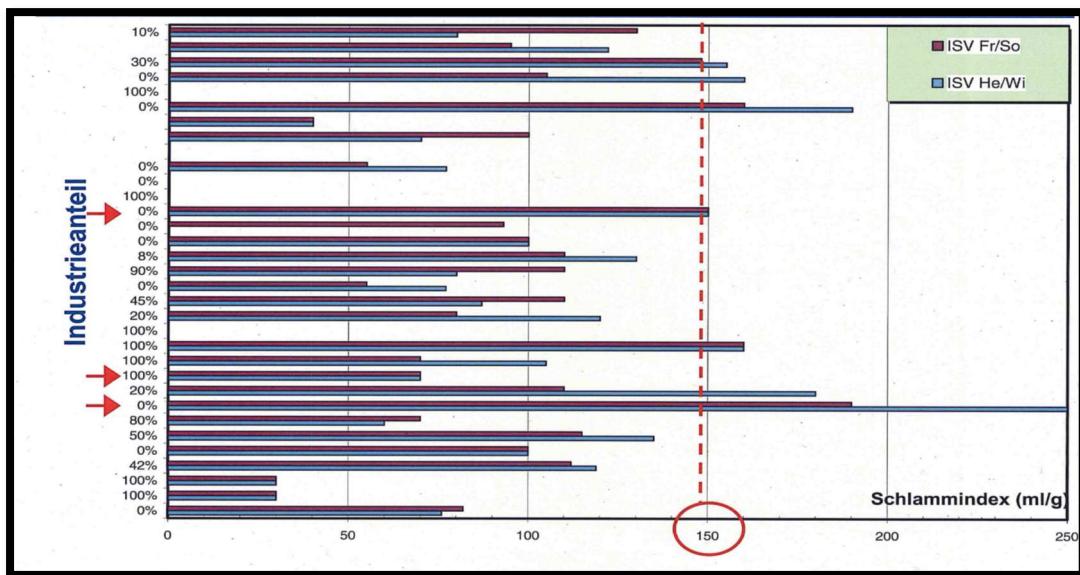


Abb. 2-2: Schlammindex bayerischer SBR-Anlagen (Schreff und Hilliges, 2013)

Im Rahmen der Kläranlagennachbarschaften erfassen die DWA-Landesverbände ihre Kläranlagen. Die Anzahl der SBR-Anlagen in Deutschland, ihre Betriebsweise und die Ausbaugröße sind ermittelt und zusammengefasst und in folgenden Punkten erläutert:

LV Nord: Es gibt mehr als 47 SBR-Anlagen in Norddeutschland mit einer Ausbaugröße von 1.000 bis 41.000 EW (DWA LV Nord, 2019). Davon sind 43 SBR-Anlagen für maximal 30.000 EW vorgesehen. Die Anlage „KA Zwischenahn“ ist für 41.000 EW ausgelegt. Die meisten dieser Anlagen werden mit Nitrifikation/Denitrifikation betrieben. Der Phosphor kann biologisch oder chemisch eliminiert werden. Dieser Prozess findet aber nur in 21 Anlagen Verwendung. Der Schlamm wird in den meisten Anlagen eingedickt, stabilisiert und landwirtschaftlich verwertet. SBR-Anlagen in Norddeutschland haben außer der Anlage Zwischenahn keinen Faulbehälter. Die Anlage Niebüll mit 50.000 EW ist als Kombination von einer SBR-Anlage und eine Belebungsanlage gebaut.

LV Nord-Ost: Die Anlage Neubrandenburg ist die größte SBR-Anlage in LV Nord-Ost für 140.000 EW. Diese Anlage arbeitet mit Nitrifikation, Denitrifikation und P-Elimination, der Schlamm wird getrennt stabilisiert. Für die kleineren Anlagen von 1.000 – 30.000 EW stehen ca. 33 SBR-Anlagen zur Verfügung. Lediglich in 50 % dieser Anlagen wird der Phosphor eliminiert; die Nitrifikation/Denitrifikation betrifft sämtliche Anlagen (LV Nord-Ost, 2019).

LV Sachsen und Thüringen: In Sachsen und Thüringen sind alle vorhandenen SBR-Anlagen (59 Anlagen) als Erweiterung für die Belebungsanlagen gebaut und dienen der Behandlung des Abwassers für Gebiete mit verschiedenen Ausbaugrößen (1.000 – 45.000 EW). Das heißt, das Abwasser wird entweder parallel zu einer konventionellen Belebungsanlage in einer SBR-Anlage behandelt oder die SBR-Becken stehen als zweite Stufe für die Abwasserbehandlung bereit (LV Sachsen und Thüringen, 2019).

LV Baden-Württemberg: In Baden-Württemberg gibt es zehn SBR-Anlagen mit einer Ausbaugröße von 1.800 – 13.000 EW. Die größte SBR-Anlage ist die Anlage Rothaus für 90.000 EW (LV Baden-Württemberg, 2019).

LV Bayern: Das SBR-Verfahren gelangte in Bayern zum ersten Mal im Jahr 1993 zur Anwendung, um Abwasser in kleinen Gebieten zu behandeln (Helmreich et al., 2000). Im Jahr 2019 standen 57 Anlagen, die für 1.000 – 30.000 EW konzipiert sind, zur Verfügung (LV Bayern, 2019).

LV NRW: Hier gibt es fünf SBR-Anlagen. Zwei davon untersucht die vorliegende Arbeit und beschreibt sie ausführlich (siehe Kap. 4 und Anhang 1). Eine Anlage in NRW wird in Kombination mit einer konventionellen Belebungsanlage betrieben (LV Nordrhein-Westfalen, 2019).

LV Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland: Hier sind 46 SBR-Anlagen mit einer Ausbaugröße von 1.000 – 30.000 EW im Einsatz. „Die Anlage Jägersfreude ist eine der größten SBR-Anlagen in Deutschland. Die sechsstraßige Ausführung macht sie als kommunale Abwasseranlage einzigartig“ (EVS, 2008). Das Abwasser wird nach der mechanischen Stufe (Rechen, belüfteter Sand- und Fettfang und Vorklärung) zu den sechs rechteckigen SBR-Reaktoren geleitet (LV Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland, 2019).

Zusammenfassend gibt es in Deutschland viele kommunale SBR-Anlagen. Tab. 2-8 stellt nur die SBR-Anlagen, die in DWA-Landesverbänden über Kläranlagenachbarschaften erfasst sind, dar. Die meisten SBR-Anlagen umfassen eine Ausbaugröße < 25.000 EW, betrieben mit simultaner aerober Schlammstabilisierung. Aus diesem Grund untersucht die vorliegende Arbeit einige SBR-Anlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung, um das Wachstum von fadenförmigen Bakterien, insbesondere *M. parvicella*, zu beobachten.

Tab. 2-8: Anzahl der SBR-Anlagen in Deutschland, Stand 2019

DWA-Landesverband	1.000 – 30.000 EW	> 30.000 EW	SBR in Kombination mit Belebungsanlage
Baden-Württemberg	11	3	10
Bayern	57	3	4
Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland	46	5	2
Norddeutschland	43	4	3
Nord-Ost	33	1	3
NRW	4	0	1
Sachsen, Thüringen	-	-	59
Summe in Deutschland	194	16	82

2.4.3 Reinigungsschritte in SBR-Anlagen

Im Gegensatz zum konventionellen Belebungsverfahren finden beim SBR-Verfahren die biologischen Reinigungsprozesse und die Trennung des belebten Schlamms vom gereinigten Abwasser in einem Reaktor statt. Ein Nachklärbecken ist somit nicht vonnöten.

Die Anforderungen an die mechanische Vorreinigung von SBR-Anlagen und konventionellen Belebungsanlagen unterscheiden sich nicht. Bei Kläranlagen für mehr als 1.000 EW sind Feinrechen und Sandfang Stand der Technik (Friedrich und Frommholz, 2004).

Zwischen der mechanischen Reinigungsstufe und dem SBR-Becken ist normalerweise ein Vorspeicher aufgebaut, der jedoch nicht in jeder Anlage vorhanden ist. Der Vorspeicher dient dem Mengen- und Konzentrationsausgleich. Die biologischen Prozesse sind somit von den hydraulischen Zulaufschwankungen unabhängig (Schreff, 2004).

Eine SBR-Anlage kann aus einem oder mehreren SBR-Becken bestehen. Das hängt von der Kapazität der Anlage sowie der Jahresganglinie des Abwasseranfalls ab (Friedrich und Frommholz, 2004). Ein vorgeschalteter oder mehrere vorgesetzte Pufferbehälter ermöglichen eine chargenweise Beschickung.

Da der diskontinuierliche Ablauf typisch für SBR-Anlagen ist, empfehlen Carozzi und Schreff (2011) sowie Schreff und Hilliges (2013) nach den SBR-Becken ein Ausgleichsbecken als Schönungsteich oder als Stapelbehälter (bei Platzmangel) zur Verfügung stehen, um eine hydraulische Stoßbelastung des Gewässers durch den diskontinuierlichen Ablauf des SBR-Beckens zu vermeiden und eine permanente Probenahme zu ermöglichen.

Das mit dem Abschluss des Klarwasserabzugs beginnende und mit dem Abschluss des nächsten Klarwasserabzugs endende Zeitintervall heißt Zyklus. Jeder Zyklus ist in mehrere Prozessphasen begrenzter zeitlicher Dauer unterteilt. Manchmal werden in SBR-Anlagen zwei Zyklen (6 und 8 Stunden) verwendet. Der sechsstündige Zyklus entspricht dem Regelfall. Der achtstündige Zyklus kommt vor allem zum Einsatz, wenn besonders hohe, während des sechsständigen Zyklus nicht ausreichend abbaubare Konzentrationen im Zulauf der Kläranlage zu erwarten sind. Bei starken Niederschlägen und daraus resultierenden größeren Abwassermengen findet eine Verkürzung des Zyklus auf vier bzw. drei Stunden statt (DWA-M 210, 2009).

Abb. 2-3 zeigt die verschiedenen Schritte der Reinigungsphasen des SBR-Verfahrens (DWA-M 210, 2009).

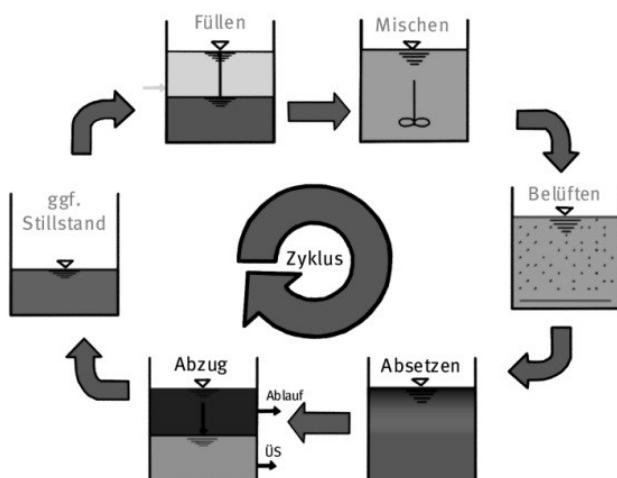


Abb. 2-3: SBR-Zyklus (DWA-M 210, 2009)

Die Schritte der Reinigungsphasen des SBR-Verfahrens sind:

- Füllphase bzw. Beschickungsphase: dauert 10 bis 50 Minuten. In dieser Phase erreicht das SBR-Becken einen maximalen Füllstand. Dadurch können die Abwasserinhaltsstoffe entweder belüftet oder umgewälzt werden.
- Reaktionsphase: Das Abwasser wird umgewälzt. Dadurch entstehen anaerobe sowie anoxische Bedingungen, die für den gezielten C-Abbau, die Denitrifikation und/oder Bio-P-Elimination vonnöten sind. Der Reaktor wird anschließend belüftet, damit die aeroben Bedingungen hergestellt werden können.
- Absetzphase: Hier finden die Sedimentation des belebten Schlamms und die Trennung der Wasser- von der Schlammpause statt. Diese Phase dauert ca. 130 min. Die Überschussschlammnahme erfolgt am Ende der Sedimentationsphase.
- Klarwasserabzug (Dekantieren): Die Phase dauert 30 bis 90 min. Das behandelte Abwasser wird aus dem Überstand des Reaktors in ein Gewässer oder in einen Schönungsteich eingeleitet.
- Stillstandphase: Am Ende des Zyklus erfolgt ggf. eine Pause bzw. eine Stillstandphase, damit anschließend ein neuer Zyklus beginnen kann.

Die Dauer der nicht aktiven Phasen (Absetzen, Dekantieren und Stillstand) soll weniger als ein Drittel der Gesamtzyklusdauer betragen. Außerdem wird das behandelte Wasser nicht abgezogen, wenn der Unterschied zwischen Schlamm- und Wasserspiegel < 40 cm während der Dekantierzeit ist, sonst wird der belebte Schlamm abgezogen und in den Ablauf der Anlage geleitet (Schreff und Hilliges, 2013).

SBR-Anlagen weisen in der Regel folgende Vorteile auf:

- gute Reinigungsleistung,
- günstige Anschaffungskosten,
- günstige Betriebskosten,
- kleiner Schlammindex (ISV),
- gute Absetzeigenschaften,
- hohe Flexibilität.

Nachteile dieser Verfahren sind (EPA, 1999; Wiese, 2004):

- Das SBR-Verfahren verlangt viel Erfahrung des Betriebspersonals verglichen mit konventionellen Anlagen, insbesondere in den großen SBR-Anlagen,
- hohe Wartungsaufwand für Maschinen und Geräte,
- während der Dekantierung können die Schlämme mit in den Ablauf der Anlage abgezogen werden,
- Verstopfung des Belüftungssystems,
- ein nachgeschaltetes Ausgleichbecken ist unter Umständen notwendig.

Entweder als Vor- oder als Nachteil gilt die Automatisierung von SBR-Anlagen, um die Betriebsweise dieser Anlage zu kontrollieren (Morgenroth et al., 1998).

Die nachstehenden Parameter bestimmen die Reinigungsleistung und die Prozessstabilität einer SBR-Anlage nachhaltig (Eckstädt, 2004; DWA M 210, 2009):

- Zyklusdauer,
- Reihenfolgen der einzelnen Phasen,
- Dauer der einzelnen Phasen,
- Verhältnis von Volumenabzug (Klarwasser, Überschussschlamm) zum Inhalt des SBR-Behälters bei Vollfüllung (Volumenaustauschrate, Überschussschlamm-Abzugsrate),
- Überschussschlammabzug.

Steinmetz et al. (2002) haben vier SBR-Anlagen für 5.000, 8.000, 15.000 und 25.000 EW untersucht. Das Schlammalter lag zwischen 25-30 d. Die Untersuchungen fanden in Winter- sowie in Sommermonaten statt. Die Ergebnisse von Steinmetz et al. (2002) belegten in der Regel konstant niedrige Ablaufwerte der SBR-Anlage trotz Frost und großer Raumbeschickung.

Bei der Auslegung einer SBR-Anlage ist die Unterscheidung erforderlich, ob ein Vorspeicher vorhanden ist oder nicht. Dazu dient die Festlegung der Anzahl der SBR-Becken sowie der Zyklusdauer. Außerdem sind einige Parameter zu ermitteln:

- Fülldauer t_F
- Zyklusdauer t_Z
- Austauschverhältnis f_A (nach DWA M 210 (2009) definiert als das Verhältnis des abgezogenen Wasservolumens während eines Zyklus und das Volumen des Aufstaubeckens bei maximaler Füllung).

2.4.4 Betriebsvarianten des SBR-Verfahrens

Das Beschicken des SBR-Reaktors ist sowohl kontinuierlich als auch diskontinuierlich (schubweise) möglich, wodurch eine Prozessführung, die unabhängig von Schwankungen im Volumenstrom und Schmutzfrachten im Kläranlagenzulauf ist, zu erreichen ist (DWA-M 210, 2009).

Die Betriebsvarianten des SBR-Verfahrens unterscheiden sich durch die Beschickungsweise des Zulaufs der Kläranlage sowie die Beschickungsdauer. Der Zulauf kann entweder direkt zum Aufstaubecken oder zum Vorspeicher geleitet werden.

DWA-M 210 (2009) teilt die Betriebsvarianten in drei Gruppen:

1. Kontinuierliche Beschickung des Abwassers (Abb. 2-4):

Hier wird das Abwasser stetig zum SBR-Becken geleitet. Erreicht der Wasserspiegel einen bestimmten Höhenstand, kommt es zum Abschalten der Gebläse sowie der Mischgeräte, sodass der belebte Schlamm sedimentieren kann. Zur anschließenden Absenkung des Wasserspiegels folgen das Öffnen des Klarwasserabzugs und das Abziehen des gereinigten Abwassers bis zum Erreichen des minimalen Wasserstandes. Die Problematik besteht im Weiterlaufen des ungeklärten Abwassers in den SBR-Reaktor während der Dekantierzeit (siehe Abb. 2-5), was zur Verschlechterung der Ablaufwerte aufgrund der Vermischung beider Abwässer führt.

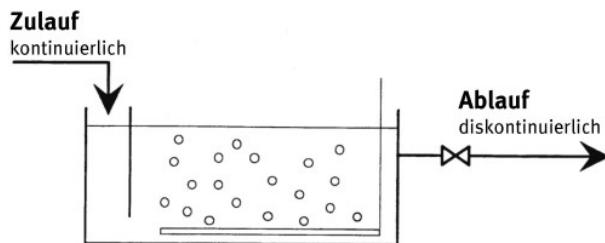


Abb. 2-4: SBR-Verfahren mit kontinuierlicher Abwasserbeschickung (DWA-M 210, 2009)

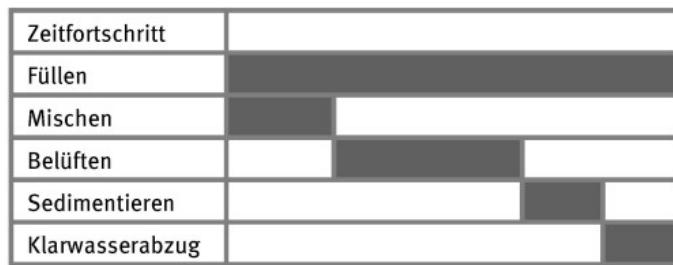


Abb. 2-5: Beschickungsdauer in SBR-Verfahren mit kontinuierlicher Beschickung des Abwassers (DWA-M 210, 2009)

2. Stoßweise (diskontinuierliche) Beschickung ohne Vorspeicher (Abb. 2-6):
- In diesem Verfahren müssen mindestens zwei SBR-Becken für die Befüllung zur Verfügung stehen. Das Befüllen der beiden Becken geschieht abwechselnd. Das bedeutet, die Beschickung des zweiten Beckens beginnt mit dem Abwasser am Ende der Beschickung des ersten Beckens. Die Fülldauer ist von der Anzahl der SBR-Becken abhängig. Das heißt, die Fülldauer, wie in Abb. 2-7 dargestellt, entspricht bei zwei Becken der Hälfte der Zyklusdauer und bei drei Becken einem Drittel. Dieses System weist im Gegensatz zur kontinuierlichen Beschickung Vorteile auf. Die diskontinuierliche Beschickung, die während der vollen Denitrifikations- und eines Teiles der Nitrifikationsphase stattfindet, wirkt einer Rückverschmutzung während der Sedimentier- und Abzugsphase entgegen. Dadurch verschlechtert sich die erreichte Reinigungsleistung durch die Beimischung von ungeklärtem Abwasser nicht.

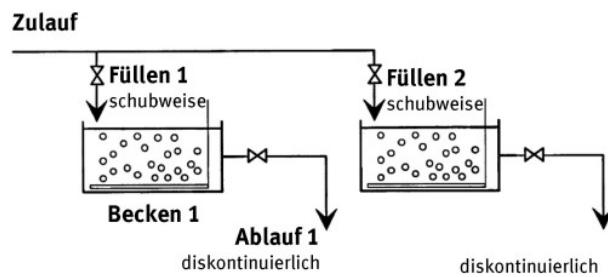


Abb. 2-6: SBR-Verfahren mit diskontinuierlicher Abwasserbeschickung ohne Vorspeicher (DWA-M 210, 2009)

Becken 1

Zeitfortschritt							
Füllen							
Mischen							
Belüften							
Sedimentieren							
Klarwasserabzug							

Becken 2

Zeitfortschritt							
Füllen							
Mischen							
Belüften							
Sedimentieren							
Klarwasserabzug							

Abb. 2-7: Beschickungsdauer in zwei SBR-Becken mit diskontinuierlicher Beschickung des Abwassers ohne Vorspeicher (DWA-M 210, 2009)

3. Stoßweise (diskontinuierliche) Beschickung mit vorhandenem Vorspeicher (Abb. 2-8):

Hier kommt es zur Verminderung der Fülldauer (Abb. 2-9), was zur Erhöhung der Konzentrationen der organischen Abwasserinhaltsstoffe führt. Dadurch kann die Rahmenbedingungen für die Bildung von gut absetzbarem Schlamm verbessert werden. Als Nachteil dieses Systems sind die höheren Baukosten zu nennen bei einer besseren Reinigungsleistung und einer höheren Flexibilität des Systems.

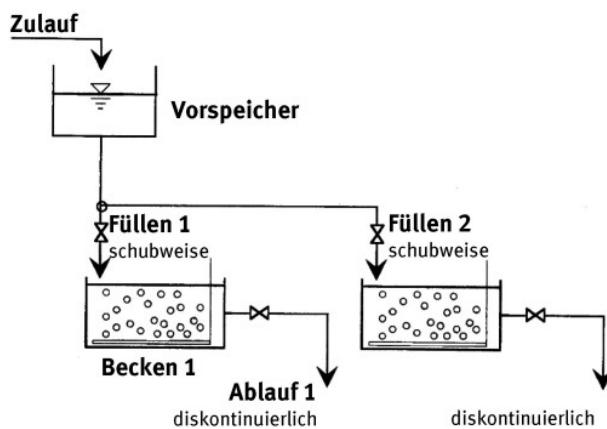


Abb. 2-8: SBR-Verfahren mit diskontinuierlicher Abwasserbeschickung mit Vorspeicher (DWA-M 210, 2009)

Becken 1

Zeitfortschritt			
Füllen	█		
Mischen	█		
Belüften		█	
Sedimentieren			█
Klarwasserabzug			█

Becken 2

Zeitfortschritt			
Füllen		█	
Mischen			█
Belüften	█		█
Sedimentieren		█	
Klarwasserabzug		█	

Abb. 2-9: Beschickungsdauer in zwei SBR-Becken mit diskontinuierlicher Beschickung des Abwassers mit Vorspeicher (DWA-M 210, 2009)

Zur Verbesserung der Betriebsweise des SBR-Verfahrens bzw. der Anforderung zur N- und P-Elimination gibt es eine ständige Weiterentwicklung der SBR-Verfahren. Durch die Veränderung der Anzahl der Beschickungen während eines Zyklus ist es möglich, die Verfahrenstechnik der SBR-Anlage weiter zu variieren. Nach DWA-M 210 kann sowohl nur eine Füllphase als auch eine zweite Befüllung während eines Zyklus erfolgen.

Neben diesen Verfahrensvarianten spielt die Betriebsweise eine wesentliche Rolle. Dabei ist zwischen einem konstanten Füllvolumen und konstanten Zyklusdauern zu unterscheiden. Durch den Einsatz entsprechender messtechnischer Ausrüstung lässt sich mittels konstanter Füllmengen eine optimale Variation der Zyklusdauern erreichen. Dies setzt jedoch ein hohes Maß an Fachkenntnis voraus. Ferner ist die Übersichtlichkeit im Hinblick auf die ablaufenden Prozesse durch variierende Zyklusdauern nicht gegeben, da sich diese mit jedem Zyklus unterschiedlich einstellen (DWA-M 210, 2009). Hingegen besteht die Möglichkeit der Zuleitung von unterschiedlichen Abwassermengen zu den Reaktoren, was im Regenwetterfall ein Zuführen höherer Wassermengen bedeutet. Ebenfalls ist diese Betriebsweise übersichtlicher, da eindeutig ist, welcher Prozess derzeit in welchem Becken abläuft. Dennoch empfiehlt es sich, die SBR-Anlage mit konstantem Füllvolumen zu betreiben, da eine optimale Zeitausnutzung durch die Installation von messtechnischer Ausrüstung erfolgt.

2.4.5 DIC-SBR®-Verfahren

Das DIC-SBR®-Verfahren (Differential Internal Cycle strategy Sequential Batch Reactor) ist ein besonders Verfahrensschritt zur Beschickung mit einem Vorspeicher, das von der Firma LimnoTec Abwasseranlagen, Lübbecke, entwickelt wurde. Dieses Verfahren unterscheidet sich zum konventionellen SBR-Verfahren durch zwei Beschickungen mit unterschiedlichen C:N-Verhältnissen pro Zyklus.

Das Abwasser fließt zuerst durch die mechanische Reinigungsstufe (Rechen und Sandfang). Dann wird das Abwasser zu einem Pufferbehälter geführt und hydrolysiert. Der Pufferbehälter hat folgende Aufgaben:

- er dient als Vorlagebehälter für die diskontinuierliche Beschickung der SBR-Reaktoren,
- unterschiedliche Abwasserfraktionen werden hier erzeugt,
- er dient als Ausgleichsbehälter,
- in diesem Behälter finden aufgrund der anaeroben und anoxischen Bedingungen die vorgeschaltete Denitrifikation und die Vorbereitung für die biologische P-Elimination statt.

Durch Umwälzen des Pufferinhalts verstärkt sich die Produktion von Exoenzymen mittels der Bakterien. Diese sind wichtig, um die partikulären Stoffe zu zerlegen. Im Pufferbehälter sind Rührwerk, Tauchmotorpumpen und E-Schieber in unterschiedlichen Höhen installiert. Dadurch kommt es zum Erzeugen von zwei unterschiedlichen, vom Betrieb des Rührwerks abhängigen Abwasserfraktionen. Da das Rührwerk vor der ersten Beschickung abgeschaltet ist, erfolgt eine Trennung des Abwassers von den sich absetzenden Feststoffteilchen. Das Abwasser aus dem oberen Teil des Pufferbehälters, welches ein geringes C:N-Verhältnis aufweist, erfährt bei der ersten Beschickung seine Zuführung zum SBR-Becken. Das Rührwerk durchmischt den Pufferbehälterinhalt vor der zweiten Beschickung; anschließend findet die Zuführung des Abwassers mit hohem C:N-Verhältnis (1,5-3 Mal höher als C:N-Verhältnis im dünnen Wasser) statt (Rönnér-Holm und Holm, 2009).

Dieses Verfahren beinhaltet das Unterteilen des Zyklus in die nachfolgenden, wie in Abb. 2-10 dargestellt, Schritte (Schwitalla, 2007; Rönnér-Holm und Holm, 2009).

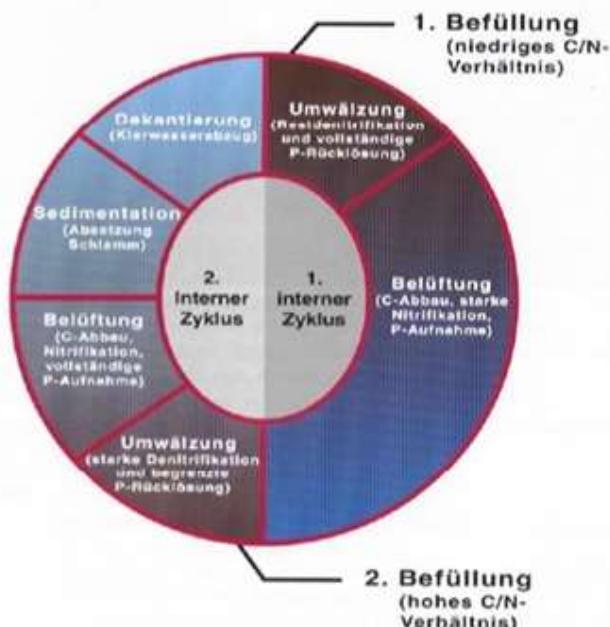


Abb. 2-10: DIC-SBR®-Verfahren (Rönnér-Holm und Holm, 2009)

Erste Beschickung

Am Anfang des Prozesses sind die Rührwerke im Pufferbehälter ausgeschaltet. Dadurch können sich die Feststoffe absetzen. Die erste Beschickung erfolgt mit einer geringen Konzentration der Abwasserfraktion (leicht abbaubare Substanzen und geringes C:N-Verhältnis). Das geschieht aus dem Überstand des Pufferbehälters. Die Beschickungsmenge beträgt 80 % der Gesamtwassermenge. Das Rührwerk im SBR-Reaktor wälzt während der ersten Beschickung das Abwasser um. Da der Reaktor soweit nicht belüftet ist, herrschen anoxische Milieubedingungen vor und die Denitrifikation kann stattfinden. Nach kurzer Zeit beginnt die Phosphat-Rücklösung unter anaeroben Bedingungen durch die Zufuhr von im Abwasser enthaltenen organischen Säuren, die für diesen Prozess notwendig sind (Schwitalla, 2007; Wiese, 2004).

Belüftung

Das installierte Belüftungsgitter bringt in dieser Phase den Sauerstoff durch das installierte Belüftungsgitter in die SBR-Reaktoren ein und überwacht ihn mithilfe von Messsonden. Es herrschen aerobe Milieubedingungen vor und die Nitrifikation kann erfolgen. Somit sinkt die Ammoniumkonzentration praktisch auf 0 mg/l. Als weiterer Prozess tritt die Aufnahme des Orthophosphats ein. Hierbei nehmen die Mikroorganismen den Phosphor auf und lagern ihn als Speicherstoff in ihre Zellen ein. Dieser Prozess heißt „luxury uptake“ (Schwitalla, 2007; Wiese, 2004).

Zweite Beschickung

Die zweite Beschickung beinhaltet das Zuführen des hochkonzentrierten Abwassers (hoher Feststoffanteil und hohes C:N-Verhältnis) vom Pufferbehälter. Die Beschickungsmenge beträgt 10-40 % der Gesamtwassermenge. Aufgrund des Denitrifikationsprozesses sinkt die Nitratkonzentration auf 0-2 mg/l, die Ammoniumkonzentration steigt auf 1-3 mg/l an (Schwitalla, 2007; Wiese, 2004).

Belüftung

In dieser Phase werden die restlichen Kohlenstoffverbindungen abgebaut. Die NH_4^+ -Konzentration sinkt auf 0 mg/l ab. Der rückgelöste Phosphor wird in den Zellen der Mikroorganismen eingelagert und anschließend mit dem ÜS aus dem System abgezogen. Um eine vollständige P-Elimination sicherzustellen, bietet sich am Ende dieser Phase das Dosieren von Fällmitteln an (Schwitalla, 2007; Wiese, 2004).

Sedimentation

Das Abschalten sämtlicher Aggregate dient einer Trennung des Klarwassers vom belebten Schlamm. Dann beginnt eine Ruhe-Phase, bei der weder eine Beschickung noch Belüftung oder Umwälzung stattfinden darf. Setzt sich der Schlamm auf dem Boden ab, folgt das Abziehen des Klarwassers mittels eines Dekanters (Schwitalla, 2007; Wiese, 2004).

Dekantierung

Mittels eines Dekanters wird das Klarwasser ca. 20 cm unterhalb der Wasseroberfläche abgezogen. Dadurch kann kein Schwimmschlamm in den Ablauf und in das Gewässer

gelangen. Das Klarwasser wird dann einem Speicher oder Schönungsteich bzw. Stapelbehälter oder direkt einem Gewässer zugeführt (Schwitalla, 2007; Wiese, 2004).

Überschussschlammabzug

Damit der TS-Gehalt im Reaktor konstant bleibt, ist der Überschussschlamm am Ende eines Zyklusses zu entnehmen. Er wird zu einem ÜS-Vorlagebehälter eingeleitet (Schwitalla, 2007; Wiese, 2004).

Beim DIC-SBR®-Verfahren erfolgen bei den Zyklusdauern von 6 h und 8 h zwei Beschickungen. Im Regenwetterfall findet nur eine Beschickung statt, da der Zyklus kürzer ist (4 h oder 3 h); die Zeit reicht in diesem Fall nicht mehr für eine zweite Beschickung. Tab. 2-9 stellt die Dauer der Phasen bei einer Zyklusdauer von 6 h und 4 h vergleichend dar.

Tab. 2-9: Dauer der Phasen beim DIC-SBR®-Verfahren im 4 h- und 6 h-Zyklus (Schwitalla, 2007)

6 h-Zyklus		4 h-Zyklus	
Phase	Dauer (min)	Phase	Dauer (min)
1. Beschickung	10-50	Beschickung	20-70
Umwälzung (ab Beginn der 1. Beschickung bis Beginn der Sedimentationsphase)	230	Umwälzung	110 (ab Beginn der 1. Beschickung)
1. Belüftung	50-90	Belüftung	50-80
2. Beschickung	5-20	-----	-----
2. Belüftung	40	-----	-----
Sedimentation	130	Sedimentation	130
Dekantierung	75	Dekantierung	75
Summe	360	Summe	240

2.4.6 Auswirkung der Füllstrategie

Die Füllstrategie wird durch die Füllgeschwindigkeit t_f/t_z und die Austauschrate (Austauschverhältnis) f_A definiert. Sie ist ein Unterscheidungs- und Bemessungswert für SBR-Anlagen (Schreff, 2004).

Da das Volumenaustauschverhältnis für kommunales Abwasser < 50 % liegen sollte, soll anderenfalls das Gesamtreaktorvolumen geändert und angepasst werden. Für den Mischwasserzulauf soll keine Zyklusdauer > 8 Stunden gewählt werden. Anderseits dürfen bei Trockenwetter Zykluslängen von 6, 8 oder 12 Stunden zum Einsatz kommen. Bei unterschiedlichen Zyklusstrategien bei Trocken- und Regenwetterzufluss muss die Zyklusdauer mit dem entsprechenden Mischwasserzufluss eingestellt werden, so dass kein Schlamm oder ungereinigtes Abwasser in den Ablauf verdrängt wird (DWA M 210, 2009).

Bei Erhöhung der Anzahl von Aufstaubecken mit Berücksichtigung eines Vorspeichers ergibt sich für jedes Aufstaubecken eine Verkürzung der Befüllzeiten. Je geringer das Verhältnis (die Füllzeit zur Reaktionszeit) ist, desto positiver wirkt sich darauf die

Schlammabsetzeigenschaften aus (DWA M 210, 2009). Wenn das Austauschverhältnis hoch $f_A > 0,4$ und $t_F/t_Z < 0,2$ sind, ist es möglich, Konzentrationsgradienten zu erreichen (Helmreich, 2000; Schreff, 2004; DWA M 210, 2009). Dieser Konzentrationsgradient wirkt positiv gegen die Fadenbildner und es kann zu guten Absetzeigenschaften der Flocken führen (siehe, Abb. 2-11, Kurve a) (Schreff, 2004; Wilderer et al., 2001).

Bei einem mittleren bzw. hohen Austauschverhältnis $0,4 > f_A > 0,2$ und längeren Füllphasen $0,2 < t_F/t_Z \leq 0,5$ (Abb. 2-11, Kurve b) entsteht ein flacher Konzentrationsgradient, insbesondere wenn das Wasser während der Befüllung belüftet wird. Diese Strategie ist für den kommunalen Bereich sehr typisch. Dadurch können sich die Schlammabsetzeigenschaften verschlechtern.

Die Kurve C in Abb. 2-11 stellt ein Austauschverhältnis $f_A < 0,2$ und Füllphasen $t_F/t_Z > 0,5$ dar. Das entspricht dem Fall bei den SBR-Anlagen ohne Vorspeicher und mit nur zwei SBR-Becken. Diese Strategie führt zu ungünstigen Schlammabsetzeigenschaften.

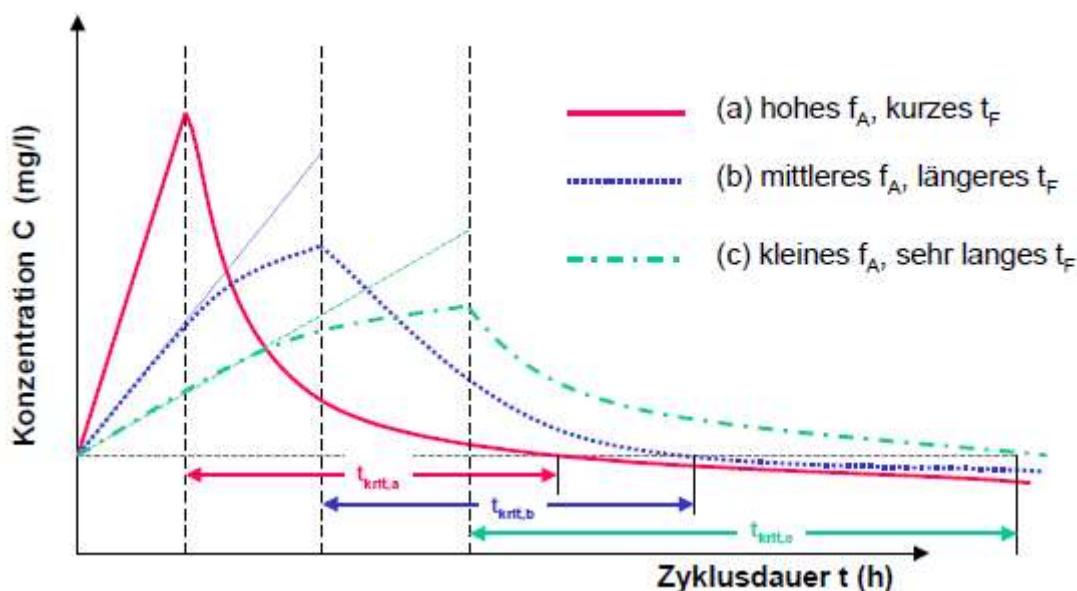


Abb. 2-11: Qualitative Darstellung von Konzentrationsprofilen über die Zyklusdauer bei unterschiedlichen Füllstrategien (Schreff, 2004)

2.4.7 Simultane aerobe Schlammstabilisierung

Bei der simultanen aeroben Schlammstabilisierung kommt es zur gleichzeitigen Stabilisierung des Schlammes in einem Becken (in der Belebung) im Verlauf des Reinigungsprozesses.

Nach Mudrack und Kunst (1994) und dem DWA-Arbeitsblatt A 131 (2016) sind die Bedingungen für eine simultane aerobe Schlammstabilisierung erfüllt, wenn die Organismen in der Belebung ein hohes Schlammalter ($t_{TS} = 25$ d) aufweisen und eine geringe Schlammbelastung ($\leq 0,05$ kg BSB₅/(kg TS·d)) im Becken herrscht (siehe Abb. 2-12).

Aufgrund der niedrigen Belastungen steht für diesen Schlamm nur wenig Nahrung zur Verfügung. Aus diesem Grund benutzen die Organismen ihre eigenen Zellen als Energiequelle und für die Atmung. Die gemessene organische Trockensubstanz oTS hat nach der Stabilisierung einen Wert von ca. 50 bis 55 % (Imhoff et al., 2009).

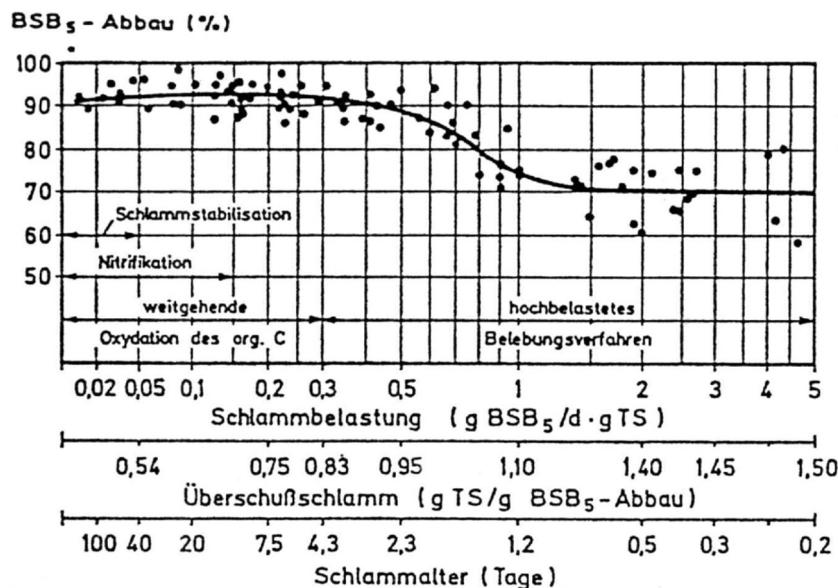


Abb. 2-12: BSB₅-Abbau in Abhängigkeit von der Slammbelastung, dem Slammalter und der Überschussschlammproduktion (Imhoff et al., 2009)

Die Vorteile dieser Verfahrenstechnik sind:

- keine Vorklärung,
- geringe Investitionen,
- geringer Betriebsaufwand,
- hohe Betriebssicherheit,
- aufgrund der geringen Slammbelastung ergeben sich nur selten Probleme bei der Nitrifikation und Denitrifikation (siehe Abb. 2-12).

Als nachteilig erweist sich der hohe Bedarf an Sauerstoff, um die aerobe Stabilisierung des Schlammes in der Belebung zu schaffen. Dies steht im Gegensatz zu Kläranlagen mit Slammfaulung, bei denen die Möglichkeit der Eigenstromerzeugung durch Biogasverwertung vorhanden ist.

2.4.8 Schaum- und Schwimmschlammprobleme in SBR-Anlagen

Helmreich et al. (2000) haben in Bayern elf SBR-Anlagen untersucht. Die Größe dieser Anlagen variierte zwischen 400 und 25 000 EW. Die meisten untersuchten Anlagen weisen eine simultane aerobe Slammstabilisierung und Stickstoff- und Phosphor-Elimination auf. Helmreich et al. (2000) berichteten, in Fällen unzureichender Sauerstoffzufuhr, bei kurzer Füllung oder nach der Einfüllung des Wassers vom Entwässerungssystem sei Blähslamm entstanden.

Schreff und Hiliiges (2013) haben die möglichen Ursachen für Bläh- und Schwimmschlammprobleme in kommunalen bzw. industriellen SBR-Anlagen in folgenden Punkten zusammengefasst:

- Temperaturwechsel,
- Stoßbelastung aus der Schlammentwässerung oder Kampagnenbetrieb,
- lange Kanalnetze führen zu angefaultem Wasser und zur H_2S -Bildung,
- Mangel an P und N,
- volldurchmischte Becken.

Dieses Problem taucht am meisten bei SBR-Anlagen mit N- und P-Elimination auf.

Beim SBR-Verfahren wird der Reaktor stoßweise mit Abwasser beschickt. Dadurch kommt es zum Erzeugen eines Substratgradienten, wobei ein hohes Substratangebot, das die Bakterienmasse abbaut, zur Verfügung steht (Dichtl und Wolter, 2002).

Dieses Phänomen (Bläh- und Schwimmschlammprobleme) ist bei Anlagen mit hohem Anteil an niedermolekularen Stoffen im Zulauf der Anlage, wie z. B. bei der Lebensmittelverarbeitung, besonders stark. Die unausgewogenen Nährstoffverhältnisse (Mangel an N und P) und der hohe Anteil an Sulfid begünstigen das Wachstum einiger fadenförmiger Bakterien wie *Thiothrix sp.* und Typ 021 N und der Schlammindex steigt dann an. Außerdem fördern sehr lange anaerobe Phasen in den SBR-Anlagen das Vorkommen von fadenförmigen Organismen (Schreff und Hilliges, 2013).

Unabhängig von der Abwasserzusammensetzung haben die fadenförmigen Organismen gegenüber flockenbildenden aufgrund ihrer größeren Oberfläche bei geringen Substratkonzentrationen im volldurchmischten Belebungsbecken einen Wachstumsvorteil (siehe Abb. 2-1 im Kap. 2.1), was zur Bläh schlammbildung in diesen Anlagen führt (Matsché, 1982). Bei zeitlichem Wechsel zwischen den Konzentrationen der Nährstoffe, z. B. wie bei SBR-Anlagen, können sich die flockenbildenden Organismen leichter vermehren und die Fäden verringern sich. Aus diesem Grund sollte bei SBR-Anlagen kein übermäßiges Wachstum von fadenförmigen Bakterien stattfinden (Schreff und Hilliges, 2013). Trotz dieser Theorie leiden einige SBR-Anlagen unter Schwimmschlammproblemen.

Die meisten in SBR-Anlagen möglicherweise auftretenden Fäden sind *M. parvicella*, *Thiothrix sp.*, Typ 021 N, *N. limicola*, *nocardioforme Actinomyceten*, und Typ 0803. Es gilt die Ursachen, die das Wachstum dieser Fäden verursachen, zu analysieren und Gegenmaßnahmen zu entwickeln (Schreff und Hilliges, 2013).

2.4.9 Fazit

Das SBR-Verfahren zeichnet sich durch eine hohe Flexibilität aus. Es ist sowohl bei industrieller Abwasserbehandlung als auch bei kommunalem Abwasser einsetzbar. Bei kommunalen Kläranlagen findet das SBR-Verfahren bis zur Größenklasse 4 und bei Anlagen mit Misch- und Trennkanalisation Verwendung (Steinmetz, 2001).

Bei Erweiterungsmaßnahmen einer konventionellen Kläranlage kann die Kombination zwischen einem SBR-Verfahren und der konventionellen Belebung vorteilhaft sein

(Helmreich et al., 2000). Hier spielen die Inventionskosten sowie der Platzbedarf eine große Rolle. Im Fall der Erweiterung ist nur die Planung der Aufstaubecken notwendig.

Im Vergleich zwischen SBR-Anlagen und konventionellen Belebungsanlagen belegten die Ergebnisse von Steinmetz et al. (2002) einen geringeren Verbrauch an Energie in SBR-Anlagen als in konventionellen Belebungsanlagen mit einer vergleichbaren Größe.

Ist eine weitergehende Stickstoffelimination gefordert ($< 5 \text{ mg/l}$), sind mehrere Füllphasen zur Denitrifikation zu planen. Die Zeiten einer Nichtbelüftung der Becken sollten einen geringeren Zeitraum einnehmen als die Belüftungsphasen; ansonsten kommt es zu einer unzureichenden Schlammbestabilisierung und einer Verschlechterung des ISV (Schreff und Hilliges, 2013).

Anhand der diskontinuierlichen Beschickung bei dem SBR-Verfahren kann das intermittierende Füllen aus dem Vorspeicher die Schwimmschlamm- und Schaumprobleme bei Abwässern, die zur Schaumbildung neigen, verringern (Schreff, 2004).

Trotzdem haben viele kommunale SBR-Anlagen noch Schwimmschlamm- und Schaumprobleme. Diese Probleme tauchen immer häufiger im Frühjahr auf. Viele SBR-Anlagen weisen das Vorkommen von *M. parvicella* auf. Aus diesem Grund werden in dieser Arbeit 13 SBR-Anlagen untersucht. Die meisten untersuchten Anlagen sind von der Firma LimnoTec aufgebaut und nach dem DIC-SBR®-Verfahren betrieben. Hierzu werden die Betriebsdaten von diesen Anlagen gesammelt und ausgewertet, um die Ursachen für dieses Problem zu finden.

3 Material und Methoden

Es werden 13 SBR-Anlagen in Deutschland untersucht. Dazu wurden einige Informationen, die in den nachfolgenden Punkten dargestellt sind, gesammelt:

- Angaben zur Größe der Anlagen,
- Angaben zum Trockenmassegehalt (TS), Temperatur und Schlammindex in SBR-Becken,
- Angaben zu Zulauf- bzw. Ablaufwerten,
- Angaben zu Zyklusdauern,
- Angaben zum Einsatz von Fällmitteln,
- Auswertung der Betriebstagebücher.

Anhand dieser Daten werden die verschiedenen Parameter mit Hilfe der Formeln im nachfolgenden Abschnitt (Kap. 3.1) ermittelt.

Ziel war es, den Einfluss der Schlammbelastung und des verwendeten Fällmittels auf das Wachstum von *Microthrix parvicella* zu untersuchen. Außerdem kann der Betrieb der Anlagen und die Reinigungsleistung der SBR-Anlagen beurteilt werden.

3.1 Auswertung der Betriebstagebücher

3.1.1 Allgemein

Nach ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198 (2003) sollen Daten von mindestens 3 Jahren vorhanden sein, damit eine richtige Auswertung der Daten der Betriebsbücher erreicht werden kann.

Von allen untersuchten SBR-Anlagen werden die Betriebstagebücher von mindestens 4 Jahren ausgewertet. Sie enthalten alle Informationen über die gesamte Zufluss- und Abflussmenge, die Laboruntersuchungen für die Zulauf- und Ablaufwerte (BSB₅, CSB, P_{ges}, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, absetzbare Stoffe) und die Schlammdaten (Schlammvolumen, TS, ISV). N_{ges} (Gesamtstickstoff) ist leider nur in wenigen Anlagen ermittelt.

Es werden 13 SBR-Anlagen untersucht und ihre Betriebstagebücher ausgewertet. Anhand der Daten der Betriebstagebücher wird der Entwicklung des Schlammindexes über die Temperatur ausgewertet (siehe Anhang A1). Die Schwankung des Schlammindexes zwischen Winter und Sommer weist darauf hin, dass *M. parvicella* im Schlamm vorkommt. Außerdem wird die Schlammbelastung über mehrere Jahre ermittelt, damit deren Einfluss der Belastung auf das Wachstum von *M. parvicella* festgestellt werden kann.

3.1.2 Berechnung der BSB₅-Schlammbelastung

Da die Schlammbelastung eine große Wirkung auf das Wachstum von *M. parvicella* hat, muss die Schlammbelastung in den untersuchten Kläranlagen ermittelt werden.

Nach DWA-M 210 (2009) basierend auf ATV-DVWK - A 131 (2000) errechnet sich die Schlammbelastung für Aufstauanlagen als:

$$B_{TS,BSB} = ((B_{d,BSB,ZB}/(n \cdot V_R \cdot TS_R)) \cdot (t_Z / t_R)) \text{ [kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})] \quad (1)$$

$B_{TS,BSB}$	Schlammbelastung in der SBR-Anlage	[kg BSB ₅ /(kg TS·d)]
$B_{d,BSB,ZB}$	tägliche BSB ₅ -Fracht im Zulauf zum SBR-Becken	[kg/d]
n	Anzahl der Aufstaubelebungsbecken	[-]
V_R	maximales Volumen des SBR-Beckens	[m ³]
TS_R	Trockenmassegehalt in Bezug auf das maximale Volumen des SBR-Beckens	[g/l]
t_Z	Zyklusdauer	[h]
t_R	Dauer der Reaktionsphase	[h]

Die tägliche BSB₅-Fracht wird nach dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 (2003) ermittelt:

$$B_{d,BSB,ZB} = (Q_d \cdot C_{BSB,ZB})/1000 \text{ [kg/d]} \quad (2)$$

$B_{d,BSB,ZB}$	tägliche BSB ₅ -Fracht im Zulauf zum SBR-Becken	[kg/d]
Q_d	täglicher Abwasserzufluss	[m ³ /d]
$C_{BSB,ZB}$	BSB ₅ -Konzentration aus 24-h-Mischprobe vom Zulauf der Anlage	[mg/l]

Bei Trockenwetter werden die meisten SBR-Anlagen mit einem 6-h oder 8-h Zyklus betrieben. Der Sprung von 8- bis 6- oder 4-h Zyklusdauer hängt von der Abwassermenge und dem Wasserspiegel im Pufferbehälter ab.

Nach DWA-M 210 (2009) wird die Reaktionsphase definiert als „das Zeitintervall, währenddessen aerobe, anoxische und anaerobe biologische Prozesse ablaufen“.

3.1.3 Berechnung des Schlammalters

Das Schlammalter kann sich nur auf den Teil der Schlammverweilzeit beziehen, während dessen biologische Reaktionen ablaufen, auf die gesamte Reaktionsphase bzw. auf die Dauer der Belüftungsphase (aerobes Schlammalter, $t_{TS,a}$) (DWA-M 210, 2009). Berechnen lässt sich das Schlammalter durch die nachfolgende Formel:

$$t_{TS} = (n \cdot V_R \cdot TS_R) / \dot{U}S_d \cdot (t_Z / t_R) \text{ [d]} \quad (3)$$

t_{TS}	Schlammalter	[d]
$\dot{U}S_d$	tägliche produzierte Überschussschlammtröckenmasse	[kg/d]
n	Anzahl der Aufstaubelebungsbecken	[-]
V_R	maximales Volumen des SBR-Beckens	[m ³]
TS_R	Trockenmassegehalt in Bezug auf das maximale Volumen des SBR-Beckens	[g/l]

t_z	Zyklusdauer	[h]
t_R	Dauer der Reaktionsphase	[h]

Der Temperaturfaktor für die endogene Atmung wird laut ATV-DVWK-A131 (2000) wie folgt ermittelt:

$$F_T = 1,072^{(T-15)^0}$$

Die Schlammproduktion $\dot{U}S_d$ wird in Anlehnung an das Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 (2000) ermittelt.

$$\dot{U}S_d = \dot{U}S_{d,c} + \dot{U}S_{d,p} \quad [\text{kg/d}]$$

mit:

$$\dot{U}S_{d,c} \quad \text{tägliche Schlammproduktion aus der Kohlenstoffelimination} \quad [\text{kg/d}]$$

$$\dot{U}S_{d,p} \quad \text{tägliche Schlammproduktion aus der Phosphorelimination} \quad [\text{kg/d}]$$

$$\dot{U}S_{d,c} = B_{d,BSB,ZB} (0,75 + 0,6 (X_{TS,ZB} / C_{BSB,ZB}) - (1-0,2) \cdot 0,17 \cdot 0,75 \cdot t_{TS} \cdot F_T) / (1 + 0,17 \cdot t_{TS} \cdot F_T)$$

$$\dot{U}S_{d,p} = Q_d / 1.000 \cdot (3 \cdot X_{P,BioP} + 6,8 \cdot X_{P,Fäll,Fe} + 5,3 \cdot X_{P,Fäll,Al})$$

mit:

$$B_{d,BSB,ZB} \quad \text{tägliche BSB}_5\text{-Fracht im Zulauf der Biologie} \quad [\text{kg/d}]$$

$$X_{TS,ZB} \quad \text{Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe} \quad [\text{mg/l}]$$

$$C_{BSB,ZB} \quad \text{Konzentration des CSB im Zulauf der Biologie} \quad [\text{mg/l}]$$

$$Q_d \quad \text{täglicher Abwasserzufluss bei Trockenwetter} \quad [\text{m}^3/\text{d}]$$

$$X_{P,BioP} \quad \text{bei der biologischen P-Elimination biologisch gebundener Phosphor} \quad [\text{mg/l}]$$

$$X_{P,Fäll,Fe} \quad \text{durch Fällung mit Eisensalzen eliminerter Phosphor} \quad [\text{mg/l}]$$

$$X_{P,Fäll,Al} \quad \text{durch Fällung mit Aluminiumsalzen eliminerter Phosphor} \quad [\text{mg/l}]$$

3.1.4 Ermittlung die Volumenaustauschrate

Das Volumenaustauschrate bzw. –verhältnis (f_A) ist nach DWA-M 210 (2009) als das Verhältnis des abgezogenen Wasservolumens während eines Zyklus und dem Volumen des Aufstaubeckens bei maximaler Füllung definiert (Formel 5).

$$f_A = \Delta V / V_R$$

mit:

$$f_A \quad \text{Volumenaustauschverhältnis} \quad [-]$$

$$\Delta V \quad \text{Zulaufvolumen, das pro Zyklus in ein Aufstaubecken eingeleitet} \quad [\text{m}^3]$$

V_R maximales Volumen eines Aufstaubecken $[m^3]$

Das Volumenaustauschverhältnis und die Zyklusdauer beeinflussen sich gegenseitig (siehe Formel 4).

$$f_A = tz \cdot Q_{max} / n \cdot V_R \quad (4)$$

mit:

tz Zyklusdauer $[h]$

n Anzahl der Aufstaubelebungsbecken $[-]$

V_R maximales Volumen eines Aufstaubeckens $[m^3]$

Durch die Erhöhung / Verringerung des Volumenaustauschverhältnisses wird die geführte Fracht zum einzelnen Aufstaubecken erhöht bzw. vermindert. Dementsprechend wird die Reaktionsphase und zur Folge die Zyklusdauer verlängert oder verkürzt.

3.1.5 Ermittlung des Schlammindexes

In dieser Arbeit wird der Schlammindex im Labor der TU-OWL in Detmold bestimmt.

Der Schlammindex hängt von dem Schlammvolumen VS (ml/l) und dem Trockenmassegehalt TS (g/l) ab.

$$ISV = VS / T \quad [ml/g]$$

Das Schlammvolumen wird nach DIN EN 14702-1 bestimmt. Es wird durch das Absetzen vom 1.000 ml belebten Schlamm im Messzylinder für 30 Minuten lang ermittelt. Wenn VS > 250 ml/l ist eine Verdünnung der Probe mit einem bestimmten Faktor erforderlich. Der Verdünnungsfaktor wird dann beim Bestimmen des neuen Schlammvolumens berücksichtigt.

Der Trockenmassengehalt wird durch Filtern eines bestimmten Volumens des belebten Schlammes durch einen lufttrockenen Rundfilter bestimmt (DIN 38409 Teil 2). Der Filter wird bei 105 °C mindestens zwei Stunden lang getrocknet. Der abgekühlte Filter wird ausgewogen und der Differenz im Gewicht zwischen vor und nach dem Trocknen wird bestimmt. Der Trockenmassengehalt kann nun ermittelt:

$$TS = (\text{Trockenmasse} \times 1.000) / \text{filtriertes Schlammvolumen} \quad [g/l]$$

3.1.6 Ermittlung des Wirkungsgrades

Die Definition des Wirkungsgrades der Abwasserbehandlungsanlagen ist nach ATV-DVWK-M 755 die prozentuale Frachtelemination von geeigneten Summenparametern bzw. von Einzelsubstanzen. Die Bestimmung der Elimination für bestimmte Parameter erfolgt durch die Ermittlung der Zulauf- bzw. der Ablaufrächen der gewählten Parameter. Dabei gilt für den Wirkungsgrad

$$\eta = ((FZ-FA)/FZ) \cdot 100 \quad [%] \quad (5)$$

mit:

η Wirkungsgrad in %

FZ Summe der Zulauffrachten

FA Summe der Ablauffrachten

Die Bestimmung der Frachten eines bestimmten Parameters erfordert die Ermittlung der Konzentration aus einer repräsentativen Abwasserprobe an der geeigneten Stelle bzw. die zugehörige Wassermenge. Die Frachten ermitteln sich wie folgt:

$$B_{d,xxx} = C_{xxx} \cdot Q_d \quad [\text{kg/d}]$$

mit:

$B_{d,xxx}$ tägliche Fracht eines Stoffes xxx [kg/d]

C_{xxx} Konzentration des Parameters xxx in der homogenisierten Probe [mg/l]

Q_d täglicher Abfluss [m³/d, l/s]

3.2 Mikroskopische Untersuchung des belebten Schlamms

Die lichtmikroskopischen Analysen des belebten Schlamms wurden mit einem Phasenkontrastmikroskop Typ Axiolab, Zeiss, Göttingen, durchgeführt.

3.2.1 Bestimmung der Gesamtfähigkeit

Bei der mikroskopischen Untersuchung ist es wichtig, die Gesamtfähigkeit zu bestimmen, um die Häufigkeit der Fäden abzuschätzen. Das kann mithilfe einer Kristallviolettfärbung durchgeführt werden, welche von Kunst et al. (2000) entwickelt wurde.

Zunächst muss ein Trockenpräparat des belebten Schlamms angefertigt werden. Trockenpräparate sind immer notwendig, wenn eine Färbung eines Präparats durchgeführt werden soll. Hierzu wird ein Tropfen des belebten Schlamms mittels einer Pipette auf einen fettfreien Objekträger gegeben. Danach wird der Tropfen mit der Seite der Pipettenspitze oder einer Impföse auf dem Objekträger ausgestrichen und an der Luft getrocknet (Kunst et al., 2000).

Als Färbelösung wird Kristallviolett (z. B. Merck 9218) in 0,2%iger Verdünnung in destilliertem Wasser angesetzt. Nachdem das Präparat abgetrocknet ist, wird ein kleiner Tropfen der Färbelösung auf den Objekträger gegeben und mit einem Deckglas abgedeckt. Überschüssige Färbelösung kann am Rand des Deckglases mit einem Tuch entfernt werden (Kunst et al., 2000).

Das fertige Präparat wird anschließend unter dem Mikroskop bei 100-facher Vergrößerung im Dunkelfeld untersucht. Die Flocken sehen groß und kompakt aus und sind violett gefärbt (Kunst et al., 2000). Die Fäden erscheinen gelblich.

Durch Vergleich des mikroskopischen Bilds mit Abb. 3-1 kann die Fädigkeitsstufe bestimmt werden. In Abb. 3-1 wird die Fädigkeitsstufe einmal mit ungefärbtem Lebendpräparat (linkes Bild), und einmal mit Kristallviolett gefärbtem Trockenpräparat (rechtes Bild) dargestellt. Die Bilder in Abb. 3-1 sind mit 120-facher Vergrößerung aufgenommen worden.

Es gibt 7 verschiedene Fädigkeitskategorien. Die Stufen 5-6 und 7 zeigen einen dominanten Faden. Bei diesen 2 Stufen bilden die Fäden Brücken zwischen den Flocken aus, was zu schlechten Absetzeigenschaften führt (Kunst et al., 2000).

Die Stufen 4-6 kommen am häufigsten bei den kommunalen Kläranlagen vor, die einen hohen Schlammindex aufweisen.

Die Fädigkeitsstufen der verschiedenen untersuchten SBR-Anlage sind im Anhang A2 dargestellt.

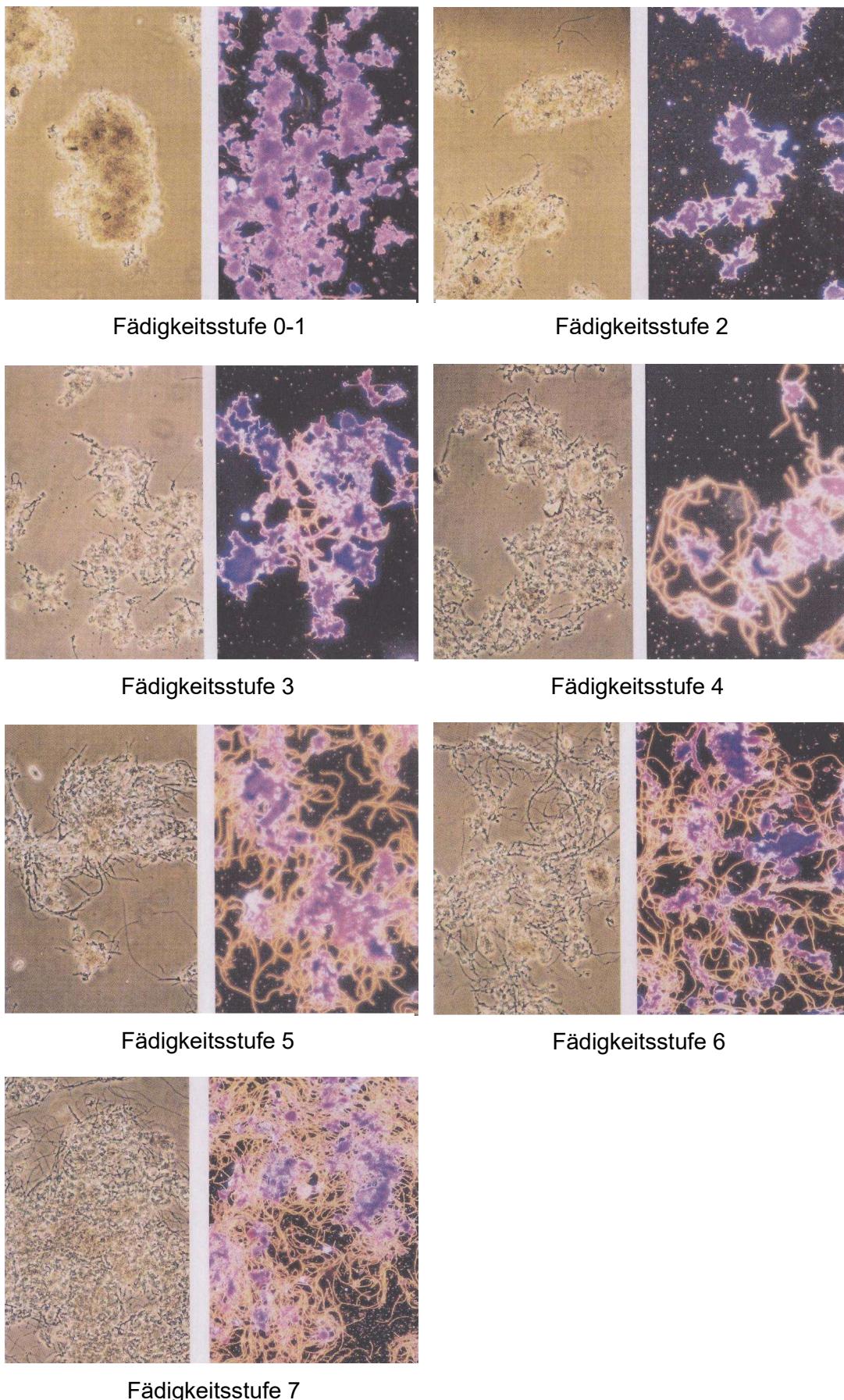


Abb. 3-1: Fähigkeitsstufen von 0 bis 7, 120-fache Vergrößerung (Kunst et al., 2000)

3.2.2 Identifizierung von fadenförmigen Mikroorganismen

Einige fadenförmige Mikroorganismen können deutlich unter dem Mikroskop anhand ihrer Morphologie, der Beweglichkeit, Verzweigungen, Fadenform, Aufwuchs, Fadendurchmesser, Querwände und Zellform unterschieden werden (Schmid-Schmieder, 2006; Remde, 2010). Wenn Schwierigkeiten mit der Erkennung auftreten, dann werden Gram- und Neisser-Färbungen durchgeführt (Abb. 3-3).

Mittels Färbe- und Testmethode können die fadenförmigen Bakterien identifiziert werden. Dadurch können die Fadenposition, Länge und Form sowie andere Merkmale wie z. B. ihr Aufwuchs dargestellt werden (Kunst et al., 2000).

In allen untersuchten SBR-Anlagen geht es nicht nur um die Ermittlung von *M. parvicella*, sondern auch um die anderen vorhandenen Fäden. Manche Fäden sind direkt im Lebendpräparat anhand ihrer eigenen morphologischen Merkmale (Verzweigung der Fäden, Bewegung, Wuchsform, Aufwuchs, Zellform, Querwände usw.) zu bestimmen. Die Merkmale dieser Fäden wurden von Kunst et al. (2000), Lemmer und Lind (2000), Jenkins et al. (2004) und vielen anderen beschrieben. Manchmal ist es allerdings schwierig, die Fäden voneinander zu unterscheiden. In diesem Fall kommt es zum Einsatz der Färbe- und Testmethode. Es geht um die Feststellung der Fadenposition, -länge und -form. Es schließt sich das Trocknen und Färben der Präparate an (Kunst et al., 2000).

In dieser Arbeit kommen nur Gram- und Neisserfärbungen bzw. die Bestimmungsschlüssel von Eikelboom und van Buijsen (1999) zum Einsatz, um die Fadenorganismen zu bestimmen (siehe Abb. 3-3 in Kap. 3.2.3).

Es gibt jedoch andere Färbemethoden wie die PHB-Färbung und den Schwefeltest. Bei der PHB-Färbung werden die Bakterien, die Reservestoffe aus Polyhydroxybuttersäure speichern können, definiert. Bei PHB-positiven Zellen befinden sich schwarze Granula in den fadenförmigen Bakterien. Der Schwefeltest bestimmt Fäden, die die Fähigkeit haben, Schwefel einzulagern. Als Beispiele für diese Fäden dienen Typ 021 N, *Thiothrix sp.* und *Beggiatoa sp.* (Kunst et al., 2000). Diese zuletzt erwähnten Methoden gelangen in dieser Arbeit nicht zum Einsatz, da die Schwefelbakterien entweder im Lebendpräparat sofort oder mittels der Gramfärbung zu erkennen sind. Im Lebendpräparat sehen die Zellen der Schwefelbakterien weiß aus, wenn Schwefelgranula vorhanden sind.

Gram-Färbung

Die Gram-Färbung ist ein wichtiges Hilfsmittel zu Identifizierung von fädigen Bakterien. Sie wurde vom dänischen Arzt und Mikrobiologen Gram im Jahr 1884 erfunden (Knoop, 1997).

Mit Hilfe des basischen Farbstoffs Carbolgentianaviolett oder Kristallviolett werden die Zellen der Bakterien violett angefärbt. Durch die anschließende Behandlung mit der Jod-Jodkalium-Lösung bildet sich ein Farblack.

Durch das Waschen der Zellen mit Ethanol über 60 Sekunden kann der Unterschied zwischen gramnegativen und grampositiven Zellen festgestellt werden. Die grampositiven Zellen behalten dadurch die violette Farbe und die gramnegativen Zellen werden farblos.

Um gramnegative Zellen besser sichtbar darzustellen, werden sie anschließend mit Safranin behandelt. Die gramnegativen Zellen gehen somit aus diesem Schritt mit einer roten Farbe hervor (Kunst et al., 2000).

Bei dieser Färbung werden vier Lösungen (A, B, C und D) verwendet. Mit Hilfe dieser Lösung erscheinen bei genauer Beachtung der Einwirkzeit die grampositiven Bakterien blau-violett und die gramnegativen hellrot (Knoop, 1997).

Färbelösung

- Lösung A: Carbolgentianaviolett / Kristallviolett (Merck 9218),
- Lösung B: Lugolsche Lösung (Merck 9251) (Jod-Jodkalium-Lösung),
- Lösung C: Ethanol (95%ig),
- Lösung D: Safranin (Merck 9271) (Kunst et al., 2000).

Durchführung

- Trockenpräparat herstellen,
- Lösung A direkt auf das Präparat geben bis zu kompletter Abdeckung des Ausstrichs und 90 Sekunden einwirken lassen,
- Farbstoff abgießen und mit Wasser nachspülen,
- Lösung B direkt auf das Präparat geben bis zu kompletter Abdeckung des Ausstrichs und 60 Sekunden einwirken lassen,
- Farbstoff abgießen und mit Wasser nachspülen,
- Lösung C direkt auf das Präparat geben bis zu kompletter Abdeckung des Ausstrichs und 60 Sekunden einwirken lassen,
- Alkohol abgießen und mit Wasser nachspülen,
- Lösung D direkt auf das Präparat geben bis zu kompletter Abdeckung des Ausstrichs und 60 Sekunden einwirken lassen,
- Farbstoff abgießen und mit Wasser nachspülen (Kunst et al., 2000).

Danach wird das Präparat trocknen gelassen und anschließend die mikroskopische Untersuchung bei 1000-facher Vergrößerung im Hellfeld mit Immersionsöl durchgeführt. Beispiele für die Ergebnisse der Gramfärbung liefert Abb. 3-2 (Kunst et al., 2000).

Neisser-Färbung

Einige Bakterien können innerhalb der Zellen Granula aus Reservestoffen (Polyphosphat) bilden. Durch Neisser-Färbung erscheinen die Polyphosphatgranula blauschwarz (Knoop, 1997, Kunst et al., 2000).

Färbelösung

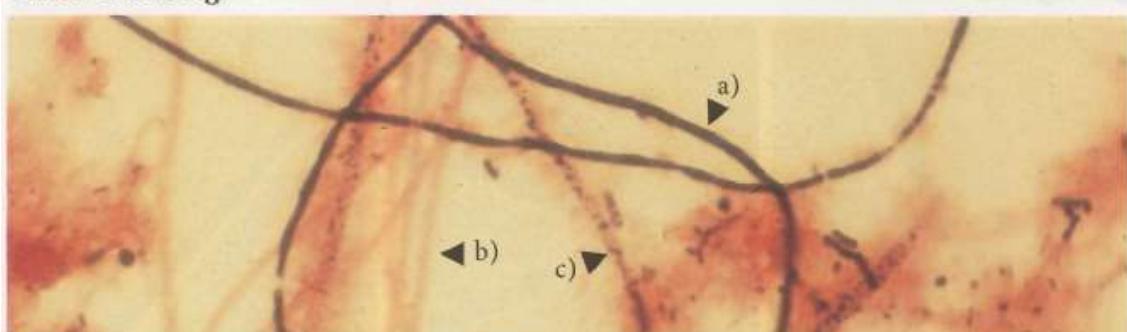
- Lösung A: 0,1 g Methylenblau, 5 ml Eisessig, 5 ml Ethanol und 100 ml dest. Wasser,
- Lösung B: Kristallviolett in Ethanol (Merck 9239),
- Lösung C: Chrysoidin Y (Merck 9240) (Kunst et al., 2000).

Durchführung

- Trockenpräparat herstellen,
- Lösung A und B werden im Verhältnis 2:1 gemischt (nur 4 Wochen haltbar) und dann direkt auf das Präparat bis zu kompletter Abdeckung des Ausstrichs gegeben, 10-15 Sekunden einwirken lassen,
- Farbstoff abgießen und mit Wasser nachspülen,
- Lösung C direkt auf das Präparat bis zu kompletter Abdeckung des Ausstrichs gegeben, 45 Sekunden einwirken lassen,
- Farbstoff abgießen und mit Wasser nachspülen (Kunst et al., 2000).

Danach wird das Präparat trocknen gelassen und dann die mikroskopische Untersuchung bei 1000-facher Vergrößerung im Hellfeld mit Immersionsöl durchgeführt. Beispiele für die Ergebnisse der Neisser-Färbung liefert Abb. 3-2 (Kunst et al., 2000).

Gram-Färbung



a) grampositive b) gramnegative c) gramvariable Farbreaktion

(1200 x)

Neisser-Färbung (Polyphosphat)



a) Neisser-positive Granula b) Neisser-positive graublaue Farbreaktion

(1200 x)

Abb. 3-2: Beispiele für die Gram- und Neisser-Färbung (Kunst et al., 2000)

3.2.3 Beschreibung von *M. parvicella*

Unter dem Mikroskop sind *M. parvicella* als Fäden mit einem Durchmesser von 0,6-0,8 µm und Länge von ca. 200 µm sichtbar. Die Fäden wachsen innerhalb der Flocken und um die Flocke herum. Die Fäden scheinen stark gebogen und verknäult. Bei starker Vergrößerung wirkt die Fadenoberfläche unregelmäßig. Auch zeichnen sich kurze leere Zwischenräume im Faden deutlich ab, bei denen es sich um lysierte Einzelzellen handelt. Nach der Neisser-

Färbung hat *M. parvicella* positive Granula und die Fäden stark grampositiv (Kunst et al., 2000; Lemmer und Lind, 2000; Remde, 2010). Allerdings kann nach Lebek (2003) *M. parvicella* auch in den frühen Wachstumsphasen in Bezug auf Gram-Färbung variabel erscheinen.

Zur Identifizierung der fädigen Mikroorganismen werden Bestimmungsschlüssel von Eikelboom und van Buijsen (1999) verwendet (Abb. 3-3).

Die Häufigkeit von *M. parvicella* wird im Rahmen dieser Arbeit anhand der mikroskopischen Untersuchungen bestimmt. Neisser- und Gram-Färbungen werden durchgeführt. Die Bestimmung der Häufigkeitsstufe erfolgt basierend auf die Beschreibung der verschiedenen Stufen der Häufigkeit, die von Kunst et al. (2000) festgelegt worden sind (siehe Tab. 3-1).

Tab. 3-1: Beschreibung der Stufen für die Häufigkeit einzelner Fadentypen bzw. die Häufigkeit von *M. parvicella* (Kunst et al., 2000)

Häufigkeitsstufe (-)	Beschreibung
0-1	keine oder einzelne Fäden der Art / des Typs
2	wenige Fäden der Art / des Typs
3	einige Fäden der Art / des Typs
4	häufig Fäden der Art / des Typs
5	sehr häufig Fäden der Art / des Typs
6	reichlich Fäden der Art / des Typs
6-7	übermäßig viele Fäden der Art / des Typs
7	ausschließlich Fäden der Art / des Typs

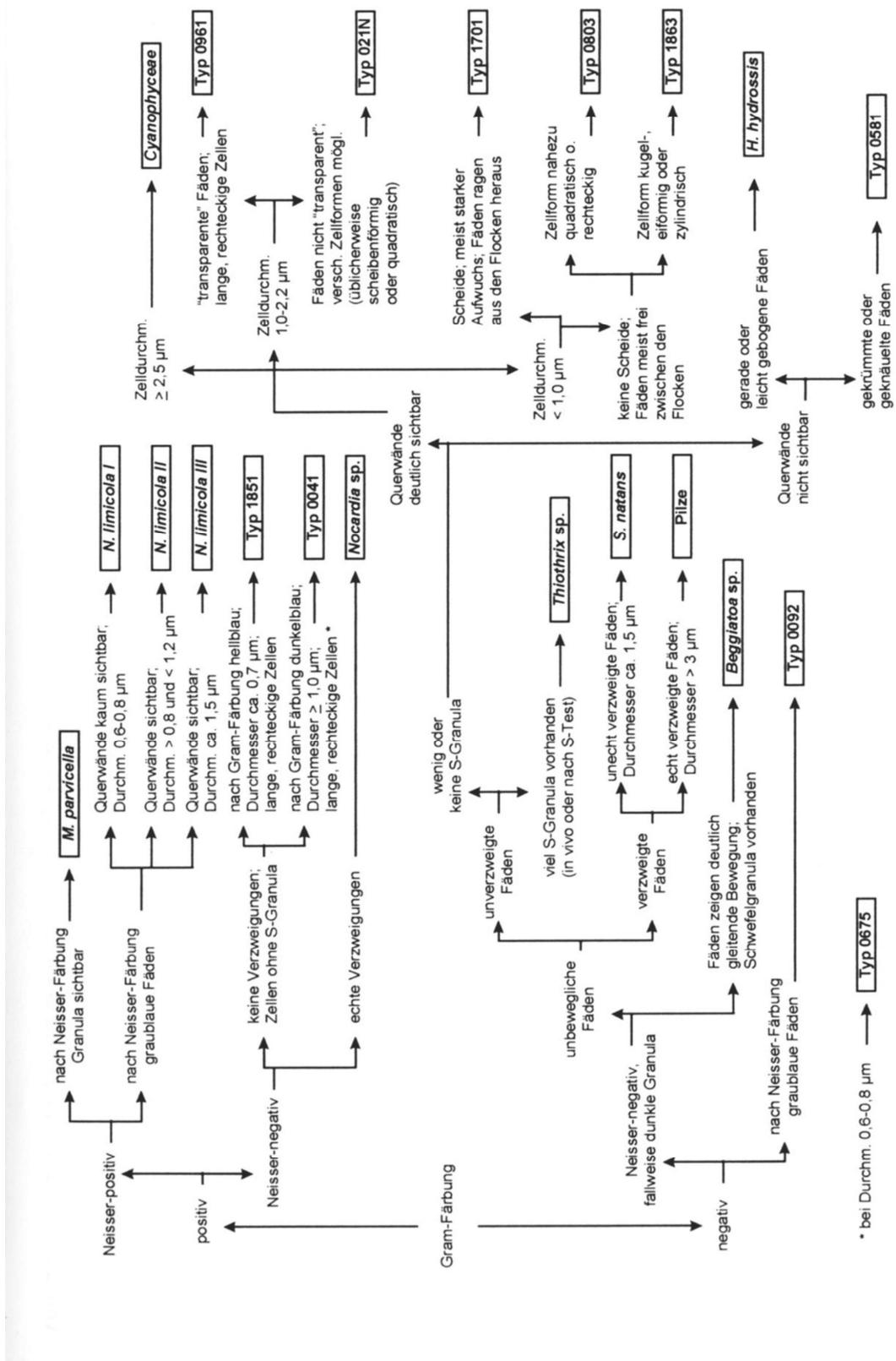


Abb. 3-3: Bestimmungsschlüssel für die Identifikation fädiger Mikroorganismen von Eikelboom und van Buijsen, 1999 (Kunst et al., 2000)

4 Untersuchte SBR-Anlagen

In dieser Arbeit wurden 13 SBR-Anlagen untersucht. Die Ausbaugröße der Kläranlagen liegt zwischen 1.000 und 25.000 Einwohnerwerten (EW). Die Anlagen sind mit simultaner aerober Schlammstabilisierung ausgelegt. Sie besitzen eine mechanische Vorbehandlung des Abwassers (Rechen und Sandfang) und der Sauerstoffeintrag erfolgt vorwiegend über Plattenbelüfter.

Von jeder Anlage wurden nachfolgend aufgelistete Informationen gesammelt:

- Angaben zu Größe, Bau und Funktionsweise der Kläranlage,
- Anzahl der SBR-Becken, Volumen und Zyklusdauer,
- Angaben zur Wassermenge, Zulaufkonzentrationen, Ablaufkonzentrationen, Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und die Nährstoffkonzentrationen (P- und N-konzentrationen),
- Angaben zum Trockenmassegehalt und Schlammindex in den SBR-Becken,
- Angaben zu industriellem Abwasser, falls vorhanden,
- Angaben zum Einsatz von Fällungs- und Flockungsmitteln.

Die untersuchten Anlagen unterscheiden sich nach den Betriebsweisen und der Ausbaugröße (siehe Tab. 4-1).

Tab. 4-1: Betriebsweise, Ausbaugröße und Art der Kanalisation der untersuchten SBR-Anlagen

Anlage	Betriebsweise	Ausbaugröße (EW)	Art der Kanalisation	Beschreibung der mechanischen Stufe
A	einmalige schubweise Beschickung	7.800	Mischsystem	<ul style="list-style-type: none"> • 6 mm Lochsieb, • Sandfang und Fettfang.
B	DIC-SBR®-Verfahren	9.200	Mischsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Siebtrommel, • belüfteter Langsandfang mit integriertem Fettfang.
C	DIC-SBR®-Verfahren	4.400	Trennsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Siebtrommel, • belüfteter Langsandfang mit integriertem Fettfang.
D	DIC-SBR®-Verfahren	4.500	Teilweise Trenn- und Mischsystem	<ul style="list-style-type: none"> • 6 mm Lochsieb, • Sandfang und Fettfang.
E	einmalige schubweise Beschickung	4.000	Mischsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Rechen und Rundsandfang, • Fettfang.
F	DIC-SBR®-Verfahren	10.000	Trennsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Rechen und Rundsandfang, • Fettfang.
G	DIC-SBR®-Verfahren	10.000	Trennsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Rechen und Rundsandfang, • Fettfang.
H	DIC-SBR®-Verfahren	20.000	Teilweise Trenn- und Mischsystem	<ul style="list-style-type: none"> • 5 mm Lochsieb, • belüfteter Langsandfang, • Fettabscheider.

Fortsetzung Tab. 4-1: Betriebsweise, Ausbaugröße und Art der Kanalisation der untersuchten SBR-Anlagen

Anlage	Betriebsweise	Ausbaugröße (EW)	Art der Kanalisation	Beschreibung der mechanischen Stufe
I	DIC-SBR®-Verfahren	10.000	Trennsystem	<ul style="list-style-type: none"> • 5 mm Lochsieb, • belüfteter Langsandfang, • Fettabscheider.
J	einmalige schubweise Beschickung	20.000	Trennsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Grobrechen mit 3 cm Spaltweite mit anschließendem Feinrechen mit 5 mm Spaltweite, • zwei parallele Rundsandfäng, • Fettabscheider.
K	DIC-SBR®-Verfahren	22.500	Mischsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Grobrechen mit 3 cm Spaltweite mit anschließendem Feinrechen mit 5 mm Spaltweite, • belüfteter Langsandfang mit integriertem Fettfang.
L	wechselweise Beschickung	8.200	Trennsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Feinrechen mit 3 mm Spaltweite, • Rundsandfang
M	DIC-SBR®-Verfahren	5.200	Mischsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Feinrechen mit 3 mm Spaltweite, • Rundsandfang.

Die meisten untersuchten SBR-Anlagen (9 von 13) werden nach dem DIC-SBR®-Verfahren betrieben. Die Anlagen A und J wurden nach dem DIC-SBR®-Verfahren (zwei Beschickungen) aufgebaut; jedoch aufgrund eines hohen Schlammindexes auf einmalige Beschickung umgestellt. Die Realisierung des DIC-SBR®-Verfahrens erfolgt durch Ein- und Ausschalten des Rührwerks. Ist das Rührwerk in Betrieb, beinhaltet der Pufferbehälter ein homogenes Abwassergemisch. Nach Abschalten des Rührwerks setzen sich die Feststoffe ab und das Beschickungspumpwerk kann entweder auf den niedrig konzentrierten Überstand oder den hoch konzentrierten Behälterinhalt eingestellt werden. Wenn keine Beschickung stattfindet, wird das Abwasser aus der mechanischen Vorreinigung in den Pufferbehälter geleitet (Rönnér et al., 2008).

Alle oben genannten Anlagen sind für die Behandlung von kommunalen Abwässern ausgelegt. Die Anlage K beinhaltet jedoch industrielles Wasser von rund 1.400 EGW aus der Metall- und Holzindustrie.

Im Zeitraum von Oktober 2010 bis Juni 2012 wurden die 13 Anlagen besichtigt, Proben entnommen und analysiert sowie die Betriebsbücher ausgewertet. Die meisten untersuchten SBR-Anlagen wurden von der Firma LimnoTec, Lübbecke, geplant und gebaut. Aus diesem Grund haben sie annähernd den gleichen Aufbau. Alle Anlagen bestehen aus einer mechanischen Stufe, einem Pufferbehälter, mindestens 2 SBR-Reaktoren und einer maschinellen Eindickung. Die mechanische Stufe hängt von der Baugröße der Anlage ab (Tab. 4-1).

Die SBR-Anlagen unterscheiden sich auch nach den Zyklusdauern und der Anzahl der SBR-Becken (siehe Tab. 4-2).

Tab. 4-2: Zyklusdauer, Anzahl- und Größe der SBR-Becken und Pufferbehälter der untersuchten SBR-Anlagen

Anlage	Datum der IB	Zyklusdauer bei Trockenwetter (h)	Anzahl der SBR-Becken	Gesamtvolumen der SBR-Becken (m ³)	Volumen des Pufferbehälters (m ³)
A	2004	8	2	3.744	1.000
B	1997	8	3	5.079	1.670
C	2001	8	2	2.212	770
D	2002	6	2	4.516	900
E	2005	9	2	2.200	(1) --
F	2005	8	2	5.400	1.800
G	1998	8	2	3.318	1.276
H	1999	12	3	8.010	2.285
I	1999	8	2	3.800	1.100
J	2006	8	3	8.760	1.400
K	2005	8	3	8.760	1.375 1.293 ⁽²⁾
L	2000	6	2	4.800	800
M	1998	8	2	2.600	1.200

Legende:

⁽¹⁾ Bei Trockenwetter wird der Zulauf der Anlage direkt nach dem Sand- und Fettfang den SBR-Reaktoren zugeleitet. Bei starkem Regen wird das Wasser in einem Regenrückhaltebecken mit einem Volumen vom 800 m³ gesammelt und von da in die Reaktoren gefördert.

⁽²⁾ In der Anlage K stehen zwei Pufferbehälter zur Verfügung. Das Abwasser wird in den Puffer 1 eingeleitet. Hat dieser bereits den maximalen Füllstand erreicht, erfolgt ein Überlauf in den Pufferbehälter 2.

Die SBR-Anlagen sind mit Online-Messungen für die Parameter pH-Wert, Sauerstoffkonzentration, Temperatur und Leitfähigkeit ausgestattet. Die Mengenmessung erfolgt mit einer magnetisch induktiven Durchflussmessung (MID). Die Nährstoffkonzentrationen (NH₄-N, NO₃-N und PO₄-P) werden auch online gemessen. Über- oder Unterschreitung der Online-Messwerte von den festgelegten Grenzwerten wird auf den Bildschirm der Schaltwarte dargestellt und automatisch in die Betriebsführung eingegriffen. Die PO₄-P-Konzentration steuert bei der chemischen P-Elimination die Dosierung von Eisen- oder Aluminiumsalzen. Die Gebläse sowie die Dekantierung werden über die NH₄-N-Konzentration gesteuert. Überschreitet die NH₄-N-Konzentration den festgelegten Grenzwert in der Dekantierphase wird die Dekantierung gestoppt. Die Online-Messung der NO₃-N-Konzentration dient der Überwachung und der Dokumentation (Schwitala, 2007).

In den SBR-Anlagen werden im Wesentlichen je eine 24-h-Mischproben vom Zulauf bzw. vom Ablauf der Anlage entnommen und auf die Parameter CSB, BSB₅, P_{ges} und NH₄-N untersucht. Die Bestimmung von N_{ges} erfolgt jedoch nur in einigen wenigen Anlagen. Die Überwachungswerte der Anlagen sind in der Tab. 4-3 dargestellt.

Tab. 4-3: Überwachungswerte der Anlagen

Anlage	Parameter (mg/l)					
	CSB	BSB ₅	P _{ges}	PO ₄ -P	N _{ges}	NH ₄ -N
A	90	20	6	--	--	6
B	32	--	2	--	8	1
C	60	10	4	--	12	5
D	60	10	4	--	12	5
E	45	15	2	--	--	15
F	40	12	--	1	8	5
G	40	12	--	0,5	8	5
H	90	20	2	--	18	10
I	90	20	2	--	18	10
J	90	20	2	--	18	10
K	55	15	1,2	--	18	5
L	44	20	3	--	8	10
M	70	20	4	--	18	10

Die Betriebstagebücher der hier untersuchten SBR-Anlagen werden über mehrere Jahre ausgewertet.

Tab. 4-4 zeigt die 85 %-Perzentilwerte bezüglich der Parameter CSB, BSB₅, P_{ges}, NH₄-N und N_{ges} (falls vorhanden) über mindestens vier Jahre aller Anlagen. Sie belegen eine sehr gute Reinigungsleistung. Es wurden auch die mittleren Werte vom Schlammindex, Trockenmassegehalt, Schlammbelastung und pH-Wert über 4 Jahre ausgewertet. Außerdem wurden die Zyklusdauern sowie die Belüftungsdauern notiert (Tab. 4-5).

Tab. 4-4: 85 %-Perzentil der Zu- und Ablaufwerte bezüglich der Parameter CSB, BSB₅, P_{ges}, NH₄-N und N_{ges} und der Wirkungsgrad über vier Jahre (2007-2011) der untersuchten Anlagen

Anlage	CSB			BSB ₅ (mg/l)			P _{ges} (mg/l)			NH ₄ -N (mg/l)		N _{ges}		
	Zulauf	Ablauf	η	Zulauf	Ablauf	η	Zulauf	Ablauf	η	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf	η
	(mg/l)	(%)		(mg/l)	(%)		(mg/l)	(%)		(mg/l)		(mg/l)	(%)	
A	772	29	96	269	4	99	14,50	5,1	65	57	0,68	--	--	--
B	840	32	96	410	9	98	12,60	1,62	87	56	0,82	--	--	--
C	800	41	95	368	3	99	12	2,9	76	60	0,8	--	--	--
D	522	19	96	330	3	99	8,35	2,32	72	--	0,09	43,60	2,96	93
E	400	19	95	170	7	96	5,89	3	49	30	2,34	--	--	--
F	1.182	36	97	580	6	99	14,6	1,3	91	63	0,4	--	--	--
G	900	32	96	400	5	99	--	0,43	--	--	0,18	--	--	--
H	1.000	30	97	600	4	99	14,40	1,84	87	58	0,94	--	--	--
I	1224	28	98	665	5	99	18,20	1,68	91	80	0,82	--	--	--
J	900	48	95	680	8	99	--	1,4	--	--	0,8	--	--	--
K	808	29	96	380	7	98	11	0,94	91	45	0,40	73	4,10	94
L	440	24	95	221	4	98	10,4	1,6	85	41,5	0,17	71	5	93
M	424	25	94	240	8	96	8	2,4	70	52	4,3	266	9,4	96

Legende: (--) = Keine Angaben

Tab. 4-5: Daten der untersuchten Anlagen anhand der Betriebsbücher

Anlage	Zyklus-dauer	Belüftungs-dauer	pH-Wert	Mittelwert ISV	Mittelwert TS	85 % der B_{TS}	Mittelwert B_{TS}	Art der P-Elimination
	h	h	--	(ml/g)	(g/l)	(kg $BSB_5/(kg TS \cdot d)$)	(kg $BSB_5/(kg TS \cdot d)$)	--
A	8	4	6,9-7,2	111	3,5	0,031	0,024	$FeCl_3$
B	8	4	6,8-7,2	89	3,1	0,072	0,057	$FeCl_3$
C	8	3,5	6,8-7	116	4,6	0,027	0,017	Bio-P
D	6	2	7,2-7,4	55	6,2	0,040	0,027	Bio-P
E	9	3,5	7,1-7,5	81	3,6	0,02	0,011	$Al_2(SO_4)_3$
F	8	4	6,8-7,2	61	5,4	0,03	0,023	$FeClSO_4$
G	8	4	7-7,3	77,5	3,1	0,09	0,081	PAC + $FeCl_3$
H	12	5,5	6,5-6,7	105	2,7	0,089	0,063	$FeCl_2$
I	8	3,5	6,6-7,1	89	4,2	0,067	0,046	$NaAl(OH)_4$
J	8	3,5	6,8-7	99	3,3	0,05	0,044	$NaAl(OH)_4$
K	8	3,5	6,8-7,2	100	3,0	0,12	0,081	$NaAl(OH)_4$
L	6	2	6,9-7,1	116	3,4	0,038	0,027	$FeCl_3$
M	8	3,5	7,5-8	77	4,2	0,089	0,06	Bio-P

Bei der mikroskopischen Untersuchung wurden die Gesamtfähigkeit und die Häufigkeit von *M. parvicella* und der anderen Fäden ermittelt. Alle Daten sind in der Tab. 4-6 zusammengestellt.

Tab. 4-6: Daten der untersuchten Anlagen anhand der Durchführung einer mikroskopischen Untersuchung

Anlage	Datum der Untersuchung	Fähigkeitsstufe	Häufigkeit von <i>M. parvicella</i>	Verweis auf
A	17.12.2010	2	2-3	Abb.4-1 (a1-a2)
B	27.10.2010	2	3	Abb.4-1 (b1-b2)
C	15.12.2011	3	3	Abb.4-1 (c1-c2)
D	01.12.2011	2	3	Abb.4-1 (d1-d2)
E	28.04.2011	3	3	Abb.4-2 (e1-e2)
F	03.11.2011	3	1-2	Abb.4-2 (f1-f2)
G	12.10.2010	1-2	0-1	Abb.4-2 (g1-g2)
H	06.03.2012	2	1-2	Abb.4-2 (h1-h2)
I	06.03.2012	2-3	2-3	Abb.4-3 (i1-i2)
J	06.03.2012	3	3-4	Abb.4-3 (j1-j2)
K	14.10.2011	3	4	Abb.4-3 (k1-k2)
L	12.04.2011	5	4-5	Abb.4-3 (l1-l2)
M	05.04.2011	4	5	Abb.4-4 (m1-m2)

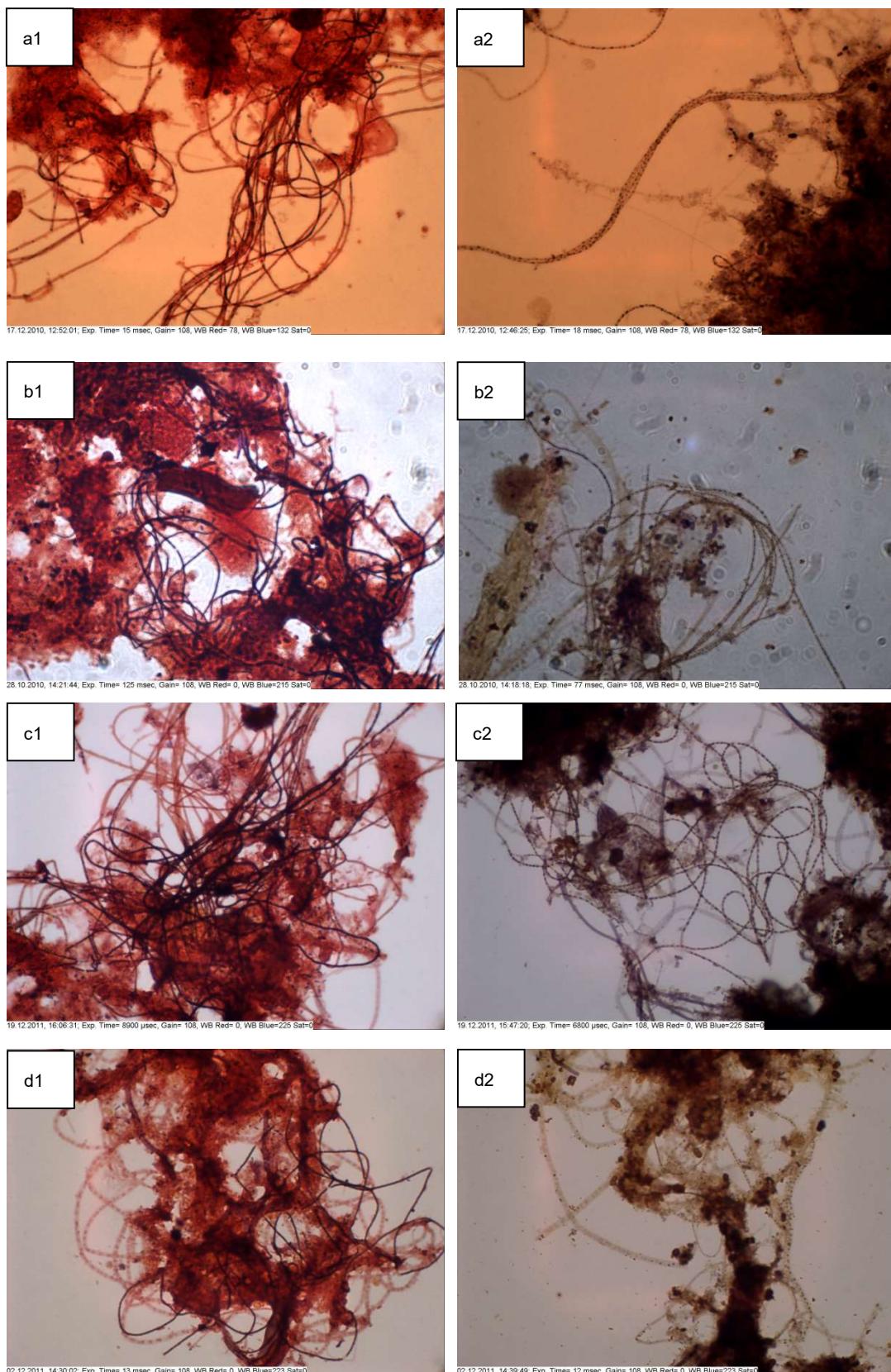


Abb. 4-1: *M. paricella* in den Anlagen A, B, C und D: Gramfärbung (links) und Neisserfärbungen (rechts), 1000x-Vergrößerung im Hellfeld bestimmt.

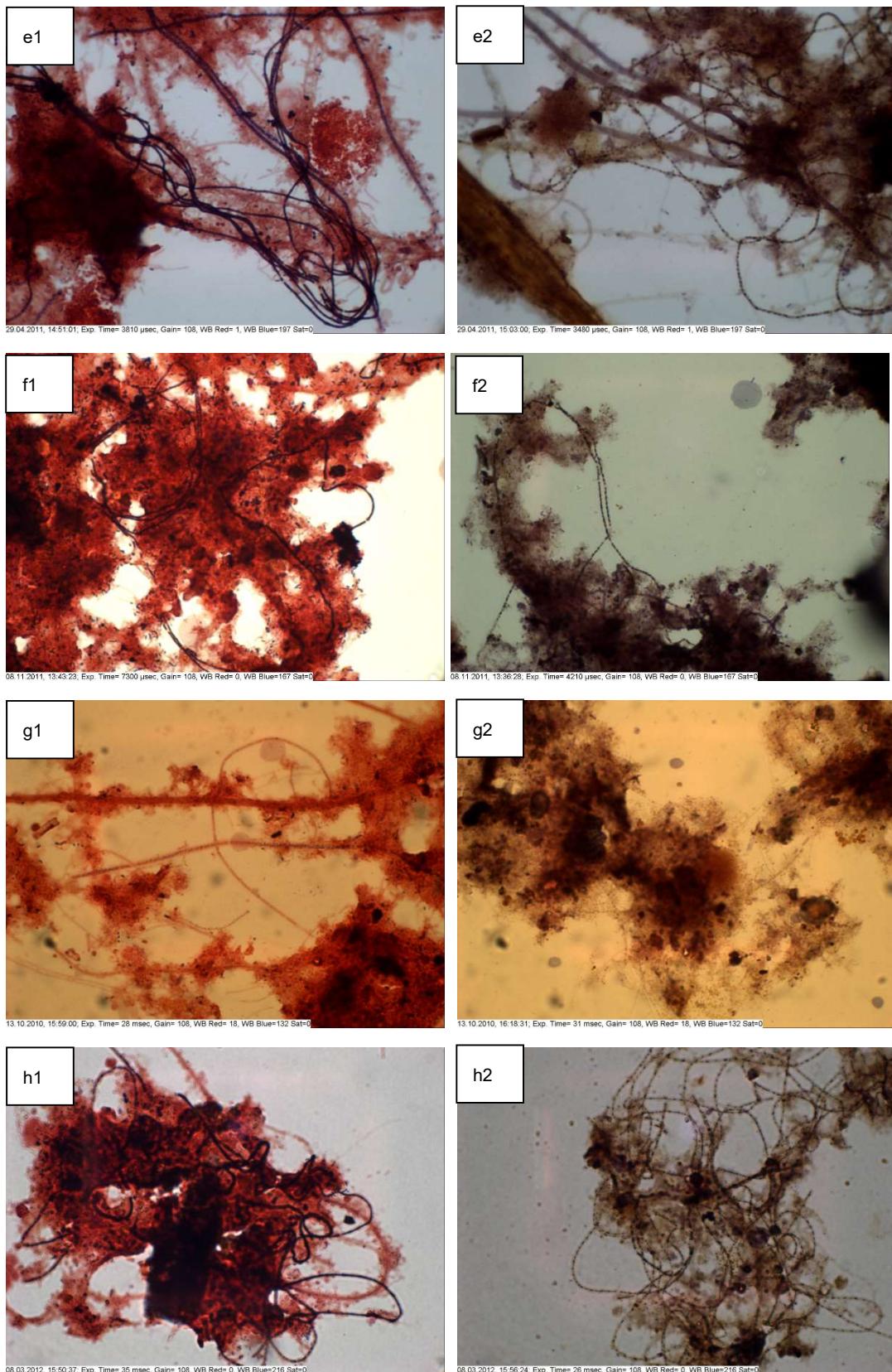


Abb. 4-2: *M. parvicella* in den Anlagen E, F, G und H: Gramfärbung (links) und Neisserfärbungen (rechts), 1000x-Vergrößerung im Hellfeld bestimmt.

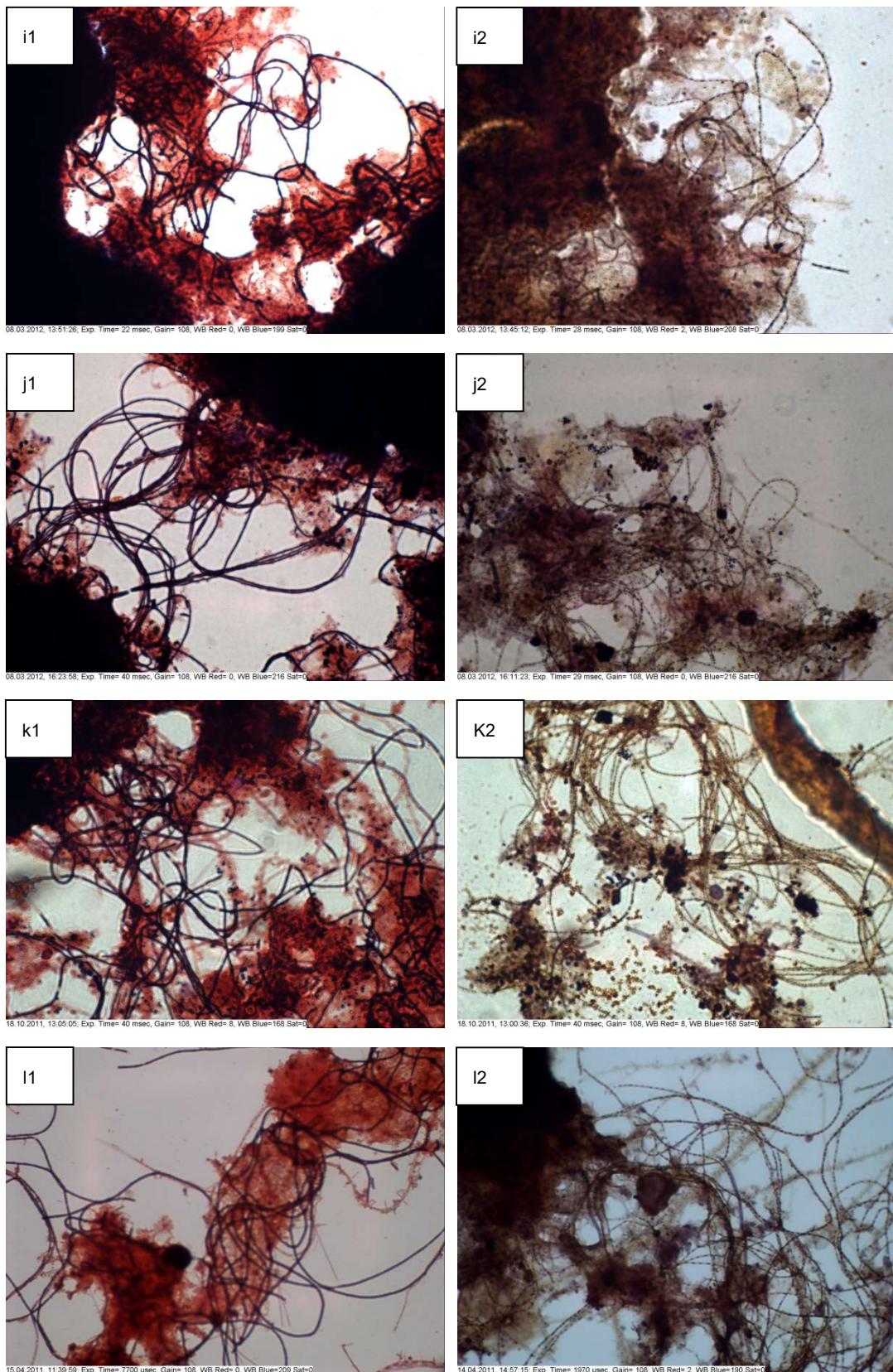


Abb. 4-3: *M. parvicella* in den Anlagen I, J, K und L: Gramfärbung (links) und Neisserfärbungen (rechts), 1000x-Vergrößerung im Hellfeld bestimmt.

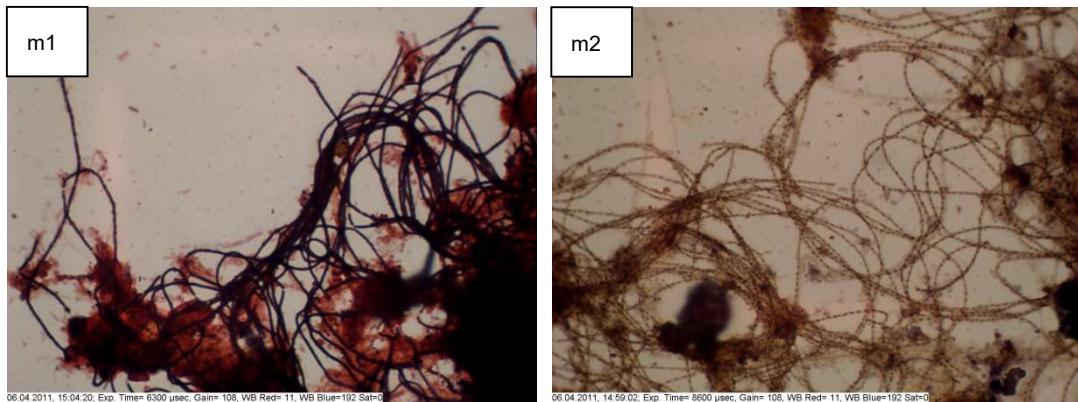


Abb. 4-4: *M. parvicella* in der Anlage M: Gramfärbung (links) und Neisserfärbungen (rechts), 1000x-Vergrößerung im Hellfeld bestimmt.

Wie aus der Tab. 4-6 und Abb. 4-1, Abb. 4-2, Abb. 4-3, Abb. 4-4 zu sehen, ist *M. parvicella* in allen Anlagen vorhanden. Die Gesamtfädigkeit liegt im Bereich 1 bis 5. Damit das Wachstum von *M. parvicella* sowie der anderen Fadenorganismen in den untersuchten Anlagen untersucht werden kann, wird im folgenden Kapitel basierend auf den ausgeführten Informationen in Tab. 4-4 und Tab. 4-5 der Einfluss von mehreren Faktoren auf *M. parvicella* sowie auf die Fädigkeit ausgewertet:

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Auswirkung der verschiedenen Faktoren in den untersuchten Anlagen auf das Wachstum von *M. parvicella*

Alle untersuchten SBR-Anlagen behandeln kommunales Abwasser und sind für simultane aerobe Schlammbestabilisierung ausgelegt.

Fast alle Anlagen zeigten eine saisonale Schwankung des Schlammindexes. Der Schlammindex steigt im Winter an, wenn die Abwassertemperatur unter ca. 15 °C sinkt. Erst beim Anstieg der Abwassertemperatur auf über 15 °C gehen die ISV-Werte zurück. Abb. 5-1 zeigt ein Beispiel für die Entwicklung des Schlammindexes in Abhängigkeit von der Temperatur in der Anlage A in 2006. Die Veränderung des Schlammindexes zwischen Winter (> 120 ml/g) und Sommer (< 80 ml/g) entspricht den Untersuchungen von Knoop, 1997; Eikelboom et al., 1998; Lemmer und Lind, 2000; Kunst, 2002; Lebek, 2003 und Jenkins et al., 2004; welche die gleiche Entwicklung des Schlammindexes zeigten bei einer Dominanz von *M. parvicella* im belebten Schlamm.

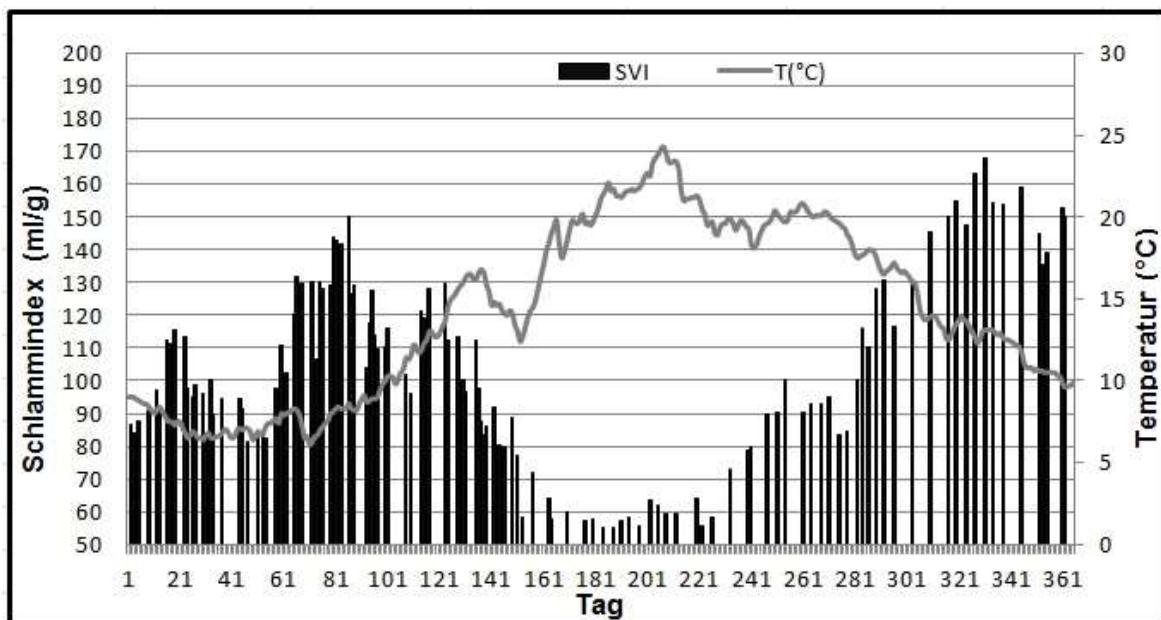


Abb. 5-1: Entwicklung des Schlammindexes in Abhängigkeit von der Temperatur in der Anlage A in 2006

Nach den Untersuchungen von Lebek (2003) liegen 10 % der LKFS (langkettige Fettsäure) in rein kommunalem Abwasser in ungelöster Form vor. In der Vorklärung bzw. in den Pufferbehältern erfolgt eine Hydrolyse der Fette, was zur Verbesserung der Verfügbarkeit der Fette für *M. parvicella* führt.

Die mikroskopischen Untersuchungen in den untersuchten 13 SBR-Anlagen ergaben, dass *M. parvicella* in den meisten Anlagen als dominanter Faden vorkommt.

Die mittlere Schlammbelastung der untersuchten Anlagen liegt zwischen 0,02 - 0,12 kg BSB₅/(kg TS·d). Tab. 4-5 zeigte, dass die Schlammbelastung in einigen der untersuchten Anlagen > 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) ist, obwohl diese Anlagen mit simultaner aerober

Schlammstabilisierung ausgelegt sind. Die Schlammbelastung ist sowohl von den Frachten als auch von der gefahrenen Trockenmasse (TS) abhängig. Tab. 4-5 zeigt, dass die Anlagen, die eine höhere Schlammbelastung aufweisen, mit einem geringeren TS-Gehalt betrieben werden als die Anlagen, bei denen die Schlammbelastung $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ ist. Wenn der Schlamm landwirtschaftlich verwertet wird, muss er stabilisiert sein. Dazu muss die Schlammbelastung $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ sein. Von daher ist eine Erhöhung des Trockenmassegehalts (TS) in diesen Anlagen zur Reduzierung der Schlammbelastung auf $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ notwendig, um eine simultane aerobe Schlammstabilisierung zu erreichen.

Damit das Wachstum von *M. parvicella* in den untersuchten Anlagen besser definiert werden kann, werden die folgenden Faktoren und dessen Einfluss auf *M. parvicella* sowie auf die Fähigkeit ausgewertet:

- Füllstrategie,
- Dauer der aeroben Phase,
- Art der P-Elimination,
- Schlammbelastung bzw. das Schlammalter,
- spezifische SBR-Becken- und Puffervolumina,
- Aufenthaltszeit im Pufferbehälter,
- Anzahl der Beschickungen pro Zyklus.

Außerdem werden die subdominanten Fadenorganismen mikroskopisch untersucht, um die vorherrschenden Milieubedingungen in den Anlagen besser zu bestimmen.

5.1.1 Subdominante Fadenorganismen in SBR-Anlagen

Kommunale SBR-Anlagen sind in der Regel für kompakte Flocken (Abb. 5-2) und deren gute Absetzbarkeit bekannt. Trotzdem weisen die mikroskopischen Untersuchungen in den untersuchten 13 SBR-Anlagen das Wachstum einiger fadenförmiger Bakterien auf. In den meisten Anlagen haben die Flocken eine unregelmäßige Form mit einem Durchmesser zwischen 150–500 μm .

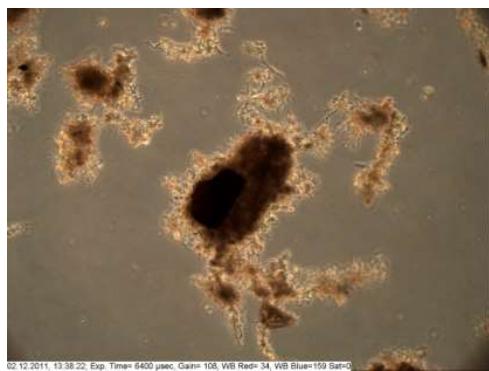


Abb. 5-2: Lebendpräparat der SBR-Anlage D, 100x Vergrößerung

Anhand der mikroskopischen Untersuchungen der SBR-Anlagen ist *M. parvicella* mit verschiedenen Häufigkeiten, aber immer als dominantes Fadenbakterium festzustellen. *M. parvicella* kommt in fast allen Anlagen in der Häufigkeit 1–5 vor (Tab. 4-6). In Tab. 5-1 und der Abb. 5-3 sind sie vorgefundenen subdominanten Fäden aufgelistet.

Tab. 5-1: Subdominante Fäden in den untersuchten Anlagen

Anlage	Subdominante Fäden
A	Typ 0041/0675, Typ 1851
B	Typ 0041/0675
C	<i>N. limicola</i> , Typ 0961, Typ 0041/0675, <i>Beggiatoa sp.</i>
D	Typ 0961, Typ 0041/0675, Typ 0803, Typ 021 N, Typ 1851
E	Typ 1851, Typ 0041/0675, Typ 0961
F	<i>Haliscomenbacter</i> , Typ 0961
G	Typ 0041/0675
H	Pilze, Typ 0041/0675, Typ 1851
I	Typ 0041/0675, Typ 1851
J	Typ 0041/0675, Typ 1851
K	Typ 0581, <i>Thiothrix</i> , Typ 0041/0675, Typ 021 N, <i>N. limicola</i> , Typ 1851, Typ 0961
L	<i>N. Actinomyceten</i> , Typ 0041/0675, Typ 1851
M	Typ 1851, Typ 0041/0675

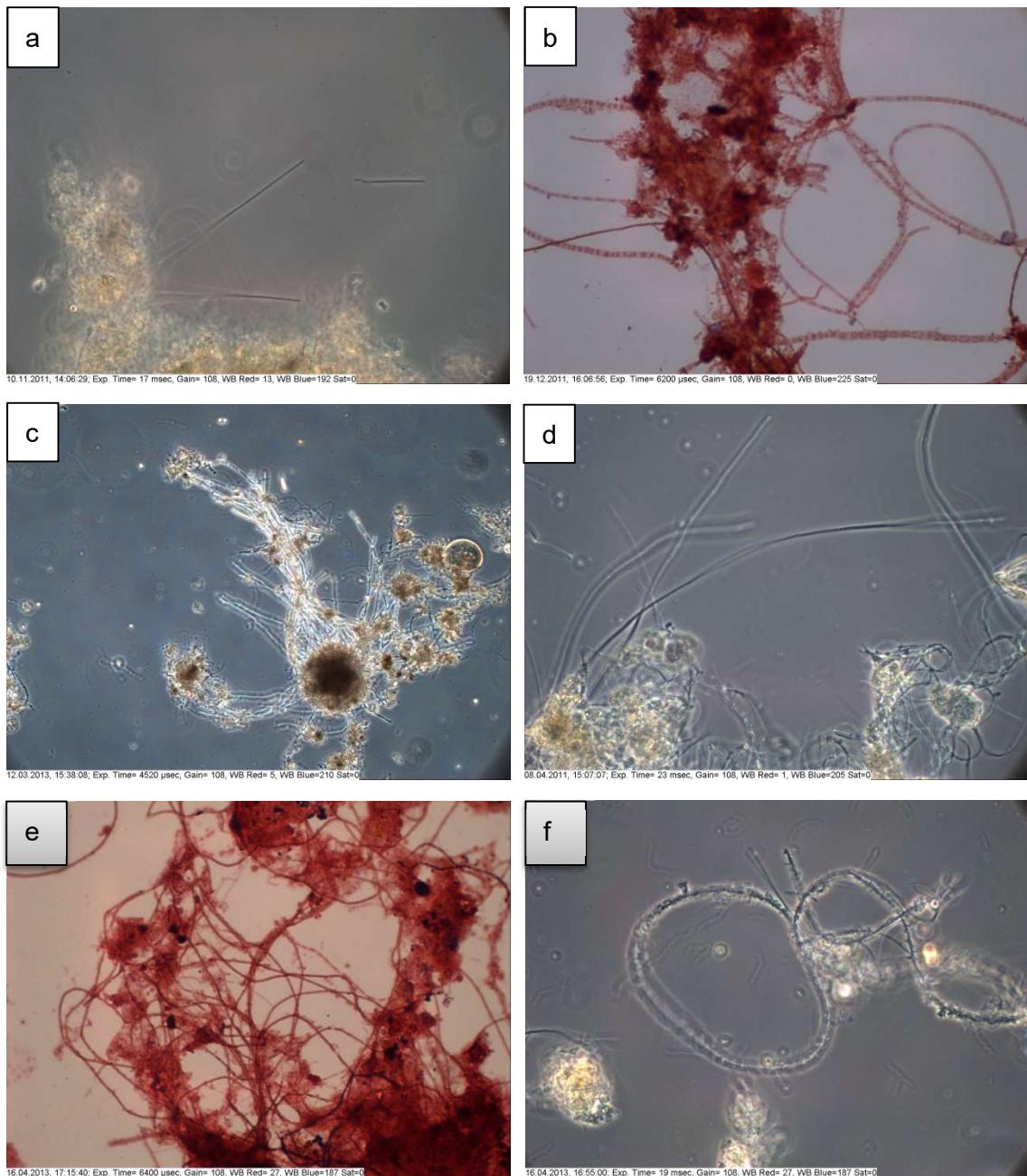


Abb. 5-3: Subdominante Fäden in den untersuchten SBR-Anlagen; (a): *Haliscomenobacter hydrossis*, Lebendpräparat, 400x; (b): Typ 0961, gramnegativ, 1000x im Hellfeld; (c): *Thiothrix sp.*, Lebendpräparat, 100x, (d): Typ 021 N, (e): Typ 0581, gramnegativ, 1000x im Hellfeld; (f): Typ 0041/0675 Lebendpräparat, 400x

Das Wachstum dieser Fäden hängt von vielen Selektionsfaktoren ab, die im Kap. 2.3.6 genannt sind.

Bei der Beschickung der SBR-Reaktoren setzt sich das Abwasser aus den beiden Fraktionen, mechanisch gereinigtes Abwasser (Rohwasser) und Trübwasser aus dem ÜS-Eindicker, zusammen.

Wie in der Tab. 5-1 dargestellt, findet sich der Fadenorganismus 0041/0675 in fast allen untersuchten Anlagen. Das unterschiedliche C:N-Verhältnis bei dem DIC-SBR®-Verfahren (zweimalige Beschickung) und eine Belastung $< 0,2 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ bieten eine optimale Umgebung für das Wachstum von Typ 0041/0675.

Typ 1851 kommt auch sehr häufig in den Anlagen vor. Er findet sich zusammen mit Typ 0041/0675 in neun Anlagen. Das Vorkommen der beiden Fadenorganismen weist auf eine Belastung $< 0,15 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ hin. Bei den Anlagen C und D weist das Vorhandensein von *N. limicola* zusammen mit Typ 0041/0675, Typ 0961 und *Beggiatoa* darauf hin, dass das Abwasser mit leicht abbaubaren Substanzen angereichert ist. Ein schwankendes C:N-Verhältnis kann ebenfalls das Wachstum von den eben genannten Organismen begünstigen, wie es durch das DIC-SBR®-Verfahren erzeugt wird. Das Wachstum vom Typ 0803 in der Anlage D deutet auf ein sehr hohes Schlammalter.

Die Anwesenheit von *Haliscomenobacter* zusammen mit dem Typ 0961 im Abwasser der Anlage F lässt auf eine Anreicherung des Abwassers mit leicht abbaubaren Substanzen schließen.

Die Anlage H leidet unter dem Wachstum von Pilzen (Abb. 5-4). Pilze besitzen eine hohe Säuretoleranz. Das Vorhandensein der Pilze im Wasser weist auf eine niedrige Säurekapazität bzw. einen niedrigen pH-Wert hin (siehe Tab. 4-5) (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1999; Eikelboom, 2000). Die durchschnittliche Wasserhärte in dem angeschlossenen Gebiet liegt bei 11 °dH (hartes Wasser). Außerdem erfolgt in der Anlage H vollständige Denitrifikation und Nitrifikation. Die Ammonium- und Nitrat-Ablaufkonzentrationen sind geringer als die Grenzwerte (Abb. 5-5). Die Ursache für den geringen pH-Wert liegt nicht in der unvollständigen Denitrifikation, sondern an dem Fällmittel. Die P-Elimination erfolgt in dieser Anlage durch Fällung mit FeCl_2 , einem sauren Fällmittel. Die Dosiermenge beträgt mindestens das 4-fache der Dosiermenge in den anderen Anlagen (siehe Tab. 5-4), was den pH-Wert negativ beeinflusst. In dieser Anlage ist die Erhöhung des pH-Wertes auf einem Wert > 7 bzw. die Verwendung eines anderen Fällmittels (wie z. B. NaAl(OH)_4) erforderlich.



Abb. 5-4: Pilze in der Anlage H, 400x, Lebendpräparat

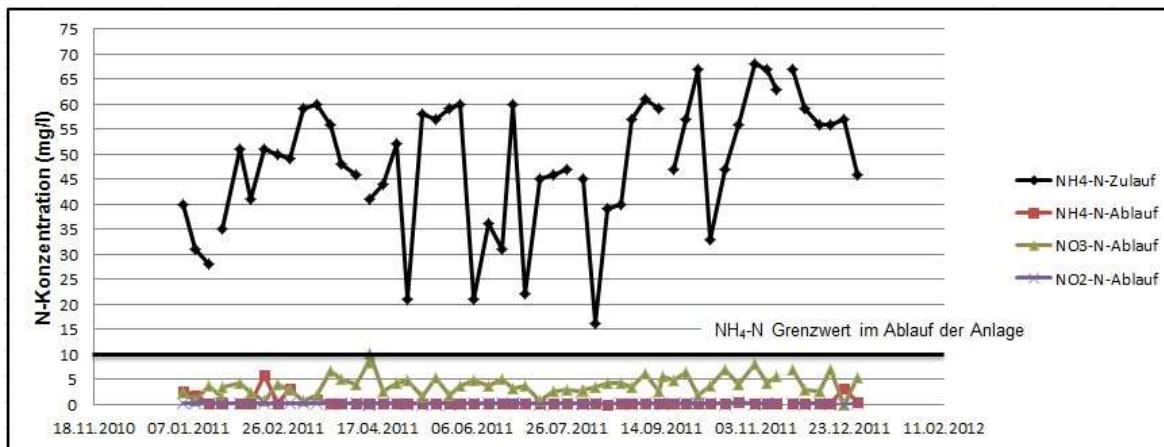


Abb. 5-5: Stickstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Anlage H im Jahr 2011

Das Wachstum von *Thiothrix sp.*, Typ 021 N, Typ 0581, Typ 0041/0675, *N. limicola*, Typ 1851 und Typ 0961 in der Anlage K kann auf die folgenden physiologischen Faktoren hinweisen:

- $B_{ts} \geq 0,1 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$,
- P-Mangel,
- O₂-Mangel,
- hohe Konzentration an kurzkettigen Fettsäuren,
- schwankendes C:N-Verhältnis.

Nocardioforme Actinomyceten kommen in der Anlage L vor (Abb. 5-6). Diese Fadenorganismen können für die Schaumereignisse sowohl in kommunalen als auch in industriellen Anlagen verantwortlich sein. Diese Fäden benötigen ein hohes Angebot an hydrophoben Substraten (Fett und Öl) bzw. ein langes Schlammtal und können bei jeder Schlammbelastung vorkommen (Lemmer und Lind, 2000; Kunst et al., 2000; Remde, 2010). Das Vorkommen von diesem Fadenorganismus weist darauf hin, dass genug Fett und Öl im Zulauf der Anlage zur Verfügung stehen. Die Anlage L besitzt als einzige der untersuchten Anlagen keinen Fettfang, wodurch Fett bzw. Öl nicht entfernt werden. Das Vorhandensein dieser Stoffe kann auch das Vorkommen von *M. parvicella* begünstigen (Mamais et al., 1998; Eikelboom, 2002; Nielsen et al., 2002).

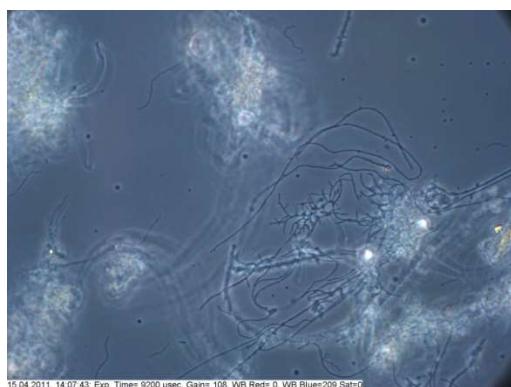


Abb. 5-6: *Nocardioforme Actinomyceten* in der Anlage L, Lebendpräparat, 400x Vergrößerung

M. parvicella wurde in allen Anlagen als dominanter Faden festgestellt. Das Vorkommen dieses Fadenorganismus zusammen mit *Haliscomenobacter*, *Beggiatoa*, *Thiothrix* oder Typ 021 N kann darauf hinweisen, dass reduzierte Schwefelverbindungen und Sauerstoffmangel vorherrschen.

In der folgenden Tab. 5-2 sind die möglichen Ursachen für das Auftreten dieser Fäden anhand der vorhandenen Milieubedingungen in den untersuchten Anlagen zusammengefasst.

Tab. 5-2: Vorhandene Milieubedingungen in den untersuchten Anlagen

Anlage	Mögliche vorhandene Milieubedingungen
A, J	<ul style="list-style-type: none"> geringe Schlammbelastung < 0,15 kg BSB₅/(kg TS·d), O₂-Mangel.
B, G	<ul style="list-style-type: none"> geringe Schlammbelastung < 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d), schwankendes C:N-Verhältnis.
C	<ul style="list-style-type: none"> hohe Konzentration an leicht abbaubaren Substanzen, schwankendes bzw. hohes C:N-Verhältnis, reduzierte S-Verbindungen, O₂-Mangel.
D	<ul style="list-style-type: none"> reduzierte S-Verbindungen, hohe Konzentration an leicht abbaubaren Substanzen, geringe Schlammbelastung < 0,15 kg BSB₅/(kg TS·d), O₂-Mangel, Stickstoffarmut bzw. schwankendes C:N-Verhältnis.
E	<ul style="list-style-type: none"> geringe Schlammbelastung < 0,15 kg BSB₅/(kg TS·d), O₂-Mangel. hohe Konzentration an leicht abbaubaren Substanzen.
F	<ul style="list-style-type: none"> Vorhandensein leicht abbaubarer Substanzen, O₂-Mangel.
H	<ul style="list-style-type: none"> geringe Schlammbelastung < 0,15 kg BSB₅/(kg TS·d), O₂-Mangel, schwankendes C:N-Verhältnis, niedriger pH-Wert.
I, M	<ul style="list-style-type: none"> geringe Schlammbelastung < 0,15 kg BSB₅/(kg TS·d), O₂-Mangel und schwankendes C:N-Verhältnis.
K	<ul style="list-style-type: none"> Anwesenheit reduzierter Schwefelverbindungen, Schwankendes bzw. hohes C:N-Verhältnis, N-Mangel, hohe Konzentration an kurzkettigen Fettsäuren, P- und O₂-Mangel, Vorhandensein leicht abbaubarer Substanzen, Schlammbelastung 0,05 - 0,1 kg BSB₅/(kg TS·d).
L	<ul style="list-style-type: none"> Vorhandensein leicht abbaubarer Substanzen, hoher Sauerstoffgehalt. geringe Schlammbelastung 0,07-0,015 kg BSB₅/(kg TS·d), Schwankendes C:N-Verhältnis bzw. N-Mangel, hohe Konzentration von Fett, Öl und partikulären Substanzen.

Die in Tab. 5-2 zusammenfassend genannten vorherrschenden Milieubedingungen in den Anlagen begünstigen ebenfalls das Wachstum von *M. parvicella*. Die niedrige Schlammbelastung (< 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d)), das Angebot an Öl und Fett in einigen Anlagen, die niedrige Sauerstoffkonzentration und der Wechsel zwischen aeroben, anoxischen und anaeroben Phasen in dem SBR-Verfahren wirken sich positiv auf das Vorkommen von *M. parvicella* aus.

5.1.2 Einfluss der Füllstrategie auf die Fädigkeit

Die Stoffumwandlungs- und Stofftrennungsvorgänge in SBR-Anlagen laufen im selben Becken, jedoch zeitlich nacheinander während eines Zyklusses ab. Übliche Zyklusdauern liegen zwischen 6 und 12 Stunden. Bei Regenfällen kann ein Zyklus 4 oder 3 Stunden dauern.

Die Festlegung der Zyklusdauer geschieht bei der Planung der Anlage. Ergibt sich beim späteren Betrieb der Anlage eine Wassermenge größer oder kleiner als der erwarteten Menge, erfolgt eine Veränderung der Zyklusdauer. Falls die Anlage unterbelastet ist, ist eine Verlängerung der Zyklusdauer möglich.

Die Füllstrategie ist von der Füllgeschwindigkeit t_F/t_Z und vom Austauschverhältnis abhängig. Durch die Erhöhung / Verringerung des Volumenaustauschverhältnisses wird die geführte Fracht zum einzelnen Aufstaubecken erhöht bzw. vermindert. Dementsprechend wird die Reaktionsphase und als Folge die Zyklusdauer verlängert oder verkürzt.

Die maximalen, die minimalen und die mittleren Wassermengen der untersuchten Anlagen, die durch Auswertung der Daten über vier Jahre ermittelt wurden, sind in der Tab. 5-3 dargestellt.

Basierend auf den Ausführungen in Kap. 2.4.6 „Auswirkung der Füllstrategie“, auf der mittleren Wassermenge (Tab. 5-3), dem Beckenvolumen (Tab. 4-2) sowie auf der Zyklusdauer (Tab. 4-5) kann die Volumenaustauschrate bzw. -verhältnis anhand der Formel 4 im Kap. 3.1.4 ermittelt werden.

Tab. 5-3: Maximale sowie minimale behandelte Wassermengen im Zulauf der untersuchten Anlagen vor dem Pufferbehälter

Anlage	Zulaufmenge (m^3/d)			f_A (-)	t_F/t_Z (-)	Fähigkeitsstufe
	max.	min.	Mittelwert			
A	4.932	194	1.117	0,10	0,15	2
B	9.933	1.114	2.708	0,18	0,15	2
C	912	265	469	0,07	0,15	3
D	3.434	479	1.078	0,12	0,14	2
E	3.311	856	2.056	0,36	0,60	3
F	2.878	173	1.118	0,07	0,15	3
G	15.206	1.987	5.400	0,50	0,15	1-2
H	8.374	1.626	2.801	0,17	0,13	2
I	1.802	523	1.089	0,10	0,15	2-3
J	5.644	817	1.893	0,07	0,15	3
K	19.008	260	5.537	0,21	0,15	3
L	4.515	882	1.678	0,09	0,58	5
M	5.945	441	1.558	0,20	0,15	4

Abb. 5-7 stellt die Abhängigkeit der Fähigkeit von der Austauschrate und von der Füllgeschwindigkeit t_F/t_Z dar.

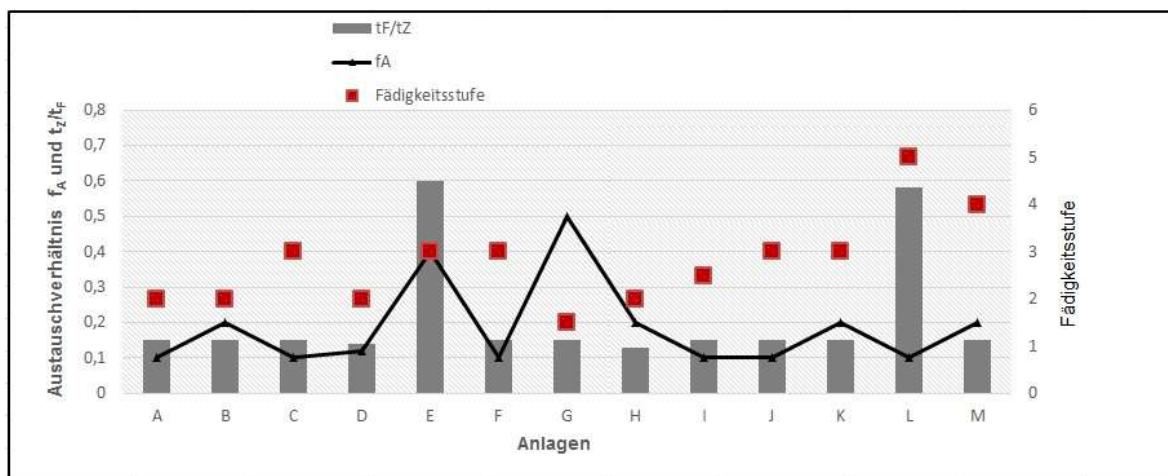


Abb. 5-7: Fähigkeit in Abhängigkeit von dem Austauschverhältnis f_A und der Füllgeschwindigkeit t_F/t_Z

Üblicherweise soll das Austauschverhältnis f_A laut DWA M 210 (2009) $\leq 0,5$ betragen. Das haben alle untersuchten Anlagen erfüllt.

Die Zyklusdauer liegt in den meisten SBR-Anlagen bei 8 h (Tab. 4-5). Die Anlage H zeigt die längste Zyklusdauer von 12 h. Hier beträgt die Befüllungsdauer t_F ca. 90 min. Die Beschickungsdauer t_F in den untersuchten Anlagen mit einer Zyklusdauer von 8 h beträgt ca. 70 min und ca. 50 min bei den Anlagen mit 6 h Zyklusdauer. Das ergibt ein Verhältnis von $t_F/t_Z < 0,2$ in den meisten Anlagen.

Die typischen Kennwerte für die Anlagen mit intermittierendem Füllen mit Vorspeicher sind $f_A = 0,2-0,5$ und $t_F/t_Z < 0,3$ (Schreff, 2004), das ist der Fall in den Anlagen B, G, H, K und M.

Bei $f_A > 0,4-0,5$ und $t_F/t_Z < 0,2$ ist es möglich, Konzentrationsgradienten zu erzeugen, was sich positiv auf die Schlammbsetzeigenschaften auswirkt. Dadurch werden die leicht abbaubaren Substrate, die das Wachstum von *M. parvicella* sowie der subdominanten Fadenorganismen begünstigen, eliminiert. Eine Verbesserung der Absetzeigenschaften wird dadurch erreicht (siehe Kp. 2.4.6). Das ist der Fall bei der Anlage G (Fähigkeit von 1-2). Bei den Anlagen B, H, K und M entsteht ein flacher Konzentrationsgradient.

In der Anlage E (kein Vorspeicher) werden die Reaktoren wechselweise befüllt. Die Zyklusdauer beträgt 9 Stunden. Die Aktivphase (Befüllung + Belüftung + Umwälzung) dauert bei dem ersten Becken 7 Stunden. Nach 7 Stunden beginnt die Befüllung des zweiten Beckens. Hier ergibt sich bei dem ersten Becken ungefähr 5 Stunden Stillstandzeit, davon sind 2 Stunden für die Sedimentation. Das ergibt $f_A > 0,3$ und $t_F/t_Z > 0,5$. Falls die Anlagen mit alternierendem Füllen ohne Vorspeicher betrieben sind, wie bei der Anlage E, sind die typischen Kennwerte $f_A = 0,1-0,3$ und $t_F/t_Z < 0,3$. Aufgrund der Abwesenheit des Vorspeichers ist eine Verkürzung der Befüllungsdauer in der Anlage E nicht möglich. Der Bau eines Vorspeichers ist in dieser Anlage empfehlenswert.

Wie aus der Tab. 5-3 zu entnehmen, ist die Fähigkeit (5) in der Anlage L am höchsten. Bei der Anlage L wird das Wasser vom Substratspeicher parallel zu den zwei SBR-Reaktoren geleitet. Während der Befüllungsphase wird das Wasser umgewälzt und belüftet. Diese Aktivphase dauert 210 Minuten. Anschließend wird das Wasser sedimentiert (90 Minuten) und das Klarwasser dekantiert (60 Minuten). Die Zyklusdauer beträgt immer 6 Stunden, unabhängig von der Wassermenge, die zur Kläranlage geleitet wird. Anlage L leidet unter zwei fadenförmigen Organismen: *M. parvicella* und *nocardioforme Actinomyceten* (siehe Tab. 5-1). Diese beiden Fäden sind Schwimm- und Blähenschlamm Bildner. Bei der Anlage L beträgt das Austauschverhältnis 0,09 und die Füllphasen $t_F/t_Z > 0,5$. Die Füllstrategie in der Anlage L führt, insbesondere weil das Wasser während der Befüllung belüftet wird, zur Verschlechterung der Schlammbsetzeigenschaften (Abb. 5-8). Diese Füllstrategie hat hier gezeigt, dass sie einen negativen Einfluss hat, indem sie das Wachstum der Fadenorganismen fördert. Eine Verkürzung der Fülldauer ist hier empfohlen. Die Belüftung des Abwassers soll nicht während, sondern nach der Beschickungsphase beginnen.

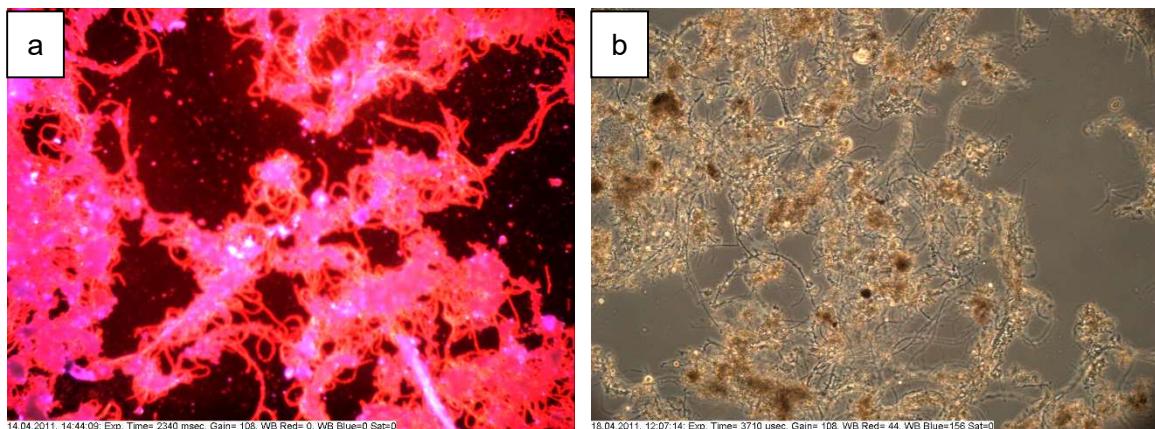


Abb. 5-8: Belebtschlamm in der Anlage L: (a) mit Kristallviolett, 100x im Dunkelfeld; (b) im Lebendpräparat, 100x

Bei den Anlagen A, C, D, F, I und J ist $f_A \leq 0,2$ und $t_F/t_Z \leq 0,2$. Hier ist eine Verlängerung der Zyklusdauer zu empfehlen.

Abb. 5-7 zeigt, dass die Anlage L mit kontinuierlicher Beschickung mit Vorspeicher und die Anlage E mit intermittierender Beschickung ohne Vorspeicher die größten $t_F/t_Z (> 0,5)$ im Vergleich zu den anderen Anlagen haben. Diese beiden Anlagen zeigen gleichzeitig die höchste Fähigkeitsstufe. Das Verhältnis t_F/t_Z scheint somit einen gravierenden Einfluss auf das Wachstum fadenförmiger Organismen und somit auf die Fähigkeit zu haben.

Das kleine t_F/t_Z -Verhältnis ($< 0,2$) zusammen mit einem großen Austauschverhältnis ($> 0,4$) kann aufgrund der Bildung eines Substratgradienten zu geringer Fähigkeit führen (Anlage G, Abb. 5-7). Das kann bei den Anlagen mit schubweiser (intermittierender) Beschickung und Vorhandensein eines Vorspeichers erfüllt werden (siehe Kap. 2.4.4). Von daher zeigt das DIC-SBR®-Verfahren (zweimalige Beschickung) aufgrund der kurzen Fülldauer gegenüber den anderen Betriebsvarianten bzw. Füllstrategien (wie bei den Anlagen E und L) einen Vorteil.

5.1.3 Einfluss der aeroben Phase auf den Schlamm

Die Belüftung in den untersuchten SBR-Anlagen erfolgt intermittierend zwischen zwei festgelegten Grenzwerten. In der Regel liegt der untere Wert bei 0,5 mg O₂/l und der obere bei 2 mg O₂/l. In den Anlagen mit Bio-P-Elimination dauert die anaerobe Phase ca. 30 min.

Schreff und Hilliges (2013) berichteten von einer Verschlechterung der Schlammeigenschaften bei kurzen Belüftungsphasen bzw. langen anaeroben Phasen.

Gabb et al. (1996) berichteten von einer Reduzierung der Häufigkeit von *M. parvicella*, wenn lange aerobe Phasen vorhanden sind. Beim kleineren aeroben Schlammalter < 44 % des Gesamtschlammalters können extreme Probleme mit fadenförmigen Bakterien auftreten (Gabb et al., 1996).

Bei allen untersuchten Anlagen ist das aerobe Schlammalter größer als 44 % des Gesamtschlammalters. Die Belüftungsdauern in den DIC-SBR®-Anlagen (zweimalige Beschickung) mit 8 h Zyklusdauer beträgt durchschnittlich bei der ersten Füllung 2,5 h und bei der zweiten Befüllung 1 h (z. B. die Anlage K). Das bedeutet, während eines 8 h-

Zyklusses geschieht eine Belüftung des Beckens nach der vorhandenen Ammoniumkonzentration ca. 3,5 h lang. Hier beträgt das aerobe Schlammalter ca. 58 % des Gesamtschlammalters (Abb. 5-9).

In Anlagen mit 12 h Zyklusdauer (Anlage H) kann das Becken in der ersten Belüftungsphase ca. 3 h und in der zweiten Belüftungsphase ca. 2,5 h belüftet werden. Hier beträgt das aerobe Schlammalter ca. 55 % des Gesamtschlammalters.

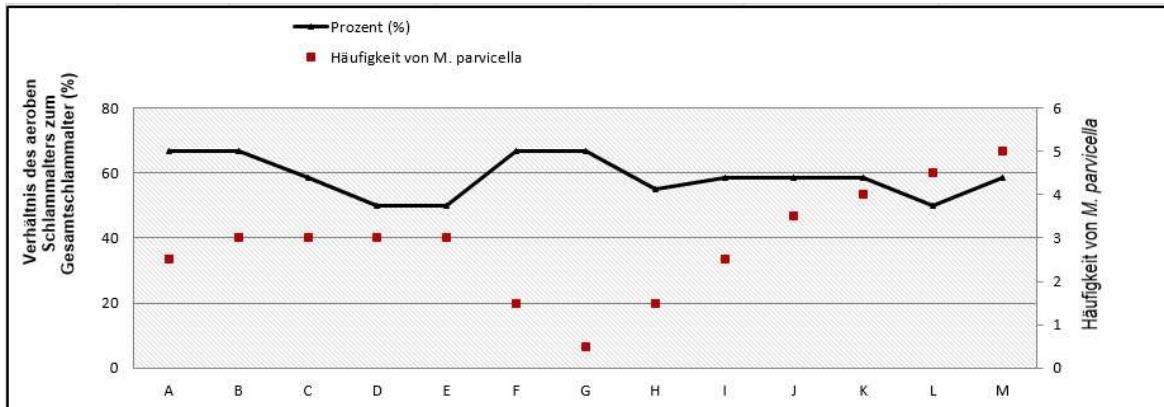


Abb. 5-9: Aerobe Phase im Verhältnis zum Gesamtschlammalter in Prozent in Abhängigkeit von *M. parvicella*

5.1.4 Einfluss der Art der P-Elimination auf die Fähigkeit

Phosphor wird in zehn der untersuchten Anlagen chemisch eliminiert. Die Anlagen verwenden unterschiedliche Fällmittel. Die Eisen- und Aluminiumsalze eignen sich grundsätzlich zur Bekämpfung von Fadenorganismen. Die Wirkung der Aluminiumsalze auf das Wachstum von *M. parvicella* ist jedoch unterschiedlich (Kap. 2.3.4). Der Wechsel zwischen eisen- und aluminiumhaltigem Fällmittel hat den besten Einfluss gegen das Wachstum von *M. parvicella* (Kläranlage G). Bei der Anlage G wird im Normalfall Eisen dosiert und beim massenhaften Wachstum von *M. parvicella* bei niedrigen Temperaturen erfolgt auch hier die Zudosierung von Aluminiumsalzen (PAC), um das Wachstum der *M. parvicella*-Fäden zu kontrollieren oder zu bekämpfen. Dieses Mittel ist laut vielen Untersuchungen sehr effektiv gegen diesen Organismus (siehe Kap. 2.3.4), wie auch hier. Das hohe Austauschverhältnis f_A mit der kurzen Füllgeschwindigkeit in der Anlage G führt zwar zur geringen Fähigkeit, kann aber das Wachstum von *M. parvicella* nicht beeinflussen. Durch die Dosierung von PAC ist die Häufigkeit dieses Bakteriums in dieser Anlage am geringsten.

Natriumaluminat zeigt keine bzw. lediglich eine geringe Wirkung gegen das Wachstum von *M. parvicella* (Anlagen I, J und K). Das entspricht den Ergebnissen von Misera (2002) und Lebek (2003) (siehe Kap. 2.3.4).

Bei geringen Schlammbelastungen zeigen Eisensalze einen Einfluss auf das Wachstum von *M. parvicella*. Das Vorkommen dieses Bakteriums wird beeinträchtigt, obwohl dieses Fällmittel die Fäden nicht aus dem System verdrängen kann, wohl aber den Schlamm beschwert und damit den ISV günstig beeinflusst (Anlagen A, B, F und H). Nicht dazu passt die hohe Fähigkeit in der Anlage L, die auch FeCl_3 verwendet. Anlage L weist sowohl eine

große Häufigkeit von *M. parvicella* als auch von *nocardioformen Actinomyceten* auf. Andere Effekte scheinen hier zu dominieren.

Die Dosiermenge in Bezug auf die Biomasse in den verschiedenen Anlagen wird in der Tab. 5-4 dargestellt.

Tab. 5-4: Vergleich zwischen den Anlagen nach dem verwendeten Fällmittel

Anlage	Fällmittel	Dosiermenge (g Fe/(kg TS·d))	Dosiermenge (g Al/(kg TS·d))	Fähigkeitsstufe
A	FeCl ₃	0,13	--	2-3
B	FeCl ₃	0,26	--	2-3
F	FeClSO ₄	0,28	--	2-3
H	FeCl ₂	1,00	--	2
I	NaAl(OH) ₄	--	1,9	2-3
J	NaAl(OH) ₄	--	0,90	3-4
K	NaAl(OH) ₄	--	0,93	4
L	FeCl ₃	0,13	--	5

Mikroskopische Untersuchungen der verschiedenen Schlämme zeigen, dass sich ein eisenhaltiges Fällmittel positiv auf die Flockenmorphologie auswirkt (Abb. 5-10, a). Die Flocken sehen kompakter und kräftiger aus. Im Gegensatz dazu erscheinen die Flocken unter dem Einfluss von Natriumaluminat als klein, zerrissen und unregelmäßig (Abb. 5-10, b).

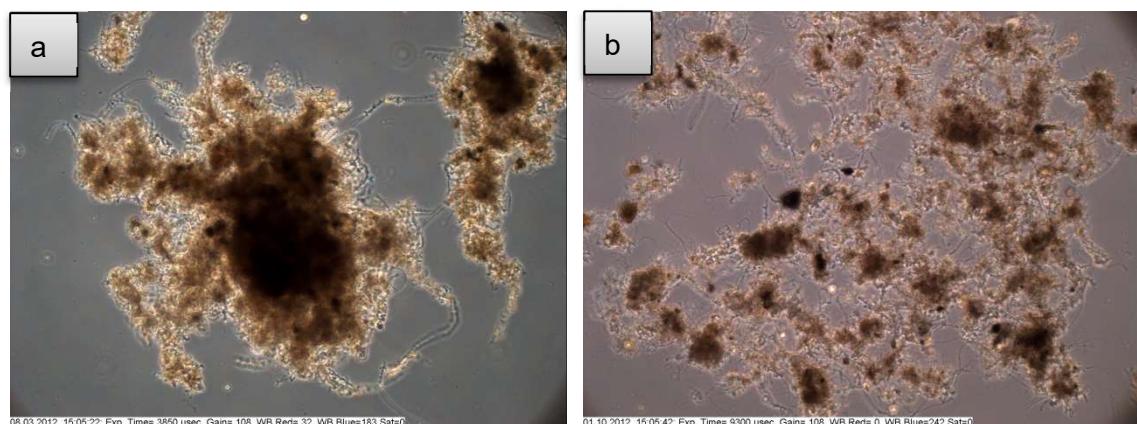


Abb. 5-10: Lebendpräparat bei 100-facher Vergrößerung; (a) Einsatz vom FeCl₃ in der Anlage H, (b) Einsatz von NaAl(OH)₄ in der Anlage K

Die Häufigkeit von *M. parvicella* bei den Anlagen mit geringen Belastungen < 0,1 kg BSB₅/(kg TS·d) in Verbindung mit der Bio-P-Elimination ist größer (Anlagen C, D und M). Die Häufigkeit von *M. parvicella* ist > 3. Das könnte daran liegen, dass *M. parvicella* in der Lage ist, sich an der biologischen Phosphorelimination zu beteiligen. Außerdem wird die aerobe Phase aufgrund der biologischen P-Elimination (anaerobe Phase) verkürzt. Dadurch kann sich dieser Organismus einen Wachstumsvorteil verschaffen.

Die Anlage M weist eine Schlammbelastung > 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) und der Phosphor wird hier auch biologisch eliminiert. Diese beiden Faktoren haben das Vorkommen von *M. parvicella* sehr positiv beeinflusst, so dass die Häufigkeit dieses Organismus in der Anlage M mit 5 am höchsten ist.

Das weist darauf hin, dass die geringe Schlammbelastung in den SBR-Anlagen in Verbindung mit der biologischen P-Elimination eine gute Umgebung für das Vorkommen von *M. parvicella* anbietet. Je höher der Schlammbelastung ist (im Bereich 0,05 – 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d)), desto höher ist die Häufigkeit dieses Organismus.

5.1.5 Auswirkung der Schlammbelastung und des Gesamtschlammalters

Die Schlammbelastung ist einer der wichtigsten Faktoren, der das Wachstum von *M. parvicella* beeinflusst (siehe Kap. 2.3.2).

Alle untersuchten Anlagen sind für aerobe Schlammbelastung ausgelegt. Bei solchen Anlagen mit Nitrifikation und Denitrifikation sollen die folgenden Voraussetzungen erfüllt werden (DWA A 131, 2016; DWA M 210, 2009):

- Schlammalter \geq 25 d und
- die Schlammbelastung < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d).

Laut den Untersuchungen von Knoop (1997), Kunst et al. (2000) und Lemmer und Lind (2000) liegt die optimale Vermehrung von *M. parvicella* bei einer BSB₅-Schlammbelastung im Bereich von 0,05 bis 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) und hohem Gesamtschlammalter > 20 d.

Um zu überprüfen, ob die untersuchten Anlagen mit aeroben Schlammbelastung arbeiten, wurden die Schlammbelastung anhand der Formel (1) und das Schlammalter anhand der Formel (3) in Kap. 3.1.3 gerechnet. Es wurde die mittlere Schlammbelastung und das Schlammalter über mindestens vier Jahre sowie in dem Zeitraum vor der Probenahme aus den SBR-Reaktoren der Anlagen ermittelt (Tab. 5-5).

Tab. 5-5: Errechnetes Schlammalter der untersuchten Anlagen zum Zeitpunkt der Probenahme im Vergleich zum vierjährigen Mittelwert

Anlage	t _{TS} (d)		Durchschnittliche B _{TS} (kg BSB ₅ /(kg TS·d))		Aerobe Schlammstabilisierung zum Zeitpunkt der Probenahme erfüllt? (Schlammalter ≥ 25 d und Schlammbelastung < 0,05 kg BSB ₅ /(kg TS·d))
	Mittelwert	Zum Zeitpunkt der Probenahme	Mittelwert	Zum Zeitpunkt der Probenahme	
A	31	25	0,024	0,014	ja
B	18	21	0,057	0,031	nein
C	27	43	0,017	0,03	ja
D	31	35	0,027	0,021	ja
E	25	31	0,011	0,013	ja
F	31	38	0,023	0,017	ja
G	16	14	0,081	0,074	nein
H	20	15	0,063	0,055	nein
I	17-35*	29	0,046	0,040	ja
J	22	17	0,044	0,044	nein
K	21	15	0,081	0,11	nein
L	19	40	0,027	0,026	ja
M	22	26	0,06	0,057	nein

Legende:

(*) Das Schlammalter beträgt 35 d im Winter und 17 d im Sommer

Wie aus der Tab. 5-5 zu entnehmen ist, erfüllen die Anlagen A, C, D, E, F, I und L zur Zeit der Untersuchung die Voraussetzungen (Schlammbelastung < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) und Gesamtschlammalter > 25 d) für eine aerobe Schlammstabilisierung.

Das Gesamtschlammalter der Anlage I ist im Winter (35 d) größer als im Sommer. Wie in der Abb. 5-11 zu sehen, steigen die BSB₅-, Stickstoff- und Phosphorfrachten im Zulauf der Anlage I in den Sommermonaten an. Der Grund dafür ist die Erhöhung der angeschlossenen Einwohner aufgrund der vielen Touristen in den Sommermonaten. Das Gesamtschlammalter ist dementsprechend in den Sommermonaten kleiner.

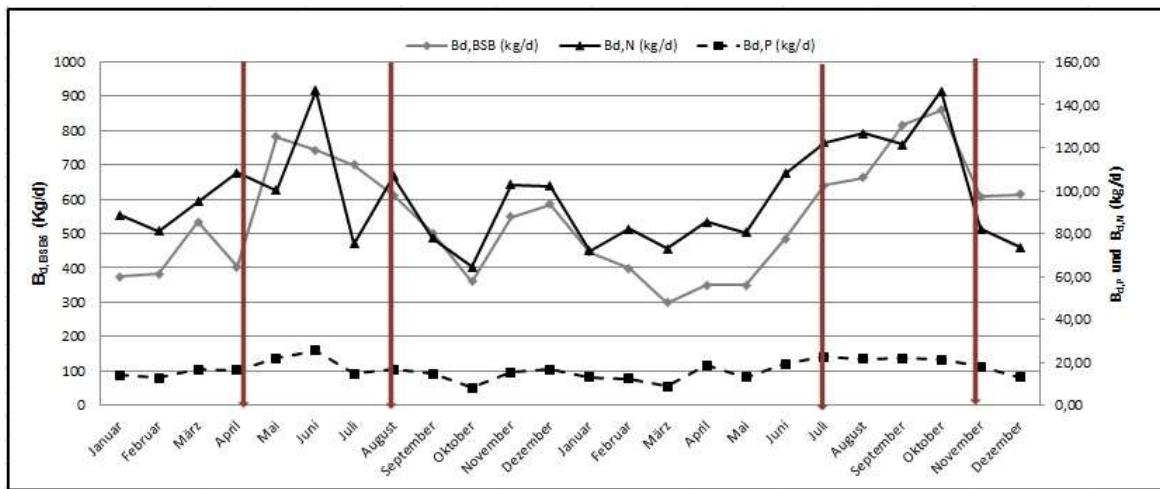


Abb. 5-11: Frachtenganglinie im Zulauf der Anlage I in den Jahren 2010 und 2011

Abb. 5-12 stellt die Schlammbelastung zur Zeit der Untersuchung sowie die Häufigkeit von *M. parvicella* dar. Es wird gezeigt, dass *M. parvicella* bei den Belastungen 0,05 – 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) und ebenfalls bei kleineren Belastungen < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) in den untersuchten Anlagen vorkommt.

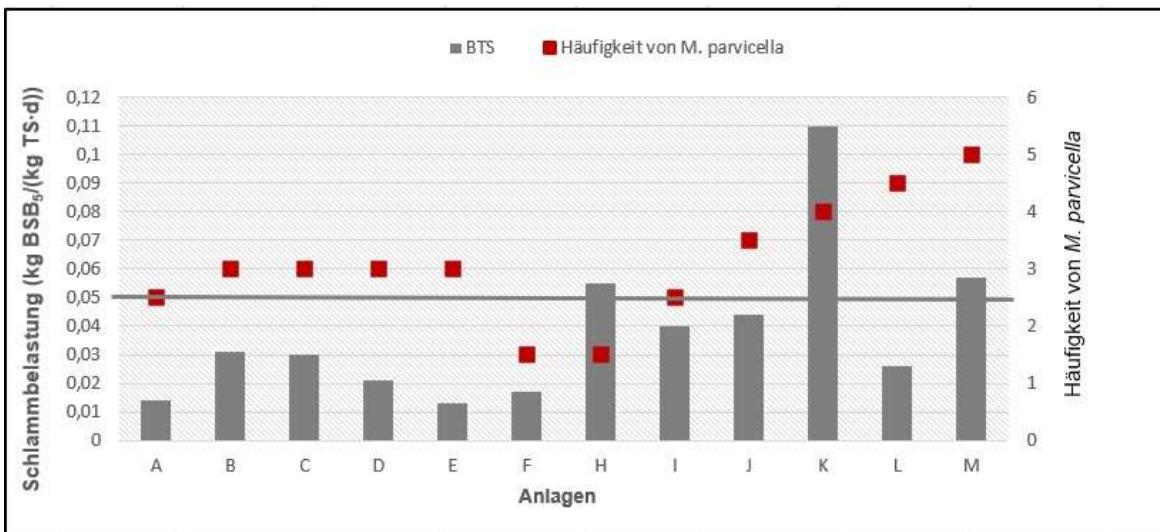


Abb. 5-12: Häufigkeit von *M. parvicella* in Abhängigkeit von der Schlammbelastung zur Zeit der Untersuchung in den untersuchten Anlagen

Laut Knoop et al. (2000) kann das Vorkommen von *M. parvicella* auch in unterbelasteten Anlagen festgestellt werden. Das ist der Fall in den Anlagen A, C, D, E, F und L (unterbelastet B_{TS} < 0,03 kg BSB₅/(kg TS·d)).

Jedoch beschreiben die meisten Untersuchungen in der Literatur das Wachstum dieses Organismus nur im Belastungsbereich 0,05-0,2 kg BSB₅/(kg TS·d). Bei einer Schlammbelastung > 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) erhöht sich die Häufigkeit von *M. parvicella* außer bei der Anlage G; hier hat die Verwendung des Fällmittels PAC gegen das Vorkommen von *M. parvicella* sehr positiv gewirkt. Das entspricht den Untersuchungen von vielen Forschern (siehe Kap. 2.3.4). Die Anlage M weist die höchste Häufigkeit von *M. parvicella* (5) bei einer Belastung von 0,057 kg BSB₅/(kg TS·d) und einem Schlammalter von 26 d auf. Das

entspricht den Untersuchungen von Knoop (1997), Kunst et al. (2000) und Lemmer und Lind (2000).

Bei der Anlage L sind sowohl *M. parvicella* als auch *nocardioforme Actinomyceten* zu finden. Die vorherrschenden Bedingungen in dieser Anlage (kleine Schlammbelastung von 0,026 kg BSB₅/(kg TS·d)), hohes Schlammalter (40 d) sowie das reiche Angebot von Fett und Öl (siehe Kap. 5.1.1) begünstigen das Vorkommen von den eben genannten Fäden.

Beim Nichtvorhandensein eines Fettfangs kann festgestellt werden, dass *M. parvicella* sowohl bei Belastungen < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) als auch bei Belastungen > 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) vorkommt. Die Häufigkeit dieses Organismus hängt jedoch, wie im vorherigen Kapitel (Kap. 5.1.4) erläutert wurde, von der Art der P-Elimination ab.

Die Schlammbelastung in den Anlagen G, H, K und M ist > 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d). Eine Verringerung der Schlammbelastung durch die Erhöhung des TS ist aufgrund der Auslegungsgrundlagen (simultane aerobe Schlammbestabilisierung) erforderlich.

5.1.6 Auswirkung des spezifischen Beckenvolumens auf die Fädigkeit

Die untersuchten Anlagen sind zwar mit aerober Schlammbestabilisierung ausgelegt, jedoch nur sieben Anlagen werden mit aerober Schlammbestabilisierung betrieben. Die Schlammbelastung der restlichen Anlagen ist höher als 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) und dementsprechend ist das Schlammalter geringer.

Basierend auf den technologischen Daten der untersuchten Anlagen (gesamte SBR-Beckenvolumen (V_{R,ges}), mittlere BSB₅-Fracht im Zulauf der Anlage) wurde das spezifische Volumen im Ist-Zustand ermittelt (Abb. 5-13). Laut ATV-DVWK-A131 (2000) wurde die einwohnerspezifische Fracht bezüglich des Parameters BSB₅ 60 g/(E·d) angenommen. Daraus lässt sich errechnen:

$$\text{Spez. SBR-Volumen (Ist-Zustand)} (\text{m}^3/\text{E}) = V_{R,ges} / ((B_{d,BSB5,Zu} (\text{kg/d}) \times 1.000) / 60 \text{ g/(E·d)})$$

$$\text{Spez. SBR-Volumen (Auslegung)} (\text{m}^3/\text{E}) = V_{R,ges} / \text{angeschlossene Einwohner bei der Auslegung} \text{ (siehe Tab. 4-2)}$$

Dadurch können die Veränderungen und ggf. deren Auswirkung auf das Vorkommen von *M. parvicella* untersucht werden (siehe Abb. 5-13).

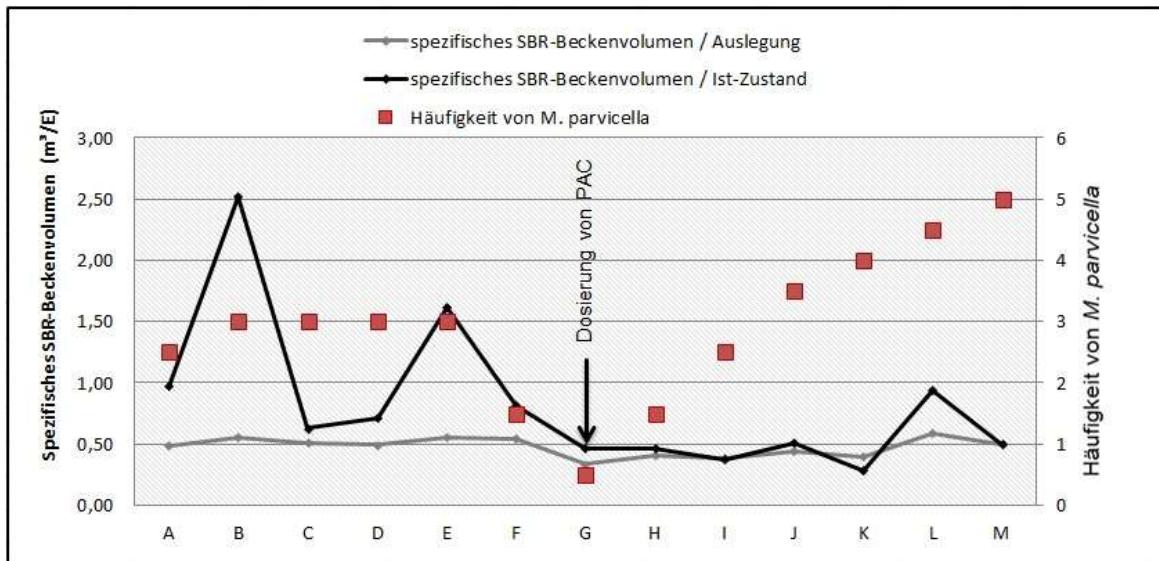


Abb. 5-13: Spezifisches SBR-Beckenvolumen pro Einwohner in den untersuchten Anlagen mit Vergleich zwischen Auslegung und Ist-Zustand

Wie aus der Abb. 5-13 zu sehen, ist das spezifische SBR-Beckenvolumen im Ist-Zustand (Stand 2010 / 2011) bei fast allen Anlagen (außer der Anlage K) höher als bei der Auslegung. Bei den Anlagen C, D, H, I, J und M hat sich das spezifische SBR-Beckenvolumen ziemlich wenig geändert. Die Häufigkeit von *M. parvicella* ist in den Anlagen J, K, L und M > 3.

Die Anlagen A, B, E, F und L zeigen einen deutlichen Unterschied beim spezifischen SBR-Beckenvolumen. Das Volumen beim Ist-Zustand ist 40 % -100 % höher als bei der Auslegung. Das weist auf eine geringere bzw. gesunkene Belastung hin. Diese Anlagen sind (außer G) unterbelastet. Die Anlage B zeigt den größten Unterschied beim spezifischen SBR-Beckenvolumen. Es beträgt 0,55 m³/EW bei der Auslegung und es ist beim Ist-Zustand mit 2,52 m³/EW deutlich mehr. Die Anlage B war zur Zeit der Untersuchung unterbelastet ($B_{TS} = 0,031 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$).

Im Gegensatz dazu hat sich das spezifische SBR-Beckenvolumen der Anlage K von 0,39 m³/EW (Auslegung) auf 0,28 m³/EW (Ist-Zustand) reduziert. Die angeschlossene Einwohnerzahl zur Zeit der Untersuchung hat sich hier um 28 % erhöht. In diesem Fall hat sich das Schlammalter aufgrund der Erhöhung der Belastung (zur Zeit der Probenahme 0,11 kg BSB₅/(kg TS·d)) auf 18 d verringert. Die Erhöhung des spezifischen SBR-Beckenvolumens führt zur Erhöhung der Belastung auf > 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d)).

Ein direkter Zusammenhang zwischen dem spezifischen Beckenvolumen und der Häufigkeit von *M. parvicella* kann nicht festgestellt werden.

5.1.7 Auswirkung des spezifischen Pufferbehältervolumens und der Aufenthaltszeit im Pufferbehälter auf die Fädigkeit

In Pufferbehälter bzw. Vorspeicher werden die Mengen und Konzentrationen ausgeglichen. Falls ein Vorspeicher vorhanden ist, wird das Wasser zwischengespeichert bis ein neuer Zyklus anfängt.

Das Wachstum von *M. parvicella* in Kläranlagen mit Vorklärung ist häufiger gegeben als in Anlagen ohne Vorklärbecken, aufgrund der Hydrolyse der Fette in der Vorklärung bzw. im Ausgleichsbecken in den SBR-Anlagen (Lemmer und Lind, 2000; Lebek, 2003).

Insofern muss die Aufenthaltszeit im Pufferbehälter den gleichen Effekt haben, wie eine Vorklärung. Deshalb wurde das spezifische Pufferbehältervolumen sowohl bei der Auslegung als auch beim Ist-Zustand ermittelt (Vorgehensweise wie im Kap. 5.1.6).

Die Änderungen des spezifischen Pufferbehältervolumens der untersuchten Anlagen entsprechen genau den Änderungen des spezifischen SBR-Beckenvolumens. Die Anlage E hat keinen Vorspeicher und von daher wurde kein Wert dargestellt (siehe Abb. 5-14).

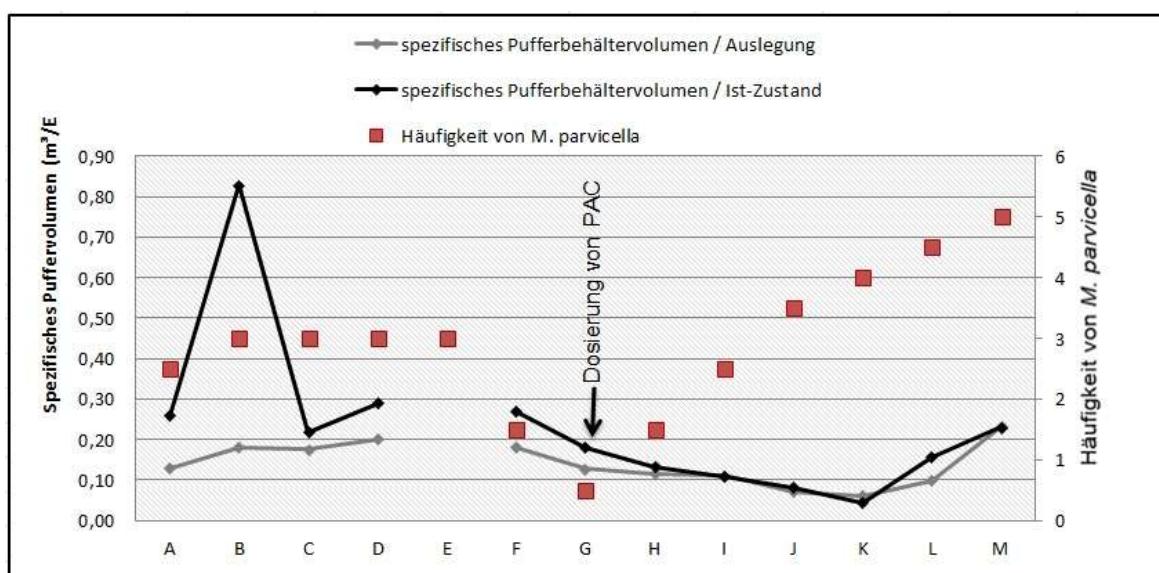


Abb. 5-14: Spezifisches Pufferbehältervolumen pro Einwohner in den untersuchten Anlagen mit Vergleich zwischen Auslegung und Ist-Zustand

Abb. 5-14 zeigt keinen deutlichen Zusammenhang zwischen dem spezifischen Pufferbehältervolumen und dem Wachstum von *M. parvicella*. Das einwohnerspezifische Pufferbehältervolumen ist nicht aussagekräftig genug, da nicht gesagt ist, wie weit das Pufferbehältervolumen tatsächlich ausgenutzt ist. Insofern erfolgt in Abb. 5-15 eine Auswertung der Aufenthaltszeit im Pufferbehälter.

Je länger die Aufenthaltszeit im Pufferbehälter, desto höher ist das Angebot von LKFS (Öl-, Palmitin- und Stearinsäure). Diese Säuren sind die Kohlenstoffquelle für *M. parvicella* (siehe Kap. 2.3.2).

Abb. 5-15 stellt die Aufenthaltszeit des Abwassers im Pufferbehälter der untersuchten Anlagen dar. Basierend auf dem Pufferbehältervolumen (Tab. 4-2) und der mittleren Wassermenge (Tab. 5-3) wird die Aufenthaltszeit im Pufferbehälter ermittelt.

Die Anlagen C und F weisen die längste Aufenthaltszeit auf. Die Anlage E besitzt keinen Vorspeicher.

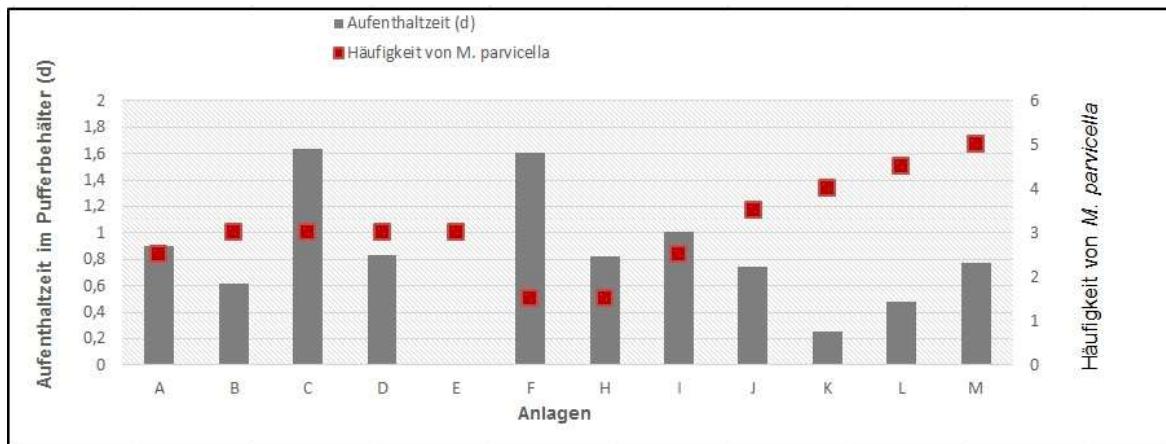


Abb. 5-15: Aufenthaltszeit des Abwassers im Pufferbehälter der untersuchten Anlagen

Damit der Einfluss der Aufenthaltszeit im Pufferbehälter sowie im Kanalnetz besser definiert werden kann, werden die Anlagen nach ihrer Auslegungsgröße sowie nach der Kanalisationsart in den Abb. 5-16 und Abb. 5-17 dargestellt. Je größer die Auslegungsgröße (EW), desto länger sollte die Aufenthaltszeit im Kanalnetz sein.

Die Anordnung der Anlagen in Abb. 5-16 und Abb. 5-17 erfolgt aufsteigend von links nach rechts.

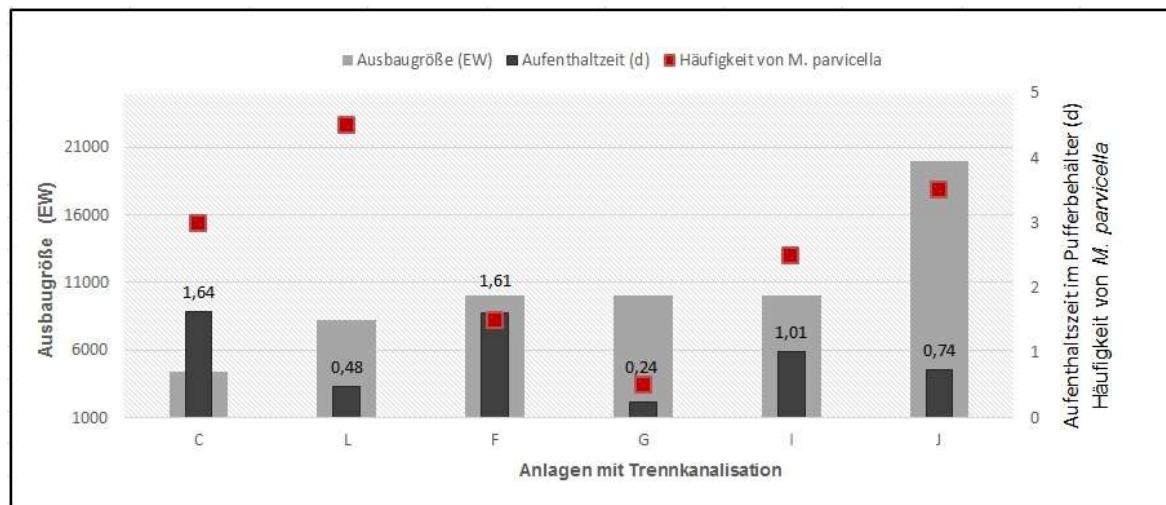


Abb. 5-16: Aufenthaltszeit des Abwassers im Pufferbehälter sowie Ausbaugröße der untersuchten Anlagen mit Trennkanalisation

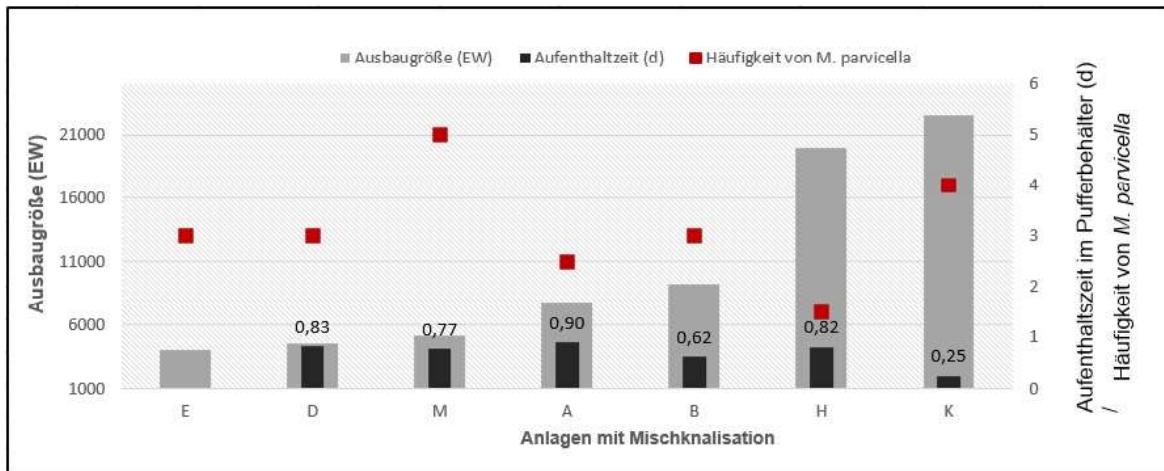


Abb. 5-17: Aufenthaltszeit des Abwassers im Pufferbehälter sowie Ausbaugröße der untersuchten Anlagen mit Mischkanalisation

Wie in den Abb. 5-16 und Abb. 5-16 zu sehen ist, ist die Häufigkeit von *M. parvicella* in den untersuchten Anlagen unterschiedlich. Ein Zusammenhang zwischen der Anschlussgröße und dem Vorkommen von *M. parvicella* kann nicht festgestellt werden.

Das weist darauf hin, dass nicht nur ein Faktor für das Vorkommen des Bakteriums zuständig ist, sondern es mehrere Faktoren gibt, die das Vorkommen dieses Organismus begünstigen.

5.1.8 Auswirkung der Anzahl der Beschickungen auf die Absetzbarkeit des Schlamms

Das SBR-Verfahren ist für einen sehr guten Schlammindex bekannt, besonders bei stoßweiser Beschickung. Ein geringer Schlammindex bildet einen effektiven Schutz vor Schwimm- und Blähslamm in SBR-Anlagen. Bei manchen Systemen erfolgt die Zuleitung des Abwassers in einmaligen, zweimaligen oder dreimaligen Beschickungen pro Zyklus (Rosenwinkel, 1996; Schreff, 2001; Schwitalla, 2007).

Alle hier untersuchten Anlagen weisen in der Regel einen Schlammindex $< 120 \text{ ml/g}$ auf (siehe Tab. 4-5). Die SBR-Anlagen (außer E und L) wurden nach dem DIC-SBR®-Verfahren (zweimalige Beschickung pro Zyklus) geplant und aufgebaut.

Die Anlagen A und J wurden nach dem DIC-SBR®-Verfahren (zwei Beschickungen) aufgebaut und nur bis einschließlich 2009 in dieser Weise betrieben; die beiden Anlagen zeigten jedoch im Winter/Frühjahr höhere ISV-Werte, so dass ab 2010 auf einmalige Beschickung umgestellt wurde.

Bei einer zweimaligen Beschickung in der Anlage A schwankt der Schlammindex bei einer Dominanz von *M. parvicella* im belebten Schlamm saisonal zwischen Winter/Frühjahr und Sommer (siehe Abb. 5-1 im Kap. 5). Der Schlammindex erreichte im Frühjahr 2009 hohe Werte $> 200 \text{ ml/g}$ (Abb. 5-18). Aufgrund des hohen Schlammindexes wurde sie im 2010 umgestellt und nur mit einer Beschickung betrieben. Das führte zum Rückgang des Schlammindexes auf $< 110 \text{ ml/g}$.

Das war auch der Fall in der Anlage J. Der Schlammindex erhöhte sich im Winter/Frühjahr bis auf 140 ml/g. Die Umstellung der Anlage auf eine Beschickung pro Zyklus führte zwar zur Verbesserung des Schlammindexes, er blieb aber über 100 ml/g (Abb. 5-19).

Um diesem Zusammenhang genauer zu untersuchen, wurde der Schlammindex im Frühjahr 2009 (vor der Umstellung zu einer Beschickung) mit dem Schlammindex im Jahr 2010 (nach der Umstellung) verglichen. Die einmalige Beschickung wirkte sich, insbesondere bei Anlage A, sehr positiv auf die Schlammbestzeigenschaften aus und der Schlammindex reduzierte sich somit (siehe Abb. 5-18). Bei der Anlage A ist die Reduzierung des Schlammindexes aufgrund des sehr hohen ISV > 200 ml/g deutlicher als bei der Anlage J. Der mittlere Schlammindex in der Anlage A betrug bei zweimaligen Beschickung 181 ml/g. Bei einmaliger Beschickung reduzierte sich der Schlammindex auf 83 ml/g. In der Anlage J reduzierte sich der mittlere Schlammindex von 115 ml/g bis auf 100 ml/g.

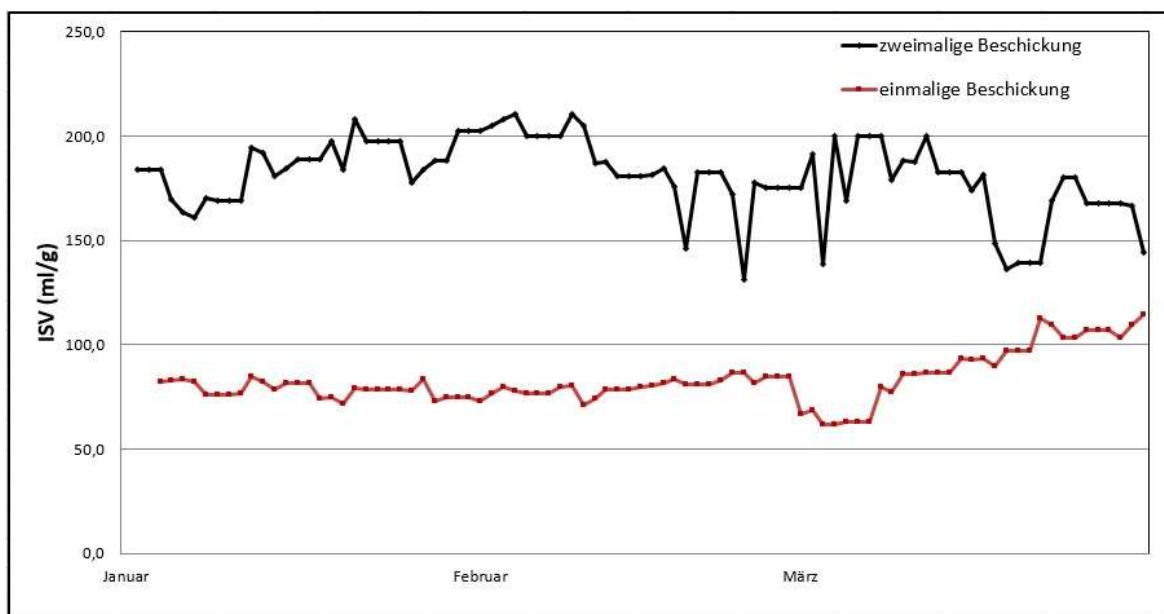


Abb. 5-18: Schlammindex in der Anlage A bei ein- und zweimaliger Beschickung

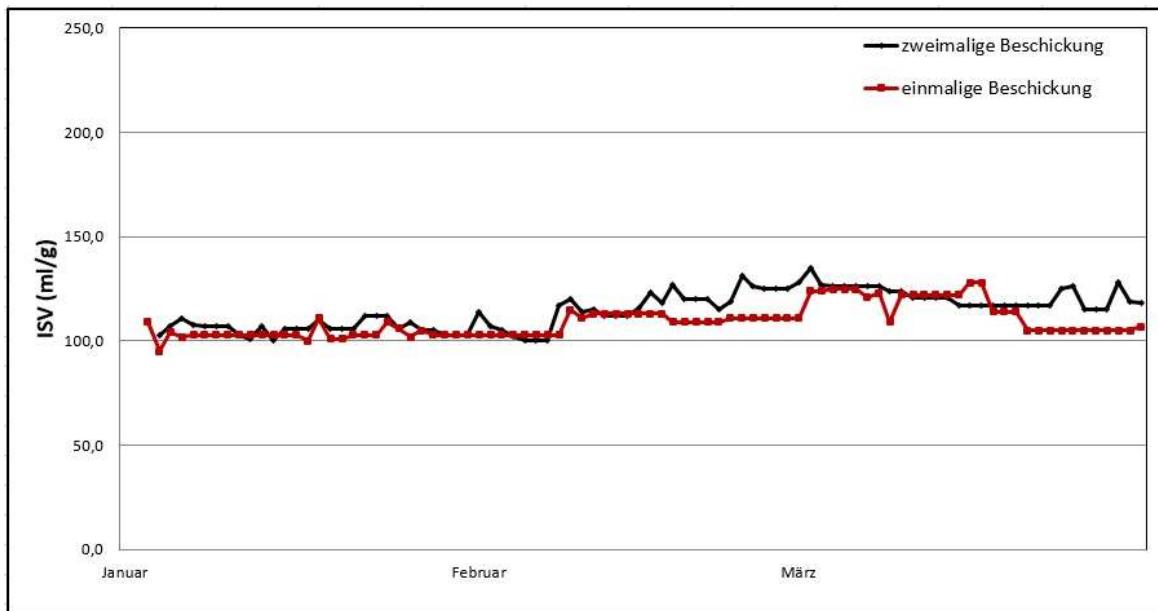


Abb. 5-19: Schlammindex in der Anlage J bei ein- und zweimaliger Beschickung

Zur Zeit der Probenahme wurde keine der untersuchten Anlagen in dieser Arbeit mit dreimaliger Beschickung betrieben. Schwitalla (2007) hatte eine dreimalige Beschickung pro Zyklus in SBR-Anlagen untersucht. Die Untersuchungen von Schwitalla (2007) haben gezeigt, dass im Zuge der dritten Beschickung ein Großteil des zugeführten Ammoniums in der Wasserphase verblieb, was zur Erhöhung der NH₄-N-Konzentration im Ablauf der Anlagen führte. Folglich wurden aufgrund der Erhöhung der organischen Stickstoffverbindungen in der Biologie bei der dritten Beschickung chemische Reaktionen (auto- und heterotrophe Zerfallsprozesse der Biomasse, Ammonifikation und Hydrolyse) während der Sedimentationsphase festgestellt. Der Einfluss der dritten Beschickung wurde lediglich auf den Parameter Stickstoff, jedoch nicht auf den Schlammindex untersucht.

Zusammenfassend liefern SBR-Anlagen (einschließlich DIC-SBR®-Verfahren) mit Vorspeicher und bei diskontinuierlicher Beschickung des Abwassers und kleiner Füllgeschwindigkeit (t_F/t_Z) aufgrund der Erzeugung des Substratgradienten einen guten Schlammindex. Bei zweimaliger Beschickung wurde der Schlammindex in einigen der Anlagen erhöht, zurückzuführen auf das Wachstum fadenförmiger Organismen. Das kann an den zugeführten unterschiedlichen C:N-Verhältnissen liegen. Bei der Umstellung dieser Anlagen zu nur einer Beschickung wurde der Schlammindex verbessert.

Diese Ergebnisse zeigen, dass Anlagen mit einer schubweisen und einmaligen Beschickung bessere ISV-Werte gegenüber DIC-SBR®-Anlagen mit zweimaliger Beschickung aufweisen.

5.1.9 Schlussfolgerung und Zusammenfassung der Gründe für das Vorkommen von *M. parvicella* in den untersuchten Anlagen

Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Anlagen unterscheiden sich nach ihrer Betriebsweise (siehe Kap. 4, Tab. 4-1), nach dem verwendeten Fällmittel (siehe Tab. 4-5) bzw. der Art der P-Elimination.

Die meisten untersuchten Anlagen (9 Anlagen) werden zweimal während eines Zyklusses mit unterschiedlichen C:N-Verhältnissen beschickt. Alle untersuchten SBR-Anlagen sind mit simultaner aerober Schlammbestabilisierung ausgelegt, jedoch sind nur 7 Anlagen mit einem Schlammalter ≥ 25 d und Schlammbelastung $< 0,05$ kg BSB₅/(kg TS·d)) betrieben. Vier Anlagen zeigen zur Zeit der Untersuchung eine höhere Schlammbelastung $> 0,05$ kg BSB₅/(kg TS·d)) auf.

Die Gesamtfähigkeit liegt zwischen 1 und 5 im belebten Schlamm (siehe Tab. 4-6 und Anhang A2). In den meisten Anlagen haben die Flocken eine unregelmäßige, zerrissene Form mit einem Durchmesser zwischen 150–500 µm.

Microthrix parvicella ist in den untersuchten SBR-Anlagen mit verschiedenen Häufigkeiten (H = 1-5) verbreitet. Dieser Organismus kann aufgrund der „spaghettiartigen“ verknäulten Wuchsform im Lebendpräparat gut erkannt werden. Die Population dieses Bakteriums ist bei niedrigen Temperaturen < 15 °C am größten. Von daher wurden alle Proben im Winter / Frühjahr bei Temperaturen < 15 °C entnommen.

Basierend auf Tab. 5-2 und auf den vorherigen Auswertungen der verschiedenen Faktoren, werden die möglichen Selektionsfaktoren, die das Wachstum von *M. parvicella* begünstigen, in jeder einzelnen Anlage in Tab. 5-6 zusammengefasst.

Tab. 5-6: Mögliche Ursachen für das Wachstum von *M. parvicella* in den untersuchten Anlagen

Anlage	Wechsel zwischen aeroben, anoxischen und anaeroben Phasen	Ausgleichsbecken	$B_{TS} < 0,05$ (kg BSB ₅ /(kg TS·d))	$B_{TS} = 0,05-0,2$ (kg BSB ₅ /(kg TS·d))	hohes Angebot an Öl, Fett	O ₂ -Mangel	reduzierte Schwefel- / Stickstoffverbindungen	Art der P-Elimination	Häufigkeit von <i>M. parvicella</i>
A	+	+	+			+		FeCl ₃	2-3
B	+	+	+					FeCl ₃	3
C	+	+	+			+	+	Bio-P	3
D	+	+	+			+	+	Bio-P	3
E	+		+			+		Al ₂ (SO ₄) ₃	3
F	+	+	+					FeCISO ₄	1-2
G	+	+		+				PAC + FeCl ₃	0-1
H	+	+		+		+		FeCl ₂	1-2
I	+	+	+			+		NaAl(OH) ₄	2-3
J	+	+	+			+		NaAl(OH) ₄	3-4
K	+	+		+		+	+	NaAl(OH) ₄	4
L	+	+	+		+			FeCl ₃	4-5
M	+	+		+		+		Bio-P	5

Legende: (+) =Faktor, der das Vorkommen von *M. parvicella* begünstigt, ist in Anlage vorhanden

Wie aus der Tab. 5-6 zu entnehmen ist, entsprechen die Ergebnisse dieser Arbeit der Untersuchungen von Knoop (1997), Kunst et al. (2000) und Lemmer und Lind (2000) bezüglich dem Belastungsbereich für das Vorkommen von *M. parvicella*. Die optimale Belastung für das Wachstum dieses Bakteriums liegt im Bereich 0,05-0,2 kg BSB₅/(kg TS·d). Das entspricht dem Fall in den Anlagen K und M. Dieser Organismus hat bei der Anlage M wegen der geringen Schlammbelastung und biologischer P-Elimination einen Wachstumsvorteil. Eine Beteiligung dieses Organismus an der biologischen Phosphorelimination ist möglich.

Die Anlage G zeigt zwar eine Schlammbelastung > 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d), aber wegen der hier erfolgten Dosierung von PAC aufgrund des massenhaften Wachstums von *M. parvicella* ist die Häufigkeit dieses Organismus nur 0-1. Bei der Anlage H wird eine große Menge 1,0 g Fe/(kg TS·d) vom Fällmittel auf Eisenbasis dosiert (Kap. 5.1.4). Das führte zwar zum Rückgang der Häufigkeit von *M. parvicella*, es verursachte jedoch das Vorkommen von Pilzen (niedriger pH-Wert) (siehe Kap. 5.1.1).

Es wurde festgestellt, dass *M. parvicella* auch bei Belastungen < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) vorkommt, was bei 9 von 13 Anlagen der Fall ist. *M. parvicella* ist in allen diesen Anlagen mit einer Häufigkeit von 1-4 vorhanden. Wenige Untersuchungen in der Literatur beschreiben jedoch das Wachstum dieses Organismus in diesem Belastungsbereich.

Eisen- und aluminiumhaltige Fällmittel, die in den untersuchten Anlagen verwendet werden, üben, insbesondere PAC, einen positiven Einfluss gegen das Vorkommen dieses Fadenorganismus aus. Die Untersuchungen zeigen auch einen positiven Effekt des eisenhaltigen Fällmittels gegenüber Natriumaluminat sowohl auf *M. parvicella* als auch auf die Flockenmorphologie. Die Flocken sehen bei der Dosierung von Eisensalzen kompakt und kräftig aus im Gegensatz zu den Flocken bei der Dosierung von Natriumaluminat (zerrissen und unregelmäßig) (siehe Kap. 5.1.4 Abb. 5-10).

Auffallend ist die Anreicherung von *M. parvicella* bei den Anlagen mit Sauerstoffmangel bzw. geringen Sauerstoffkonzentrationen. Das entspricht den Untersuchungen von Slijkhuis (1983b), Lemmer und Lind (2000) und Eikelboom (2002). Sie berichteten, dass *M. parvicella* trotz seiner Sauerstoffaffinität bei niedrigem Sauerstoffgehalt wachsen kann (Kap. 2.3.3).

Durch die Hydrolyse der Fette im Pufferbehälter verbessert sich die Verfügbarkeit der Fette für *M. parvicella* sowie anderer Fadenorganismen. Die Anlage L verfügt über keinen Fettabscheider, was das Wachstum von fadenförmigen Organismen begünstigt. Bei der Anlage L wird das Wasser einmalig beschickt. Anlage L zeigt nicht nur eine große Häufigkeit von *M. parvicella*, sondern auch von *nocardioformen Actinomyceten*. Der Schlammindex dieser Anlage ist daher höher und Blähenschlammprobleme treten auf. Die Abwesenheit des Fettfangs in der Anlage L sowie die vorhandenen Milieubedingungen, wie niedrige Schlammbelastung von 0,026 kg BSB₅/(kg TS·d) und ein Schlammalter von 40 d, begünstigen das Vorkommen von Fadenorganismen.

Die Einstellung eines hohen Substratgradienten kann die Fähigkeit des Schlamms verringern. Das kann in den Anlagen mit schubweiser Beschickung und mit der Existenz eines Vorspeichers realisiert werden. Das Austauschverhältnis hängt von der Zyklusdauer,

der Wassermenge, der Anzahl der Aufstaubecken und dem Volumen des Beckens ab. Durch die optimale Einstellung der Befüllungs- und Zyklusdauer kann die geführte Fracht zum SBR-Becken optimiert werden. Bei kurzer Fülldauer und großem Austauschverhältnis ergeben sich große Konzentrationsgradienten. Das wurde in der Anlage G beobachtet ($f_A > 0,4$, $t_F/t_Z < 0,2$). Dadurch können viele von den subdominanten Fadenorganismen wie z. B. Typ 0041/0675 und Typ 021 N verminder werden (siehe Kap. 2.3.6.2) und die Absetzeigenschaften des Schlamms verbessert werden. Die Füllstrategie in der Anlage L mit $f_A = 0,2$ und $t_F/t_Z > 0,5$ wirkt sich dagegen negativ auf die Absetzeigenschaften des Schlamms aus.

Das spezifische Puffer- und SBR-Beckenvolumen sowie die Aufenthaltszeit im Pufferbehälter wurden ermittelt. Einen direkten Zusammenhang zwischen diesen Faktoren und dem Vorkommen von *M. parvicella* wurde nicht festgestellt.

Der geringe Schlammindex < 120 ml/g in SBR-Anlagen weist auf einen effektiven Schutz vor Schwimm- und Blähenschlamm hin. Die Umstellung von zweimaliger Beschickung auf einmalige Beschickung, insbesondere in der Anlage A hat bewiesen, dass dadurch eine Verbesserung des Schlammindexes erreicht wird.

Zusammenfassend können folgende Ergebnisse festgestellt werden:

- Die einmalige Beschickung weist gegenüber einer zweimaligen Beschickung (DIC-SBR®-Verfahren) pro Zyklus einen Vorteil auf,
- Fettabscheider sind für SBR-Anlagen notwendig,
- die Dosierung von PAC kann *M. parvicella* aus dem System verdrängen,
- die Dosierung von Eisensalzen hat eine bessere Wirkung auf die Flockenmorphologie im Gegensatz zu Natriumaluminat,
- die geringe Schlammbelastung in Verbindung mit biologischer P-Elimination kann das Wachstum von *M. parvicella* begünstigen.

5.2 Halbtechnische Versuche auf der SBR-Anlage K

In dieser Arbeit wurde festgestellt, dass *M. parvicella* bei sehr geringer Schlammbelastung < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) in den meisten Anlagen vorkommt, jedoch mit verschiedenen Häufigkeiten. Da dieser Belastungsbereich in der Literatur und insbesondere in SBR-Anlagen sehr wenig untersucht ist, erfolgt eine Untersuchung des Einflusses der sehr geringen Schlammbelastung auf das Wachstum von *M. parvicella* durch Untersuchungen an der großtechnischen Anlage K. Diese weist eine Belastung > 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) sowie eine hohe Häufigkeit von *M. parvicella* auf. Es erfolgt eine Reduzierung der Belastung auf einen Wert < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d)) und es wird das Fällmittel Aluminiumchlorid gegen das Mittel Natriumaluminat ausgetauscht, um dessen Einfluss auf das Wachstum von *M. parvicella* zu bestimmen.

Die Kläranlage K wird nach dem DIC-SBR®-Verfahren betrieben. Sie hat eine Ausbaugröße von 22.500 EW und wurde für eine Nährstoffelimination mit Nitrifikation/Denitrifikation und biologischer/chemischer Phosphorelimination ausgebaut. Die Beschickung erfolgt mit vier

Tauchmotorpumpen, die eine ausgeprägt stoßweise Beschickung der SBR-Reaktoren sicherstellen.

Diese Anlage unterscheidet sich von den anderen untersuchten Anlagen durch die Rücklaufschlammentnahme aus den SBR-Reaktoren. Der Rücklaufschlamm wird über eine Schlammpumpe in der Bypass-Leitung in den vorgesetzten Pufferbehälter gefördert und dort zwischengespeichert. Das kann die Effizienz der biologischen P-Elimination, die manchmal in den Sommermonaten erfolgt, verbessern. Die P-Elimination erfolgt in der Regel jedoch in der Anlage K durch die Fällung mittels Natriumaluminat.

Die Anlage K besitzt zwei Pufferbehälter. Im Pufferbehälter 1 sind zwei Füllstandsmessungen und eine Zulaufmessung installiert. Der Pufferbehälter ist mit einer Stahlbetondecke verschlossen, um mögliche Geruchsemissionen zu vermeiden. Es wird kontinuierlich Abluft abgesaugt und dem Biofilter zugeführt. Beim maximalen Füllstand des Pufferbehälter 1 erfolgt ein Überlauf in den Pufferbehälter 2.

Die drei SBR-Reaktoren der Anlage K, die keine Verbindung untereinander haben, sind für ein Schlammalter von 25 Tagen und simultaner aerober Schlammbestabilisierung ausgelegt. Jeder Reaktor ist flächendeckend mit Belüftungsplatten, einem Rührwerk, ÜS-Pumpe, Dekanter und Fällmitteldosierleitung (Natriumaluminat) sowie einer Online-Messung (pH-Wert, O₂-Konzentration, Leitfähigkeit und Temperatur) ausgerüstet. Der Klarwasserabzug erfolgt etwa 20 cm unterhalb der Wasseroberfläche über einen Dekanter, der eine Länge von 8 m besitzt. Der ÜS-Schlamm wird zu einer maschinellen Schlammentwässerung, einer Zentrifuge, geleitet.

Normalerweise dauern die erste sowie die zweite Beschickung zusammen im Trockenwetterfall ca. 50-60 min. Das hängt von der Wassermenge im Zulauf der Kläranlage und vom Füllstand im Pufferbehälter ab. Am Ende der Beschickungsphase beginnt die Belüftung. Die Belüftung dauert nach der ersten Beschickung ca. 150 min und nach der zweiten Beschickung ca. 70 min. Die Umwälzung des Wassers beginnt ab der ersten Beschickung bis zum Anfang der Sedimentationsphase. Am Ende des 8-Stunden-Zyklusses wird in der Sedimentationsphase das Wasser vom Schlamm getrennt und der Schlamm wird abgezogen. Diese Phase dauert ca. 130 min. Das Verhältnis t_F/t_Z ist 0,15 und das Austauschverhältnis (f_A) beträgt 0,21.

Bei der ersten Beschickung werden normalerweise 80-90 % der gesamten Menge des Abwassers zugeführt, und der Rest (10-20 %) wird bei der zweiten Beschickung in die SBR-Becken geleitet.

Die SBR-Anlage K zeigt generell eine sehr gute Abbauleistung, erkennbar an den 85 %-Perzentilwerte des Kläranlagenablaufs (siehe Tab. 4-4).

Anlage K wurde zu verschiedenen Zeiten zur Feststellung des Ist-Zustands beprobt und der Schlamm untersucht. Die Ergebnisse sind in Tab. 5-7 dargestellt. Der Schlammindex lag stets < 150 ml/g.

Tab. 5-7: Temperatur, ISV, B_{TS} , Häufigkeit von *M. parvicella* und Fädigkeitsstufe der untersuchten Proben der Anlage K zu verschiedenen Zeiten

Datum	Temperatur (°C)	Schlamm-index (ml/g)	B_{TS} (kg BSB ₅ / (kg TS·d))	Häufigkeit von <i>M. parvicella</i>	Fädigkeitsstufe
22.06.2010	15,9	86	0,066	3	3
22.09.2011	17,3	95	0,099	3	3
06.10.2011	17,4	111	0,103	3	3
21.02.2012	7,6	122	0,047	4-5	3-4

Der Schlammindex in der Anlage K weist im Sommer bessere Werte auf als im Winter. Der ISV liegt im Sommer im Bereich von 60-90 ml/g, kann aber im Winter hohe Werte um bis zu 180 ml/g erreichen. Abb. 5-20 stellt die Veränderung des Schlammindexes im Jahr 2010 dar. Der Schlammindex erhöht sich mit der Verminderung der Temperatur im Winter.

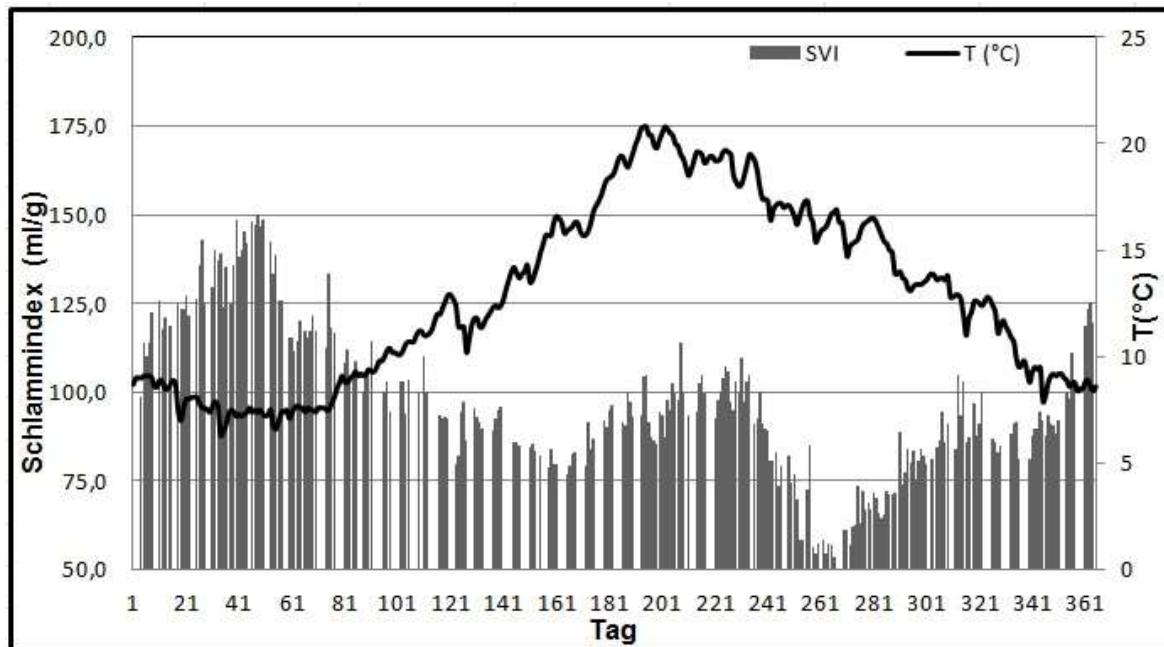


Abb. 5-20: Schlammindex in der Anlage K im Jahr 2010

Die Ermittlung der Schlammbelastung über die Jahre geschieht mittels der Formel (1) in Kap. 3.1.2. Die Zyklusdauer (t_z) in den untersuchten SBR-Anlagen hängt von der Zulaufmenge und vom Wasserspiegel im Pufferbehälter ab. Da keine Informationen zum Füllstand im Pufferbehälter in den Betriebstagebüchern vorhanden sind, erfolgt die Abschätzung der Zyklusdauer (t_z) nur nach der Gesamtzulaufmenge (siehe Tab. 5-8).

Tab. 5-8: Zyklus- und Reaktionsdauer in der Anlage K in Abhängigkeit der Zulaufmenge

Zulaufmenge (m ³ /d)	Zyklusdauer (h)	Reaktionsdauer (h)
weniger als 4.000	8	6
4.000-5.000	6	4
mehr als 5.000	4	2

Abb. 5-21 zeigt die Unterschreitungshäufigkeitslinie der Schlammbelastung der Anlage K. Daraus ist abzulesen, dass der 85 %-Perzentilwert 0,122 kg BSB₅/(kg TS·d) entspricht.

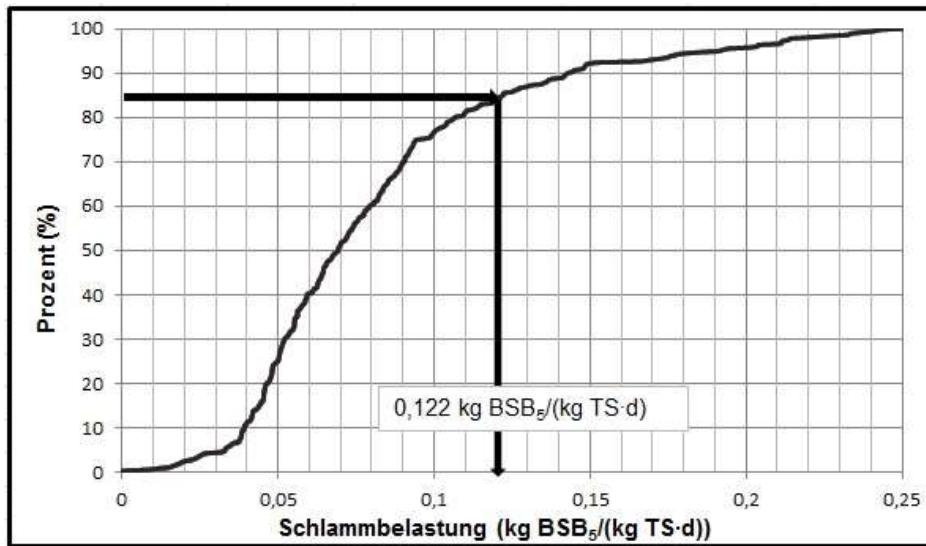


Abb. 5-21: Unterschreitungshäufigkeit der Schlammbelastung der Kläranlage K über 7 Jahre (2005-2012)

Die Untersuchung des Schlammes im Zustand vor der Umstellung zeigt eine Fädigkeitsstufe von 3 (Abb. 5-22) und eine Häufigkeit von *M. parvicella* von 4 (Abb. 5-23).

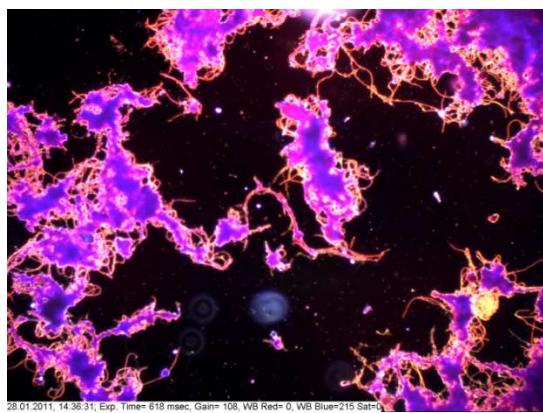


Abb. 5-22: Fädigkeit in Anlage K (Kristallviolett, 100x im Dunkelfeld)

Neben dem Vorkommen von *M. parvicella* sind noch andere subdominante Fäden vorhanden, wie z. B. *Thiothrix* sp., Typ 021 N und Typ 1851. Abb. 5-24 stellt einige dieser Fäden dar.

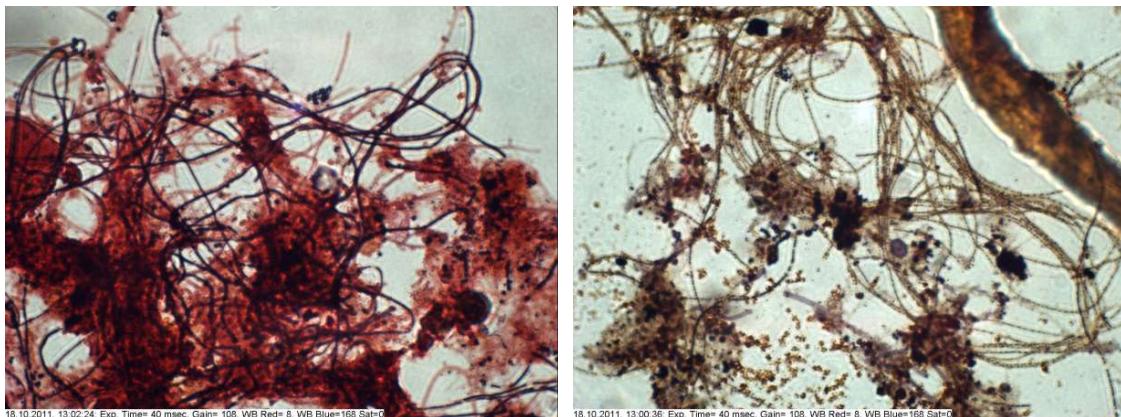


Abb. 5-23: *M. parvicella* in Anlage K (Gram- und Neisserfärbung, 1000x im Hellfeld)

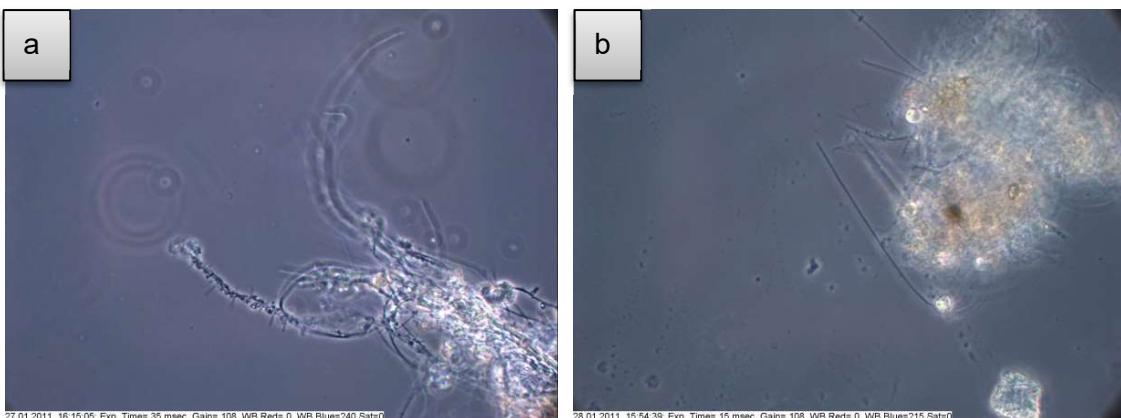


Abb. 5-24: Einige Fäden in der Anlage K im Becken 2, Lebendpräparat, 400x; (a) Typ 1851, (b) Typ 021 N

Zusammenfassend zeigt die SBR-Anlage K eine Schlammbelastung $> 0,05$ kg BSB₅/(kg TS·d). Die mikroskopischen Untersuchungen zeigen das dominante Vorhandensein von *M. parvicella* im belebten Schlammb mit einer Häufigkeit von 4. Außerdem treten mehrere Fäden, die zu Blähenschlammproblemen führen können, subdominant auf.

5.2.1 Verminderung der Schlammbelastung in der Anlage K

Vor der Reduzierung der Schlammbelastung war die Belastung im Bereich von 0,05-0,2 kg BSB₅/(kg TS·d). Der Schlammindex lag zwischen 85-150 ml/g.

Kurz vor Beginn der Umstellung wurde eine Probe genommen und analysiert. Die Ergebnisse sind in Tab. 5-9 dargestellt.

Tab. 5-9: Schlammindex und -belastung in der Anlage K vor der Verminderung der Schlammbelastung

Datum	Zyklusdauer (h)	ISV (ml/g)	TS (g/l)	B_{TS} (kg BSB ₅ /(kg TS·d))
27.09.2012	8	85	3,0	0,054

In der Anlage K erfolgt eine Herabsetzung der Schlammbelastung auf einen Wert < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d), um den Einfluss der geringen Schlammbelastungen in SBR-Anlagen mit simultaner aerober Schlammbestabilisierung auf das Wachstum von *M. parvicella* zu beobachten. Der TS-Gehalt beträgt durchschnittlich bei Trockenwetter 3,0 g/l. Eine Erhöhung des TS-Gehalts auf einem Wert > 4 g/l wurde im Zeitraum vom 1. Oktober 2012 bis zum 6. Dezember 2012 durchgeführt. Dadurch wurde die Schlammbelastung auf 0,033 – 0,038 kg BSB₅/(kg TS·d) reduziert.

Innerhalb der Umstellungszeit wurde wöchentlich eine 24-h-Mischprobe vom Zulauf gezogen. Daraus wurde der BSB₅ bestimmt. Des Weiteren wurde jede Woche eine Belebtschlammprobe nach der zweiten Belüftungsphase entnommen, um den Schlammindex zu ermitteln und die mikroskopischen Untersuchungen durchzuführen.

Nach Beginn der Erhöhung des TS-Gehalts wurde die erste Probe am 5. Oktober 2012 und die letzte am 5. Dezember 2012 genommen.

Innerhalb der Umstellung wurden die Trockenmasse und der Schlammindex ermittelt (siehe Tab. 5-10). In den meisten Fällen war das Wetter trocken, die Zyklusdauer betrug 8 Stunden.

Zum Erreichen einer verringerten Schlammbelastung ist der Trockenmassegehalt (TS) zu erhöhen indem weniger Überschussschlamm abgezogen wird. Die Reduzierung der Schlammbelastung hatte im ersten Monat keinen erkennbaren Einfluss auf den Schlammindex. Ab dem 25. November 2012 ist eine Verschlechterung des Schlammindexes festzustellen (siehe Tab. 5-10 und Abb. 5-25) und Schwimmschlammprobleme traten auf. Durch die Reduzierung der Schlammbelastung erhöhte sich der Schlammindex auf 208 ml/g bei einer Wassertemperatur von 9,9 °C (siehe Tab. 5-10).

Tab. 5-10: Ergebnisse während der Umstellung der Anlage K

Datum								
	Temperatur	t_z	ISV	TS	B_{TS}	Fädigkeitsstufe	Häufigkeit von <i>M. parvicella</i>	
	°C	h	ml/g	g/L	kg BSB ₅ /(kg TS·d)	--	--	
05.10.2012	14,1	4	124	3,07	0,165	3	4	
11.10.2012	14,1	8	81	4,95	0,034	3	4	
17.10.2012	14,2	8	90	4,24	0,035	3-4	4	
24.10.2012	15,7	6	91	5,05	0,039	3-4	4	
31.10.2012	13,3	8	154	4,95	0,056	3-4	5	
08.11.2012	12,5	8	112	3,56	0,049	4	5	
15.11.2012	12,8	8	169	4,49	0,033	4	5	
21.11.2012	12,2	8	157	4,58	0,038	4	5	
28.11.2012	12,1	8	147	4,36	0,033	4	4	
05.12.2012	9,9	8	208	4,43	0,036	4	5	

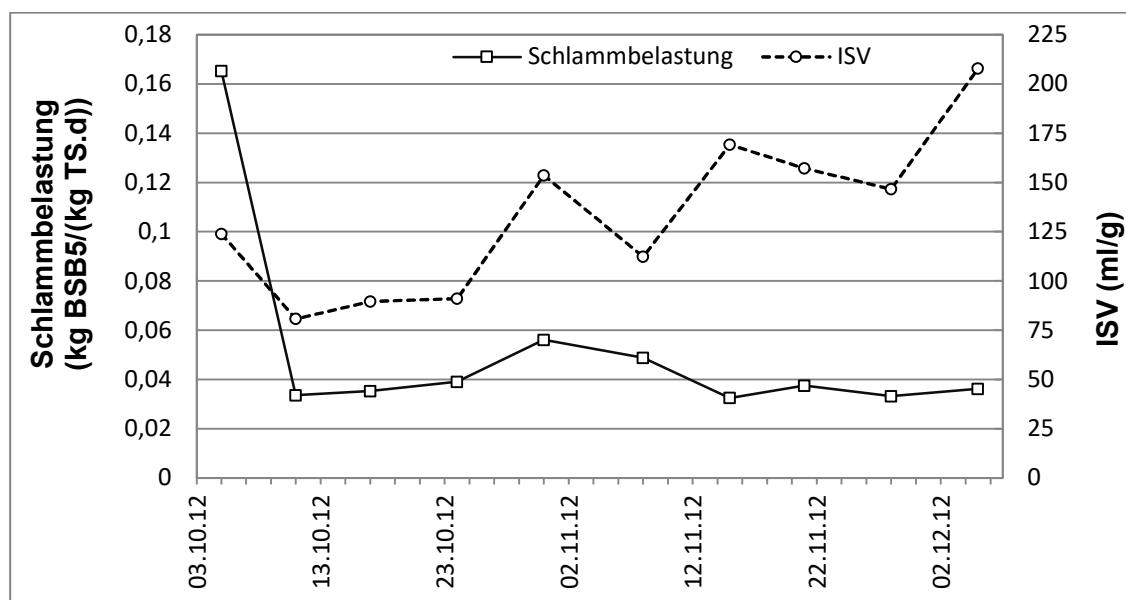


Abb. 5-25: Entwicklung des Schlammindex während der Verringerung der Schlammbelastung in der Anlage K

Aus Abb. 5-25 ist ersichtlich, dass sich der Schlammindex wesentlich verschlechtert hat. Die Temperatur ist gleichzeitig von 14 °C auf 9,9 °C gesunken, was das Wachstum von

M. parvicella ebenfalls begünstigt kann. Es erfolgt ein Vergleich der Schlammindices während der Umstellungszeit (Schlammbelastung $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$) mit den Werten, die am Anfang des Jahres 2012 und die im gleichen Zeitraum (von Oktober bis Mitte Dezember) des vorherigen Jahres ermittelt worden sind (siehe Abb. 5-26 und Abb. 5-27). In den ersten drei Monaten des Jahres 2012 hat der Schlammindex erkennbar bessere Werte bei einer Temperatur zwischen 5 °C und 10 °C aufgewiesen als während der Umstellung. In der Zeit vom Oktober 2011 bis Dezember 2011 ist die Temperatur vom 18 °C bis auf 8,9 °C gesunken. Der Schlammindex hat sich zwar verschlechtert, er blieb aber $< 150 \text{ ml/g}$.

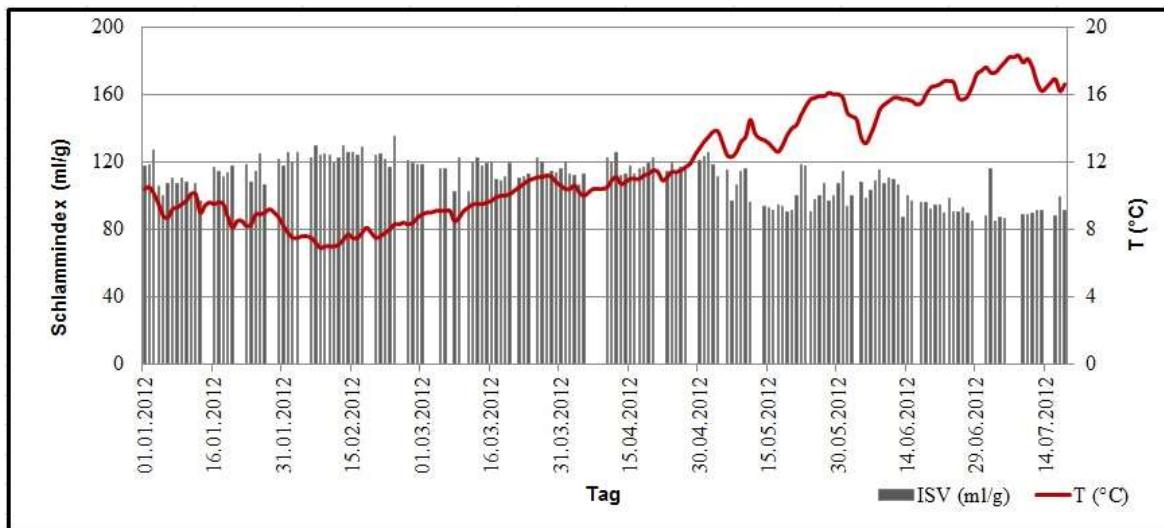


Abb. 5-26: Entwicklung des Schlammindexes und der Temperatur während der ersten Hälfte des Jahres 2012 in der Anlage K

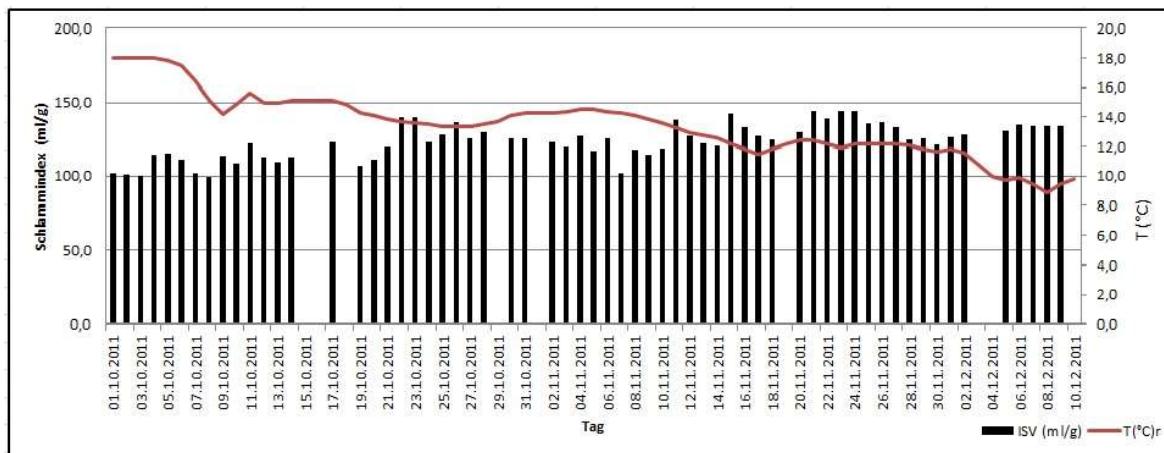


Abb. 5-27: Entwicklung des Schlammindexes mit der Temperatur vom Oktober bis Dezember im Jahr 2011

Wegen der Gefahr eines Schlammbtriebs (siehe Abb. 5-28), was zu einer Verschlechterung der Ablaufwerte führen würde, insbesondere bei starkem Regenfall, wurde am 5. Dezember, 2012 die Umstellung der Anlage K abgebrochen und der TS-Gehalt erniedrigt, damit die Kläranlage wieder in ihrer normalen Betriebsweise bei höherer Schlammbelastung arbeiten kann.



Abb. 5-28: Am Ende der Umstellung: Schwimmschlamm im SBR-Becken (links); Schlammvolumen nach 30 min Absetzzeit mit Verdünnung im Verhältnis 1:3 (rechts)

Im Normalfall zeigt die Anlage K eine Fähigkeitsstufe von 3. Aufgrund der Umstellung trat eine Verschlechterung des Schlammindexes auf und die Fähigkeit stieg von 3 auf 4 (Abb. 5-29).

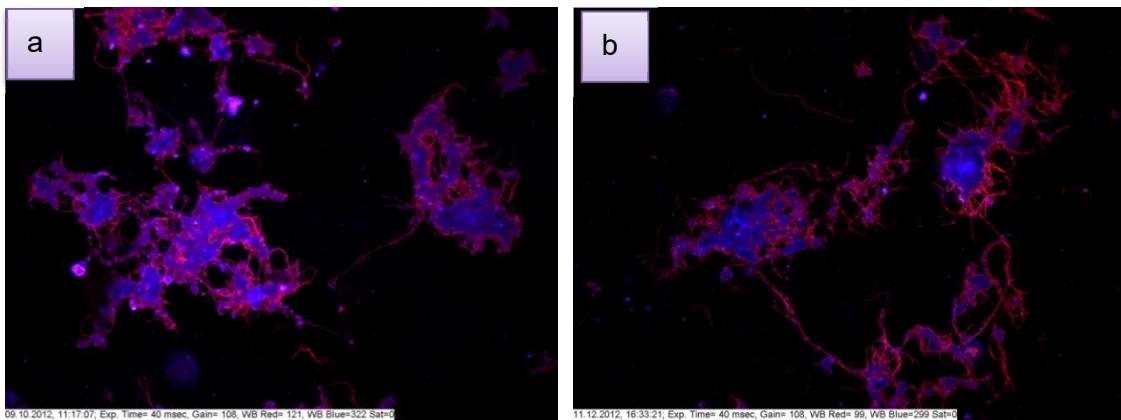


Abb. 5-29: Gesamtfähigkeit innerhalb der Umstellung; am Anfang der Umstellung (a), F = 3; am Ende der Umstellung (b) F= 4

Das Ziel dieser Umstellung war die Ermittlung des Einflusses der geringen Schlammbelastung auf das Wachstum von *M. parvicella*.

Die Ergebnisse der Veränderung der Häufigkeit von *M. parvicella* mit der Verminderung der Belastung sind in Tab. 5-10 und Abb. 5-30 dargestellt. Abb. 5-30 belegt eine Verminderung der Schlammbelastung von einem Wert $> 0,1 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ auf einen Wert $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$. Im Oktober (bis zur kurzen Zeit nach der Verminderung der Schlammbelastung) ist die Häufigkeit von *M. parvicella* 4. Ende Oktober beträgt die Häufigkeit von *M. parvicella* 5. Im Zeitraum zwischen dem 28. Oktober und dem 7. November ist die Schlammbelastung erhöht infolge eines in dieser Woche stattgefundenen Regenereignises, was zur Erhöhung der Wassermenge im Zulauf der Kläranlage führte. Eine Änderung der Zyklusdauer von 8 h auf 6 h erfolgte am 25. Oktober. Ab dem 15. November verminderte sich die Schlammbelastung wieder auf $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$.

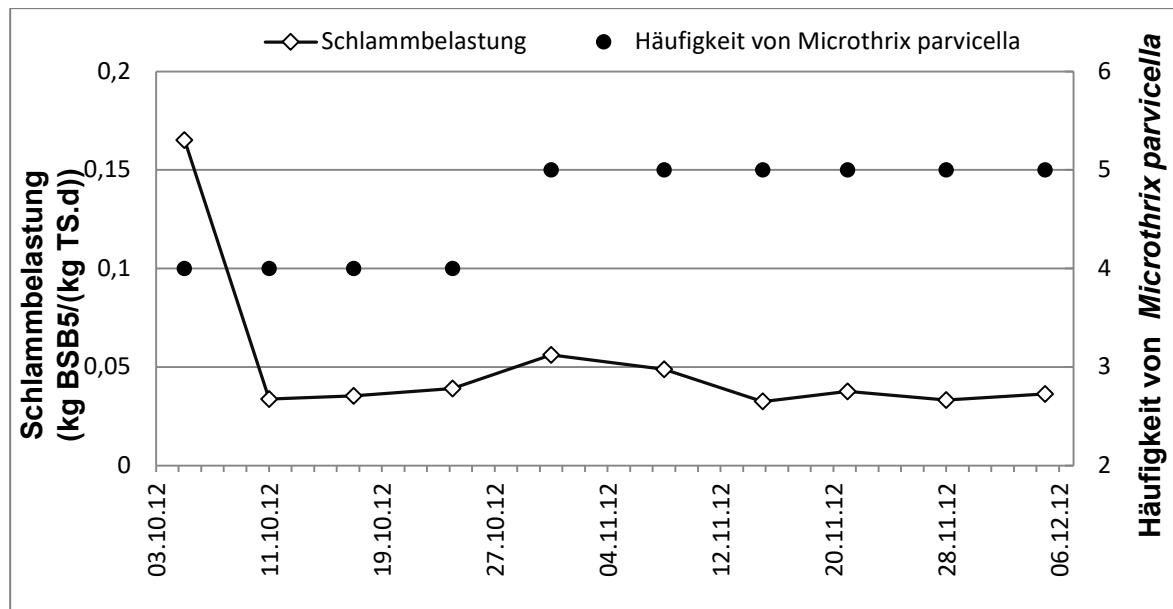


Abb. 5-30: Änderung der Häufigkeit von *M. parvicella* mit der Belastung während der Umstellung der Anlage K

Die Häufigkeit von *M. parvicella* ist aufgrund der Verminderung der Schlammbelastung angestiegen (siehe Abb. 5-31). Die Temperatur zwischen dem 11. Okt. und 15. Nov. reduzierte sich um 1,3 °C. Die Häufigkeit dieses Fadenorganismus ist normalerweise 3. Während der Umstellungszeit stieg die Häufigkeit auf 5. Von daher kann festgestellt werden, dass die Verminderung der Schlammbelastung zur Verschlechterung der Häufigkeit von *M. parvicella* führte. Die *M. parvicella*-Fäden flotierten auf der Wasseroberfläche, was zum Auftreten der Schwimmschlammprobleme führt.

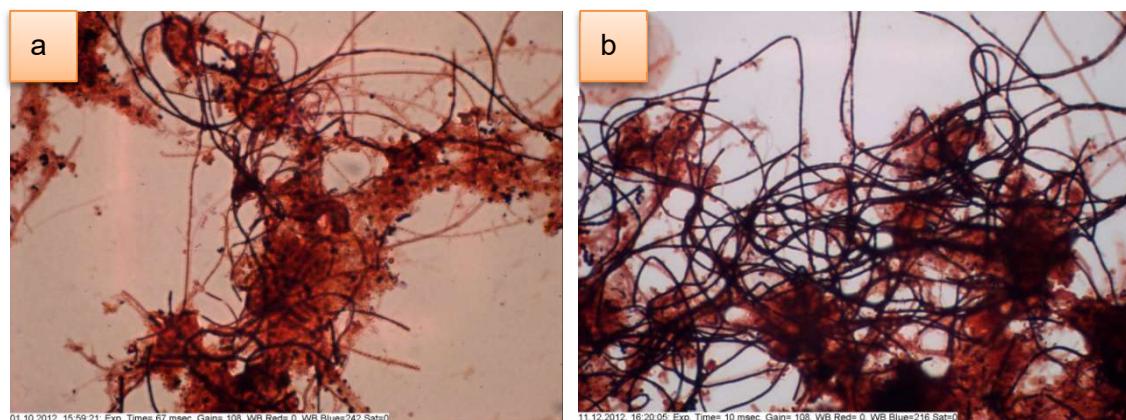


Abb. 5-31: Gram-positive Zellen von *M. parvicella*; (a) vor der Umstellung der Anlage K am 01. Okt. 2012, H = 3; (b) und am Ende der Umstellung am 05. Dez. 2012, H = 5

5.2.2 Einsatz von Aluminiumchlorid in der SBR-Anlage K

Ab 06. Dezember 2012 erfolgte das Herunterfahren der Anlage K auf ihren normalen Betrieb. Der Trockenmassegehalt TS wurde wieder vermindert auf 2,5-3 g/l und die Schlammbelastung erhöhte sich auf 0,09 kg BSB₅/(kg TS·d).

Zur Elimination von Phosphor wurde bislang Natriumaluminat verwendet. Die Dosierung von Natriumaluminat hat keinen bzw. lediglich einen geringen Einfluss auf das Wachstum von *M. parvicella*.

Die bisher beste und erfolgreichste Bekämpfungsmaßnahme gegen *M. parvicella* ist die Dosierung von sauren Fällungsmitteln auf Aluminiumbasis (AlCl_3 , PAC) (Kap. 2.3.4). Laut Lebek (2003) und Paris (2004) üben die sauren Aluminiumsalze die beste Wirkung auf *M. parvicella* aus. Da der Einsatz von PAC hohe Kosten verursacht, findet Aluminiumchlorid als Alternative Einsatz (Lebek, 2003). Die Dosierung von Aluminiumchlorid zeigte bei den Versuchen von Lebek (2003) die gleiche Wirkung auf *M. parvicella* wie bei PAC. Nach Absprache mit den Betreibern der Anlage K fiel die Entscheidung, Aluminiumchlorid zu dosieren und dessen Wirkung auf das Wachstum von *M. parvicella* zu untersuchen.

Dauer der Dosierung:

Rachholz (2002) berichtet von einem Rückgang der Fähigkeit bzw. des Schlammindexes in kommunalen Kläranlagen, die unter *M. parvicella* leiden, durch die Dosierung von Aluminiumchlorid drei Monate lang. Die Wirkungsdauer von Aluminium auf *M. parvicella*, auf die Eigenschaften sowie auf die Aktivität des belebten Schlamms ist beschränkt und nicht dauerhaft. Nach Beendigung der Zudosierung ist ein erneutes Wachstum von *M. parvicella* innerhalb von zwei Monaten zu erwarten (Paris, 2004).

Dosierstelle:

Nach Absprache mit den Betreibern und aufgrund des benötigten Aufwandes bei der Reinigung der Dosierrohre in der Anlage K wurde keine Simultanfällung (wie es in der Literatur empfohlen ist) durchgeführt, sondern es wurde Aluminiumchlorid in den Zulauf der Anlage zudosiert, um festzustellen, welche Wirkung AlCl_3 auf den Schlamms und auf *M. parvicella* ausüben kann. Somit erfolgte eine Vorfällung.

Art der Dosierung:

Laut den Untersuchungen von Paris (2004) wirkt die Verwendung der sauren Fällungsmittel auf Aluminiumbasis bei Stoßzugabe toxisch auf die belebte Schlammbiozönose. Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt eine kontinuierliche Zudosierung von AlCl_3 .

Eigenschaften des verwendeten Fällmittels:

In der SBR-Anlage K wurde einer 6 Gew.- AlCl_3 -Lösung zudosiert. Es ist eine hellgelbe Lösung mit einem pH-Wert < 1, der Aluminiumgehalt beträgt 78 g/l. Es hat eine Dichte von 1,30 g/cm³. Die verwendete Aluminiumchlorid-Lösung eignet sich als Fällmittel bei der chemischen und biologischen Abwasserreinigung bzw. als Gegenmaßnahme für die Bekämpfung von Bläh- und Schwimmschlamm.

Menge:

Nach der Empfehlung von Lebek (2003) soll die Dosiermenge mehr als 2,5 g Al/kg TS·d (Simultanfällung) betragen. Paris (2004) berichtet, die Dosierung von 2,2-3,5 g Al/kg TS·d AlCl_3 sei erfolgreich gegen *M. parvicella* und es führe zu keiner Beschädigung des Schlamms. Allerdings hat Paris (2004) bei einer hohen Dosiermenge von AlCl_3 > 3,5 g Al/kg

TS·d eine hemmende Wirkung auf die Grundatmung des Schlamms und eine hemmende Wirkung auf die Aktivität des Schlamms festgestellt.

Die Untersuchungen in der Literatur wurden auf konventionellen Belebungsanlagen mit massenhaftem Wachstum von *M. parvicella* durchgeführt. Da die hier untersuchten SBR-Anlagen keine massiven Probleme mit *M. parvicella* bzw. keine Schwimmschlammprobleme hatten und aufgrund der hohen Kosten von Aluminiumchlorid sowie der beschränkten vorhandenen Menge wurde entschieden, den Einfluss von sehr geringen Mengen dieses Mittels auf *M. parvicella* in SBR-Anlagen zu untersuchen. Es wurde eine Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) in den Zulauf der Anlage gegeben. Die Menge ist viel kleiner als die empfohlene Menge in der Literatur.

Die durchschnittliche Trockenmasse (TS) in dieser Zeit lag bei 3,0 kg/m³. Die durchschnittliche Wassermenge im Zulauf der Anlage betrug 5.000 m³/d.

Da die vorhandene Menge des verwendeten Mittels sehr beschränkt war, erfolgte die Dosierung nur 24 Tage lang.

Vor Beginn der Dosierung wurden mehrere Proben untersucht. Die Ergebnisse sind in Tab. 5-11 dargestellt.

Tab. 5-11: ISV, Häufigkeit von *M. parvicella* und die Fädigkeitsstufe vor der Dosierung von AlCl₃

Datum	Temperatur (°C)	Zyklus-dauer (h)	ISV (ml/g)	Häufigkeit von <i>M. parvicella</i>	Fädigkeitsstufe
02.01.2013	9,9	4	111	4-5	3
08.01.2013	10,7	8	116		
16.01.2013	8	8	126		
14.02.2013	8,1	6	120		
13.03.2013	7,5	6	122		

Im Zeitraum zwischen Januar und März, 2013 ist die Häufigkeit von *M. parvicella* aufgrund der Absenkung der Temperatur angestiegen (H = 4-5). Während dieser Zeit wuchs *M. parvicella* innerhalb der Flocke (Abb. 5-32), was zur Lockerung der Flockenstruktur führte. Des Weiteren ist eine Verschlechterung des Schlammindexes festzustellen.



Abb. 5-32: *M. parvicella* vor Beginn der Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) AlCl₃ in der Anlage K

Am 25. März 2013 begann die Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) Aluminiumchlorid vor dem Pufferbehälter. Es entstand eine hohe Turbulenz des Abwassers, was zur guten Mischung zwischen der Aluminiumlösung und dem Abwasser führte.

Während der Dosierung von Aluminiumchlorid stand jede Woche die Entnahme und Mikroskopierung einer Probe der Belebung (nach der zweiten Belüftung und kurz vor der Sedimentationsphase) an, um festzustellen, ob die vorgegebene Dosiermenge von AlCl₃ einen Einfluss auf die Fähigkeit des belebten Schlammes und auf *M. parvicella* hat.

Der belebte Schlamm in der Anlage K zeigte am 16. April 2013 die Fähigkeitsstufe 3. Die Fäden vernetzen die einzelnen Flocken. Die Dosierung von AlCl₃ hat die Fähigkeit, aufgrund der kurzfristigen Dosierdauer nicht beeinflusst (Abb. 5-33).

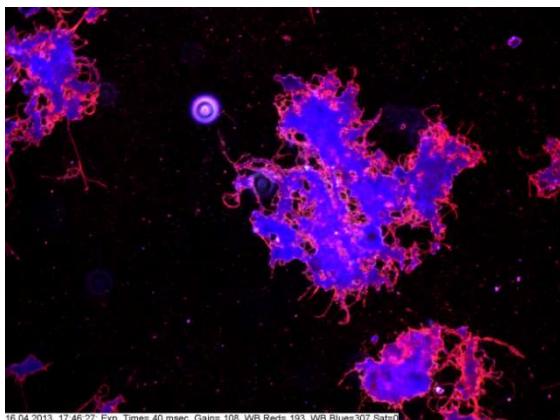


Abb. 5-33: Fähigkeitsstufe des belebten Schlammes am 16. April 2013, mit Kristallviolett gefärbt, 100x, im Dunkelfeld

Aluminiumchlorid wurde im Zeitraum vom 25. März bis 17. April 2013 zudosiert. Die Aluminium-Dosiermenge ist zwar viel geringer als die empfohlene Menge von Lebek (2003) und Paris (2004), trotzdem ist ein Rückgang des Schlammindexes festzustellen. Die folgende Grafik zeigt eine wesentliche Abnahme des ISV aufgrund der Dosierung von AlCl₃ (Abb. 5-34). Durch die Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) ist der Schlammindex von 120 ml/g auf 98 ml/g gesunken. Bis zu diesem Zeitpunkt sind *M. parvicella* sowie Typ 0581 die dominanten Fäden im belebten Schlamm; trotzdem übten diese Fäden keinen Einfluss auf die Absetzfähigkeit des belebten Schlammes aus. Die Dosierung von AlCl₃ wirkte

demzufolge positiv auf den Schlammindex. Die Temperatur hat keine Rolle gespielt, da die Schwankung in der Temperatur in dieser Zeit niedrig war ($T = 8-10 \text{ }^{\circ}\text{C}$).

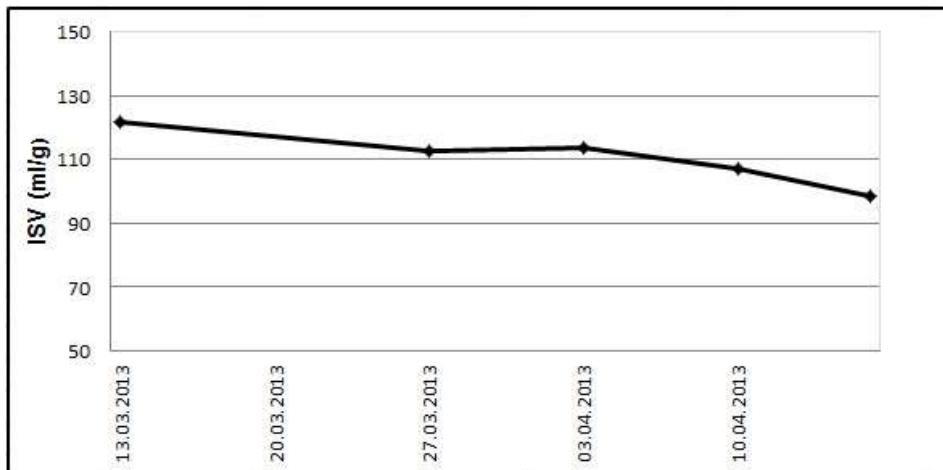


Abb. 5-34: Rückgang des Schlammindexes aufgrund der Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) mit AlCl_3

In der Regel zeigen SBR-Anlagen kompakte und kräftige Flocken. Diese kompakte Struktur verbessert die Absetzeigenschaften des Schlamms, was zur Verbesserung des Schlammindexes führt. Im Gegensatz dazu zeigt Anlage K zerrissene unregelmäßige Flocken (Abb. 5-35, a). Durch die Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) im Zulauf der Anlage entsteht ein Fällungsschlamm, der dem SBR-Becken geleitet wurde. Das führte zur Verbesserung der Flockenstruktur. Die Dosierung von AlCl_3 führte zur Bildung dichterer Flocken. Sie sahen kompakter aus und setzten sich besser ab, was zur Verbesserung des Schlammindexes führte (Abb. 5-35, b).

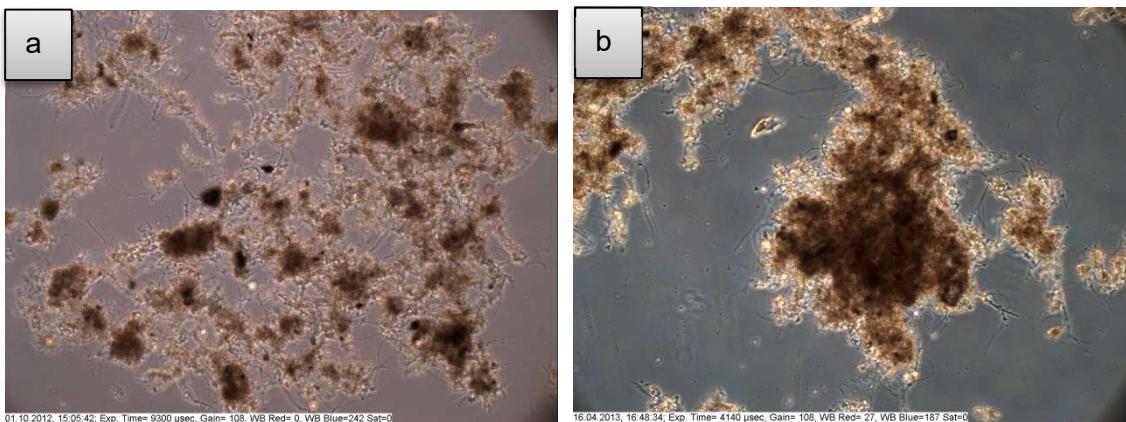


Abb. 5-35: Schlamm aus der SBR-Anlage K, 100x Vergrößerung; (a) am 01. Okt. 2012 mit der Dosierung von Na Al(OH)_4 , (b) am 16. April 2013 nach 22-tägiger Dosierung von AlCl_3

Drei Tage nach Anfang der Dosierung hat der Betreiber der Anlage von einer Verbesserung des Absetzverhaltens des Schlamms berichtet. Laut der mikroskopischen Untersuchungen ist nach einer Woche eine Veränderung in der Erscheinungsform von *M. parvicella* aufgetreten. Die Fäden lösten sich aus der Flocke und lagerten sich als Bündel zusammen (Strangbildung) Abb. 5-36), was zur Verbesserung des Schlammindexes aufgrund der Verbesserung der Flockenstruktur führte, in dem die Flocken kompakter wurden. Ähnliche

Beobachtungen wurden von Paris (2004) durch die Simultanfällung von AlCl_3 (2,2 g Al/(kg TS·d)) in einer Pilotanlage gemacht.

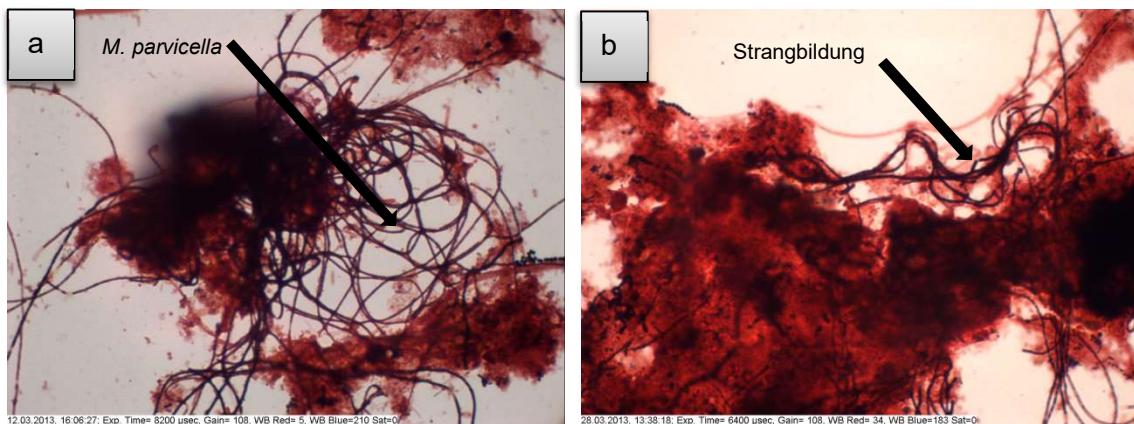


Abb. 5-36: Erscheinungsform von *M. parvicella* in Gramfärbung in der Anlage K, 1000x im Hellfeld; (a) am 12. März 2013 vor die Dosierung von AlCl_3 , (b) nach 17-tägiger Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) AlCl_3

Außerdem berichtete Paris (2004) von den Untersuchungen von Schade und Lemmer (2005). Nach ihrer Untersuchung kann Aluminium die Lipaseaktivität von *M. parvicella* beeinflussen. Die Dosierung von AlCl_3 wirkt hemmend auf die Fäden, die sich in der Wasserphase zwischen den Flocken befinden, wo die gelösten Substanzen leichter zu erreichen sind, als innerhalb der Flocken. Der Grund für die Reduktion der Lipaseaktivität wurde anhand der Batch-Versuche von Paris (2004) erklärt. Durch die Dosierung von AlCl_3 kommt es zur Eliminierung der lipophilen Stoffe in der Wasserphase. Durch die eingeschränkte Verfügbarkeit an hydrolysiertem Substrat ergibt sich eine Veränderung des physiologischen Zustandes von *M. parvicella* (besonders deutlich bei der Gramfärbung). Das führt zur Abnahme der Häufigkeit des Bakteriums.

Der Rückgang von *M. parvicella*-Fäden führte zur Verbesserung des Schlammindexes.

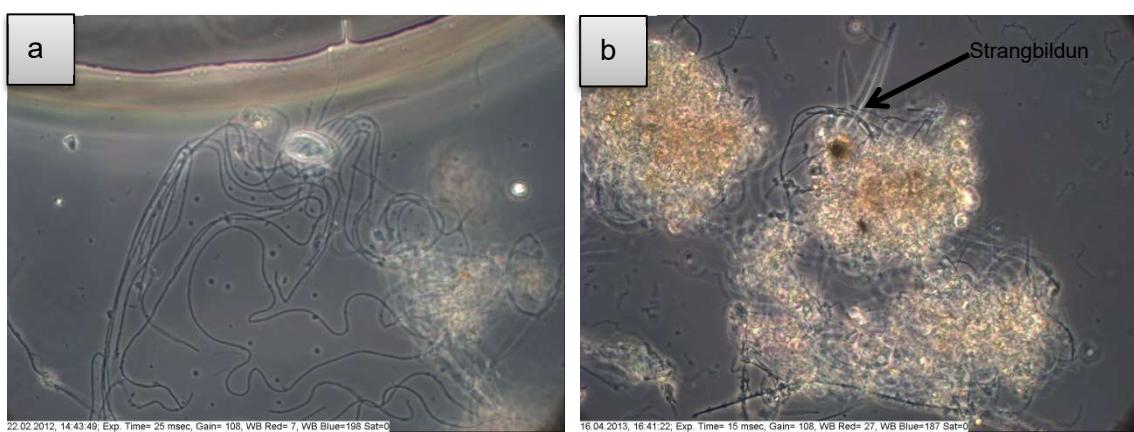


Abb. 5-37: Erscheinungsform von *M. parvicella* im Lebendpräparat in der Anlage K, 400x; (a) *M. parvicella* in der Wasserphase vor die Dosierung von AlCl_3 , (b) nach 25-tägiger Dosierung

Aufgrund der beschränkten zur Verfügung stehenden Menge von AlCl_3 ist das Fällmittel nur über einen Monat zudosiert worden. Am Ende der Dosierung wurde am 16. April 2013 eine

Änderung der Morphologie von *M. parvicella* festgestellt (Abb. 5-38), obwohl das Bakterium nicht aus dem System verdrängt worden ist.

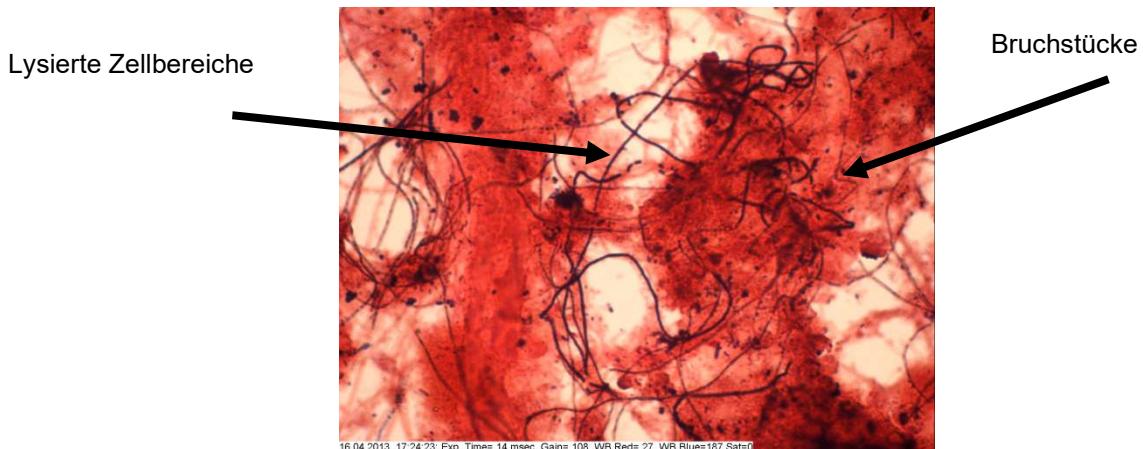


Abb. 5-38: Erscheinungsform von *M. parvicella* nach 25-tägiger Dosierung von AlCl_3 (H=3); Gramfärbung, 1000x, im Hellfeld

Vor der Dosierung von AlCl_3 war *M. parvicella* als dominanter Faden mit einer Häufigkeit von 4 vorhanden. Am häufigsten traten Typ 0041/0675 und Typ 0581 als subdominante Fäden auf. Typ 0581 ist sehr ähnlich zu *M. parvicella*, aber er ist gramnegativ (siehe Abb. 5-39). Diese beiden Fäden sind auch Blähenschlammbildner. Nach der Dosierung von AlCl_3 ist die Häufigkeit von *M. parvicella* zwar zurückgegangen, jedoch hat das Mittel keinen Einfluss auf diese subdominanten Fadenorganismen.

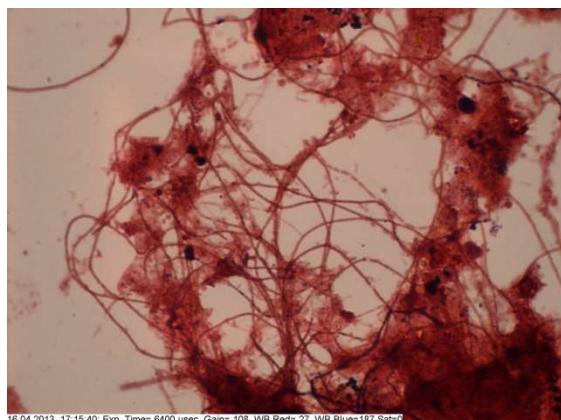


Abb. 5-39: Subdominante Fäden in der Anlage K nach 25-tägiger AlCl_3 Dosierung; Typ 0581, gramnegativ, 1000x im Hellfeld

5.2.3 Kosten der Bekämpfung von *M. parvicella* durch Fällung mit verschiedenen Fällmitteln

Die untersuchten SBR-Anlagen verwenden entweder Natriumaluminat oder eisenhaltige Fällmittel, um Phosphor zu eliminieren. Die P-Elimination in drei der untersuchten Anlagen erfolgt biologisch.

Wie in Kap. 5.2.2 gezeigt, wurde Aluminiumchlorid in der Anlage K zudosiert, um den Einfluss der Dosierung dieses sauren Mittels auf *M. parvicella* zu beobachten.

Wie aus den Untersuchungen hervorgeht, kann durch eine längere Dosierung von AlCl_3 das Vorkommen von *M. parvicella* kontrolliert und reduziert werden. Das Problem liegt bei den hohen Kosten, die die Dosierung von AlCl_3 fordert.

Die Kosten von aluminiumhaltigen Fällmitteln (Natriumaluminat und Aluminiumchlorid) bzw. die Kosten von eisenhaltigen Fällmitteln werden in Tab. 5-12 verglichen. Die Preisinformationen der aluminiumhaltigen Fällmittel wurden von den Betreibern der Anlage K übermittelt.

Tab. 5-12: Kosten beim Einsatz verschiedener Fällmittel zur Bekämpfung von *M. parvicella* am Beispiel der Anlage K, Stand 2012

Fällmittel	Kosten einschl. Lieferung (brutto) (€/t)	Benötigte Menge <u>zur Bekämpfung</u> von <i>M. parvicella</i> g Al/(kg TS·d) bzw. g Fe/(kg TS·d)	Kosten (brutto) (€/d)	Wirkung gegen <i>M. parvicella</i>
AlCl_3	280	2,2 - 3,5	270 - 429	effektiv
PAC	295	1,5 - 3,5	145 - 340	effektiv
Na Al(OH)_4	182	> 2,5	> 171	keine oder begrenzt
FeCl_3	370	16	1.152	begrenzt

Tab. 5-12 zeigt, dass beim Vergleich zwischen den aluminiumhaltigen Fällmitteln Aluminiumchlorid am teuersten ist. Dieses Fällmittel ist jedoch im Gegensatz zu Natriumaluminat effektiv gegen *M. parvicella*. Als Alternative zu dem teuren Aluminiumchlorid kann PAC zudosiert werden. Ein Wechsel zwischen PAC und eisenhaltigen Fällmittel war in der Anlage G effektiv. Die Dosiermenge von nur eisenhaltigen Fällmitteln ist hoch (16 g Fe/(kg TS·d)) und fordert deswegen mehr Kosten ohne einen effektiven Einfluss zu haben.

Die Fällmittel werden in den untersuchten Anlagen zudosiert, um Phosphor zu eliminieren. Die Dosiermenge hängt dabei von der Phosphorkonzentration ab. Es könnte aber möglich sein, dass in den Sommermonaten keine Dosierung erforderlich ist, da die Elimination von Phosphor biologisch erfolgt.

Bei der Dosierung von Aluminiumchlorid haben die Untersuchungen in der Anlage K bereits gezeigt, dass eine kontinuierliche Dosierung von 0,86 g Al/(kg TS·d) zu einem positiven Effekt sowohl auf *M. parvicella* als auch die Fädigkeitsstufe und Absetzbarkeit führte.

Die Zugabe von Natriumaluminat verursacht zwar weniger Kosten als die Dosierung anderer Mittel, zeigt aber weniger Erfolg gegen *M. parvicella*. Die Dosierung von

eisenhaltigen Fällmitteln führt im Vergleich zu Natriumaluminat zur Verbesserung der Flockenmorphologie (siehe Kap. 5.1.4), ist aber wesentlich teurer.

PAC kann als Alternative zu AlCl_3 verwendet werden. In den kritischen Wintermonaten kann der Wechsel von eisenhaltigen Fällmitteln auf PAC sinnvoll sein, um das Vorkommen von *M. parvicella* bzw. die subdominannten Fäden zu reduzieren.

5.2.4 Fazit und Schlussfolgerung

Es wurde festgestellt, dass *M. parvicella* in verschiedenen Häufigkeiten in allen untersuchten Anlagen vorkommt. Der optimale Belastungsbereich für das Wachstum von *M. parvicella* liegt bei 0,05 - 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) in Verbindung mit hohem Schlammalter > 20 d (siehe Kap. 2.3.3).

Um den Einfluss der geringen Belastung < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) auf *M. parvicella* zu untersuchen, wurde ein halbtechnischer Versuch auf Anlage K durchgeführt.

Die Anlage K wird nach dem DIC-SBR®-Verfahren (zweimalige Beschickung mit unterschiedlichen C:N-Verhältnissen) betrieben. Die Eliminierung des Phosphors erfolgt biologisch (in den Sommermonaten) und manchmal (besonders im Winter) auch chemisch mittels Natriumaluminat NaAl(OH)_4 . Das spezifische Beckenvolumen beim Ist-Zustand ist geringer als bei der Auslegung. Das deutet auf eine erhöhte Belastung in der Anlage K hin (siehe 5.1.6).

Die mittlere Schlammbelastung liegt bei 0,081 kg BSB₅/(kg TS·d) und der Trockenmassegehalt (TS) bei 3,0 g/l. Um den Einfluss einer sehr geringen Schlammbelastung auf das Vorkommen von *M. parvicella* zu untersuchen, wurde die Schlammbelastung in der Anlage K auf < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) reduziert bzw. der TS-Gehalt wurde im Zeitraum vom 1. Oktober 2012 bis zum 6. Dezember 2012 auf 4,5-5 g/l erhöht.

Die Anlage K neigte bei der Verminderung der Schlammbelastung (< 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d)) zur Schwimmschlammbildung. Die Häufigkeit von *M. parvicella* bzw. der Schlammindex haben sich verschlechtert.

Die Temperatur ist während der Umstellung der Anlage von 15 C° auf 9,9 C° gesunken. Dies kann das Vorkommen von *M. parvicella* positiv beeinflussen. Der Schlammindex während der Reduzierung der Schlammbelastung betrug 208 ml/g bei 9,9 C° und die Häufigkeit von *M. parvicella* hatte den Wert 5 erreicht. Durch einen Vergleich mit den Daten des vorherigen Jahres wurde festgestellt, dass die Reduzierung der Temperatur von 18 C° auf 8,9 C° im Jahr 2011 zwar zur Verschlechterung des Schlammindexes führte, er blieb jedoch unter 150 ml/g. Das weist daraufhin, dass sich die Verminderung der Schlammbelastung negativ auf die Fähigkeitsstufe, auf *M. parvicella* sowie auf den Schlammindex auswirkt. Von daher kann festgestellt werden, dass der Belastungsbereich für das Vorkommen von *M. parvicella* eigentlich zwischen 0,02 und 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) liegt.

Durch die Reduzierung der Belastung auf < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) in der Anlage K und die dadurch resultierenden hohen ISV-Werte ähnelt die Anlage K in der Betriebsweise der Anlage A im Jahr 2009 mit zweimaliger Beschickung (siehe Kap. 5.1.8). Der Schlammindex

erreichte in der Anlage A sehr hohe Werte ($> 200 \text{ ml/g}$). Eine Verbesserung der ISV-Werte wurde durch die Umstellung der Anlage zu einmaliger Beschickung erreicht (siehe Kap. 5.1.8).

Außerdem fördert das schwankende C:N-Verhältnis durch die zweimalige Beschickung mit unterschiedlichen Stickstofffrachten (DIC-SBR®-Verfahren) in der Anlage K das Wachstum von fadenförmigen Organismen (siehe Tab. 5-2 in Kap. 5.1.1). Von daher kann, basierend auf der neuen Einstellung von der Anlage A, empfohlen werden, die Anlage K im Fall der Verminderung der Schlammbelastung auf $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ nur mit einer Beschickung pro Zyklus zu betreiben. Das wurde jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht.

Es wurde die Dosierung von Aluminiumchlorid in der Anlage K erprobt. Aufgrund der hohen Kosten dieses Mittels und dem hohen Aufwand bei einer Durchführung einer Simultanfällung erfolgte hier lediglich eine Zudosierung im Zulauf der Anlage K, also eine Vorfällung. Es wurden $0,86 \text{ g Al}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ Aluminiumchlorid in den Pufferbehälter zudosiert. Diese Menge ist im Vergleich zu den empfohlenen Mengen in der Literatur sehr gering. Trotzdem belegten die Ergebnisse der kontinuierlichen Zudosierung von AlCl_3 auch in dieser kleinen Menge deutlich eine Stagnation des Wachstums von *M. parvicella* und das Auftreten einiger morphologische Veränderungen (Abb. 5-40 und Abb. 5-41). Die Fäden lösten sich aus der Flocke und bildeten einen Strang, was zu kompakten Flocken mit anschließendem verbessertem Schlammindex führte. Die *M. parvicella*-Fäden wurden jedoch nicht aus dem System verdrängt, aber ihr Wachstum war durch die Dosierung von Aluminiumsalzen trotz der geringen Dosiermenge gehemmt.

Gleichzeitig erfordert der Einsatz der kontinuierlichen simultanen Fällung bzw. Vorfällung hohe Kosten. Außerdem ist der Einfluss von AlCl_3 nicht nachhaltig, sondern wirkt nur für die Dauer der Dosierung.

Die vorhandene AlCl_3 -Menge auf der Anlage K war sehr beschränkt. Aufgrund der hohen Kosten erfolgte ein Ende der Zudosierung nach nur einem Monat. Trotz der geringen Dosiermenge wurden viele Vorteile festgestellt:

- Verbesserung des Schlammindexes auf $< 100 \text{ ml/g}$ (vor der Dosierung lag der Schlammindex im Bereich um 120 ml/g),
- Verminderung von Schwimmschlamm,
- Verbesserung der Flockenmorphologie und der Struktur der Flocke.

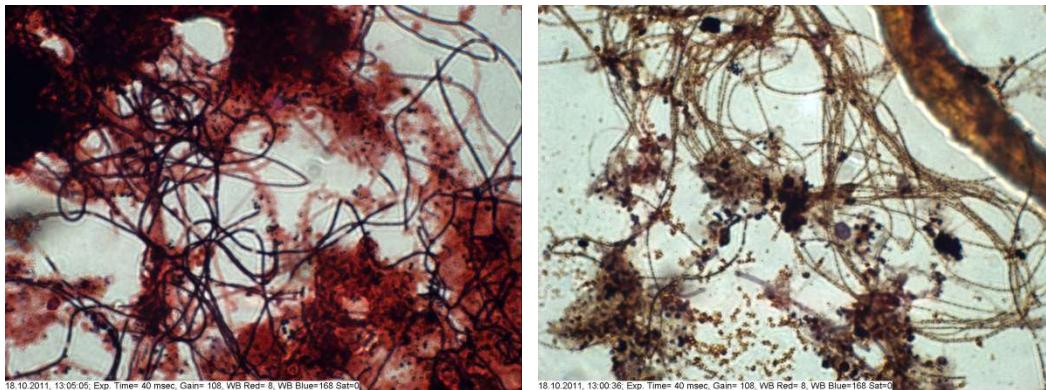


Abb. 5-40: *M. parvicella* in Anlage K vor der Dosierung von AlCl_3 , Gram- und Neisserfärbung, 1000x im Hellfeld

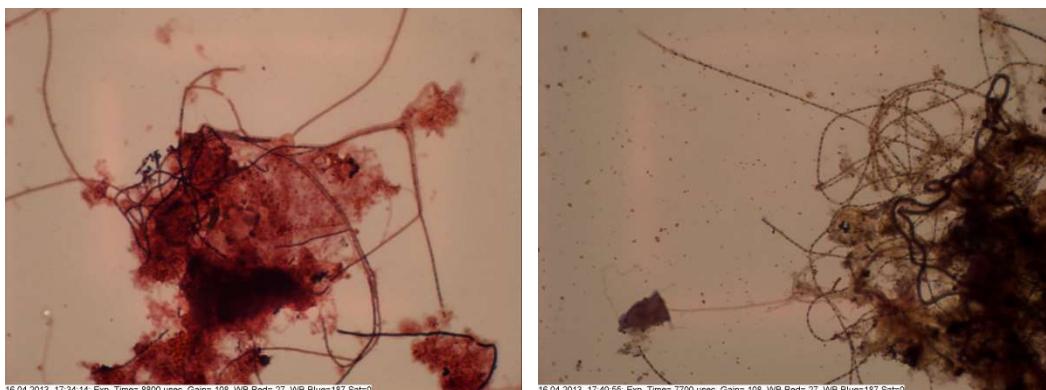


Abb. 5-41: *M. parvicella* in Anlage K nach 25-tägiger Dosierung von AlCl_3 , Gram- und Neisserfärbung, 1000x im Hellfeld

Als Alternative kann PAC verwendet werden. Einen Wechsel zwischen PAC und eisenhaltigem Fällmittel kann die Betriebskosten reduzieren und das Vorkommen von *M. parvicella* unter Kontrolle halten (wie bei Anlage G).

6 Zusammenfassung und Ausblick

In Deutschland gibt es mittlerweile viele SBR-Anlagen zur Behandlung kommunalen Abwassers, davon sind mindestens 240 Anlagen für eine Anschlussgröße von 1.000 bis 25.000 EW konzipiert.

In der Regel liefern SBR-Anlagen sehr gute Ablaufwerte bzw. eine sehr gute Reinigungsleistung und sind für einen guten Schlammindex bzw. gute Absetzbarkeit des Schlammes bekannt. Das Problem einiger SBR-Anlagen liegt bei dem Vorkommen fadenförmiger Mikroorganismen, insbesondere *Microthrix parvicella*.

M. parvicella ist ein Schwimm- und Blähslammbildner, der unter aeroben, anoxischen und anaeroben Milieubedingungen wächst. *M. parvicella* taucht am häufigsten bei Temperaturen < 15 °C auf. Aufgrund seiner hydrophoben Zelloberfläche bildet er keine Brücken mit den anderen Flocken, sondern wächst durch die gesamte Flocke. Dadurch sind die Flocken lockerer und neigen zum Flotieren auf der Wasseroberfläche. Das führt zur Verschlechterung des Schlammindexes und zum Auftreten von Schwimm- und Blähslammbproblemen. Laut vielen vorherigen Untersuchungen liegt die optimale Schlammbelastung für das Vorkommen von *M. parvicella* zwischen 0,05 - 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) und bei einem Schlammalter > 20 d. Bisher existieren nur sehr wenige Untersuchungen über den Einfluss einer sehr geringen Belastung < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d).

Im Zuge dieser Arbeit fanden Untersuchungen an 13 SBR-Anlagen statt, die mit aerober Schlammbestabilisierung ausgelegt sind; jedoch wiesen vier Anlagen zur Zeit der Untersuchung eine höhere Schlammbelastung > 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) auf und betreiben somit keine aerobe Schlammbestabilisierung.

Die meisten der untersuchten Anlagen (9 von 13) wurden nach dem DIC-SBR®-Verfahren betrieben. Das DIC-SBR®-Verfahren (Differential Internal Cycle strategy Sequential Batch Reactor) wurde von der Firma LimnoTec entwickelt. Nach dem DIC-Verfahrensprinzip werden in einem Pufferbehälter zwei unterschiedliche Abwasserteilströme zur Beschickung der Reaktoren hergestellt. Dieses Verfahren ist entwickelt worden, um eine sehr weitgehende Nährstoffelimination zu gewährleisten. Das vorgeklärte Abwasser wird im Pufferbehälter hydrolysiert. Er dient als Vorlagebehälter für die stoßweise Beschickung der SBR-Reaktoren. Der eine Abwasserteilstrom aus dem Pufferbehälter besteht aus dünnem Abwasser mit einem niedrigen C:N-Verhältnis und entspricht dem Überstand. Dieser Teilstrom wird bei dem ersten Zyklus in den Reaktoren gefördert. Der zweite Abwasserteilstrom besteht aus „dickem“ Abwasser mit einem sehr hohen C:N-Verhältnis und entspricht dem Konzernat. Dieser Teilstrom wird in einem zweiten bzw. letzten internen Zyklus in die SBR-Reaktoren gepumpt.

Es gibt mehrere Einflussfaktoren, die das Wachstum von *M. parvicella* begünstigen. Es wurden Proben mikroskopisch untersucht und die Betriebstagebücher ausgewertet. Durch die Ermittlung der Schlammbelastung sowie des Schlammalters, und den Vergleich zwischen den Anlagen nach ihrer Betriebsweise (Füllstrategie, Art der P-Elimination, Anlagenaufbau, Vorhandensein des Fettfangs usw.) konnte der Einfluss der verschiedenen untersuchten Faktoren auf die Fähigkeit bzw. auf das Wachstum von *M. parvicella*

festgestellt werden; dadurch wurden Maßnahmen zur Bekämpfung des Wachstums von *M. parvicella* ergriffen.

Die mikroskopischen Untersuchungen in den 13 SBR-Anlagen belegen sowohl das Vorkommen von *M. parvicella* als dominanten Faden als auch von anderen Fadenorganismen wie Typ 0041/0675, Typ 0581, *Thiothrix sp*, *Nocardioforme Actinomyceten* usw. als subdominant. Das Vorkommen der subdominanten Fadenorganismen konnte einen Hinweis geben, welche Milieubedingungen in den untersuchten Anlagen wahrscheinlich vorherrschen (Kap.5.1.1).

M. parvicella zeichnet sich aufgrund der Sauerstoffaffinität als ein aerober Organismus aus, kann aber bei niedrigem Sauerstoffgehalt trotzdem wachsen. Eine zu lange anoxische Phase ermöglicht die Flotation von *M. parvicella*. Durch die Optimierung der Belüftung und Verlängerung der aeroben Phase kann eine Verminderung der Fähigkeit von *M. parvicella* sowie anderen fadenförmigen Bakterien erreicht werden (5.1.3).

Die Fähigkeit wird in SBR-Anlagen durch die Füllstrategie bzw. das Austauschverhältnis beeinflusst. Das Volumenaustauschverhältnis ist das Verhältnis zwischen abgezogenem Wasservolumen während eines Zyklusses zum Volumen des Aufstaubeckens bei maximaler Füllung. Durch die Änderung des Volumenaustauschverhältnisses (f_A) wird die Zyklusdauer (t_Z) entsprechend geändert. Der Idealfall liegt bei $t_F/t_Z < 0,2$ und $f_A > 0,4-0,5$. Hierdurch wird ein Konzentrationsgradient erreicht, was zur Verbesserung der Absetzeigenschaften führt (Kap.5.1.1).

Es wurde festgestellt, dass der Wechsel zwischen aeroben, anaeroben und anoxischen Zonen beim SBR-Verfahren, eine niedrige Schlammbelastung $< 0,2 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ und das schwankende C:N-Verhältnis beim DIC-SBR®-Verfahren optimale Milieubedingungen für das Vorkommen von *M. parvicella* sowie anderer Fadenorganismen erzeugt wurden. Außerdem wurde in vielen Anlagen eine zu geringe Sauerstoffkonzentration festgestellt (Kap.5.1.1). Bei der Abwesenheit eines Fettfangs erhöht sich das Angebot von Öl und Fett, was das Vorkommen von fadenförmigen Organismen begünstigt.

SBR-Anlagen mit geringer Schlammbelastung und biologischer P-Elimination wiesen eine hohe Häufigkeit von *M. parvicella* auf, stärker als die Anlagen mit P-Fällung. Außerdem wiederum spielt das eingesetzte Fällmittel eine wesentliche Rolle. Die Ergebnisse zeigten die Möglichkeit der Eindämmung des Wachstums von *M. parvicella* durch die Dosierung von Aluminiumsalzen, insbesondere PAC (Anlage G). Dadurch erfolgte eine deutliche Verbesserung der Absetzeigenschaften des Schlammes und morphologische Veränderungen der Flockenstruktur traten auf (Kap.5.1.1).

Der Einfluss der Schlammbelastung sowie die Zugabe von AlCl_3 wurden in dieser Arbeit in der Anlage K mit nachfolgenden Ergebnissen untersucht (Kap.5.1.1):

- Anlage K wies eine Schlammbelastung von $0,081 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ und eine hohe Häufigkeit von *M. parvicella* auf. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Schlammbelastung dieser Anlage zwei Monate lang auf $< 0,05 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ durch Anhebung des TS-Gehalts auf 4,5 g/l gesenkt. Diese Umstellung führte zur Verschlechterung des Schlammindexes, zu Schwimmschlammproblemen und zur Zunahme der Häufigkeit

von *M. parvicella*. Dadurch ergibt sich ein neuer Belastungsbereich von 0,02-0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) für das Vorkommen von *M. parvicella*.

- Anlage K verwendet Natriumaluminat zur Elimination von Phosphor in den Wintermonaten. Da die alkalischen aluminiumhaltigen Fällmittel nicht wirksam gegen das Wachstum von *M. parvicella* sind, wurde eine Fällung mit dem sauren Fällmittel Aluminiumchlorid (AlCl₃) durchgeführt. Aufgrund der geringen verfügbaren Menge von AlCl₃ und der hohen Kosten des Mittels, die die kontinuierliche Zudosierung forderte, wurde die Zudosierung nach einem Monat abgebrochen. Trotz der kurzen Dosierdauer und -menge von 0,86 g Al/(kg TS·d) im Zulauf der Anlage war eine Veränderung der Morphologie der Fäden von *M. parvicella* bzw. der Häufigkeit festzustellen. Die Fäden lösten sich aus der Flocke und lagerten sich als Bündel zusammen. Dadurch hat sich die Flockenstruktur verbessert. Die Flocken sahen dichter und kompakter aus und setzten sich besser ab. Demzufolge ist dieses Mittel selbst bei der extrem geringen Dosiermenge von 0,86 g Al/(kg TS·d) zur Bekämpfung von *M. parvicella* wirksam.

Die Ergebnisse dieser Arbeit werden im Folgenden zusammengefasst:

- die optimale Schlammbelastung für das Vorkommen von *M. parvicella* liegt zwar zwischen 0,05 - 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d); jedoch kommt dieser Organismus auch bei Belastungen < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) vor.
- die Verbindung zwischen Schlammbelastung < 0,2 kg BSB₅/(kg TS·d) und der biologischen P-Elimination in SBR-Anlagen begünstigt das Wachstum von *M. parvicella*.
- die Fettabcheidung über kombinierte Sand- / Fettfänge ist ausgesprochen wichtig.
- Die zweimalige Beschickung mit unterschiedlichen C:N-Verhältnissen wie beim DIC-SBR®-Verfahren fördert das Wachstum von vielen Fadenorganismen. Dieses Verfahren führt, insbesondere bei Belastungen < 0,05 kg BSB₅/(kg TS·d) (aerobe Schlammbestabilisierung) zu einem hohen Schlammindex und hoher Häufigkeit von *M. parvicella*. Eine einmalige Beschickung und der damit eingehende stärkere Substratgradient wirkt sich hemmend auf das Wachstum fadenförmiger Bakterien aus.
- Anlagen mit Vorspeicher und intermittierender Beschickung sind aufgrund der Erzeugung eines Substratgradienten ($t_F/t_Z < 0,2$ und $f_A > 0,4-0,5$) zu empfehlen. Dieses führt zur geringeren Fähigkeit.
- Eine Verlängerung der aeroben Phase führt zu geringeren Fähigkeiten.
- Eisensalze wirken sich positiv auf die Flockenmorphologie aus, im Gegensatz zu Natriumaluminat, auch wenn dieses Fällmittel *M. parvicella* aus dem System nicht verdrängen kann. Falls ein massenhaftes Wachstum von *M. parvicella* auftritt, ist ein Wechsel zu Aluminiumchlorid oder PAC in der Zeit der niedrigen Abwassertemperaturen zu empfehlen.

Die Untersuchungen in dieser Arbeit wurden im Jahr 2013 durchgeführt. Mittlerweile existiert das DIC-SBR®-Verfahren sowie dessen Entwicklungs firma nicht mehr.

Ausblick:

Langkettige Fettsäuren (LKFS) (Öl-, Palmitin- und Stearinsäure) sind eine Kohlenstoffquelle für *M. parvicella*. Bei reichlichem Angebot an langkettigen Fettsäuren werden diese als Lipid in der Biomasse akkumuliert und als Reservestoff für *M. parvicella* verwendet. Bei langen Kanalnetzen kann sich ebenfalls, aufgrund der Bildung von anaeroben Milieubedingungen, das Angebot an kurzkettigen Fettsäuren im Abwasser erhöhen. Diese kurzkettigen Fettsäuren bzw. Fettsäuren mit mittlerer Kettenlänge (C8-C11) fördern nur bei der Anwesenheit von langkettigen Fettsäuren das Wachstum von *M. parvicella*. Außerdem führen lange Fließzeiten sowie Druckentwässerungen zu angefaultem Wasser und damit zur Bildung von H₂S, was Bläh- und Schwimmschlammprobleme in SBR-Anlagen verursacht (Schreff und Hilliges, 2013) (siehe Kap. 2.4.8). Unausgewogene Nährstoffverhältnisse und ein hoher Anteil an Sulfid begünstigen das Wachstum einiger Fadenbildner wie *M. parvicella*, *Thiothrix sp.* und Typ 021 N und der Schlammindex steigt dann an. Durch die Verminderung von Schwefelverbindungen und leicht abbaubarer Substanzen kann sich eine Verringerung der Häufigkeit dieser Fäden ergeben. Dies kann vor allem durch die Dosierung von Eisensalzen zur Sulfidfällung (gelöstes Sulfid wird zu FeS gefällt) und eine damit einhergehende Flockung organischer Inhaltsstoffe erreicht werden. Aus diesem Grund wäre es sinnvoll, zukünftig den Gehalt an Sulfid und an lang- sowie kurzkettigen Fettsäuren grundsätzlich im Anlagenzulauf zu messen und mit der Kanalnetzlänge bzw. Fließzeiten zu vergleichen. Hierdurch können Aussagen zum Einfluss der Fließzeit im Kanalnetz gewonnen werden.

Es sind in der Literatur viele Erfahrungsberichte zur Dosierung von Aluminiumsalzen zur Bekämpfung von *M. parvicella* zu finden. Die Anwendung von Natriumaluminat (NaAl(OH)4) (alkalisches Aluminiumprodukt) zur Bekämpfung von *M. parvicella* zeigt demnach keine oder nur eine geringe positive Wirkung (siehe Kap. 2.3.4). Dieses konnte bestätigt werden, da die meisten in dieser Arbeit untersuchten SBR-Anlagen, die Natriumaluminat verwenden, ebenfalls unter dem Vorkommen von *M. parvicella* leiden. Jedoch kann der Einfluss einer höheren Dosiermenge von Natriumaluminat zur Bekämpfung von *M. parvicella* noch weiter untersucht werden.

Viele Untersuchungen in der Literatur bestätigen die Reduzierung von *M. parvicella* durch die mechanische Zerkleinerung von Bläh- und Schwimmschlamm vor der Zugabe in den Faulbehälter. Das erfolgt mittels Ultraschall, Hochdruckhomogenisator, Rührwerkzeugmühle usw. (siehe Kap. 2.3.4). So wurden beispielsweise in der Literatur Untersuchungen zur Bekämpfung von Bläh- und Schwimmschlamm mit der Anwendung von Ultraschall für die Behandlung vom Rücklaufschlamm eingesetzt und entwickelt. Die SBR-Pilotversuche von Banduch (2011) zeigten, dass der Einsatz von Ultraschall auf Rücklaufschlamm zur signifikanten Reduktion der Flockengröße führte. Die Flocken waren zahlreicher, kleiner und kompakter. Die Ergebnisse mikroskopischer Untersuchungen zeigten bei kontinuierlicher Beschallung die Unterdrückung des Wachstums fadenförmiger Bakterien einschließlich *M. parvicella*. Ein Energieeintrag in Höhe von 5 Wh/l resultierte in einer Zerstörung der Zellwand der *M. parvicella*.

Für die Behandlung von gefaultem Überschussschlamm wurden Batchversuche mit der Anwendung von oxidativen Verfahren (Einsatz von Ozon) untersucht. Ozon kann mit den

Bakterienzellwänden und -membranen reagieren. Die mikroskopischen Untersuchungen zeigten eine Veränderung der Schlammmorphologie durch die Zugabe von Ozon. Die Flockenstruktur wurde aufgelöst und die Bakterienzellen wurden aufgeschlossen (Battenberg, 2000). Es sind auch viele Forschungsvorhaben zur Anwendung von Ozon in Kläranlage zur Mikroschadstoffelimination. Welchen Einfluss aber Ozon auf Fadenorganismen hat, dazu liegen bisher wenig bzw. keine systematischen Erkenntnisse vor. Es wäre interessant, zukünftig das Ozonverfahren weiter zu untersuchen, um Aussagen zum Einfluss des Ozons auf fadenförmige Organismen festzustellen.

Es wurden in den letzten Jahren Pilotversuche mit der Anwendung von aerober granulierter Biomasse in SBR-Anlagen durchgeführt (Jahn et al., 2017). Durch den Einsatz alternierender Belüftung kann eine Entfernung des Gesamtstickstoffs bis zum 50-90 % erreicht werden. Ein wesentliches Ergebnis der Anwendung von aerobem granuliertem Schlammb ist die Verbesserung des Absetzverhaltens des Schlamms und somit eine bessere Trennung des Schlamms vom behandelten Abwasser. Laut Thwaites et al. (2017) wurde bei der Anwendung von granulierter Biomasse im Vergleich zu flockigem Schlammb eine geringere Häufigkeit von Fadenorganismen, wie *N. limicola*, Typ 021 N, Typ 1851, festgestellt. Der Einfluss der Anwendung von granuliertem Schlammb auf *M. parvicella* wurde jedoch nicht untersucht. Aus diesem Grund wäre es sinnvoll, zukünftig das weiter zu untersuchen, um Aussagen zum Einfluss des granulierten Schlamms auf das Vorkommen von *M. parvicella* festzustellen.

Die Anwendung der Lichtmikroskopie, wie in dieser Arbeit verwendet, fordert den Einsatz von Gram- und Neisser-Färbungen, damit die fadenförmigen Organismen bestimmt werden können. Es gibt aber noch weitere Färbemethoden für die Bestimmung der Fadenorganismen, insbesondere *M. parvicella*, wie z. B. der Einsatz von Tusche. Hierbei wird der Gehalt der Organismen an extrazellulären Polymeren Substanzen (EPS) ermittelt. Bei einem hohen Gehalt an EPS wird das Durchdringen der Tusche in der Flocke verhindert und es bleiben unter dem Mikroskop helle Bereiche sichtbar. Diese hellen Bereiche deuten auf Protozoen oder eine hohe Dichte von *M. parvicella* (Kunst et al., 2000). Allerdings ist es unter einem Lichtmikroskop nicht möglich alle morphologischen Merkmale der *M. parvicella*-Zellen zu erkennen. Das kann durch die Verwendung von Rasterelektronen-Mikroskopie detaillierter untersucht werden (Banduch, 2011).

Mikroorganismen werden zum einen durch die Umwelt beeinflusst, aber können sich auch gegenseitig beeinflussen. Daher ist es von Vorteil, wenn die mikrobiologische Lebensgemeinschaft des Schlamms bekannt ist. Die Untersuchung von Populationen erfolgt mit molekularbiologischen Methoden basierend auf der Analyse des Gens. Dadurch ist die Identifizierung der Lebewesen durch Erstellung eines Stammbaumes möglich. Es sind verschiedenen Methoden zur Identifizierung der Bakterien bekannt, diese Verfahren waren jedoch nicht Bestandteil dieser Arbeit, da diese Technologien nicht zur Verfügung standen. Von diesen Verfahren kommt das Verfahren Fluoreszenz-in-situ-Hybridisierung (FISH) am Häufigsten zum Einsatz. Dieses Verfahren kann anwendet werden, um eine mikroskopische Identifizierung und Lokalisierung von Zellen zu ermöglichen und um DNA oder RNA in Zellen nachzuweisen. Es ermöglicht einen schnellen, eindeutigen Nachweis vieler Bakterienarten im belebten Schlammb mittels Gensonden. Gensonden sind definierte Genabschnitte, die sich an die Gene anlagern. Die nicht gebundenen Gensonden

werden durch einen Waschschritt entfernt. Es wird ein Objektträger mit den ausgestrichenen Zellen für eine DNA-Hybridisierung vorbereitet. Die Präparate werden anschließend mit einer zugegebenen fluoreszenzmarkierten oder indirekt markierten Hybridisierungssonde über mehrere Stunden inkubiert (hybridisiert). Anschließend werden die Objektträger mit verschiedenen Lösungen gewaschen. Eine Nachfärbung mit 4',6-Diamidino-2-phenylindoldihydrochlorid (DAPI) ist für die Visualisierung der Gesamtzellzahl erforderlich. Nach der Anregung mit Licht im blauen oder grünen Wellenlängenbereich beginnen die Bakterien unter dem Mikroskop zu leuchten - je nach Farbstoff (rot oder grün). Es gibt 5 Kategorien für die Quantifizierung der Bakterien: 1 (sehr wenige Zellen), bis 5 (sehr viele Zellen) (Banduch, 2011; Kalbhenn, 2013). Die Auswertung erfolgt jeweils am Fluoreszenzmikroskop. Die Anwendung dieser Methoden erfordert viel Erfahrung und eine sehr hohe Genauigkeit.

Es wurde in dieser Arbeit keine statistische Analyse durchgeführt. Der Grund dafür ist die geringe Anzahl der untersuchten Anlagen. Es wurde zudem jeweils nur eine Stichprobe von jeder Anlage entnommen und analysiert. Statistisch gesehen sollte die Anzahl der Stichproben bzw. die Anzahl der untersuchten Anlagen groß genug (mindestens 30) um einen gültigen Schluss sowie Abhängigkeit feststellen zu können. Es wäre sinnvoll zukünftig noch weitere Anlagen oder nur eine oder zwei Anlagen intensiver über mehrere Monate zu untersuchen. Die Daten müssen mithilfe der explorativen Statistik analysiert und nach Zusammenhängen gesucht werden. Dadurch kann die konkrete Fragestellung besser beantwortet und das Vorkommen von Fadenorganismen in Abhängigkeit von den verschiedenen Faktoren besser dargestellt werden. Es sollte für den Datenvergleich nach Referenzen recherchiert werden, die hinsichtlich des Wachstums von *M. parvicella* in SBR-Anlagen, insbesondere SBR-Anlagen mit zweimaligen Beschickungen vergleichbar sind. Ein wichtiges Auswahlkriterium ist die Art der Stabilisierung des Schlamms. Es handelt sich um Anlagen, die mit aerober Schlammtabilisierung ausgelegt sind. Es sind noch keine oder wenige Studien in diesem Bereich vorhanden, da diese Art von Anlagen (DIC-SBR®-Anlagen) nicht mehr gebaut werden, da die Firma LimnoTec nicht mehr existiert.

7 Literaturverzeichnis

- Andreasen, K.; Nielsen, P. H.** **2000** Growth of *Microthrix parvicella* in nutrient removal activated sludge plants: studies in situ physiology. *Water Research*, 34, H. 5, S. 1559-1569
- ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1** **1998** Bläh schlamm, Schwimmschlamm und Schaum in Belebungsanlagen. Ursachen und Bekämpfung. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1 "Bläh schlamm, Schwimmschlamm, biologische Zusatzstoffe" im ATV-Fachausschuss 2.6, „Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren“. Korrespondenz Abwasser, H. 10, S. 1959-1968, Hennef
- ATV-DVWK-A 198** **2003** Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef, ISBN 3-924063-48-6
- ATV-DVWK-A 131** **2000** Bemessung von einstufigen Belebungsanlage, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef, ISBN 3-933707-41-2
- DWA-A 131** **2016** Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef, ISBN 978-3-88721-331-2 (Print)
- ATV-DVWK-A 202** **2002** Chemische–physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef, ISBN 3-941089692
- ATV-DVWK-M 755** **1988** Ermittlung des Wirkungsgrades von Kläranlage. Merkblatt. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall; Hennef

- Battenberg, S.** **2000** Mikrobiologische Untersuchungen zum verbesserten Abbau von Schlamm aus Abwasserreinigungsanlagen durch Aufschluß. Dissertation an der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina / Braunschweig, Naturwissenschaftliche Fakultät, Braunschweig
- Banduch, I.** **2011** Die Wirkung von Ultraschall auf die mikrobiologische Diversität und Abbauleistung eines biologischen Reaktors zur Abwasserreinigung. Dissertation an der Technischen Universität Hamburg-Harburg, Lehrstuhl für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, Hamburg
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft** **1999** Das mikroskopische Bild bei der biologischen Abwasserreinigung. 3. Auflage, München Verlag, München
- Bidder, H.G.** **1999** Bläh schlammbekämpfung mit Eisensalzen - Gestern und Heute. Technologische Aspekte der Wasser, Abwasser- und der Schlammbehandlung. H. 98, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Blackall, L.; Startton, H.; Bradford, D.; Del Dot, T.; Sjörup, C.; Seviour, E. M.; Seviour, R. J.;** **1996** Candidatus *Mirothrix parvicella*, a filamentous bacterium from activated sludge sewage treatment plants. International Journal of Systematic Bacteriology, 46, H. 1, S. 344-346
- Brandenburg, H.** **2002** Betriebsprobleme und Kosten durch das massenhafte Auftreten von *Microthrix parvicella*. *Microthrix parvicella*-Tagung. Betriebserfahrungen und neue Ansätze aus der Forschung zur Bekämpfung von Bläh schlamm verursacht durch *Microthrix parvicella*, 25. und 26. Februar, Hannover

- Carozzi, A.; Schreff, D.** 2011 Einsatz des SBR-Verfahrens zur Industrieabwasserbehandlung. Vortrag beim DWA-Fortbildungskurse N5 „Behandlung von Industrie- und Gewerbeabwasser“, 2.–4. März, Kassel
- Casey, TG.; Ekema, GA.; Wentzel, MC.; Marais, GvR.** 1995 Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 1: A historical overview of causes and control. Water SA, 21; H. 3, S. 321-338
- Chudoba, J.; Grau, P.; Ottova, V.** 1973 Control of activated sludge filamentous bulking I. Water Research, H. 7, S. 1163-1182
- Daigger, G. T.; Nicholson, G. A.** 1990 Performance of four full-scale nitrifying wastewater treatment plants incorporating selectors. Research Journal of the water pollution control federation, 62, H. 5, S. 676-683
- Denzer, H.** 1999 *Microthrix-parvicella* Bakterie (Bläh schlamm), Eine mögliche Behandlung: separat mit Luft-Sauerstoff. Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und der Schlammbehandlung. H. 98, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Dichtl, N.; Wolter, S.** 2002 Berücksichtigung von Bläh- und Schwimmschlammproblemen bei Bemessung, Planung und Betrieb. Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- DIN 38409-2** 1987 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2)
- DIN EN 14702-1** 2006 Charakterisierung von Schlämmen - Absetzeigenschaften - Teil 1: Bestimmung der Absetzbarkeit (Bestimmung des Schlammvolumens und des Schlammvolumenindexes)

- Dittrich, D.** **2000** Bildung und Bekämpfung von Schaum auf Kläranlagen mit Nährsalzelimation. H. 110, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Hannover
- Dries, B. R.** **2001** Maßnahmen zur Bekämpfung von Bläh schlamm im Klärwerk Breisgauer Bucht. Der Kemwater Spiegel, Nr. 1, S. 6-10
- DWA-M 210** **2009** Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb (SBR), Merkblatt. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef, ISBN 978-3-941089-72-3
- Eckstädt, H.** **2004** Planung und Betrieb von SBR-Anlagen. Rostocker Seminar zur Abwasserpraxis. Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Rostock, am 06. April 2004
- Eikelboom, D. H.** **1975** Filamentous organisms observed in activated sludge. Water Research, H. 9, S. 365-388
- Eikelboom, D. H.** **1994** The Microthrix parvicella puzzle. Wat. Sci. Tech., 29, H. 7, S. 271-279
- Eikelboom, D. H.** **2000** Prozessüberwachung von Belebungsanlagen durch mikroskopische Schlammuntersuchung. Hrsg. ATV-DVWK, Hennef
- Eikelboom, D. H.** **2002** Bläh- und Schwimmschlamm – immer noch ein Problem auf modernen kommunalen Kläranlagen? Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Eikelboom, D. H.; van Buijsen, H. J. J.** **1999** Handbuch für die mikroskopische Schlammuntersuchung. 4. Auflage, Hirthammer Verlag, München
- Eikelboom, D. H.; Andreadakis, A.; Andreasen, K.** **1998** Survey of filamentous populations in nutrient removal plants for European countries. Wat. Sci. Tech., 37, H. 4-5, S. 281-289

- Ekama, G.A.; Wentzel, M.C.; Casey, T.G.; Marais, G.v.R.** **1996** Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems Paper 6: Review, evaluation and consolidation of results. *Water SA*, 22; H. 2, S. 147-152
- Ekkerlein, C.** **2001** Erfahrungen mit SBR-Anlagen im industriellen Bereich. *Einsatz der SBR-Technologie in der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft*, Technische Universität Kaiserlautern
- Engel, K.** **1999** Versuchsergebnisse mit verschiedenen Fällungsmitteln auf der Kläranlage Mittleres Pustertal. *Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und der Schlammbehandlung*. H. 98, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Epenstein, M.; zum Hebel, P.** **1999** Bekämpfung von Bläh- und Schwimmschlamm mit Kemwater PAX. *Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und der Schlammbehandlung*. H. 98, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- EVS** **2008** Entsorgungsverband Saar. *Kläranlage Jägersfreude*. Saarbrücken, www.entsorgungsverband.de
- Fimmel, C.** **2008** Vom Praktiker für den Praktiker: Die erfolgreiche Bekämpfung von Blähchlamm, Schwimmschlamm und Schaum. *Ein Erfahrungsbericht*, Abwasserverband-Inntal, Zillertal. *Die Wasserlinse*, Vol. 6, S. 2-3
- Friedrich, M.; Frommholz, M.** **2004** Planung von SBR-Anlagen. *Rostocker Seminar zur Abwasserpraxis. Planung und Betrieb von SBR-Anlagen*. Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, am 06. April 2004

- Gabb, DMD.; Ekama, GA.; Jenkins, D.; Wentzel, MC.; Casey, TG.; Marais, GvR.;** 1996 Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 5: Experimental examination of aerobic selectors in anoxic-aerobic systems. *Water SA*, 22; H. 2, S. 139-146
- Gaul, T.; Kunst, S.** 2002 Identifizierung und Quantifizierung von *Microthrix parvicella*. Erfolgskontrolle spezifischer Bekämpfungsmaßnahmen. *Microthrix parvicella*-Tagung. Betriebserfahrungen und neue Ansätze aus der Forschung zur Bekämpfung von Blähchlamm verursacht durch *Microthrix parvicella*. Universität Hannover, 25. und 26. Februar 2002
- Heitbrock, C.** 2002 Die Vier-in-eins-Strategie: "Quadrofloc". Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Helmreich, B.; Schreff, D.; Wilderer, P. A.** 2000 Full scale experiences with small sequencing batch reactor plants in Bavaria. *Wat. Sci. Tech.*, 41, H. 1, S. 89-96
- Herbst, H.; Riße, H.; Brands, E.; Schürmann, B.** 2001 Betriebsprobleme in kommunalen Kläranlagen durch Blähchlamm, Schwimmschlamm und Schaum (Workshop in Achen). KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, Jg. 2001, H. 5, S. 598-602
- Imhoff, K.; Imhoff, K. R.; Jardin, N.** 2009 Taschenbuch der Stadtentwässerung. 31. Auflage, Oldenburg Verlag, München
- Jahn, L.; Schaar, H.; Svardal, K.; Krampe, J.** 2017 Granulares Belebtschlammverfahren in kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlage. Bundesministerium für Lands- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- Jenkins, D.; Richard, M. G.; Daigger, G. T.** 1993 Manual on the causes and control of activated sludge bulking und foaming. Ridgelines Press, Lafayettes, Calif

- Jenkins, D.; Richard, M. G.; Daigger, G. T.** 2004 Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems. 3. Auflage, Lewis Publishers, Boca Raton-London-New York-Washington D.C.
- Jones, D. L.; Kochian, L. V.** 1997 Aluminum interaction with plasma membrane lipids and enzyme metal binding sites and its potential role in Al cytotoxicity. FEBS letters, 400, H. 1, S. 51-57
- Kalbhenn, E. M.** 2013 Molekulare Technologien zur funktionellen Analyse der Bakterien und Archaeen. Projektarbeit, Abwasserreinigung, GRIN Verlag ISBN: 9783668537200
- Knoop, S.** 1997 Untersuchungen zum Vorkommen von *Microthrix parviceilla* in Kläranlagen mit Nährstoffelimination. H. 101, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Hannover
- Kühl, T.** 2002 Symptom- und Ursachenbekämpfung bei Bläh schlammereignissen. Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Kühn, W.; Schoppmeier, N.** 2002 Maßnahmen zur Bläh schlammbekämpfung auf den Kläranlagen der LINEG. Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Kulicke, K.** 2002 Bekämpfung fadenförmiger Bakterien mit SÜDFLOCK® und TERRANA®. Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe

- Kunst, S.** **1999** Neuere Bläh schlammproblematik und ihre Bekämpfung durch betriebliche Maßnahmen. Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und der Schlammbehandlung. H. 98, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Kunst, S.** **2002** Vorkommen von *Microthrix parvicella* in kommunalen Kläranlagen. *Microthrix parvicella*-Tagung. Betriebserfahrungen und neue Ansätze aus der Forschung zur Bekämpfung von Bläh schlamm verursacht durch *Microthrix parvicella*. Universität Hannover, 25. und 26. Februar 2002
- Kunst, S.; Reins, M.** **1994** Practical investigations on bulking and foaming in activated sludge with biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, 29, H. 7, S. 289-294
- Kunst, S.; Helmer, C.; Knoop, S.** **2000** Betriebsprobleme auf Kläranlagen durch Bläh schlamm, Schwimmschlamm, Schaum. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, ISBN 3-540-64490-3
- Lakay, MT; Wentzel, MC.; Casey, TG.; Marais, GvR.;** **1988** Bulking control with chlorination in a nutrient removal activated sludge system. *Water SA*, 14; H. 1, S. 35-42
- Lebek, M.** **2003** Bekämpfungsmaßnahmen von Bläh schlamm verursacht durch *Microthrix parvicella*, H. 125, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Hannover
- Lebek, M.; Rosenwinkel, K.H.** **2002** Ergebnisse von halb- und großtechnischen Versuchen zur *Microthrix parvicella* Bekämpfung auf der Kläranlage Köln-Langel. *Microthrix parvicella*-Tagung. Betriebserfahrungen und neue Ansätze aus der Forschung zur Bekämpfung von Bläh schlamm verursacht durch *Microthrix parvicella*. Universität Hannover, 25. und 26. Februar 2002

- Lemmer, H.** **2002** Stand der Forschung über Bläh- und Schwimmschlamm. Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Lemmer, H.; Lind, G.** **2000** Blähchlamm, Schaum, Schwimmschlamm, Mikrobiologie und Gegenmaßnahme. F. Hirthammer Verlag, München
- Lemmer, H.; Müller, E.; Schade, M.; Lind, G.** **2002** Schaumbildung in Kläranlagen - Zur Mikrobiologie niedrig belasteter Belebungsbecken. *Microthrix parvicella*-Tagung. Betriebserfahrungen und neue Ansätze aus der Forschung zur Bekämpfung von Blähchlamm verursacht durch *Microthrix parvicella*, Universität Hannover, 25. und 26. Februar 2002
- Li, Z.; Harbs, V.** **2002** Schwimmschlammbekämpfung mittels mechanischer Verfahren. Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- LV Baden-Württemberg** **2019** Nachbarschaften im DWA-Landesverband Baden-Württemberg, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
- LV Bayern** **2019** Nachbarschaften im DWA-Landesverband Bayern, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
- LV Hessen / Rheinland-Pfalz / Saarland** **2018** Nachbarschaften im DWA-Landesverband Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
- LV Nord** **2019** Nachbarschaften im DWA-Landesverband Nord, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef

LV Nord-Ost	2018	Nachbarschaften im DWA-Landesverband Nord-Ost, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
LV Nordrhein-Westfalen	2019	Nachbarschaften im DWA-Landesverband Nordrhein-Westfalen, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
LV Sachsen / Thüringen	2019	Nachbarschaften im DWA-Landesverband Sachsen / Thüringen, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
Matsché, N. F.	1982	Control of bulking sludge - Practical experiences in Austeria. Wat. Sci. Tech., V. 14, H. 1-2, S. 311-320
Morgenroth, E.; Wilderer, P. A.	1998	Sequencing batch reactor technology: Concepts, design and experiences. Water and Environment Journal, 12, H. 5, S. 314-321
Misera, R.	2002	Problemlösung in der Praxis durch die Dosierung von HEIFLOC NB 90 oder Aluminiumchlorid. Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
Müller, J.; Lehne, G.; Pieper, P.; Dichtl, N.	1999	Mechanische Zerkleinerung von Bläh- und Schwimmschlämmen. Wasser Abwasser Praxis, 8, H. 3, S. 25-31
Mudrack, K.; Kunst, S.	1994	Biologie der Abwasserreinigung. 4. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart Jena New York
Neitzel, V.; Tschech, E.	2007	Betriebsstörungen auf Kläranlagen. Vorbeugung, Vorsorge, Ursachen, Erkennung und Bekämpfung von Betriebsstörungen auf mechanisch-biologischen Kläranlagen. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef

- Nielsen, P. H.; Roslev, P.; Dueholm, T. E.; Nielsen, J. L.** **2002** *Microthrix parvicella*, a specialized lipid consumer in anaerobic-aerobic activated sludge plants. *Wat. Sci. Tech.*, 46, H. 1-2, S. 73-80
- Nix, W.** **2002** Erfahrungen zur Blähenschlammbekämpfung. Bläh- und Schwimmschlamm. H. 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Paris, S.** **2004** Bekämpfung von Schwimmschlamm verursacht durch *Microthrix parvicella*. Dissertation an der Technischen Universität München, Lehrstuhl für Wassergüte- und Abfallwirtschaft, München
- Pasveer, A.** **1969** A case of filamentous activated sludge. *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.* 41, S. 1340-1352
- Pitman, A. R.** **1996** Bulking and foaming in BNR plants in Johannesburg: Problems and solutions. *Wat. Sci. Tech.*, 34, H. 3-4, S. 291-298
- Pöpel, F.** **2000** Abwassertechnik und Gewässerschutz. 2. Auflage. C. F. Müller Verlag, Heidelberg
- Pujol, R.; Canler, J. P.** **1994** Contact Zone: French practice with low F/M Bulking control. *Wat. Sci. Tech.*, 29, H. 7, S. 221-228
- Prendl, L.** **1997** Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähenschlammvermeidung. Band 139, Riegelnik, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft TU-Wien
- Rachholz, W.** **2002** Erfahrungsbericht - Fällmitteleinsatz im Praxisbetrieb. In Bläh- und Schwimmschlamm, Band 108, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe
- Remde, A.** **2010** DWA-Mikroskopier-Aufbaukurs des DWA Landesverbandes NRW. Emschergenossenschaft, Lippeverband, Buttrop, 10. bis 12. November 2010

- Rieger, W.** **1990** Untersuchungen zur Wirkungsweise von Braunkohlenkokos-Partikeln bei der aeroben biologischen Abwasserreinigung. Dissertation, Inst. F. Textil- und Verfahrenstechnik der Universität Stuttgart
- Roels, T.; Dauwe, F.; van Damme, S.; de Wilde, K.; Roelandt, F.** **2002** The influence of PAX-14 on activated sludge systems and in particular on *Microthrix parvicella*. *Wat. Sci. Tech.*, 46, H. 1-2, S. 487-490
- Rönner-Holm, S. G. E.; Holm, N. C.** **2009** Special automation and regulation strategies for enhancing sequencing batch reactor (SBR) performances. *Wat. Sci. Tech.*, 60, H. 5, S. 1161-1172
- Rönner-Holm, S. G. E.; Kaufmann Alves, I.; Holm, N. C.** **2008** Optimization potential for a SBR plant based upon integrated modeling for dry and wet weather conditions. WWTmod, Poster Session Case studies, S. 127-134
- Rosenwinkel, K. H.** **1996** Ursachen und Bekämpfung von Schwimm- und Blähslamm bei der biologischen Abwasserreinigung. *Wasser und Boden*, H. 5, S. 38-52
- Rossetti, S.; Tomi, M. C.; Rolle, E.** **1994** Survey on the occurrence of filamentous organisms in municipal wastewater treatment plants related to their operating conditions. *Wat. Sci. Tech.*, 29, H. 7, S. 305-308
- Rossetti, S.; Tomi, M. C.; Nielsen, P. H.; Tandoi, V.** **2004** "*M. parvicella*", a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems, a review of current knowledge. *FEMS Microbiology Reviews*, H 29 (1), S. 49-64

- Sarfert, F.;**
Eikelboom, D.;
Klein, B.;
Kowalsky, H.;
Lemmer, H.;
Matsché, N.;
Mudrack, K.;
Popp, W.;
Reinnrath, G.;
Wagner, F.
- Schade, M.** **1988** Verhinderung und Bekämpfung von Bläh schlamm und Schwimmschlamm, Arbeitsbericht der ATV- Arbeitsgruppe 2.6.1 "Bläh schlamm bildung und - bekämpfung", Korr. Abw. H. 35, S.152–164
- Schade, M.;**
Lemmer, H. **2006** Physiologische Untersuchungen mit in situ Enzymaktivitäten fadenbildender Bakterien in Kläranlagen mit Schaumproblemen. Dissertation an der Technischen Universität München, Lehrstuhl für Mikrobiologie, München
- Schade, M.;**
Lemmer, H. **2002** Charakterisierung von Fadenbakterien zur Bekämpfung von Schaum in Belebungsbecken. Materialen Nr. 104. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München
- Schade, M.;**
Lemmer, H. **2005** Enzyme activities in activated sludge and scum- comparison of new and conventional techniques. Acta hydrochim. Hydrobiol, Vol. 33, H. 3, S. 2010- 215
- Schmid-Schmieder, V.** **2006** Die Ursachen für Bläh schlamm. Wasserwirtschaft, Wassertechnik, H. 11-12, S. 17-21
- Schreff, D.** **2001** Bestandaufnahme und neue Entwicklungen bei der SBR-Technologie. Einsatz der SBR-Technologie in der kommunalen und industriellen Abwasser- behandlung. Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserlautern
- Schreff, D.** **2004** Varianten des SBR-Verfahrens. Rostocker Seminar zur Abwasserpraxis. Planung, und Betrieb von SBR-Anlagen. Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur und Umwelt- schutz, Universität Rostock, 06. April 2004

- Schreff, D.;
Hilliges, R.** 2013 SBR-Verfahren-Hinweise zur Bemessung und zum Betrieb. 10. Kurs „Betrieb von SBR-Anlagen“. DWA-Landesverband Bayern. Ingolstadt, 08. Okt. 2013
- Schwitalla, P.** 2007 Kontrollierte Beschickung von Sequencing Batch Reaktoren zu Beginn der Sedimentationsphase mit dem Ziel der Verfahrensoptimierung. Diplomarbeit an der Fachhochschule Lippe und Höxter, Fachbereich Bauingenieurwesen, Detmold
- Slijkhuis, H.** 1983 a *Microthrix parvicella*, a filamentous bacterium isolated from activated sludge; cultivation in a chemically defined medium. *Appl. Environ. Microbiol.* 46, H. 4, S. 832-839
- Slijkhuis, H.** 1983 b The physiology of the filamentous bacterium *Microthrix parvicella*. Thesis at Landbouwhogeschool, Wageningen, Netherlands
- Steinmetz, H.** 2001 Bemessung von SBR-Anlagen. Einsatz der SBR-Technologie in der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung. Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserlautern
- Steinmetz, H.;
Wiese, J.** 2004 Neue Konzepte zur Steuerung und Reglung von kommunalen SBR-Anlagen. KA-Abwasser, Abfall, H. 3, S. 213-216
- Steimetz, H.;
Wiese, J.;
Schmitt, T. G.** 2002 Efficiency of SBR technology in municipal wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.*, 46, H. 4-5, S. 293-299
- Thwaites B. J.;
Reeve, P.;
Dinesh, N.;
Short, M. D.;
und van den Akker, B.** 2017 Comparison of an anaerobic feed and split anaerobic-aerobic feed on granular sludge development, performance and ecology. *Chemosphere* 172, 408-17
- US EPA** 1999 Wastewater Technology Fact Sheet Sequencing Batch Reactors. United States Environmental Protection Agency. Office of Water Washington D.C.

- van Veen, W. L.** **1973** Bacteriology of activated sludge, in particular the filamentous bacteria. Antonie van Leuwenhook 39, S. 189-205
- VTA** **2011** VTA sorgt auch 2012 für Sternstunden. Der Laubfrosch, 55. Ausgabe
- Wagner, F.** **1982** Ursachen, Verhinderung und Bekämpfung der Blähslammbildung in Belebungsanlagen. Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e. v. Stuttgart
- Wanner, J.; Ruzickovà, I.; Jetmarovà, P.; Krhutkovà, O.; und Paraniakovà, J.** **1998** A national survey of activated sludge separation problems in the Czech Republic: filaments, floc characteristics and activated sludge metabolic properties. Wat. Sci. Tech., 37, H. 4-5, S. 271-279
- Wiese, J.** **2004** Entwicklung von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen. Dissertation, Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen, Technische Universität Kaiserslautern
- Wiese, J.; Simon, J.; Schmitt, T. G.** **2005** Integrated real-time control for a sequencing batch reactor plant and a combined sewer system. Wat. Sci. Tech., 52, H. 5, S. 179-186
- Wilderer, P. A.; Irvine, R. L.; Goronszy, M. C.** **2001** Sequencing batch reactor technology. IWA-publishing, London, ISBN 1-900222-21-3
- Zobel, T.** **1999** Betriebserfahrung mit Al-Fällmittel auf der Kläranlage Aachen Soers. Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und der Schlammbehandlung. H. 98, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe

8 Anhang

A1: Entwicklung des Schlammindexes über die Jahre

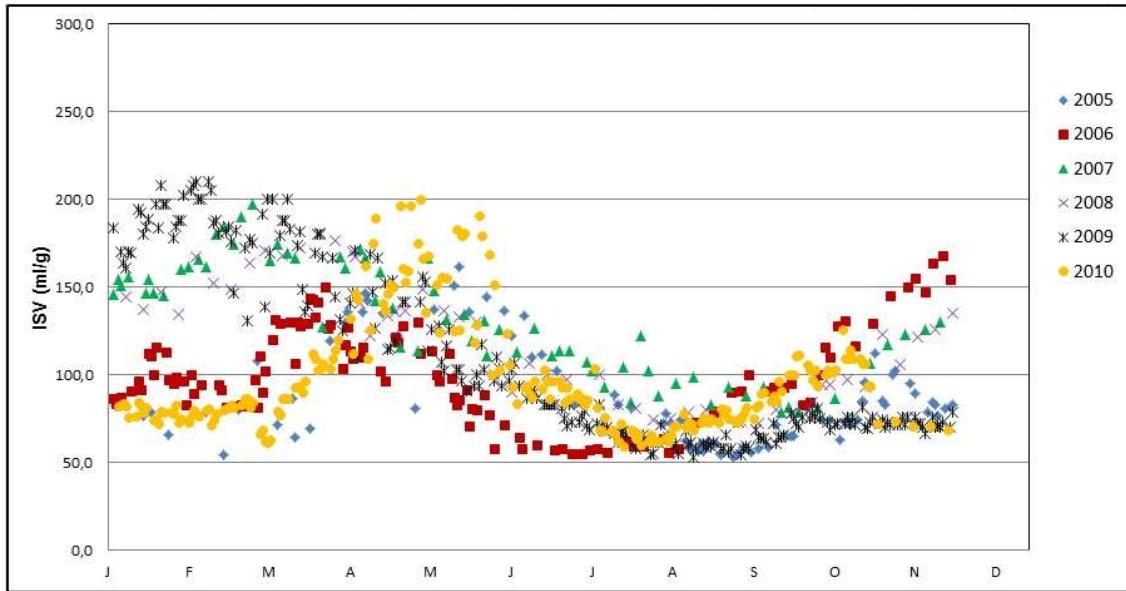


Abb. 8-1: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage A in den Jahren 2005 bis 2010

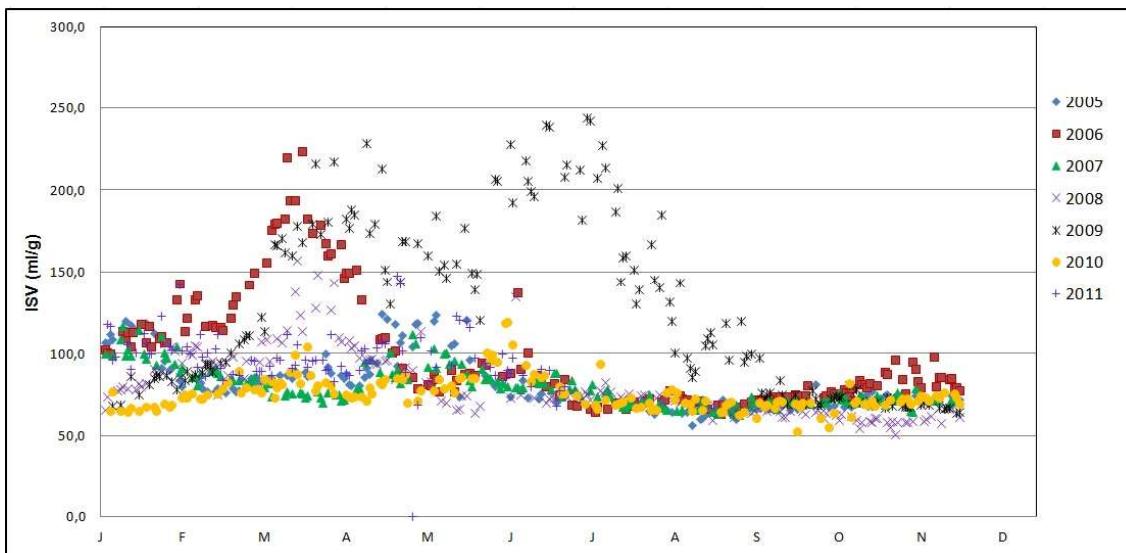


Abb. 8-2: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage B in den Jahren 2005 bis 2011

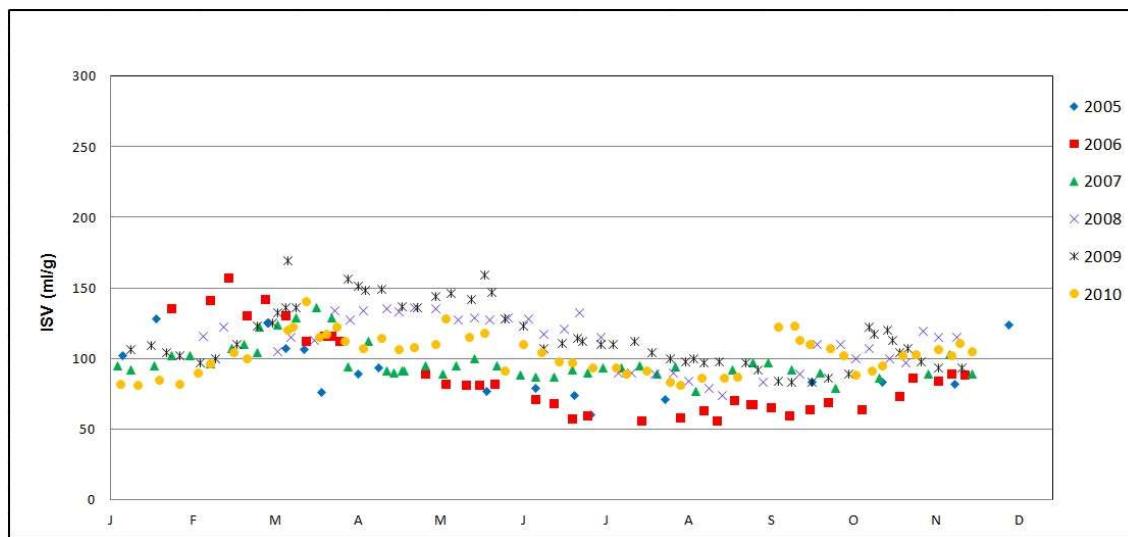


Abb. 8-3: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage C in den Jahren 2005 bis 2010

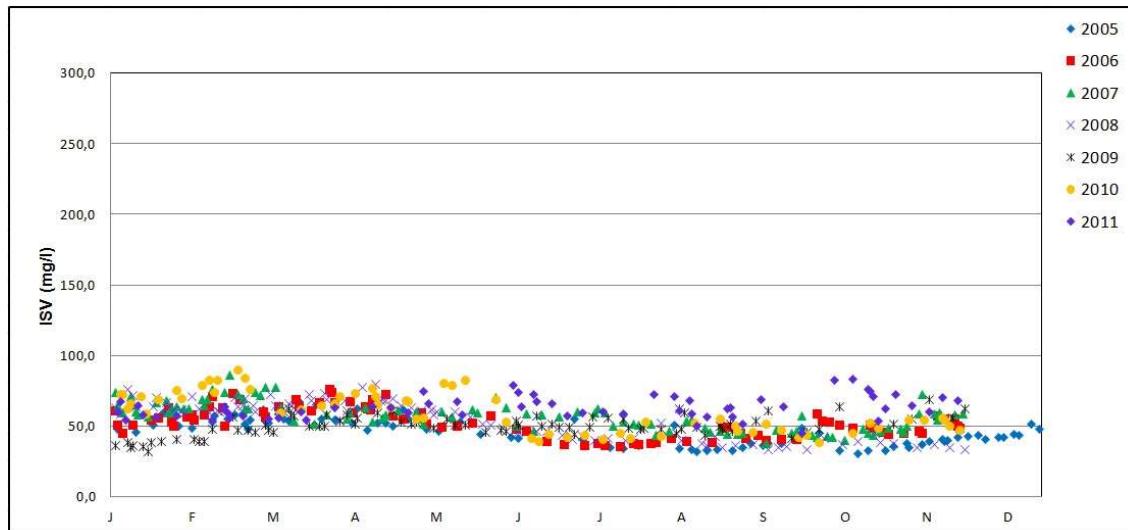


Abb. 8-4: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage D in den Jahren 2005 bis 2011

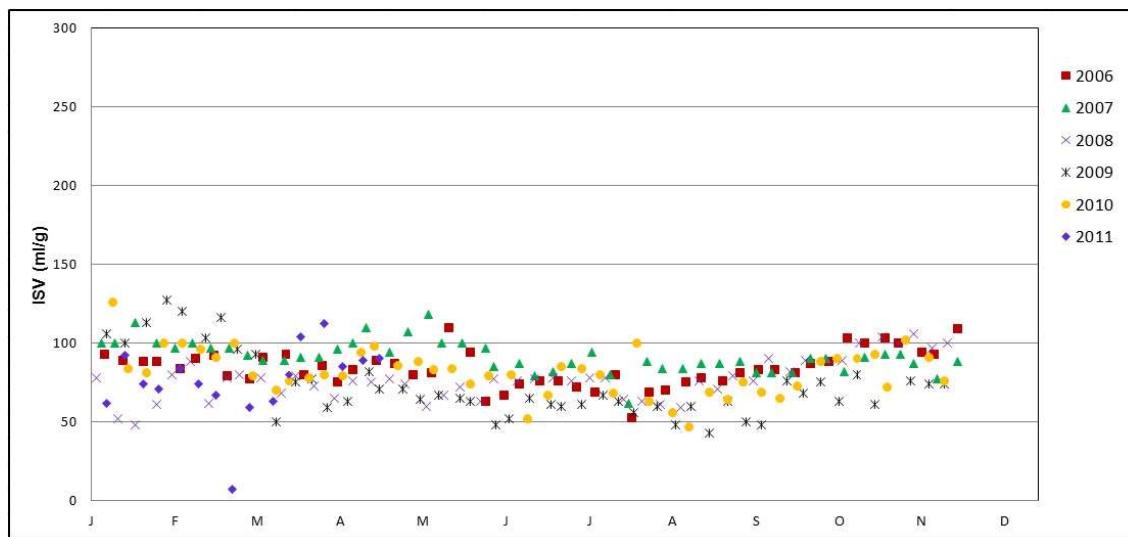


Abb. 8-5: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage E in den Jahren 2006 bis Mitte des Jahres 2011

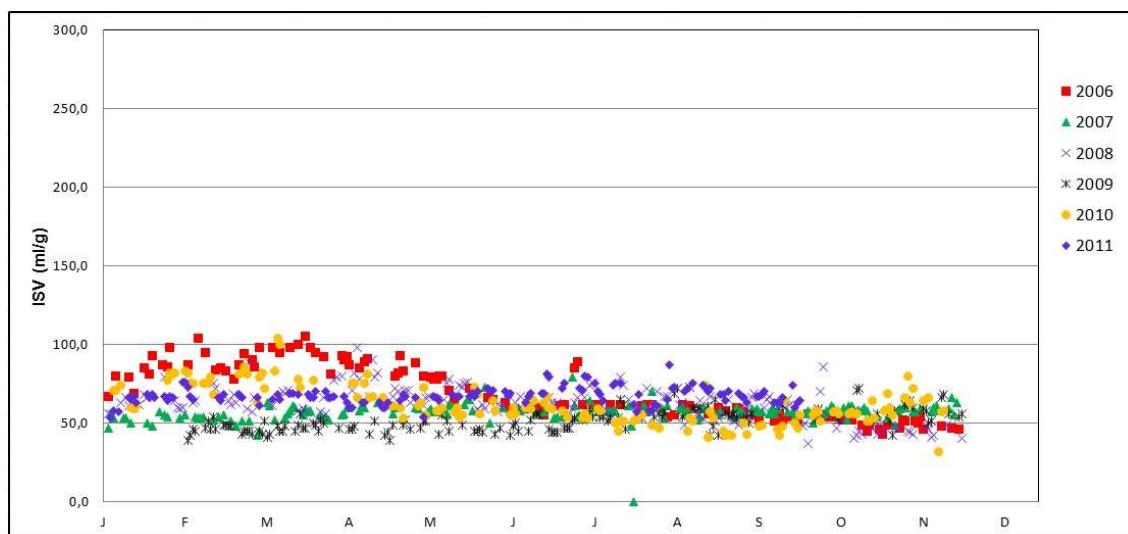


Abb. 8-6: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage F in den Jahren 2006 bis 2011

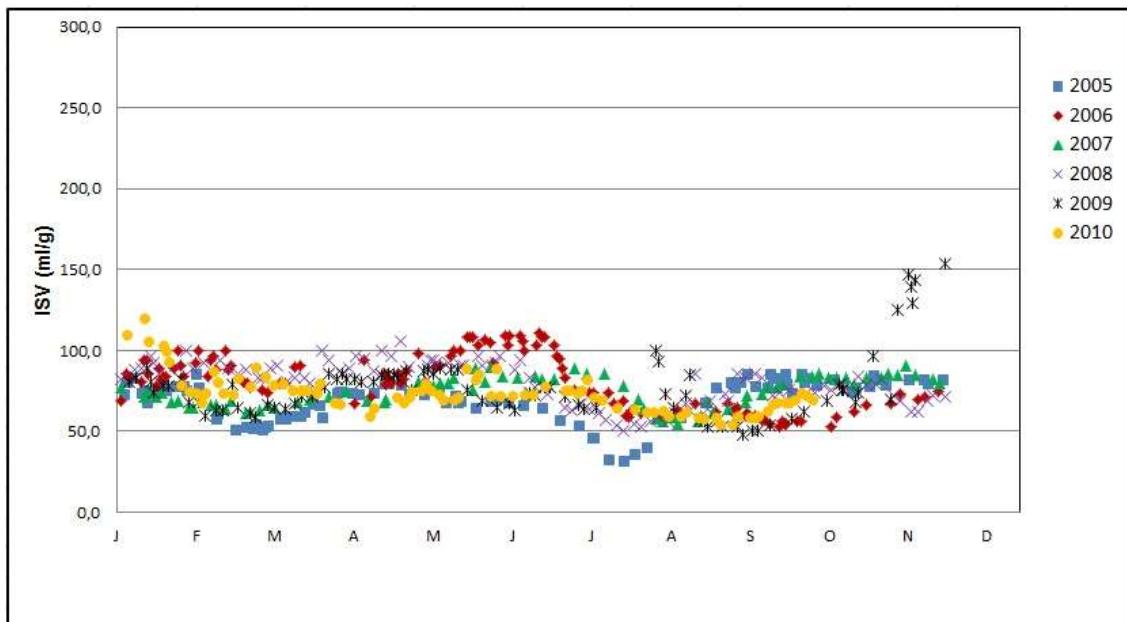


Abb. 8-7: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage G in den Jahren 2005 bis 2010

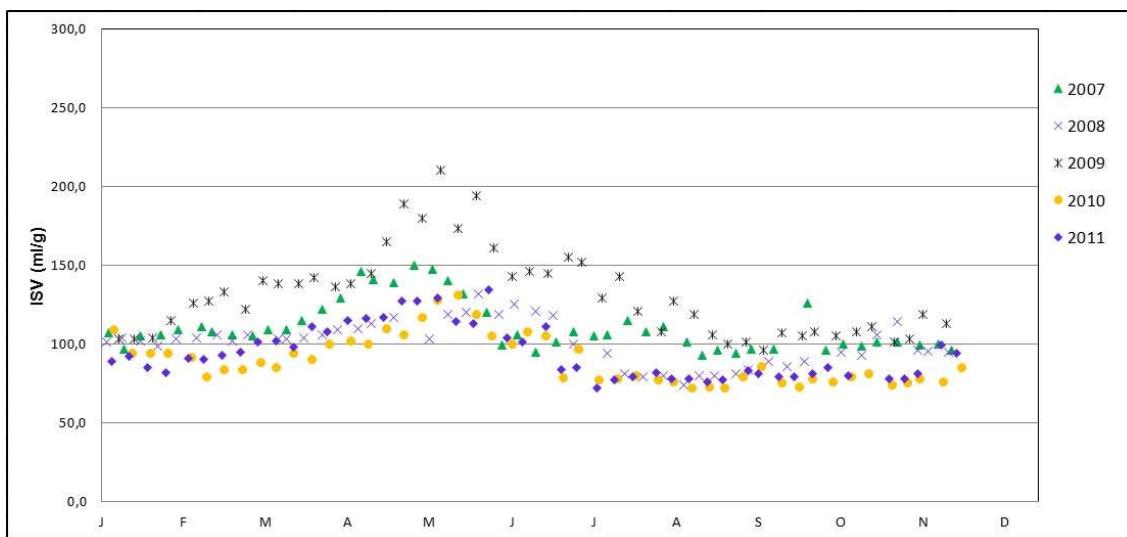


Abb. 8-8: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage H in den Jahren 2007 bis 2011

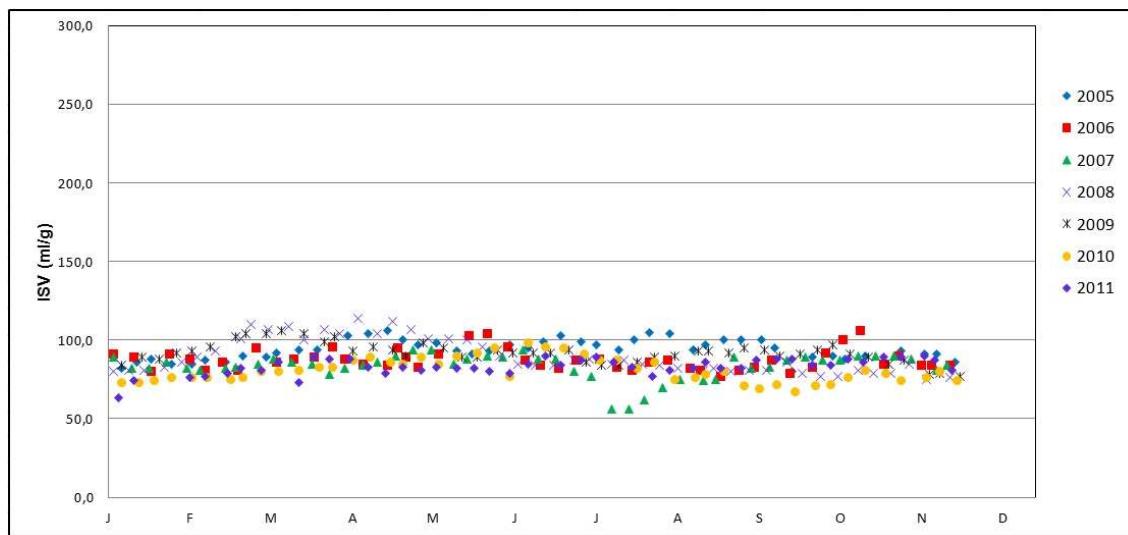


Abb. 8-9: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage I in den Jahren 2005 bis 2011

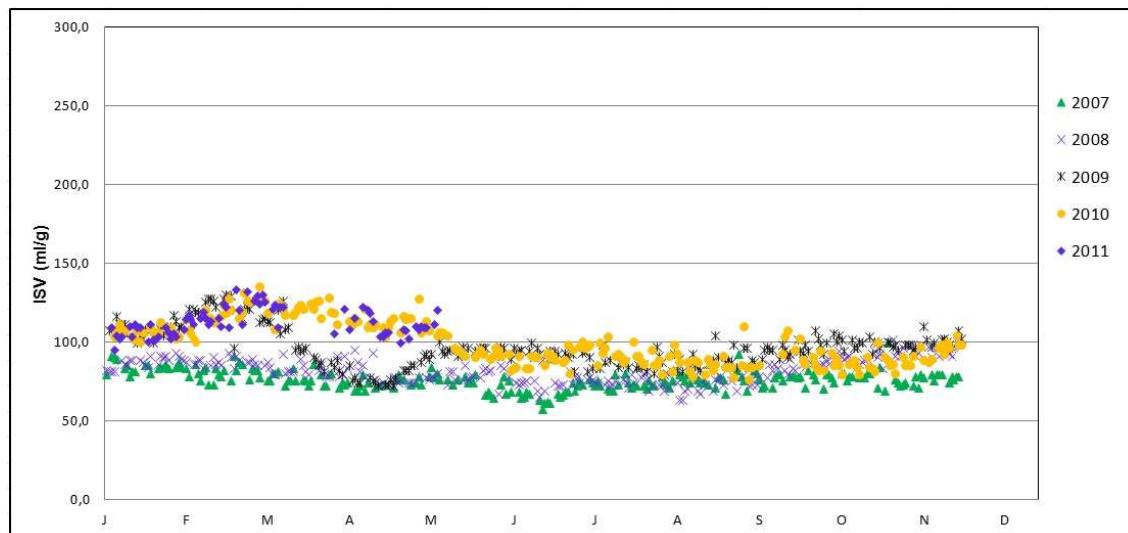


Abb. 8-10: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage J in den Jahren 2007 bis Mitte des Jahres 2010

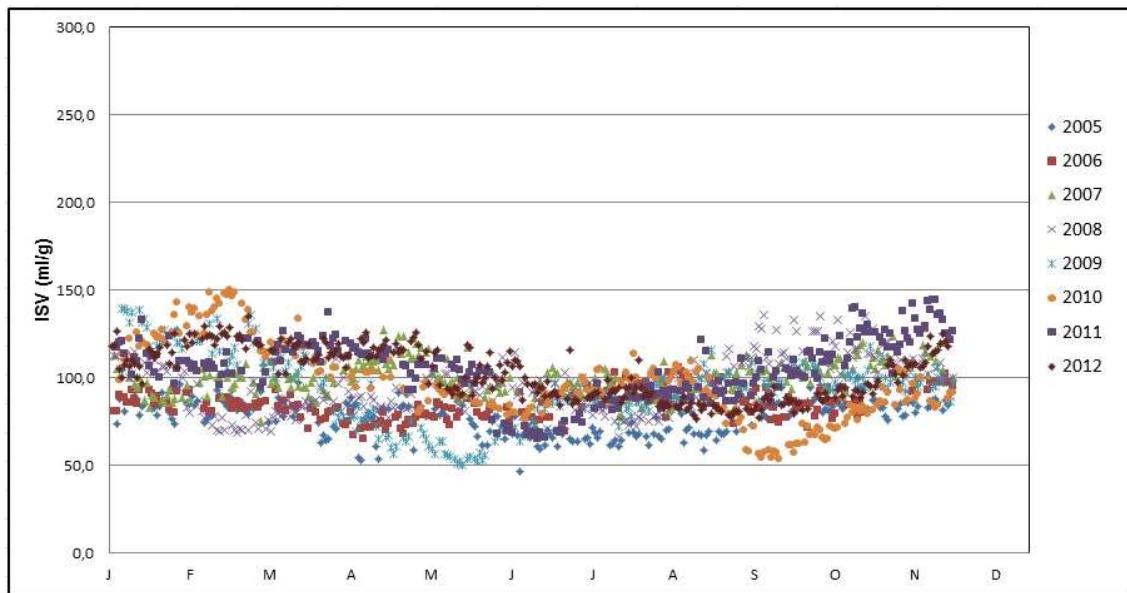


Abb. 8-11: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage K in den Jahren 2005 bis 2012

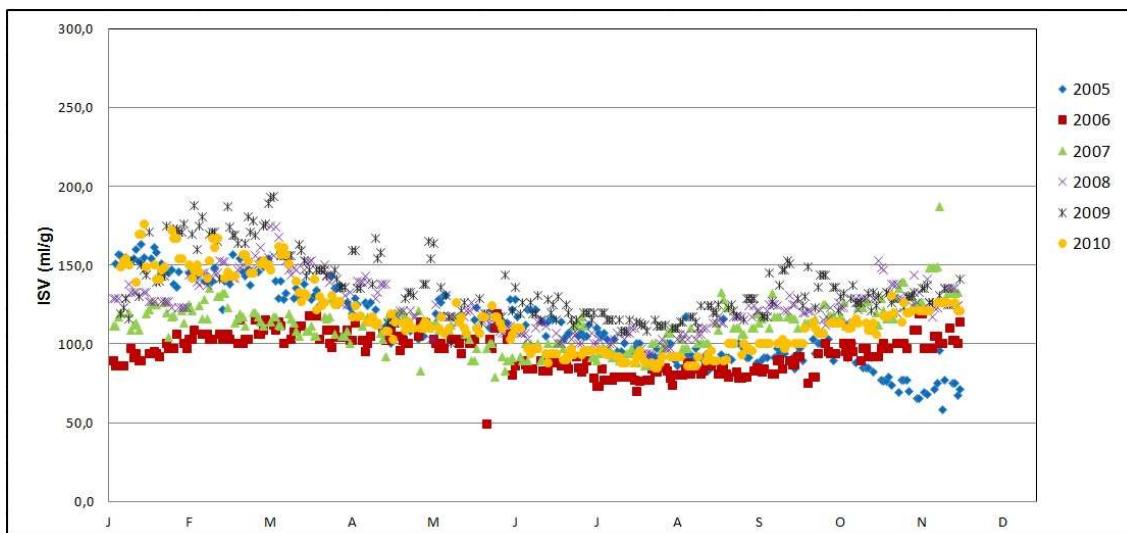


Abb. 8-12: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage L in den Jahren 2005 bis 2010

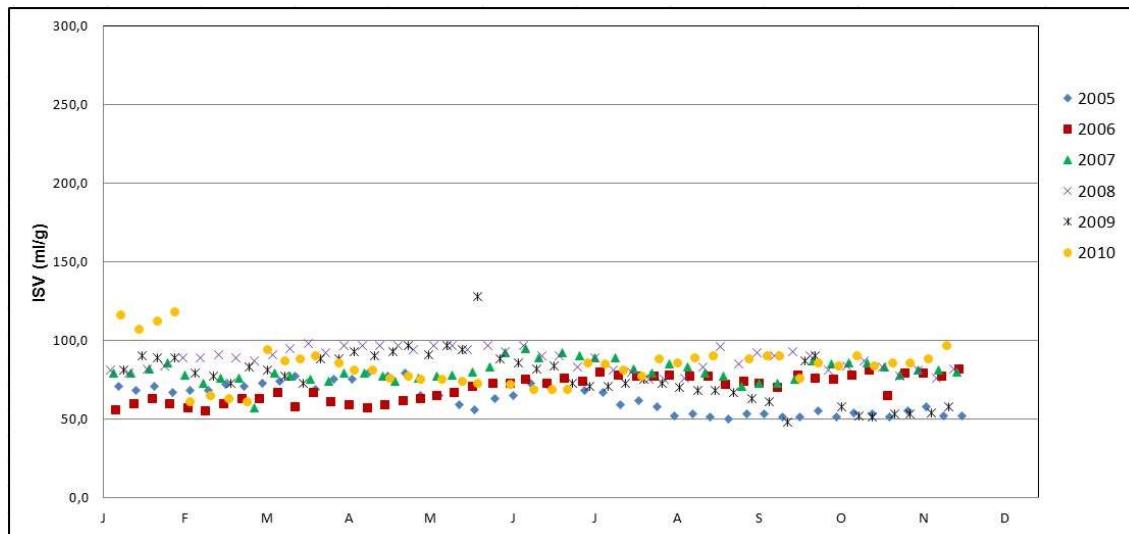


Abb. 8-13: Entwicklung des Schlammindexes in der Anlage M in den Jahren 2005 bis 2010

A2: Gesamtfädigkeit

Die Gesamtfädigkeit wurde mit der Verwendung von Kristallviolett, 100x-Vergrößerung im Dunkelfeld bestimmt (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**, Abb. 8-14 und Abb. 8-15).

Tab. 8-1: Die Gesamtfädigkeit der untersuchten Anlagen

Anlage	Datum der Untersuchung	Gesamtfädigkeit	Nr. des Bildes
A	17.12.2010	2	Abb. 8-14 (a)
B	27.10.2010	2	Abb. 8-14 (b)
C	15.12.2011	3	Abb. 8-14 (c)
D	01.12.2011	2	Abb. 8-14 (d)
E	28.04.2011	3	Abb. 8-14 (e)
F	03.11.2011	3	Abb. 8-14 (f)
G	12.10.2010	1-2	Abb. 8-14 (g)
H	06.03.2012	2	Abb. 8-15 (h)
I	06.03.2012	2-3	Abb. 8-15 (i)
J	06.03.2012	3	Abb. 8-15 (j)
K	14.10.2011	3	Abb. 8-15 (k)
L	12.04.2011	5	Abb. 8-15 (l)
M	05.04.2011	4	Abb. 8-15 (m)

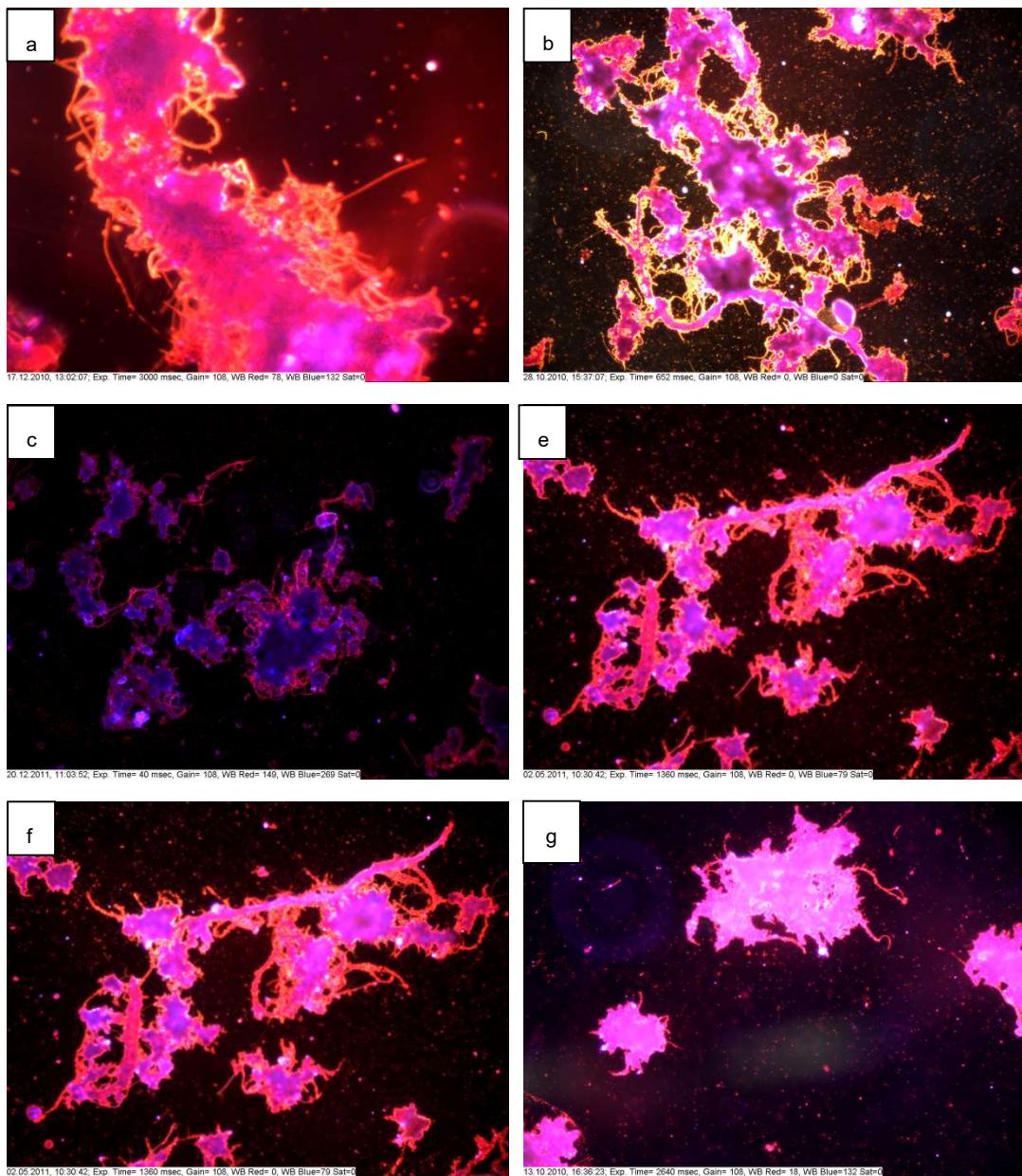


Abb. 8-14: Die Gesamtfädigkeit in den Anlagen A, B, C, D, E, F und G, Kristallviolett, 100x-Vergrößerung im Dunkelfeld

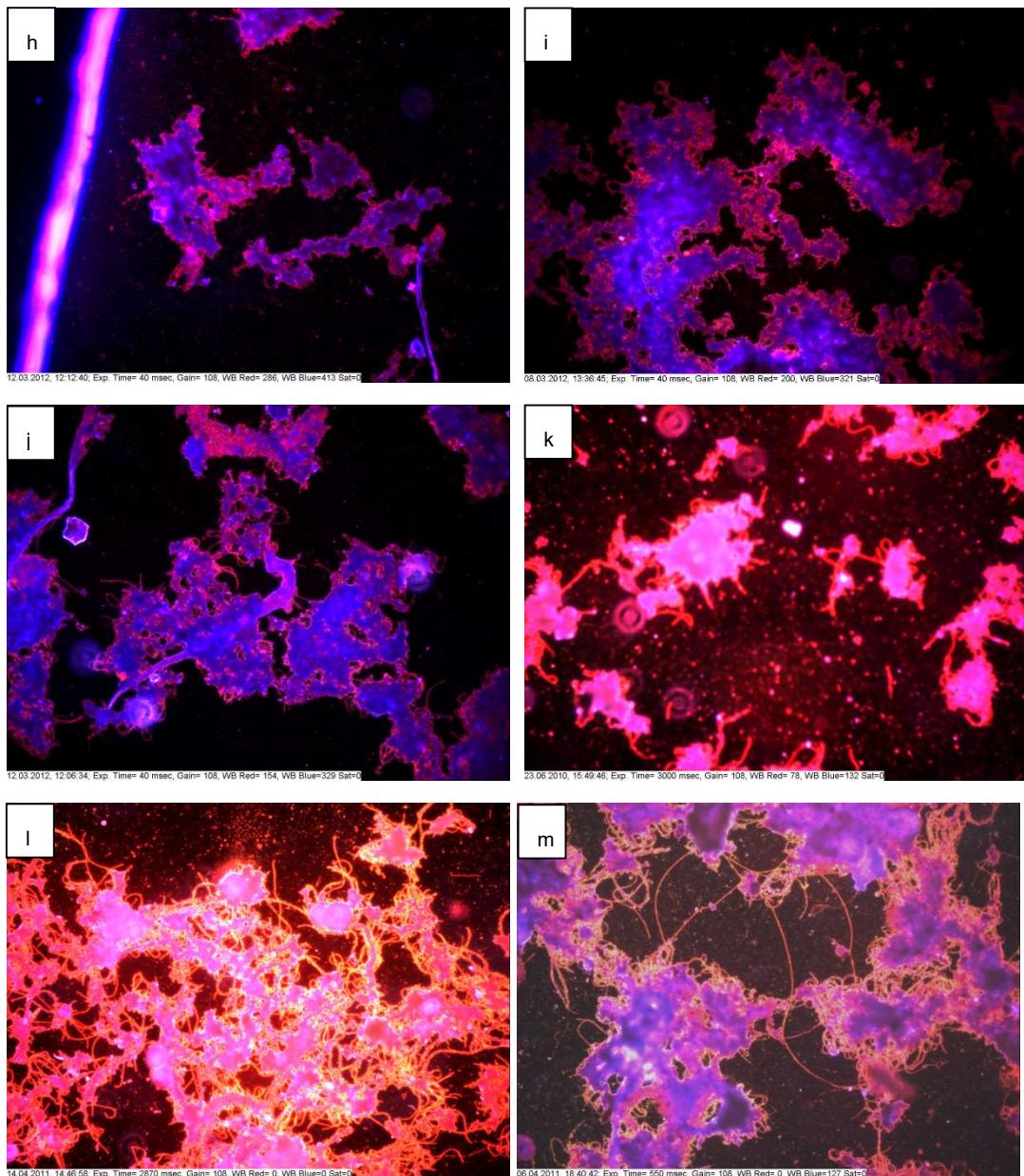


Abb. 8-15: Die Gesamtfähigkeit in den Anlagen H, I, J, K, L und M, Kristallviolett, 100x-Vergrößerung im Dunkelfeld