

Auswirkungen von Abwasserpartikeln auf den Betrieb von Reaktoren mit Aeroben Granula bei der kommunalen Abwasserreinigung

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

DOKTORS DER INGENIEURWISSENSCHAFTEN (Dr.-Ing.)

von der KIT-Fakultät für Chemieingenieurwesen und Verfahrenstechnik des
Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Ing. Fabian Brunner

aus Karlsruhe, Baden-Württemberg

Tag der mündlichen Prüfung: 21.11.2022

Erstgutachter: Prof. Dr. Harald Horn

Zweitgutachter: Prof. Dr. Tobias Morck

Danksagung

Nach fast 10 Jahren ist es endlich geschafft. Es war eine lange Zeit mit vielen Höhen und Tiefen in der die Dissertation fast immer, mal mehr oder weniger intensiv, meinen Alltag beeinflusste.

Bedanken möchte ich mich zu aller erst bei Prof. Harald Horn und Prof. Susanne Lackner, die mir die Möglichkeit zur Erstellung dieser Arbeit geben haben. Ein besonderer Dank dabei an Professor Horn für die Betreuung, seine Geduld und Unterstützung.

Vielen Dank an Professor Morck für seine Arbeit als Zweitgutachter und an die Deutsche Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung.

Ein großer Dank an die Mitarbeiter der Wasserchemie und Wassertechnologie am Engler-Bunte-Institut: Gudrun Abbt-Braun, Birgit Gordalla, Sylvia Heck, Ursula Schäfer, Elly Karle, Reinhard Sembritzki, Axel Heidt, Matthias Weber, Ulrich Reichert, Rafael Peschke, Markus Delay, Marius Majewsky, Ewa Borowska, Stephanie West, Andrea Hille-Reichel, Florencia Saravia und Michael Wagner, die mich immer wieder unterstützt haben, sei es durch Durchführen von Messungen, Transport von Abwasser, durch Ratschläge oder beim Ausfüllen der Hiwi-Stundenblätter.

Ein Dank geht ebenso an die Kollegen aus den Werkstätten: Mathias Kieslich, Alfred Herbst, Erwin Wachter und Norbert Andree für den Bau der Reaktoren, der großen und kleinen Fließzellen, des Schaltschranks und all der Kleinigkeiten, die während im Labor benötigt wurden, wie spätabendliche Notreparaturen von Waagen.

Ein großer Dank an die Studenten Oliver Dass, Steffen Hertl, Rudger Heß, Youssef Sellami und Alexandr Bem für ihre Arbeit an den Fließkanälen, Reaktoren und das ewige Sieben der Abwasserpartikel. Eure Arbeit ist ein essentieller Bestandteil dieser Dissertation.

Während der Zeit am EBI haben natürlich auch die vielen Doktoranden, die den Weg mit mir teilten durch verschiedenste Weisen zum Gelingen dieser Promotion beigetragen.

Danke an Florian Blauert, wir haben nicht nur die Initialen, sondern auch das Büro geteilt. Dadurch hattest du den größten Einfluss auf meine Arbeit (nicht nur durch das Bereitstellen der Kaffeemaschine). Manchmal direkt, bei der gemeinsamen Betreuung von Studenten, aber auch indirekt durch Diskussionen oder einfach nur durch ein offenes Ohr. Vielen Dank!

Marc Tuczinski, ich kann immer noch dein Grinsen erinnern als wir uns an unserem ersten Arbeitstag vorgestellt wurden. Schön, dass es dir auch bei den Reaktorleckagen (egal was auch auslief) nicht vergangen ist.

Danke an Samuel Welker für die vielen Male, die du dich um meine Reaktoren gekümmert hast, wenn ich mal eine Auszeit brauchte, ob nur am Wochenende oder auch mal länger.

Vielen Dank auch an Chunyan Li, für die tolle Zusammenarbeit an unserer gemeinsamen Publikation und für die schönen OCT-Aufnahmen die von meinen AG genommen hast. Den von dir organisierten China-Trip werde ich bestimmt nicht vergessen!

Zu guter Letzt: Eva, mit dir hat der ganze Schlamassel angefangen. Durch deine Betreuung meiner Diplomarbeit hast du mein Interesse für Abwasserbehandlung geweckt und mir den Weg zur und durch die Dissertation geebnet - Vielen Dank.

Vielen Dank auch an die weiteren Doktoranden, mit denen es immer schön war sich auszutauschen und von ihnen zu lernen: Alexandr Kondrakov, Maria Pia Herrling, Elham Fatoorehchi, Di Peng, Johannes Ruppert, Norman Hack, Shelesh Agrawal, Jueying Qian, Laure Cuny, Alexander Timm, Dominic Breilkopf, Philip Brown, Annika Bauer, Luisa Gierl, Oliver Jung, Rowayda Ali und Florian Ranzinger.

Ein besonderer Dank geht an meine Familie, die mich immer unterstützt habt und besonders in den letzten 10 Jahren nie müde wurde mich zu motivieren weiterzumachen und sogar bis in die Kläranlage (Danke Simon) mitkam.

Zum Schluss möchte ich mich bei den drei Personen bedanken, die den größten Beitrag zur Fertigstellung dieser Arbeit geleistet haben:

Meiner Mutter Jutta Kaysan, ohne deine ständige Ermutigung und Unterstützung, nicht nur in den letzten Jahren, sondern mein ganzes Leben lang, hätte ich diese Arbeit weder begonnen noch fertigstellen können.

Vielen Dank auch an Ulrike Scherer für deine Unterstützung. Dein Korrekturlesen und deine Kommentare waren von unermesslichem Wert für mich.

Zu guter Letzt möchte ich meiner Frau Alondra danken, dein grenzenloser Glaube an mich hat mich immer wieder angespornt und dein Beispiel ein Ziel gegen alle Widrigkeiten zu erreichen, hat mich über die Ziellinie getragen.

Fabian Brunner

Inhaltsverzeichnis

Kurzzusammenfassung	vii
Abstract	ix
Abbildungsverzeichnis	x
Tabellenverzeichnis	xiii
Abkürzungs- und Symbolverzeichnis	xiv
1 Einführung.....	1
1.1 Aerobe Granula	3
1.2 Verfahren und Auslegung von AG-Systemen	6
1.2.1 Einflussfaktoren auf AG-Bildung und Stabilität	8
1.2.2 Morphologie von AG	9
1.3 Hydrolyse partikulärer Abwasserinhaltsstoffe	9
1.4 Problemstellung und Motivation	12
2 Material und Methoden	13
2.1 Analysemethoden	13
2.2 Abwasserpartikel	15
2.3 Sequencing-Batch-Reaktoren	16
2.4 Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad.....	19
2.5 Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilmen	20
2.5.1 Abwasserpartikelablagerungen auf heterotrophen Biofilmen	20
2.5.2 Abwasserpartikelablagerungen auf AG.....	23
2.5.3 Partikelablagerung auf AG – aufeinanderfolgende Zyklen	23
2.6 Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle	24
2.6.1 Betrieb Batchreaktoren.....	24
2.6.2 Aktivitätsmessungen.....	28
2.7 Abwasserpartikel als langfristige Nährstoffquelle	28
3 Ergebnisse und Diskussion.....	30
3.1 Reaktorbetrieb – SBR 2.....	30
3.2 Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad.....	36
3.2.1 Erste Versuchsphase, SBR 1-1 bis SBR 1-3.....	36
3.2.2 Zweite Versuchsphase, SBR 2-1 bis SBR 2-6.....	38
3.2.3 Fazit – Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad	41

3.3	Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilmen	43
3.3.1	Abwasserpartikelablagerungen auf heterotrophem Biofilm.....	43
3.3.2	Partikelablagerungen auf aeroben Granula.....	48
3.3.3	Abwasserpartikelablagerungen auf AG in aufeinanderfolgenden Zyklen.....	50
3.3.4	Fazit - Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilmen	53
3.4	Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle	53
3.4.1	Charakterisierung der AG-Form.....	54
3.4.2	Charakterisierung der AG-Struktur	57
3.4.3	Abnahme der Atmungsaktivität.....	60
3.4.4	Fazit – Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle	61
3.5	Abwasserpartikel als langfristige Nährstoffquelle	61
3.5.1	Auswirkungen von partikulärem Substrat auf AG in einem SBR.....	62
3.5.2	Fazit - Abwasserpartikel als langfristige Nährstoffquelle	66
4	Zusammenfassung und Ausblick.....	67
5	Literaturverzeichnis.....	69
	Anhang	76

Kurzzusammenfassung

In den letzten Jahren haben sich AG-Systeme zunehmend für die Behandlung kommunalen Abwassers etabliert. Ihre Vorteile sind vor allem der geringere Platzbedarf durch eine höhere Biomassekonzentration sowie die kurze Absetzzeit im Vergleich zu klassischen Belebtschlammverfahren. Obwohl schon einige Dutzend großtechnische Anlagen in Betrieb sind, gibt es noch einige Fragen zur Auslegung der Anlagen zu klären. Die hier vorgelegte Arbeit will einen Beitrag zum Verständnis der Auswirkungen von partikulärem organischem Kohlenstoff auf den Betrieb von Reaktoren mit AG in der kommunalen Abwasserreinigung liefern.

Um zu bewerten, ob der Granulierungsgrad (Anteil von AG an der Biomasse) eines AG-System Einfluss auf die Abtrennleistung von realen Abwasserpartikeln hat, wurden Batchversuche mit einer definierten Mischung aus AG und Belebtschlamm durchgeführt. Die Versuche wurden mit einer Biomassekonzentration von 4 g/L bei verschiedenen Granulierungsgraden und einer Abwasserpartikelkonzentration von 0,5 g/L durchgeführt. Während der Mischphasen konnte keine signifikante Adsorption von Abwasserpartikeln an die AG beobachtet werden. Es zeigte sich, dass ab einem Granulierungsgrad von etwa 60 % die TSS-Konzentration im Ablauf des Systems stark ansteigt. Dies zeigt, dass ein bestimmter Anteil an Belebtschlammflocken notwendig ist, um Abwasserpartikel in einem SBR mit AG zu entfernen.

Um die lokalen Auswirkungen von Ablagerungen von Abwasserpartikeln auf Biofilmen im Allgemeinen und auf AG im Speziellen zu untersuchen, wurden Versuche unter laminaren Strömungsbedingungen in einem Fließkanal durchgeführt. Anhand von Sauerstoffprofilen wurden die Auswirkungen der Abwasserpartikelablagerung auf den Sauerstofffluss untersucht. Es zeigte sich, dass eine Abwasserpartikelschicht zwischen 100 und 400 µm zu einer Verringerung des Sauerstoffflusses von 5 bis 70 % in die tieferen Bereiche des Biofilms und der AG führt. Die Abwasserpartikelschicht bildet eine physikalische Barriere für den Stofftransport.

Zusätzlich wurden Experimente in Batchreaktoren durchgeführt, um zu untersuchen, ob Abwasserpartikel als Kohlenstoffquelle für Bakterien in AG nutzbar sind. Über einen Zeitraum von drei Wochen wurden Abwasserpartikel mit einem Durchmesser zwischen 800 und 900 µm als alleinige Kohlenstoffquelle für die AG verwendet. Die dreidimensionale Visualisierung der AG mittels OCT zeigte eine stabile Größe und Form der AG während des gesamten Experiments. Es war erwartet worden, dass Abwasserpartikel mittelfristig als Nährstoffquelle dienen können und daher um adsorbierte Abwasserpartikel lokal filamentöser Auswuchs auftritt, was aber nicht bestätigt wurde. Dies deutet darauf hin, dass die adsorbierten Abwasserpartikel nicht ausreichend Nährstoffe liefern, um lokal als Kohlenstoffquelle für AG zu dienen.

Filamentöser Auswuchs wurde auf AG sowohl in einem SBR beobachtet, der nur mit gelöstem organischem Substrat versorgt wurde als auch in einem SBR, in dem 25 % des gelösten organischen Substrats durch Abwasserpartikel ersetzt wurde. Der filamentöse Auswuchs wurde auf die hohe Verfügbarkeit von gelöstem organischem Kohlenstoff während der aeroben Phase in beiden SBR zurückgeführt und konnte nicht mit der Anwesenheit der Abwasserpartikel in Verbindung gebracht werden.

Auswirkungen der An- bzw. Ablagerung von Abwasserpartikeln auf AG in einem SBR wurden näher aufgeklärt. Die Entfernung von Abwasserpartikeln in einem SBR mit AG gelingt mit hoher Wahrscheinlichkeit nur dann, wenn ein Teil der Biomasse als Belebtschlammflocken vorliegt. Während der Mischphasen eines SBR-Zyklus konnten weder im Kurzzeit- noch im Langzeitbetrieb des Reaktors Auswirkungen von Abwasserpartikeln auf die AG festgestellt werden. Eine Ablagerung von Abwasserpartikeln, z.B. während Zulauf oder Absetzphase, führt zu einem Absterben der Bakterien in tieferen Schichten der AG aufgrund einer Verringerung der Nährstoffverfügbarkeit. Es konnte gezeigt

werden, dass Abwasserpartikel nicht als kurz-, mittel- oder langfristige organische Kohlenstoffquelle für Bakterien in AG dienen können und dass die Adsorption von Abwasserpartikeln kein lokales fadenförmiges Auswachsen verursacht.

Abstract

In recent years, aerobic granules (AG) systems have become well-established in municipal wastewater treatment. Their advantages are mainly lower space requirements due to a higher biomass concentration as well as a short settling time compared to classical activated sludge systems. Although several dozens of large-scale plants are already in operation, there are still open questions concerning the design of the AG systems for municipal wastewater treatment. This work aims to contribute in the understanding of the effect of particulate organic load in the form of real wastewater particles on the operation of AG systems.

To evaluate whether the granulation grade (fraction of AG in biomass) in an AG system affects the removal efficiency of real wastewater particles, batch tests were conducted with a defined mixture of AG and activated sludge. The experiments were performed with a biomass concentration of 4 g/L at different granulation grades and a fixed wastewater particles concentration of 0.5 g/L. No significant adsorption of wastewater particles to the AG could be observed during the mixed phases. It was found that the total suspended solids concentration in the system effluent sharply increases at a granulation grade of above 60 %. This shows that a certain ratio of sludge flocs is necessary to remove wastewater particle in an SBR system.

To investigate the local effects of wastewater particle deposition on biofilms and in particular on AG, experiments were conducted under laminar flow conditions in a flow channel. Oxygen profiles were used to evaluate the impact of the wastewater particle deposition on the oxygen flux. It was found that a wastewater particle layer of 100 to 400 μm on a biofilm leads to a reduction of the oxygen flux of 5 to 70 % from the surface of the biofilm and the AG to the deeper zones of the biofilm and the AG. The wastewater particle layer represents a physical barrier to the mass transport of oxygen and other dissolved nutrients.

Additionally, experiments in batch reactors were conducted to evaluate if wastewater particles can be used as carbon source for bacteria in AG systems. Over a period of three weeks, wastewater particles with a diameter between 800 and 900 μm were used as a sole carbon source for AG. 3- dimensional visualization of the AG via OCT showed a stable size and shape of the AG during the whole experiment. Contrary to expectations, no filamentous outgrowth were observed on AG surfaces on which wastewater particles adsorbed. This indicates that adsorbed wastewater particles cannot act as a local carbon source for AG.

However, filamentous outgrowth on AG was observed in a SBR fed only with dissolved organic substrate and as well in a SBR in which 25 % of dissolved organic substrate was replaced with wastewater particles. The filamentous outgrowth was attributed to the high availability of dissolved organic carbon during the aerobic phase in both SBR and was not connected to the presence of wastewater particles in one of the SBR.

The effect of adsorption or deposition of wastewater particles in a SBR was elucidated in more detail. Removal of wastewater particles in a SBR with AG is very likely to succeed only if a part of the biomass is present as activated sludge flocs. During the mixed phases of a SBR cycle, no effects of wastewater particles on AG could be detected neither within short-term nor long-term reactor operation. A deposition of wastewater particle e.g., during the feeding or settling step, will cause die-off of bacteria due to a reduction of nutrients availability within the deeper zone of the AG. It was shown, that wastewater particles cannot serve as a short- mid- or long-term organic substrate source for bacteria in AG, and that the adsorption of wastewater particle does not cause local filamentous outgrowth.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Biofilmverfahren in der kommunalen Abwasserreinigung (nach Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.3 „Biofilmverfahren – Teil 1“, 2021).	2
Abbildung 2: TSS-Konzentration oberhalb des Schlammbettes eines mit kommunalem Abwasser betriebenen AG-Pilotreaktors bezogen auf den Granulierungsgrad (Rocktäschel et al., 2015).	3
Abbildung 3: Entwicklung von Schlammflocken zu AG (Sengar et al., 2018).	4
Abbildung 4: Aufbau und Funktionsweise von AG in SBR-Systemen. Unterschiedliche Bakterien sind in den verschiedenen Schichten zu finden, wodurch der simultane Abbau von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor ermöglicht wird (nach Ranzinger, 2022).	5
Abbildung 5: Zwei Strategien (I und II) für eine anaerobe Füllphase in einem SBR mit AG (Horn et al., 2015).	7
Abbildung 6: Signalverlauf des Chromatogramms (Größenausschlusschromatographie) des gelösten organischen Kohlenstoffs (relatives Signal) in einem Batchversuch über 13 Tage bei aeroben Bedingungen. F1: Stoffe mit hohem Molekulargewicht, F2: Stoffe mit mittlerem Molekulargewicht, F3 und F4: leicht abbaubare Stoffe mit geringem Molekulargewicht (Alvarado, 2021).	10
Abbildung 7: Kalibriergerade der Trübungsmessung vom 24.06.2016. Dargestellt sind die Mittelwerte der Messungen nach 10, 20, 30 und 60 s von Abwasserpartikellösungen mit bekannten TSS-Konzentrationen.	14
Abbildung 8: Mikroskop-Aufnahme der Abwasserpartikelfraktion 45-100 μm nach Auftrennung einer Abwasserprobe (Kläranlage Neureut) durch manuelle Siebung in vier Fraktionen.	15
Abbildung 9: Sequencing Batch-Reaktor (SBR) während der Belüftungsphase. Das Reaktorvolumen beträgt zwischen 4 und 5 L.	17
Abbildung 10: Reaktorzyklus von SBR 2 zur Kultivierung von AG.	17
Abbildung 11: Batchversuch zur Untersuchung der Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad im Ablauf eines SBR. Im linken Bild ist der Reaktor (Volumen 800 mL) ohne Biomasse zu sehen. Das rechte Bild zeigt den Reaktor während eines Versuchs.	20
Abbildung 12: Versuchsaufbau im Fließkanal mit Messeinrichtungen.	20
Abbildung 13: Vereinzelt Abwasserpartikelablagerungen auf heterotrophem Biofilm.	21
Abbildung 14: Ermittlung der Konzentrationsgrenzschichtdicke L_c auf der Basis von Sauerstoffprofilen (Wäsche et al., 2002).	22
Abbildung 15: Mit Abwasserpartikeln bedecktes AG ($\varnothing = 1 \text{ mm}$) auf dem Träger im Fließkanal nach Versuchende.	23
Abbildung 16: Batchreaktor (0,8 L) zur Untersuchung von Abwasserpartikeln als mittelfristige Nährstoffquelle.	25
Abbildung 17: Unbearbeiteter Schnitt (links), teilbearbeitetes Stack, Hintergrundrauschen entfernt (rechts). Die Auflagefläche (Filterpapier) ist unter dem Granulum zu erkennen.	25
Abbildung 18: Schnittbild durch z-Achse (links), bearbeitetes Stack (rechts), die grünen Pfeile verdeutlichen die optische Eindringtiefe (Größenbalken: 0,2 mm).	26

Abbildung 19: Veranschaulichung der Differenzierung von Kern und Oberflächenstruktur sowie des Prozessbereiches.....	26
Abbildung 20: TSS-Konzentrationen im Reaktor und Ablauf von SBR 2 während der Reaktorlaufzeit von 250 Tagen.....	31
Abbildung 21: SVI_{10} und V_{SVI} (Verhältnis von SVI_{30}/SVI_{10}) im Reaktor SBR 2 während der Laufzeit von 250 Tagen.....	31
Abbildung 22: Partikelgrößensummenverteilung der Biomasse im SBR 2. Die Linie zeigt an, ab welchem Durchmesser (400 μ m) die Biomasseaggregate als AG gelten.....	32
Abbildung 23: Mikroskop-Aufnahmen der Biomasse im Reaktor SBR 2. Dargestellt sind Aufnahmen über die Reaktorlaufzeit.	33
Abbildung 24: Eliminationsrate von CSB, N und P im SBR 2 während einer Laufzeit von 250 Tagen.	34
Abbildung 25: Elimination von CSB, N und P im SBR 2 während einer Laufzeit von 250 Tagen.....	34
Abbildung 26: Konzentration des TSS im Reaktor während der Absetzphase: BS (SBR 1-1), AG mit 2 bis 5 mm Durchmesser (SBR 1-2) sowie eine 1:1-Mischung bestehend aus AG mit 2 bis 5 mm Durchmesser und BS (SBR 1-3).....	37
Abbildung 27: AG mit 2 bis 5 mm Durchmesser vor Start des Versuchs SBR 1-1 (links) und Schlammbett des Batchreaktors nach Ende des Versuchs (rechts).	38
Abbildung 28: TSS-Konzentration während der Batch-Experimente mit unterschiedlichen Granulierungsgraden.	39
Abbildung 29: Stoffkonzentrationen von CSB, NH_4^+ -N, PO_4^{3-} -P und NO_3^- -N während der Batch-Experimente mit unterschiedlichen Granulierungsgraden.	40
Abbildung 30: TSS-Konzentration in Abhängigkeit des Granulierungsgrades nach unterschiedlichen Absetzzeiten. Die Werte für den Granulierungsgrad 100 % stammen aus SBR 1-2, alle weiteren aus den Versuchen SBR 2-1 bis SBR 2-6 (Tabelle 5).	42
Abbildung 31: Sauerstoffprofile in heterotrophen Biofilmen vor und nach der Abwasserpartikelzugabe (PZ) der vier verschiedenen Abwasserpartikelfractionen über die Tiefe (Li et al., 2018).	44
Abbildung 32: Sauerstofffluss in unterschiedlichen Tiefenbereichen in heterotrophen Biofilmen vor und nach Abwasserpartikelzugabe (PZ) der vier unterschiedliche Abwasserpartikelfractionen.	46
Abbildung 33: OCT-Aufnahme eines AG vor (links) und nach Abwasserpartikelablagerung (Mitte). Foto eines AG mit Abwasserpartikelschicht nach Versuchsende und Ablassen der Flüssigphase (rechts).	48
Abbildung 34: Sauerstoffprofile eines AG vor und nach Abwasserpartikelzugabe (PZ) innerhalb eines AG.	49
Abbildung 35: Sauerstofffluss in einem AG vor und nach Abwasserpartikelzugabe (PZ) in unterschiedlichen Tiefenbereichen.....	49
Abbildung 36: Sauerstoffprofile während aufeinanderfolgenden Zyklen mit AG im Fließkanal. Im ersten Zyklus (Gesamtdauer 4 h) erfolgte keine Abwasserpartikelzugabe (PZ), während im zweiten Zyklus 20 Minuten nach Belüftungsstart Abwasserpartikel zugegeben wurden.....	51

Abbildung 37: Sauerstoffflüsse in unterschiedlichen Tiefenbereichen in einem AG in aufeinanderfolgenden Zyklen im Fließkanal. Im ersten Zyklus wurden keine Abwasserpartikel zugegeben (links), während im zweiten Zyklus 20 Minuten nach Belüftungsstart eine Abwasserpartikelzugabe (PZ) erfolgte (rechts).....	52
Abbildung 38: Links: dreidimensionale OCT-Aufnahme eines AG, rechts: 2D-Schnittbild aus der Vogelperspektive (z-Projektion), mit Differenzierung zwischen Oberflächen- (violett) und Kernstrukturen (gelb und orange).	54
Abbildung 39: Mikroskop-Aufnahmen von AG mit Abwasserpartikelablagerungen aus BR 3 (rechts) und ohne Abwasserpartikelablagerungen aus BR 1 (links).....	55
Abbildung 40: Maximaler Durchmesser der AG basierend auf 2D-Mikroskop-Aufnahmen (links) und 3D-OCT-Aufnahmen (rechts) während der Laufzeit der Batchreaktoren (BR).....	55
Abbildung 41: Größenverhältnisse der AG während des Betriebs der Batchreaktoren (BR). Breite zu Länge-Verhältnis (B/L, links) und Höhe zu Länge-Verhältnis (H/L, rechts).	56
Abbildung 42: Rundheit (links) und mittlerer 3D-Durchmesser (rechts) der AG während der Laufzeit der Batchreaktoren (BR).	56
Abbildung 43: Rauheit (links) und mittlere optische Eindringtiefe des OCT in die AG (rechts) während der Reaktorlaufzeit der Batchreaktoren (BR).	57
Abbildung 44: Porosität von AG über die Reaktorlaufzeit (links) und in Abhängigkeit von der Größe (rechts) in den Versuchen der Batchreaktoren (BR).	58
Abbildung 45: Verhältnis des Volumens der Oberflächenstrukturen zu dem Kernvolumen der AG während der Laufzeit der Batchreaktoren (BR).	59
Abbildung 46: Sauerstoffaufnahme der AG aus BR 2 in der Mikrokinetikzelle ohne Substratzugabe und bei Zugabe von Acetat bzw. Ammonium während der Reaktorlaufzeit.	60
Abbildung 47: TSS-Konzentrationen im Reaktor (links) und Ablauf (rechts) von SBR 4 (synthetisches Abwasser) und SBR 5 (25% des CSB als partikuläre Fracht mit realen Abwasserpartikeln) während der Reaktorlaufzeit.	62
Abbildung 48: SVI_{10} und V_{SVI} (Verhältnis von SVI_{30}/SVI_{10}) in SBR 4 (rechts) und SBR 5 (links) während der Reaktorlaufzeit.	63
Abbildung 49: Partikelgrößensummenverteilung der Biomasse in SBR 4 (links) und SBR 5 (rechts). Die Linie bei 400 μm zeigt an, ab welchem Durchmesser die Biomasseaggregate als AG gelten.	63
Abbildung 50: Mikroskop-Aufnahmen der Biomasse in SBR 4 (links) und SBR 5 (rechts). Dargestellt sind Aufnahmen über die Reaktorlaufzeit.	64
Abbildung 51: Elimination von CSB, N und P in SBR 4 (links) und SBR 5 (rechts) während der Reaktorlaufzeit.	65

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Abschätzung von Auslegungsgrößen für Anlagen zur Behandlung von kommunalem Abwasser mit AG (Horn et al., 2015).	6
Tabelle 2: Parameter der Kläranlage Altena (Jardin, 2022).	8
Tabelle 3: Daten von AG-Systemen aus verschiedenen Veröffentlichungen.	9
Tabelle 4: Abwasserpartikelzusammensetzung einer Probe aus kommunalem Abwasser (Kläranlage Neureut, entnommen nach dem Sandfang im Herbst 2014).	15
Tabelle 5: Übersicht der verwendeten Reaktoren zur Kultivierung AG und der durchgeführten Versuche.	16
Tabelle 6: Zusammensetzung des synthetischen Abwassers.....	18
Tabelle 7: Zusammensetzung der Spurenstofflösung. Je Liter Substratlösung wurde 0,06 mL Spurenstofflösung zugegeben.	18
Tabelle 8: Übersicht der durchgeführten Versuche zur Feststoffkonzentration im SBR-Ablauf bei unterschiedlichen Granulierungsgraden.....	19
Tabelle 9: Abwasserpartikelkonzentrationen der unterschiedlichen Abwasserpartikelfractionen im Fließkanal.....	22
Tabelle 10: Batchreaktoren zur Untersuchung von Abwasserpartikeln als mittelfristige Nährstoffquelle.....	24
Tabelle 11: Zykluszeiten in Minuten während der Akklimatisierung in den ersten 39 Tagen vor der Aufteilung von SBR 3 in SBR 4 und SBR 5.	29
Tabelle 12: Dicke der Konzentrationsgrenzschicht von heterotrophen Biofilmen vor und nach Abwasserpartikelzugabe (PZ), ermittelt aus Sauerstoffprofilen und OCT-Aufnahmen. Die Werte der OCT-Aufnahmen stammen aus Li et al., 2018.....	45
Tabelle A1: Aus SBR 2 während der Laufzeit entnommene Biomasse.....	76
Tabelle A2: Zusammensetzung der Substratlösung zur Kultivierung heterotropher Biofilme auf Aufwuchskörpern.	76
Tabelle A3: Zusammensetzung der Substratlösung zur Kultivierung von AG in SBR 3, SBR 4 und SBR 5.	76

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

<i>AG</i>	Aerobe Granula
<i>AOB</i>	Ammonium oxidierende Bakterien
<i>base</i>	z-Wert der Auflagefläche, in mm
<i>B/L</i>	Verhältnis Breite zu Länge
<i>B_{R, CSB}</i>	CSB-Raubelastung, in kg/m ³ d
<i>BR</i>	Batchreaktoren
<i>BS</i>	Belebtschlamm
<i>CBL</i>	Concentration Boundary Layer, Konzentrationsgrenzschicht
<i>c_i</i>	Sauerstoffkonzentration, in g/L
<i>CLSM</i>	Konfokale Laserscanning-Mikroskopie
<i>CSB</i>	Chemischer Sauerstoffbedarf, in mg/L O ₂
<i>D_i</i>	Diffusionskoeffizient von Sauerstoff in Biofilmen, in m ² /s
<i>D_{3D}^K</i>	mittlerer dreidimensionaler Durchmesser, in mm
<i>D_{2D,max}^{O,K}</i>	maximaler zweidimensionaler Durchmesser (Oberflächen- u. Kernstruktur), in mm
<i>D_{3D,max}^{O,K}</i>	maximaler dreidimensionaler Durchmesser (Oberflächen- u. Kernstruktur), in mm
<i>DOC</i>	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff), mg/L C
<i>d_p</i>	Partikelgröße, in μm
<i>EPS</i>	Extrazelluläre, polymere Substanzen
<i>F_{e,max}</i>	maximaler Feret-Durchmesser, in μm
<i>F_{e,min}</i>	minimaler Feret-Durchmesser, in μm
<i>GAO</i>	Glykogenakkumulierende Bakterien
<i>GG</i>	Granulierungsgrad
<i>H/L</i>	Größenverhältnis Höhe zu Länge
<i>H^K</i>	Höhe (Kernstruktur), in mm
<i>H^{O,K}</i>	Höhe der AG (Oberflächen- u. Kernstruktur), in mm
<i>j_i</i>	Sauerstofffluss, in m/s
<i>L_C</i>	Dicke der Konzentrationsgrenzschicht über dem Biofilm, in μm
<i>m</i>	Masse, in g
<i>MBBR</i>	Moving Bed Biofilm-Reaktor
<i>MRT</i>	Magnetresonanztomographie
<i>N₂</i>	Stickstoff
<i>NH₄⁺-N</i>	Ammonium-Stickstoff
<i>NO₂⁻-N</i>	Nitrit-Stickstoff
<i>NO₃⁻-N</i>	Nitrat-Stickstoff
<i>NOB</i>	Nitrit oxidierende Bakterien
<i>O₂</i>	Sauerstoff
<i>OCT</i>	Optische Kohärenztomographie
<i>oTSS</i>	organischer Anteil des TSS, in g/L

<i>OUR</i>	Oxygen Uptake Rate (Rate der Sauerstoffaufnahme), in mg/gTSS h
<i>PAO</i>	Phosphatakkumulierende Organismen (Bakterien)
<i>PD</i>	Penetration Depth, Eindringtiefe
<i>PB</i>	Prozessbereich
<i>PHA</i>	Polyhydroxyalkanoat
<i>PO₄³⁻-P</i>	Phosphat-Phosphor
<i>Poly-P</i>	Poly-Phosphat
<i>POM</i>	Partikuläre organische Substanzen, in ml/L
<i>PZ</i>	Abwasserpartikelzugabe
<i>R_{3D}^K</i>	Rauheit
<i>R_{2D}^{O,K}</i>	mittlere Rundheit (Kernstruktur)
<i>r_{3D,i}^K</i>	Radius AG (Kernstruktur), in mm
<i>r_{3D,i}^{O,K}</i>	Radius AG (Oberflächen- u. Kernstruktur), in mm
<i>SBR</i>	Sequencing Batch Reaktor
<i>SPS</i>	Speicherprogrammierbare Steuerung
<i>SVI</i>	Schlammvolumenindex, in mL/g
<i>SVI₁₀</i>	Schlammvolumenindex nach 10 Minuten in mL/g
<i>SVI₃₀</i>	Schlammvolumenindex nach 30 Minuten in mL/g
<i>TSS</i>	abfiltrierbare Stoffe (Total Suspended Solids), g/L
<i>VSS</i>	Volatile Suspended Solids, organischer Anteil des TSS, g/L
<i>V_{O/K}^{O,K}</i>	Verhältnis des Volumens der Oberflächenstrukturen zu dem Gesamtvolumen
<i>V_{SVI}</i>	Verhältnis des SVI ₃₀ zu SVI ₁₀
<i>z</i>	Höhenkoordinate des Biofilms, in mm
<i>Z_{Centroid}^K</i>	Höhe des Mittelpunktes (Kernstruktur), in mm
<i>Δ_z^{O,K-K}</i>	Höhe der Oberflächenstruktur, in mm
<i>Δx, y, z</i>	Abstand der Extremstellen auf den Achsen, in mm
<i>ε_{3D}^K</i>	Porosität (Kernstruktur)
<i>λ</i>	Wellenlänge, in nm
<i>ρ_w</i>	Dichte Wasser, in g/L
<i>ρ_s</i>	Dichte Abwasserpartikel, in g/L

1 Einführung

Biofilme sind die dominante Form des mikrobiellen Lebens auf der Erde (Wuertz et al., 2005) und bestehen aus einer Gemeinschaft unterschiedlicher Mikroorganismen, vor allem Bakterien, die sich an Grenzflächen bilden (Hall-Stoodley et al., 2004). Dabei beeinflussen sich die Mikroorganismen gegenseitig und kommunizieren untereinander (Flemming et al., 2016).

Im Laufe des Wachstums eines Biofilms erzeugen Mikroorganismen mit extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) eine Matrix (Seviour et al., 2019). Diese Matrix dient auch als Schutzhülle und verhindert unter anderem ein schnelles Austrocknen (Wingender et al., 1999), schützt vor Umwelteinflüssen (Røder et al., 2015) sowie toxischen Stoffen (Sutherland, 2001) und kann als Nährstoffquelle dienen (Zhang and Bishop, 2003). Biofilme treten an unterschiedlichsten Orten und unter verschiedensten Umweltbedingungen auf, wie in Trinkwassersystemen (Wingender and Flemming, 2011) und im Verdauungstrakt des Menschen (de Vos, 2015). Biofilme können auch Infektionen bei Menschen und Tieren verursachen (Costerton et al., 1987). Weiterhin kommen sie in hydrothermalen Systemen (Reysenbach and Cady, 2001) vor und können, in Abhängigkeit von der Umgebung Korrosion beeinflussen, indem beispielsweise eine schützende Metalloxidschicht durch eine Sulfidschicht ersetzt wird (Little and Lee, 2014).

In der Abwasserbehandlung werden Biofilmsysteme neben den klassischen Belebtschlammverfahren seit langem erfolgreich eingesetzt. Abbildung 1 zeigt eine Übersicht über die unterschiedlichen Biofilmverfahren. Diese werden in vier Gruppen unterteilt: Festbettreaktoren, Rotationstauchkörper, freibewegliche Aufwuchskörper und kombinierte Verfahren.

Bei Festbettreaktoren und Rotationstauchkörpern überströmt das Abwasser stationäre Biofilme auf fest installierten Aufwuchskörpern und wird dabei gereinigt. Allerdings weisen einige dieser Technologien gegenüber Belebtschlammverfahren Schwachstellen, wie eine limitierte Raumnutzung und ungünstige Verteilung der Schadstoffe (Ødegaard, 2006), aber auch eine reduzierte Stickstoff- und Phosphorentfernung sowie erhöhte Partikelkonzentration im Ablauf, auf (Metcalf and Eddy, 2014). Um die Leistungsfähigkeit von Biofilmsystemen zu verbessern, wurden in Norwegen in den 1980er und 90er Jahren mit Moving Bed Biofilm-Reaktoren (MBBR) ein System mit freibeweglichen Aufwuchskörpern entwickelt (Ødegaard et al., 1999). MBBR-Systeme vereinen die Stärken von Biofilmsystemen und konventionellen Belebtschlammverfahren (Ødegaard, 2006).

Bei MBBR-Systemen wachsen Biofilme auf Plastikträgern (Ødegaard et al., 1994), die sich frei in Reaktoren, ähnlich wie Belebtschlamm, bewegen können. Im Gegensatz zu fixierten Biofilmsystemen weisen sie unter anderem einen geringeren Raumbedarf auf, da der gesamte Reaktorraum genutzt wird; sie benötigen keine Rückspülung und können in bestehende Reaktoren integriert werden (Pastorelli et al., 1999). Gegenüber Belebtschlammverfahren besitzen sie eine höhere Beladungskapazität und zeigen ein besseres Absetzverhalten (Metcalf and Eddy, 2014). Dabei sind verschiedene Konfigurationen möglich, um die unterschiedlichsten Abwässer zu behandeln (Ødegaard, 2006).

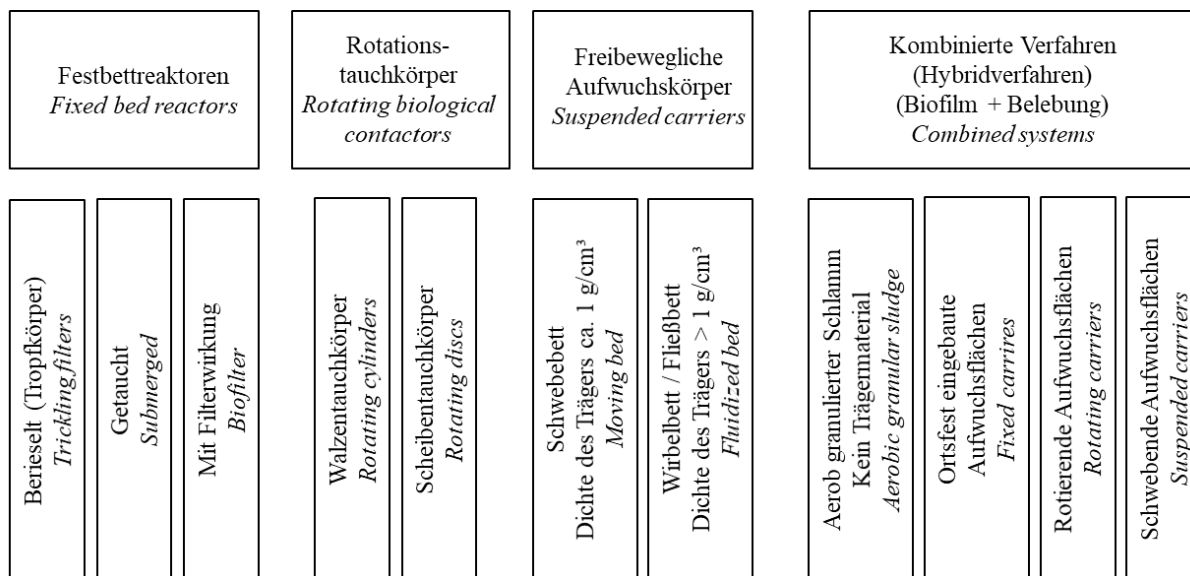


Abbildung 1: Biofilmverfahren in der kommunalen Abwasserreinigung (nach Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.3 „Biofilmverfahren – Teil 1“, 2021).

Eine weitere Form von Biofilmen aus der Gruppe der kombinierten Verfahren, die in der Abwasserreinigung erfolgreich eingesetzt werden, sind sogenannte aerobe Granula (AG). Als Granula werden selbstimmobilisierte, sphärische Biomasseaggregate bezeichnet, die frei beweglich sind (Mishima and Nakamura, 1991). Anaerobe Granula werden bereits seit langem in verschiedenen Kläranlagen erfolgreich eingesetzt (Alves et al., 2000, Lettinga et al., 1980). Daneben werden AG, auch aerob granulierter Schlamm genannt, in Kläranlagen zunehmend zur Reinigung von kommunalem Abwasser verwendet (Pronk et al., 2015b). AG erlauben sehr hohe Biomassekonzentrationen bei deutlich geringerem Platz- und Energiebedarf im Vergleich zu herkömmlichen Belebtschlammverfahren (Beun et al., 1999, Metcalf and Eddy, 2014, Pronk et al., 2017).

Die erste großtechnische Anlage, in der AG für die kommunale Abwasserreinigung eingesetzt werden, ging 2011 in Epe in den Niederlanden in Betrieb (Pronk et al., 2015b). Allerdings besteht hier der Zufluss zu 35 % aus industriellem Abwasser. Eine weitere Anlage wurde Ende 2013 in Garmewolde, ebenfalls in den Niederlanden, in Betrieb genommen. Pronk et al. (2015b) geben anhand der Anlage in Garmewolde einen guten Einblick in die großtechnische Umsetzung des Prozesses und bewerten die Reinigungsleistung sowie Platz- und Energieersparnis. Die Anlage besteht aus zwei jeweils 9.500 m³ großen Sequencing Batch Reaktoren (SBR), die zusammen 41 % des Gesamtzulaufs zur Kläranlage Garmewolde behandeln. Die Zusammensetzung des Abwassers entspricht dabei den für kommunales Abwasser üblichen Werten.

Durch das steigende Interesse, AG in der kommunalen Abwasserreinigung einzusetzen, wurde auch ein besseres Verständnis der Interaktion und Hydrolyse von Abwasserpartikeln mit AG notwendig.

In einer der ersten Arbeiten zu diesem Thema untersuchte de Kreuk et al. (2010) die Interaktion von partikulären Stoffen mit AG. Im Gegensatz zu den bereits erwähnten Ergebnissen von Särner und Marklund (1985) über die Interaktion von Biofilmen und Partikeln, berichteten de Kreuk et al. (2010) von einem erhöhten Sauerstoffverbrauch in AG fünf Stunden nach Zugabe von partikulärer Stärke. In einer weiteren Studie beobachteten Wagner et al. (2015), dass ein Reaktorsystem, dessen Zulauf Stärkepartikel als Ersatzstoff für reale Abwasserpartikel enthält, einen höheren Anteil an Schlammflocken aufweist. Dieser lässt sich durch eine kürzere Absetzzeit reduzieren, was allerdings zu einer Verringerung des Stoffumsatzes führt. Van Dijk et al. (2018) konnten in einer Studie zeigen, dass durch

gezielte Entfernung von Stickstoff aus der Bulk-Phase vor Beginn der Absetzphase sowie durch die Einbringung eines Wehres vor dem Ablaufrohr eine Reduktion der Konzentration von abfiltrierbaren Stoffen (Total Suspended Solids, TSS) im Ablauf erreicht werden konnte.

Im Rahmen des Betriebs einer Pilotanlage zur kommunalen Abwasseraufbereitung mit AG beobachteten Rocktäschel et al. (2015), dass es bei einem Granulierungsgrad von über 80 % nicht möglich war, eine TSS-Konzentration unter 50 mg/L zu erreichen (Abbildung 2).

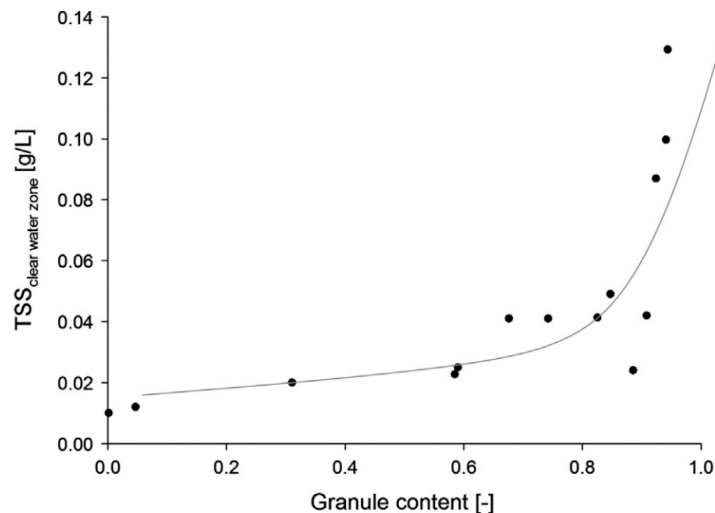


Abbildung 2: TSS-Konzentration oberhalb des Schlammbettes eines mit kommunalem Abwasser betriebenen AG-Pilotreaktors bezogen auf den Granulierungsgrad (Rocktäschel et al., 2015).

Allerdings bedarf es hier noch weiterer Forschungsarbeit, um den Entstehungsprozess, die Einflussfaktoren und die Langzeitstabilität von AG sowie die Reinigungsleistung, insbesondere in Bezug auf die Auswirkungen von Abwasserpartikeln auf AG, zu verstehen und zu verbessern.

1.1 Aerobe Granula

AG sind kugelförmige Biofilme, die sich unter bestimmten Bedingungen aus Belebtschlamm (BS) entwickeln. Anfang der 1990er Jahre beobachteten Mishima und Nakamura (1991) diese spezielle Biofilmform und führten erste Untersuchungen durch. Erste Studien über die Bildung und Anwendungsmöglichkeiten von AG wurden gegen Ende der 1990er Jahre verfasst (Beun et al., 1999). Das Interesse an AG ist seitdem enorm gestiegen und AG werden seit der Jahrtausendwende intensiv auf ihre Einsatzmöglichkeiten in der Abwasserreinigung hin untersucht (de Kreuk et al., 2007).

Die typischen Eigenschaften von AG wurden 2004 in München und 2006 in Delft (de Kreuk et al., 2007) definiert.

Davon sind die wichtigsten:

- Sie bestehen aus aktiven Mikroorganismen und weiteren Komponenten mit mikrobiellem Ursprung wie beispielsweise Proteinen und Polysacchariden (extrazelluläre polymere Substanzen, EPS)
- Sie koagulieren nicht unter reduziertem hydrodynamischem Scherstress.
- Sie setzen sich deutlich schneller als Belebtschlamm ab. Dies wird über den Schlammvolumenindex nach 10 Minuten (SVI₁₀) bzw. nach 30 Minuten (SVI₃₀) festgelegt.

- AG haben eine Größe von mindestens 0,2 mm, die allerdings je nach Messmethode angepasst werden kann, wenn die anderen definierten Eigenschaften erfüllt sind.
- Die Biomassematrix muss stabil genug sein, um ein Absieben der AG aus Belebtschlamm zu ermöglichen.

Diese Eigenschaften führen zu mehreren Vorteilen, die der Einsatz von AG gegenüber klassischen Belebtschlammverfahren aufweist. Adav et al. (2008) zählen dazu hohe und stabile Metabolismusraten, eine schnelle Absetzgeschwindigkeit, hohe Biomassekonzentrationen, ein hohes Schlammalter sowie Toleranz gegenüber toxischen Substanzen.

Des Weiteren können AG sowohl hohen organischen Frachten (Liu and Tay, 2004, Thanh et al., 2009) als auch Nährstoffmangel (Zhu and Wilderer, 2003) widerstehen. Bei AG-Systemen sind sehr hohe Biomassekonzentrationen möglich, was theoretisch zu einem geringeren Platzbedarf im Vergleich zu klassischen Belebtschlammverfahren führt (Bassin, 2018).

Einer der größten Vorteile ist jedoch die gleichzeitig erzielbare Entfernung von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphat aus dem Abwasser (De Kreuk et al., 2005, Gonzalez-Gil und Holliger, 2011).

Die genannten Eigenschaften beruhen auf dem Aufbau der AG. Die Entwicklung von Biofilmen aus verschiedenen Mikroorganismen erfolgt als Reaktion auf Umweltbedingungen wie Scherbeanspruchung, Sauerstoffkonzentration sowie Substratkonzentration und -verfügbarkeit. Dabei entwickeln sich die AG aus Schlammflocken über einen längeren Zeitraum (Abbildung 3).

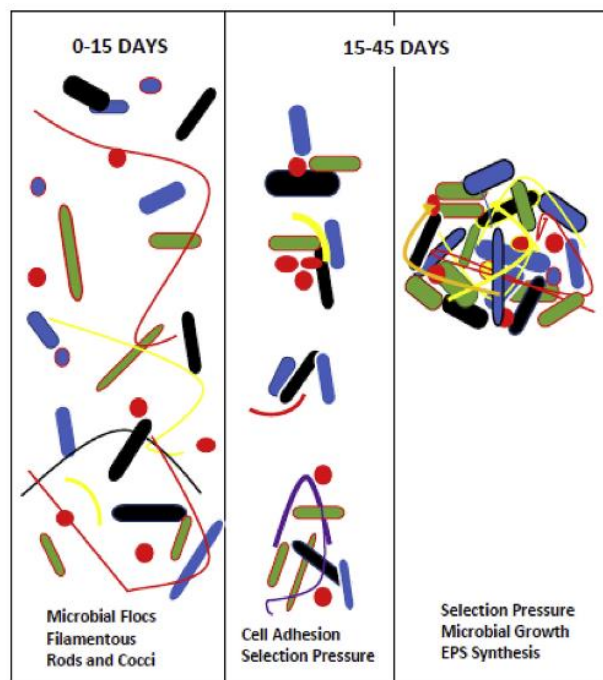


Abbildung 3: Entwicklung von Schlammflocken zu AG (Sengar et al., 2018).

Ab einer gewissen Größe ordnen sich verschiedene Mikroorganismen innerhalb der AG-Struktur in verschiedenen Schichten an (Abbildung 4). Der Aufbau der Schichten und damit die Bildung der AG, auch Granulierung genannt, entsteht durch einen Wechsel der Sauerstoffverfügbarkeit in der umgebenden Flüssigphase in SBR. Dabei wechseln sich anaerobe Phasen mit hoher Nährstoffkonzentration und aerobe Phasen mit niedriger Nährstoffkonzentration ab.

Ein SBR weist im Gegensatz zu einem kontinuierlich betriebenen Reaktor verschiedene Phasen auf. Die bei der Granulation von AG auftretenden Phasen sind die Zulauf- oder Futterphase, gefolgt von der Belüftungsphase, auch Hungerphase genannt. Anschließend findet das Absetzen statt. Die letzte Phase ist die Ablaufphase, in der der SBR zur Hälfte geleert wird. Zu Beginn des nächsten Zyklus wird der SBR während der Zulaufphase wieder vollständig mit Abwasser gefüllt (Tabelle 3).

Zu Beginn der Grundlagenforschung wurde zur Granulierung der AG eine kurze Zulaufphase von wenigen Minuten angewandt (Dump Fill). Später setzte sich ein langsames Befüllen des Reaktors durch (de Kreuk and van Loosdrecht, 2004). Dabei wird der Reaktor durch das Schlammbett langsam befüllt. Ziel ist es einen Pfropfenstrom des Zulaufs zu erreichen, der die Flüssigphase des Reaktors verdrängt und eine möglichst hohe Nährstoffkonzentration im Schlammbett erzeugt. Eine weitere Alternative ist eine kurze Zulaufdauer mit anschließender Umwälzung der anaeroben Bulkphase des Reaktors (Rocktäschel et al., 2013). Die Belüftungsphase beinhaltet die Sauerstoffzufuhr in den Reaktor, dient aber auch der Durchmischung. Die anschließende Absetzphase dient der Abtrennung der Biomasse von der Flüssigphase des Reaktors. In der Ablaufphase wird eine dem Zulauf entsprechende Menge aus dem Reaktor abgezogen. Die Ablaufphase kann bei entsprechender Ausführung des Reaktors zeitgleich mit der Zulaufphase stattfinden (Derlon et al., 2016).

In der äußeren aeroben Schicht der AG (Abbildung 4) befinden sich typischerweise Ammonium oxidierende Bakterien (AOB) und Nitrit oxidierende Bakterien (NOB). In der anoxischen Schicht liegen primär denitrifizierende Bakterien sowie glykogenakkumulierende Bakterien (GAO) und phosphat-akkumulierende Bakterien (PAO) vor.

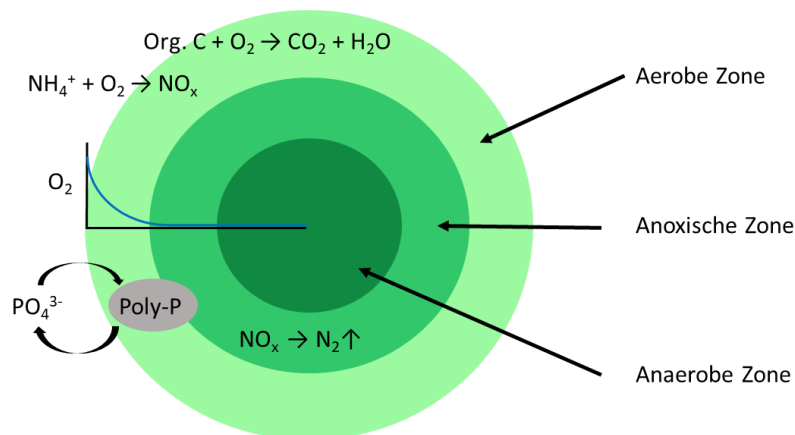


Abbildung 4: Aufbau und Funktionsweise von AG in SBR-Systemen. Unterschiedliche Bakterien sind in den verschiedenen Schichten zu finden, wodurch der simultane Abbau von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen ermöglicht wird (nach Ranzinger, 2022).

Während der anaeroben Futterphase diffundieren die gelösten Abwasserinhaltsstoffe in die AG. GAO und PAO nutzen Kohlenstoffverbindungen, ausgedrückt durch den Summenparameter chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) unter diesen Bedingungen, um intern Polyhydroxyalkanoat (PHA) einzulagern. PAO setzen dabei zur Bereitstellung von Energie Phosphat aus Poly-Phosphat (Poly-P) frei. In der Belüftungsphase oxidieren in der äußeren Schicht zunächst AOB Ammonium (NH_4^+) zu Nitrit (NO_2^-), welches anschließend von NOB zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert wird. Sobald Sauerstoff für PAO und GAO verfügbar ist, wird das eingelagerte PHA als Energiequelle genutzt und gelöste Phosphate von den PAO wieder in Form von Poly-P eingelagert. Gleichzeitig findet in der anoxischen Schicht auch die Denitrifikation statt. Dabei wandeln denitrifizierende Bakterien Nitrat in elementaren Stickstoff (N_2) um und greifen ebenfalls auf die eingelagerten Speicherstoffe als Elektronendonatoren zu.

Die Reaktorbedingungen spielen bei der Entstehung und Stabilität der AG eine entscheidende Rolle. Im folgenden Abschnitt wird zunächst auf die derzeit bekannten Auslegungsgrößen eingegangen, um sich dann noch einmal mit den Einflussfaktoren auf den Granulierungsprozess auseinander zu setzen.

1.2 Verfahren und Auslegung von AG-Systemen

„Das Verfahren hat bei aller Komplexität einen gewissen Charme. Durch die hohe Biomassedichte und die hohe Sinkgeschwindigkeit der granulierten Biomasse kann zum Teil mehr als 50 % des Reaktorvolumens pro Zyklus ausgetauscht werden (Schwarzenbeck, 2007). Dadurch ist der Bedarf an Reaktorvolumen im Vergleich zum klassischen SBR deutlich niedriger. Die biologische Phosphatelimination kann mit dem System stabil betrieben werden, ohne die Stickstoffelimination zu beeinflussen. Für die Behandlung von kommunalem Abwasser kommt der SBR mit granuliertem Schlamm aber nur dann in Frage, wenn die CSB-Konzentration nach Vorklärung noch in der Größenordnung von 600 mg/L liegt. An dieser Stelle ist es wichtig, darauf hinzuweisen, dass einige der von Nereda® realisierten Anlagen für kommunale Abwässer mit einem höheren Anteil an industriellen Abwässern realisiert wurden. Zur Auslegung für Anlagen mit kommunalem Abwasser sollten die in Tabelle 1 angegebenen Werte herangezogen werden“ (Horn et al., 2015).

Tabelle 1: Abschätzung von Auslegungsgrößen für Anlagen zur Behandlung von kommunalem Abwasser mit AG (Horn et al., 2015).

Größe	Angaben
Zyklusdauer t_z	(anaerobe Füllzeit eine halbe Stunde, mindestens 1 Stunde anaerob, bis zu 4 Stunden aerob, 5 – 20 Minuten Absetzzeit)
Biomassekonzentration σ_{TTS}	(auch wenn 12 kg/m ³ und mehr erzielt werden können, sollten die SBR mit nicht mehr wie 10 kg/m ³ betrieben werden, da ansonsten die ausreichende Schlammbelastung rein hydraulisch mit ausschließlich kommunalem Abwasser nicht mehr erreicht werden kann.)
AG-Durchmesser	(um den inerten Anteil im Inneren der AG (Abbildung 4) und damit den Energieaufwand zur Durchmischung gering zu halten, ist eine Begrenzung auf ca. 1 mm (+/- 0,2 mm) sinnvoll; eine vollständige Denitrifikation ist bei diesen AG-Durchmessern möglich). Strategien, einen solchen Durchmesser dauerhaft zu kontrollieren, gibt es noch nicht.)
CSB-Raumbelastung $B_{R,CSB}$	(je nach Abwasserzusammensetzung ab $B_{R,CSB} = 1 \text{ kg/m}^3 \text{ d}$, geringere Raumbelastungen beeinträchtigen die AG-Bildung auf Grund der geringen Bildung von Speicherstoffen in der anaeroben Füllphase)
NH ₄ ⁺ -N Raumbelastung	(richtet sich nach der CSB-Raumbelastung und dem C/N Verhältnis im Abwasser)
Sauerstoffkonzentration C_{O_2}	(6-8 mg/L nach Erfahrungen mit der Pilotanlage in Garching, je nach Beckengeometrie könnten auch 2 – 4 mg/L ausreichen)
Austauschverhältnis f_A	je Zyklus (mindestens 0,4 bis 0,6)
Schlammalter	> 10 Tage (lässt sich nicht eindeutig bemessen, da im Inneren der AG deutlich ältere Biomasse vorliegt, als in den sich ständig neu bildenden äußeren Schichten)

„Der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf kann bis zu 100 mg/l betragen. Daher ist u.U. eine Nachbehandlung erforderlich. Es hat sich jedoch gezeigt, dass ein nicht vollständig granuliertes Bett die Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen auf unter 20 mg/l bringen kann. Das muss dann mit einer etwas

längeren Absetzzeit von 20 Minuten erkauft werden. Für die Messtechnik sind eine Sauerstoffsonde und eine Elektrode für das Redoxpotential vorzusehen. Das Redoxpotential hat sich für den von anaerob bis aerob gefahrenen Prozess als sehr hilfreich herausgestellt. Eine Sonde für den Füllstand im SBR sollte in jedem Fall integriert werden. Hilfreich wären mit Einschränkungen eine Ammonium- und eine Nitratsonde. Für den Klarwasserabzug ist eine Trübungsmessung zu empfehlen, sie erleichtert den Betrieb erheblich“ (Horn et al., 2015).

In Abbildung 5 sind zwei Strategien dargestellt, mit denen großtechnisch eine anaerobe Füllphase realisiert werden kann.

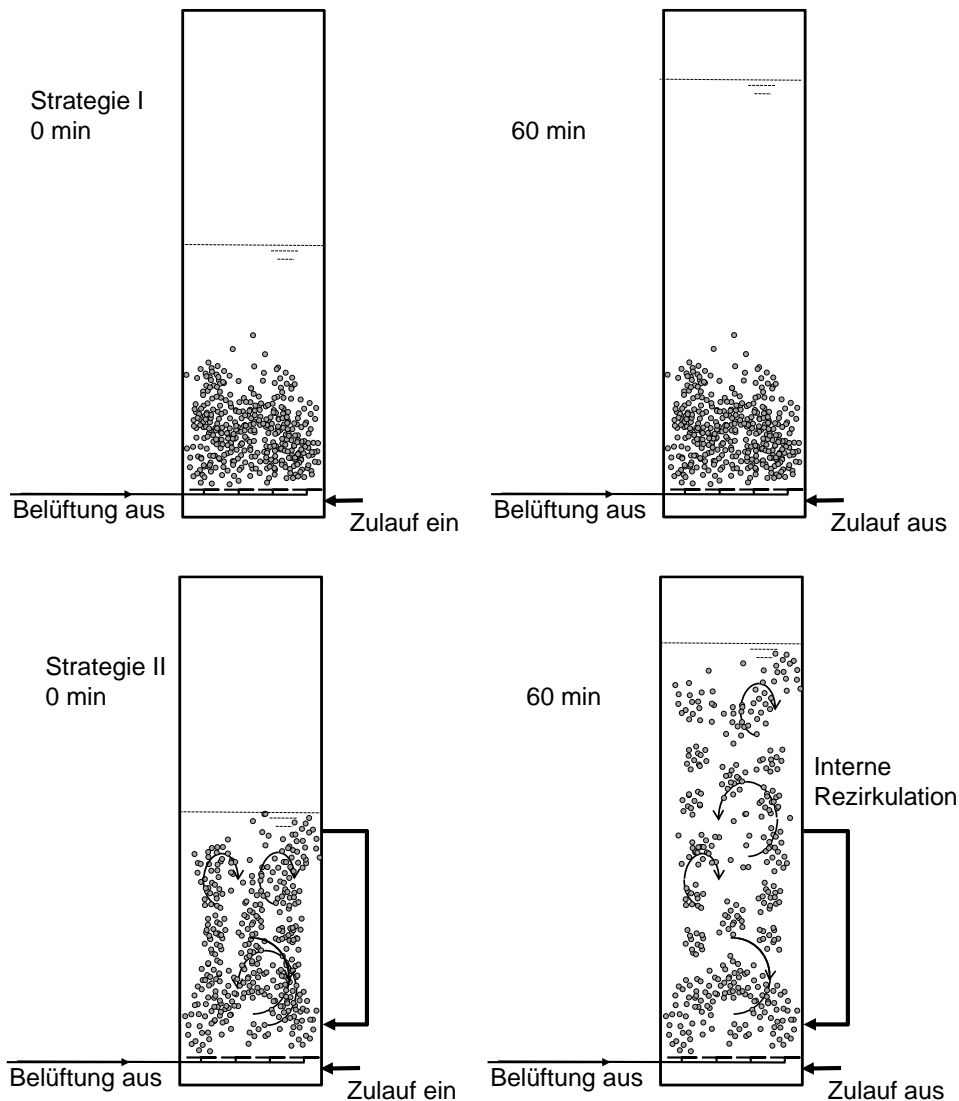


Abbildung 5: Zwei Strategien (I und II) für eine anaerobe Füllphase in einem SBR mit AG (Horn et al., 2015).

Wie oben bereits beschrieben, ist diese Füllphase der Schlüssel für die AG-Bildung, da die langsam und kompakt wachsenden PAO und GAO Speicherstoffe einlagern können, die sie dann in der belüfteten Phase verstoffwechseln. Tatsächlich sind weltweit zurzeit mehr als 90 großtechnische Anlagen realisiert (Royal HaskoningDHV, 2022), die ausschließlich mit der Strategie I betrieben werden (Loosdrecht and Kreuk, 2004). Da das Verfahren patentgeschützt ist, liegen kaum oder gar keine Auslegungsparameter

vor. Tabelle 1 wird durch die Ergebnisse der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.3 „Biofilmverfahren“ flankiert.

Interessant ist in diesem Zusammenhang die Kläranlage Altena, die vom Ruhrverband betrieben wird und als erste Anlage mit AG in Deutschland im März 2022 in Betrieb genommen wurde (Jardin, 2022). Erfreulicherweise wurden dabei auch einige Zahlen benannt, mit denen auf die Auslegung der SBR zurückgerechnet werden kann (Tabelle 2).

Tabelle 2: Parameter der Kläranlage Altena (Jardin, 2022).

Parameter	Fracht/ Volumenstrom
CSB	3000 kg/d
Stickstoff	405 kg/d
Phosphor	45 kg/d
Luft	300 L/s

Die drei SBR nach dem Nereda®-Prinzip haben ein Volumen von je 1705 m³, was zu einer theoretischen mittleren CSB-Raubelastung von nur 0,6 kg/m³ d führt. Das ist sehr niedrig und hat die Planer veranlasst, auf Grund der besonderen Bedingungen in Altena zwei zusätzliche Becken mit 765 und 725 m³ vorzuschalten. Dabei handelt es sich um zwei Belebungsbecken der alten Anlage.

Das erste der beiden Becken wird zur Denitrifikation genutzt, indem eine Rezirkulation von Biomasse aus den drei neuen SBR vorgesehen ist. Die vorgeschaltete Denitrifikation ist auch der besonderen Abwasserzusammensetzung in Altena geschuldet, deren Zulauf sich mit 4 mg/L Nitrat im Vergleich von herkömmlichem, kommunalem Abwasser unterscheidet. Darüber hinaus ist für einen zweijährigen Versuchsbetrieb ein nachgeschaltetes Ausgleichs- bzw. Absetzbecken vorgesehen.

Im Besonderen die letzte Maßnahme (das zusätzliche Absetzbecken) in Altena passt überhaupt nicht in die generelle Verfahrensidee der AG, bei dem die Feststoffabtrennung innerhalb eines SBR-Zyklus vorgesehen ist (siehe hierzu später Abbildung 10).

Darüber hinaus wird an dem sehr aktuellen großtechnischen Beispiel deutlich, dass eine Auseinandersetzung mit der Feststofffracht beim Betrieb eines SBR mit AG durchaus sinnvoll ist.

1.2.1 Einflussfaktoren auf AG-Bildung und Stabilität

Um ein stabiles AG-System zu etablieren und zu erhalten sind die Betriebsparameter des Reaktors entscheidend. Wie bereits in Abschnitt 1.1 erwähnt, gehört die Art der Subtratzufuhr zu den wichtigsten Faktoren des Granulierungsprozesses. So zeigte sich, dass leicht abbaubare Substrate, beispielsweise Acetat, die unter anaeroben Bedingungen als Speicherstoffe in die PAO und GAO eingebaut werden, zu einem stabilen Wachstum von AG führen (Pronk et al., 2015a). Dabei spielt neben der Art des Substrats auch die Dauer der unterschiedlichen Phasen eine Rolle (Val Del Río et al., 2013; Rojas-Z et al., 2021). Auch die Nährstoffbeladung des Zulaufs beeinflusst die AG. Einerseits kann eine hohe Beladung zu Beginn des Betriebs die Granulierung beschleunigen, andererseits können innerhalb voll ausgebildeter AG ausgedehnte, anaerobe Zonen entstehen, die zu Instabilität der AG führen können (Winkler et al., 2018). Auch beeinflusst die Beladung die Zusammensetzung und den Gehalt von EPS in AG (Rusanowska et al., 2019). Tabelle 3 zeigt die (im Vergleich zu großtechnischen Anlagen) sehr gute Verfügbarkeit von Daten aus Laboranlagen.

Tabelle 3: Daten von AG-Systemen aus verschiedenen Veröffentlichungen.

	Reaktor-	mittlere	Austausch-	TSS	Elimination in %		
	volumen	Granula-			verhältnis	C	N
	[L]	[mm]	[%]	[g/L]			
Rocktäschel et al. (2013)	5	2	50	18-21		75	97
	5	0,9	50	7-10			
de Kreuk und Van Loosdrecht (2004)	3	1,1-1,6	50	8,5-16,5			
de Kreuk et al. (2005)	3	1,2	50	18			
Y. Li et al. (2008)	2,5		50				
Pronk et al. (2015a)	2,7		60	10-20	100	75	-
Mañas et al. (2011)	17		50	13-34	99	100	82
Val Del Río et al. (2013)	1,8	1	50	8,7	97	64	
	10,2		50	2,8-7	95	92	87
Wagner et al. (2015)	10,2*		50	0,8-3,4	86	71	77

*Zulauf mit partikulärem Substrat

1.2.2 Morphologie von AG

Die Beschreibung der Morphologie von AG ist wichtig, um ihre Funktionsweise zu verstehen. Für die Leistungsfähigkeit und Stabilität sind Charakteristika eines Biofilms wie Dicke, Dichte und Oberflächenbeschaffenheit entscheidend (Kwok et al., 1998). Die wichtigsten Methoden zur Beschreibung der Oberflächenbeschaffenheit sind dabei die Lichtmikroskopie und Konfokale Laserscanning-Mikroskopie (CLSM) (Costa et al., 2013). Für die Beschreibung der Morphologie von AG wird aufgrund ihrer Größe vor allem Lichtmikroskopie eingesetzt. Dabei wurde hauptsächlich die Form der AG mit Parametern wie Durchmesser, „aspect ratio“, das Größenverhältnis von Höhe zu Breite (Beun et al., 1999, de Kreuk und Van Loosdrecht, 2004, Mosquera-Corral et al., 2005, Moy et al., 2002), und Rundheit (Su und Yu, 2005) quantitativ erfasst. Die dreidimensionale Struktur der Oberfläche wird in der Regel qualitativ, beispielsweise als glatt (Ranzinger et al., 2020) oder mit filamentösen Auswüchsen (de Kreuk et al., 2010, Wan et al., 2014), beschrieben. Teilweise wurde die Oberflächenstruktur auch als „Rauheit“, basierend auf zweidimensionalen Aufnahmen (Li et al., 2008), quantitativ erfasst. In verschiedenen Studien wurden AG auch dreidimensional mittels CLSM untersucht. Dabei wurden die obere Zellschichtdicke (Chiu et al., 2007a), die Oberflächenstruktur (Cetin et al., 2018) oder Bakterienverteilung (Ni et al., 2009) beschrieben. Liu et al. (2010) ermittelten Werte für die Porosität von AG mit einem Durchmesser von 500 µm.

1.3 Hydrolyse partikulärer Abwasserinhaltsstoffe

Ein großer Teil des CSB im Zulauf der kommunalen Kläranlagen liegt in partikulärer Form vor (Levine et al., 1991). Bevor der organische Anteil dieser zwischen wenigen µm bis hin zu mehreren hundert µm großen Abwasserpartikel von Mikroorganismen umgesetzt werden kann, müssen sie in eine für Mikroorganismen nutzbare Form umgewandelt werden. Der wichtigste Schritt ist dabei die enzymatische Hydrolyse. In einigen Arbeiten wurde Hydrolyse als Gesamtheit der Prozesse definiert, die partikuläre organische Stoffe für Mikroorganismen zugänglich machen (Gujer et al., 1999, Morgenroth et al., 2002). Die Hydrolyse ist der limitierende Schritt im Abbauprozess von Partikeln in Abwasserreinigungssystemen (Morgenroth et al., 2002).

Allerdings bestehen die Abwasserpartikel aus einer Vielzahl unterschiedlichster Stoffe (Huang et al., 2010) mit verschiedenen Durchmessern und Molekulargewichten. Daher wurde für Untersuchungen zur Hydrolyse vielfach auf vereinfachte Systeme mit künstlichen Partikeln zurückgegriffen.

Neben dem Hydrolyseverhalten von Rinderserumalbumin und Dextran (Confer und Logan, 1998) wurden auch Partikel aus Stärke und Soja-Protein (Mosquera-Corral et al., 2003), sowie Eiweiß (Dimock und Morgenroth, 2006) untersucht. Basierend auf ihren Ergebnissen stellten Confer und Logan (1998) fest, dass der Abbau der Proteine und Polysaccharide in mehreren Schritten abläuft. In einem ersten Schritt erfolgt eine zell-assoziierte Hydrolyse der Partikel in Partikelfragmente, die zurück in die Bulklösung diffundieren. Die Hydrolyse wiederholt sich mit den Partikelfragmenten so lange, bis die entstehenden Moleküle von den umgebenden Zellen aufgenommen und verarbeitet werden konnten.

Im Rahmen einer Untersuchung über die Hydrolyse von realen Abwasserpartikeln konnte Alvarado (2021) die Bildung und den Abbau von hydrolysierten, partikulären, organischen Substanzen (POM) gleichzeitig beobachten.

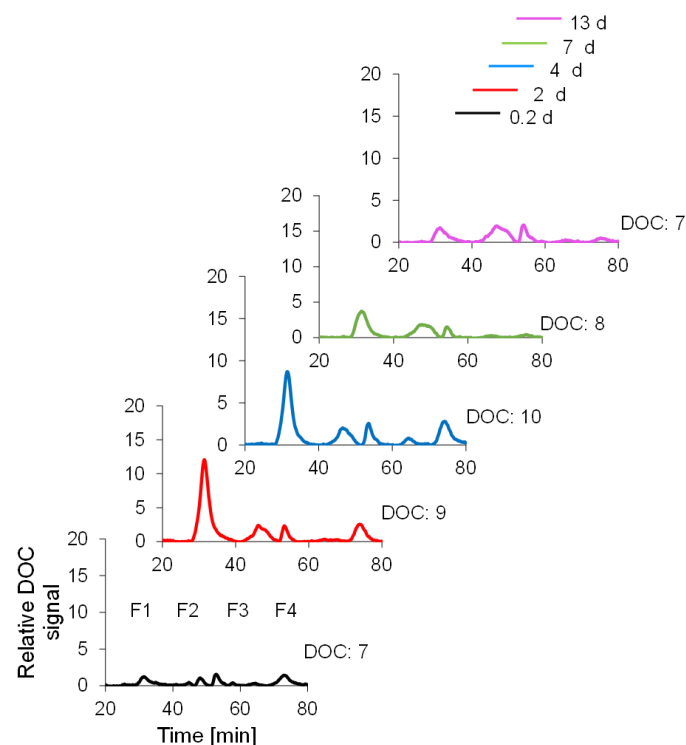


Abbildung 6: Signalverlauf des Chromatogramms (Größenausschlusschromatographie) des gelösten organischen Kohlenstoffs (relatives Signal) in einem Batchversuch über 13 Tage bei aeroben Bedingungen. F1: Stoffe mit hohem Molekulargewicht, F2: Stoffe mit mittlerem Molekulargewicht, F3 und F4: leicht abbaubare Stoffe mit geringem Molekulargewicht (Alvarado, 2021).

Unter den bei der Hydrolyse freigesetzten Produkten waren die Stoffe mit hohem Molekulargewicht der beste Indikator des Prozesses. Leicht abbaubare Stoffe wurden direkt von Mikroorganismen abgebaut, während sich die Stoffe mit hohem Molekulargewicht (Signal bei etwas mehr als 30 min in den Chromatogrammen in Abbildung 6 in den ersten 4 Tagen) in der Flüssigphase ansammeln. Der Abbau dieser komplexen Moleküle beginnt frühestens nach 4 Tagen, dauert bis zu 10 Tage. Dieser lange Zeitraum bis zum vollständigen Abbau der partikulären organischen Fracht macht deutlich, dass das nur gelingen kann, wenn die Partikel im System verbleiben und nicht durch die kurzen Absetzzeiten beim Betrieb der SBR ausgespült werden.

Der Einfluss der Partikelgröße auf die Hydrolyse wurde auch von Dimock und Morgenroth (2006) untersucht. Durch Messungen der Hydrolyseraten von Eiweißpartikeln unterschiedlicher Größe, wurden verschiedene Phasen sichtbar. Auf Grund der Ergebnisse formulierten sie das „Particle-Break-Up-Modell“. Hierbei wird angenommen, dass die Partikel nicht einfach als Ganzes kleiner werden, sondern auseinanderbrechen und damit eine höhere Oberfläche bieten. Durch die zunehmende Oberfläche steigt in Folge auch die Hydrolyserate.

Über den Transport von Partikeln und deren Wechselwirkung mit Biofilmen ist der Stand des Wissens noch lückenhaft. Bouwer (1987) hat theoretische Überlegungen zur Ablagerung von Partikeln in Biofilmsystemen angestellt und den Prozess in zwei Schritte unterteilt. Zunächst werden Partikel aus der Bulkphase zur Biofilmoberfläche transportiert. Dieser physikalische Prozess wird von der Hydrodynamik bestimmt. Dann lagern sich die Partikel an der Biofilmoberfläche an, was ein physikochemischer Prozess ist. Dabei bestimmend sind die Eigenschaften der Biofilmoberfläche, der Partikel und die Eigenschaften der Bulkphase.

Boltz und Motta (2007) untersuchten ebenfalls das Hydrolyseverhalten von Partikeln in Biofilmsystemen und erweiterten den Prozess auf vier Schritte:

- Transport der Partikel zur Biofilmoberfläche
- Anlagerung der Partikel an die Biofilmoberfläche
- Hydrolyse der Partikel und Freisetzung von Partikelfragmenten
- Abbau der abbaubaren Stoffe

Die Physiologie und Morphologie von Biofilmen kann durch die Anlagerung von Partikeln an der Bulk-Biofilm-Grenzfläche verändert werden. Dadurch wird der Stofftransport von gelösten Substanzen beeinflusst. Bei Untersuchungen mit einem Trommelreaktor im Labormaßstab kamen Särner und Marklund (1985) zu dem Schluss, dass sich die Anlagerung von organischen Partikeln an der Biofilmoberfläche und die Entfernung gelöster Substanzen bei hoher Temperatur und hoher Glukosekonzentration verringert. Es wurde angenommen, dass ein solcher negativer Effekt durch einen lokalen Sauerstoffmangel in der Biofilmmatrix als Folge des Abbaus der angehefteten organischen Partikel verursacht werden kann (Särner, 1986).

Diese Beispiele zeigen, dass die Prozesse, die die Anlagerung von Partikeln an der Bulk-Biofilm-Grenzfläche den Transport sowie den Transfer von gelösten Substanzen zu und in Biofilme beeinflussen, noch nicht vollständig geklärt sind. Untersuchungen deuten darauf hin, dass der Prozess mehrere Tage in Anspruch nimmt (Benneouala et al., 2017).

1.4 Problemstellung und Motivation

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die Vorteile von Biofilmen und im speziellen von AG im Vergleich mit konventionellen Belebtschlammverfahren erörtert. Die Auswirkungen von Abwasserpartikeln auf AG ist noch nicht abschließend untersucht. So zeigte sich in Untersuchungen, dass zur Entfernung von Abwasserpartikeln ein gewisser Anteil an Schlammflocken im System verbleiben muss. Die offenen Fragen, die diese Arbeit beantworten will, sind:

- Können die Beobachtungen von Rocktäschel et al. (2015) bzgl. des Einflusses des Granulierungsgrades auf die Abtrennleistung von realen Abwasserpartikeln unter Laborbedingungen bestätigt werden und hat die Anwesenheit der Abwasserpartikel einen Einfluss auf die Abbauleistung der AG?
- Lässt sich die Ablagerung von realen Abwasserpartikeln auf AG während eines Reaktorzyklus beobachten?
- Was sind die lokalen Auswirkungen von Ablagerungen realer Abwasserpartikeln auf Biofilmen im Allgemeinen und auf AG im Speziellen? Beeinflussen die Ablagerungen den lokalen Stofftransport und Stoffumsatz?
- Können auftretende Ablagerungen von realen Abwasserpartikeln als mittelfristige Nährstoffquelle genutzt werden und führen sie zu einem lokalen Überschuss von Substrat und damit zu filamentösen Auswüchsen?
- Können Biofilme langfristig in relevantem Umfang Nährstoffe aus realen Abwasserpartikeln gewinnen?

In Kapitel 3.2 werden die Ergebnisse der Experimente zur Untersuchung des Einflusses des Granulierungsgrades auf die Abtrennleistung dargestellt. Ziel war es, die Beobachtungen von Rocktäschel et al. (2015) unter Laborbedingungen zu überprüfen. Dazu wurden in Batchexperimenten AG mit definierten Granulierungsgraden auf den Abscheidegrad bei Zugabe von realen Abwasserpartikeln untersucht.

Kapitel 3.3 dreht sich um die Frage, welche Auswirkungen Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilme haben. Dazu wurden in einem Fließkanal die Auswirkungen von Abwasserpartikelablagerungen sowohl auf heterotrophen Biofilmen als auch auf einzelnen AG mittels OCT (Optische Kohärenztomographie) und Mikrosensoren untersucht.

Auf die Frage nach der lokalen, mittelfristigen Substratverfügbarkeit durch reale Abwasserpartikel wird in Kapitel 3.4 eingegangen. Dazu wurden AG definierter Größe in Batchreaktoren über mehrere Wochen ausschließlich mit partikulärem Substrat versorgt. Dabei wurden unter anderem die Veränderungen der Form und der Oberflächenstruktur mittels OCT und Mikroskopie beobachtet. Zusätzlich wurde zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Sauerstoffverbrauch der AG untersucht.

Die Versuche, ob AG in einem SBR-System aus realen Abwasserpartikeln langfristig Nährstoffe gewinnen können, werden in Kapitel 3.5 diskutiert. Dazu wurde zunächst ein SBR mit Belebtschlamm für 4 Wochen betrieben. Die Biomasse wurde dann auf zwei SBR aufgeteilt, wobei ein Reaktor (SBR 4) vollständig mit künstlichem Abwasser versorgt wurde, während beim zweiten Reaktor (SBR 5) 25 % des CSB durch reale Abwasserpartikel ersetzt wurde.

2 Material und Methoden

In diesem Kapitel werden zunächst die Analysemethoden sowie die untersuchten Abwasserpartikel und deren Gewinnung beschrieben. Anschließend werden die Reaktoren zur Erzeugung der AG vorgestellt. Zuletzt folgt die Beschreibung der verschiedenen Experimente zu den Auswirkungen von Abwasserpartikeln auf den Betrieb von Reaktoren mit AG.

2.1 Analysemethoden

Während des Betriebs der Reaktoren und der Durchführung der Experimente wurden Konzentrationen verschiedener gelöster Stoffe im Reaktorzulauf, im Reaktor selbst und im Reaktorablauf analysiert. Die Messung der Ammonium- und CSB-Konzentrationen erfolgte direkt nach der Probenahme photometrisch (DR3900, Hach Lange GmbH, Düsseldorf, Deutschland) mit Küvettest-Kits (Hach Lange GmbH). Die Konzentrationen von Nitrit, Nitrat und Phosphat wurden mittels Ionenchromatographie bestimmt (Deutsche METROHM GmbH & Co. KG, Filderstadt, Deutschland). Die Proben wurden bei 6-8 °C gelagert und innerhalb von zwei Tagen gemessen bzw. bei -8 °C bis zum Zeitpunkt der Messung eingefroren. Die Messung der Sauerstoffkonzentration erfolgte mittels einem Multimeter mit optischer Sauerstoffsonde (Multiline Multi 3430 IDS mit FDO 925, Xylem Analytics Germany Sales GmbH & Co. KG).

Zur Bestimmung der Feststoffkonzentration von AG und Abwasserpartikeln wurde die TSS-Konzentration gemessen. Die Messungen der TSS-Konzentration sowie des organischen Anteils der TSS-Konzentration (oTSS) wurden nach DIN EN 12879 durchgeführt.

Zur Abschätzung des Absetzverhaltens von AG hat sich der Schlammvolumenindex (SVI), in mL/g, etabliert (de Kreuk et al., 2007). Er beschreibt das von der Biomasse eingenommene Volumen pro Masse nach einer definierten Absetzdauer. Es wurden 40 mL der Proben in ein verschließbares Greiner-Röhrchen gefüllt, geschüttelt und die Höhe des Schlammbeds nach 10 min (SVI₁₀) bzw. 30 min (SVI₃₀) abgelesen. Das Verhältnis von SVI₃₀ zu SVI₁₀ stellt die Absetzbarkeit der AG dar (angelehnt an Schwarzenbeck et al., 2004).

$$V_{SVI} = \frac{SVI_{30}}{SVI_{10}} \quad (1)$$

Mit einem motorisierten 1D Micro Profiling System (Unisense A/S, Aarhus, Dänemark) und Sauerstoffmikrosensoren (OX-25, Standard, Unisense A/S, Aarhus, Dänemark) wurden Sauerstoffprofile in Biofilmen gemessen. Die verwendeten Mikrosensoren sind amperometrische Clark-Sensoren. Weitere Informationen bezüglich des Aufbaus und der Funktionsweise sind Kühl und Revsbech (2001) zu entnehmen. Die Kalibrierung der Sonden erfolgte nach Herstellerangaben.

Zur optischen Charakterisierung der AG wurden Aufnahmen mit einem Stereomikroskop (SMT4, Askania Mikroskop Technik Rathenau GmbH, Rathenau, Deutschland) gemacht.

Die Auftrennung der AG und der Abwasserpartikel in Fraktionen unterschiedlicher Partikelgrößen erfolgte durch manuelles Sieben. Dazu wurden die Proben über die nach Porengröße aufsteigend gestapelten Siebe in einen Messbecher gegeben. Anschließend wurden die Siebe nacheinander mit Leitungswasser gespült und der Filterkuchen rückgespült und gesammelt.

Um die Entwicklung des Granulierungsgrads der AG zu beurteilen, wurde die dynamische Bildanalyse (Camsizer XT, Retsch Technology GmbH, Haan, Deutschland) zur Messung der Partikelsummenverteilung eingesetzt. Die Partikelsummenverteilung basiert dabei auf dem maximalen Abstand zweier

Tangenten an AG-Konturen, auch maximaler Feret-Durchmesser (Fe_{max}) genannt. Dazu wurden die Proben gekühlt gelagert und innerhalb einer Woche gemessen. Aus drei Messungen pro Probe wurde jeweils der Mittelwert gebildet.

Die Messung der Dichte der Abwasserpartikelfractionen erfolgte mittels Pyknometer (Brand GmbH & Co KG, Wertheim, Deutschland). Die Abwasserpartikel wurden zunächst gefiltert und anschließend mit Leitungswasser in das Pyknometer gegeben. Die Dichte der Abwasserpartikel ρ_s in g/L wurde wie folgt berechnet:

$$\rho_s = \frac{(m_2 - m_0)}{(m_1 - m_0) - (m_3 - m_2)} * \rho_w \quad (2)$$

Dabei ist m_0 die Masse des leeren Pyknometers in g, m_1 die Masse des mit Leitungswasser gefüllten Pyknometers in g, m_2 die Masse des Pyknometers mit Abwasserpartikeln in g, m_3 die Masse des Pyknometers mit Abwasserpartikel und Leitungswasser in g und ρ_w die Dichte von Wasser bei 20 °C in g/L.

Zur Abschätzung der TSS-Konzentration bei Entnahme geringer Volumina, wurden Trübungsmessungen mit einem Photometer (Lambda XLS, Perkin Elmer Inc., USA) bei einer Wellenlänge von $\lambda = 810$ nm durchgeführt. Für die Messungen wurden 3 mL Proben entnommen und in eine Einmal-Küvette gefüllt. Die Küvette wurde mit Parafilm verschlossen, geschüttelt und die Trübung nach 10, 20, 30 und 60 s gemessen. Für jede Probe wurde die Messung dreifach durchgeführt und der Mittelwert gebildet. Durch Vergleich mit Trübungsmessungen von Abwasserpartikellösungen mit definierter TSS-Konzentration konnten die TSS-Konzentrationen während des Absetzens im Reaktor abgeschätzt werden. In Abbildung 7 ist eine Kalibriergerade dargestellt. Es ist eine deutliche lineare Abhängigkeit der Extinktion von der TSS-Konzentration zu erkennen.

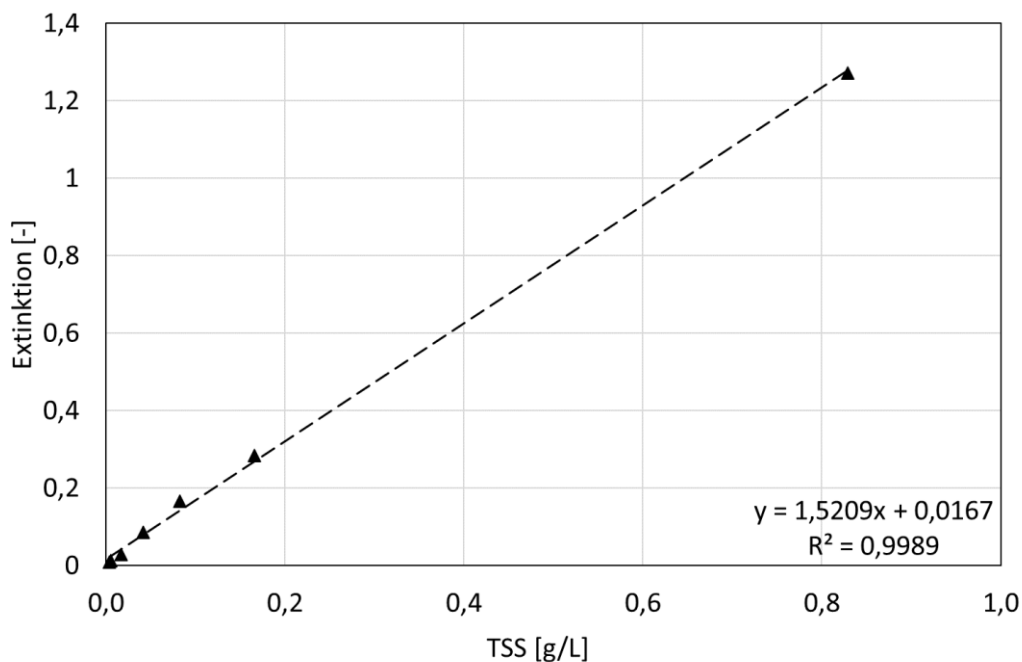


Abbildung 7: Kalibriergerade der Trübungsmessung vom 24.06.2016. Dargestellt sind die Mittelwerte der Messungen nach 10, 20, 30 und 60 s von Abwasserpartikellösungen mit bekannten TSS-Konzentrationen.

OCT ist ein nicht-invasives Verfahren zur strukturellen Charakterisierung von Biofilmen (Wagner und Horn, 2017). Im Rahmen dieser Arbeit wurde diese Technik zur Untersuchung der strukturellen Veränderungen von AG eingesetzt.

Für die OCT-Aufnahmen wurde ein „Ganymede I“ System (Thorlabs GmbH Lübeck, Deutschland) mit der Software „Thorimage OCT“ Version 4.3 eingesetzt. Als Erweiterung der Standardausrüstung wurde ein Immersionsadapter verwendet, um die Qualität der Aufnahmen zu verbessern.

2.2 Abwasserpartikel

Die untersuchten Abwasserpartikel wurden aus Abwasser der Kläranlage Neureut (Karlsruhe, Deutschland) gewonnen. Das Abwasser wurde unter Trockenwetterbedingungen nach dem Sandfang entnommen und in zwei je 300 L fassende Behälter gefüllt. Nach dem Rücktransport ins Labor wurden die Feststoffe in der Abwasserprobe über mehrere Stunden sedimentiert. Nach Beendigung der Sedimentation wurde der Überstand abgezogen. Die im Behälter verbliebene Suspension enthielt neben den gewünschten Abwasserpartikeln weitere Feststoffe wie beispielsweise kleine Holzstücke und grobe Toilettenpapierfasern. Die Abtrennung der unerwünschten Bestandteile sowie die Aufteilung nach Partikelgrößen (d_p) erfolgten durch manuelle Siebung. Es wurden Siebe der Größe 1000 μm , 500 μm , 250 μm , 100 μm , 45 μm und 28 μm verwendet. Der Filterkuchen der Siebgrößen 1000 und 500 μm sowie das Filtrat nach dem 28 μm Sieb wurden verworfen. Die Filterkuchen der verbleibenden Siebe wurden in vier Fraktionen aufgeteilt und TSS-Konzentration sowie oTSS-Konzentrationen bestimmt. Im Anschluss wurden die Fraktionen bei ca. 6 °C in geschlossenen Behältern gelagert. Die Abwasserpartikelfraktionen, gewonnen aus 600 L Abwasser, wiesen ein Volumen von 200 bis 500 mL und eine TSS-Konzentration von 0,5 bis 2 g/L auf. In Tabelle 4 ist beispielhaft die Abwasserpartikelbeladung einer Abwasserprobe dargestellt. Abbildung 8 zeigt eine Mikroskop-Aufnahme der Abwasserpartikelfraktion 45-100 μm .

Tabelle 4: Abwasserpartikelzusammensetzung einer Probe aus kommunalem Abwasser (Kläranlage Neureut, entnommen nach dem Sandfang im Herbst 2014).

	Partikelgröße d_p [μm]	TSS- Konzentration [g/L]	Anteil [%]	Dichte [g/L]
-	Gesamt	0,33	-	-
-	$500 \leq d_p$	0,14	42,4	-
Fraktion 1	$250 \leq d_p < 500$	0,03	9,1	1011 ± 10
Fraktion 2	$100 \leq d_p < 250$	0,02	6,1	1071 ± 53
Fraktion 3	$45 \leq d_p < 100$	0,03	9,1	1114 ± 44
Fraktion 4	$28 \leq d_p < 45$	0,04	12,1	1173 ± 48

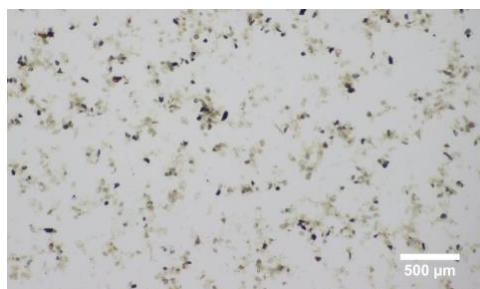


Abbildung 8: Mikroskop-Aufnahme der Abwasserpartikelfraktion 45-100 μm nach Auftrennung einer Abwasserprobe (Kläranlage Neureut) durch manuelle Siebung in vier Fraktionen.

2.3 Sequencing-Batch-Reaktoren

In diesem Abschnitt werden die SBR, die zur Kultivierung der AG eingesetzt wurden, beschrieben. Einige der durchgeführten Versuche erforderten einen Neustart des Systems, wie zum Beispiel die Bestimmung des Einflusses des Granulierungsgrades auf die Feststoffkonzentration im Ablauf eines SBR.

Der Betrieb der SBR erfolgte zur Erzeugung stabiler AG für die weiteren Versuche und war daher nicht auf schnelle Granulierung oder hohe Umsatzraten ausgerichtet. Insgesamt wurden zwei SBR (SBR 1 und SBR 2) für die Kultivierung betrieben. Tabelle 2 zeigt die Zuordnung der SBR zu den Experimenten.

Tabelle 5: Übersicht der verwendeten Reaktoren zur Kultivierung AG und der durchgeführten Versuche.

Reaktor	Laufzeit [d]	Versuche
SBR 1	555	Abtrennleistung von Abwasserpartikeln SBR 1-1 bis SBR 1-3
SBR 2	376	Abtrennleistung von Abwasserpartikeln SBR 2-1 bis SBR 2-6 Abwasserpartikelablagerung auf Biofilmen Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle BR 1 bis BR 3
SBR 3	39	
SBR 4	44	Abwasserpartikel als langfristige Nährstoffquelle
SBR 5	44	

Die Reaktoren bestehen aus einer Plexiglas-Röhre mit einem Innendurchmesser von 90 mm und einer Gesamthöhe von 900 mm. Eine Plexiglasplatte am unteren Ende der Röhre schließt den Reaktor ab und dient zeitgleich als Standfuß. Über einen Zulauf am unteren Ende der Reaktorröhre wurde mittels einer peristaltischen Pumpe (Reglo Digital MS-4/8, Cole-Parmer GmbH, Deutschland) das Substrat aus dem Vorlagebehälter dem Reaktor zugeführt. Durch ein Rückschlagventil wurde ein Rücklauf des Reaktorinhaltes in den Substratbehälter verhindert. Die Belüftung erfolgte über einen umlaufenden gebogenen Edelstahlstab auf dem Boden des Reaktors mit mehreren über die Länge verteilten 1 mm Bohrungen. Dabei wurden über einen Membranverdichter (APS 400, Spectrum Brands Inc., USA) 600 L/h Umgebungsluft während der Belüftungsphase in den Reaktor eingeblasen. Mit Hilfe eines weiteren Edelstahlstabs wurde über eine peristaltische Pumpe (ECOLINE VC-380 / 381, Cole-Parmer GmbH, Deutschland) ein Teil des gereinigten Abwassers aus dem Reaktor abgezogen. Das Stabende befand sich auf 400 mm Höhe, wodurch nach dem Abpumpen 2,5 L des Inhalts im Reaktor verblieben. In Abbildung 9 ist ein Reaktor während der Belüftungsphase dargestellt. Auf der rechten Seite des Reaktors befindet sich der Substratbehälter, im Hintergrund sind Zulauf-, Belüftungs- und Ablaufpumpe sowie der Steuerungskasten zu sehen.

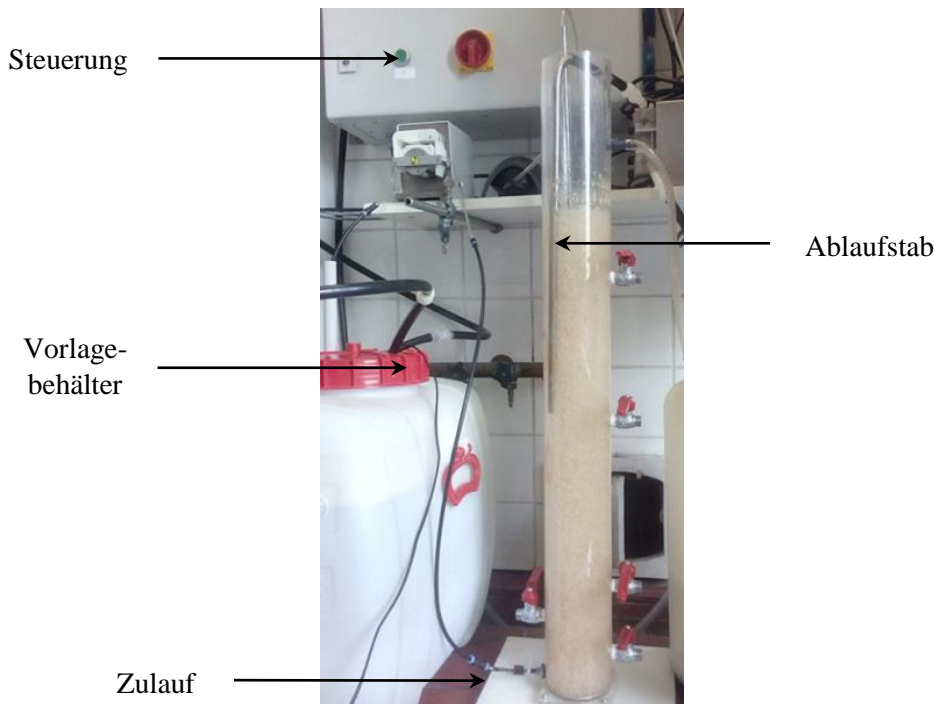


Abbildung 9: Sequencing Batch-Reaktor (SBR) während der Belüftungsphase. Das Reaktorvolumen beträgt zwischen 4 und 5 L.

Die Reaktoren wurden in einem vierstündigen Zyklus betrieben (Abbildung 10). Der Zyklus begann mit einer einstündigen Zulaufphase, in der das Substrat mittels Zulaufpumpe in den Reaktor gepumpt wurde. Dem Reaktor wurden dabei ca. 1,5 bis 1,8 L Substrat zugeführt, was einem Austauschverhältnis von 35-40 % entspricht. Nach Beendigung des Zulaufs folgte eine 20-minütige Ruhephase, die durch einen kurzen Luftstoß (10 s) zweigeteilt wurde, um eine leichte Vermischung der Flüssigphase mit dem Schlammbett zu erreichen. Im Anschluss wurde der Reaktor für 135 min belüftet. Die letzte Phase, das Absetzen, dauerte die ersten Tage 25 min und verringerte sich dann sukzessive mit steigendem Granulierungsgrad auf 4 min. Der Zyklus endete nach einer einminütigen Ablaufphase mit einer weiteren Ruhephase, deren Dauer sich mit sinkender Absetzzeit von 0 auf 21 min verlängerte. Dadurch wurde die anaerobe Phase am Zyklusende, bestehend aus Absetzphase und Ruhephase, konstant gehalten.

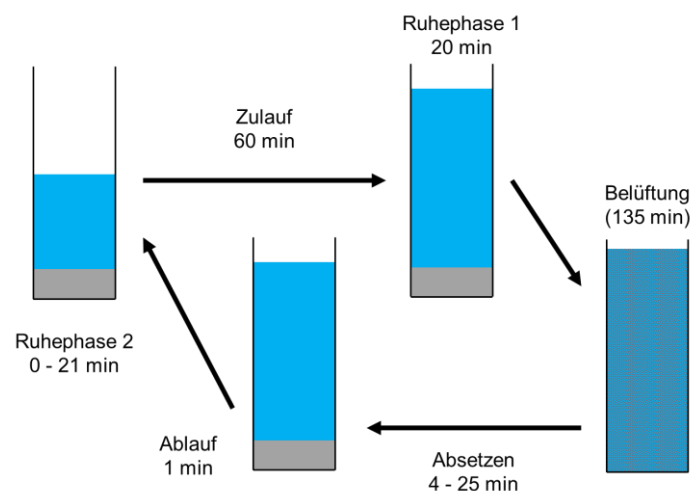


Abbildung 10: Reaktorzyklus von SBR 2 zur Kultivierung von AG.

Die Steuerung der Pumpen und Verdichter erfolgte über ein SPS-System (Speicherprogrammierbare Steuerung, easy 719, Beckhoff Automation GmbH & Co. KG, Deutschland). Dabei wurden entsprechend der gewünschten Phasenlängen die Pumpen und Verdichter an- und ausgeschaltet. Auch die pH-Kontrolle erfolgte über einen in der SPS hinterlegten pH-Grenzwert von 8. Bei Überschreitung des pH-Grenzwertes wurde tropfenweise schwache HCl-Lösung (2 %) zugegeben bis der pH-Wert die Zielgröße 7,8 erreichte.

Als Inokulum diente Belebtschlamm aus der Kläranlage Weinheim, Deutschland. Der Gehalt an PAO im Belebtschlamm ist in dieser Kläranlage erhöht, da sie über eine Aufbereitungsstufe zur biologischen Phosphatelimination verfügt. Der Schlamm wurde am Tag vor Reaktorstart aus der Kläranlage entnommen, mit einem 1 mm Sieb von Verunreinigungen befreit und über Nacht belüftet.

Als Substrat diente synthetisches Abwasser bestehend unter anderem aus Natriumacetat, Ammoniumhydrogencarbonat und Kaliumhydrogenphosphat. Zusätzlich wurde dem synthetischen Abwasser eine Spurenstofflösung zugegeben, um eine ausreichende Versorgung der Biomasse sicherzustellen. Die Zusammensetzung basiert auf Erfahrungen aus der Arbeit von Rocktäschel et al. (2013). Die genaue Zusammensetzung ist Tabelle 6 zu entnehmen.

Tabelle 6: Zusammensetzung des synthetischen Abwassers.

Stoff	[mg/L]
CH ₃ COONa x 3 H ₂ O	1485
NH ₄ Cl	283,3
K ₂ HPO ₄	23,3
FeSO ₄ x 7 H ₂ O	8
MgSO ₄ x 7 H ₂ O	10
CaCl ₂ x 2 H ₂ O	12

Proben für die Messung der Stoffkonzentrationen wurden aus dem Substratbehälter (Zulaufbeprobung), des Reaktors zu Beginn der Belüftungsphase und dem Ablaufbehälter entnommen. In den Proben wurden die Konzentrationen von CSB, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N und PO₄³⁻-P analysiert.

Tabelle 7: Zusammensetzung der Spurenstofflösung. Je Liter Substratlösung wurde 0,06 mL Spurenstofflösung zugegeben.

Stoff	[mg/L]
H ₃ BO ₃	100
CoCl ₂ x 6 H ₂ O	100
CuCl ₂ x 2 H ₂ O	30
FeCl ₃ x 4 H ₂ O	870
MnCl ₂ x 4 H ₂ O	135
Na ₂ MoO ₄ x 2 H ₂ O	80
ZnSO ₄ x 7 H ₂ O	100
KI	30
NiSO ₄	70

Während den Untersuchungsperioden wurden die verwendeten SBR mehrfach neu gestartet. Diese Vorgehensweise war aufgrund technischer Schwierigkeiten im Reaktorbetrieb notwendig. Auch

erforderten die Versuche zur Bestimmung der Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad und die Untersuchung zu Abwasserpartikeln als langfristigen Nährstoffquelle den Neustart eines Reaktors.

2.4 Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad

Die Versuche zur Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad liefen in zwei Phasen ab. In der ersten Versuchsphase wurden Belebtschlamm (BS) aus der Kläranlage Weinheim und AG aus SBR 1 in Batchversuchen untersucht und in der zweiten Versuchsphase die AG aus SBR 2 (Tabelle 5). Tabelle 8 gibt eine Übersicht über die durchgeführten Versuche, den Ursprung und die Zusammensetzung der untersuchten Biomasse.

Tabelle 8: Übersicht der durchgeführten Versuche zur Feststoffkonzentration im SBR-Ablauf bei unterschiedlichen Granulierungsgraden.

Versuch	Ursprung der Biomasse	Zusammensetzung	Granulierungsgrad [%]
SBR 1-1	Kläranlage Weinheim	BS	0
SBR 1-2	SBR 1	AG (2-5 mm)	100
SBR 1-3	Kläranlage Weinheim / SBR 1	1:1-Mischung BS / AG (2-5 mm)	50
SBR 2-1	SBR 2	AG	10
SBR 2-2	SBR 2	AG	35
SBR 2-3	SBR 2	AG	60
SBR 2-4	SBR 2	AG	75
SBR 2-5	SBR 2	AG	95
SBR 2-6	SBR 2	AG	90

Der untersuchte BS wurde ein bis zwei Tage vor Versuchsdurchführung aus der Kläranlage Weinheim entnommen. Die untersuchten AG wurden am Zyklusende (nach der Absetzphase) aus dem SBR entnommen.

In der ersten Versuchsphase wurde von den AG zunächst durch manuelle Siebung AG kleiner als 2 mm und AG größer als 5 mm entfernt.

Unabhängig von der vorangegangenen Präparation wurde zunächst die Biomasse (AG, BS bzw. Mischung) in einer Konzentration von 8 g/L in 400 mL Leitungswasser für 2 Stunden in einem 800 mL fassenden Reaktor belüftet (Abbildung 11). Mit Beginn des Versuches wurden dem Reaktor 400 mL einer Suspension aus synthetischem Abwasser (entsprechend dem Zulauf von SBR 2, Tabelle 6) und Abwasserpartikeln der Fraktion 3 (Tabelle 4) zugegeben. Die Konzentration an Abwasserpartikeln in der Suspension betrug 0,5 g/L.

Um den anaeroben Zulauf zu simulieren, wurde der Reaktor in der ersten Stunde mit Stickstoff durchmischt. Anschließend wurde der Reaktor für 3,5 h belüftet. Während des Versuches wurden mehrfach Proben entnommen und die Konzentrationen von CSB, Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat gemessen.

Nach Beendigung der Belüftung wurde zur Bestimmung der TSS-Konzentration die Trübung mittels Photometrie über einen Zeitraum von einer Stunde mehrfach in der Mitte des Reaktorquerschnitts auf halber Höhe des Reaktors gemessen.

In der zweiten Phase wurden die Versuche während verschiedener Granulierungsgrade, SBR 2-1 bis SBR 2-6, durchgeführt. Dabei wurden die AG während der Granulierungsphase am Ende eines Zyklus direkt aus dem Reaktor entnommen, ohne eine Siebung durchzuführen. Der Versuchsablauf wurde beibehalten.

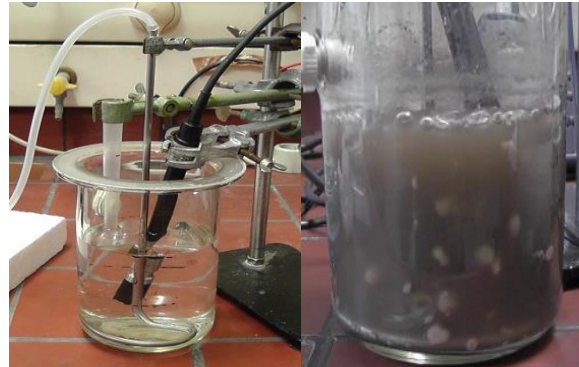


Abbildung 11: Batchversuch zur Untersuchung der Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad im Ablauf eines SBR. Im linken Bild ist der Reaktor (Volumen 800 mL) ohne Biomasse zu sehen. Das rechte Bild zeigt den Reaktor während eines Versuchs.

2.5 Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilmen

2.5.1 Abwasserpartikelablagerungen auf heterotrophen Biofilmen

Zur Bestimmung des Einflusses von Abwasserpartikelablagerungen auf die Sauerstoffkonzentration wurden in einem Fließkanal unterschiedliche Abwasserpartikelfractionen auf einen Biofilm aufgebracht. Vor und nach der Abwasserpartikelaufringung wurde mit Hilfe von Mikrosensoren das Sauerstofftiefenprofil des Biofilms gemessen.

Die Experimente wurden in einem 60 cm langen und 8 cm breiten Fließkanal durchgeführt. Mit Hilfe einer Zahnradschleife wurde der Inhalt des Fließkanals während der Versuche mit einem Volumenstrom von 30 mL/s zirkuliert. Innerhalb des Kanals wurde je Versuch ein mit heterotrophem Biofilm bewachsener Biofilmträger (Chip M, AnoxKaldness, Lund, Schweden), in einem Abstand von 50 cm vom Fließkanalzulauf, befestigt.

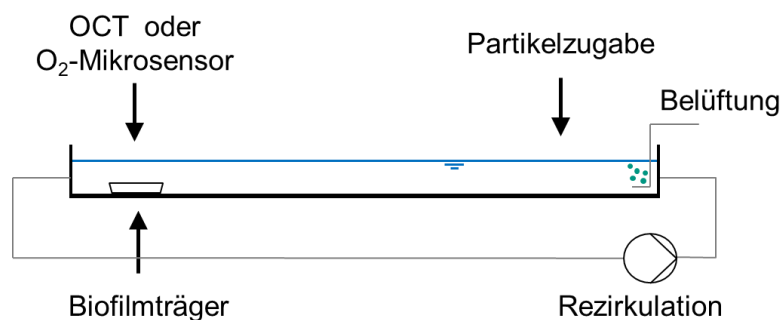


Abbildung 12: Versuchsaufbau im Fließkanal mit Messeinrichtungen.

Die Biofilmträger stammen aus einem MBBR der mehrere Monate zuvor mit Belebtschlamm aus der kommunalen Kläranlage Neureut (Karlsruhe, Deutschland) inokuliert wurde. Dazu wurde der Belebtschlamm für 24 Stunden mit den Biofilmträgern im MBBR, bestehend aus einer Plexiglasröhre mit 3 L Volumen, mit einem Membranverdichter belüftet (ca. 600 L/h, APS400). Anschließend wurde der Belebtschlamm entnommen und die Biofilmträger vorsichtig in Leitungswasser gewaschen. Danach wurden die Biofilmträger in den mit Leitungswasser gefüllten Reaktor eingebracht. Der MBBR wurde kontinuierlich belüftet und eine Substratlösung, hauptsächlich aus Glukose und Ammonium bestehend, zugeführt. Die genaue Zusammensetzung der Substratlösung ist Tabelle im Anhang zu entnehmen. Durch einen Überlauf wurde das Reaktorvolumen konstant gehalten.

Vor Versuchsstart wurde die Fließzelle mit 0,8 L Leitungswasser befüllt. Dies führt zu einer Überströmungsgeschwindigkeit (laminar) von 5 cm/s am Biofilmträger. Zusätzlich wurde Glukose zugegeben, entsprechend einer CSB-Konzentration von 400 mg/L, um eine Limitierung an Substrat zu vermeiden. Um sicherzustellen, dass sich das System im Gleichgewicht befindet, wurde zunächst eine Stunde lang belüftet. Anschließend wurden mit einem Mikrosensor Tiefenprofile der Sauerstoffkonzentration gemessen. Die Messung der Profile begann in der Flüssigphase oberhalb der Konzentrationsgrenzschicht (Concentration Boundary Layer, CBL) und endete im Biofilm. Die Messungen wurden in Abständen von 50 µm jeweils 5 Sekunden nach Erreichen eines Messpunktes vorgenommen. Nach Beendigung der Messung eines Profils positionierte sich der Sensor oberhalb der Wasseroberfläche.

Eine Stunde nach Versuchsstart wurde eine Tiefenprofilmessung ohne Abwasserpartikelbeladung der Strömung durchgeführt. Im Anschluss wurden Abwasserpartikel der jeweiligen Fraktion in den Zulaufbereich (Abbildung 12) gegeben. Damit wurde eine Abwasserpartikelkonzentration im Kanal erreicht, die in etwa dem 10-fachen der Konzentration der jeweiligen Abwasserpartikelfraktion (Tabelle 4) in dem untersuchten kommunalen Abwasser entspricht. Die Konzentrationen der unterschiedlichen Abwasserpartikelfraktionen sind in Tabelle 9 dargestellt. Die Abwasserpartikel lagerten sich über die Versuchsdauer auf dem Biofilm ab (Abbildung 13).

Weitere Sauerstofftiefenprofile wurden 20 Minuten, 1 Stunde, 2 Stunden und 4 Stunden nach der Abwasserpartikelzugabe aufgenommen. Am Ende des Versuchs wurde die CSB-Konzentration gemessen.

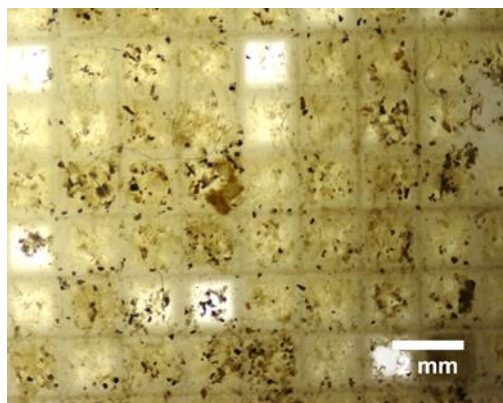


Abbildung 13: Vereinzelt Abwasserpartikelablagerungen auf heterotrophem Biofilm.

Tabelle 9: Abwasserpartikelkonzentrationen der unterschiedlichen Abwasserpartikelfractionen im Fließkanal.

Fraktion	Abwasserpartikelgröße d_p [μm]	Fließkanalvolumen [L]	Abwasserpartikelkonzentration [mg/L]
Fraktion 1	$250 \leq d_p < 500$	0,8	0,3
Fraktion 2	$100 \leq d_p < 250$	0,8	0,2
Fraktion 3	$45 \leq d_p < 100$	0,8	0,3
Fraktion 4	$28 \leq d_p < 45$	0,8	0,4

Basierend auf den Daten der Tiefenprofilmessungen wurde der Sauerstofffluss j_i in m/s in verschiedenen Tiefen innerhalb des Biofilms in 150 μm Schritten berechnet. Dabei wurde der Vorgehensweise von Kumar et al. (2012) gefolgt, die auf dem Fick'schem Gesetz beruht:

$$j_i = -D_i dc/dz \quad (2)$$

Dabei ist D_i der Diffusionskoeffizient von Sauerstoff in Biofilmen (70 % der Diffusivität von Sauerstoff in Wasser bei 23°C: $1,61 \cdot 10^{-9}$ in m^2/s), c_i die Sauerstoffkonzentration in g/L und z die Höhenkoordinate des Biofilms in m.

Anhand der Sauerstofftiefenprofile wurde die Dicke L_c der CBL über dem Biofilm bestimmt. Dazu wurde der Ansatz nach Wäsche et al. (2002) verwendet. Die Grenzschichtdicke ist definiert als der Abstand der Flüssigphase mit konstanter Sauerstoffkonzentration und dem Biofilm, in dem die Sauerstoffkonzentration linear abnimmt (Abbildung 14).

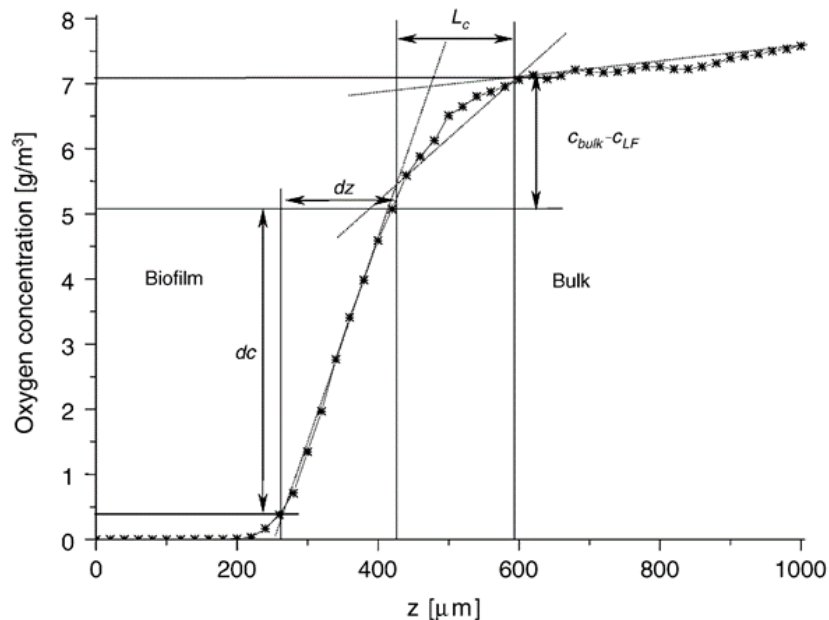


Abbildung 14: Ermittlung der Konzentrationsgrenzschichtdicke L_c auf der Basis von Sauerstoffprofilen (Wäsche et al. , 2002).

2.5.2 Abwasserpartikelablagerungen auf AG

Nach den Untersuchungen mit heterotrophen Biofilmen wurden auch AG hinsichtlich des Effekts von Abwasserpartikelablagerungen in der Fließzelle untersucht.

Für die Versuche wurden die AG am Ende eines SBR-Zyklus aus dem Reaktor entnommen und auf einem Träger in den Kanal eingebracht (Abbildung 15). Im Kanal wurde dann zunächst Substratlösung des Reaktors sauerstofffrei (Begasung des Kanals mit Stickstoff) für eine Stunde zirkuliert, um die anaerobe Phase zu simulieren. Im Anschluss wurde die Substratlösung durch die Flüssigphase des Reaktors nach der Zulaufphase ersetzt. Dazu wurde der Reaktorinhalt gefiltert und über die Zirkulationspumpe der Fließzelle zugeführt. Anschließend wurde Sauerstoff an Stelle von Stickstoff in den Fließkanal eingeblasen.

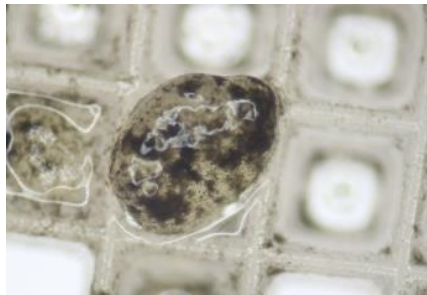


Abbildung 15: Mit Abwasserpartikeln bedecktes AG ($\varnothing = 1 \text{ mm}$) auf dem Träger im Fließkanal nach Versuche.

Analog zu den vorangegangenen Versuchen wurden zunächst Profilmessungen durchgeführt, bevor Abwasserpartikel zugegeben wurden. Die Abwasserpartikelkonzentration entsprach dabei der Konzentration der vorangegangenen Versuche (Tabelle 9). Nach Zugabe der Abwasserpartikel (Fraktion 3, 45-100 μm) wurden nach 20 Minuten und 4 Stunden Tiefenprofile aufgenommen.

2.5.3 Partikelablagerung auf AG – aufeinanderfolgende Zyklen

Um einen Vergleich über den Verlauf der Belüftungsphase mit und ohne Abwasserpartikelablagerung zu erhalten, wurde ein Versuch mit zwei aufeinanderfolgende Reaktorzyklen durchgeführt. Im ersten Zyklus wurde im Fließkanal ein AG auf einem Träger platziert. Die Substratlösung wurde unter Stickstoffzugabe durch den Kanal zirkuliert und nach 1 h durch gefilterten Reaktorinhalt nach der Zulaufphase des Reaktors ersetzt und belüftet. Nach Start der Belüftung wurden während diesem ersten Zyklus drei Sauerstoffprofile (nach 30 min, 90 min, 150 min) gemessen. Anschließend wurde der Inhalt des Kanals mit Substratlösung ersetzt und unter Stickstoffbegasung zirkuliert. Während des Austauschs des Mediums wurde der Chip mit AG mit einem Mikromanipulator aus dem Fließkanal gehoben, um die Positionierung des AG sicher zu stellen und den Messpunkt nicht zu ändern. Nach 1 h wurde der Träger wieder in den Fließkanal bewegt. Nachdem der Träger wieder an seiner Ausgangsposition war, wurde ein Profil zur Überprüfung der Position gemessen. 25 min nach Belüftungsstart wurden Abwasserpartikel (Fraktion 4, 28-45 μm) zugegeben und es wurden Profile nach 25, 60 und 120 min nach Abwasserpartikelzugabe gemessen.

2.6 Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle

Um die Nutzbarkeit von Abwasserpartikeln als Nährstoffquelle zu untersuchen, wurde eine definierte Fraktion von AG aus dem SBR 2 entnommen. In drei Batchreaktoren (BR 1 bis BR 3) wurde die Entwicklung der Form ohne eine Nährstoffquelle und bei Zugabe von Abwasserpartikeln als einzige Nährstoffquelle untersucht. Dieser Abschnitt basiert auf einer Bachelor-Arbeit (Heß, 2016).

2.6.1 Betrieb Batchreaktoren

In den BR sollten für die Sauerstoffzufuhr ähnliche Bedingungen wie im SBR 2 herrschen (Abbildung 4). Auf eine zweieinhalbstündige Belüftungsphase folgte eine neunzigminütige Belüftungspause. Für den Betrieb der BR wurden 0,33 g AG (Trockenmasse) einer definierten Fraktion (800-900 μm , gesiebt) aus SBR 2 (Tabelle 2) entnommen und in einem BR (Glaszylinder mit 0,8 L Volumen) gegeben. Dadurch wurde eine TSS-Konzentration von 0,42 g/L in den Batchreaktoren erreicht. In BR 1 und BR 2 wurden über die gesamte Betriebsdauer kein Substrat zugegeben (Tabelle 10). BR 3 wurde mit partikulärem Substrat (Abwasserpartikel, Fraktion 4) versorgt. Über 6 Tage hinweg wurden zunächst 0,083 g Abwasserpartikel (entspricht 25 % der AG-Masse im BR) einmal täglich zugegeben. Ab Tag 7 wurde die zugeführte Abwasserpartikelmenge auf 0,033 g (entspricht 10 % der AG Masse im Reaktor) reduziert und ab Tag 12 wurden keine weiteren Abwasserpartikel zugegeben. Zusätzlich wurde die Größenverteilung der AG-Fraktion zu Beginn des Versuchs bestimmt.

Über einen Zeitraum von drei Wochen wurden alle zwei bis drei Tage von jeweils 8 bis 10 AG 2D-Aufnahmen mit einem Lichtmikroskop und 3D-Aufnahmen mittels OCT aufgenommen. Die CSB-Konzentration in den Batchreaktoren wurde während der Laufzeit mehrfach bestimmt. Für BR 2 wurde zu Beginn, nach einer Woche und am Ende der Laufzeit die Aktivität der AG in einer Mikrokinetikzelle gemessen.

Tabelle 10: Batchreaktoren zur Untersuchung von Abwasserpartikeln als mittelfristige Nährstoffquelle.

Batchreaktor	Laufzeit	Laufzeit von SBR 2 bei Entnahme von AG	Abwasserpartikelzugabe
	[d]	[d]	
BR 1	21	171	ohne
BR 2	21	195	ohne
BR 3	21	188	mit

Über einen Versuchszeitraum von drei Wochen wurden zur Charakterisierung der Form der AG alle 3-4 Tage von jeweils 8 bis 10 AG 2D-Bilder mit dem Mikroskop und 3D-Bilder mit dem OCT aufgenommen.

Die zu untersuchenden AG wurden am Ende der Belüftungsphase aus dem BR entnommen und einzeln untersucht. Zuerst wurden Mikroskop-Aufnahmen der AG in einer mit Leitungswasser gefüllten Petrischale gemacht. Aus diesen Aufnahmen wurde der mittlere Durchmesser bestimmt.



Abbildung 16: Batchreaktor (0,8 L) zur Untersuchung von Abwasserpartikeln als mittelfristige Nährstoffquelle.

Zur Untersuchung mittels OCT wurden die AG mittig in eine mit Leitungswasser gefüllte Glasschale gelegt. Auf dem Boden der Schale befand sich Filterpapier, um optische Reflexionen zu reduzieren. Für die Aufnahmen wurde ein Brechungsindex von 1,33 für Wasser festgesetzt und bei allen Aufnahmen lagen der „A-Scan-Averaging“-Wert bei 3 und der „B-Scan-Averaging“-Wert bei 1. Die „Speed/Sensitivity“ wurde auf 10 kHz eingestellt. Die Auflösung in x- und y-Richtung (Breite und Länge) betrug zu Beginn der Messung $7\ \mu\text{m}$ und wurde im späteren Verlauf der Versuche auf $5\ \mu\text{m}$ pro Pixel reduziert, um die Auflösung zu erhöhen. Die Auflösung in z-Richtung (Höhe) betrug über die gesamte Versuchsdauer $2,8\ \mu\text{m}$ pro Pixel. Zur Analyse der OCT Aufnahmen wurde eine Auswertungsroutine entwickelt, um die Oberflächenstrukturen der AG von den Kernstrukturen zu unterscheiden und beides zu quantifizieren. Über das Festsetzen eines „Thresholds“ wurde das Hintergrundrauschen reduziert. Die Auswertungsroutine identifiziert mittels des Fiji-Tools „Measure“ die Kernstruktur und subtrahiert diese vom Gesamtbild. Dadurch kann zwischen Kernstruktur und Oberflächenstruktur differenziert werden. Abbildung 17 zeigt einen unbearbeiteten B-Scan (links) und ein Stack der aus mehreren bearbeiteten B-Scans besteht.

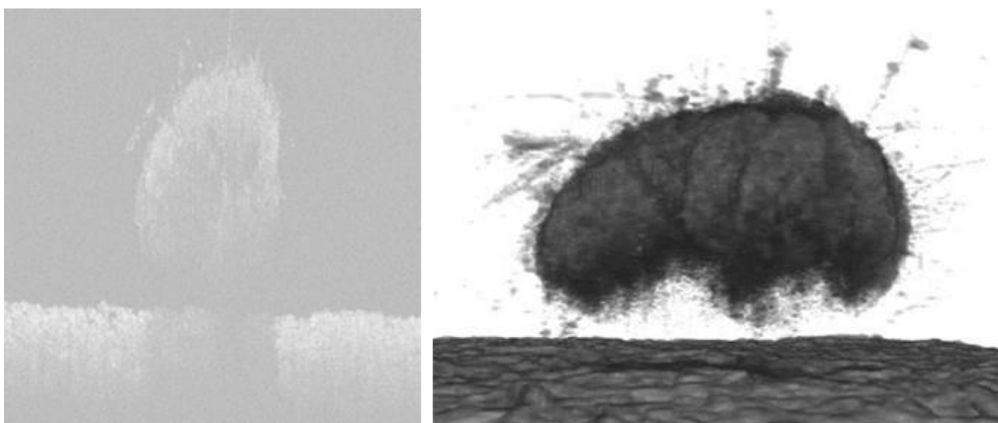


Abbildung 17: Unbearbeiteter Schnitt (links), teilbearbeitetes Stack, Hintergrundrauschen entfernt (rechts). Die Auflagefläche (Filterpapier) ist unter dem Granulum zu erkennen.

Aufgrund von Signalverlust konnten die AG nicht vollständig dreidimensional dargestellt werden (Abbildung 17).

Die mittlere Eindringtiefe wurde auf einem quadratischen Bereich mit 20 % der Seitenlänge der maximalen x- und y-Ausdehnung ausgehend vom Mittelpunkt bestimmt (Abbildung 18). Hierbei wurde der Mittelwert der maximalen Abstände auf der z-Achse zwischen Punkten der gleichen x-y-Koordinate gebildet.

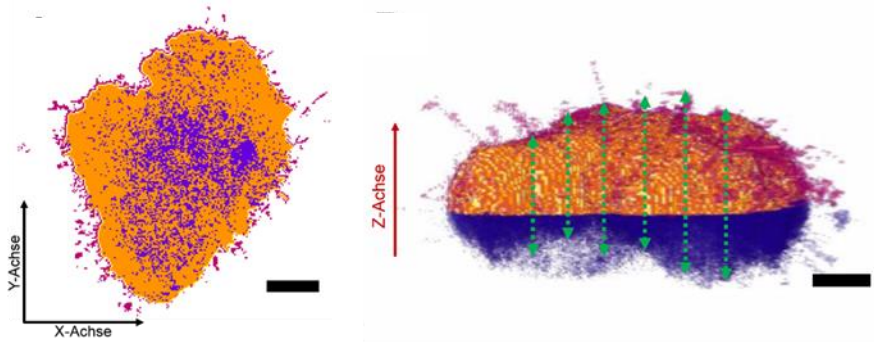


Abbildung 18: Schnittbild durch z-Achse (links), bearbeitetes Stack (rechts), die grünen Pfeile verdeutlichen die optische Eindringtiefe (Größenbalken: 0,2 mm).

Aus den bearbeiteten OCT-Aufnahmen konnten mehrere Parameter zur Geometrie der AG, wie Breite (Fe_{min}) und Länge (Fe_{max}) direkt ermittelt werden.

Um eine Unterscheidung zwischen oberflächlichen Auswüchsen und dem optisch dichteren Kern des Granulums zu ermöglichen, wurde der ermittelte Umriss weiterbearbeitet und als Maske in einem dreidimensionalen Array gespeichert. Nach einer weiteren Bearbeitung konnte Biomasse außerhalb der Maske als Oberflächenstruktur festgelegt werden und somit von der Kernstruktur unterschieden werden (Abbildung 19).

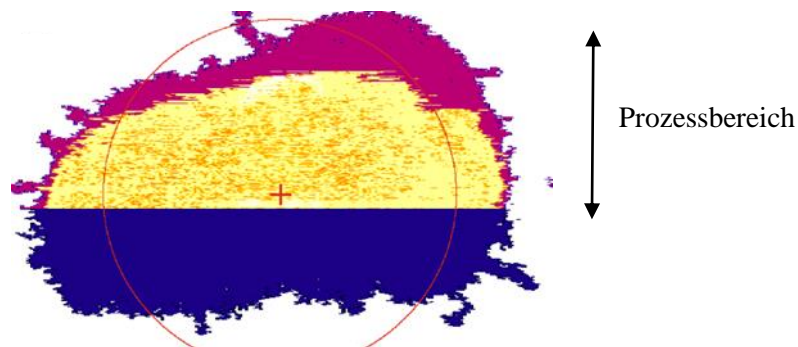


Abbildung 19: Veranschaulichung der Differenzierung von Kern und Oberflächenstruktur sowie des Prozessbereiches.

Aufgrund der begrenzten Eindringtiefe wurden die weiteren Prozessschritte in dem sogenannten Prozessbereich (PB, Abbildung 19) durchgeführt. Der PB wurde in Abhängigkeit von der Fläche der AG-Schnitte bestimmt. Er endet bei dem Schnittbild, das die größte Fläche aufwies. Die Höhe des Mittelpunktes $Z_{Centroid}^K$ auf der z-Achse wurde nach Gleichung 3 berechnet.

$$Z_{Centroid}^K = \frac{base - Z_{min}^{O,K} - 2\Delta_z^{O,K-K}}{2} + \Delta_z^{O,K-K} = \frac{base - Z_{min}^{O,K}}{2} \quad (3)$$

Die Werte der z-Achse steigen dabei von oben nach unten an. Base entspricht dem z-Wert der Auflagefläche, $Z_{min}^{O,K}$ dem höchsten Punkt des AG (Oberflächen- u. Kernstruktur) und $\Delta_z^{O,K-K}$ der Höhe der Oberflächenstruktur.

Die Höhe der AG einschließlich Oberflächenstruktur $H^{O,K}$ wurde nach Gleichung 4 und die Höhe ohne Oberflächenstruktur H^K nach Gleichung 5 berechnet.

$$H^{O,K} = (base - Z_{min}^{O,K}) \quad (4)$$

$$H^K = (base - Z_{min}^{O,K} - 2\Delta_z^{O,K-K}) \quad (5)$$

Für weitere Parameter wurde zunächst für jeden Schnitt der Mittelpunkt der x-y-Ebene bestimmt.

Der längste der Abstände ergab den maximalen dreidimensionalen Durchmesser des AG (Oberflächen- u. Kernstruktur) $D_{3D,max}^{O,K}$. $\Delta x, y, z$ bezeichnet hier den Abstand der Extremstellen auf den entsprechenden Achsen.

$$D_{3D,max}^{O,K} = \sqrt{(\Delta x)^2 + (\Delta y)^2 + (\Delta z)^2} \quad (6)$$

Der mittlere dreidimensionale Durchmesser D_{3D}^K ist der doppelte Mittelwert der Abstände vom AG-Mittelpunkt zu dessen Oberfläche. Die Abstände wurden gemäß Gleichung 3 berechnet, wobei hier $\Delta x, y, z$ die Differenz der Pixelkoordinaten der Oberflächenpunkte zu dem Mittelpunkt des AG bezeichnete. Diese wurden sowohl für die Kernstruktur $r_{3D,i}^K$ als auch für das gesamte AG mit Oberflächen- und Kernstruktur $r_{3D,i}^{O,K}$ im PB gebildet. Die Variable n stellt die jeweilige Anzahl der Längenmessungen dar.

$$D_{3D}^K = 2 \times \sum_{i=1}^{i=n} \frac{r_{3D,i}^K}{n}; \quad D_{3D}^{O,K} = 2 \times \sum_{i=1}^{i=n} \frac{r_{3D,i}^{O,K}}{n} \quad (7)$$

Der Mittelwert der Rundheit (Ferreira and Rasband, 2012) der einzelnen AG-Schnitte i ergab die mittlere Rundheit der AG $R_{2D}^{O,K}$ im PB (Slice: 0 – n), $[Area]_i$ stellt die Fläche des im Schnitt abgebildeten AG dar, $[Major\ axis]_i$ den größten Durchmesser einer um das AG gelegten Ellipse.

$$R_{2D}^{O,K} = \sum_{i=1}^{i=n} 4 \times \frac{[Area]_i}{\pi \times [Major\ axis]_i^2} \times 100 \quad (8)$$

Die Rauheit, $R_{3D}^{O,K}$ (Gleichung 9), wurde sowohl für das gesamte AG als auch nur für die Kernstruktur R_{3D}^K im PB bestimmt. Sie ist die Summe der oberflächlichen Längenabweichungen gegenüber dem halben mittleren dreidimensionalen Durchmesser D_{3D} des AG. Die Variable n stellt die jeweilige Anzahl der Längenmessungen dar.

$$R_{3D}^K = \sum_{i=1}^{i=n} \frac{|r_{3D,i}^K - \frac{D_{3D}^K}{2}|}{n}; \quad R_{3D}^{O,K} = \sum_{i=1}^{i=n} \frac{|r_{3D,i}^{O,K} - \frac{D_{3D}^{O,K}}{2}|}{n} \quad (9)$$

Die Porosität \mathcal{E}_{3D}^K ist der Quotient von durch OCT erkannten Hohlräumen des Granulums im Verhältnis zu dessen Gesamtvolumen (Kernstruktur).

Die Parameter Rauheit und Porosität wurden zusätzlich in einem gesonderten Prozessbereich über dem Mittelpunkt des AG berechnet. Dieser maß 15 % des maximalen zweidimensionalen Durchmessers $D_{2D,max}^{O,K}$ in der x-y-Ausdehnung und 10 % der Eindringtiefe Pd in z-Richtung. Dies sollte einer Ausgabe von verwertbaren Daten bei besonders ungleichmäßigen AG ermöglichen.

Um eine Unterscheidung zwischen oberflächlichen Auswüchsen und dem optisch dichteren Kern des AG zu ermöglichen, wurde der im „Analyze Particle“ Plugin ermittelte Umriss weiterbearbeitet und als Maske in einem dreidimensionalen Array gespeichert. Diese Maske wurde über die durch den „Find Connected Regions“ Befehl gefundene Biomasse gelegt. Nach einer weiteren Bearbeitung konnte

Biomasse außerhalb der Maske als Oberflächenstruktur festgelegt werden. Dies ermöglichte einen Längen- und Volumenvergleich $V_{O/K}^{O,K}$ beider Strukturen. Parallel dazu wurden die unterschiedlichen Bestandteile der AG eingefärbt.

2.6.2 Aktivitätsmessungen

Während der Laufzeit von BR 2 (Tabelle 10) wurden zu Beginn des Versuchs, nach einer Woche und am Ende des Versuchsverlaufs, Aktivitätsmessungen durchgeführt. Dazu wurden jeweils 50 AG am Ende der Belüftungsphase aus dem Reaktor entnommen und in einer Mikrokinetikzelle auf ihre Sauerstoffaufnahme (Oxygen Uptake Rate, OUR) hin untersucht. Die Zelle hat ein Reaktionsvolumen von 2,3 mL und verfügt an der Oberseite über eine kleine Öffnung, durch die ein Mikrosensor zur Sauerstoffmessung eingeführt werden kann. Der Aufbau der Zelle ist ausführlich in Hille et al. (2009) beschrieben.

Für die Messungen wurden die AG am Ende der Belüftungsphase aus dem Batchreaktor entnommen und in die Zelle verbracht. Anschließend wurde die Zelle mit substrathaltigem und sauerstoffgesättigtem Wasser aufgefüllt. Dabei wurde sichergestellt, dass keine Luftblasen in der Zelle vorhanden waren. Die Aktivität der AG wurde mehrfach während der Reaktorlaufzeit mittels Doppelbestimmung sowohl bei Zugabe von Substrat in Form von CSB (300 mg/L aus Natriumacetat) und Ammonium (50 mg/L NH_4^+ -N aus Ammoniumhydrogencarbonat) als auch ohne Substratzugabe untersucht.

Dabei wurde die OUR, in $\text{mg}/(\text{g}_{\text{TSS}} \text{ h})$, gemäß Gleichung 10 berechnet:

$$OUR = \frac{c_{\text{O}_2, \text{Start}} - c_{\text{O}_2, \text{Ende}}}{t \times TSS_{50AG}} \quad (10)$$

Dabei ist $c_{\text{O}_2, \text{Start}}$ die Sauerstoffkonzentration zu Beginn, $c_{\text{O}_2, \text{Ende}}$ die Sauerstoffkonzentration am Ende des Versuchs, t ist die Versuchsdauer und TSS_{50AG} ist die TSS-Konzentration von 50 AG. Zur Ermittlung des TSS eines AG wurde zu Beginn des Betriebs von BR 2 die TSS-Konzentration von 500 AG bestimmt.

Nach jeder Messung wurden die untersuchten AG verworfen.

2.7 Abwasserpartikel als langfristige Nährstoffquelle

Um zu untersuchen, ob Abwasserpartikel als langfristige Nährstoffquelle dienen können, wurden drei weitere SBR (SBR 3, SBR 4 und SBR 5) betrieben (Tabelle 5). In SBR 5 wurde ein Teil des zugeführten Substrats mit Abwasserpartikeln ersetzt.

Zunächst wurde SBR 3 mit einem Durchmesser von 90 mm und einem Reaktionsvolumen von 2 L mit Belebtschlamm (TSS: 4 g/L) aus der Kläranlage Weinheim befüllt. Dieser Reaktor wurde für 39 Tage betrieben, um ihn an den fünfständigen Zyklus zu akklimatisieren, wobei die Absetzzeit schrittweise von 15 auf 10 min gesenkt wurde. Die Zykluszeiten sind in Tabelle 11 dargestellt. Als Substrat diente synthetisches Abwasser. Die Zusammensetzung ist im Anhang in Tabelle angegeben. Während der Zulaufphase wurden dem Reaktor 0,5 L Substrat und 0,5 L Leitungswasser zugeführt. Der Zulauf erfolgte über eine peristaltische Pumpe (Reglo Digital MS-4/6, Cole-Parmer, Deutschland). Entsprechend zu den in Abschnitt 2.3 beschriebenen Reaktoren wurde der pH-Wert auf 8 eingestellt. Sichertgestellt wurde das jeweils über eine pH-Sonde (Orbisint CPS11, Endress+Hauser Messtechnik GmbH+Co. KG, Weil am Rhein). Über eine peristaltische Pumpe (ECOLINE VC-380 / 381, Cole-

Parmer GmbH, Deutschland) wurde nach Ende der Absetzphase innerhalb von drei Minuten 1 L Reaktorvolumen abgezogen.

Tabelle 11: Zykluszeiten in Minuten während der Akklimatisierung in den ersten 39 Tagen vor der Aufteilung von SBR 3 in SBR 4 und SBR 5.

Reaktor	Zyklus gesamt	Zulauf	Ruhephase 1	Belüftung	Absetzen	Ablauf	Ruhephase 2
SBR 3	300	60	60	150	10-15	3	12-17
SBR 4 und 5	300	60	45	182-87	3-8	3	2

An Tag 39 wurde jeweils die Hälfte der Biomasse vom SBR 3 in die baugleichen Reaktoren SBR 4 und SBR 5 verbracht. Während SBR 4 weiterhin nur mit synthetischem Abwasser versorgt wurde, erhielt SBR 5 25 % des zugeführten CSB in Form von Abwasserpartikeln. Dazu wurde die CSB-Konzentration des synthetischen Abwassers um 25 % verringert und das zugeführte Leitungswasser durch eine Abwasserpartikellösung ersetzt. Die Abwasserpartikellösung wurde zweimal pro Woche mit Abwasserpartikel aus „frischem“ Abwasser (Fraktion 4) hergestellt. Die Konzentration der Abwasserpartikel wurde so gewählt, dass ein CSB von 300 mg/L in der Abwasserpartikellösung erreicht wurde. Die Dauer der Absetzphase wurde mit zunehmender Granulierung in beiden Reaktoren von 8 min (Tag 1) über 5 min (Tag 2) auf 3 min (Tag 3) reduziert. Dabei wurde der Zyklus angepasst. Die Ruhephase 1 wurde zugunsten einer verlängerten Belüftungszeit um 15 min verringert.

Zur Bestimmung der Abbauleistung wurden Proben aus dem Zulauf, dem Ablauf und dem Reaktor kurz nach Beginn der Belüftung entnommen. Die Proben wurden auf die Parameter CSB und Ammonium sowie Nitrit, Nitrat und Phosphat untersucht. Zur Beurteilung der Granulierung kam die dynamische Bildanalyse zum Einsatz und es wurden Mikroskop-Aufnahmen gemacht. Des Weiteren wurde die TSS-Konzentration und der SVI_{10} der Reaktoren sowie die TSS-Konzentration des Ablaufs an einem Stichtag gemessen.

3 Ergebnisse und Diskussion

Zur Untersuchung der Auswirkungen von Abwasserpartikeln auf den Betrieb von Reaktoren mit AG bei der kommunalen Abwasserreinigung wurden verschiedene Versuche durchgeführt. Zum einen wurde untersucht, welchen Einfluss der Granulierungsgrad des AG-Systems auf die Abtrennung von realen Abwasserpartikeln hat und zum anderen, welche lokalen Auswirkungen Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilme und AG haben können. Zusätzlich wurde untersucht, ob die Ablagerungen zu lokalem Substratüberschuss und damit zu filamentösen Auswüchsen führen und ob Abwasserpartikel als relevante Nährstoffquelle für AG dienen können.

Zunächst wird in Abschnitt 3.1 auf den Reaktor SBR 2 eingegangen, aus dem der Großteil der verwendeten AG für die weiteren Experimente entnommen wurde. Im Anschluss werden in Abschnitt 3.2 die Ergebnisse der Versuche zum Einfluss des Granulierungsgrades auf die Abtrennleistung von Abwasserpartikeln durch AG-Reaktoren vorgestellt und diskutiert. Abschnitt 3.3 behandelt die Ablagerung von Abwasserpartikeln auf heterotrophen Biofilmen und AG. Abschließend werden die mittel- und langfristige Verfügbarkeit von Nährstoffen aus Abwasserpartikeln für AG in den Abschnitten 3.4 und 3.5 behandelt.

3.1 Reaktorbetrieb – SBR 2

Reaktor SBR 2 wurde insgesamt für 376 Tage betrieben (Startwert der TSS-Konzentration: 5,8 g/L). Von Inbetriebnahme bis Tag 217 wurden aus dem Reaktor AG für weitere Experimente entnommen. Die Darstellung der Ergebnisse und Diskussion von SBR 2 beschränkt sich daher auf 250 Tage.

Während der ersten 187 Tage wurden in unregelmäßigen Abständen größere Mengen Biomasse aus dem Reaktor entnommen (Anhang, Tabelle). Diese Biomasse wurde für die Experimente zur Untersuchung des Einflusses des Granulierungsgrades auf die TSS-Abscheidung eingesetzt und anschließend verworfen. Im weiteren Verlauf des Reaktorbetriebs wurden nur vereinzelt kleinere Mengen Biomasse, unter anderem für die Experimente zur Untersuchung von Abwasserpartikelablagerungen auf AG und von Abwasserpartikeln als mittelfristige Nährstoffquelle, entnommen. In Abbildung 20 sind die TSS-Konzentration in SBR 2 sowie die TSS-Konzentration im Ablauf dargestellt. Als Konsequenz der Biomasseentnahme zeigte sich, dass die TSS-Konzentration während der ersten 200 Tage nach jeder Entnahme stark absank und sich zwischen 2 bis 5 g/L bewegte. Ab Tag 187 stieg die TSS-Konzentration bis zu einem Wert von fast 10 g/L an, da die Entnahme von Biomasse reduziert und das Austauschverhältnis schrittweise auf 40 % erhöht wurde.

Die TSS-Konzentration im Ablauf des SBR 2 schwankte während der ersten 50 Tage größtenteils zwischen 0,02 und 0,05 g/L. In den Tagen 50 bis 100 bewegte sie sich zwischen 0,02 und 0,1 g/L. Ab Tag 100 verstärkten sich die Schwankungen und es wurden Ablaufkonzentrationen zwischen 0,05 und 0,15 g/L erreicht (Abbildung 20).

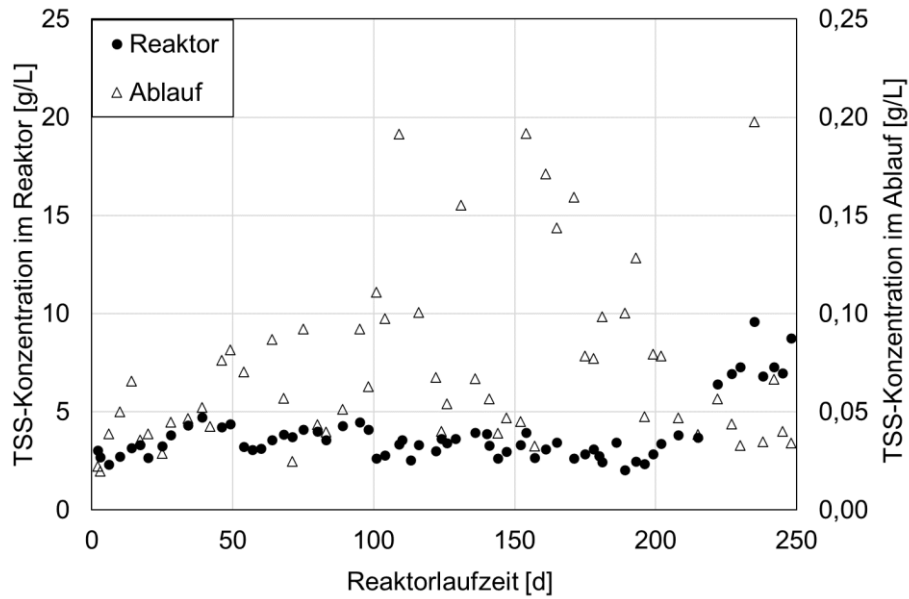


Abbildung 20: TSS-Konzentrationen im Reaktor und Ablauf von SBR 2 während der Reaktorlaufzeit von 250 Tagen.

Die Veränderung der Betriebsbedingungen, namentlich das Ausbleiben der Biomasseentnahme und Erhöhung des Austauschverhältnisses, hatte auch einen deutlichen Einfluss auf den SVI im SBR 2. Abbildung 21 zeigt die Entwicklung des SVI_{10} . Nach einer deutlichen Verringerung zu Beginn der Reaktorlaufzeit pendelte der SVI_{10} in den ersten 200 Tagen zwischen 50 und 100 mL/g. Ab Tag 200 sank er kontinuierlich ab und stabilisierte sich bei etwa 55 bis 70 mL/g.

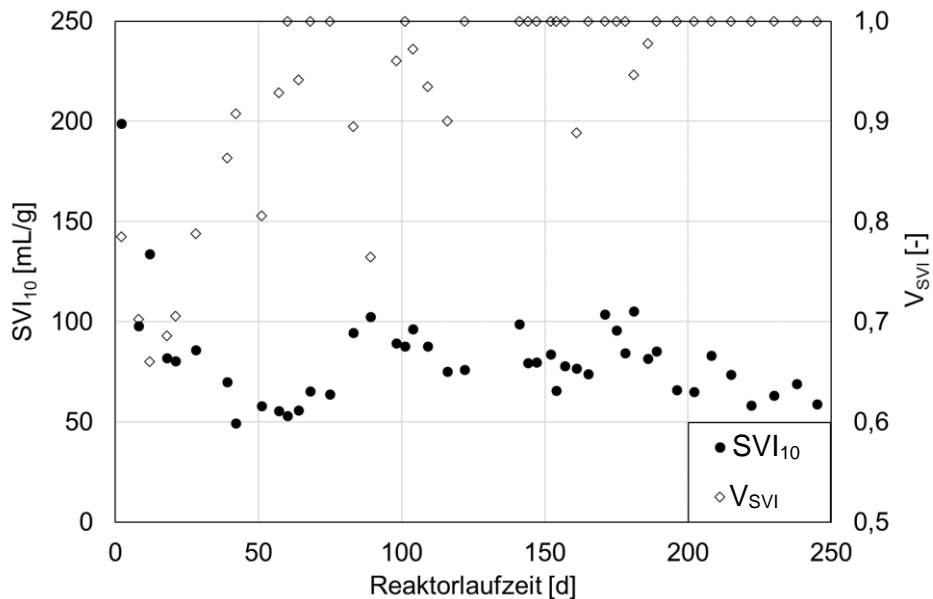


Abbildung 21: SVI_{10} und V_{SVI} (Verhältnis von SVI_{30}/SVI_{10}) im Reaktor SBR 2 während der Laufzeit von 250 Tagen.

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, gilt das Verhältnis von V_{SVI} , ebenfalls dargestellt in Abbildung 21 (rechte Achse), als Indikator für den Granulierungsgrad (de Kreuk et al., 2007). Es ist zu erkennen, dass sich das V_{SVI} bereits nach kurzer Zeit (Tag 39) bei einem Wert von über 0,8 einpendelte und bis Tag 186 mehrfach einen Wert von 1 erreichte. Ab Tag 189 lag das Verhältnis konstant bei 1.

In Abbildung 22 ist die Partikelgrößenverteilung der Biomasseaggregate im SBR 2 dargestellt. Daraus lässt sich der Granulierungsgrad (Anteil der Biomasseaggregate mit einer Größe von mindestens 400 μm) im Reaktor entnehmen. Während an Tag 1 lediglich ein Granulierungsgrad von 5 % erreicht wurde, lag der Granulierungsgrad an Tag 33 bereits bei 60 % und an Tag 51 bei 70 %. Um die weitere Granulierung zu verbessern, wurde ab Tag 71 die Dauer der Absetzphase schrittweise auf 5 Minuten reduziert. Dadurch wurde vermehrt langsam absinkende Biomasse entfernt, was die Entwicklung von schnell sinkenden Biomasseaggregaten förderte (de Kreuk et al., 2007). Dies erwies sich jedoch als ungenügend, wie die Messung der Partikelgrößenverteilung an Tag 98 (Granulierungsgrad: 70 %) zeigte. Daraufhin wurde die Absetzzeit auf 4 min verringert, mit der Folge, dass an Tag 141 ein Granulierungsgrad von 95 % erreicht wurde. Bis Tag 187 sank der Wert wieder leicht auf 90 % ab.

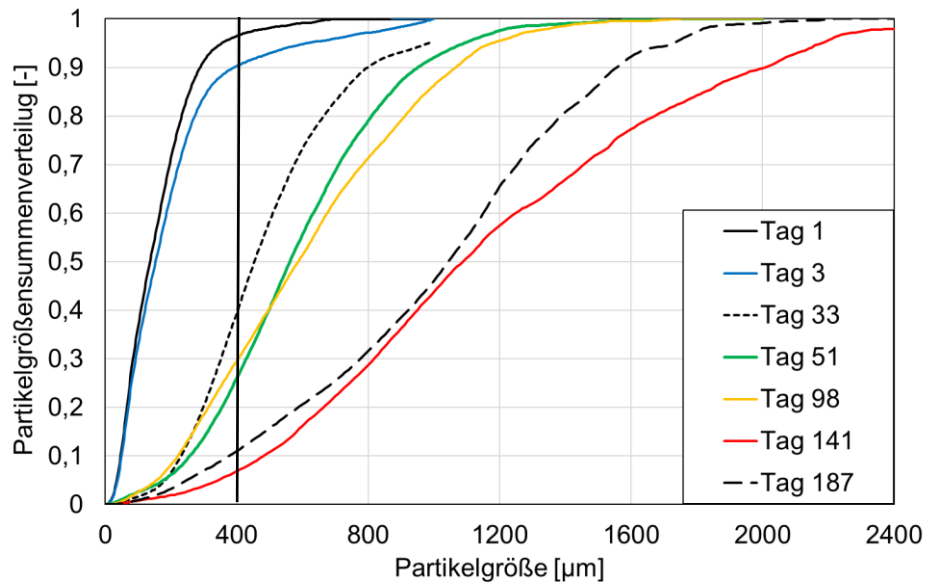


Abbildung 22: Partikelgrößenverteilung der Biomasse im SBR 2. Die Linie zeigt an, ab welchem Durchmesser (400 μm) die Biomasseaggregate als AG gelten.

Abbildung 23 zeigt die Entwicklung der AG des Reaktors SBR 2 anhand von Mikroskop-Aufnahmen. Die Bilder 1 bis 4 veranschaulichen die zunehmende Größe der AG in den ersten 51 Tagen. Die Mikroskop-Aufnahmen der Tage 51 und 98 ähneln sich stark und lassen auf einen vergleichbaren Granulierungsgrad der AG im Reaktor schließen, was ebenfalls in Abbildung 22 anhand der Partikelgrößenverteilung deutlich erkennbar ist. An Tag 141 zeigten sich deutlich größere AG mit bis zu 1 mm Durchmesser. An den Tagen 156 und 187 ließen sich AG mit bis zu 2 mm Durchmesser im Reaktor finden. Diese AG im Reaktor wiesen klare Konturen auf und hatten eine weißliche bis leicht gelbe Färbung.

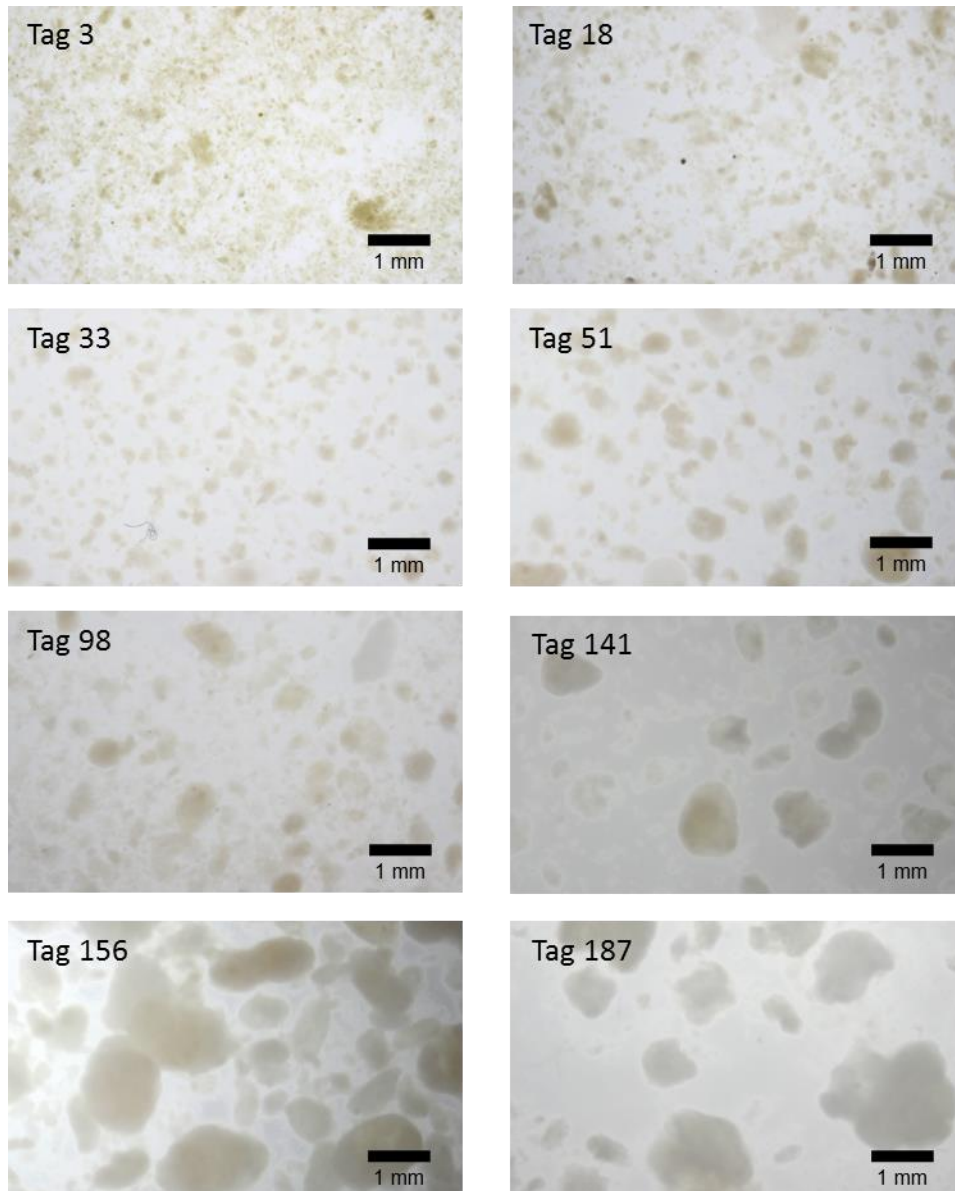


Abbildung 23: Mikroskop-Aufnahmen der Biomasse im Reaktor SBR 2. Dargestellt sind Aufnahmen über die Reaktorlaufzeit.

Die Eliminationsraten und die prozentuale Elimination von CSB, N und P im SBR 2 sind in Abbildung 24 und Abbildung 25 dargestellt.

Die Eliminationsrate für CSB bewegte sich während der ersten 150 Tage mit wenigen Ausnahmen zwischen $750 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$ und $1250 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$. Ab Tag 150 erhöhte sich die Eliminationsrate auf $1000 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$ bis $1500 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$. Auch bei der N-Eliminationsrate ist nach 150 Tagen eine Erhöhung zu erkennen. Hier stieg die Eliminationsrate von 60 bis $80 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$ auf 75 bis $12 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$. Für die P-Eliminationsrate waren über den gesamten Versuchszeitraum Schwankungen zwischen 5 und $20 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$ und ein Mittelwert von $9,8 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$ zu beobachten.

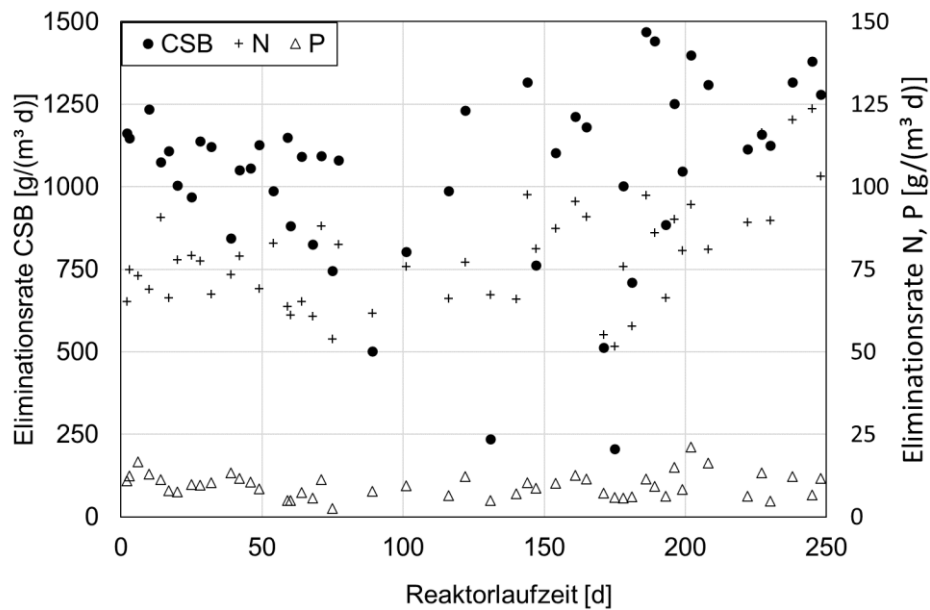


Abbildung 24: Eliminationsrate von CSB, N und P im SBR 2 während einer Laufzeit von 250 Tagen.

Für CSB war die Elimination während der gesamten Reaktorlaufzeit auf sehr hohem Niveau und betrug fast durchgehend über 90 % bei einer durchschnittlichen CSB-Raumbelastung von $1.1 \pm 0,3 \text{ kg}/(\text{m}^3 \text{ d})$. Bei einer durchschnittlichen NH_4^+ -N-Raumbelastung von $101,6 \pm 18,8 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$ erreichte die Elimination von NH_4 -N mit mehr als 70 % während der überwiegenden Reaktorlaufzeit ebenfalls ein hohes Niveau. Die durchschnittliche PO_4^{3-} -P-Raumbelastung betrug über die Betriebsdauer $10,7 \pm 3,2 \text{ g}/(\text{m}^3 \text{ d})$. Die Phosphatelimination lag über weite Strecken des Betriebs oberhalb von 80 %. Lediglich in den Tagen 50 bis 100 traten mehrfach Werte unterhalb von 70 % auf. Im späteren Reaktorbetrieb stabilisierten sich die Werte erneut auf über 80 %.

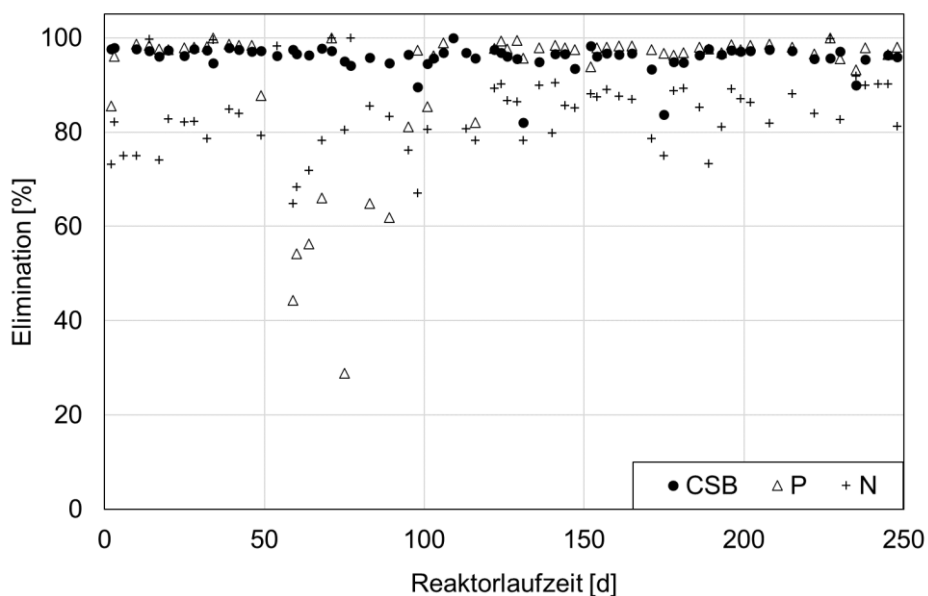


Abbildung 25: Elimination von CSB, N und P im SBR 2 während einer Laufzeit von 250 Tagen.

Die TSS-Konzentration im Reaktor war während der Entnahme von Biomasse (Tag 3 bis Tag 187, Abbildung 20) mit 2 bis 5 g/L deutlich geringer als in vergleichbaren Systemen. Im Allgemeinen weisen AG-Systeme TSS-Konzentrationen von 8 (Val Del Río et al., 2013) bis 18 g/L (Rocktäschel et al., 2013) auf, können aber noch deutlich höhere Konzentrationen von über 30 g/L erreichen (Mañas et al., 2011).

Im späteren Verlauf des Reaktorbetriebs stiegen die TSS-Konzentrationen ab Tag 200 deutlich an und erreichten bis zu 10 g/L, da keine Biomasse mehr aus dem System entfernt wurde.

Bei zu hohen CSB-Konzentrationen zu Beginn der aeroben Phase kann es zu fadenförmigen Auswüchsen auf den AG kommen (Haaksman et al., 2020). In Vorversuchen zeigte sich, dass eine dauerhafte Reduktion des Austauschverhältnisses auf 30 bis 35 % die Bildung von fadenförmigen Auswüchsen verhindert, da die im Reaktor vorhandene Biomasse den Großteil des gelösten CSB unter anaeroben Bedingungen als Speicherstoff einlagern kann und die CSB-Konzentration in der aeroben Phase nicht zu hohe Werte erreicht. Die CSB-Konzentration zu Beginn der aeroben Phase bewegte sich in den ersten 187 Tagen zwischen 50 und 150 mg/L. Die Mikroskop-Aufnahmen (Abbildung 23) zeigten keinerlei fadenförmige Auswüchse und bewiesen, dass diese Maßnahme bei den vergleichsweise niedrigen TSS-Konzentrationen von 3-5 g/L im SBR 2 Erfolg hatte.

Der SVI_{10} ist mit Werten von 50 bis 100 mL/g im Vergleich zu Angaben aus der Literatur, die meistens in einem Bereich unterhalb von 70 mL/g liegen (Sengar et al., 2018), höher als erwartet. Dies ist möglicherweise auf eine vermehrte Bildung von EPS durch die teilweise hohe Substratverfügbarkeit im Verhältnis zur Biomasse zurückzuführen. Ein anderer Grund kann die Entnahme von Biomasse sein. Dadurch gelangt kurzfristig gelöster CSB vermehrt in die aerobe Phase (bis zu 150 mg/L), was zu einem starken Wachstum von flockenbildender Biomasse führt. Für diese Annahme spricht, dass der SVI_{10} an Tagen nach einer Reduktion der TSS-Konzentration im Reaktor erhöht war und sich ab Tag 200 bei 50 bis 70 mL/g stabilisierte, nachdem keine Biomasse mehr entnommen wurde. V_{SVI} kann zur Beurteilung der Absetzfähigkeit der Biomasse herangezogen werden und einen Hinweis auf eine fortschreitende Granulierung geben (de Kreuk et al., 2007). Nach etwa 50 Tagen lag das Verhältnis oberhalb von 0,9. Dies weist auf eine etwas langsamere Granulierung hin als in der Literatur beschrieben wird. Verschiedene Studien geben Werte zwischen 20 und 40 Tagen an (Tabelle 3).

Der Granulierungsgrad kann durch die Partikelgrößensummenverteilung genau bestimmt werden. Die Messung der Partikelgrößensummenverteilung zeigte, dass bis Tag 51 der Granulierungsgrad stetig zunahm und anschließend bis Tag 98 konstant auf einem Level von etwa 70 % blieb. Erst eine Reduktion der Absetzzeit auf 4 Minuten an Tag 104 erhöhte den Granulierungsgrad bis Tag 141 auf 95 %. Mit 4 Minuten Absetzzeit liegt das System im Bereich der in der Literatur angegebenen Absetzzeiten von 3 bis 5 Minuten (Tabelle 3). Nach de Kreuk et al. (2007) erhöht die Reduktion der Absetzzeit die Abtrennung von flockenförmiger Biomasse und der Anteil aggregatbildender Organismen nimmt zu. Allerdings haben auch weitere Faktoren, wie die Absetzgeschwindigkeit und die Reaktordimensionen, eine Auswirkung auf das Zusammenspiel zwischen Absetzzeit und Granulierungsgrad. Die Mikroskop-Aufnahmen (Abbildung 23) zeigen, dass sich während der Betriebszeit keine fadenförmigen Auswüchse auf den AG bildeten. Die klaren Konturen mit glatten Oberflächen sind typisch für AG mit acetathaltigem Substrat (Moy et al., 2002).

Die Elimination von CSB liegt mit 90 % und mit einer Rate 1000 g/(m³ d) auf dem Niveau vergleichbarer Systeme aus der Literatur (Tabelle 3). Die Stickstoffelimination ist mit über 70 % ebenfalls mit Angaben in der Literatur vergleichbar, die dort bei 70 bis 80 % (Rocktäschel et al., 2013) bzw. 84 % (Wagner et al., 2015) liegen. Allerdings ist die Eliminationsrate mit 75 bis 120 g/(m³ d) höher als bei Rocktäschel et al. (2013) mit 20 bis 35 g/m³ d.

Für die P-Elimination erreichten die hier geschilderten Untersuchungen Werte von über 80 % und liegen im Vergleich mit Literaturwerten zwischen 65 und 97 % (Mañas et al., 2011, Rocktäschel et al., 2013) auf einem mittleren Niveau. Auch die Eliminationsrate lag mit 10 g/(m³ d) in einem ähnlichen Bereich wie bei Rocktäschel et al. (2013) mit 15 g/(m³ d) angegeben.

Der Grund des Einbruches der Phosphatelimination zwischen den Tagen 50 und 100 konnte nicht abschließend festgestellt werden. Es ist kein Zusammenhang mit den Betriebsparametern des Reaktors

oder mit der Zusammensetzung des synthetischen Abwassers erkennbar. Eine mögliche Erklärung sind Verzögerungen bei der Messung der Proben.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Reaktor bezüglich des Granulierungsverhaltens erfolgreich über Austauschverhältnis und Absetzzeit gesteuert und eine gute Reinigungsleistung erzielt werden konnte. Die AG des SBR 2 waren zu einer simultanen Elimination von C, N und P in der Lage. Auch die regelmäßige Entnahme großer Mengen an Biomasse hatte keine dauerhaften negativen Auswirkungen auf das System.

3.2 Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad

Ein wichtiger Vorteil von AG ist die kurze Sedimentationszeit von wenigen Minuten im Vergleich zu Belebtschlammverfahren mit bis zu 2 Stunden. Das bedeutet, dass ein hoher Anteil an AG in der Biomasse, ausgedrückt durch einen hohen Granulierungsgrad, wichtig für die Realisierung einer geringen Absetzzeit ist.

Während des Betriebs einer Pilotanlage zur Reinigung kommunalen Abwassers mit AG stellten Rocktäschel et al. (2015) erhöhte TSS-Konzentrationen bei hohen Granulierungsgraden fest. Dies drückte sich durch eine deutliche Erhöhung der TSS-Ablaufkonzentration auf mehr als 0,05 g/L ab einem Granulierungsgrad von über 80 % (Abbildung 2) aus. Da die Pilotanlage mit kommunalem Abwasser betrieben wurde, kann ein Einfluss von Änderungen der Abwasserzusammensetzung mit schwankenden Anteilen an partikulären Stoffen nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Um die zahlreichen Einflussfaktoren unter realen Bedingungen zu reduzieren und nur den Einfluss des Granulierungsgrades zu bewerten, wurden Biomassen mit unterschiedlichen Granulierungsgraden unter definierten Rahmenbedingungen in Batch-Experimenten untersucht. Gleichzeitig wurden auch Auswirkungen realer Abwasserpartikel auf die Abbauleistung der AG betrachtet.

Bei konstanter Biomasse- und Abwasserpartikelkonzentration wurde eine erste Versuchsphase mit Mischungen von Belebtschlamm und AG aus SBR 1 mit drei verschiedenen Granulierungsgraden durchgeführt (SBR 1-1 bis SBR 1-3). Eine zweite Versuchsphase (SBR 2-1 bis SBR 2-6) wurde zu unterschiedlichen Zeitpunkten während des Granulierungsprozesses von SBR 2 realisiert. Tabelle 8 liefert eine Übersicht der durchgeführten Versuche. Abschließend werden beide Versuchsreihen vergleichend diskutiert.

3.2.1 Erste Versuchsphase, SBR 1-1 bis SBR 1-3

In der ersten Versuchsphase wurden definierte Granulierungsgrade anhand von Belebtschlamm (SBR 1-1), AG (SBR 1-2) sowie einer 1:1-Mischung von Belebtschlamm und AG (SBR 1-3) untersucht. Der Belebtschlamm wies einen Granulierungsgrad von 0 % und die AG einen Granulierungsgrad von 100 % auf. Die Mischung der beiden Biomassen entsprach somit einem Granulierungsgrad von 50 %. Für jeden Granulierungsgrad wurden in einem Reaktor 400 mL Biomasse (TS: 8 g/L) vorgelegt und eine Substratsuspension aus synthetischem Abwasser und Abwasserpartikeln zugegeben. Der Reaktor wurde für 60 Minuten mit Stickstoff und anschließend für 150 Minuten mit Luft begast, um einen SBR-Zyklus zu simulieren. Nach Beendigung der Belüftung wurden Proben auf halber Reaktorhöhe entnommen und photometrisch auf die TSS-Konzentration untersucht. In Abbildung 26 ist die TSS-Konzentration in der Klarwasserzone nach Ende der Belüftung dargestellt.

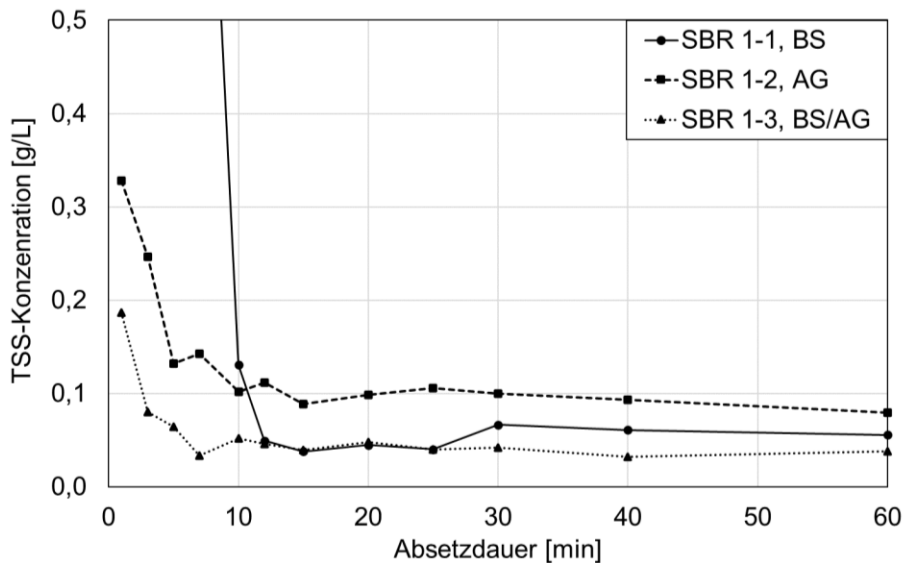


Abbildung 26: Konzentration des TSS im Reaktor während der Absetzphase: BS (SBR 1-1), AG mit 2 bis 5 mm Durchmesser (SBR 1-2) sowie eine 1:1-Mischung bestehend aus AG mit 2 bis 5 mm Durchmesser und BS (SBR 1-3).

Die Ergebnisse zeigen, dass bei einem Granulierungsgrad von 0 % (SBR1-1) die TSS-Konzentration in den ersten 10 Minuten der Absetzphase über 0,5 g/L lag. Es befand sich eine erhebliche Menge Belebtschlamm auf Höhe des Messpunktes, da sich die Belebtschlammflocken sehr langsam absetzten. Ab Minute 12 erreichte die Klarwasserzone den Messpunkt und es wurden mit Werten von etwa 0,05 g/L konstant niedrige Konzentrationen erreicht. Bei einem Granulierungsgrad von 100 % (SBR 1-2) zeigten sich in den ersten 10 min TSS-Werte von über 0,1 g/L. Bis Minute 40 waren Werte von etwa 0,1 g/L zu beobachten, die auch bis Minute 60 nur geringfügig absanken. Bei einem Granulierungsgrad von 50 % (SBR 1-3) wurden bereits nach 3 Minuten Werte von unter 0,1 g/L und ab Minute 8 konstante Werte von ca. 0,05 g/L TSS-Konzentration gemessen.

Der Umstand, dass die TSS-Konzentration bei SBR 1-3 in den ersten Minuten schneller sinkt als bei SBR 1-2 kann auf Messungenauigkeit zurückgeführt werden. Es ist aber eindeutig erkennbar, dass AG und die AG/BS-Mischung ein deutlich besseres Absetzverhalten als der BS allein ausweisen. Die TSS-Konzentrationen nach 10 min bestätigen die Beobachtung von Rocktäschel et al. (2015) und zeigen deutlich, dass ein vollständig granulierter Reaktor auch nach 60 min Absetzdauer eine hohe TSS-Konzentration aufweisen kann. Auch bei Rocktäschel et al. (2015) wurde bei einem Granulierungsgrad von 98 % eine TSS-Konzentration von etwa 0,1 g/L in der Klarwasserzone gemessen, wobei die TSS-Konzentration im Reaktor mit etwa 9 g/L mehr als doppelt so hoch war, wie in den hier dargestellten Versuchen. Die erhöhte TSS-Konzentration in der Klarwasserzone hängt mit einer Verringerung des Verhältnisses von Oberflächen zu Volumen der AG zusammen.

Während die Flocken des Belebtschlammes gleichmäßig und zusammenhängend langsam absinken, besteht eine hohe Kontaktwahrscheinlichkeit mit den Abwasserpartikeln (Rocktäschel et al., 2015). Durch die Anlagerung der Abwasserpartikel an die Flocken werden die Abwasserpartikel Teil des Schlammes und setzen sich mit ab. Die AG sinken hingegen einzeln und abhängig von ihrer spezifischen Größe sehr schnell ab. Dabei werden vermutlich auch Wirbel erzeugt, die das Absetzen der langsam absinkenden Abwasserpartikel zusätzlich verzögern. Ein möglicher weiterer Grund ist die Oberflächenstruktur der AG. Sie weisen eine glatte und im Vergleich zum Schlamm geringe spezifische Oberfläche auf, die wenig Anlagerungsmöglichkeiten für Abwasserpartikel bietet (Abbildung 27, links). Abbildung 27, rechts, zeigt das Schlammbett des Batchreaktors am Ende des Versuchs. Die AG sanken zuerst ab und bildeten ein Bett am Boden des Reaktors, während die Abwasserpartikel teilweise in

Schwebe verblieben bzw. langsam absanken. Die Abwasserpartikel setzten sich verzögert auf den AG ab und bildeten so eine deutlich erkennbare Schicht. Die Trübung oberhalb des Schlammбетtes wurde von kleinen, in Schwebe verbleibenden Abwasserpartikeln verursacht.

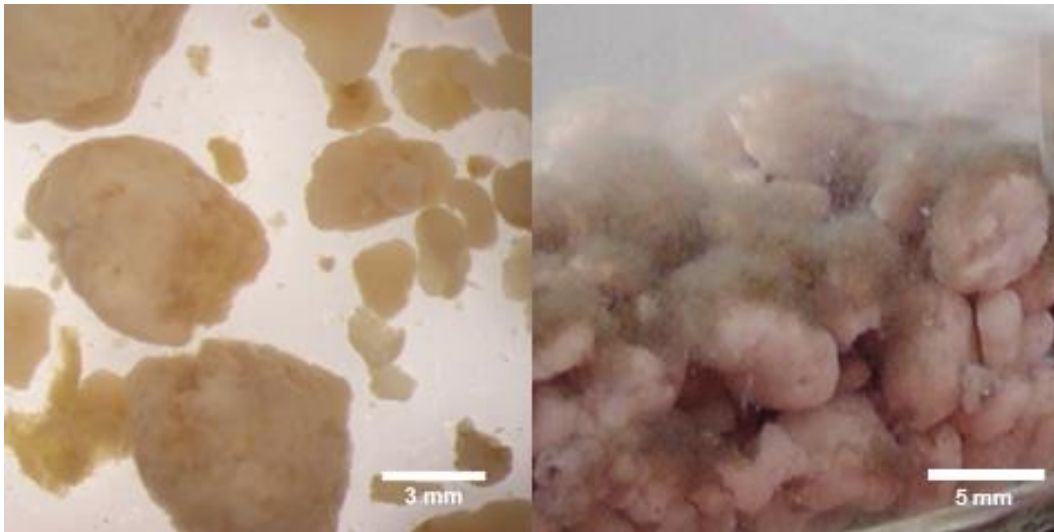


Abbildung 27: AG mit 2 bis 5 mm Durchmesser vor Start des Versuchs SBR 1-1 (links) und Schlammбетт des Batchreaktors nach Ende des Versuchs (rechts).

Weiterhin zeigen die Ergebnisse der Experimente, dass die AG mit 2 bis 5 mm Durchmesser einen sehr geringen Ammoniumumsatz aufweisen. So wurde in SBR 1-3 ein Ammoniumumsatz von lediglich 38 % erreicht. Das liegt hauptsächlich an der geringeren Oberfläche der AG im Verhältnis zu ihrem Gesamtvolumen. Ein weiterer Grund sind Mineralablagerungen, die sich im Kern der AG bilden und so das verfügbare Biomassevolumen bezogen auf die Gesamtmasse der AG verringern (Mañas et al., 2011).

Diese Versuchsdurchführung mit idealisierten Granulierungsgraden und definierten Rahmenbedingungen zeigt, dass ein Reaktor mit einem Granulierungsgrad von 50 % eine ähnliche Abtrennungsleistung für Abwasserpartikel erbringt, wie ein Reaktor mit einem Granulierungsgrad von 0 %. Ein vollständig granuliertes System hingegen weist eine deutlich geringere Abtrennleistung von abfiltrierbaren Stoffen auf.

3.2.2 Zweite Versuchsphase, SBR 2-1 bis SBR 2-6

Um eine diversere Biomasse mit unterschiedlich entwickelten und vollständig aktiven AG zu erhalten, wurden die Versuche SBR 2-1 bis SBR 2-6 während des Granulierungszeitraums von SBR 2 (Tabelle 5) durchgeführt. Es wurde an mehreren Tagen Biomasse aus dem SBR 2 für die Batch-Experimente entnommen. Die Partikelgrößensummenverteilung im SBR 2 an den Versuchstagen ist in Abbildung 22 dargestellt. Aus der Partikelgrößensummenverteilung ergibt sich der Granulierungsgrad zum Versuchszeitpunkt.

In Abbildung 28 ist die TSS-Konzentration über der Absetzdauer von SBR 2-1 nach Ende der Belüftungsphase dargestellt. Kurz nach Inbetriebnahme des SBR 2 fand der erste Versuch mit einem Granulierungsgrad von 10 % statt. Nach über 20 Minuten erreichte die Klarwasserzone den Messpunkt und es wurde eine sehr geringe TSS-Konzentration von unter 0,01 g/L gemessen. Bei höheren Granulierungsgraden von 35 bzw. 60 % wurde der Messpunkt von der Klarwasserzone deutlich schneller erreicht. Hier werden nach 3 bzw. 4 Minuten Konzentrationen von unter 0,05 g/L gemessen. Nach ungefähr 8 Minuten unterschritt die TSS-Konzentration in beiden Fällen einen Wert von 0,02 mg/L und blieb bis Minute 40 konstant. Bei einem Granulierungsgrad von 75 % wurde ein Wert

von 0,04 g/L nach 10 Minuten erreicht. Die Konzentration erhöhte sich von Minute 15 bis Minute 25 leicht auf 0,045 g/L. Anschließend fiel der Wert bei Minute 40 auf etwa 0,025 g/L ab. Bei Granulierungsgraden von 90 % und höher wurde eine Konzentration von knapp 0,45 g/L ab etwa 5 Minuten erreicht. Für einen Granulierungsgrad von 90 % stieg der Wert leicht auf 0,05 g/L bis Minute 15 an. Ab Minute 20 bis zum Ende des Versuchs bewegte er sich dann um einen Wert von 0,025 g/L. Im Fall des höchsten Granulierungsgrads von 95 % blieb der Wert bis Minute 10 stabil, sank dann leicht auf 0,06-0,07 g/L bis zum Versuchsende ab und wies damit sowohl nach 30 als auch nach 60 min die höchsten Konzentrationen auf.

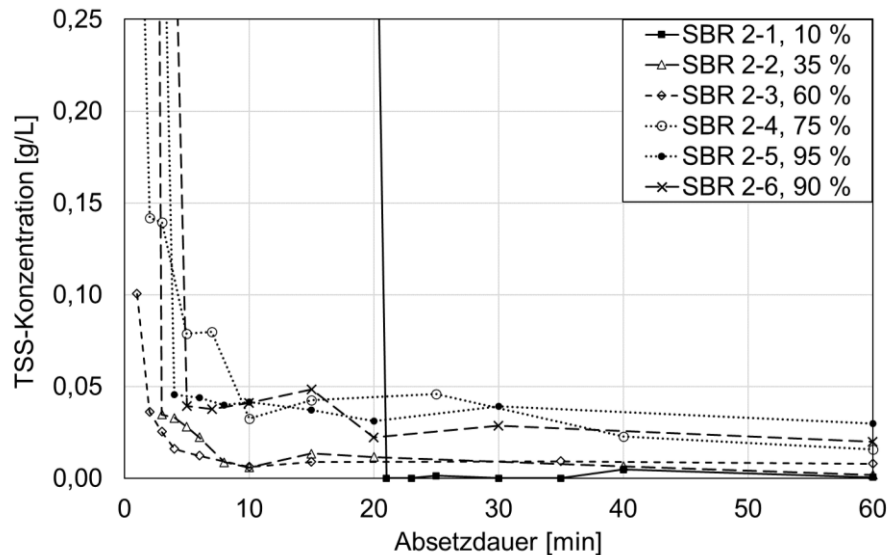


Abbildung 28: TSS-Konzentration während der Batch-Experimente mit unterschiedlichen Granulierungsgraden.

Zusätzlich wurden neben den TSS-Messungen nach Belüftungsende auch Proben zur Messung von CSB, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ und $\text{NO}_3^-\text{-N}$ während der gesamten Laufzeit der Batch-Experimente genommen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 29 dargestellt. Während der anaeroben Phase erfolgte in allen Versuchen eine Abnahme der CSB-Konzentration. Allerdings wurden mit steigendem Granulierungsgrad zunehmend niedrigere CSB-Konzentrationen am Ende der anaeroben Phase erreicht. Des Weiteren zeigte sich auch, dass die CSB-Konzentration am Ende der Belüftung bei hohen Granulierungsgraden mit 30 mg/L über der Konzentration bei niedrigeren Granulierungsgraden lag, die unter 20 mg/L aufwiesen. Die Ammoniumkonzentration schwankte für alle Granulierungsgrade während der anaeroben Phase geringfügig, blieb, insgesamt betrachtet, aber konstant. Die Konzentration von $\text{NH}_4^+\text{-N}$ sank während der belüfteten Phase in SBR 2-1 deutlich schneller als bei höheren Granulierungsgraden und erreichte bereits nach 130 Minuten einen Wert von nahezu 0 mg/L. Bei höheren Granulierungsgraden wurden erst am Ende der Belüftungsphase Werte unter 1 mg/L erreicht. Eine Ausnahme bildete der Versuch SBR 2-6, da eine zu hohe $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Dosis mit dem Substrat zugegeben wurde. Die Phosphatfreisetzung nahm mit steigendem Granulierungsgrad zu und erreichte Maximalwerte bei SBR 2-4 und SBR 2-6. Die Phosphatkonzentration sank mit Beginn der Belüftung in allen Versuchen ab. Dabei wurden mit Belüftungsende die niedrigsten Werte von unter 0,3 g/L bei Granulierungsgraden von 10, 90 und 95 % erreicht. Höhere Werte von ca. 2,5 g/L wurden in SBR 2-2 und SBR 2-3 erreicht. Der höchste Wert wurde während SBR 2-4 mit 5,2 g/L gemessen. Die Bildung von Nitrat nahm mit zunehmender Granulierung ab. Die Nitratkonzentration am Versuchsende erreichte bei geringen Granulierungsgraden etwa 12 mg/L und sank anschließend mit steigendem Granulierungsgrad auf ca. 8 bzw. 4 mg/L ab. Der geringste Wert wurde mit 1,5 mg/L im letzten Versuch SBR 2-6 gemessen.

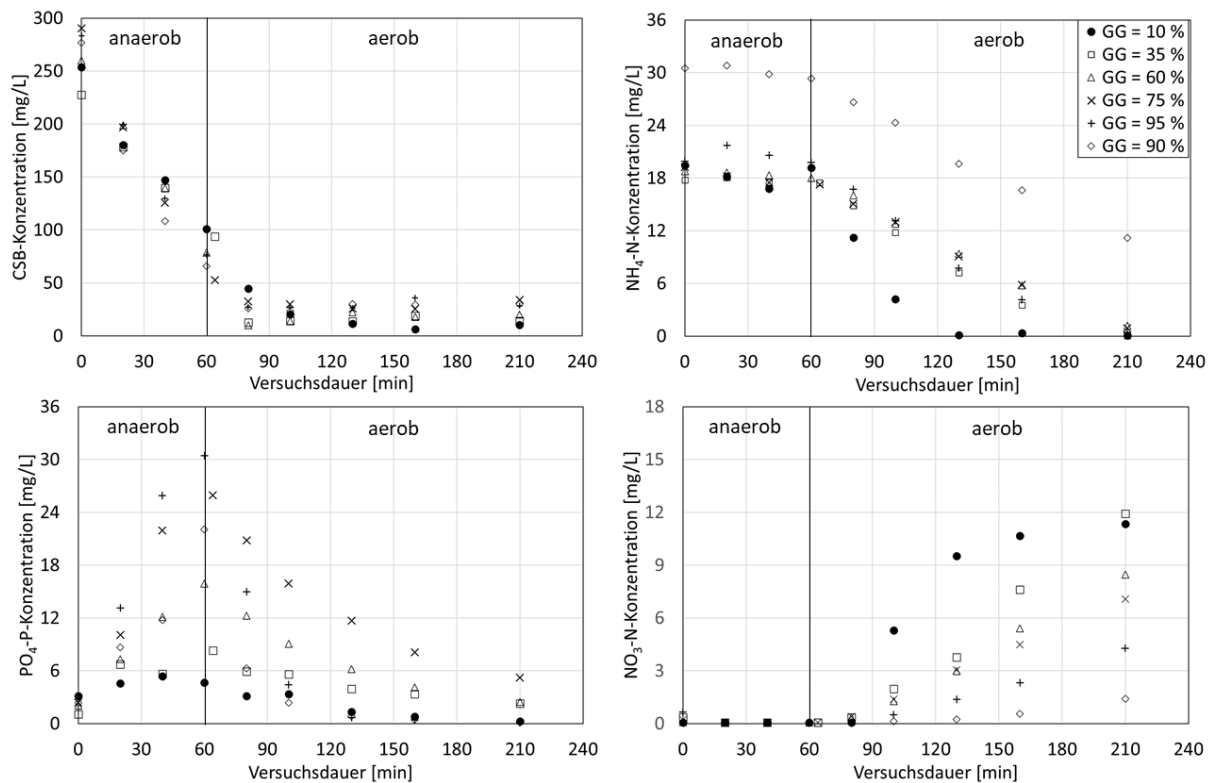


Abbildung 29: Stoffkonzentrationen von CSB, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ und $\text{NO}_3^-\text{-N}$ während der Batch-Experimente mit unterschiedlichen Granulierungsgraden.

Wie schon in SBR 1-1 bis SBR 1-3 (Abbildung 26) zeigt sich auch in SBR 2-1 bis SBR 2-6, dass mit zunehmendem Granulierungsgrad höhere TSS-Konzentrationen in der Klarwasserzone erreicht wurden. Hier liegt die Grenze, ab welcher höhere TSS-Konzentrationen in der Klarwasserzone vorlagen, bei einem Granulierungsgrad von 75 %. Um eine TSS-Konzentration unterhalb 0,02 g/L sicherzustellen, muss ein Granulierungsgrad von etwa 60 % angestrebt werden. Rocktäschel et al. (2015) beobachteten unter realen Bedingungen einen Grenzwert von 80 %. Die Diskrepanz lässt sich mit den Unterschieden in den Betriebsbedingungen und damit der AG-Struktur erklären. AG, die zur Behandlung von synthetischem Abwasser mit partikulärem Anteil eingesetzt werden, weisen fadenförmige Auswüchse auf (de Kreuk et al., 2010). Dadurch ist die Oberfläche der AG größer und Abwasserpartikel können besser adsorbiert werden. Des Weiteren sinkt die Absetzgeschwindigkeit durch die Auswüchse, was die Kontaktwahrscheinlichkeit zwischen Abwasserpartikeln und AG weiter erhöht.

Eine gezielte Steuerung des Granulierungsgrads kann in realen Systemen aber zu verlängerten Absetzzeiten führen und damit zu einer Verlängerung der Zyklusdauer. Dadurch wird ein zentraler Vorteil von AG-Systemen erheblich abgeschwächt. Eine Möglichkeit, diese Problematik zu umgehen, ist der Betrieb bei konstantem Volumen (Derlon et al., 2016). Diese Verfahrensweise wird in großtechnischen Anlagen in der kommunalen Abwasserreinigung bereits eingesetzt (Pronk et al., 2015b). Dabei wird durch Einbringen von frischem Abwasser ein Teil des Reaktorinhalts verdrängt und über eine Überlauftrinne abgeführt. Dieses Verfahren ermöglicht eine Zeitersparnis durch Zusammenführung des Zu- und des Ablaufvorgangs. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass der Selektionsdruck zugunsten schnell sinkender Aggregate in einem ausreichenden Maß sichergestellt sein muss.

Betrachtet man die CSB-Konzentrationen im Lauf der Versuche, fallen zwei Dinge auf: zum einen die Reduktion der CSB-Konzentration während der anaeroben Phase in allen Versuchen und zum anderen der höhere Wert der CSB-Konzentration im Ablauf bei höheren Granulierungsgraden. Letzteres ist auf

ein geringeres Verhältnis von Oberfläche zu Volumen bei höheren Granulierungsgrad zurückzuführen, was zu einem reduzierten Stofftransport führt. Die CSB-Reduktion während der anaeroben Phase zeigt, dass nicht nur PAOs für die anaerobe Aufnahme von CSB verantwortlich sind. Vor allem in den Versuchen mit niedrigem Granulierungsgrad wurden ca. 100 mg/L anaerob aufgenommen, ohne dass eine signifikante Freisetzung von $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ messbar war. Laut Wentzel et al. (1989) werden pro mg freigesetztem $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ zwei mg CSB eingelagert. Wird diese Annahme zu Grunde gelegt, so können in den Versuchen CSB-Einlagerungen von etwa 15-100 mg/L nicht mit der Freisetzung von $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ erklärt werden. Eine Erklärung bei höherem Granulierungsgrad und damit größeren AG ist die Ausfällung von Phosphatsalzen innerhalb der AG. Mañas et al. (2011) beobachteten, dass bis zu 45 % der P-Elimination auf die Ausfällung von phosphathaltigen Salzen zurückzuführen ist. In einer weiteren Studie (Mañas et al., 2012) zeigte sich, dass bei vermehrter Denitrifikation die Ausfällung verstärkt wird. Dies erklärt die etwas geringere P-Freisetzung in SBR 2-6 (90 % GG) im Vergleich zu SBR 2-5 (95 % GG). Es erklärt jedoch nicht die CSB-Reduktion bei niedrigen Granulierungsgraden. Hierfür gibt es verschiedene mögliche Gründe, die parallel auftreten können:

- Einlagerung von CSB durch GAO
- Denitrifikation
- Adsorption von CSB an Abwasserpartikeln und/oder Biomasse
- Wachstum von Bakterien und damit Bildung von Biomasse
- Zufuhr geringer O_2 -Mengen während der Begasung mit N_2 aufgrund von Undichtigkeiten in Leitungen.

Aufgrund der turbulenten Durchmischung durch die Begasung mit Stickstoff wurde ein höherer Stofftransport erreicht als durch die Pfropfenströmung im regulären Reaktorbetrieb. Es wurde mehr Phosphat in den Versuchen als im regulären Reaktorbetrieb in SBR 2 freigesetzt. Diese höhere Menge konnte bei einem Granulierungsgrad von 75 % während der Belüftungsphase mit gleicher Dauer nicht wieder eingelagert werden. Darauf deutet die langsamere Abnahme der $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentration während der Belüftungsphase und die erhöhte $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentration am Ende der Belüftungsphase hin (Abbildung 29). Durch eine Verlängerung der Belüftungsphase kann eine weitere Verringerung der Phosphatkonzentration erreicht werden.

In allen Versuchen wurde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ zuverlässig und nahezu vollständig zu $\text{NO}_3^-\text{-N}$ oxidiert. Eine Ausnahme bildete der Versuch mit einem Granulierungsgrad von 90 %. Hier wurde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ etwa 10 mg/L höher dosiert, was auch etwa der beobachteten Endkonzentration entsprach.

Der schnellste Abbau von $\text{NH}_4^+\text{-N}$ trat bei dem Versuch mit dem niedrigsten Granulierungsgrad auf: Dies hängt mit der Tatsache zusammen, dass AOB als Schlammflocken auftreten und daher schnell, auf Grund der hohen Oberfläche, mit $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in Kontakt kommen. Bei höheren Granulierungsgraden werden sie als Teil der AG durch die Diffusionslimitierung innerhalb des Biofilms behindert.

Die mit dem Granulierungsgrad zunehmende Denitrifikation zeigt deutlich die Notwendigkeit eines hohen Granulierungsgrads für die Stickstoffelimination in einem AG-System. Die Zonenbildung innerhalb der AG mit AOB und NOB in der aeroben Außenzone und denitrifizierende Bakterien in der anoxischen Zone ist essenziell für die Denitrifikationsleistung von AG (Abbildung 4).

3.2.3 Fazit – Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in Abhängigkeit vom Granulierungsgrad

Ein deutlicher Unterschied zwischen den Versuchsphasen bestand in der gemessenen TSS-Konzentration in der Klarwasserzone nach der Absetzphase. So war die TSS-Konzentration der ersten Versuchsphase bei gleichen bzw. ähnlichen Granulierungsgraden etwa doppelt so hoch wie in der

zweiten Versuchsphase. Die Erklärung für niedrige bis mittlere Granulierungsgrade ist, dass der Belebtschlamm der zweiten Versuchsphase bereits während mehrerer Zyklen im SBR 2 einer kurzen Absetzzeit ausgesetzt war und dabei teilweise eine Entfernung von langsam absinkender Biomasse erfolgte. Daher verblieben weniger Schwebstoffe in der Klarwasserzone. Hingegen wurde der Belebtschlamm in SBR 1-1 nach Entnahme aus der Kläranlage lediglich von groben Abwasserpartikeln befreit und wies daher einen höheren Anteil feiner, langsam absinkender Biomasse auf. Im Fall der hohen Granulierungsgrade ist der Grund darin zu sehen, dass in der ersten Versuchsreihe keinerlei Flocken in den AG vorhanden waren. Dadurch konnten sehr feine Abwasserpartikel nicht an die Schlammflocken adsorbieren und blieben vermehrt in der Klarwasserzone.

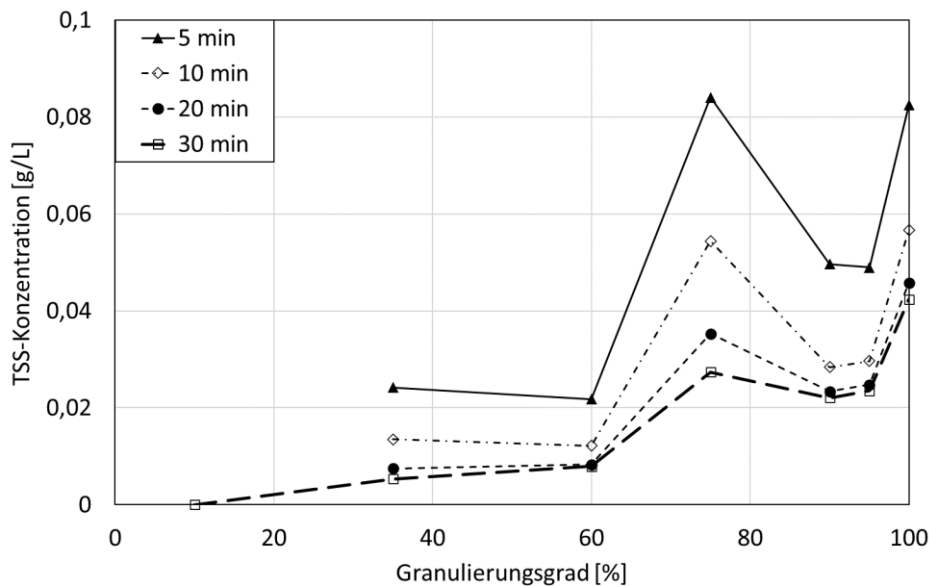


Abbildung 30: TSS-Konzentration in Abhängigkeit des Granulierungsgrades nach unterschiedlichen Absetzzeiten. Die Werte für den Granulierungsgrad 100 % stammen aus SBR 1-2, alle weiteren aus den Versuchen SBR 2-1 bis SBR 2-6 (Tabelle 5).

Insgesamt zeigen die Versuche, dass bei einer Absetzzeit von unter 20 Minuten eine TSS-Konzentration im Ablauf von unter 0,05 g/L nicht sichergestellt ist. Verdeutlicht wird dies in Abbildung 30, in der die TSS-Konzentration in Bezug zum Granulierungsgrad dargestellt ist. Dabei wurden die Ergebnisse der zweiten Versuchsreihe um das Ergebnis mit 100 % Granulierungsgrad aus SBR 1-2 erweitert. Deutlich zu erkennen ist der Anstieg der TSS-Konzentration ab einem Granulierungsgrad von 60 %. Allerdings ist dieser starke Anstieg vermutlich auf Messungenauigkeiten zurückzuführen, da bei höherem Granulierungsgrad wieder ein Abfall zu beobachten ist.

Neben den hohen Biomassekonzentrationen von bis zu 10 g/L in einem System mit AG ist die verkürzte Absetzzeit ein entscheidender Vorteil gegenüber den klassischen Belebtschlammverfahren (Adav et al., 2008). Zur Sicherstellung einer ausreichenden Entfernung von abfiltrierbaren Stoffen ($\leq 0,02$ g/L) muss ein Granulierungsgrad unter 60 % eingehalten werden und die Absetzzeit mindestens 30 Minuten betragen. Damit bestätigen sich die Beobachtungen von Rocktäschel et al. (2015) auch unter Laborbedingungen.

Trotz einer hohen Abwasserpartikelkonzentration von 0,5 g/L im Zulauf wird eine gute Reinigungsleistung bezüglich CSB, N und P erzielt. Eine Ausnahme bildet die Verringerung der Phosphatelimination bei Granulierungsgraden zwischen 35 und 75 %. Dies lässt sich auf die erhöhte Durchmischung während der anaeroben Phase und der damit verbundenen höheren PO_4^{3-} -P-Freisetzung zurückführen.

Insgesamt zeigt sich, dass die Anwesenheit der Abwasserpartikel den Stoffumsatz nicht erheblich behindert und kaum Adsorption von Abwasserpartikeln an AG stattfindet. Während eines Zyklus eines SBRs traten keine nennenswerten Interaktionen zwischen Abwasserpartikeln und AG auf. Es muss einschränkend angemerkt werden, dass sich dies auf Systeme mit beständiger Durchmischung, sowohl in der aeroben als auch in der anaeroben Phase, bezieht. Bei Systemen mit Pfropfenströmung bilden sich Abwasserpartikelschichten im Zulaufbereich des SBR (Layer et al., 2020).

3.3 Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilmen

Nachdem im vorangegangenen Kapitel die Interaktion von Abwasserpartikeln mit AG während des SBR-Betriebs und ihre damit verbundene Elimination sowie der Einfluss der Abwasserpartikel auf das SBR-System untersucht und diskutiert wurde, beschäftigt sich das folgende Kapitel mit den lokalen Auswirkungen von Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilme. Ziel war es, durch direktes Aufbringen von realen Abwasserpartikeln auf Biofilme, die lokalen Auswirkungen auf den Stofftransport und die Stoffumsätze zu untersuchen.

Zunächst wurden Abwasserpartikelablagerungen auf heterotrophem Biofilm untersucht. Diese Ergebnisse wurden 2018 in Li et al. publiziert.

Im nächsten Schritt wurden Abwasserpartikelablagerungen auf AG während eines Zyklus und anschließend während zwei aufeinanderfolgenden Zyklen betrachtet.

Für die Experimente wurden zwei Methoden kombiniert. Zum einen wurden die Abwasserpartikel auf den Biofilmen mittels OCT visualisiert und zum anderen wurden mit Hilfe von Mikrosensoren Sauerstoffkonzentrationsprofile in der Flüssigphase und im Biofilm gemessen. Im Rahmen dieser Arbeit lag der Fokus auf den Mikrosensormessungen, die im Folgenden dargestellt werden. Die Ergebnisse der OCT-Aufnahmen (Li et al., 2018) werden zum besseren Verständnis der Mikrosensormessungen ergänzend diskutiert.

3.3.1 Abwasserpartikelablagerungen auf heterotrophem Biofilm

Die Ergebnisse aus Abschnitt 3.2 lassen auf keine signifikanten Interaktionen zwischen Abwasserpartikeln und AG schließen. Während der Versuche wurde jedoch beobachtet, dass Abwasserpartikel an die AG adsorbieren. Außerdem zeigt Abbildung 27 sehr deutlich, dass sich Abwasserpartikel während und nach dem Absetzen auf den AG ablagern. Bei AG-Systemen, die mittels Pfropfenstrom befüllt werden, ist zu erwarten, dass Abwasserpartikelablagerungen, die während der Absetzphase auftreten, auch während der anaeroben Zulaufphase bestehen bleiben.

Um den kurzfristigen Effekt der Ablagerung zu bewerten, wurden zunächst Ablagerungen auf heterotrophen Biofilmen untersucht. Ein heterotropher Biofilm wurde in einem Fließkanal mit einer zirkulierenden Substratlösung laminar überströmt. Nach einer Adaptionszeit wurde der Biofilm mittels OCT visualisiert und das Sauerstoffprofil mit Mikrosensoren oberhalb und innerhalb des Biofilms aufgenommen. Anschließend wurden nacheinander vier verschiedene Fraktionen von Abwasserpartikeln (Fraktion 1 bis Fraktion 4, Tabelle 9) in den Fließkanal gegeben. In definierten Zeitabständen wurden die OCT-Aufnahmen sowie die Sauerstoffmessungen an derselben Stelle wiederholt, um die Auswirkungen der Abwasserpartikelablagerungen auf den Biofilm zu untersuchen. Die Versuchsdurchführung ist ausführlich in Abschnitt 2.5 erläutert.

Die in Li et al. (2018) dargestellten OCT-Aufnahmen zeigen, dass sich Abwasserpartikel aller Fraktionen bereits nach 20 Minuten auf dem Biofilm ablagerten. Auch zeigen die Aufnahmen eine

geringe Kompression des Biofilms infolge der Abwasserpartikelablagerungen mit steigender Versuchsdauer, aber kein Eindringen von Abwasserpartikeln in den Biofilm. Ranzinger et al. (2020) beobachteten ebenfalls in einer Studie zum Transport und Rückhaltung von Abwasserpartikeln mittels Magnetresonanztomographie (MRT) eine Schichtbildung auf dem AG-Bett. Die Abwasserpartikel mit einer Größe zwischen 28 und 100 μm verbanden sich nicht fest mit den AG und wurden von den AG bei erneuter Durchmischung des Bettes gelöst.

In Abbildung 31 sind die Ergebnisse der Mikrosensormessungen dargestellt. Es sind Sauerstoffprofile an einem Messpunkt. Die Oberfläche des Biofilms liegt auf einer Tiefe von 0 μm . Die Flüssigphase oberhalb des Biofilms ist mit negativen Werten versehen. Unter der Annahme, dass die Biofilmoberfläche sich nicht verschiebt, führte die Abwasserpartikelablagerung zu einer Vergrößerung der CBL oberhalb des Biofilms. Daneben sank bei allen Fraktionen die Eindringtiefe von Sauerstoff in den Biofilm. Bei allen Versuchen ist eine Verschiebung des Profils aus dem Biofilm heraus in die Abwasserpartikelschicht zu erkennen, die sich mit zunehmender Versuchsdauer verstärkte.

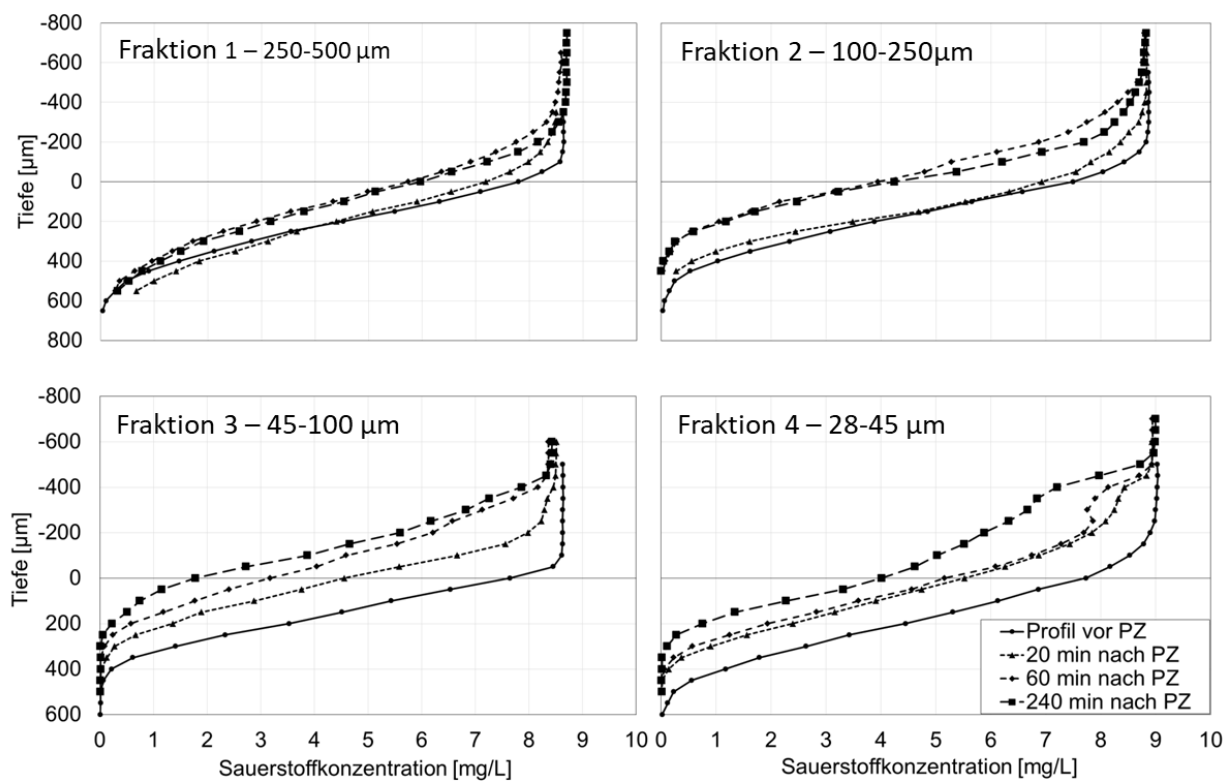


Abbildung 31: Sauerstoffprofile in heterotrophen Biofilmen vor und nach der Abwasserpartikelzugabe (PZ) der vier verschiedenen Abwasserpartikelfraktionen über die Tiefe (Li et al., 2018).

Im Fall der Fraktion 1 zeigte sich bereits nach 20 Minuten eine Vergrößerung der CBL von 100 μm auf 250 μm . Außerdem ist 20 Minuten nach Abwasserpartikelzugabe eine leichte Verringerung der Steilheit des Profils innerhalb des Biofilms erkennbar. Die Verschiebung ist nach einer Stunde mit 450 μm CBL-Dicke am größten. In den folgenden 3 Stunden verringerte sich die CBL-Dicke auf 400 μm . Für Fraktion 2 wurde in den ersten 20 Minuten nach Abwasserpartikelzugabe eine CBL-Vergrößerung von 200 auf 400 μm festgestellt. Wie auch bei Fraktion 1 veränderte sich das Profil vor allem außerhalb des Biofilms. Innerhalb des Biofilms war eine leichte Zunahme der Steilheit des Profils erkennbar. Nach 60 Minuten erreichte die CBL-Dicke 550 μm und nach 240 Minuten 600 μm . Bei den Fraktionen 1 und 2 zeigte sich nach 60 Minuten ein schnellerer Abfall der Sauerstoffkonzentration im oberen Bereich der CBL im Vergleich zu 240 Minuten. Jedoch wurde in beiden Fällen an der Biofilmoberfläche die gleiche Sauerstoffkonzentration erreicht. 240 Minuten nach Abwasserpartikelzugabe sank die

Sauerstoffkonzentration an der Biofilmoberfläche bei Fraktion 1 von 7,8 auf 6 mg/L und bei Fraktion 2 von 7,5 auf 4,2 mg/L. Die Sauerstoffprofile bei Zugabe von Fraktion 3 zeigten eine CBL-Dicke von 100 µm vor Abwasserpartikelzugabe, die zunächst nach 20 Minuten auf 400 µm stieg und sich nach 60 Minuten auf 450 µm und nach 240 Minuten auf 500 µm erhöhte. Dabei war bei jeder Messung eine deutliche Verschiebung des Profils zu erkennen. Die Sauerstoffkonzentration an der Biofilmoberfläche sank von 7,6 mg/L am Anfang des Versuchs auf 1,8 mg/L am Ende ab und zeigte damit die stärkste Änderung im Vergleich aller Versuche. Bei Fraktion 4 wuchs die CBL-Dicke nach 20 Minuten von 250 µm auf 500 µm. Nach 60 Minuten wurden 550 µm und nach 240 Minuten 600 µm Schichtdicke erreicht. Dabei stach heraus, dass nach 60 Minuten bei einer Profiltiefe zwischen -300 und -200 µm eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration mit zunehmender Tiefe auftrat. An der Biofilmoberfläche verursachte die Abwasserpartikelablagerung eine Abnahme der Sauerstoffkonzentration von 7,7 mg/L auf 4 mg/L nach 240 Minuten.

Die Erhöhung der CBL-Dicke vor Beginn der Zugabe der Abwasserpartikel bis Versuchsende bewegte sich zwischen 250 und 400 µm. In diesem Bereich lagen auch die aus den OCT-Aufnahmen ermittelten Werte für die Dicke der Abwasserpartikelschicht. Diese betragen für die Fraktionen 1-4 306, 337, 312 bzw. 282 µm (Li et al., 2018). Eine Übersicht über die ermittelten CBL-Dicken ist in Tabelle 12 zusammengestellt.

Tabelle 12: Dicke der Konzentrationsgrenzschicht von heterotrophen Biofilmen vor und nach Abwasserpartikelzugabe (PZ), ermittelt aus Sauerstoffprofilen und OCT-Aufnahmen. Die Werte der OCT-Aufnahmen stammen aus Li et al., 2018.

Fraktion	Abwasserpartikelgröße [µm]	Konzentrationsgrenzschicht ^a				Veränderung nach 4 h [µm]	Abwasserpartikelschicht ^b [µm]
		vor PZ [µm]	20 min nach PZ [µm]	60 min nach PZ [µm]	240 min nach PZ [µm]		
1	250-500	100	250	450	350	250	306
2	100-250	200	400	550	600	400	337
3	45-100	100	400	450	500	400	312
4	28-45	250	500	500	550	300	282

a: aus Sauerstoffkonzentrationsprofil

b: aus OCT-Aufnahmen

Zur Bewertung des Einflusses der Abwasserpartikelablagerung auf den Sauerstoffverbrauch im Biofilm wurde der Sauerstofffluss innerhalb des Biofilms in 150 µm Schritten berechnet (Gleichung 3). Die Werte sind in Abbildung 32 dargestellt.

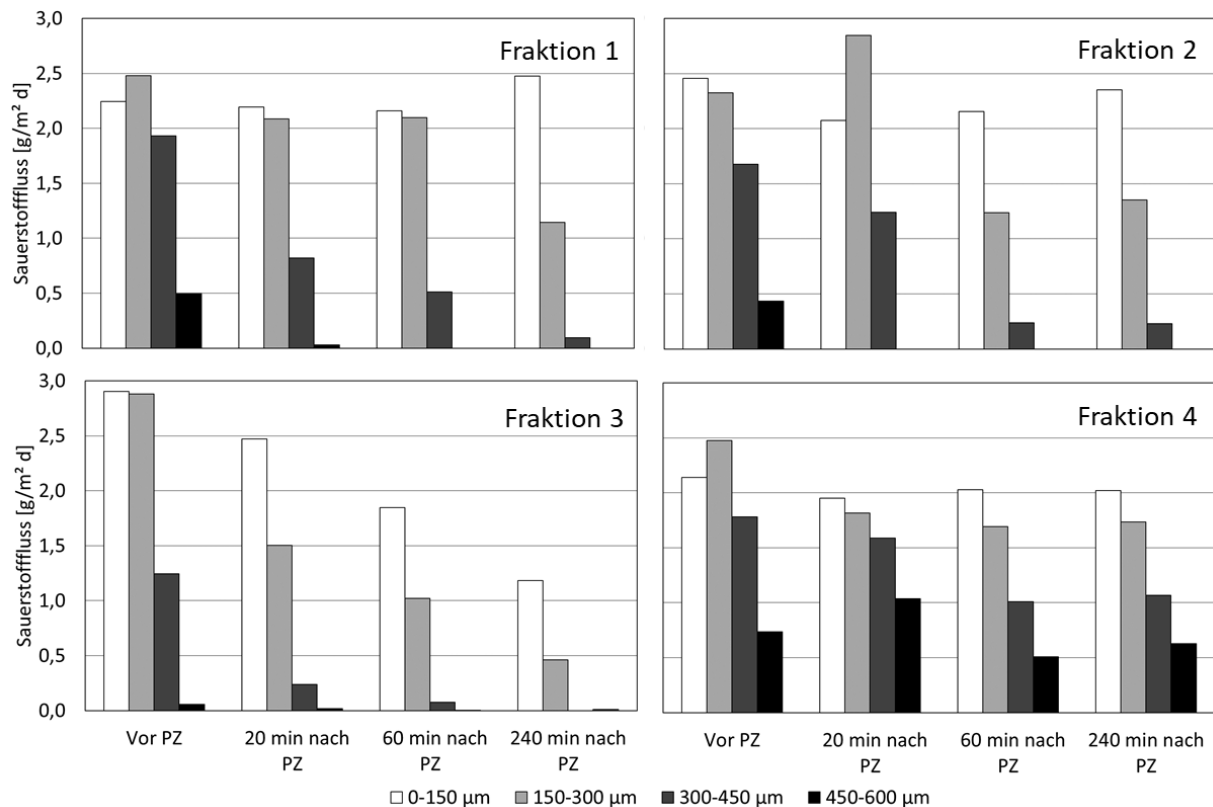


Abbildung 32: Sauerstofffluss in unterschiedlichen Tiefenbereichen in heterotrophen Biofilmen vor und nach Abwasserpartikelzugabe (PZ) der vier unterschiedliche Abwasserpartikelfractionen.

Bei Zugabe von Fraktion 1 war der Fluss über die Versuchsdauer im obersten Tiefenbereich konstant. Im Tiefenbereich von 150 bis 300 µm kam es zunächst zu einer Erhöhung nach 20 Minuten, der eine Verringerung von etwa 50 % nach 60 Minuten folgte. In den beiden tiefsten Bereichen verringerte sich der Fluss deutlich und war nach der Abwasserpartikelablagerung in einer Tiefe von 450 bis 600 µm nicht mehr messbar. Eine deutliche Reduktion war bei Zugabe von Fraktion 3 in allen Tiefenbereichen des Biofilms erkennbar. Der Fluss sank mit zunehmender Dauer des Versuchs ab. In den unteren beiden Tiefenbereichen war nach 60 Minuten kein signifikanter Fluss mehr messbar. Hingegen zeigte der Versuch mit Fraktion 2 einen stabilen Sauerstofffluss während der gesamten Versuchsdauer in dem obersten Tiefenbereich. Eine deutliche Reduktion von 50 % des Flusses trat erst in einer Tiefe von 150 bis 300 µm nach 60 Minuten auf. In den beiden unteren Tiefenbereichen erfolgte eine kontinuierliche Verringerung, wobei in 450 bis 600 µm Tiefe 20 Minuten nach der Abwasserpartikelzugabe bereits kein Fluss mehr festzustellen war. Für Fraktion 4 blieb der Sauerstofffluss in den ersten 300 µm nach einer kleinen Verringerung ab 20 Minuten stabil. In 300 bis 450 µm Tiefe war nach 60 Minuten eine Reduktion von etwa 40 % zu beobachten.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich direkt nach Abwasserpartikelzugabe das Sauerstoffprofil aus dem Biofilm in die Abwasserpartikelschicht verschob (Abbildung 31). Nach Untersuchungen von Ginestet et al. (2002) ist davon auszugehen, dass ein Teil der Abwasserpartikel aus Bakterien bestand und damit einen gewissen Sauerstoffverbrauch verursachte. Des Weiteren kann angenommen werden, dass Hydrolyse in einem Zeitfenster von 4 Stunden bei der komplexen Zusammensetzung realer Abwasserpartikel keine nennenswerte Rolle spielt (Eliosov und Argaman, 1995). Alvarado et al. (2021) zeigten, dass der für die Hydrolyse von komplexen Molekülen benötigte Zeitraum von Abwasserpartikeln mehrere Tage in Anspruch nimmt. Für die Reduktion der Sauerstoffkonzentration ist der Abbau der Hydrolyse-Produkte vernachlässigbar. Es wird hier vor allem eine physikalische Limitierung der Diffusion durch die Abwasserpartikelschicht angenommen.

Die Veränderung der Sauerstoffprofile zeigte auch, dass die Ablagerung der Abwasserpartikel bis zu 4 Stunden andauerte. Bei den Versuchen mit den Fraktionen 1 und 2 zeigte sich nach 60 und 240 Minuten jeweils die gleiche Sauerstoffkonzentration an der Biofilmoberfläche. Es war auch eine Verringerung der CBL-Dicke außerhalb des Biofilms zu beobachten. Dies lag an einer Kompression der Abwasserpartikelschicht (Li et al., 2018). Da die Fraktionen 1 und 2 zu einem Großteil aus fadenförmigen Abwasserpartikeln bestanden (Li et al., 2018), höchstwahrscheinlich vor allem aus Toilettenpapierfasern (Ruiken et al., 2013), fand eine langsame Eigenkompression der Abwasserpartikelschicht statt. Die Fraktionen 3 und 4 wiesen diese Kompression nicht auf, was auf eine stabilere Schichtung bei den Fraktionen mit kleineren Abwasserpartikeln hinweist.

Der Verlauf der Sauerstoffkonzentration bei 60 min nach Abwasserpartikelzugabe von Fraktion 4 deutet auf einen durchströmten Hohlraum oder Kanal in der Abwasserpartikelschicht hin. Ein ähnlicher Profilverlauf wurde von Ning et al. (2014) in durchströmten Kanälen und Hohlräumen in Biofilmen beobachtet.

Eine Folge der Diffusionslimitierung war eine Verringerung der Sauerstoffkonzentration auf der Biofilmoberfläche. Diese fiel mit 5,8 mg/L am stärksten bei der Fraktion 3 aus. Eine Reduktion der Sauerstoffkonzentration, verursacht durch Abwasserpartikel an der Biofilmoberfläche, wurde ebenfalls von de Kreuk et al. (2010) beobachtet. In dieser Studie wurde der Einfluss von gelöster und partikulärer Stärke auf die Entwicklung von AG untersucht. Sauerstoffprofilmessungen bei Zugabe von partikulärer Stärke zeigten eine geringere Sauerstoffkonzentration an der Biofilmoberfläche als bei Zugabe gelöster Stärke. In der Folge wurde auch eine Reduktion der Sauerstoffpenetration des Biofilms beobachtet. Der Sauerstofffluss zur Biofilmoberfläche war sowohl bei gelöster als auch bei partikulärer Stärke gleich hoch und es fand keine Vergrößerung der CBL statt. De Kreuk et al. (2010) vermuteten sowohl eine Hydrolyse der Abwasserpartikel als auch eine Aktivierung von Ciliaten als Grund für den verstärkten Sauerstoffverbrauch an der Biofilmoberfläche. Zwar konnten zum Zeitpunkt der Versuche keine Ciliaten auf den AG gefunden werden, allerdings wurden sie im späteren Verlauf des Betriebs von SBR 2 beobachtet. Es ist daher anzunehmen, dass auch bei den hier durchgeführten Versuchen Ciliaten eine Rolle spielen.

Durch den Vergleich des Sauerstoffflusses innerhalb des Biofilms kann die Änderung der Biomasseaktivität des Biofilms bewertet werden. In den hier durchgeführten Versuchen konnten keine signifikanten Veränderungen des Flusses in den ersten 150 µm des Biofilms, mit Ausnahme von Versuchen mit Fraktion 3, beobachtet werden. Allerdings reduzierten sich die Flüsse in den darunterliegenden Tiefenbereichen deutlich. So sank der Sauerstofffluss 4 Stunden nach Abwasserpartikelzugabe zwischen der Biofilmoberfläche und 300 µm Tiefe für die Fraktionen 1 bis 4 um 19, 23, 72 bzw. 23 % ab. Ein verringerter Sauerstofffluss bewirkt eine geringere Biomasseaktivität und damit auch einen geringeren Stoffumsatz. Bereits Sarner und Marklund (1985) beobachteten eine Reduktion des Umsatzes von gelöster Glukose in einem Biofilmreaktor bei Zugabe von partikulärer Stärke und Abwasserpartikeln. Die Autoren schlussfolgerten, dass die Abwasserpartikel den Transport von Sauerstoff und Substrat zum Biofilm hin behindern. Eine Limitierung von Glukose in Form einer Reduktion des Flusses bei gleicher Sauerstoffkonzentration konnte nur für die Fraktion 3 nach 4 Stunden beobachtet werden (Abbildung 31). Der Fluss sank um etwa 40 %. Die Limitierung der Aktivität aufgrund Glukose war lediglich bei einer deutlichen Diffusionslimitierung durch die Abwasserpartikelschicht bemerkbar. Trotzdem kommt diesem Umstand, gerade in Bezug auf die anaerobe Phase eines AG-Systems, eine erhebliche Bedeutung zu. Da hier sowohl eine Abwasserpartikelschicht durch das Absetzen als auch durch den pfropfenförmigen Zulauf zustande kommen kann. Das lässt auf eine deutliche Reduktion der anaeroben C-Einlagerung während der Zulaufphase bei AG-Reaktoren schließen. In der Folge bedeutet eine geringere Menge an eingelagertem Kohlenstoff auch eine geringere Denitrifikation und P-Elimination, besonders in den tieferen Biofilmbereichen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilmen zu einer Erhöhung der CBL-Dicke führen, da sie eine physikalische Diffusionsbarriere darstellen. In der Folge verringern sich die Sauerstoffkonzentration und der Sauerstofffluss innerhalb des Biofilms um 20 bis 70 %. Dadurch werden insbesondere die tieferliegenden Bereiche des Biofilms nicht mehr mit Sauerstoff versorgt und der Gesamtumsatz des Biofilms sinkt. Ähnliches gilt auch für alle weiteren gelösten Stoffe, deren Verfügbarkeit diffusionsabhängig ist.

3.3.2 Partikelablagerungen auf aeroben Granula

Die in Abschnitt 3.3.1 eingesetzte Methodik wurde auch angewandt, um die Auswirkung von Abwasserpartikelablagerungen auf AG während eines Reaktorzyklus zu untersuchen. Für die Versuche wurde am Ende eines SBR-Zyklus ein einzelnes AG aus dem SBR 2 auf einem Träger in den Kanal eingebracht. Um die anaerobe Phase zu simulieren, wurde zunächst die Substratlösung des Reaktors sauerstofffrei für eine Stunde zirkuliert. Im Anschluss wurde die Substratlösung gegen die Flüssigphase des Reaktors nach dem Zulauf ausgetauscht. Dazu wurde der Reaktorbetrieb kurz nach Belüftungsstart unterbrochen, der Inhalt filtriert und in der Fließzelle unter Belüftung zirkuliert. Nach Start der Zirkulation und der Belüftung wurde zunächst ein Sauerstoffprofil gemessen und anschließend Abwasserpartikel der Fraktion 3 zugegeben (Tabelle 12). Es wurden weitere Sauerstoffprofile 20 und 240 Minuten nach Abwasserpartikelzugabe aufgenommen. Zusätzlich zu den Mikrosensormessungen wurde die Abwasserpartikelablagerung auch mittels OCT dokumentiert. Die OCT-Aufnahmen (Abbildung 33) zeigen die AG vor Abwasserpartikelzugabe (links) und 4 Stunden danach (Mitte). Vor der Abwasserpartikelzugabe ist die sehr glatte Oberflächenstruktur der AG zu erkennen. Die optische Eindringtiefe in die AG betrug bis zu 200 μm . Links und rechts der AG sind in der OCT-Aufnahme die Stege des Trägers sichtbar. In der OCT-Aufnahme nach der Abwasserpartikelablagerung (Abbildung 33, Mitte) sind die AG vollständig mit Abwasserpartikeln bedeckt. Seitlich neben den AG türmten sich Abwasserpartikel auf, die von den AG herunter glitten und auf den Stegen des Trägers liegen blieben. Dagegen war auf den AG nur eine dünne Abwasserpartikelschicht vorhanden. In der Mitte der AG betrug die Schichtdicke etwa 50 μm , während im äußeren Bereich bis zu 100 μm erreicht wurden. Im Gegensatz zu den AG waren die Abwasserpartikel nur bis etwa 50 μm optisch durchlässig. In Abbildung 33 (rechts) ist eine Fotoaufnahme der AG nach dem Ablassen der Flüssigphase am Versuchsende dargestellt. Trotz eines leichten Verlusts an Abwasserpartikeln durch das Ablassen ist die Abwasserpartikelschicht sichtbar. An mehreren Stellen konnte durch die Abwasserpartikelschicht hindurch der Biofilm visualisiert werden. Auch in Abbildung 33 (Mitte) ist die unzusammenhängende, löchrige Abwasserpartikelschicht zu erkennen.

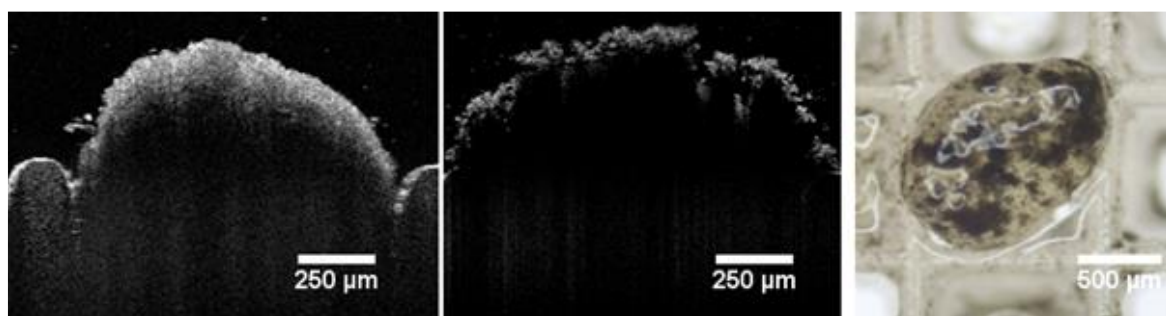


Abbildung 33: OCT-Aufnahme eines AG vor (links) und nach Abwasserpartikelablagerung (Mitte). Foto eines AG mit Abwasserpartikelschicht nach Versuchsende und Ablassen der Flüssigphase (rechts).

Wie auch beim heterotrophen Biofilm zeigen die Mikrosensormessungen (Abbildung 34) eine Verschiebung des Sauerstoffprofils. Vor Abwasserpartikelzugabe betrug die CBL-Dicke 25 μm .

20 Minuten nach Abwasserpartikelzugabe erhöhte sich die CBL auf 200 μm . Nach 240 Minuten war die CBL leicht auf 150 μm zurückgegangen. Damit verursachte die Abwasserpartikelablagerung eine Verschiebung der CBL von 125 μm . Davor betrug die Sauerstoffeindringtiefe 200 μm . Bereits 20 Minuten nach Abwasserpartikelzugabe war Sauerstoff in einer Tiefe von 100 μm nachweisbar.

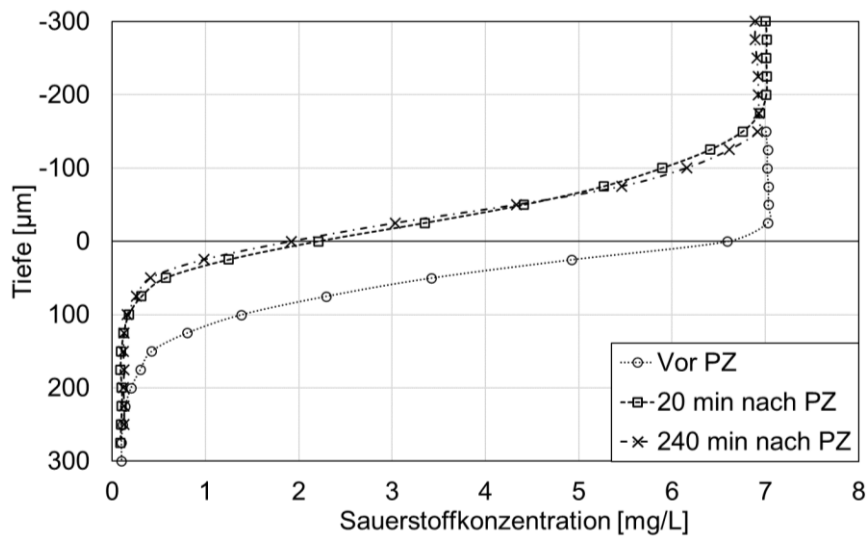


Abbildung 34: Sauerstoffprofile eines AG vor und nach Abwasserpartikelzugabe (PZ) innerhalb eines AG.

In Abbildung 35 ist der Sauerstofffluss innerhalb der AG während des Versuchs dargestellt. Vor PZ wurde im obersten Bereich ein Wert von 7,3 $\text{g}/\text{m}^2 \text{ d}$ erreicht. Bereits 20 Minuten nach PZ reduzierte sich der Fluss in den ersten 50 μm um 65 % und nach 240 Minuten um 75 %. In dem Bereich zwischen 0 und 100 μm war der Fluss 240 Minuten nach PZ um 72 % geringer.

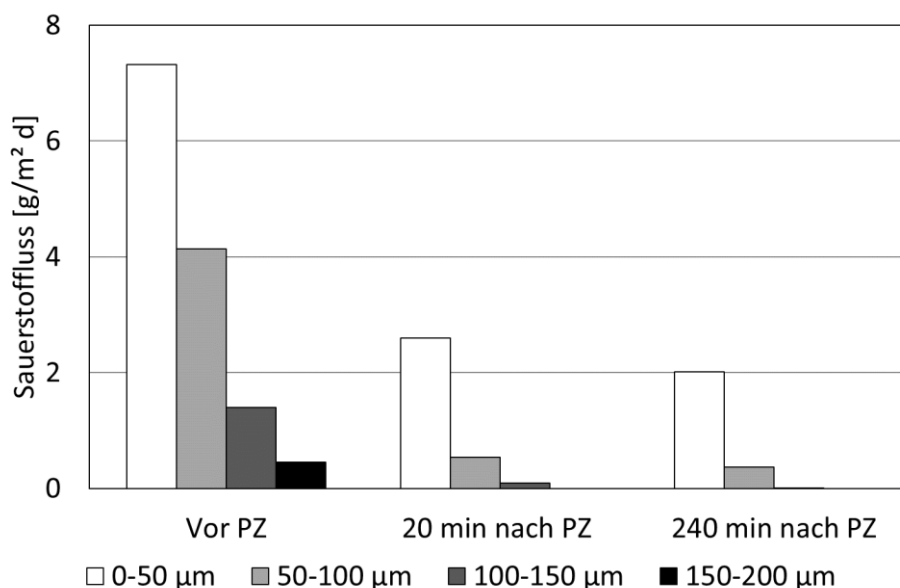


Abbildung 35: Sauerstofffluss in einem AG vor und nach Abwasserpartikelzugabe (PZ) in unterschiedlichen Tiefenbereichen.

Vergleicht man das Sauerstoffprofil der AG vor PZ mit den Ergebnissen aus Abschnitt 3.3.1 zeigt sich, dass die CBL mit 25 μm erheblich geringer war als bei den heterotrophen Biofilmen. Die untersuchten Biofilme verursachten durch ihre rauere Oberfläche (Li et al., 2018) eine erheblich turbulenterere

Überströmung, als die glatte Oberfläche der AG (Abbildung 33, links), was den Unterschied der CBL-Dicken vor PZ erklärt. Die unterschiedliche Oberflächenbeschaffenheit hatte auch Auswirkungen auf die Dicke der Abwasserpartikelschicht. Mit 50 bis 100 μm Dicke betrug sie nur etwa ein Drittel der beobachteten Abwasserpartikelschichtdicken auf den heterotrophen Biofilmen. Durch die dünnere Abwasserpartikelschicht fällt auch die Vergrößerung der CBL-Dicke mit 150 μm deutlich geringer aus.

Die Sauerstoffeindringtiefe vor PZ von etwa 200 μm befand sich in dem Bereich, der in der Literatur für unter Acetatzugabe gewachsene AG angegeben wird: Bei Messungen von AG fanden Liu et al. (2007) einen aktive Bereich mit einer Dicke von etwa 150 μm . Ein größerer Bereich der Eindringtiefe wurde von Chiu et al. (2007) mit 125 bis 375 μm beobachtet. Die gemessene Eindringtiefe war geringer als in den heterotrophen Biofilmen, was auf eine höhere mikrobielle Aktivität mit einem höheren Sauerstoffbedarf hinweist. Ein weiterer Grund kann eine höhere Dichte der AG sein. Dies wurde in Studien beobachtet und mit unterschiedlichen Subtratzufuhr-Regimen erklärt (Beun et al., 2002).

Entsprechendes drückte sich auch im Sauerstofffluss aus. Im obersten Tiefenbereich war der Fluss innerhalb der AG vor PZ etwa dreimal so hoch wie im obersten Tiefenbereich des heterotrophen Biofilms. Allerdings sank der Fluss in den AG und damit die Aktivität bereits bei Sauerstoffkonzentrationen oberhalb von 1 mg/L ab, was auf eine Substratlimitierung hindeutet. Es ist anzunehmen, dass während der anaeroben Phase in den tieferen Bereichen weniger Kohlenstoff eingelagert wurde und dementsprechend ein geringerer Sauerstoffbedarf während der aeroben Phase bestand. Der Hauptgrund ist allerdings in der Nitrifikation zu sehen. Im obersten Bereich wird Ammonium umgesetzt und dadurch zusätzlich der Sauerstoffverbrauch erhöht (de Kreuk et al., 2010).

Die Auswirkungen der Abwasserpartikelablagerungen auf den Sauerstofffluss traten bei AG mit einer Verringerung des Sauerstoffflusses von fast 70 % stärker, als bei den Versuchen mit Fraktion 4 auf heterotrophen Biofilmen, zum Vorschein. Der Grund war die dünnere aktive Zone und die damit verbundene höhere Aktivität. Schon bei einer geringen Verschiebung des Sauerstoffprofils wurde aus dem Biofilm heraus ein beträchtlicher Teil an Biomasse nicht mehr mit Sauerstoff versorgt. Daher können bereits dünne Schichten mit 50 μm Dicke, was lediglich ein bis zwei Abwasserpartikellagen entspricht, eine deutliche Reduktion des Sauerstoffflusses von 72 % nach 4 Stunden verursachen.

Letztendlich ergibt sich das gleiche Bild wie bei den Versuchen mit den heterotrophen Biofilmen auf Trägern. Im Wesentlichen war eine rein physikalische Behinderung der Diffusion zu beobachten, die eine Verschiebung der Sauerstoffprofile erzeugte. Die Verschiebung und damit Vergrößerung der CBL-Dicke fiel mit 125 μm (Abbildung 34) geringer aus als bei den Versuchen mit heterotrophen Biofilmen. Grund hierfür ist eine dünnere Abwasserpartikelschicht wie die OCT-Aufnahmen (Abbildung 33) zeigen. Allerdings waren die Auswirkungen aufgrund der höheren mikrobiologischen Aktivität gravierender. Der Sauerstofffluss sank bereits nach 20 Minuten um 65 % ab. Eine sehr schnelle Freisetzung von gelöstem Substrat aus den realen Abwasserpartikeln war auch bei Ablagerung auf AG aufgrund der sehr niedrigen Hydrolyse-Raten nicht zu erwarten und konnte auch nicht in Form eines erhöhten Sauerstoffflusses im Biofilm beobachtet werden.

3.3.3 Abwasserpartikelablagerungen auf AG in aufeinanderfolgenden Zyklen

Für die in diesem Abschnitt dargestellten Experimente wurde die Versuchsdurchführung durch einen vorgeschalteten Zyklus ohne Abwasserpartikelzugabe ergänzt. Ziel war es, denselben Messpunkt in einem Zyklus mit und ohne Abwasserpartikelablagerung zu beobachten. Wie auch in Abschnitt 3.3.2 wurden AG aus dem Reaktor auf einem Träger im Kanal platziert. Für den ersten Zyklus wurde die Substratlösung unter Stickstoffzugabe durch den Kanal zirkuliert und nach 1 Stunde durch den gefilterten Reaktorinhalt nach der Zulaufphase ersetzt und belüftet. In einem Zeitraum von 150 Minuten wurden drei Sauerstoffprofile (nach 30, 90, 150 Minuten) gemessen. Anschließend wurde erneut der

Inhalt des Kanals mit Substratlösung ersetzt und unter Stickstoffbegasung zirkuliert. Um die Positionierung der AG sicher zu stellen und den Messpunkt nicht zu ändern, wurde der Träger mit dem AG mit einem Mikromanipulator für die Zeit des Austauschs aus dem Kanal gehoben. Nach wiederum einer Stunde wurde der Träger erneut aus dem Kanal gehoben, um den gefilterten Reaktorzulauf in den Kanal zu füllen. Nachdem der Träger wieder an seiner Ausgangsposition war, wurde 16 Minuten nach Belüftungsstart ein Profil zur Überprüfung der Position gemessen und 30 Minuten nach Belüftungsstart wurden Abwasserpartikel der Fraktion 4 zugegeben. Anschließend wurden drei weitere Profile aufgenommen.

In Abbildung 36 sind gemessene Sauerstoffprofile während des Versuchs dargestellt. Auf der linken Seite sind die Sauerstoffprofile während des ersten Zyklus dargestellt. Hier wurden keine Abwasserpartikel in den Kanal gegeben. Die Profile waren während der gesamten Belüftungsphase in den ersten 100 μm stabil. Mit zunehmender Belüftungsdauer war eine leichte Verringerung des Sauerstoffverbrauchs in einer Tiefe von unter 200 μm zu erkennen. Im zweiten Zyklus (Abbildung 36, rechts) wurden 30 min nach Belüftungsstart Abwasserpartikel in den Fließkanal gegeben. Wie bereits zuvor beobachtet, verursachte die Ablagerung der Abwasserpartikel eine Verschiebung des Profils aus dem Biofilm heraus.

Die CBL-Dicke erhöhte sich 25 min nach Abwasserpartikelzugabe von 50 μm auf 100 μm und behielt diese Dicke bis Versuchsende bei. Die Sauerstoffkonzentration an der Oberfläche verringerte sich 25 min nach Abwasserpartikelzugabe um 1 mg/L auf 7,5 mg/L und nach 60 min auf 7,25 mg/L. Die Sauerstoffeindringtiefe wurde nur gering beeinflusst und sank von 350 auf 300 μm .

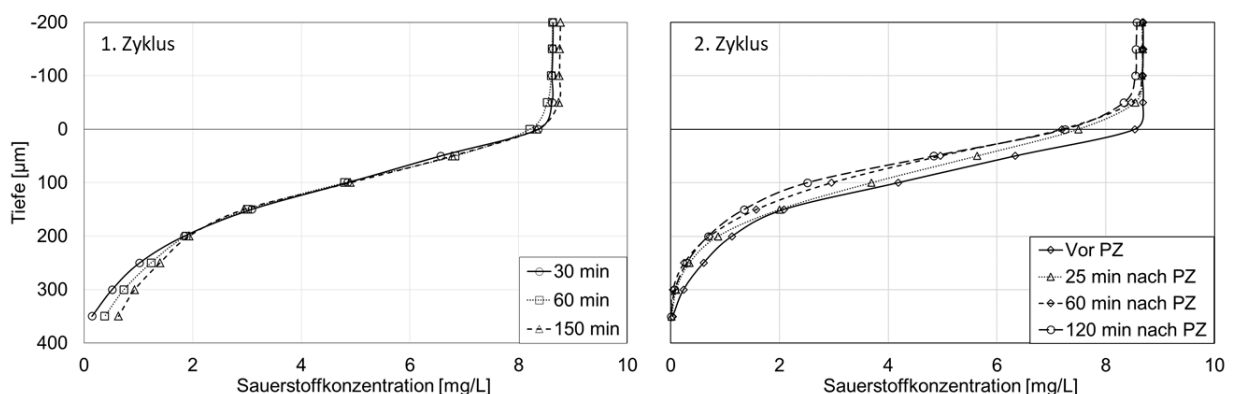


Abbildung 36: Sauerstoffprofile während aufeinanderfolgender Zyklen mit AG im Fließkanal. Im ersten Zyklus (Gesamtdauer 4 h) erfolgte keine Abwasserpartikelzugabe (PZ), während im zweiten Zyklus 20 Minuten nach Belüftungsstart Abwasserpartikel zugegeben wurden.

Der Sauerstofffluss innerhalb des AG im ersten (links) und im zweiten (rechts) Zyklus ist in Abbildung 37 dargestellt. Der Sauerstofffluss im ersten Zyklus blieb über die gesamte Zyklusdauer zwischen 0 und 300 μm Tiefe konstant, wobei eine geringe Reduzierung des Flusses nach 90 Minuten zu beobachten war. Lediglich unterhalb von 300 μm fand eine geringe Reduktion des Flusses statt. Im zweiten Zyklus zeigte sich eine erhöhte Aktivität in Form eines um 20 % gesteigerten Sauerstoffflusses in den ersten 200 μm vor Abwasserpartikelzugabe. Nach PZ war zunächst ein leichter Abfall nach 25 Minuten zu erkennen, dem aber eine Erholung und sogar eine leichte Steigerung des Flusses folgte, welche in einem ähnlichen Bereich wie die Schwankungen im ersten Zyklus lagen. Zwischen 100 und 200 μm Tiefe blieb der Fluss vor PZ zunächst gleich. Nach PZ fiel der Fluss kontinuierlich ab und wies am Ende des Versuchs noch etwa 65 % des Anfangswerts auf. Insgesamt verringerte sich der Sauerstofffluss zwischen dem Start des zweiten Zyklus und dem Versuchsende im Tiefenbereich zwischen 0 und 200 μm um ca. 5%.

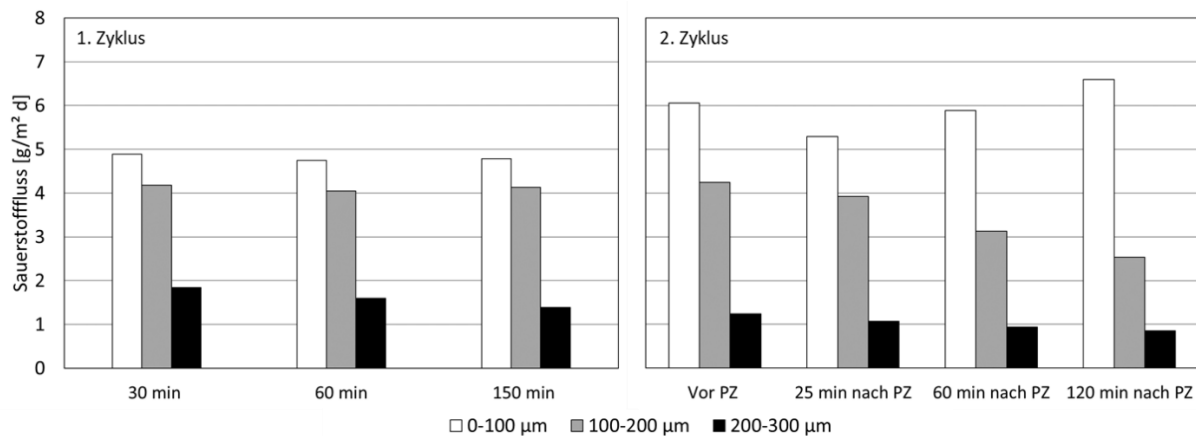


Abbildung 37: Sauerstoffflüsse in unterschiedlichen Tiefenbereichen in einem AG in aufeinanderfolgenden Zyklen im Fließkanal. Im ersten Zyklus wurden keine Abwasserpartikel zugegeben (links), während im zweiten Zyklus 20 Minuten nach Belüftungsstart eine Abwasserpartikelzugabe (PZ) erfolgte (rechts).

Die Sauerstoffmessungen im ersten Zyklus zeigten einen gleichmäßigen Verlauf der Sauerstoffkonzentration während der aeroben Phase bis in eine Tiefe von 200 µm. Auch der Sauerstofffluss weist auf eine gleichbleibende Aktivität hin. Es ist davon auszugehen, dass eingelagertes Substrat nicht vollständig innerhalb der aeroben Phase verbraucht wurde. Lediglich im Tiefenbereich von 200 bis 300 µm war eine Reduktion des Flusses und damit des Sauerstoffverbrauchs zu beobachten. Vermutlich ist dies auf eine Substratlimitierung in diesem tieferen Bereich zurückzuführen.

Vergleicht man die Profile und den Sauerstofffluss des ersten Zyklus mit denen des zweiten fällt auf, dass der Sauerstoffverbrauch im zweiten Zyklus höher war. Das ist vermutlich durch eine höhere Substratverfügbarkeit innerhalb des Biofilms zu erklären. Dies unterstützt die Vermutung, dass im vorangegangenen Zyklus der eingelagerte Kohlenstoff nicht vollständig veratmet wurde. Eine weitere mögliche Erklärung für den Anstieg des Sauerstoffflusses ist die Annahme eines konstanten Diffusionskoeffizienten. Es besteht die Möglichkeit einer Veränderung des Diffusionskoeffizienten durch die wiederholte Messung mittels der Sauerstoffelektrode an gleicher Stelle.

Die Verschiebung des Profils nach PZ fiel geringer aus als bei dem Versuch aus Abschnitt 3.3.2 (Abbildung 34). Es hatte sich eine dünne Abwasserpartikelschicht von etwa 50 µm Dicke gebildet. Da es sich bei den zugegebenen Abwasserpartikeln um Abwasserpartikel der Fraktion 4 (28-45 µm Größe) handelt, bestand die Schicht aus ein bis zwei Lagen Abwasserpartikeln. Die Auswirkungen auf den Sauerstofffluss waren dementsprechend deutlich geringer als in den vorherigen Versuchen. Die Reduktion um 5 % zwischen Abwasserpartikelzugabe und Versuchsende in den ersten 200 µm deutet damit auf eine nur geringe Beeinflussung der Umsatzraten hin. Allerdings zeigt dies auch, dass bereits einzelne Abwasserpartikel zu einer Reduktion des Sauerstoffflusses führen können.

Insgesamt zeigt die Untersuchung von aufeinanderfolgenden Zyklen, dass ohne Abwasserpartikelablagerung stabile Bedingungen innerhalb der AG herrschen. Bereits die Ablagerung einzelner Abwasserpartikel mit bis zu 45 µm Durchmesser führt zu einer Verringerung der Aktivität. Dabei sind vor allem die tieferen Bereiche der AG betroffen. Auf lange Sicht kann eine Erhöhung der Konzentration an Abwasserpartikeln im Zulauf eines AG-Reaktors zum Absterben tiefer in den AG liegenden Bakterien führen und damit die Abbauleistung sowie die Stabilität der AG beeinträchtigen. Bei einer Granulierung mit teilweise partikulärem Substrat ist daher mit kleineren AG bzw. mit verzögerter Granulierung zu rechnen.

3.3.4 Fazit - Abwasserpartikelablagerungen auf Biofilmen

Die Versuche zeigten, dass sich bei Zugabe einer hohen Konzentration von Abwasserpartikeln (zehnfache Menge, der in kommunalem Abwasser vorkommenden Konzentration der jeweiligen Fraktion) mit 250 bis 350 μm dicke Abwasserpartikelschichten auf heterotrophen Biofilmen bilden. Durch diese Schichten werden die Sauerstoffkonzentration an der Biofilmoberfläche sowie die Sauerstoffpenetration des Biofilms reduziert. In der Folge reduziert sich dadurch der Sauerstofffluss innerhalb des Biofilms um 20 bis 70 %.

Es konnten keine Hinweise auf eine stattfindende Hydrolyse der Abwasserpartikel und einer damit verbundenen Erhöhung der mikrobiellen Aktivität beobachtet werden. Die Abwasserpartikelschicht bildet eine physikalische Barriere, die die Diffusion von gelösten Stoffen und damit den Stoffumsatz behindert.

Bei AG wurde ein ähnliches Verhalten beobachtet. Allerdings lagerten sich aufgrund der glatteren Oberflächen und der rundlichen Form weniger Abwasserpartikel ab und es wurden geringere Schichtdicken zwischen 50 und 100 μm erreicht. Bereits diese dünneren Schichtdicken, die dem zwei bis vierfachen der Abwasserpartikelgröße entsprechen, beeinflussen die Tiefenbereiche ab 100 μm . Dabei reduziert sich der Sauerstofffluss innerhalb des Biofilms um mindestens 5 % bis maximal 70 %. Daraus lässt sich schließen, dass sich auch der Stoffumsatz verringert. In der Realität treten die Ablagerungen nicht oberhalb des AG-Bettes auf, sondern nahe dem Eintritt des partikelhaltigen Abwassers. Layer et al. (2020) zeigten, dass Abwasserpartikel während der Substratzugabe mittels eines Pfropfenstroms in den Hohlräumen des AG-Bettes abgelagert werden. Diese Ablagerung beruht auf einer Kombination aus Sedimentation und Oberflächenfilterung. Dabei werden so bis zu 70 % der Abwasserpartikel (45-200 μm Durchmesser) innerhalb der untersten 5 mm des AG-Bettes abgelagert.

Bei einer Erhöhung der Abwasserpartikelkonzentration im Zulauf eines etablierten AG-Systems kann dies kurzfristig die Leistungsfähigkeit verringern und mittelfristig zu einem Absterben der Bakterien in tieferen Schichten führen. In Systemen mit teilweise partikulärem Zulauf ist dementsprechend eine geringere AG-Größe sowie eine langsamere Granulierung zu erwarten.

3.4 Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle

Abwasserpartikelablagerungen auf AG in einem kleinen Zeitfenster von bis zu 4 h führen zu einer lokalen Limitierung des Stofftransports. Weiterhin stellte sich heraus, dass die Abwasserpartikel in dieser kurzen Zeitspanne den AG nicht als Nährstoffquelle dienen. Daher sollte in weiteren Untersuchungen die mittelfristige Verfügbarkeit von Nährstoffen aus Abwasserpartikeln über eine längere Zeitspanne von mehreren Tagen bis Wochen und deren Auswirkungen auf die Oberflächenstruktur, insbesondere das Auftreten von fadenförmigen Auswüchsen, betrachtet werden.

In vielen Studien (de Kreuk et al., 2010; Wagner et al., 2015) wird von fadenförmigen Auswüchsen bei AG-Systemen mit partikulärem Substrat berichtet. Dieses Phänomen wird mit einer erhöhten lokalen Verfügbarkeit von Substrat an der AG-Oberfläche in Verbindung gebracht, die infolge der Hydrolyse adsorbierter Abwasserpartikel auftritt. Um diese Zusammenhänge zu klären, sollten Veränderungen der Morphologie von AG - im Besonderen die Veränderungen der Form und Struktur der AG - auf Grund von Abwasserpartikelanlagerungen untersucht werden. Dazu wurde im Rahmen einer studentischen Arbeit (Heß, 2016) eine Methode entwickelt, AG mit Hilfe der Auswertung von OCT-Visualisierungen dreidimensional zu charakterisieren.

3.4.1 Charakterisierung der AG-Form

Mittels Bildauswertung wurde in den 2D-Schnittbildern zwischen Oberflächen- und Kernstrukturen von AG differenziert. In Abbildung 38 ist eine dreidimensionale OCT-Aufnahme sowie eine bearbeitete 2D-Ansicht eines AG dargestellt.

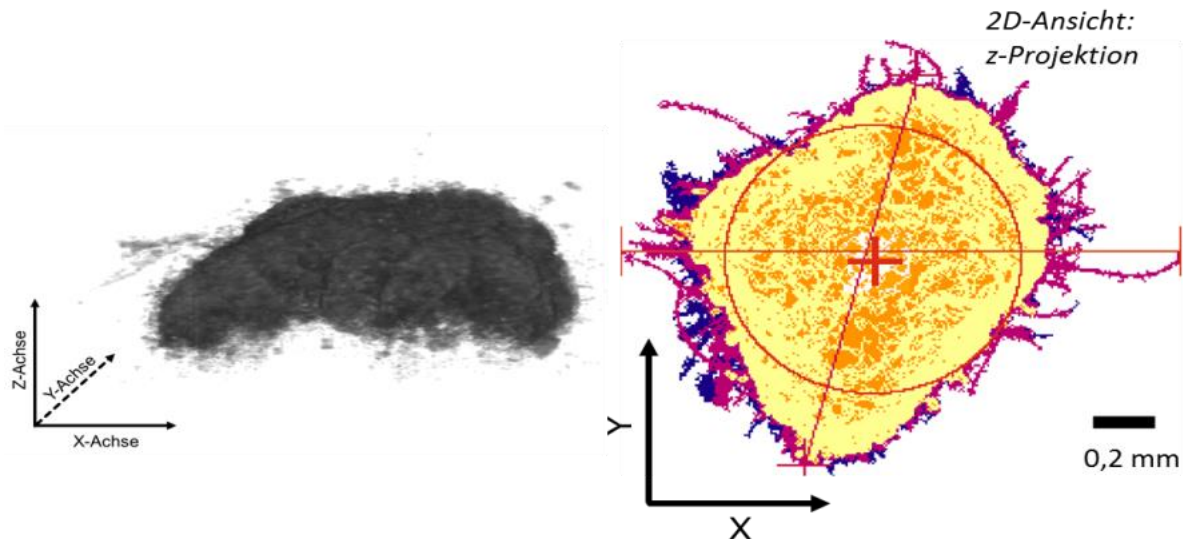


Abbildung 38: Links: dreidimensionale OCT-Aufnahme eines AG, rechts: 2D-Schnittbild aus der Vogelperspektive (z-Projektion), mit Differenzierung zwischen Oberflächen- (violett) und Kernstrukturen (gelb und orange).

Um die Veränderung der Morphologie, also der Form und der Struktur, durch Abwasserpartikel zu bewerten, wurden AG einer definierten Größenklasse mit und ohne Zugabe von Abwasserpartikel in BR über einen Zeitraum von bis zu drei Wochen mittels Mikroskopie und OCT untersucht.

Aus der Biomasse von SBR 2 wurde eine definierte Größenklasse AG (800-900 μm) gesiebt und in drei BR für jeweils drei Wochen untersucht. Dabei wurden zwei Reaktoren ohne jegliche Zugabe betrieben (BR 1 und BR 2) während in BR 3 in den ersten Tagen Abwasserpartikel der Fraktion 4 zugegeben wurden. Aus den BR wurde an mehreren Tagen jeweils 8 bis 10 AG entnommen und mittels OCT und Mikroskop auf Veränderungen der Morphologie untersucht. Die Vorgehensweise ist ausführlich in Abschnitt 2.6.1 beschrieben.

Im Laufe des Reaktorbetriebs kam es in allen Reaktoren zu einem Zerfall einzelner AG. Für die Visualisierung wurden lediglich vollständige AG aus den Reaktoren entnommen. Die Adsorption von Abwasserpartikeln konnte auf den Mikroskop-Aufnahmen, aber nicht auf den OCT-Aufnahmen beobachtet werden. In Abbildung 39 sind Mikroskop-Aufnahmen von AG aus BR 3 mit Abwasserpartikelablagerungen (links) und aus BR 1 ohne Abwasserpartikelablagerungen zu sehen. Die CSB-Werte in den Reaktoren bewegten sich zwischen 4 und 10 mg/L.

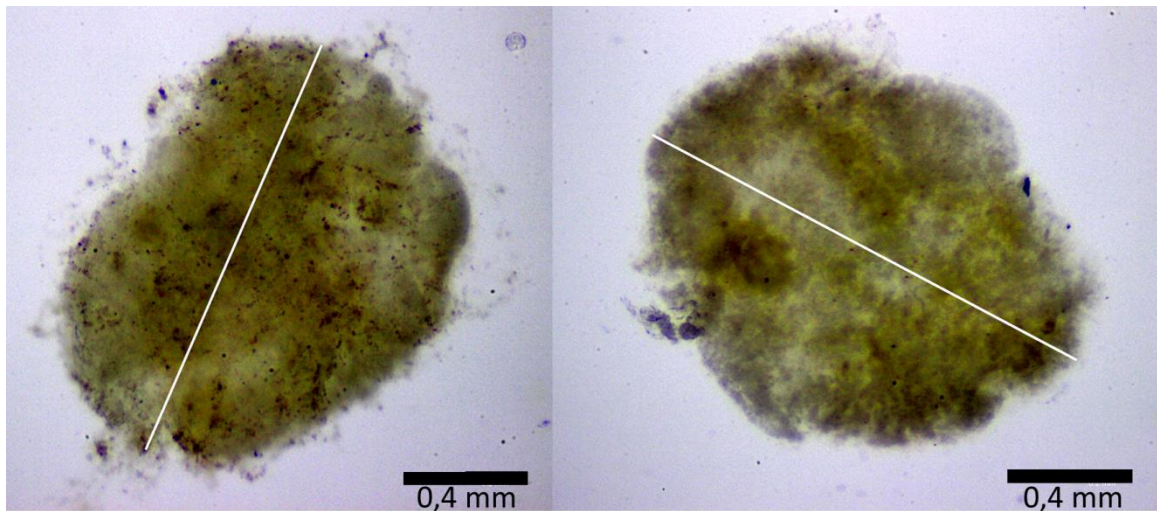


Abbildung 39: Mikroskop-Aufnahmen von AG mit Abwasserpartikelablagerungen aus BR 3 (rechts) und ohne Abwasserpartikelablagerungen aus BR 1 (links).

In Abbildung 40 ist der maximale Durchmesser der AG während der Reaktorlaufzeit dargestellt. Die Auswertung der zweidimensionalen Mikroskop-Aufnahmen zeigt, dass sich der maximale Durchmesser in einem Bereich zwischen 1,2 mm und 1,6 mm bewegte. Die Auswertung der OCT-Aufnahmen ergab ein vergleichbares Wertespektrum.

Die Messung der Größenverteilung der AG zeigt, dass der maximale zweidimensionale Durchmesser bei 90 % der AG in einem Größenbereich zwischen 1,0 und 1,8 mm lag.

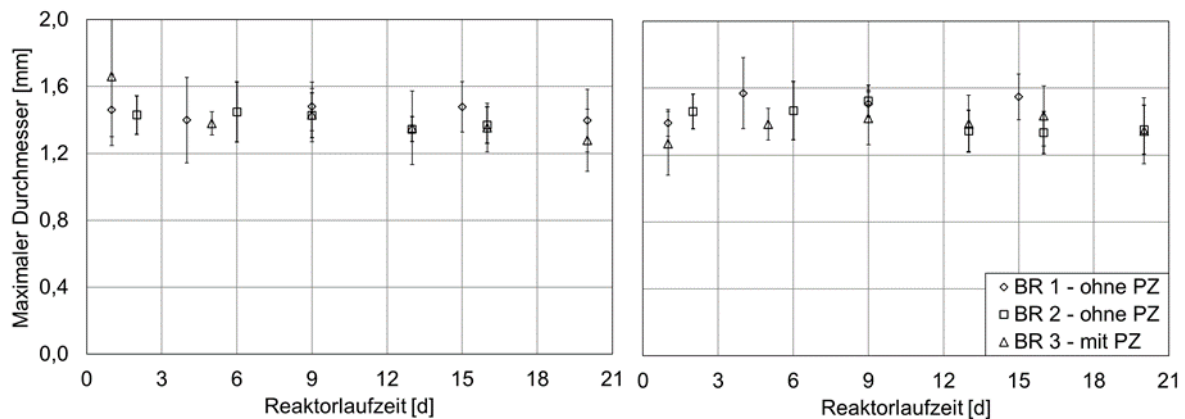


Abbildung 40: Maximaler Durchmesser der AG basierend auf 2D-Mikroskop-Aufnahmen (links) und 3D-OCT-Aufnahmen (rechts) während der Laufzeit der Batchreaktoren (BR).

Die dreidimensionalen OCT-Aufnahmen ermöglichen auch die Ermittlung der Größenverhältnisse zwischen Länge, Breite und Höhe. Links ist in Abbildung 41 das Größenverhältnis Breite zu Länge (B/L) über die Reaktorlaufzeit dargestellt. Auf der rechten Seite ist das Größenverhältnis Höhe zu Länge (H/L) zu sehen.

Insgesamt lässt sich für das Verhältnis von Breite zu Länge in keinem der Reaktoren eine signifikante Veränderung feststellen. Die Werte bewegten sich zwischen 50 und 80 %. Auch das Verhältnis von Höhe zu Länge ist über die Laufzeit der Reaktoren stabil und schwankt zwischen 30 und 55 %.

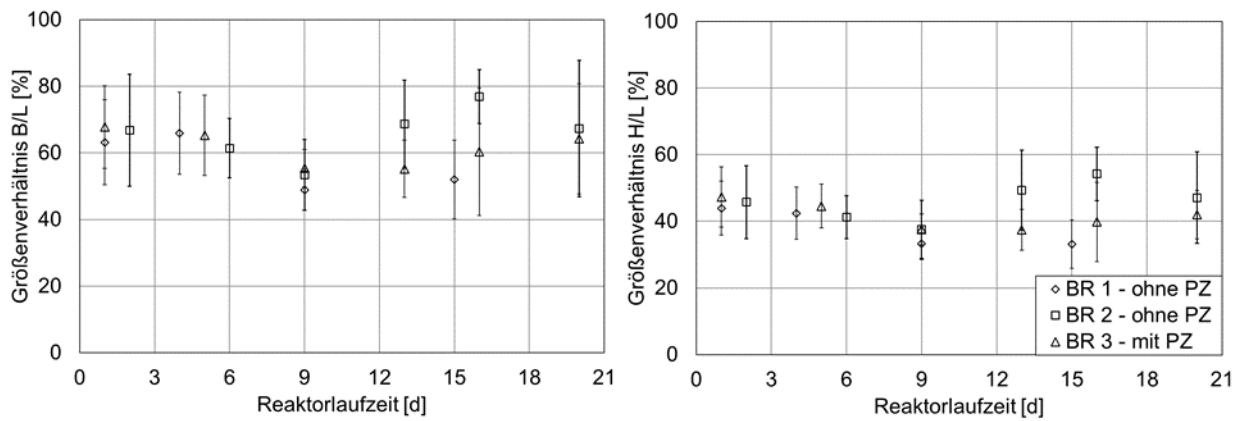


Abbildung 41: Größenverhältnisse der AG während des Betriebs der Batchreaktoren (BR). Breite zu Länge-Verhältnis (B/L, links) und Höhe zu Länge-Verhältnis (H/L, rechts).

Während die Größenverhältnisse zwischen Höhe, Breite und Länge lediglich zweidimensionale Relationen wiedergeben, kann aus den OCT-Aufnahmen die Form der AG dreidimensional beschrieben werden. Wird aus den Durchmessern in allen Raumrichtungen der Mittelwert gebildet, erhält man den mittleren 3D-Durchmesser. Er ist in Abbildung 42 auf der rechten Seite dargestellt. Die Werte der 3D-Durchmesser der AG bewegten sich während der Reaktorlaufzeit zwischen 0,9 und 1,1 mm.

Weiterhin wurde die Rundheit der AG ermittelt. Dabei wurde für jede visualisierte Schicht ein Rundheitswert bestimmt und der Mittelwert für das gesamte AG gebildet. Ein Wert von 100 % entspricht einem Kreis und 0 % einer Linie. Der Rundheitswert der AG während der Reaktorlaufzeit ist links in Abbildung 42 dargestellt. In allen drei Experimenten zeigte sich ein über die Laufzeit stabiler Wert zwischen 60 und 80 %.

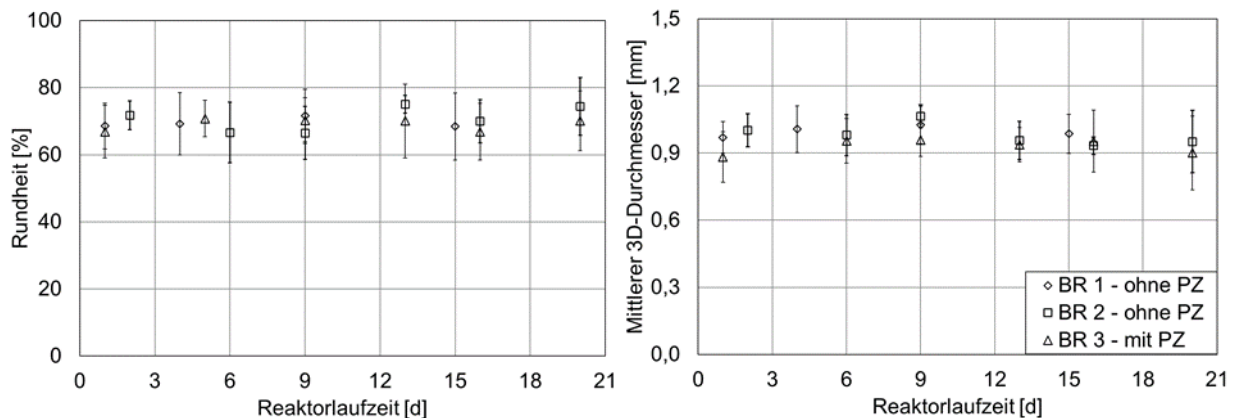


Abbildung 42: Rundheit (links) und mittlerer 3D-Durchmesser (rechts) der AG während der Laufzeit der Batchreaktoren (BR).

Der Vergleich der Mikroskop-Aufnahmen zwischen den Reaktoren mit und ohne Abwasserpartikelzugabe zeigt deutlich, dass eine Anlagerung von Abwasserpartikeln stattfand. Einzelne angelagerte Abwasserpartikel konnten nicht mit dem OCT visualisiert werden, was eine Quantifizierung der Abwasserpartikelanzahl oder -größe unmöglich machte. Die Auswertung der Mikroskop- und OCT-Aufnahmen ergab jeweils einen maximalen, mittleren Durchmesser der AG von 1,4 mm, was deutlich oberhalb der zur Fraktionierung genutzten Siebgröße von 0,9 mm lag. Diese Diskrepanz ist dadurch zu erklären, dass die AG eher ellipsoid als kugelförmig ausgebildet sind. Die Größenverhältnisse zwischen Breite, Höhe und Länge verdeutlichen dies. Das Verhältnis von Breite zu Länge betrug 50 bis 80 % und deutete damit auf eine leicht elliptische Form in horizontaler Ausrichtung hin. Das Verhältnis von Höhe

zu Länge schwankte zwischen 30 und 55 %, was ebenfalls eine ellipsoide Form in vertikaler Richtung anzeigt. Die Form der untersuchten AG entsprach damit einem triaxialen Ellipsoid. Moy et al. (2002) fanden für das Verhältnis von Breite zu Länge mit Werten von 51 bis 58 % für AG mit einem mittleren Durchmesser kleiner als 2 mm ähnliche Größenverhältnisse. Werte von 58 bis 61 % wurden von Chen et al. (2008) festgestellt.

Es zeigt sich, dass eine Beschreibung von AG basierend auf zweidimensionalen Aufnahmen nicht ausreichend ist, da hier die beobachtete tatsächliche Form der AG und damit das Volumen nicht wiedergegeben wird.

Eine bessere Beschreibung der effektiven Größe wird durch den 3D-Durchmesser erreicht. Betrachtet man den gemittelten 3D-Durchmesser lag dieser mit 0,8 bis 1,1 mm im Bereich der Siebgröße. Der im Vergleich zur Siebgröße leicht erhöhte Wert lässt sich mit einer Verformung der AG während der Siebung erklären. Es konnte während der Versuche mehrfach beobachtet werden, dass ein direkter Wasserstrahl die AG durch das Gitter eines Siebes presst. Obwohl diese dabei nicht zerstört wurden, kann jedoch von einer leichten Verformung ausgegangen werden.

Die Rundheit der AG veränderte sich im Laufe der Versuche nicht. Die Werte befanden sich mit 60 bis 80 % auf gleichem bzw. etwas höherem Niveau als in der Literatur. Liu et al. (2003) fanden ebenfalls flächenabhängige Rundheitswerte von 64 bis 69 %. Bei AG mit einem Durchmesser von 1,9 bis 3,2 mm wurden Werte von 0,41 bis 0,54 ermittelt (Beun et al., 1999).

Insgesamt konnte keine Veränderung der Größe oder der ellipsoiden Form der AG über die Versuchsdauer beobachtet werden. Die Zugabe der Abwasserpartikel hatte keine Auswirkung auf die Form der AG, weder auf die Rundheit, die Größe oder das Größenverhältnis. Weiterhin zeigten die Versuche, dass die AG in der Lage waren, auch nach langandauernden Hungerphasen ihre Form beizubehalten. Allerdings deutet das Zerbrechen einzelner AG auf eine Verringerung der Stabilität hin.

3.4.2 Charakterisierung der AG-Struktur

Neben der Form der AG wurden auch Strukturparameter, die sich unabhängig von der Form verändern, untersucht. Ein solcher Parameter ist die Oberflächenrauheit. Der Wert für die Rauheit, dargestellt links in Abbildung 43, wurde aus den Mittelwerten der Differenz der Entfernung zwischen Mittelpunkt und Oberfläche der AG bestimmt.

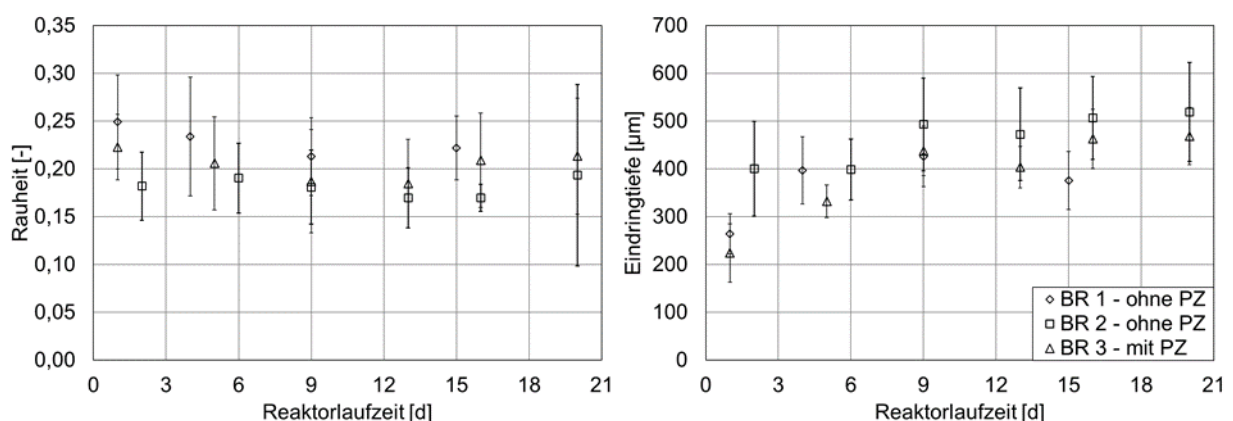


Abbildung 43: Rauheit (links) und mittlere optische Eindringtiefe des OCT in die AG (rechts) während der Reaktorlaufzeit der Batchreaktoren (BR).

In den Versuchen wurden Werte zwischen 0,17 und 0,25 erreicht, wobei 0 einer idealen Kugel entspräche. Während der Laufzeit der Versuche waren die Werte für die Rauheit stabil und zeigten keinen Trend.

Ein weiterer Parameter, der Hinweise auf Veränderungen in der Struktur der AG liefern kann, ist die optische Eindringtiefe des OCT. OCT-Messungen basieren auf breitbandigem Licht und sind von der optischen Weglänge des reflektierten Lichts abhängig, die sich indirekt proportional zu der Eindringtiefe verhält (Thorlabs, 2012). Die optische Weglänge wird dabei unter anderem von dem Brechungsindex und dem Streuungsprofil der Probe beeinflusst. Diese wiederum hängt unter anderem von den Dichte- und Höhenunterschieden ab (Dreszer et al., 2014). Die Eindringtiefe des Lichts, dargestellt rechts in Abbildung 43, kann also einen Hinweis auf mögliche Änderungen der Dichte des Biofilms geben. Es zeigt sich, dass die Eindringtiefe in allen drei Versuchen mit der Reaktorlaufzeit zunahm. Dabei lag der Wert der Änderung der Eindringtiefe über die Versuchslaufzeit bei BR 1 und BR 2 im Mittel bei 6,31 bzw. 7,11 $\mu\text{m}/\text{d}$. Deutlich stärker war die Zunahme in BR 3 mit 12,05 $\mu\text{m}/\text{d}$.

Durch die dreidimensionale Auswertung war es auch möglich, eine Aussage zur Porosität der untersuchten AG zu treffen. Die Porosität ist ein wichtiger Faktor für die Bioaktivität der AG, da sie den Stofftransport beeinflusst (Dahalan et al., 2015). Die Porosität in AG ist heterogen und abhängig von der Größe der AG (Tay et al., 2003). Die ermittelten Werte der Porosität während der Reaktorlaufzeit zeigten keine klare Tendenz und schwankten vor allem in BR 1 stark (Abbildung 44, links). Beim Vergleich der gemessenen Porosität in Abhängigkeit des 3D-Durchmessers (Abbildung 44, rechts) zeigte sich jedoch ein klarer Trend zu einer geringeren Porosität mit steigendem Durchmesser. Bei AG mit einem Durchmesser von unter 0,95 mm lag die Porosität bei 20 bis 45 %, während ab einem Durchmesser von über 1 mm Porositätswerte von 5 bis 20 % beobachtet wurden.

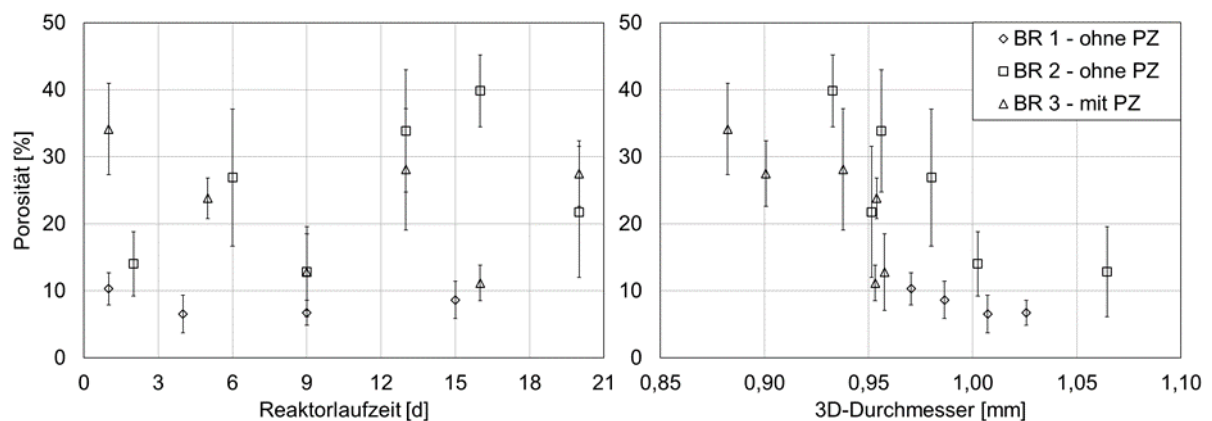


Abbildung 44: Porosität von AG über die Reaktorlaufzeit (links) und in Abhängigkeit von der Größe (rechts) in den Versuchen der Batchreaktoren (BR).

Um die Entwicklung von filamentösen Auswüchsen zu beurteilen, wurde zwischen Oberflächen- und Kernvolumen differenziert (Abbildung 38). Das Volumen der Oberflächenstrukturen wurde mit dem Kernvolumen der AG ins Verhältnis gesetzt. In Abbildung 45 ist dieses Verhältnis während der Reaktorlaufzeit dargestellt. Die Werte lagen in einem Bereich von 6 bis 13 %. Es lässt sich für keinen der Versuche ein Trend zu einem höheren oder niedrigeren Verhältnis erkennen. Die Werte wiesen teilweise hohe Standardabweichungen von bis zu 10 % auf.

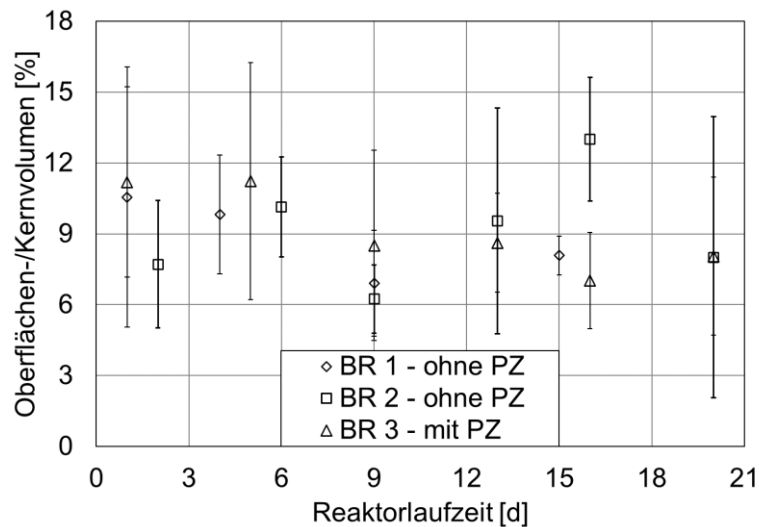


Abbildung 45: Verhältnis des Volumens der Oberflächenstrukturen zu dem Kernvolumen der AG während der Laufzeit der Batchreaktoren (BR).

Im Laufe der Versuche konnte hinsichtlich der Rauheit keine Veränderung beobachtet werden. Die Rauheit beeinflusst die Umströmung und erhöht die verfügbare Oberfläche der AG, führt allerdings nicht unbedingt zu einer Erhöhung des Stofftransportes (Picioreanu et al., 2000). In der Literatur wurde die Rauheit von AG aus zweidimensionalen Aufnahmen bestimmt (de Kreuk und Van Loosdrecht, 2004; Li et al., 2008). Mit Werten aus der Literatur lassen sich die Ergebnisse daher nicht direkt vergleichen. Li et al. (2008) verglichen für die Rauheit den Umfang eines Kreises, der die gleiche Fläche bedeckt wie ein einzelnes AG, mit dem aus Mikroskop-Aufnahmen ermittelten, tatsächlichen Umfang des AG (ein Wert von 1 entspricht einem idealen Kreis). Es wurden Werte von 1,05 bis 1,18 ermittelt. Die in dieser Arbeit ermittelten Werte zeigen, dass sowohl unter Hungerbedingungen als auch bei Zugabe von Abwasserpartikeln keine Veränderung der Rauheit von AG auftrat.

Bei Betrachtung der optischen Eindringtiefe zeigte sich in allen Experimenten eine Zunahme zwischen 100 und 250 μm . Dabei war die Zunahme bei BR 3 am größten. Das deutet darauf hin, dass sich die Dichte der AG verringerte. Möglicherweise wurde ein Teil der Biomasse (Bakterien und/oder EPS) verstoffwechselt, da den Bakterien kein externes Substrat zur Energiegewinnung zur Verfügung stand. Dadurch wird die Struktur der AG mit der Reaktorlaufzeit immer instabiler. Die zunehmende Instabilität führt dann vermehrt zum beobachteten Zerbrechen einzelner AG. Bei Betrachtung der Porosität zeigte sich allerdings keine Zunahme der Porosität und damit keine Reduktion des AG-Volumens während der Reaktorlaufzeit (Abbildung 44). Die gemessenen Werte bewegten sich in einem niedrigeren Bereich als in der Literatur angegebene Werte. Dort wurden allerdings unterschiedliche Methoden angewandt. So fanden Etterer und Wilderer (2001) mittels Zentrifugation der AG Werte zwischen 65 und 72 %. Mit Größenausschlusschromatographie wurden von Zheng und Yu (2007) Werte von 68 bis 93 % ermittelt. Des Weiteren fanden sie eine abnehmende Porosität bei steigendem Durchmesser. Ursache hierfür ist vermutlich ein Verblocken der Hohlräume durch neu gebildete EPS (Zheng und Yu, 2007).

Zur Unterscheidung von Kernvolumen und dem Volumen von Oberflächenstrukturen, im Besonderen für die Untersuchung von filamentösen Auswüchsen im anaeroben Granulierungsprozess, benutzten Alves et al. (2000) zweidimensionale Mikroskop-Aufnahmen. Diese Methodik wurde weiterentwickelt und um den sogenannten LfA-Parameter (Verhältnis der Längen von freien, hervorstehenden Filamenten auf der Projektionsfläche und der Projektionsfläche der Aggregate) erweitert (Abreu et al., 2011, Araya-Kroff et al., 2004).

Es konnte das vollständige Volumen der filamentösen Auswüchse als Oberflächenstruktur erfasst und zu der gesamten Kernstruktur ins Verhältnis gesetzt werden. Der Vergleich der Volumina der Oberflächenstrukturen mit dem Kernvolumen lieferte keine Hinweise auf einen Einfluss von adsorbierten Abwasserpartikeln auf die Bildung von Filamenten. Die Beobachtungen von de Kreuk et al. (2010) und Wagner et al. (2015), dass die Bildung filamentöser Auswüchse mit der Anlagerung von organischen Partikeln und mit einer anschließenden lokalen Substratfreisetzung im Zusammenhang steht, lässt sich nicht bestätigen. Allerdings wurden in den genannten Arbeiten keine realen Abwasserpartikel, sondern künstliche Stärkepartikel eingesetzt. Es ist anzunehmen, dass reale Abwasserpartikel eine deutlich langsamere Hydrolyse und damit verbunden eine langsamere Substratfreisetzung aufweisen. Abwasserpartikel können nicht als alleinige Nährstoffquelle für AG dienen und führen nicht zu einer verstärkten Bildung von filamentösen Auswüchsen.

3.4.3 Abnahme der Atmungsaktivität

Zusätzlich zu der optischen Auswertung wurde die Sauerstoffaufnahme (OUR, Oxygen Uptake Rate) der AG aus BR 2 während der Reaktorlaufzeit gemessen. Dazu wurden jeweils 50 AG aus BR 2 entnommen und in eine Mikrokinetikzelle verbracht. In die Zelle wurde dann sauerstoffgesättigtes Wasser mit Acetat bzw. Ammonium als Substratquelle sowie ohne zusätzliches Substrat gegeben. In der gerührten, geschlossenen Zelle wurde der Sauerstoffverbrauch mit Mikrosensoren gemessen. Die Versuchsdurchführung ist in Abschnitt 2.6.2 erläutert.

Die Ergebnisse der Messungen sind in Abbildung 46 dargestellt. Dabei zeigte sich eine deutliche Reduktion der Sauerstoffaufnahme bei steigender Reaktorlaufzeit. Die Sauerstoffaufnahme bei Acetatzugabe sank von über 60,3 mg/(g_{TSS} h) an Tag 1 auf 6,7 mg/(g_{TSS} h) an Tag 14. Bei Zugabe von Ammonium reduzierte sich der Wert zunächst auf 27,3 mg/(g_{TSS} h) an Tag 3. An Tag 21 wurden lediglich 2,0 mg/(g_{TSS} h) erreicht. Ohne Substrat wurde eine Sauerstoffaufnahme von 12,3 mg/(g_{TSS} h) an Tag 1 erreicht. Der Wert reduzierte sich gleichmäßig auf 2,8 mg/(g_{TSS} h) an Tag 20.

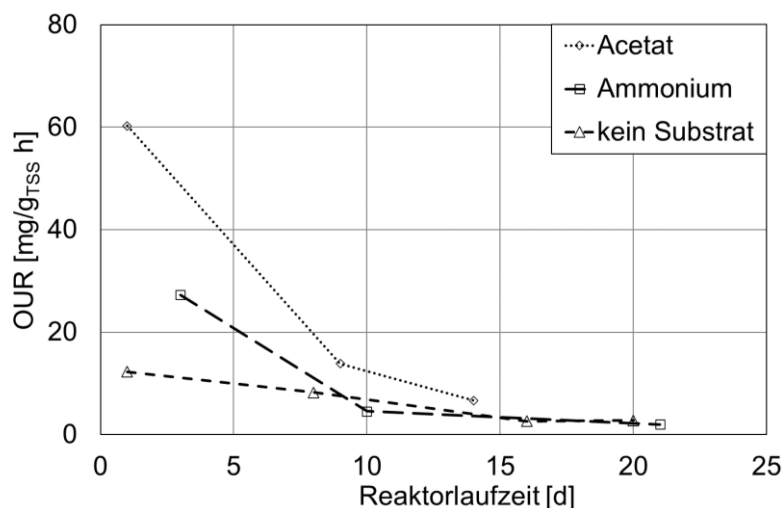


Abbildung 46: Sauerstoffaufnahme der AG aus BR 2 in der Mikrokinetikzelle ohne Substratzugabe und bei Zugabe von Acetat bzw. Ammonium während der Reaktorlaufzeit.

Die Abnahme der Sauerstoffaufnahme in den Versuchen mit unterschiedlicher Substratkonzentration deutet auf eine Reduzierung der mikrobiellen Aktivität hin. Vor allem die abnehmende, endogene Atmung (keine Substratzugabe) weist auf eine Reduzierung an lebensfähigen Zellen hin. Es ist anzunehmen, dass die zunehmende Dauer der Hungerphase ein teilweises Absterben der Mikroorganismen in den AG verursacht.

3.4.4 Fazit – Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle

Durch die Entwicklung der Auswertungsroutine war es möglich, die 3D-Aufnahmen von AG umfassend auszuwerten.

Die Form und die Größenverhältnisse der AG konnten dreidimensional betrachtet und analysiert werden. Die AG konnten in ihrer Form mit einem 3D-Durchmesser und ihrer Rundheit beschrieben werden. Zusätzlich wurden weitere Parameter, die die Oberflächenstruktur der AG näher charakterisieren, ermittelt. Erstmals konnte die Rauheit der vollständigen Oberfläche von AG bestimmt werden. Wichtig für die Beurteilung, ob Abwasserpartikel als Nährstoffquelle dienen können, war die Ermittlung des Verhältnisses des Volumens der Oberflächenstrukturen zum Kernvolumen.

Die Methode wurde eingesetzt, um zu überprüfen, ob eine Abhängigkeit zwischen der Adsorption von Abwasserpartikeln und filamentösen Auswüchsen an der AG-Oberfläche besteht. Struktur, Größe und Form der AG blieben über drei Wochen trotz der sehr extremen Bedingungen in den drei Reaktoren (einerseits Abwasserpartikelzugabe und andererseits keine Substratzugabe) stabil und es konnten keine Unterschiede der AG-Systeme mit und ohne Abwasserpartikel beobachtet werden.

Zwar zeigte sich auf Mikroskop-Aufnahmen vereinzelt Abwasserpartikeladsorption auf den aeroben Granula, es konnte, entgegen den Erwartungen, keine signifikante Veränderung des Anteils der Oberflächenstrukturen am Gesamtvolumen der AG beobachtet werden. Dieser schwankte während der Versuchslaufzeit zwischen 5 und 16 %.

Die wichtigste Beobachtung in den Reaktoren war eine Erhöhung der optischen Eindringtiefe des OCT in die AG über den Zeitraum von drei Wochen. Die mittlere Eindringtiefe stieg über die Versuchszeit um 250 bzw. 100 μm an. Das deutet darauf hin, dass trotz Beibehaltung von Form und äußerer Struktur, die Dichte und damit die Stabilität der AG abnahmen. Offensichtlich wurde ein Teil der Biomasse (Bakterien und/oder EPS) verstoffwechselt und ließ die Strahlung des OCT tiefer in die AG eindringen. Die zunehmende Instabilität führte dann vermehrt zum Zerbrechen einzelner AG über die Versuchsdauer und zu zunehmender Inaktivität der Biomasse. Auch konnte offensichtlich aus dem partikulären Material nicht ausreichend gelöstes, organisches Substrat generiert werden, um die AG im Reaktor mit Abwasserpartikelbeladung zu stabilisieren. Diese Vermutung wird durch die Untersuchung der Atmungsaktivität der AG während der Reaktorlaufzeit unterstützt. Die Messungen zeigen eine deutliche Reduktion der endogenen Atmung sowie der Atmung bei Zugabe von Ammonium und Acetat.

Die Adsorption von Abwasserpartikeln an AG führte nicht zu einer verstärkten Bildung von filamentösen Auswüchsen. Die Abwasserpartikel liefern nicht ausreichend Nährstoffe, um die Mikroorganismen lokal zu versorgen, was zu einem Abbau von Biomasse und zur Instabilität der AG führt.

3.5 Abwasserpartikel als langfristige Nährstoffquelle

Ein weiterer Ansatz, um die Langzeitauswirkung von Abwasserpartikeln auf die Entwicklung von AG zu untersuchen, war eine Änderung des Reaktorbetriebs. Ein Teil der zugeführten gelösten Nährstoffe (25 % CSB) wurde durch Abwasserpartikel ersetzt, um zu untersuchen ob langfristig Nährstoffe aus den Abwasserpartikeln gewonnen werden können und verstärkt filamentöse Auswüchse auftreten.

Bereits in mehreren Studien wurde der Effekt von partikulärem Substrat aus künstlichen Quellen (de Kreuk et al., 2010; Wagner et al., 2015) und aus realem Abwasser (Derlon et al., 2016; Rocktäschel et al., 2015) untersucht. Bisher wurden jedoch in keiner Studie reale Abwasserpartikel mit synthetischem

Abwasser kombiniert. Der Einfluss von realen Abwasserpartikeln und ihrer komplexen Zusammensetzung kann somit nicht abschließend bewertet werden.

3.5.1 Auswirkungen von partikulärem Substrat auf AG in einem SBR

Um dies zu untersuchen, wurde zunächst SBR 3 (Tabelle 5) mit Belebtschlamm inokuliert und für 39 Tage ausschließlich mit synthetischem Abwasser betrieben. Die Zykluslänge betrug 5 Stunden mit einer anaeroben Phase von 1,75 h. Anschließend wurde je die Hälfte der Biomasse in SBR 4 und SBR 5 überführt. Während SBR 4 mit synthetischem Abwasser versorgt wurde, wurde SBR 5 mit einer Mischung aus synthetischem Abwasser und Abwasserpartikeln beschickt. Dazu wurden 25 % des zugeführten, gelösten CSB (600 mg/L) durch Abwasserpartikel der Fraktion 3 ersetzt (Tabelle 9). Dabei wurde für jeden Substratansatz der CSB-Gehalt der Abwasserpartikel bestimmt und die zugemischte Menge jeweils angepasst. Die Abwasserpartikelkonzentration, gemessen als TSS, im Zulauf betrug dementsprechend zwischen 0,1 und 0,25 g/L.

In Abbildung 47 sind die TSS-Konzentrationen in SBR 4 und SBR 5 sowie in deren Abläufen nach der Aufteilung dargestellt. Die TSS-Konzentration in beiden Reaktoren bewegte sich während der Versuchsdauer zwischen 1,5 und 2,5 g/L. Der Mittelwert betrug in SBR 4 1,8 g/L und 2 g/L in SBR 5. In beiden Reaktoren schwankten die TSS-Konzentrationen stark, wobei die Schwankungen in SBR 5 stärker ausgeprägt waren, was vermutlich in Zusammenhang mit der Abwasserpartikelzugabe steht. SBR 4 wies eine Erhöhung der TSS-Konzentration im Ablauf von 0,12 auf 0,26 g/L in den ersten 18 Tagen auf. Im Ablauf von SBR 5 war in den ersten 18 Tagen ein Anstieg der TSS-Konzentration im Ablauf von 0,1 auf über 0,5 g/L zu beobachten. Im weiteren Verlauf des Betriebs stabilisierte sich der Wert auf 0,2 g/L. An Tag 23 betrug die TSS-Konzentration im Ablauf 0,14 g/L und stieg stetig bis zum Ende des Betriebs auf 0,52 g/L an.

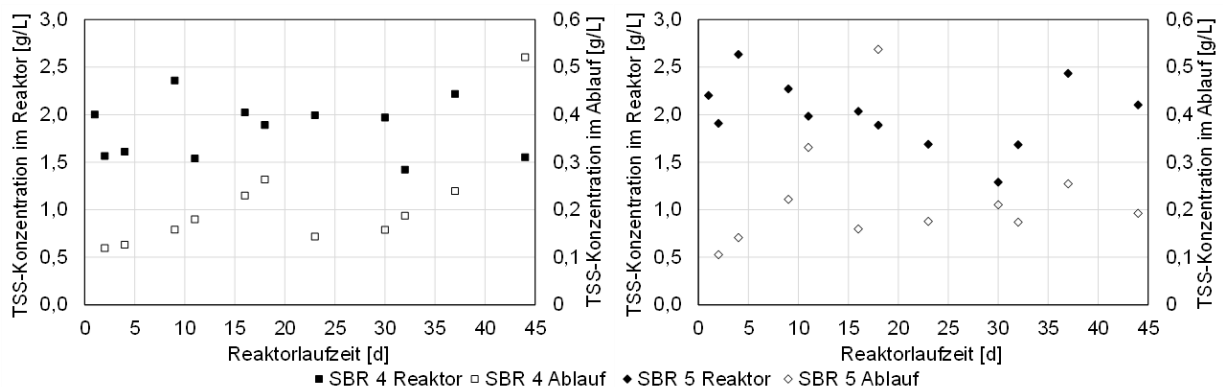


Abbildung 47: TSS-Konzentrationen im Reaktor (links) und Ablauf (rechts) von SBR 4 (synthetisches Abwasser) und SBR 5 (25% des CSB als partikuläre Fracht mit realen Abwasserpartikeln) während der Reaktorlaufzeit.

In Abbildung 48 ist der SVI_{10} und V_{SVI} während der Reaktorlaufzeit von SBR 4 und SBR 5 dargestellt. Der SVI_{10} -Wert von SBR 4 und SBR 5 entwickelte sich in den ersten 18 Tagen ähnlich und bewegte sich bei steigender Tendenz zwischen 60 und 120 mL/g. Ab Tag 23 stieg der Wert in SBR 4 bis Tag 37 auf 137 mL/g an und erreichte an Tag 44 mit 350 mL/g seinen höchsten Wert. Der höchste Wert in SBR 5 wurde an Tag 23 mit 150 mL/g gemessen. Im weiteren Reaktorbetrieb wurden erneut SVI_{10} -Werte zwischen 80 und 120 mL/g erreicht. V_{SVI} pendelte für SBR 4 und SBR 5 zwischen 0,85 und 0,95 in den ersten 32 Tagen der Reaktorlaufzeit. An den Tagen 37 und 44 fielen in beiden Reaktoren die Werte. Am Ende der Laufzeit wurden Werte von 0,62 in SBR 4 und 0,68 in SBR 5 gemessen.

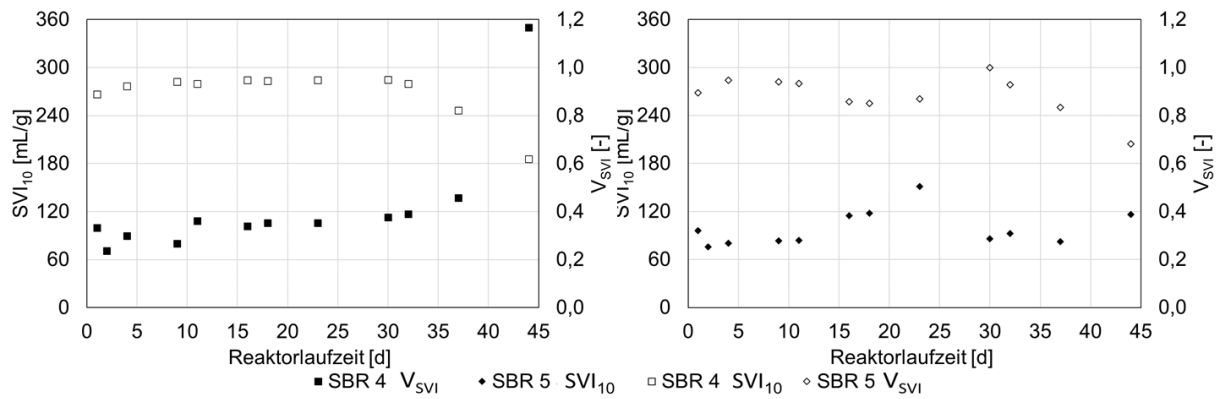


Abbildung 48: SVI_{10} und V_{SVI} (Verhältnis von SVI_{30}/SVI_{10}) in SBR 4 (rechts) und SBR 5 (links) während der Reaktorlaufzeit.

In Abbildung 49 ist die Partikelgrößensummenverteilung der Biomasse in SBR 4 (links) und SBR 5, (rechts) während der Reaktorlaufzeit dargestellt. Daraus lässt sich der Granulierungsgrad (Anteil der Biomasseaggregate mit einer Größe von mindestens 400 μm) ermitteln. Der Granulierungsgrad zu Beginn des Reaktorbetriebs betrug in beiden Reaktoren 75 %. An Tag 16 bestanden 75 % der Biomasse in SBR 4 aus AG, wobei etwa 8 % der vorhandenen AG größer als 1 mm waren. An den Tagen 30 und 37 wies SBR 4 ebenfalls einen Granulierungsgrad von 75 % auf. Allerdings erhöhte sich der Anteil an AG mit einem Durchmesser über 0,8 mm auf 20 bzw. 54 %. An Tag 44 wurde eine deutliche Reduzierung des Granulierungsgrads auf 50 % beobachtet. Der Anteil der AG mit über 0,8 mm Durchmesser erreichte 10 %. Der Granulierungsgrad in SBR 5 betrug an Tag 16 45 % bei einem Anteil der AG größer als 0,8 mm von lediglich 2 %. Der Granulierungsgrad blieb ab Tag 30 konstant bei 80 %. Der Anteil von AG über 0,8 mm nahm von 32 % an Tag 30 und 40 % an Tag 37 auf 46 % an Tag 44 zu.

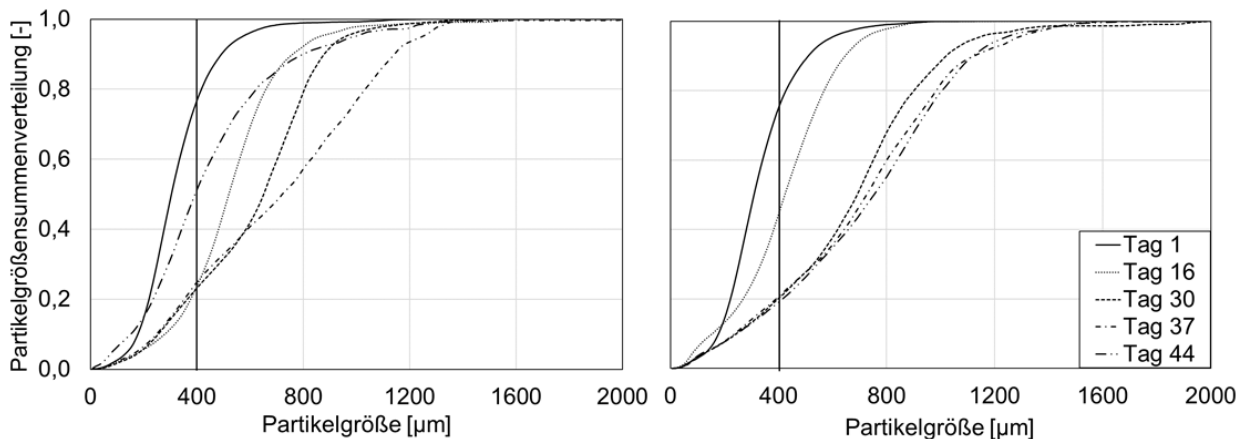


Abbildung 49: Partikelgrößensummenverteilung der Biomasse in SBR 4 (links) und SBR 5 (rechts). Die Linie bei 400 μm zeigt an, ab welchem Durchmesser die Biomasseaggregate als AG gelten.

In Abbildung 50 sind Mikroskop-Aufnahmen der Biomasse von SBR 4 und SBR 5 während der Reaktorlaufzeit dargestellt. Die Aufnahmen auf der linken Seite zeigen AG in SBR 4. An Tag 1 waren keine AG zu erkennen. An Tag 16 waren AG mit einem Durchmesser von bis zu 500 μm zu beobachten. Die Oberfläche der AG war jedoch gering mit filamentösen Auswüchsen bedeckt. AG mit Durchmessern von bis zu 0,8 mm hatten sich an Tag 30 entwickelt. Weiterhin waren kurze filamentöse Auswüchse auf der Oberfläche erkennbar. An Tag 44 zeigten sich AG mit über 1 mm Durchmesser. Deutliche Auswüchse mit über 1 mm Länge hatten sich an der Oberfläche gebildet. Die Mikroskop-Aufnahmen von SBR 5 (Abbildung 50, rechts) an Tag 1 entsprachen den Aufnahmen von SBR 4. An

Tag 16 hatten sich in SBR 5 AG mit bis zu 400 µm gebildet. Neben den AG waren sowohl einzelne Abwasserpartikel als auch an AG adsorbierte Abwasserpartikel zu erkennen. Die AG wiesen keine sichtbaren filamentösen Aufwüchse, sondern eine diffuse, raue Oberfläche auf. Auch an Tag 30 waren an den bis zu 1 mm großen AG Abwasserpartikel adsorbiert. Die Oberfläche der AG war weiterhin rau und es waren vereinzelt filamentöse Auswüchse zu sehen. An Tag 44 hatten sich auch in SBR 5 filamentöse Auswüchse auf den AG entwickelt. Die Auswüchse waren geringer ausgeprägt als in SBR 4. Die AG waren über 1 mm groß und es konnte weiterhin eine Adsorption von Abwasserpartikeln beobachtet werden.

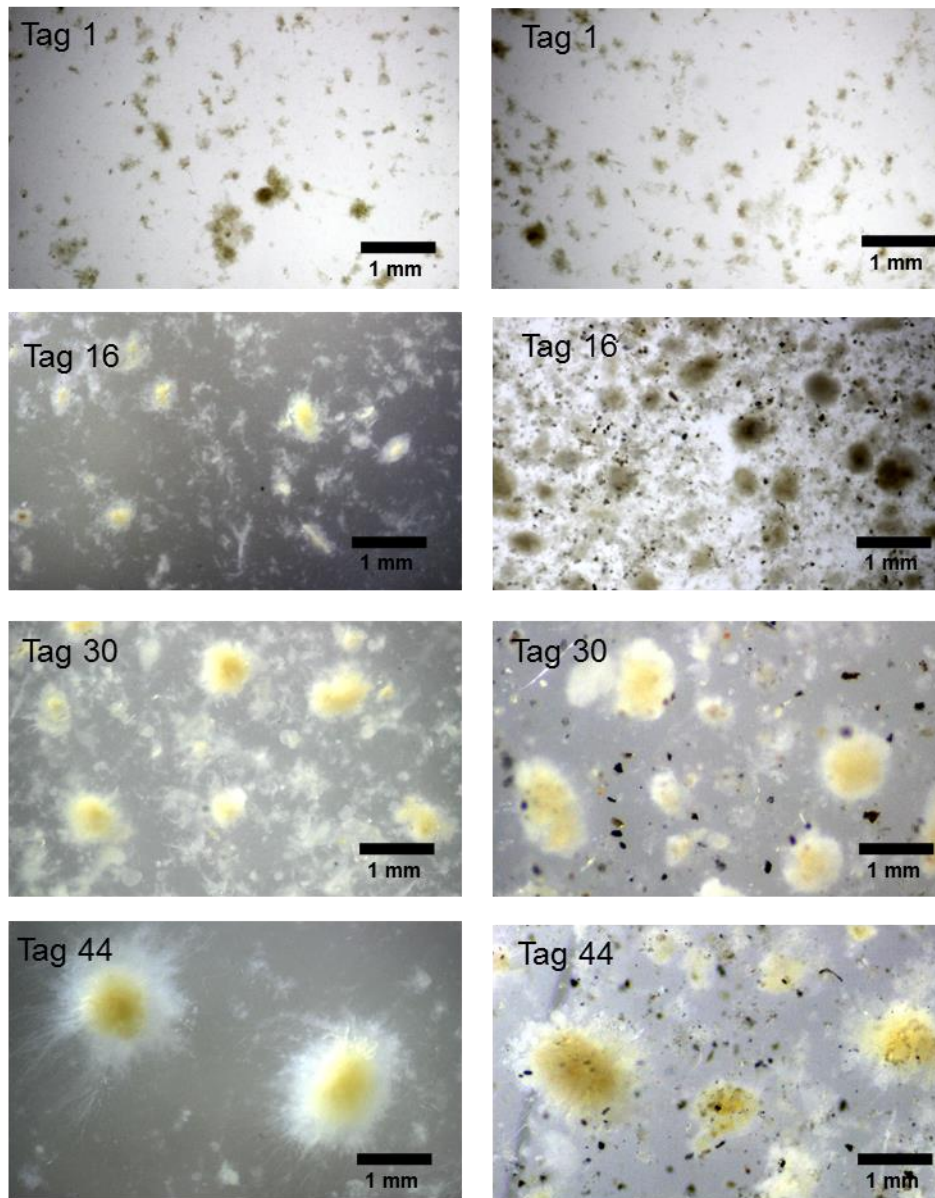


Abbildung 50: Mikroskop-Aufnahmen der Biomasse in SBR 4 (links) und SBR 5 (rechts). Dargestellt sind Aufnahmen über die Reaktorlaufzeit.

Die Elimination von CSB, N und P ist in Abbildung 51 dargestellt. In SBR 4 wurden über die gesamte Reaktorlaufzeit konstant etwa 90 % des zugeführten CSB entfernt. Im Mittel betrug die Stickstoffelimination 67 %, wobei an Tag 44 lediglich noch 23 % Stickstoff entfernt wurden. Die Phosphatelimination erreichte in der ersten Woche des Betriebs zunächst nur 25 %. Der Wert stieg im weiteren Verlauf auf 62 %. Die CSB-Elimination in SBR 5 betrug während der Reaktorlaufzeit

durchschnittlich 89 %. In den ersten 20 Tagen erreichte die Stickstoffelimination in SBR 5 54 %, sank aber im weiteren Verlauf auf 29 %. Im Gegensatz dazu wurde bei der Phosphatelimination eine Erhöhung mit der Reaktorlaufzeit beobachtet. In den ersten 20 Tagen betrug die Elimination 35 % und erhöhte sich dann auf durchschnittlich 86 %. Zusätzliche Messungen des CSB zu Beginn der Belüftungsphase wiesen in beiden Reaktoren über die gesamte Betriebsdauer Werte von über 180 mg/L auf.

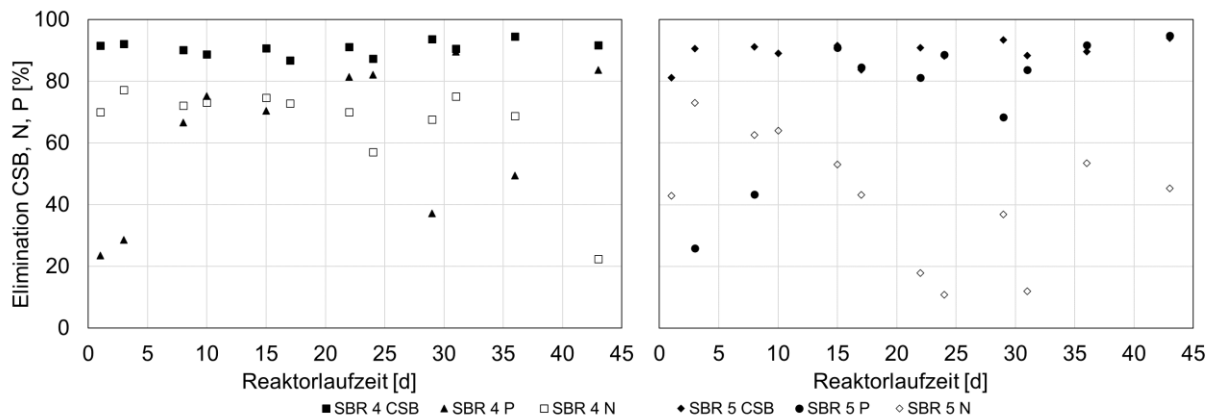


Abbildung 51: Elimination von CSB, N und P in SBR 4 (links) und SBR 5 (rechts) während der Reaktorlaufzeit.

Die Entwicklung der beiden Reaktoren verlief bis Tag 37 in Bezug auf die TSS-Konzentration und die SVI-Werte sehr ähnlich. In beiden Reaktoren bewegte sich die Biomassekonzentration mit etwa 2 mg/L in einem sehr niedrigen Bereich über die gesamte Betriebsdauer und die Ablaufkonzentration schwankte stark. Es wurde eine erhebliche Menge an Biomasse über den Ablauf abgezogen. Der Grund hierfür liegt an der kurzen Absetzzeit von 3 min zu Beginn der Experimente.

Im späteren Verlauf der Experimente ist die Ursache im schlechter werdenden Absetzverhalten der Reaktorsysteme zu sehen. Für die teilweise sehr hohen TSS-Werte im Ablauf von SBR 5 sind außerdem die Abwasserpartikelzugaben verantwortlich. In beiden Reaktoren erhöht sich der SVI_{10} trotz des steigenden Granulierungsgrads (Abbildung 49). Ausschlaggebend für dieses Verhalten ist die zunehmende Bildung filamentöser Auswüchse an der Oberfläche der AG, die das Absinken der AG verlangsamen (Liu and Liu, 2006). Dies ist deutlich in den Mikroskop-Aufnahmen (Abbildung 50), vor allem im SBR 4, zu erkennen. Die Beobachtung von de Kreuk et al. (2010), dass AG hauptsächlich auf Grund von Partikelablagerungen filamentöse Auswüchse bilden, lässt sich in den hier durchgeführten Versuchen nicht bestätigen, da die Auswüchse in beiden Reaktoren ähnlich stark ausgeprägt waren. Die in SBR 5 vorhandenen Abwasserpartikel haben somit nicht die Bildung filamentöser Auswüchse verstärkt. Dies lässt vermuten, dass reale Abwasserpartikel deutlich langsamer hydrolysiert werden als künstliche Partikel, wie sie in anderen Studien verwendet wurden (de Kreuk et al., 2010; Wagner et al., 2015) und deshalb nicht als punktuelle, kurzfristig verfügbare Nährstoffquelle an der Oberfläche der AG dienen. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass andere Faktoren eine größere Rolle für die Bildung der filamentösen Auswüchse spielen. Vermutlich der hauptsächliche Grund, der in beiden Reaktoren zu filamentösen Auswüchsen führte, war die zu hohe Konzentration von gelöstem CSB von über 150 mg/L zu Beginn der Belüftungsphase. Dies wurde durch die dauerhaft geringe Anzahl an AG verursacht. Unter den gegebenen Reaktorbedingungen (Zulaufmenge, Zulaufkonzentration, Absetzzeit) konnte keine ausreichende Menge an AG in den Reaktoren erreicht werden, was zum Abbruch des Versuchs führte. In verschiedenen Studien wurde beobachtet, dass hohe Konzentrationen von CSB in der Belüftungsphase, verursacht durch ungenügende anaerobe Einlagerung von Kohlenstoff, die zum Anstieg von filamentösen Bakterien im Reaktor und zur Bildung filamentöser Auswüchse auf den AG führen (Layer et al., 2019; Pronk et al., 2015a). So konnten sich filamentös wachsende Bakterien trotz

des hohen Selektionsdrucks aufgrund der geringen Absetzzeit in beiden Reaktoren halten und führten letzten Endes zu der beobachteten Entwicklung. Der instabile Betrieb beider Reaktoren erklärt auch die hohe Schwankungsbreite der beobachteten Nährstoffeliminationsraten.

3.5.2 Fazit - Abwasserpartikel als langfristige Nährstoffquelle

Die Ergebnisse zeigen, dass die Zugabe von Abwasserpartikeln unter den hier gegebenen Versuchsbedingungen keinen Einfluss auf die Bildung von filamentösen Auswüchsen auf den AG verursachte. Es zeigte sich, dass die CSB-Konzentration zu Beginn der Belüftungsphase einen stärkeren Einfluss hatte. Trotz eines hohen Selektionsdrucks konnten sich filamentös wachsende Bakterien im System halten. Es wurden, wie auch in den vorangegangenen Untersuchungen, keine Anhaltspunkte für einen Abbau der Abwasserpartikel durch Ablagerung auf den AG festgestellt. In weiteren Arbeiten sollte die Hydrolysierbarkeit von realen Abwasserpartikeln durch Biofilmsysteme untersucht werden. Für das Verständnis über die Auswirkungen sind dabei vor allem die Hydrolyse-Produkte und ihre Nutzbarkeit durch AG von entscheidender Bedeutung.

4 Zusammenfassung und Ausblick

In den letzten Jahren haben sich zunehmend AG-Systeme für die Behandlung kommunalen Abwassers etabliert. Ihre Vorteile sind vor allem der geringere Platzbedarf durch eine höhere Biomassekonzentration sowie die kurze Absetzzeit im Vergleich zu klassischen Belebtschlammverfahren. Obwohl schon einige Dutzend großtechnische Anlagen in Betrieb sind, gibt es noch einige Fragen zur Auslegung der Anlagen zu klären. Das liegt im Wesentlichen an den nicht klaren Dimensionierungsregeln, die wegen des Patentschutzes öffentlich nicht zugänglich sind. Die hier vorgelegte Arbeit will einen Beitrag zum Verständnis der Auswirkungen von partikulärem organischem Kohlenstoff auf den Betrieb von Reaktoren mit AG in der kommunalen Abwasserreinigung liefern.

Bei den bisher in der Literatur beschriebenen Labor-Untersuchungen zur Interaktion von Partikeln und AG wurden in der Regel künstliche Partikel, wie z.B. Stärke, verwendet. Um das Verhalten von AG in realen Systemen besser zu verstehen, sind jedoch Untersuchungen mit realen Abwasserpartikeln aus kommunalem Abwasser notwendig. Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es daher, die An- und Ablagerung der Abwasserpartikel und deren Auswirkungen auf den lokalen Stofftransport und die Abbauleistung zu untersuchen.

Zum einen sollte die Frage beantwortet werden, ob der Granulierungsgrad eines AG-System Einfluss auf die Abtrennleistung von realen Abwasserpartikeln hat und ob die Anwesenheit der Abwasserpartikel die Abbauleistung beeinflusst. Versuche bei unterschiedlichen Granulierungsgraden zeigten, dass ein mehrstündiger Kontakt von AG mit Abwasserpartikeln in einem durchmischten System nicht zu einer nennenswerten Adsorption bzw. Anlagerung führt und dass die Zugabe von realen Abwasserpartikeln während der Belüftungsphase keinen Einfluss auf die Abbauleistung der AG hat. Lediglich nach Ende der Durchmischung lagerte sich eine Schicht von Abwasserpartikeln oberhalb des AG-Bettes ab. Auch konnten frühere Beobachtungen bestätigt werden, dass mit steigendem Granulierungsgrad die Abtrennleistung von Abwasserpartikeln in AG-Systemen abnimmt. Es zeigte sich, dass ab einem Granulierungsgrad von etwa 60 % die TSS-Konzentration im Ablauf des Systems stark ansteigt. Für die Auslegung von großtechnischen SBR mit AG ist dies wiederholt ein Hinweis, dass ein voll granuliertes Schlammbett nicht zielführend ist.

Um die lokalen Auswirkungen von Ablagerungen von Abwasserpartikeln auf Biofilmen im Allgemeinen und auf AG im Speziellen zu untersuchen, wurden Versuche unter laminaren Strömungsbedingungen in einem Fließkanal durchgeführt. Treten Abwasserpartikelablagerungen auf, zeigt sich innerhalb kurzer Zeit ein Einfluss auf den Stoffumsatz. Die Untersuchungen sowohl von heterotrophen Biofilmen als auch von AG zeigten, dass die sich ausbildende Schicht aus realen Abwasserpartikeln zu einer Reduzierung des Stofftransportes zur Biofilmoberfläche und in die tieferen Bereiche der Biofilme von 5 bis 70 % führt. Die Abwasserpartikelschicht bildet eine physikalische Barriere für den Stofftransport. Es ließ sich nicht beobachten, dass innerhalb von vier Stunden nach Ablagerung eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität stattfand.

Es war erwartet worden, dass Abwasserpartikel mittelfristig als Nährstoffquelle dienen können und daher um adsorbierte Abwasserpartikel lokal filamentöser Auswuchs auftritt. Dies konnte nicht beobachtet werden. Versuche über einen Zeitraum von drei Wochen zeigten keine Änderungen in Struktur, Größe und Form der AG. Es konnten keine Unterschiede hinsichtlich der Oberflächenstruktur und damit der filamentösen Auswüchse bei AG mit und ohne Abwasserpartikelablagerungen beobachtet werden. In beiden Fällen erhöhte sich jedoch die optische Eindringtiefe des OCTs, was auf ein Absterben von Mikroorganismen innerhalb der AG hindeutet.

Bei kontinuierlicher Zugabe von Abwasserpartikeln beim Betrieb von SBR zur Untersuchung der langfristigen Nutzbarkeit des partikulären CSB konnten zwar filamentöse Auswüchse beobachtet werden, allerdings traten diese sowohl mit Zugabe von Abwasserpartikeln als auch ohne

Abwasserpartikel im Reaktorsystem auf. Als Ursache ist hierfür vermutlich die hohe CSB-Konzentration während der aeroben Phase zu benennen, die in beiden Reaktor-Systemen zur Entwicklung der Auswüchse führte.

Sind die Abwasserpartikel lediglich in der Bulkphase vorhanden, ließen sich keine Auswirkungen erkennen, weder innerhalb eines Zyklus noch im mehrwöchigen Reaktorbetrieb. Bei verstärkter Ablagerung in Folge einer Erhöhung der Abwasserpartikelkonzentration im Zulauf eines etablierten AG-Systems kann dies kurzfristig die Leistungsfähigkeit verringern und mittelfristig zu einem Absterben der Bakterien in tieferen Schichten führen. Auch die oberflächennahen Bereiche von Biofilmen zeigen keine kurzfristig erhöhte Aktivität.

In den Versuchen zur Nutzung von Abwasserpartikeln als mittelfristige und langfristige Nährstoffquelle wurden vereinzelte, vermutlich dauerhafte, Anlagerungen beobachtet. Insgesamt weisen die Ergebnisse daraufhin, dass die Anlagerung während der nicht durchmischten Phasen (Zulauf- und Absetzphase) erfolgt. Die Schichtdicke kann unter diesen Bedingungen dann allerdings bis zu 100 µm betragen, wie die Versuche zu Partikelablagerungen auf AG zeigen.

Die Auswirkungen der An- bzw. Ablagerung von Abwasserpartikeln auf Wachstum, Entwicklung und Umsatzverhalten der AG wurden im durchgeführten Vorhaben näher aufgeklärt. Offensichtlich können Abwasserpartikel nicht als kurz- oder mittelfristige organische Substratquelle für die Bakterien in AG dienen und Partikelablagerungen bewirken keine lokalen filamentösen Auswüchse. Der Rückhalt der partikulären organischen Fracht gelingt in einem SBR mit AG sehr wahrscheinlich nur dann, wenn ein Anteil der Biomasse als Flocken vorliegt. Das deckt sich sehr gut mit den bisher publizierten Ergebnissen und hat im Hinblick auf die einzuplanenden Absetzzeiten in einem AG-SBR-Zyklus einen erheblichen Einfluss.

Die langfristige Nutzbarkeit von Abwasserpartikeln durch AG-Systeme sollte weiter untersucht werden. Die Versuche lieferten hier keine abschließenden Erkenntnisse. Unabhängig davon wird anhand der vorgelegten Ergebnisse sehr deutlich, dass die Interaktion von Abwasserpartikeln und AG entscheidend für einen stabilen Betrieb von AG-Systemen für die Behandlung von kommunalem Abwasser ist.

5 Literaturverzeichnis

- Abreu, A.A., Alves, J.I., Pereira, M.A., Sousa, D.Z., Alves, M., 2011. Strategies to suppress hydrogen-consuming microorganisms affect macro and micro scale structure and microbiology of granular sludge. *Biotechnol. Bioeng.* 108, 1766–1775. <https://doi.org/10.1002/bit.23145>
- Adav, S.S., Lee, D.J., Show, K.-Y., Tay, J.H., 2008. Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnol. Adv.* 26, 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002>
- Alvarado, A., 2021. Hydrolysis of particulate organic matter originated from municipal wastewater treated under aerobic and anaerobic conditions. Ph.D. Thesis. Karlsruher Institut für Technologie.
- Alvarado, A., West, S., Abbt-Braun, G., Horn, H., 2021. Hydrolysis of particulate organic matter from municipal wastewater under aerobic treatment. *Chemosphere* 263, 128329. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128329>
- Alves, M., Cavaleiro, A.J., Ferreira, E.C., Amaral, A.L., Mota, M., Da Motta, M., Vivier, H., Pons, M.N., 2000. Characterisation by image analysis of anaerobic sludge under shock conditions. *Water Sci. Technol.* 41, 207–214. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0273>
- Araya-Kroff, P., Amaral, A.L., Neves, L., Ferreira, E.C., Pons, M.N., Mota, M., Alves, M., 2004. Development of image analysis techniques as a tool to detect and quantify morphological changes in anaerobic sludge: I. Application to a granulation process. *Biotechnol. Bioeng.* 87, 184–193. <https://doi.org/10.1002/bit.20207>
- Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.3 „Biofilmverfahren“ – Teil 1, 2021. Korrespondenz Abwasser, 68 (4), 28-288. <https://doi.org/10.3242/kae2021.04.004>
- Bassin, J.P., 2018. Aerobic Granular Sludge Technology, in: *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment*. Springer International Publishing, Cham, 75–142. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58835-3_4
- Benneouala, M., Bareha, Y., Mengelle, E., Bounouba, M., Sperandio, M., Bessiere, Y., Paul, E., 2017. Hydrolysis of particulate settleable solids (PSS) in activated sludge is determined by the bacteria initially adsorbed in the sewage. *Water Res.* 125, 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.058>
- Beun, J.J., Hendriks, A., van Loosdrecht, M.C., Morgenroth, E., Wilderer, P.A., Heijnen, J.J., 1999. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Res.* 33, 2283–2290. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00463-1)
- Beun, J.J., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 2002. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Res.* 36, 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Boltz, J.P., La Motta, E.J., 2007. Kinetics of Particulate Organic Matter Removal as a Response to Bioflocculation in Aerobic Biofilm Reactors. *Water Environ. Res.* 79, 725–735. <https://doi.org/10.2175/106143007x156718>
- Bouwer, E.J., 1987. Theoretical investigation of particle deposition in biofilm systems. *Water Res.* 21, 1489–1498. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90132-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90132-1)
- Cetin, E., Karakas, E., Dulekgurgen, E., Ovez, S., Kolukirik, M., Yilmaz, G., 2018. Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Res.* 131, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- Chiu, Z.C., Chen, M.Y., Lee, D.J., Wang, C.H., Lai, J.Y., 2007a. Oxygen diffusion and consumption in active aerobic granules of heterogeneous structure. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 75, 685–691. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-0847-6>
- Chiu, Z.C., Chen, M.Y., Lee, D.J., Wang, C.H., Lai, J.Y., 2007b. Oxygen diffusion in active layer of aerobic granule with step change in surrounding oxygen levels. *Water Res.* 41, 884–892. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.11.035>

- Confer, D.R., Logan, B.E., 1998. Location of protein and polysaccharide hydrolytic activity in suspended and biofilm wastewater cultures. *Water Res.* 32, 31–38. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00194-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00194-2)
- Costa, J.C., Mesquita, D.P., Amaral, A.L., Alves, M., Ferreira, E.C., 2013. Quantitative image analysis for the characterization of microbial aggregates in biological wastewater treatment: A review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 5887–5912. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1824-5>
- Costerton, J.W., Cheng, K.J., Geesey, G.G., Ladd, T.I., Nickel, J.C., Dasgupta, M., Marrie, T.J., 1987. Bacterial Biofilms in Nature and Disease. *Annu. Rev. Microbiol.* 41, 435–464. <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.41.100187.002251>
- Dahalan, F.A., Abdullah, N., Yuzir, A., Olsson, G., Salmiati, Hamdzah, M., Din, M.F.M., Ahmad, S.A., Khalil, K.A., Anuar, A.N., Noor, Z.Z., Ujang, Z., 2015. A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. *Bioresour. Technol.* 181, 291–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.062>
- de Kreuk, M.K., Kishida, N., Tsuneda, S., van Loosdrecht, M.C.M., 2010. Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system. *Water Res.* 44, 5929–5938. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.033>
- de Kreuk, M.K., Kishida, N., van Loosdrecht, M.C.M., 2007. Aerobic granular sludge - State of the art. *Water Sci. Technol.* 55, 75–81. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- de Kreuk, M.K., Pronk, M., Van Loosdrecht, M.C.M., 2005. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Res.* 39, 4476–4484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>
- de Kreuk, M.K., van Loosdrecht, M.C.M., 2004. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Sci. Technol.* 49, 9–17. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- de Vos, W.M., 2015. Microbial biofilms and the human intestinal microbiome. *npj Biofilms Microbiomes* 1, 15005. <https://doi.org/10.1038/npjbiofilms.2015.5>
- Derlon, N., Wagner, J., da Costa, R.H.R., Morgenroth, E., 2016. Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume. *Water Res.* 105, 341–350. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.09.007>
- Dimock, R., Morgenroth, E., 2006. The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge. *Water Res.* 40, 2064–2074. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.03.011>
- Dreszer, C., Wexler, A.D., Drusová, S., Overdijk, T., Zwijnenburg, A., Flemming, H.C., Kruithof, J.C., Vrouwenvelder, J.S., 2014. In-situ biofilm characterization in membrane systems using Optical Coherence Tomography: Formation, structure, detachment and impact of flux change. *Water Res.* 67, 243–254. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.006>
- Eliosov, B., Argaman, Y., 1995. Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Res.* 29, 155–163. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)E0109-J](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)E0109-J)
- Etterer, T., Wilderer, P.A., 2001. Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Sci. Technol.* 43, 19–26.
- Ferreira, T., Rasband, W., 2012. ImageJ User Guide.
- Flemming, H.C., Wingender, J., Szewzyk, U., Steinberg, P., Rice, S.A., Kjelleberg, S., 2016. Biofilms: An emergent form of bacterial life. *Nat. Rev. Microbiol.* 14, 563–575. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.94>
- Ginestet, P., Maisonnier, A., Spérandio, M., 2002. Wastewater COD characterization: Biodegradability of physico-chemical fractions. *Water Sci. Technol.* 45, 89–97.
- Gonzalez-Gil, G., Holliger, C., 2011. Dynamics of Microbial Community Structure of and Enhanced Biological Phosphorus Removal by Aerobic Granules Cultivated on Propionate or Acetate. *Appl. Environ. Microbiol.* 77, 8041–8051. <https://doi.org/10.1128/AEM.05738-11>

- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M., 1999. Activated Sludge Model No. 3. *Water Sci. Technol.* 39, 183–193. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00785-9](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00785-9)
- Haaksman, V.A., Mirghorayshi, M., van Loosdrecht, M.C.M., Pronk, M., 2020. Impact of aerobic availability of readily biodegradable COD on morphological stability of aerobic granular sludge. *Water Res.* 187, 116402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116402>
- Hall-Stoodley, L., Costerton, J.W., Stoodley, P., 2004. Bacterial biofilms: From the natural environment to infectious diseases. *Nat. Rev. Microbiol.* 2, 95–108. <https://doi.org/10.1038/nrmicro821>
- Heß, R., 2016. Untersuchung aerober Granula mittels optischer Kohärenztomographie (OCT). Bachelor Thesis. Karlsruher Institut für Technologie.
- Hille, A., Neu, T.R., Hempel, D.C., Horn, H., 2009. Effective diffusivities and mass fluxes in fungal biopellets. *Biotechnol. Bioeng.* 103, 1202–1213. <https://doi.org/10.1002/bit.22351>
- Horn, H., Lackner, S., Klarmann, C., Rocktäschel, T., Brunner, F., 2015. Biofilmreaktoren: Aerobe Granula zur Behandlung von kommunalem Abwasser, in: *Kommunale Abwasserbehandlung – Grundlage Des Gewässerschutzes*. pp. 141–163.
- Huang, M.H., Li, Y.M., Gu, G.W., 2010. Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination* 262, 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Jardin, N., 2022. Die erste großtechnische kommunale Kläranlage in Deutschland nach dem NEREDA®-Verfahren – Planung, Bau und Inbetriebnahme, in: *Wintersemester 2021/2022*. Institut IWAR, Technische Universität Darmstadt. Vortrag.
- Kühl, M., Revsbech, N.P., 2001. Biogeochemical Microsensors for Boundary Layer Studies, in: *The Benthic Boundary Layer*. Oxford University Press, New York, pp. 180–210.
- Kumar, A., Hille-Reichel, A., Horn, H., Dewulf, J., Lens, P., Van Langenhove, H., 2012. Oxygen transport within the biofilm matrix of a membrane biofilm reactor treating gaseous toluene. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 87, 751–757. <https://doi.org/10.1002/jctb.3800>
- Kwok, W.K., Picioreanu, C., Ong, S.L., Van Loosdrecht, M.C.M., Ng, W.J., Heijnen, J.J., 1998. Influence of biomass production and detachment forces on biofilm structures in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnol. Bioeng.* 58, 400–407. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0290\(19980520\)58:4<400::AID-BIT7>3.0.CO;2-N](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0290(19980520)58:4<400::AID-BIT7>3.0.CO;2-N)
- Layer, M., Adler, A., Reynaert, E., Hernandez, A., Pagni, M., Morgenroth, E., Holliger, C., Derlon, N., 2019. Organic substrate diffusibility governs microbial community composition, nutrient removal performance and kinetics of granulation of aerobic granular sludge. *Water Res.* X 4, 100033. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100033>
- Layer, M., Bock, K., Ranzinger, F., Horn, H., Morgenroth, E., Derlon, N., 2020. Particulate substrate retention in plug-flow and fully-mixed conditions during operation of aerobic granular sludge systems. *Water Res.* X 9, 100075. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100075>
- Lettinga, G., van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., de Zeeuw, W., Klapwijk, A., 1980. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnol. Bioeng.* 22, 699–734. <https://doi.org/10.1002/bit.260220402>
- Levine, A.D., Tchobanoglous, G., Asano, T., 1991. Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Water Res.* 25, 911–922. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90138-G](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90138-G)
- Li, A., Yang, S., Li, X., Gu, J., 2008. Microbial population dynamics during aerobic sludge granulation at different organic loading rates. *Water Res.* 42, 3552–3560. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.05.005>
- Li, C., Brunner, F., Wagner, M., Lackner, S., Horn, H., 2018. Quantification of particulate matter attached to the bulk-biofilm interface and its influence on local mass transfer. *Sep. Purif. Technol.* 197, 86–94. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.12.044>

- Li, Y., Liu, Y., Shen, L., Chen, F., 2008. DO diffusion profile in aerobic granule and its microbiological implications. *Enzyme Microb. Technol.* 43, 349–354. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2008.04.005>
- Little, B.J., Lee, J.S., 2014. Microbiologically influenced corrosion: an update. *Int. Mater. Rev.* 59, 384–393. <https://doi.org/10.1179/1743280414Y.0000000035>
- Liu, L., Li, W.W., Sheng, G.P., Liu, Z.F., Zeng, R.J., Liu, J.X., Yu, H.Q., Lee, D.J., 2010. Microscale hydrodynamic analysis of aerobic granules in the mass transfer process. *Environ. Sci. Technol.* 44, 7555–7560. <https://doi.org/10.1021/es1021608>
- Liu, Q.S., Tay, J.H., Liu, Y., 2003. Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 24, 1235–1242. <https://doi.org/10.1080/09593330309385665>
- Liu, S.Y., Liu, G., Tian, Y.C., Chen, Y.P., Yu, H.Q., Fang, F., 2007. An innovative microelectrode fabricated using photolithography for measuring dissolved oxygen distributions in aerobic granules. *Environ. Sci. Technol.* 41, 5447–5452. <https://doi.org/10.1021/es070532g>
- Liu, Y., Liu, Q.S., 2006. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnol. Adv.* 24, 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.08.001>
- Liu, Y., Tay, J.H., 2004. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnol. Adv.* 22, 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Loosdrecht, M.C.M. Van, Kreuk, M.K. de, 2004. Method for treat wastewater use sludge granules.
- Mañas, A., Biscans, B., Spérandio, M., 2011. Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process. *Water Res.* 45, 3776–3786. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.031>
- Mañas, A., Pocquet, M., Biscans, B., Sperandio, M., 2012. Parameters influencing calcium phosphate precipitation in granular sludge sequencing batch reactor. *Chem. Eng. Sci.* 77, 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2012.01.009>
- Metcalf, Eddy, 2014. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 5th ed., McGraw-Hill Education, New York
- Mishima, K., Nakamura, M., 1991. Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—a Pilot Study of the Aerobic Upflow Municipal Sewage Treatment. *Water Sci. Technol.* 23 (4–6), 981–990.
- Morgenroth, E., Kommedal, R., Harremoës, P., 2002. Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment - A review. *Water Sci. Technol.* 45, 25–40.
- Mosquera-Corral, A., De Kreuk, M.K., Heijnen, J.J., Van Loosdrecht, M.C.M., 2005. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Res.* 39, 2676–2686. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- Mosquera-Corral, A., Monràs, A., Heijnen, J.J., Van Loosdrecht, M.C.M., 2003. Degradation of polymers in a biofilm airlift suspension reactor. *Water Res.* 37, 485–492. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00309-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00309-3)
- Moy, B.Y.P., Tay, J.H., Toh, S.K., Liu, Y., Tay, S.T.L., 2002. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Lett. Appl. Microbiol.* 34, 407–412. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2002.01108.x>
- Ni, B.J., Xie, W.M., Liu, S.G., Yu, H.Q., Wang, Y.Z., Wang, G., Dai, X.L., 2009. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Res.* 43, 751–761. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- Ning, Y., Chen, Y., Shen, Y., Zeng, N., Liu, S., Guo, J., Fang, F., 2014. A new approach for estimating aerobic–anaerobic biofilm structure in wastewater treatment via dissolved oxygen microdistribution. *Chem. Eng. J.* 255, 171–177. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.06.042>

- Ødegaard, H., 2006. Innovations in wastewater treatment: The moving bed biofilm process. *Water Sci. Technol.* 53, 17–33. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.284>
- Ødegaard, H., Eikebrokk, B., Storhaug, R., 1999. Processes for the Removal of Humic Substances from Water - an Overview Based on Norwegian Experiences. *Water Sci. Technol.* 40, 37–46. <https://doi.org/10.2166/wst.1999.0437>
- Ødegaard, H., Rusten, B., Westrum, T., 1994. A new moving bed biofilm reactor - applications and results. *Water Sci. Technol.* 29, 157–165. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0757>
- Pastorelli, G., Canziani, R., Pedrazzi, L., Rozzi, A., 1999. Phosphorus and nitrogen removal in moving-bed sequencing batch biofilm reactors. *Water Sci. Technol.* 40, 169–176. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00499-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00499-0)
- Picioreanu, C., Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 2000. A theoretical study on the effect of surface roughness on mass transport and transformation in biofilms. *Biotechnol. Bioeng.* 68, 355–369. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0290\(20000520\)68:4<355::AID-BIT1>3.0.CO;2-A](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0290(20000520)68:4<355::AID-BIT1>3.0.CO;2-A)
- Pronk, M., Abbas, B., Al-zuhairy, S.H.K., Kraan, R., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M., 2015a. Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 99, 5257–5268. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3>
- Pronk, M., de Kreuk, M.K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M., 2015b. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Res.* 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Pronk, M., Giesen, A., Thompson, A., Robertson, S., Van Loosdrecht, M., 2017. Aerobic granular biomass technology: Advancements in design, applications and further developments. *Water Pract. Technol.* 12, 987–996. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.101>
- Ranzinger, F., 2022. Dynamic visualization of deposition processes within porous media by means of MRI. PhD Thesis. Karlsruhe Institut für Technologie.
- Ranzinger, F., Matern, M., Layer, M., Guthausen, G., Wagner, M., Derlon, N., Horn, H., 2020. Transport and retention of artificial and real wastewater particles inside a bed of settled aerobic granular sludge assessed applying magnetic resonance imaging. *Water Res. X* 7, 100050. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100050>
- Reysenbach, A.L., Cady, S.L., 2001. Microbiology of ancient and modern hydrothermal systems. *Trends Microbiol.* 9, 79–86. [https://doi.org/10.1016/S0966-842X\(00\)01921-1](https://doi.org/10.1016/S0966-842X(00)01921-1)
- Rocktäschel, T., Klarmann, C., Helmreich, B., Ochoa, J., Boisson, P., Sørensen, K., Horn, H., 2013. Comparison of two different anaerobic feeding strategies to establish a stable aerobic granulated sludge bed. *Water Res.* 47, 6423–6431. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.014>
- Rocktäschel, T., Klarmann, C., Ochoa, J., Boisson, P., Sørensen, K., Horn, H., 2015. Influence of the granulation grade on the concentration of suspended solids in the effluent of a pilot scale sequencing batch reactor operated with aerobic granular sludge. *Sep. Purif. Technol.* 142, 234–241. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.01.013>
- Røder, H.L., Raghupathi, P.K., Herschend, J., Brejnrod, A., Knøchel, S., Sørensen, S.J., Burmølle, M., 2015. Interspecies interactions result in enhanced biofilm formation by co-cultures of bacteria isolated from a food processing environment. *Food Microbiol.* 51, 18–24. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2015.04.008>
- Rojas-Z, U., Fajardo-O, C., Moreno-Andrade, I., Monroy, O., 2021. Effect of the famine phase length on the properties of aerobic granular sludge treating greywater. *Water Sci. Technol.* 84, 906–916. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.275>
- Royal HaskoningDHV, 31.05.2022. Nereda@ Technology, royalhaskoningdhv.com
- Ruiken, C.J., Breuer, G., Klaversma, E., Santiago, T., van Loosdrecht, M.C.M., 2013. Sieving wastewater - Cellulose recovery, economic and energy evaluation. *Water Res.* 47, 43–48. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.023>

- Rusanowska, P., Cydzik-Kwiatkowska, A., Świątczak, P., Wojnowska-Baryła, I., 2019. Changes in extracellular polymeric substances (EPS) content and composition in aerobic granule size-fractions during reactor cycles at different organic loads. *Bioresour. Technol.* 272, 188–193. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.022>
- Särner, E., 1986. Removal of Particulate and Dissolved Organics in Aerobic Fixed-Film Biological Processes. *J. Water Pollut. Control Fed.* 58, 165–172.
- Särner, E., Marklund, S., 1985. Influence of particulate organics on the removal of dissolved organics in fixed-film biological reactors. *Water Sci. Technol.* 17, 15–26.
- Schwarzenbeck, N., 2007. Aerobe Granula in der Behandlung industrieller Abwässer, in: *Berichte Aus Der Siedlungswasserwirtschaft*. TU München, Band 190, ISSN 0942-914X.
- Schwarzenbeck, N., Erley, R., Wilderer, P.A., 2004. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. *Water Sci. Technol.* 49, 41–46.
- Sengar, A., Basheer, F., Aziz, A., Farooqi, I.H., 2018. Aerobic granulation technology: Laboratory studies to full scale practices. *J. Clean. Prod.* 197, 616–632. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.167>
- Seviour, T., Derlon, N., Dueholm, M.S., Flemming, H.C., Girbal-Neuhauser, E., Horn, H., Kjelleberg, S., van Loosdrecht, M.C.M., Lotti, T., Malpei, M.F., Nerenberg, R., Neu, T.R., Paul, E., Yu, H., Lin, Y., 2019. Extracellular polymeric substances of biofilms: Suffering from an identity crisis. *Water Res.* 151, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.020>
- Su, K.-Z., Yu, H.-Q., 2005. Formation and Characterization of Aerobic Granules in a Sequencing Batch Reactor Treating Soybean-Processing Wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 39, 2818–2827. <https://doi.org/10.1021/es048950y>
- Sutherland, I.W., 2001. Biofilm exopolysaccharides: A strong and sticky framework. *Microbiology* 147, 3–9. <https://doi.org/10.1099/00221287-147-1-3>
- Tay, J.H., Tay, S.T.L., Ivanov, V., Pan, S., Jiang, H.L., Liu, Q.S., 2003. Biomass and porosity profiles in microbial granules used for aerobic wastewater treatment. *Lett. Appl. Microbiol.* 36, 297–301. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2003.01312.x>
- Thanh, B.X., Visvanathan, C., Aim, R. Ben, 2009. Characterization of aerobic granular sludge at various organic loading rates. *Process Biochem.* 44, 242–245. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2008.10.018>
- Thorlabs, 2012. Spectral Domain OCT Operating Manual 89. pp. 16–21.
- Val Del Río, A., Morales, N., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., Méndez, R., 2013. Effects of the cycle distribution on the performance of SBRs with aerobic granular biomass. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 34, 1463–1472. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.753470>
- van Dijk, E.J.H., Pronk, M., van Loosdrecht, M.C.M., 2018. Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge process. *Water Res.* 147, 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.052>
- Wagner, J., Weissbrodt, D.G., Manguin, V., Ribeiro da Costa, R.H., Morgenroth, E., Derlon, N., 2015. Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Res.* 85, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.030>
- Wagner, M., Horn, H., 2017. Optical coherence tomography in biofilm research: A comprehensive review. *Biotechnol. Bioeng.* 114, 1386–1402. <https://doi.org/10.1002/bit.26283>
- Wan, C., Yang, X., Lee, D.J., Zhang, Q., Li, J., Liu, X., 2014. Formation of filamentous aerobic granules: role of pH and mechanism. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 98, 8389–8397. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5857-6>
- Wäsche, S., Horn, H., Hempel, D.C., 2002. Influence of growth conditions on biofilm development and mass transfer at the bulk/biofilm interface. *Water Res.* 36, 4775–4784. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00215-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00215-4)

- Wentzel, M.C., Ekama, G.A., Loewenthal, R.E., Dold, P.L., Marais, G., 1989. Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems. Part II: Experimental behaviour, Water S.A.
- Wingender, J., Flemming, H.C., 2011. Biofilms in drinking water and their role as reservoir for pathogens. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 214, 417–423. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.05.009>
- Wingender, J., Neu, T.R., Flemming, H.-C., 1999. What are Bacterial Extracellular Polymeric Substances?, in: *Microbial Extracellular Polymeric Substances*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 1–19. https://doi.org/10.1007/978-3-642-60147-7_1
- Winkler, M.-K.H., Meunier, C., Henriot, O., Mahillon, J., Suárez-Ojeda, M.E., Del Moro, G., De Sanctis, M., Di Iaconi, C., Weissbrodt, D.G., 2018. An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater. *Chem. Eng. J.* 336, 489–502. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.026>
- Wuertz, S., Bishop, P., Wilderer, P.A., 2005. Biofilms in Wastewater Treatment: An Interdisciplinary Approach. <https://doi.org/10.2166/9781780402741>
- Zhang, X., Bishop, P.L., 2003. Biodegradability of biofilm extracellular polymeric substances. *Chemosphere* 50, 63–69. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00319-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00319-3)
- Zheng, Y.M., Yu, H.Q., 2007. Determination of the pore size distribution and porosity of aerobic granules using size-exclusion chromatography. *Water Res.* 41, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.09.015>
- Zhu, J., Wilderer, P.A., 2003. Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge. *Water Res.* 37, 2013–2018. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00585-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00585-7)

Anhang

Tabelle A1: Aus SBR 2 während der Laufzeit entnommene Biomasse.

Tag [d]	Entnommene Trockenmasse [g]	Versuch
3	8	SBR 2-1
18	8	SBR 2-2
33	8	SBR 2-3
51	8	SBR 2-4
141	8	SBR 2-5
187	8	SBR 2-6
98	8	Weitere Versuche
156	8	Weitere Versuche
171	~1,5	Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle
188	~1,5	Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle
195	~1,5	Abwasserpartikel als mittelfristige Nährstoffquelle
188	~0,5	Partikelablagerungen auf aeroben Granula
188	~0,5	Partikelablagerungen auf aeroben Granula
217	~0,5	Partikelablagerungen auf aeroben Granula

Tabelle A2: Zusammensetzung der Substratlösung zur Kultivierung heterotropher Biofilme auf Aufwuchskörpern.

Stoff	[mg/L]
C ₆ H ₁₂ O ₆	300
(NH ₄) ₂ S	50
CaCl ₂	5,66
MgSO ₄	7
FeSO ₄	1,66
NaNO ₃	12
KH ₂ PO ₄	2,33

Tabelle A3: Zusammensetzung der Substratlösung zur Kultivierung von AG in SBR 3, SBR 4 und SBR 5.

Stoff	[mg/L]
CH ₃ COONa	1667 (SBR 3, SBR 4) 1250 (SBR 5)
NH ₄ HCO ₃	50
K ₂ HPO ₄	5,66
FeSO ₄ *7H ₂ O	7
MgSO ₄ *7H ₂ O	12
CaCl ₂ *2H ₂ O	2,33