

Untersuchungen zum Membransystem der Firma A3 als Membranbelebungsverfahren auf der KA Xanten-Vynen der LINEG im technischen Maßstab

Teil 3: Begleitendes Untersuchungsprogramm

AZ: IV-9-042 1A7 0020



Abschlussbericht

für das



Ministerium für Umwelt und
Naturschutz, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz des Landes
Nordrhein-Westfalen

Projektpartner:

Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft

Ingenieurbüro ATEMIS GmbH

A3 Water Solutions GmbH



Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen

Mies-van-der-Rohe-Str. 1 • 52074 Aachen

Tel: 0241 80 25207 • Fax: 0241 80 22285 • isa@isa.rwth-aachen.de

Abschlussbericht

zum Forschungsvorhaben unter dem Titel

**Untersuchungen zum Membransystem der Firma A3 als
Membranbelebungsverfahren auf der KA Xanten-Vynen der LINEG im
technischen Maßstab**

Teil 3: Begleitendes Untersuchungsprogramm

AZ: IV-9-042 1A7 0020



Aachen, den 28.08.2009

i.V. Dr.-Ing. R. Haußmann
(Akademische Direktorin)

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	IV
TABELLENVERZEICHNIS	IX
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	IX
1 VORBEMERKUNGEN.....	1
2 EINLEITUNG UND VERANLASSUNG.....	4
2.1 Allgemeines.....	4
2.2 MBR Xanten-Vynen.....	5
2.3 Ziele und Inhalte des Forschungsvorhabens	6
2.4 Vorbemerkungen zur membranspezifischen Terminologie	7
3 BESCHREIBUNG DER ANLAGENTECHNIK UND INBETRIEBNAHME.....	9
3.1 MBR Xanten-Vynen.....	9
3.1.1 Baumaßnahmen	9
3.1.2 Membrancontaineranlage	9
3.1.3 Inbetriebnahme des MBR	16
3.2 Weitergehende Messtechnik	16
4 UNTERSUCHTE ARBEITSPAKETE.....	18
4.1 Inhalte der Arbeitspakete.....	18
4.2 Zeitlicher Ablauf.....	19
5 ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN.....	21
5.1 Allgemeine Betriebsbedingungen.....	21
5.1.1 Zulaufsituation.....	21
5.1.2 Ablaufsituation	22
5.2 Arbeitspakete 1 und 2 – Inbetriebnahme und Ermittlung der Leistungsparameter	26
5.2.1 Inbetriebnahmephase	26
5.2.2 Ermittlung der membranspezifischen Leistungsparameter	27

5.3	Arbeitspaket 3a – Auswirkungen der Schlammbelastung.....	30
5.3.1	Veränderung der Schlammbelastung durch Erhöhung der Wassermenge	30
5.3.2	Veränderung der Schlammbelastung durch Verringerung der TS-Konzentration.....	32
5.4	Arbeitspaket 3b – Anlagenverhalten bei Stickstoff-Stoßbelastungen.....	33
5.4.1	Vorbemerkungen	33
5.4.2	Datenauswertung mittels Bayes Statistik.....	34
5.4.3	Zusammenhang zwischen Peak-Wahrscheinlichkeit und der HRT	39
5.4.4	Frachtbetrachtungen.....	41
5.5	Arbeitspaket 3c - Verbesserung der Denitrifikation	43
5.6	Arbeitspaket 4a – Entwicklung eines Messverfahrens zur Bestimmung der Schlammfiltrierbarkeit.....	46
5.6.1	Einführung.....	46
5.6.2	Capillary Suction Time	46
5.6.3	Filtertest	50
5.6.4	Spezialmethoden	52
5.6.5	Entwicklung eines neuen Verfahrens.....	53
5.7	Arbeitspaket 4b – Flockungsmittel/Schlammfiltrierbarkeit	58
5.7.1	Allgemeine Entwicklung der Schlammeigenschaften	58
5.7.2	Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit durch Polymerzugabe.....	60
5.7.3	Ergänzende Versuche zur Polymerdosierung in Aachen	65
5.8	Arbeitspaket 5 – Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen	69
5.8.1	Grundlagen	69
5.8.2	Energieverbrauch des MBR Xanten-Vynen	71
5.9	Weitere Untersuchungen	74
5.9.1	AOX-Problematik	74
5.9.2	Schwermetalle	76
5.9.3	Spurenstoffe.....	76
5.9.4	Mikrobiologische Ablaufqualität	81
5.9.5	Membranuntersuchungen	83
6	ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT	86
6.1.1	Die Bedeutung der Schlammfiltrierbarkeit in MBR.....	86

6.1.2	Messung der Schlammfiltrierbarkeit.....	87
6.1.3	Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit durch Polymereinsatz	88
6.1.4	Verhalten kommunaler MBR bei Stickstoff-Stoßbelastungen	89
6.1.5	Energiebedarf von kommunalen MBR	90
LITERATUR		94

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Fließbild der KA Xanten-Vynen	6
Abbildung 3-1: schematische Ansicht der Containeranlage	10
Abbildung 3-2 Abladen einer Containereinheit auf der KA Xanten-Vynen	11
Abbildung 3-3: Maschinen- und EMSR-Technik-Räume der zweistraßigen Membrananlage	13
Abbildung 3-4 Detailansicht Maschinen- und EMSR-Technik	13
Abbildung 3-5: Probenahmepunkte und Fließdiagramm der Messtechnik zur Überwachung der Reinigungsleistung des MBR Xanten-Vynen	17
Abbildung 5-1: Summenhäufigkeiten der täglich dem MBR zufließenden Abwassermengen.....	22
Abbildung 5-2: Kumulierte Häufigkeiten der im MBR behandelten täglichen Abwassermenge.....	23
Abbildung 5-3: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen CSB- Konzentrationen	23
Abbildung 5-4: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen P- Konzentrationen	24
Abbildung 5-5: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen NH ₄ -N- Konzentrationen	25
Abbildung 5-6: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen NO ₃ -N- Konzentrationen	25
Abbildung 5-7: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen NO ₂ -N- Konzentrationen	26
Abbildung 5-8: Fluss und TMP beider Straßen des MBR im Februar 2008	28
Abbildung 5-9: Bestimmung des kritischen Fluss in Straße 2 am 17.07.2007	29
Abbildung 5-10: Entwicklung des Schlammfiltrationsindex bei unterschiedlichen Schlammbelastungen (Q modifiziert)	31

Abbildung 5-11: NH ₄ -N Ablaufkonzentrationen bei unterschiedlichen Schlammbelastungen (Q modifiziert).....	32
Abbildung 5-12: Entwicklung des Schlammfiltrationsindex bei unterschiedlichen Schlammbelastungen (TS modifiziert)	33
Abbildung 5-13: Beispiel für NH ₄ -N-Konzentrationspitze im Ablauf des MBR	34
Abbildung 5-14: Das für die Abbildung des MBR Xanten-Vynen verwendete BPN	35
Abbildung 5-15: Häufigkeitsverteilungen von Zufluss (Q) und NH ₄ -N Zulaufkonzentration.....	36
Abbildung 5-16: Summenhäufigkeiten der NH ₄ -N und NO _x -N-Ablaufkonzentrationen unter Berücksichtigung der vollständigen Datenbasis	37
Abbildung 5-17: Häufigkeitsverteilung der NH ₄ -N Zulaufkonzentrationen (links) und Summenhäufigkeiten der NH ₄ -N Ablaufkonzentrationen (rechts) bei Trockenwetter (Q<10 m ³ /d) und Regenwetter (Q>10 m ³ /h)	38
Abbildung 5-18: Summenhäufigkeiten der NH ₄ -N (links) und NO _x -N Ablaufkonzentrationen (rechts) während kritischer Belastungssituationen	39
Abbildung 5-19: Relative Anzahl und mittlere Höhe der NH ₄ -N-Peaks größer 5 mg/l im Ablauf des MBR Xanten-Vynen bei unterschiedlichen hydraulischen Aufenthaltszeiten.....	40
Abbildung 5-20: Gegenüberstellung von NH ₄ -N Ablaufkonzentration und der Zulaufsituation aus dem Produkt von (NH ₄ -N-Frachtbelastung x hydraulischer Belastung).....	42
Abbildung 5-21: Gegenüberstellung von NH ₄ -N Ablaufkonzentration und der Zulaufsituation aus dem Produkt von (NH ₄ -N-Frachtbelastung x hydraulischer Belastung) bei Abwassertemperaturen unter 12°C.....	43
Abbildung 5-22: Summenhäufigkeiten der NO _x -N-Ablaufkonzentrationen bei normaler Rezirkulationsrate (Straße 2) und um 20 m ³ /h erhöhte Rezirkulation (Straße 1)	44
Abbildung 5-23: Summenhäufigkeiten der NO _x -N-Ablaufkonzentrationen bei normaler Rezirkulationsrate (Straße 2) und um 39 m ³ /h erhöhte Rezirkulation (Straße 1)	45

Abbildung 5-24: Messgerät zur Bestimmung der kapillaren Fließzeit CST	48
Abbildung 5-25: Aufbau des Filtrationstests (Kubota, 2006)	51
Abbildung 5-26: Standardabweichungen aller Messmethoden und aller untersuchten Belebtschlämme	56
Abbildung 5-27: Korrelation von CST und SFI anhand der Messdaten aus Xanten-Vynen (n=179 Wertepaare)	57
Abbildung 5-28: Korrelation des SFI mit der gelösten EPS (n=8 Wertepaare).....	58
Abbildung 5-29: Entwicklung der Schlammfiltrierbarkeit beider Straßen des MBR Xanten- Vynen anhand des SFI über einen Betrachtungszeitraum von 24 Monaten	59
Abbildung 5-30: Jahresschwankungen des SFI (Monatsmittelwerte) in Abhängigkeit der im jeweiligen Monat minimalen Abwassertemperatur	59
Abbildung 5-31: Schlammfiltrierbarkeit beider Straßen vor und nach der Dosierung des Polymers	60
Abbildung 5-32: Fluss (Q) und Transmembrandruck (TMP) beider Straßen vor und nach Reinigung+Polymerdosierung	61
Abbildung 5-33: Permeabilitäten (Perm) und aktive Membranflächen beider Straßen vor und nach Reinigung+Polymerdosierung	62
Abbildung 5-34: Fluss (Q) und Transmembrandruck (TMP) beider Straßen im April 2008; Straße 2 mit Polymer.....	63
Abbildung 5-35: Permeabilitäten (Perm) und aktive Membranflächen beider Straßen im April 2008; Straße 2 mit Polymer	64
Abbildung 5-36: Fluss (Q) und Transmembrandruck (TMP) beider Straßen im Mai 2008	64
Abbildung 5-37: Permeabilitäten (Perm) und aktive Membranflächen beider Straßen im Mai 2008.....	65
Abbildung 5-38: Dosierversuche zur Ermittlung der optimalen Polymerkonzentration.....	66
Abbildung 5-39: 3.000-fache (oben) bzw. 10.000-fache (unten) Vergrößerung einer Membranprobe nach 4-wöchigem Betrieb. links: ohne Polymer; rechts: mit Polymer	67

Abbildung 5-40: Ermittlung des kritischer Fluss mit und ohne Polymerzugabe.....	68
Abbildung 5-41: Spezifischer Energieverbrauch der KA Konzen und Woffelsbach, nach Hübner und Rolfs (2007)	70
Abbildung 5-42: Spezifischer Energieverbrauch beider Straßen in Abhängigkeit der Tageswassermenge (ermittelt aus Tagessummen zwischen April und Mai 2008)	72
Abbildung 5-43: Summenhäufigkeit des spezifischen Energieverbrauchs (ermittelt aus Monatssummen) zwischen Februar 2007 bis Dezember 2008	73
Abbildung 5-44: Spezifischer Energieverbrauch der Anlage in Abhängigkeit der Tageswassermenge unter verschiedenen Belüftungsstrategien.....	74
Abbildung 5-45: Schwermetallbelastung von Zu- und Ablauf der KA Xanten-Vynen	76
Abbildung 5-46: Chromatogramm der Zulaufprobe vom 08.08.2007. Links: Totalionenstrom, Rechts: extrahierter Ionenstrom des Carbamazepin	77
Abbildung 5-47: Konzentrationen (Mediane von 5 bis 10 Einzelmessungen) der ausgewählten Leitsubstanzen im Abwasser der Kläranlage Xanten-Vynen	79
Abbildung 5-48: Eliminationsraten (Mediane von 3 bis 6 24h-Mischproben) für die ausgewählten Leitsubstanzen der Kläranlage Xanten-Vynen	80
Abbildung 5-49: Konzentrationen in Zu- und Ablauf des MBR (Mediane von 5 24h- Mischproben) für die ausgewählten Leitsubstanzen der Kläranlage Xanten-Vynen bei unterschiedlichen Feststoffkonzentrationen	81
Abbildung 5-50: Enterokokken (bestimmt als KBE/100ml) im Ablauf des MBR und der konventionellen Kläranlage Xanten-Vynen	82
Abbildung 5-51: E.Coli (bestimmt als KBE/100ml) im Ablauf des MBR und der konventionellen Kläranlage Xanten-Vynen	82
Abbildung 5-52: Links: 3.000-fache Vergrößerung einer fabrikneuen Membranprobe (links) und einer gereinigten Probe nach 20 Betriebsmonaten (rechts)	83
Abbildung 5-53: Links: 20.000-fache Vergrößerung einer fabrikneuen Membranprobe (links) und einer gereinigten Probe nach 20 Betriebsmonaten (rechts)	84

Abbildung 5-54: Deckschicht auf einer Membranprobe vom 04.09.2007 bei 100-facher Vergrößerung (links) und bei 500-facher Vergrößerung (rechts)	84
Abbildung 5-55: EDX-Spektren einer gereinigten Membranprobe (links) und einer Membranprobe mit Deckschicht (rechts).....	85
Abbildung 6-1: Umbau des MBR Xanten-Vynen vom Parallel- in den Serienbetrieb	92

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Membranspezifische Terminologie.....	8
Tabelle 5-1:	Abwassermenge und –zusammensetzung im Zulauf zum MBR der Kläranlage Xanten-Vynen (qualifizierte Stichproben zwischen 01.01.2006 und 30.01.2009)	21
Tabelle 5-2:	Zu- und Ablaufbedingungen während des Untersuchungszeitraums.....	36
Tabelle 5-3:	Ergebnisse einer Messreihe (Beispiel).....	54
Tabelle 5-4:	Standardabweichungen aller Messreihen der Intensivmessphase	55

Abkürzungsverzeichnis

AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
BPN	Bayes'sches Probabilistisches Netzwerk
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf
B _{TS}	Schlammbelastung
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CST	Capillary Suction Time
EPS	extrazelluläre polymere Substanzen
EW	Einwohnerwert
HRT	Hydraulic Retention Time
HSG	Hochschulgruppenansatz
ISA	Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen Hochschule Aachen

KBE	Koloniebildende Einheiten
LINEG	Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft
MBR	Membranbioreaktor
NaOCl	Natriumhypochlorit
NH ₄	Ammonium-Stickstoff
NO ₂	Nitrit
NO ₃	Nitrat
ppm	parts per million
RV	Rückführverhältnis
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient
SFI	Schlammfiltrationsindex
TMP	Transmembrandruck
TOC	Total Organic Carbon
TR	Trockenrückstand
TS	Trockensubstanzgehalt
ÜSS	Überschussschlamm

1 Vorbemerkungen

Beim Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW wurde die Gewährung von Sachbeihilfen zum Forschungsbetrieb einer Membranbelebungsanlage unter Einsatz des Membransystems der Firma A3 auf der Kläranlage Xanten-Vynen beantragt.

Die Beantragung und Bearbeitung des Vorhabens erfolgte durch folgende Projektbeteiligte:

Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft

Friedrich-Heinrich-Allee 64
47475 Kamp-Lintfort

Projektverantwortliche:

Vorstand K.-H. Brandt, Dr.-Ing. Dipl.-Wirtsch.-Ing. W. Kühn

Tel: 02842-960-101, 02842-960-100

Fax: 02842-960-499

Mail: kuehn.w@lineg.de

Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen

Templergraben 55
52056 Aachen

Projektverantwortlicher:

Univ. Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp

Tel: 0241-8025207, 0241-8025208

Fax: 0241-8022285

Mail: isa@isa.rwth-aachen.de

A3 Water Solutions GmbH

Magdeburger Str. 16

45881 Gelsenkirchen

Projektverantwortlicher:

Geschäftsführer Dipl.-Biol. U. Brüß

Tel: 0209-98099-804

Fax: 0209-98099-801

Mail: ulrich-bruess@a3-gmbh.com

Ingenieurbüro ATEMIS GmbH

Dennewartstraße 25-27

52068 Aachen

Projektverantwortlicher:

Dr.-Ing. M. Grömping, Dipl.-Ing. Frank Schlösser

Tel: 0241-963-1895, 0241-963-1892

Fax: 0241-963-1899

Mail: groemping@atemis.net, schloesser@atemis.net

Für das Forschungsvorhaben wurden von der LINEG Fördermittel beim Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW beantragt und bewilligt. Die bewilligten Zuwendungen lassen sich wie folgt aufgliedern:

- Teil 1: Antrag auf Förderung der Investitionen zum Bau der Membranbelebungsanlage inkl. aller vorbereitenden Arbeiten sowie Anschlussmaßnahmen (Zuwendungsbescheid vom 28.10.2004, AZ 54.173/25-5234)
- Teil 2: Antrag auf Förderung des Betriebs der Pilotanlage (Zuwendungsbescheid vom 31.10.2006, AZ 54.173/25 – 5243)

Der Antrag zur Förderung der wissenschaftlichen Begleitung des Betriebs der Membranbelebungsanlage wurde vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA) beim MUNLV gestellt und ebenfalls bewilligt. Die Ergebnisse dieses Vorhabens sind Inhalt des vorliegenden Berichtes.

- Teil 3: Begleitendes Untersuchungsprogramm (AZ: IV-9-042 1A7 0020)

Die 2-straßige Membranbelebungsanlage wurde im Dezember 2005 in Betrieb genommen. Vor der Inbetriebnahme der MBR-Anlage wurde ein Antrag zum förderunschädlichen Maßnahmebeginn gestellt und vom MUNLV am 11.11.2005 bewilligt.

Die MBR-Anlage wurde von Dezember 2005 bis November 2006 – auch ohne vorliegende Förderzusage – durch die LINEG und die Firma A3 betrieben und erste Optimierungsmaßnahmen umgesetzt. Die Förderzusage für den Betrieb der MBR-Anlage wurde mit dem Zuwendungsbescheid vom 31.10.2006 von der Bezirksregierung Düsseldorf erteilt.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens sind folgende Veröffentlichungen entstanden, die diesem Bericht separat beigefügt sind:

Raudies et al. (2007): Raudies, I., Tacke, D., Thiemig, C., Pinnekamp, J.: *Beurteilung verschiedener Verfahren zur Bestimmung der Filtrationseigenschaften von belebten Schlämmen aus Membranbioreaktoren*, Tagungsband zur 7. Aachener Tagung Wasser und Membranen, ISBN 3-86130-888-6, 30. und 31. Oktober 2007

Kühn et al. (2007): Kühn, W., Brüß, U., Pinnekamp, J., Schäpers, D., Thiemig, C.: *Optimierung des Betriebes der Kläranlage Xanten-Vynen*, Schriftenreihe Gewässerschutz Wasser Abwasser (GWA) Bd. 210, ISBN 978-3-938996-16-4, Aachen, Oktober 2007

Thiemig et al. (2008a): Thiemig, C., Pinnekamp, J., Schubert, M., Faber, M.: *Modeling of a Membrane Bioreactor using Bayesian Probabilistic Networks*, Proceedings of IWA Regional Conference for Membrane Technologies in Water and Waste Water Treatment, Moscow, 2.-4. June 2008

Thiemig et al. (2008b): Thiemig, C., Pinnekamp, J., Kühn, W., Schäpers, D., Brüß, U.: *Development of Design Criteria for municipal Membrane Bioreactors by a detailed Evaluation of Critical Load Situations*, Proceedings of IWA Membrane Conference "Design and operation of membrane plants for water, wastewater and industrial water". Amsterdam, 1-2 October 2008

Thiemig, Pinnekamp (2009): Thiemig, C. Pinnekamp, J.: *Stickstoff-Stoßbelastungen bei kommunalen MBR – ein Praxisbeispiel*, Tagungsband zur 8. Aachener Tagung Wasser und Membranen, Aachen, 27.-28. Oktober 2009

2 Einleitung und Veranlassung

2.1 Allgemeines

Der Betrieb eines kommunalen Membranbioreaktors (MBR) unterscheidet sich in verschiedenen Aspekten von der konventionellen Verfahrenstechnik. In konventionellen Anlagen, in denen die Phasenseparation des Schlamm-Wasser-Gemisches vom gereinigten Abwasser mittels Sedimentation im Nachklärbecken erfolgt, sind die Absetzeigenschaften des Schlammes von entscheidender Bedeutung für die Funktion des Verfahrens. Beim Betrieb eines Membranbioreaktors haben die Absetzeigenschaften nur einen untergeordneten Einfluss. Vielmehr spielt die Filtrierbarkeit des Schlammes eine wesentliche Rolle. Ein schlecht filtrierbarer Schlamm führt zu einem erhöhten Energiebedarf bei der Filtration durch höhere erforderliche Transmembrandrücke bei gleichem spezifischem Fluss. Zusätzlich gehen schlecht filtrierbare Schlämme häufig auch mit einem stärkeren Fouling der Membranen einher (z.B. ITONAGA ET AL, 2004; KRAUSE, 2005; ROSENBERGER, 2003; TARNACKI ET AL, 2005).

Die Filtrationseigenschaften des Belebtschlammes in Membranbioreaktoren werden wesentlich von den Betriebs- und Zulaufbedingungen beeinflusst. In diesem Zusammenhang werden von verschiedenen Autoren jedoch widersprüchliche Erkenntnisse genannt (z.B. WETT, 2005; ROSENBERGER, 2003). Dennoch scheint klar, dass besonders negative Einflüsse von starken Schwankungen der Schlammbelastung oder der Abwassertemperatur ausgehen können. Neben dem Anstieg der Viskosität des Belebtschlamm-Wassergemisches bei niedrigeren Temperaturen ist durch die kurzfristige Veränderung der Umweltbedingungen von einer vermehrten Produktion von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) der Mikroorganismen auszugehen, die als maßgebliche Foulingbildner gelten. Beide Effekte kombiniert spiegeln sich in einem unmittelbaren und nachhaltigen Anstieg der Transmembrandrücke wider. Im ungünstigsten Fall werden bei einer hohen hydraulischen Belastung der Anlage die maximalen zulässigen Grenzdrücke erreicht, womit dann der maximale hydraulische Durchsatz nicht mehr möglich ist.

Um oben beschriebenen Problemen zu begegnen, können verschiedene Schlamm-Konditionierungsmittel eingesetzt werden. Die Funktionsweise solcher Produkte entspricht prinzipiell der von Flockungshilfsmitteln, wobei neben der Bildung von Makroflocken zusätzlich die Einbindung von kolloidal gelösten Stoffen, die zu einem Fouling der Membranen führen können, angestrebt wird (YOON ET AL, 2005). Dies verbessert zum einen die Filtrationseigenschaften des Schlammes,

was sich direkt in geringeren Transmembrandrücken während hoher hydraulischer Belastung widerspiegelt. Zum anderen wird durch die Einbindung kolloidal gelöster Stoffe (u. A. der extrazellulären polymeren Substanzen (EPS)) das Langzeitfouling der Membranen reduziert, womit ggf. Reinigungsintervalle verlängert werden können.

Neben diesen membranspezifischen Aspekten bestehen auch entscheidenden Unterschiede zwischen MBR und konventioneller Technik hinsichtlich der Reinigungsleistung. Bekanntermaßen liefern MBR aufgrund des jederzeit vollständigen Feststoffrückhalts sehr geringe CSB-Ablaufwerte (üblicherweise unter 20 mg/l) und eine hervorragende mikrobiologische Ablaufqualität (Badegewässerqualität). Für die Bemessung des erforderlichen Belebungsvolumens von kommunalen MBR bestehen bislang jedoch noch keine verbindlichen Richtlinien. Die Anwendung etablierter Bemessungsrichtlinien wie des DWA Arbeitsblattes A131 oder des Hochschulgruppenansatzes (HSG) führt aufgrund der bei MBR üblicherweise höheren Feststoffkonzentrationen zu deutlich reduzierten Beckenvolumina. Zwar existieren einige Bemessungsempfehlungen, die sich der Bemessung und dem Design kommunaler MBR annehmen (z.B. SEYFRIED, 2002; PINNEKAMP UND FRIEDRICH, 2006; ALT UND WEDI, 2007), dennoch wird die Problematik des verkleinerten Beckenvolumens in der Fachwelt weiterhin kontrovers diskutiert. Es stellt sich die Frage, ob die kleineren Belebungsbecken und fehlenden Vor- und Nachklärbeckenvolumina das Risiko des Durchschlagens von Ammonium-Konzentrationsspitzen bei MBR gegenüber einer konventionellen Anlagenkonfiguration erhöhen. In diesem Zusammenhang wird diskutiert, ob für kommunale MBR eine minimale hydraulische Aufenthaltszeit (HRT = Hydraulic Retention Time) sicherzustellen ist, um dieses Risiko zu reduzieren. Bisherige Erkenntnisse und Veröffentlichungen zu diesem Thema basieren fast ausschließlich auf Simulationsstudien, deren Übertragbarkeit auf die besonderen Betriebsverhältnisse eines MBR zumindest kritisch zu hinterfragen ist.

2.2 MBR Xanten-Vynen

Die Linksniederrheinische-Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG) betreibt seit 1988 die Kläranlage Xanten-Vynen, an die ca. 3.150 E angeschlossen sind. Im Jahr 1999 wurde von der LINEG der Nachweis erbracht, dass die Kläranlage Xanten-Vynen über eine biologische Leistungsfähigkeit von 3.300 Einwohnern verfügt. Mit einem Auslastungsgrad von 96 % ist die Kapazität der Anlage somit annähernd erschöpft. Für die Zukunft (2025) wird für die Kläranlage Xanten-Vynen ein Anschluss von 4.989 E prognostiziert, so dass die Anlage langfristig um ca. 1.850 E erweitert werden muss.

Da die Membrantechnik eine innovative und zukunftsorientierte Technologie für die Aufbereitung von Wasser und Abwasser darstellt, wurde eine Anlagenerweiterung der Kläranlage Xanten-Vynen als Membrananlage durchgeführt. Im Rahmen des Forschungsvorhabens sollte dabei untersucht werden, ob diese notwendige Erweiterung durch die Integration einer Membranbelebungsanlage für ca. 2.000 E in das Abwasserreinigungskonzept gewährleistet werden kann.

Im Jahr 2005 wurde auf dem Gelände der Kläranlage Xanten-Vynen eine Pilotanlage nach dem Membranbelebungsverfahren unter Einsatz neu entwickelter Module der Firma A3 mit einer Kapazität von ca. 2.000 EW errichtet. Betriebserfahrungen mit diesen Modulen lagen vorher lediglich aus Versuchsanlagen vor. Die Membranbelebungsanlage wurde als 2-straßige Containeranlage ausgeführt. Der Bau dieser Anlage wurde vom Land Nordrhein-Westfalen im Rahmen einer Projektförderung unterstützt. Die MBR-Anlage wurde während eines F&E-Vorhabens parallel zur bestehenden Kläranlage Xanten-Vynen betrieben. Abbildung 2-1 zeigt ein vereinfachtes Fließbild der KA Xanten-Vynen bestehend aus dem konventionellen Anlagenteil und den beiden MBR Straßen.

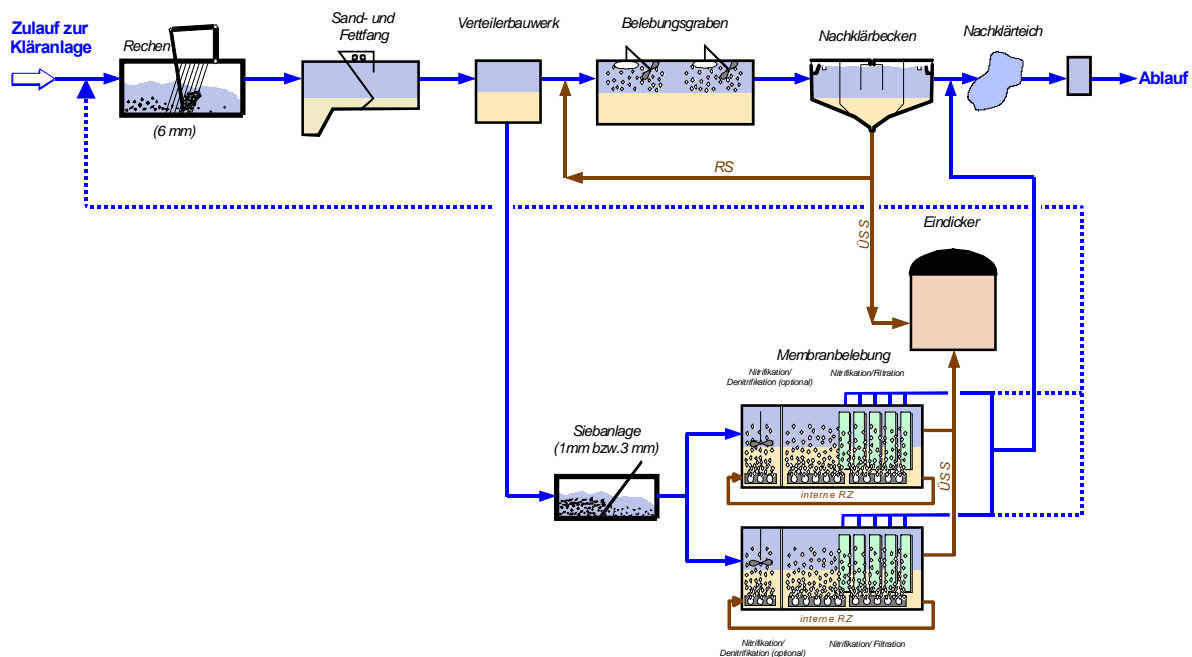


Abbildung 2-1: Fließbild der KA Xanten-Vynen

2.3 Ziele und Inhalte des Forschungsvorhabens

Neben der wissenschaftlichen Begleitung der Inbetriebnahme der Anlage und der Optimierung der von A3 neu entwickelten Membranmodule bestand in diesem Forschungsvorhaben das Ziel,

weitere allgemeine Erkenntnisse zu Bemessung und Betrieb von Membranbioreaktoren zu gewinnen. Die zweistraßig ausgeführte Bauweise der Anlage bietet dazu ideale Voraussetzungen. Durch den Einsatz einer aufwändigen Messtechnik, die in einer hohen Messdichte die Zu- und Ablaufkonzentrationen beider Straßen des MBR überwacht, war eine detaillierte Betrachtung des Anlagenverhaltens unter verschiedenen Betriebsbedingungen möglich. So konnten weitere Erkenntnisse zum Verhalten von MBR unter Stoßbelastungen oder anderen kritischen Betriebsbedingungen gesammelt werden, was den bisherigen Kenntnisstand zu oben beschriebener HRT Problematik erweiterte.

Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen befasste sich mit der Bedeutung der Schlamm-eigenschaften - hier insbesondere der Schlammfiltrierbarkeit - beim Betrieb eines MBR. Zunächst wurde ein neues Messverfahren entwickelt, mit dem zukünftig dieser Parameter schnell und zuverlässig vom Anlagenpersonal vor Ort gemessen werden kann. Dann erfolgte eine Validierung der Methode über einen Zeitraum von 2 Jahren, bei der saisonale Schwankungen und betriebliche Einflussgrößen auf die Schlammfiltrierbarkeit dokumentiert werden konnten. Zuletzt folgte eine Messreihe zur Verbesserung der Schlamm-eigenschaften mittels simultaner Polymerzugabe in den Belebtschlamm.

Parallel zu den oben beschriebenen Untersuchungen wurden Messungen zum Rückhalt von endokrin wirksamen Stoffen und anderer Spurenstoffe in Anhängigkeit von den Prozessbedingungen der MBR-Anlage und im Vergleich zur konventionellen Verfahrenstechnik durchgeführt.

2.4 Vorbemerkungen zur membranspezifischen Terminologie

Folgende Tabelle stellt die im weiteren Text verwendeten membranspezifischen Begriffe und zugehörige Einheiten zur Erläuterung zusammen.

Tabelle 2-1: Membranspezifische Terminologie

Begriff und Kurzzeichen		Einheit	Bedeutung
Volumenstrom	Q	L/s oder m ³ /h	Hydraulischer Durchsatz je Zeiteinheit.
(spezifischer) Fluss	I	L/(m ² *h)	Volumenstrom bezogen auf die filtrierende Membranfläche.
Transmembrandruck	TMP	bar oder mbar	Unterdruck, der auf der Saugseite der Membran während des Filtrationsbetriebes anliegt. Der TMP steigt proportional zum Fluss.
Permeabilität	Perm	L/(m ² *h*bar)	Maß für die Durchlässigkeit von Membran und Deckschicht. Wird berechnet aus dem Verhältnis Fluss/Transmembrandruck.
Hydraulische Aufenthaltszeit	HRT	h	Mittlere Aufenthaltszeit eines Wassertropfens im Becken.

Durch ein prozessbedingt unvermeidlich fortschreitendes Fouling der Membranen lässt die Filtrationsleistung der Membranmodule auf Grund steigender Transmembrandrücke (*TMP* = TransMembranePressure) kontinuierlich nach. Bezieht man den hydraulischen Durchsatz auf die Membranfläche, die zur Filtration aktuell zur Verfügung steht, dann spricht man vom *spezifischen Fluss* = Fluss [l/h] : A_{Mem} [m²]. *Spezifischer Fluss* [l/(m²*h)] und *TMP* [bar] verhalten sich üblicherweise linear, d.h. mit steigendem *spezifischem Fluss*, der über die Drehzahl der Filtratpumpen geregelt wird und der von der filtrierenden Membranfläche abhängt, steigen gleichzeitig die gemessenen *TMP*. Daher wird für einen qualitativen Vergleich des Membranzustandes die so genannte *Permeabilität* aus dem Verhältnis *Fluss* : *TMP* errechnet. Die Einheit der *Permeabilität* lautet daher [l/(m²*h*bar)].

3 Beschreibung der Anlagentechnik und Inbetriebnahme

3.1 MBR Xanten-Vynen

Die Projektierung und der Bau der Membrancontaineranlage wurde von der Firma A3 durchgeführt. Die erforderlichen Baumaßnahmen zur Aufstellung (Fundament) und zur Anbindung der Membrananlage (Rohrleitungen und Verteilerbauwerk) wurden von der LINEG umgesetzt.

3.1.1 Baumaßnahmen

Die Planung und Koordination der erforderlichen Baumaßnahmen erfolgte durch die LINEG. Mit den Baumaßnahmen zur Aufstellung und zum Anschluss der Membrancontaineranlage wurde Ende Juni 2005 begonnen. Im Bereich des Aufstellungsortes der Membrancontaineranlage erfolgte dazu der Abbruch bestehender Trockenbeete. Folgende Baumaßnahmen wurden durchgeführt:

- Errichten eines Fundamentes zur Aufstellung der Membrananlage
- Errichten eines Verteilerbauwerks
- Rohrleitungsbau zur Anbindung der Membrananlage

3.1.2 Membrancontaineranlage

Die Membranbelebungsanlage wurde für eine tägliche Abwassermenge von ca. 300 m³ ausgelegt (mittlerer Permeatvolumenstrom 12,5 m³/h, Maximalvolumenstrom 40 m³/h). Bei einem TS-Gehalt von 10-12 g/l und dem Belebungsvolumen von 200 m³ ergibt sich eine Schlammbelastung von $B_{TS} = 0,03 - 0,05 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg TS} \cdot \text{d})$.

Die Membranbelebungsanlage besteht aus zwei unabhängig voneinander zu betreibenden Doppelstockcontainereinheiten mit einem biologischen Volumen von je 100 m³. Eine Doppelstockcontainereinheit ist schematisch in Abbildung 3-1 dargestellt. Jede Einheit ist oberhalb der biologischen Reaktoren mit Gitterrosten abgedeckt und an den Außenseiten mit einem Geländer ausgerüstet. Die Begehung der Containeranlage ist über eine außen angebrachte Treppe mit Handlauf möglich.

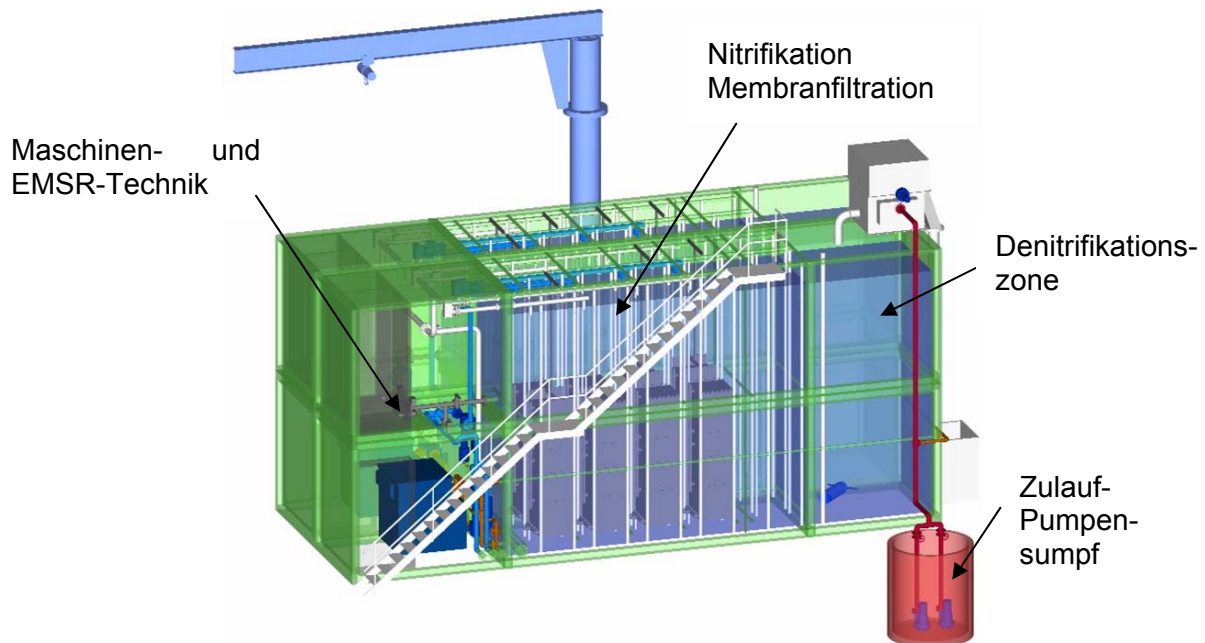


Abbildung 3-1: Schematische Ansicht der Containeranlage

Jede Containeranlage besteht aus drei Segmenten. Das erste Segment dient zur optionalen Einrichtung der Denitrifikationszone, das zweite Segment wird als Nitrifikationszone und zur Aufstellung der Membranmodule genutzt. Das dritte Segment dient der Aufstellung der Maschinen- und EMSR-Technik. Die Denitrifikationszone ist über eine mobile Trennwand von der Nitrifikationszone abgetrennt. In jedem Membrancontainer wurden 16 Mikrofiltrationsmodule des Typs Maxflow M70-001 (Membranmaterial PVDF, Porenweite $0,2 \mu\text{m}$) mit zusammen 1.040 m^2 Membranfläche installiert. Die Membranfläche der zweistraßigen MBR-Anlage beträgt somit insgesamt 2.080 m^2 .

Der Start für den Bau der Membranbelebungsanlage durch die Firma A3 erfolgte im Dezember 2004. Die vorgefertigten Container wurden Anfang Mai 2005 auf das Werksgelände der Firma A3 in Gelsenkirchen geliefert und dort weiter ausgebaut (Einbau der Pumpen, Gebläse, Rohrleitungen, E-Technik etc.). Eine erste Funktionsprüfung der eingebauten Komponenten konnte erfolgreich Vor-Ort auf dem Werksgelände von A3 abgeschlossen werden. Am 2. und 3. August 2005 erfolgte der Transport der Membrancontaineranlage zum Aufstellungsort auf der Kläranlage Xanten-Vynen, wo anschließend die Endmontage der Anlage, der Einbau der Membranmodule und die Inbetriebnahme der Anlage erfolgte. Abbildung 3-2 zeigt das Abladen einer Containereinheit auf dem Gelände der Kläranlage Xanten-Vynen.



Abbildung 3-2 Abladen einer Containereinheit auf der KA Xanten-Vynen

Die 2-straßige Membranbelebungsanlage besteht aus zwei autarken biologischen Einheiten („Container 1“ und „Container 2“), die über getrennte Schlammkreisläufe verfügen.

Jede dieser Einheiten ist mit folgenden Hauptkomponenten ausgestattet:

- 16 Membranmodule Maxflow M70-001 (Plattenmodule mit PVDF-Membran)
- Membranrohrbelüfter (unterhalb der 8 Doppelstockmodule installiert)
- 1 Schaltschrank (inklusive FU, Siemens S7 Steuerung und S7 Operatorpanel)
- 1 Rührwerk (in der unbelüfteten Deni-Zone)
- 1 Drehkolbengebläse (850 Nm³/h)
- 1 Filtrationspumpe (trocken aufgestellte Drehkolbenpumpe, Förderleistung 25 m³/h)
- 1 Rezirkulationspumpe (trocken aufgestellte Drehkolbenpumpe, Förderleistung 25 m³/h)
- 2 Reinigungsbehälter
- Wasserklappen
- Luftklappen

Für die Aufteilung des Kläranlagenzulaufs zwischen der konventionellen Belebungsanlage und der neuen Membranbelebungsanlage wurde von der LINEG ein neues Verteilerbauwerk errichtet. 40 % bis 50 % des Gesamtzulaufs der Kläranlage Xanten-Vynen wird der MBR-Anlage zugeführt. Das Abwasser wird dabei in einem direkt neben der Containeranlage errichteten Pumpensumpf überführt.

Aus dem Pumpensumpf wird die MBR-Anlage mit Anlagenkomponenten beschickt, die von beiden Containereinheiten genutzt werden.

Folgende Hauptkomponenten stellen den Zulauf für die MBR-Einheiten bereit:

- 2 Zulaufpumpen (Tauchmotorpumpen, 40 m³/h)
- 1 Siebrechen (1 mm und 3 mm Lochdurchmesser)
- Heizung für Siebrechen
- Verteilerschieber

Abbildung 3-3 und Abbildung 3-4 zeigen die Maschinen- und EMSR-Technik (im Vordergrund Gebläse und Schaltschrank).



Abbildung 3-3: Maschinen- und EMSR-Technik-Räume der zweistraßigen Membrananlage



Abbildung 3-4 Detailansicht Maschinen- und EMSR-Technik

Für das Herausheben der Membranmodule aus den biologischen Reaktoren verfügt die Anlage über einen fest installierten Schwenkkran.

Die MBR-Anlage verfügt über diverse Messtechnik, die für den Anlagenbetrieb, die Steuerung sowie das Erkennen von Betriebsstörungen genutzt werden.

Die Anlageneinheit, die den Zulauf der Gesamtanlage bereit stellt, ist mit folgender Messtechnik ausgestattet:

- 1 Füllstandsmessung im Pumpensumpf
- 1 Manometer in der Beschickungsleitung (Druckleitung) des Siebrechens
- 1 Durchflussmessung (0 – 50 m³/h)
- 1 Füllstandsmessung am Siebrechen

Jede Membrancontainereinheit ist mit folgender Messtechnik ausgestattet:

- 2 Füllstandsmessungen
- 1 Schaumsonde
- 1 pH-Messung
- 1 Sauerstoffmessung (+Temperatur)
- 1 TS-Messung
- 1 Druckmessung Saugseite Filtratpumpe
- 1 Druckmessung Druckseite Filtratpumpe
- 1 Durchflussmessung (Druckseite Filtratpumpe)
- 1 Trübungsmesssonde Filtrat
- 1 Füllstandsmessung je Reinigungsbehälter
- 1 Durchflussmessung Hauptleitung Gebläse

Die MBR-Anlage arbeitet im Regelbetrieb voll automatisch. Die Signale der eingebauten Messtechnik und Aggregate werden für die Steuerung der Anlage genutzt. Der Pumpensumpf der MBR-Anlage wird kontinuierlich mit Abwasser aus dem Verteilerbauwerk beschickt. Die Zulaufpumpen der MBR-Anlage sind redundant ausgelegt, so dass immer nur eine Pumpe zur

Befüllung der Container in Betrieb ist. Die Pumpen arbeiten in einem zeitlichen Wechsel. Fällt eine Pumpe aus, so übernimmt die andere diese Aufgabe ohne zeitliche Begrenzung. Die Zulaufpumpen werden ausgeschaltet, wenn der Wasserspiegel im Pumpensumpf den voreingestellten Minimalwert erreicht oder der maximale Füllstand in den MBR-Reaktoren erreicht wird. Das über den Siebrechen mechanisch vorgereinigte Abwasser fließt in einen Verteilerkasten, der Mithilfe eines Schiebers das Abwasser im Wechsel auf die beiden Containereinheiten verteilt. Der Zulauf gelangt zunächst in die unbelüftete Denitrifikationszone.

In den Reaktoren finden die biologischen Reinigungsprozesse statt. Die Anlage wird mit einer vorgeschalteten Denitrifikation und einer nachfolgenden Nitrifikation betrieben. Der Sauerstoffbedarf für die aeroben biologischen Prozesse wird dabei über die unterhalb der Doppelstockmembranmodule angebrachten Belüfterelemente bereitgestellt.

In jedem biologischen Reaktor sind 8 Doppelstockmodule installiert, wobei jeweils 2 Doppelstockmodule zu einer Filtrationseinheit verbunden sind. Die Filtrationseinheiten können bei Bedarf zu- und abgeschaltet werden. Die Filtratpumpe wird beim Erreichen des maximalen Füllstandes im Reaktor automatisch gestartet und beim Erreichen eines vorgegebenen minimalen Füllstandes wieder abgeschaltet. Die Filtration wird drucküberwacht. Steigt der Transmembrandruck bis zu einem festgelegten Grenzwert (200 mbar), dann wird die Filtratpumpe automatisch gedrosselt und so die Filtrationsleistung gesenkt. In der Filtratablaufführung jeder MBR-Einheit ist eine Trübungsmesssonde installiert, um eventuell auftretende Modulschäden zu detektieren. R&I Schemata der Anlage sind in der Anlage beigefügt.

Die Überschussschlammabnahme aus den Reaktoren erfolgt bei Bedarf über die Rezirkulationspumpen. Im Normalbetrieb wurde versucht, über eine regelmäßige manuelle Überschussschlammabnahme (1 bis 2 mal pro Woche) einen möglichst konstanten Feststoffgehalt in der Belebung um 12 g/l einzustellen.

Um die Filtrationsleistung der Membranmodule zu erhalten, können teilweise automatisierte Rückspülungen und Reinigungen der Membranen durchgeführt werden. Bei der Rückspülung werden die Module mit Filtrat aus den Reinigungsbehältern rückgespült. Vor einer chemischen Membranreinigung muss in den Reinigungsbehältern die Reinigungslösung per Hand angesetzt werden, bevor die vollständig automatisierte CIP-Reinigung beginnen kann. Hierbei verbleiben die Module in der Belebung und die Reinigungslösung wird mit der Filtratpumpe in die Module gefördert. Dabei werden Maintenance-Cleaning und Recovery-Cleaning unterschieden, die sich in Einwirkzeit und Konzentration der Reinigungslösung unterscheiden. Alle 6 bis 12 Monate ist

eine externe Reinigung der Module notwendig. Dabei werden die Module aus der Belebung ausgebaut und in die Reinigungsbehälter in die entsprechende Reinigungslösung eingetaucht.

3.1.3 Inbetriebnahme des MBR

Nachdem die trockene und nasse Inbetriebnahme der zweistraßigen MBR-Anlage erfolgreich abgeschlossen wurde, wurde die MBR-Anlage seit Dezember 2005 mit Belebtschlamm und Abwasserzulauf betrieben. Die ersten Monate des Anlagenbetriebs wurde dazu genutzt, die MBR-Anlage unter realen Bedingungen zu testen und die LINEG Mitarbeiter im Umgang mit der MBR-Technologie vertraut zu machen. Des weiteren wurden seit der Inbetriebnahme Optimierungen im Anlagenbetrieb vorgenommen und an der Beseitigung von Betriebsstörungen gearbeitet. Die Reparatur- und Instandhaltungsarbeiten wurden von der Firma A3 sowie von der LINEG durchgeführt. Nach einigen Monaten Anlagenbetrieb kam es bei verschiedenen Membranmodulen zu Undichtigkeiten. Die entsprechenden Module wurden von der Firma A3 ausgebaut und repariert. Dabei wurde der Verguss der Membranplatten von der Firma A3 optimiert.

3.2 Weitergehende Messtechnik

Mit Beginn der Forschungsarbeiten durch das ISA wurde die Überwachung der Reinigungsleistung der Anlage durch Integration eines Messcontainers mit kontinuierlicher Beprobung und Analyse von Zu- und Ablauf der beiden Straßen deutlich erweitert. Am 26. April 2007 wurde der in Aachen vorbereitete Messcontainer zur Kläranlage Xanten-Vynen transportiert und im Mai 2007 die Anbindung an die Probenahmepunkte hergestellt. Abbildung 3-5 stellt die Probenahmepunkte im Zulaufpumpensumpf und in den Abläufen beider Straßen des MBR dar.

In der ursprünglichen Konfiguration wurde im Zulauf des MBR kontinuierlich der Spektralabsorptionskoeffizient mittels SAK-Sonde zur Korrelation mit dem CSB gemessen. Daneben bezieht ein $\text{NH}_4\text{-N}$ -Onliner vom Typ AmtaxSC (Hach-Lange) eine filtrierte Probe über eine Filtersonde (Hach-Lange Filtrax) aus dem Vorlagenpumpensumpf am Fuß des MBR. Im gleichen Pumpensumpf war auch die SAK-Sonde direkt im Abwasser installiert. Neben diesen beiden Online-Messungen ist neben dem Zulaufpumpensumpf ein automatischer Probenehmer aufgestellt, der zeitproportionale Mischproben des Rohabwassers ziehen kann. Beide Online-Messungen sowie der automatische Probenehmer überwachen somit die ungesieberte Abwasserzusammensetzung.

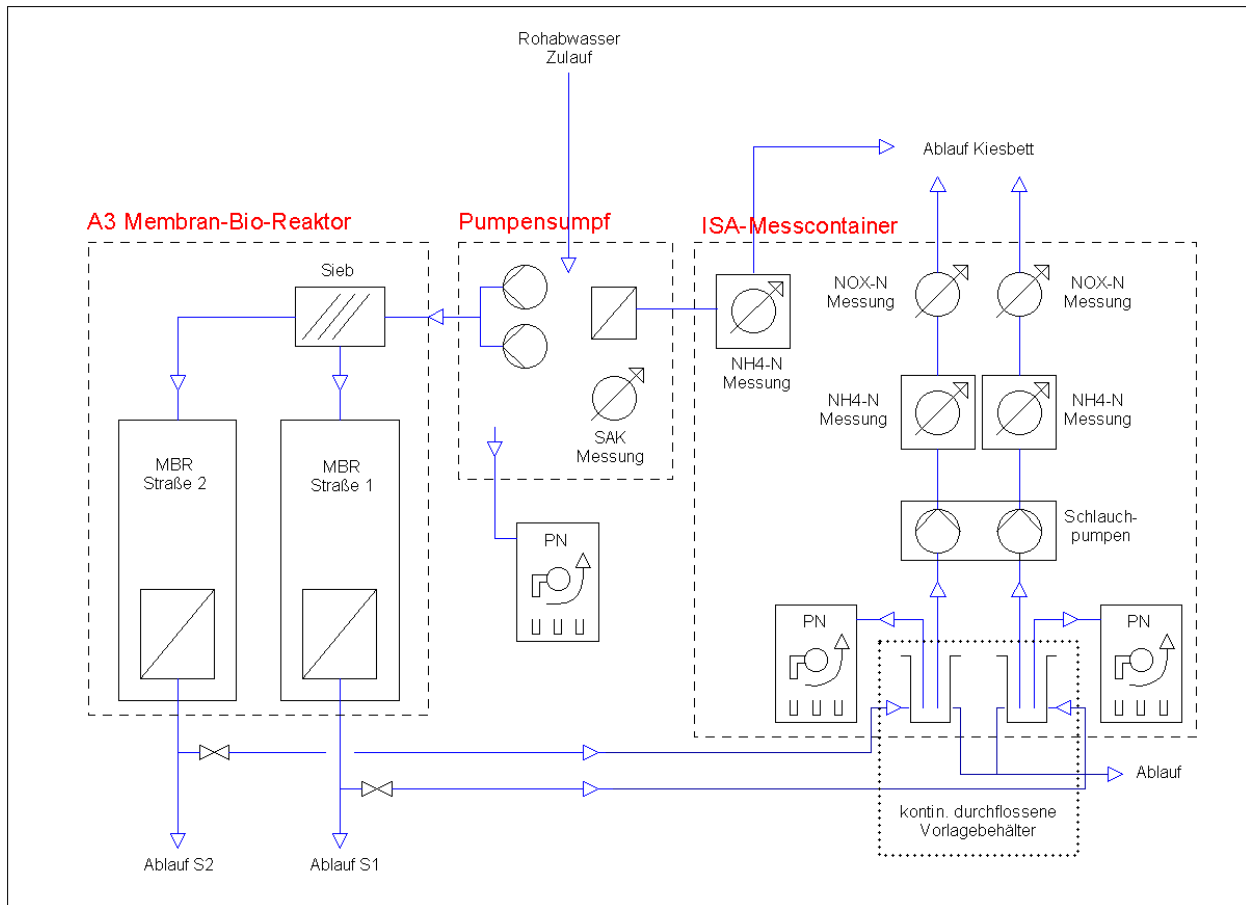


Abbildung 3-5: Probenahmepunkte und Fließdiagramm der Messtechnik zur Überwachung der Reinigungsleistung des MBR Xanten-Vynen

Die Abläufe von Straße 1 und Straße 2 des MBR werden separat überwacht. Über einen Probenhahn an den jeweiligen Filtratleitungen hinter den Filtratpumpen wird ein kontinuierlicher Volumenstrom über zwei Schlauchleitungen in den Messcontainer in einen ständig durchströmten Überlaufbehälter (Volumen ca. 5 l) geleitet. Aus diesen Behältern werden mittels Schlauchpumpen die Ablauf-Messkolonnen mit je einem $\text{NH}_4\text{-N}$ -Onliner (Hach-Lange AmtaxSC) und einer NO_x -Sonde (Hach-Lange NitratxClear) beschickt. Zusätzlich können bei Bedarf aus den Überlaufbehältern Ablaufmischproben mittels zwei automatischer Probenehmer gewonnen werden.

Die Inbetriebnahme der Onliner und Sonden erfolgte Ende Mai 2007 durch die Firma Hach-Lange. Im Juni 2007 wurde die Messtechnik kalibriert und das gesamte Messverfahren optimiert, so dass erste belastbare Messwerte seit 01. Juli 2007 vorliegen. Mitte September 2007 kam es zu einem Überspannungsschaden im Messcontainer des ISA, was zu einem

Totalausfall der Messtechnik und erheblichen Schäden an den Onlinern und Sonden führte. Fehlersuche und Reparaturen nahmen mehrere Wochen in Anspruch. Die SAK-Sonde im Zulauf musste als Totalschaden abgeschrieben werden. Der bisherige Betrieb dieser Sonde hatte sich allerdings als sehr wartungsintensiv herausgestellt und die Aufbereitung der gewonnenen Daten erforderte einen erheblichem Arbeitsaufwand. Daher wurde auf einen Ersatz der Sonde verzichtet und stattdessen zur Beurteilung der CSB-Zulaufwerte auf die regelmäßigen Laboruntersuchungen zurückgegriffen. Ebenfalls irreparabel geschädigt war die FiltersondeSC, die den AmtaxSC im Zulauf mit feststofffreiem Probenvolumen beschickt. Die Filtersonde wurde gegen eine neue Filtereinheit vom Typ Filtrax ersetzt.

Nach den Reparaturen der defekten Sonden lieferte seit dem 02. November 2007 die Ablaufmessung wieder Messwerte. Austausch bzw. Reparatur von Filtersonde und AmtaxSC im Zulauf dauerten bis zum 18. Dezember 2007. Seitdem ist bis auf kurzzeitige Ausfälle der Messtechnik eine umfangreiche Datenbasis entstanden, mit der eine statistisch belastbare Beurteilung der Stickstoffelimination der Anlage möglich ist.

4 Untersuchte Arbeitspakete

4.1 Inhalte der Arbeitspakete

Der ursprünglich geplante Umfang des Forschungsvorhabens umfasste 5 Versuchsabschnitte/Arbeitspakete, die aufgrund aktueller Fragestellungen im Bereich des Betriebes und der Bemessung von Membranbelebungsanlagen in der kommunalen Abwasserreinigung im Rahmen des Ergänzungsantrags vom 15.02.2006 modifiziert wurden. Demnach stellen sich die einzelnen Arbeitspakete wie folgt dar:

Arbeitspakete 1 und 2:

- Schrittweise Erhöhung der Belastung an die Bemessungsparameter
- Ermittlung günstiger Betriebszustände (z.B. Lauf-/Pausenzeiten, TS-Gehalt) unter konstanten Betriebsbedingungen
- Anpassung des Filtrationsbetriebs an die hydraulische Ganglinie der Kläranlage Xanten-Vynen
- Ermittlung maximaler Flüsse und Untersuchung zur Selbstreinigung bzw. Erholung der Filtrationsleistung nach temporär hoher hydraulischer Belastung der Anlage

Arbeitspaket 3:

- Untersuchungen zu den Auswirkungen einer veränderten Schlammbelastung
- Untersuchungen zum Anlagenverhalten unter Stickstoff-Stoßbelastungen
- Verbesserung der Denitrifikationsleistung
- Auswirkungen veränderter Belastungssituationen auf die Schlammeigenschaften

Arbeitspaket 4a (neu nach Ergänzungsantrag):

- Entwicklung eines neuen, auf MBR-Anlagen allgemein übertragbaren Verfahrens zur Bestimmung der Filtrierbarkeit von Belebtschlämmen aus Membranbelebungsanlagen

Arbeitspaket 4b (neu nach Ergänzungsantrag):

- Einsatz verschiedener Polymere zur Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit

Arbeitspaket 5:

- Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit: Personalaufwand, Energiebedarf, Automatisierung

4.2 Zeitlicher Ablauf

Nach der Inbetriebnahme der Anlage im Dezember 2005 bis zum Beginn des Forschungsvorhabens im Januar 2007 wurden durch die LINEG und A3 bereits verschiedene Optimierungsmaßnahmen umgesetzt, nach denen ein an die hydraulische Belastung der Kläranlage angepasster Filtrationsbetrieb problemlos möglich war. Die in den Arbeitspaketen 1 und 2 angestrebten Maßnahmen waren zu Beginn des Forschungsvorhabens demnach bereits abgeschlossen, so dass nach Installation und Optimierung der Online-Messtechnik im Juni 2007 mit den Untersuchungen zur Stickstoff-Elimination begonnen werden konnte. Bis zu einem Moduldefekt am 11.09.2007 wurden Grundlagendaten zur Nitrifikationsleistung beider Straßen unter identischen Betriebsbedingungen gewonnen. Nach Reparatur des defekten Moduls erfolgte am 24.09.2007 eine Umstellung der Schlammbelastung durch eine Anpassung der Abwasseraufteilung auf die beiden Straßen. Zu Beginn dieser Versuchsreihe wurden die Schlämme beider Straßen durch wechselseitiges Umpumpen vergleichmäßig. So wurde sichergestellt, dass zu Versuchsbeginn in beiden Straßen sowohl ein identischer Feststoffgehalt als auch eine vergleichbare mikrobiologische Schlammzusammensetzung herrschte. Wegen einer nachlassenden Permeabilität in Straße 1 wurde die Versuchsreihe am 03.01.2008

abgebrochen. Danach erfolgte wieder eine gleichmäßige Verteilung des Abwassers auf beide Straßen.

Anfang März 2008 wurden die Membranmodule beider Straßen als vorbereitende Maßnahme für die nachfolgende Versuchsreihe zur Polymerdosierung einer Intensivreinigung unterzogen. Am 19.03.2008 konnte dann nach erneuter Vergleichmäßigung der Schlämme die Polymerdosierung in Straße 2 des MBR beginnen. Am 26.05.2008 wurde erneut ein defekter Modulblock festgestellt, weshalb die verfügbare Filtrationsfläche reduziert werden musste. Am 17.06.2008 kam es in Straße 2 zu einer starken Schaumbildung, bei der eine große Menge Schlamm über den Notüberlauf verloren gegangen ist, womit die Versuchsreihe dann zwangsläufig beendet war.

Nach einem erneuten Animpfen der Straße und einer Adaptionszeit von ca. 2 Wochen wurden wieder die Schlämme beider Straßen vergleichmäßig und in Straße 2 das Filtrationsregime so umgestellt, das unabhängig von der zufließenden Wassermenge immer die gesamte Membranfläche zur Filtration genutzt wird. Diese Versuchsreihe konnte bis zum 28.08.2008 gefahren werden, bis es erneut zu einem Modulschaden, diesmal in Straße 2, kam.

Der Austausch der zwei defekten Modulblöcke dauerte bis Ende September. Dann wurde in Straße 2 schrittweise die Schlammkonzentration bis auf einen TS von 8 g/l reduziert. Die folgende Versuchsreihe mit modifizierter Schlammbelastung dauerte bis Mitte Dezember. Seit Anfang Dezember kam es zu unregelmäßig auftretenden Problemen mit der Datenarchivierung im MBR, so dass ab diesem Zeitpunkt die membranspezifischen Messwerte lückenhaft sind.

Durch den Einsatz einer zusätzlichen Drehkolbenpumpe wurde von Dezember 2008 bis Ende Mai 2009 die Schlammrezirkulation in einer der beiden MBR-Straßen unterstützt und die Effekte auf die Denitrifikation untersucht.

Zum Abschluss der Untersuchungen erfolgte eine Intensivreinigung der Membranen beider Straßen mit Natriumhypochlorit am 12.05.2009 und 18.05.2009, bei der in den Abläufen beider Straßen und dem Gesamtablauf der Kläranlage bis 24 Stunden nach der Reinigung Abwasserproben gezogen wurden. Ziel der Messungen war es, den Einfluss des Reinigungsmittels auf die AOX-Ablaufkonzentrationen zu quantifizieren.

Das Untersuchungsprogramm endete offiziell am 01.06.2009. Eine tabellarische Zusammenstellung des zeitlichen Ablaufs der einzelnen Maßnahmen findet sich im Anhang.

5 Ergebnisse der Untersuchungen

5.1 Allgemeine Betriebsbedingungen

5.1.1 Zulaufsituation

Die Abwasserzusammensetzung im Zulauf der Kläranlage Xanten-Vynen ist ausschließlich kommunal geprägt, wie aus den dargestellten Daten aus Tabelle 5-1 hervorgeht. Bei Ansatz einer einwohnerspezifischen CSB-Tagesfracht von 120 g besitzt der MBR demnach eine Anschlussgröße von 1.425 E. Die kumulierten Häufigkeiten der dem MBR zufließenden Abwassermengen stellt Abbildung 5-1 dar.

Tabelle 5-1: Abwassermenge und –zusammensetzung im Zulauf zum MBR der Kläranlage Xanten-Vynen (qualifizierte Stichproben zwischen 01.01.2006 und 30.01.2009)

	Volume n m ³ /d	pH	CSB		P _{ges}		NH ₄ -N	
			mg/l	kg/d	mg/l	kg/d	mg/l	kg/d
Mittelwert	301	8	418	115	8,17	0,064	43,55	0,342
Median	279	8,0	422	107	8,40	0,065	45,20	0,357
Max	860	8,6	1209	619	19,00	0,136	102,00	0,808
Min	13	6,7	43,6	-	0,71	-	0,71	-
Anzahl	961	727	267	264	267	267	267	267
85-Perzentil	474	8,2	551	171	10,70	0,085	57,22	0,461

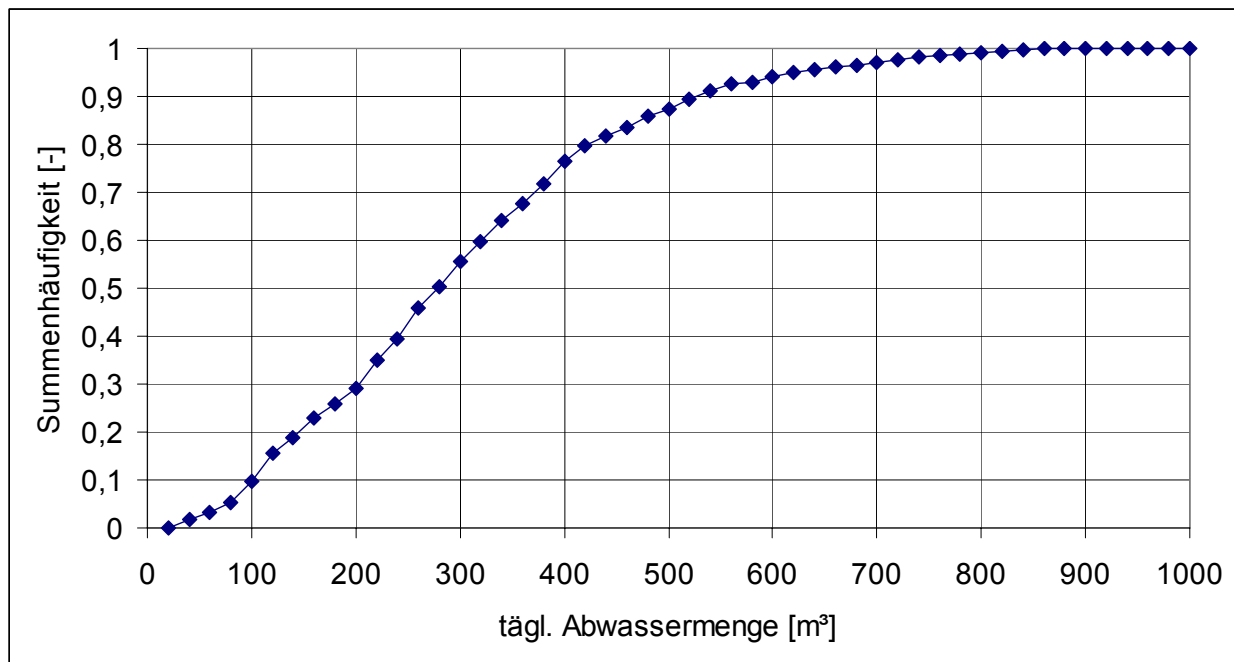


Abbildung 5-1: Summenhäufigkeiten der täglich dem MBR zufließenden Abwassermengen

Die Abwassertemperaturen unterlagen starken saisonalen Schwankungen. Im Sommer wurden Werte über 20°C gemessen, im Winter dagegen zeitweilig auch Temperaturen unter 5°C.

5.1.2 Ablaufsituation

Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse wurden anhand der im Betriebstagebuch täglich aufgezeichneten Zählerstände bzw. der ca. 2 mal wöchentlich analysierten qualifizierten Stichproben des Filtrats jeder Straße aufbereitet. Die Daten umfassen den Betrachtungszeitraum Januar 2006 bis Januar 2009, also insgesamt 72 Monate. Eine detaillierte Auswertung der online aufgezeichneten Daten erfolgt in den nachfolgenden Kapiteln.

Abbildung 5-2 stellt die in den beiden Straßen des MBR täglich behandelten Abwassermengen dar. Hier wird eine annähernd identische hydraulische Belastung beider Straßen deutlich, wobei während Trockenwetter Straße 1 geringfügig mehr Abwasser behandelte als Straße 2. Das 90-Perzentil je Straße beträgt rund 260 m³/d, was recht genau der Hälfte des Gesamtzuflusses zum MBR entspricht (vgl. Tabelle 5-1).

Die CSB-Ablaufkonzentrationen waren in beiden Straßen vergleichbar, erwartungsgemäß gut und lagen im Mittel bei rund 17 mg/l. 90% aller Messwerte lagen unter 30 mg/l (Abbildung 5-3).

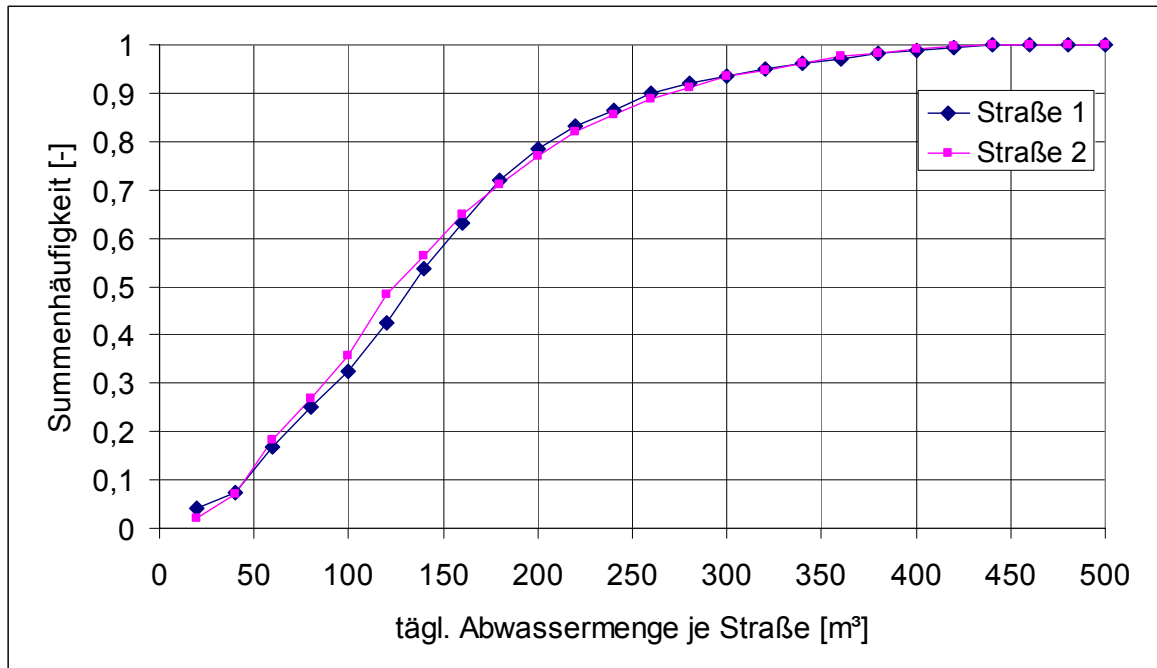


Abbildung 5-2: Kumulierte Häufigkeiten der im MBR behandelten täglichen Abwassermenge

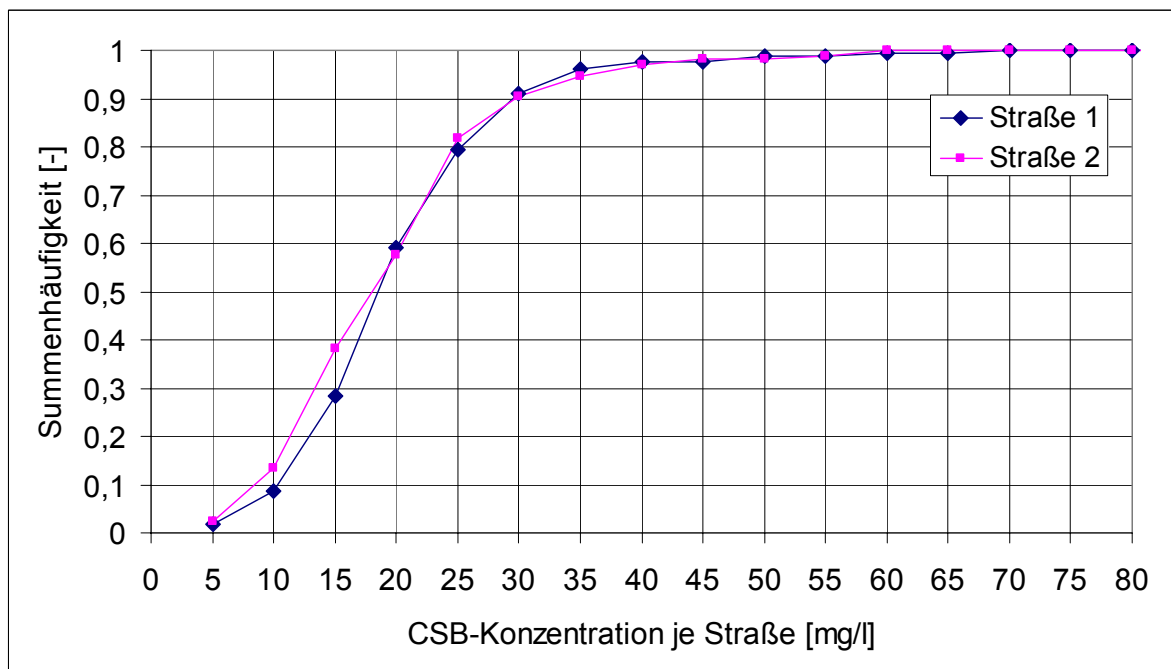


Abbildung 5-3: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen CSB-Konzentrationen

Im normalen Betrieb wird im Zulauf zur Kläranlage und somit auch zum MBR ein Phosphat-Fällmittel zudosiert (Natriumaluminat). Während der Versuchsreihen zur Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit mittels Polymerzugabe wurde diese Dosierung jedoch eingestellt, um Wechselwirkungen mit dem neu eingesetzten Polymer zu verhindern. Daher lagen im Betrachtungszeitraum die P-Ablaufwerte etwas höher als durch die Fällmitteldosierung möglich gewesen wäre. Das 90-Perzentil betrug 2 bis 2,5 mg/l. Im Mittel lagen die P-Konzentrationen in beiden Straßen unter 0,2 mg/l (Abbildung 5-4).

Hinsichtlich der Ammonium-Ablaufkonzentrationen wurden leichte Unterschiede zwischen beiden Straßen erkennbar. Straße 1 erzielte über den Betrachtungszeitraum etwas bessere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen (Abbildung 5-5). Das 85-Perzentil von Straße 2 (0,92 mg/l) liegt rund doppelt so hoch, wie das von Straße 1 (0,48 mg/l). Ein ähnlicher Zusammenhang wird bei Betrachtung der Nitrat- und Nitrit-Ablaufkonzentrationen deutlich (Abbildung 5-6 und Abbildung 5-7). Die Ursachen hierfür liegen in der unterschiedlichen Betriebsweise beider Straßen im Rahmen des Forschungsvorhabens begründet. Berücksichtigt man nur die Zeiten, in denen beide Straßen unter vergleichbaren Bedingungen betrieben wurden, so liegen auch die Ablaufkonzentrationen in vergleichbaren Größenordnungen.

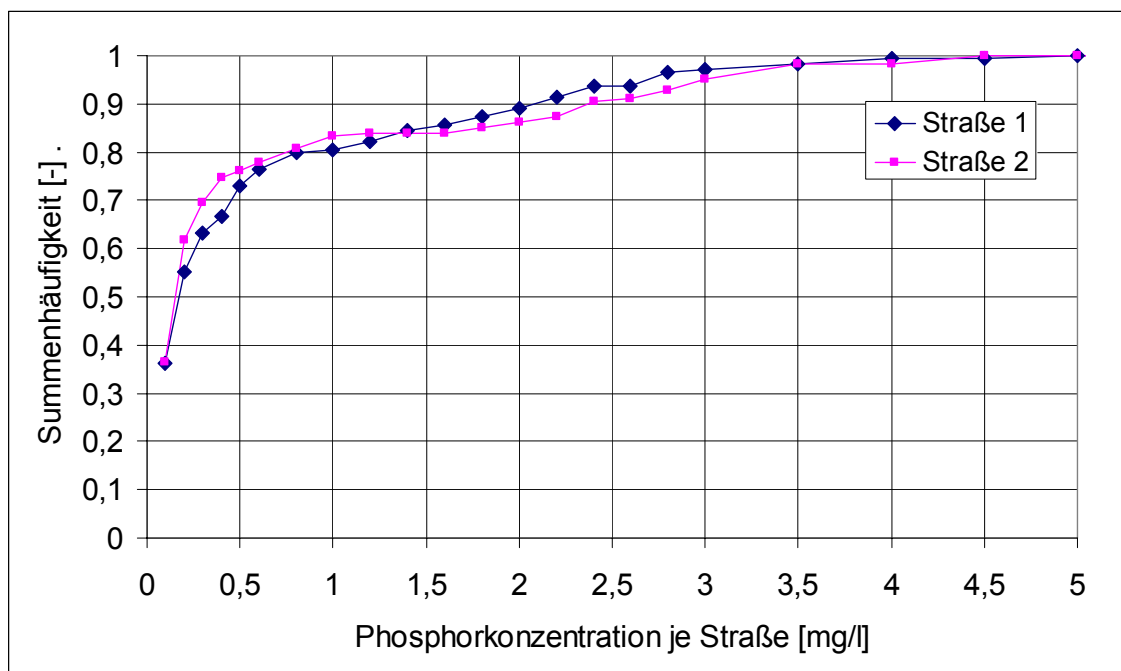


Abbildung 5-4: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen P-Konzentrationen

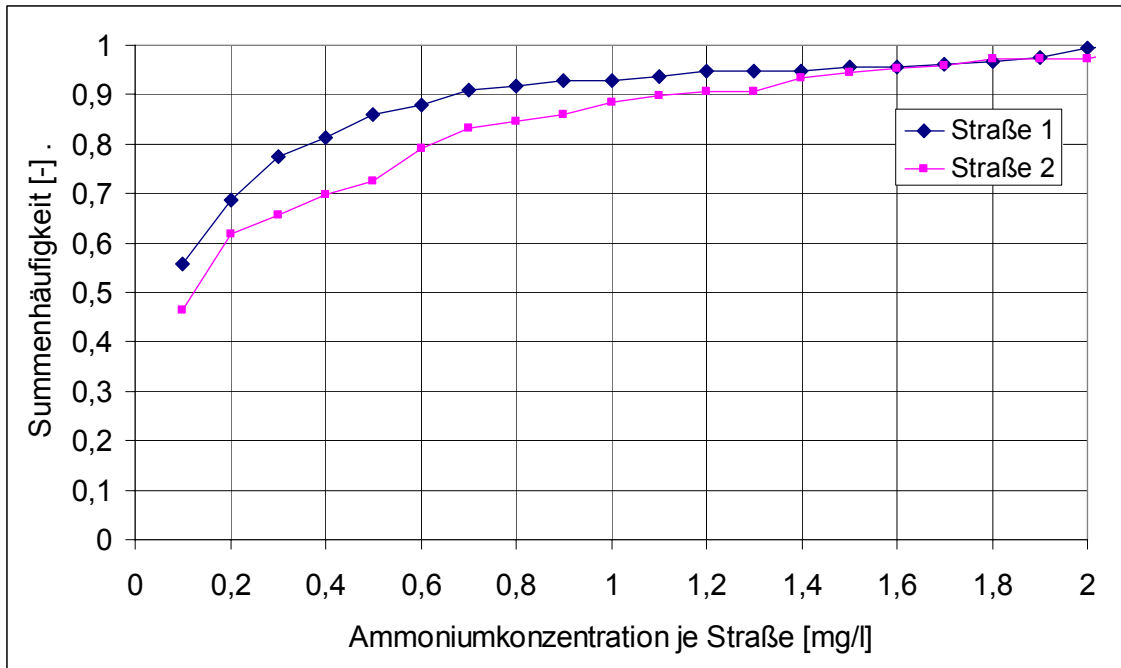


Abbildung 5-5: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen NH₄-N-Konzentrationen

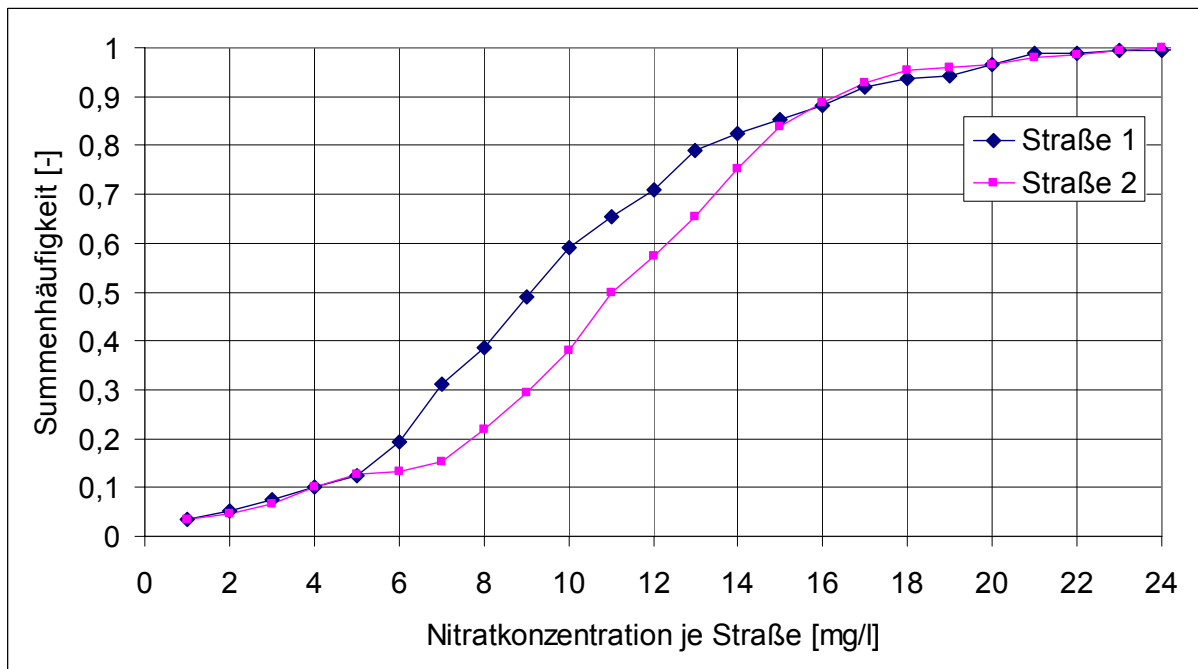


Abbildung 5-6: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen NO₃-N-Konzentrationen

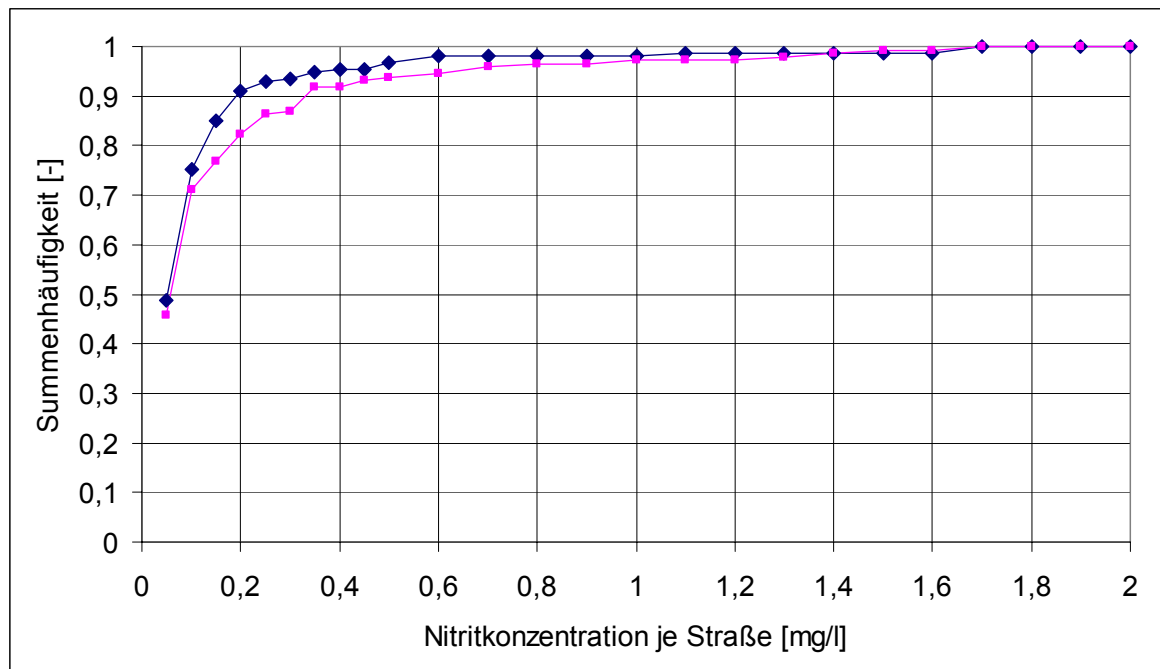


Abbildung 5-7: Kumulierte Häufigkeiten der im Filtrat des MBR gemessenen NO₂-N-Konzentrationen

5.2 Arbeitspakete 1 und 2 – Inbetriebnahme und Ermittlung der Leistungsparameter

5.2.1 Inbetriebnahmephase

Zwischen Dezember 2005 und November 2006 erfolgte der Betrieb der Anlage durch die LINEG und der Firma A3. In diesem Zeitraum erfolgten bereits verschiedene Optimierungsmaßnahmen, wie z.B. die Einstellung der Puls-/Pausenzeiten und die Anpassung des Zuflusses der MBR-Anlage an die hydraulischen Schwankungen des Gesamtzulaufs. Anhand regelmäßiger Probenahmen in Zu- und Ablauf der Anlage konnten hier schon festgestellt werden, dass die erwartete Reinigungsleistung erreicht wurde (vgl. Kapitel 5.1). Eine detaillierte Überprüfung der membranspezifischen Leistungsparameter erfolgte im Rahmen des Forschungsvorhabens anhand der online aufgezeichneten Daten, die ab Mitte 2007 zur Verfügung standen.

5.2.2 Ermittlung der membranspezifischen Leistungsparameter

Prinzipiell wurde bereits nach der Inbetriebnahme der Anlage im Jahre 2005 der maximal zu erreichende hydraulische Durchsatz von 40 m³/h während Regenwetter erreicht. Bei der Auswertung der online aufgezeichneten Daten nach Juli 2007 wurde kein übermäßiger Anstieg der Transmembrandrücke während Zeiten hydraulischer Maximallast beobachtet. Exemplarisch stellt Abbildung 5-8 den Verlauf der Transmembrandrücke (in der Abbildung oben, Werte auf rechter Ordinate) und die behandelten Abwassermengen (in der Abbildung unten, Werte auf linker Ordinate) beider Straßen im Februar 2008 dar. Hier ist zu beachten, dass Straße 1 aufgrund einer vorangegangenen Versuchsreihe deutlich stärker verschmutzt war, als Straße 2, und dementsprechend die TMP bereits bei Trockenwetter (Abwassermengen 5-10 m³/h) höher lagen als bei Straße 2. Noch deutlicher werden die Druckunterschiede während der Regenereignisse zu Beginn und Ende des Monats. Hier stiegen bei der verschmutzten Straße 1 die Drücke bis auf Werte über 200 mbar, weshalb die Leistung der Filtrationspumpe automatisch reduziert wurde. Dagegen stiegen in der geringer verschmutzten Straße 2 die Drücke nur bis 140 mbar an. Demnach ist zu folgern, dass selbst unter ungünstigen Randbedingungen (niedrige Abwassertemperaturen <5°C; schlechte Schlammfiltrationseigenschaften SFI > 100 s/%TR) bei einer regelmäßig gereinigten Membran der Bemessungsfluss über mehrere Tage bei konstanten Druckverhältnissen aufrecht erhalten werden kann.

Effekte aus den drei durchgeführten Maintenance Reinigungen wurden nicht offensichtlich. Zwischen den einzelnen Reinigungen waren keine Tendenzen hinsichtlich der TMP zu erkennen, weshalb diese Reinigungen nicht unbedingt erforderlich gewesen wären.

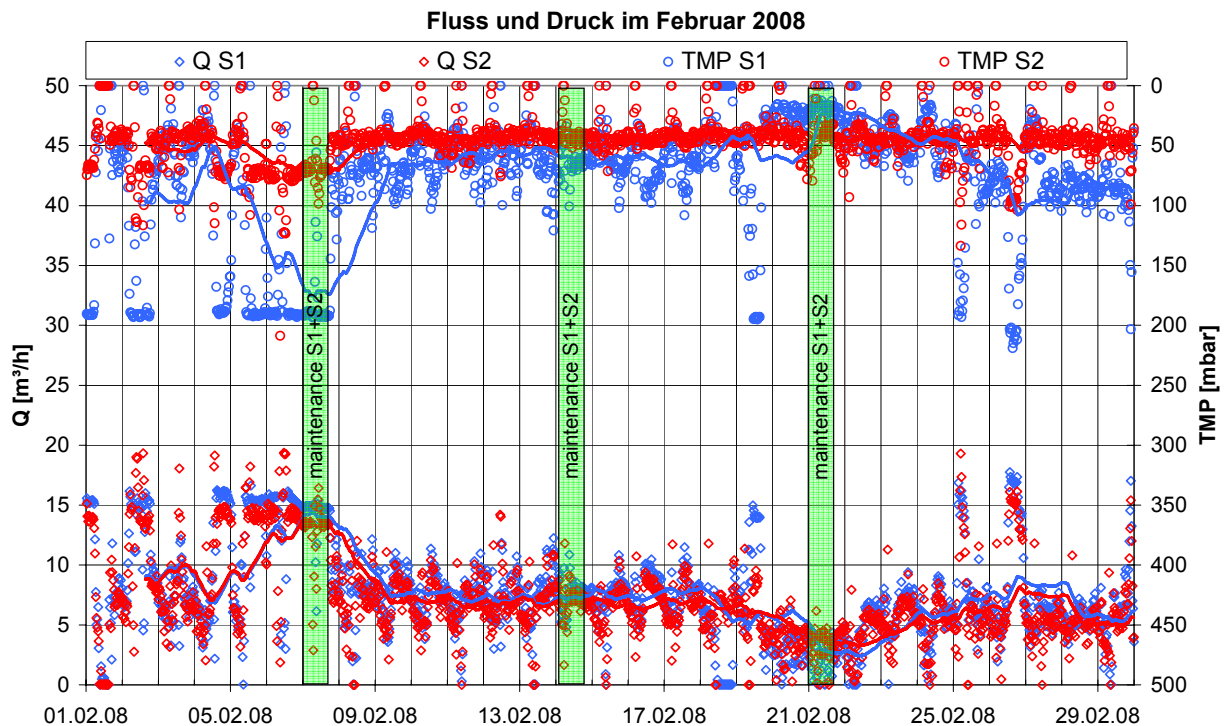


Abbildung 5-8: Fluss und TMP beider Straßen des MBR im Februar 2008

Während des gesamten Untersuchungszeitraums, in dem Messdaten zum Leistungszustand der Membranen vorliegen (November 2007 bis Dezember 2009) bewegten sich die Permeabilitäten unter hydraulischer Volllast zwischen 100 bis 550 l/(m²*h*bar). Eine tabellarische Zusammenstellung der Monatsmittelwerte der wichtigsten Kenndaten findet sich im Anhang.

Um den maximalen Fluss zu ermitteln, bei dem die Drücke überproportional ansteigen (kritischer Fluss) wurde im Juli 2007 an einem Modulblock (insgesamt 130 m² Membranfläche) eine Messreihe durchgeführt, bei der die Leistung der Filtratpumpe und damit der spezifische Fluss schrittweise gesteigert wurde (Abbildung 5-9). Als kritischen Fluss bezeichnet man den hydraulischen Durchsatz (in m³/h oder besser flächenspezifisch in l/(m²*h)), bei dem der Zuwachs der filtrationsbedingt anwachsenden Deckschicht gerade dem Abtrag der Deckschicht durch die konstante Cross-Flow Belüftung entspricht. Bei höheren Flüssen wächst die Deckschicht schneller, als sie durch die Belüftung entfernt werden kann und es kommt zu einem schnellen Anstieg der Transmembrandrücke. Ein längerer Betrieb der Anlage unter diesen Bedingungen führt daher zu stetig steigenden Transmembrandrücken, weshalb solche Betriebszustände zu vermeiden sind. Es ist jedoch zu beachten, dass der erzielte kritische

Fluss nicht unwesentlich von den Filtrationseigenschaften des belebten Schlamms und dem Verschmutzungszustand der Membranen abhängen, weshalb eine Übertragbarkeit solcher Ergebnisse nur bedingt möglich ist. Dennoch bietet der kritische Fluss einen Hinweis auf die hydraulische Leistungsfähigkeit einer Membranfiltration unter den vorherrschenden Bedingungen.

Bei den Messungen in Xanten blieben die Drücke während des 8-minütigen Filtrationsintervalls bei Flüssen bis 2,8 m³/h (bzw. 21 l/(m²*h)) noch relativ konstant. Erst ab der nächsten Stufe (3,0 m³/h bzw. 23 l/(m²*h)) wird erkennbar, dass zum Ende des Filtrationsintervalls der Druck höher liegt als zu Beginn. Bei den nächsten Stufen (3,4 m³/h bzw. 26 l/(m²*h) und 3,9 m³/h bzw. 30 l/(m²*h)) wird dieser Effekt noch deutlicher. Demnach beträgt der kritische Fluss des Systems zum Zeitpunkt der Messung ca. 21 l/(m²*h).

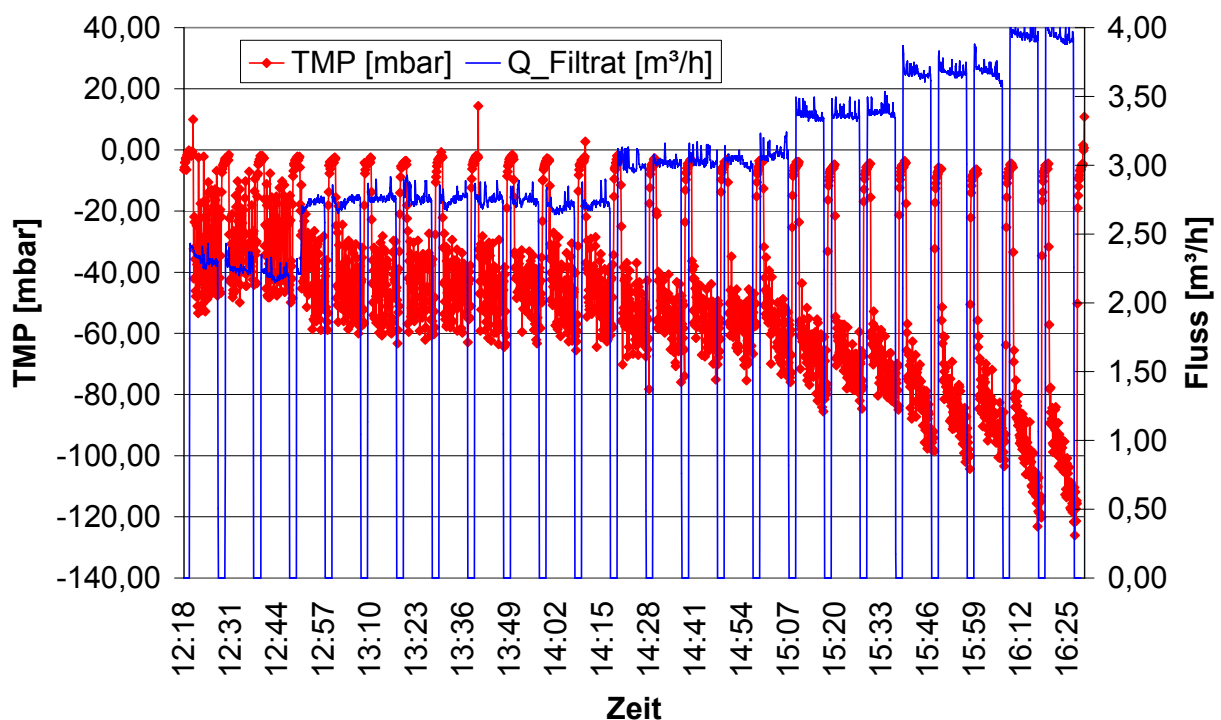


Abbildung 5-9: Bestimmung des kritischen Fluss in Straße 2 am 17.07.2007

5.3 Arbeitspaket 3a – Auswirkungen der Schlammbelastung

Das Anlagenverhalten unter einer modifizierten Schlammbelastung wurde in zwei Versuchsreihen (erhöhte Hydraulik bzw. reduzierter TS) analysiert. Während der ersten Versuchsreihe Ende 2007 wurde durch eine Modifizierung der Abwassermengen die Schlammbelastung verändert. Im Oktober 2008 folgte eine zweite Messreihe, bei der die Wassermengen in beiden Straßen identisch blieben, jedoch die Feststoffkonzentration in einer Straße reduziert wurde.

5.3.1 Veränderung der Schlammbelastung durch Erhöhung der Wassermenge

Am 24.09.2007 wurde erstmalig die Regelung des Zulaufschiebers hinter dem Siebrechen, der die Aufteilung des Abwassers auf beide Straße des MBR regelt, so umprogrammiert, dass 33% des zufließenden Abwassers in Straße 1 geleitet wird. Die restlichen 66% fließen Straße 2 zu. Durch eine fehlerhafte Klappenstellung erhielt jedoch eine der Straßen über mehrere Tage keinen Zulauf, weshalb zunächst eine erneute Vergleichmäßigung der Schlämme und dann am 09.11.2007 ein Neustart der Messreihe erfolgte. Seitdem wurden 66% des Abwassers in Straße 1 geleitet und 33% in Straße 2. Da die Feststoffkonzentration in beiden Straßen identisch auf rund 12 g/l eingestellt wurden, berechnet sich nach der Umstellung eine Schlammbelastung für Straße 1 von $B_{TS,S1} = 0,04 \text{ (kg-BSB}_5\text{)/(kg-TS*d)}$. In Straße 2 stellte sich dementsprechend eine Schlammbelastung von $B_{TS,S2} = 0,02 \text{ (kg-BSB}_5\text{)/(kg-TS*d)}$ ein.

In Folge der veränderten Schlammbelastung wurden zunächst keine direkten Auswirkungen auf Reinigungsleistung oder Schlammigenschaften sichtbar. Zur Beurteilung des Parameters „Schlammfiltrierbarkeit“ dient im Folgenden der „Schlammfiltrationsindex SFI“, dessen Entwicklung in Kapitel 5.6 detailliert beschrieben ist.

Aus Abbildung 5-10 wird deutlich, dass sich ca. 4 Wochen nach der Umstellung die Filtrationseigenschaften des Schlammes in Straße 1 signifikant verschlechterten. Gleichzeitig fielen im November die Abwassertemperaturen von zunächst 16°C auf rund 11°C, was die identische ansteigende Tendenz der SFI beider Straßen erklärt. Aus dieser Versuchsreihe lässt sich daher schließen, dass sich eine Erhöhung der Schlammbelastung negativ auf die Schlammfiltrationseigenschaften auswirkt.

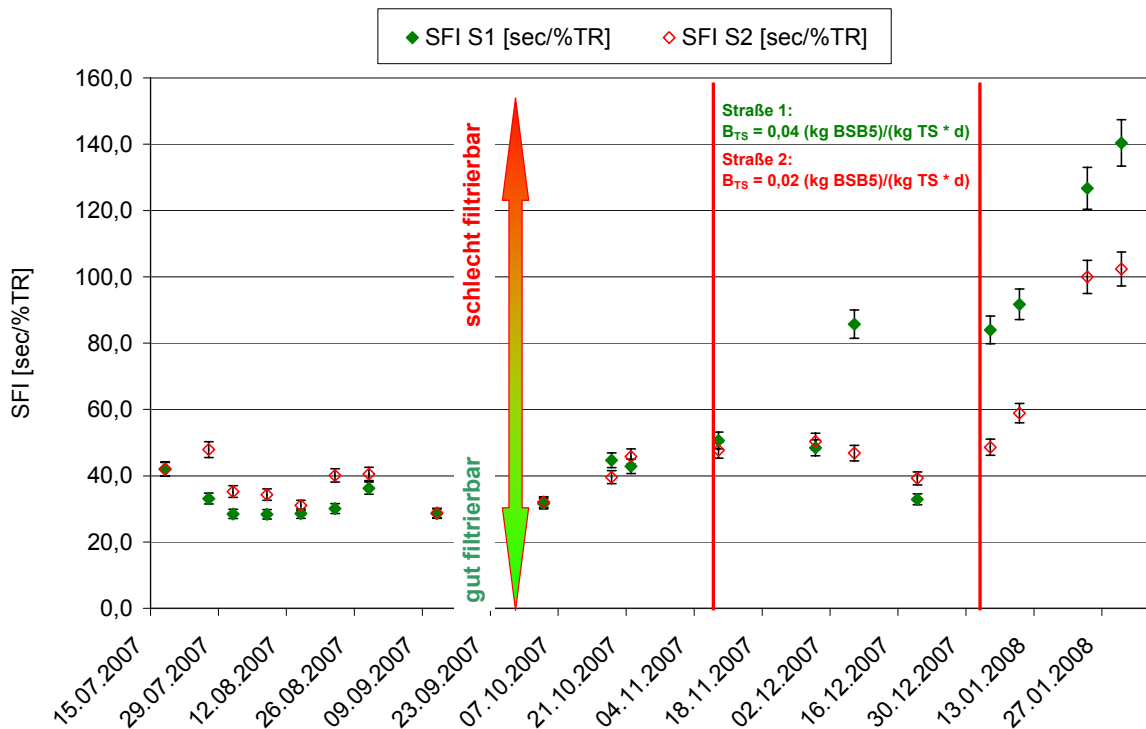


Abbildung 5-10: Entwicklung des Schlammfiltrationsindex bei unterschiedlichen Schlammbelastungen (Q modifiziert)

Die Kombination aus der höheren Frachtbelastung und der reduzierten hydraulischen Aufenthaltszeit aufgrund der höheren hydraulischen Belastung hatte ebenfalls starke Auswirkungen auf die Nitrifikation in Straße 1. Im November betrug im Mittel die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration in beiden Straßen noch 0,2 bis 0,3 mg/l. Bei Stoßbelastungen stiegen jedoch in Straße 1 die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen bereits auf bis zu 4 mg/l an, wohingegen in Straße 2 die Werte immer unter 1 mg/l blieben. Bei weiter fallenden Abwassertemperaturen im Dezember wurden die Auswirkungen dramatischer. An Weihnachten stieg die mittlere Ammoniumfracht im Zulauf um rund 20% an und es wurden in der Spitze Konzentrationen bis 80 mg/l gemessen (vorher bis 60 mg/l). Als Folge versagte die Nitrifikation in Straße 1 fast vollständig und es wurden in Spitzen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen über 25 mg/l gemessen (Abbildung 5-11). Während im Mittel die Konzentrationen in Straße 2 wie im Vormonat lagen, stieg der Mittelwert in Straße 1 auf 2,9 mg/l an. Während der kritischen Tage um Weihnachten errechnet sich eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachtbelastung für Straße 1 zu 0,55 kg- $\text{NH}_4\text{-N}$ /h. Gleichzeitig lagen zu Zeiten der maximalen Ablaufkonzentrationen die hydraulischen Aufenthaltszeiten unter 7 Stunden. Hier wäre daher der Schluss zu ziehen, dass bei Abwassertemperaturen unter 12°C

unter den oben genannten Randbedingungen keine ausreichende Nitrifikation mehr zu erzielen ist.

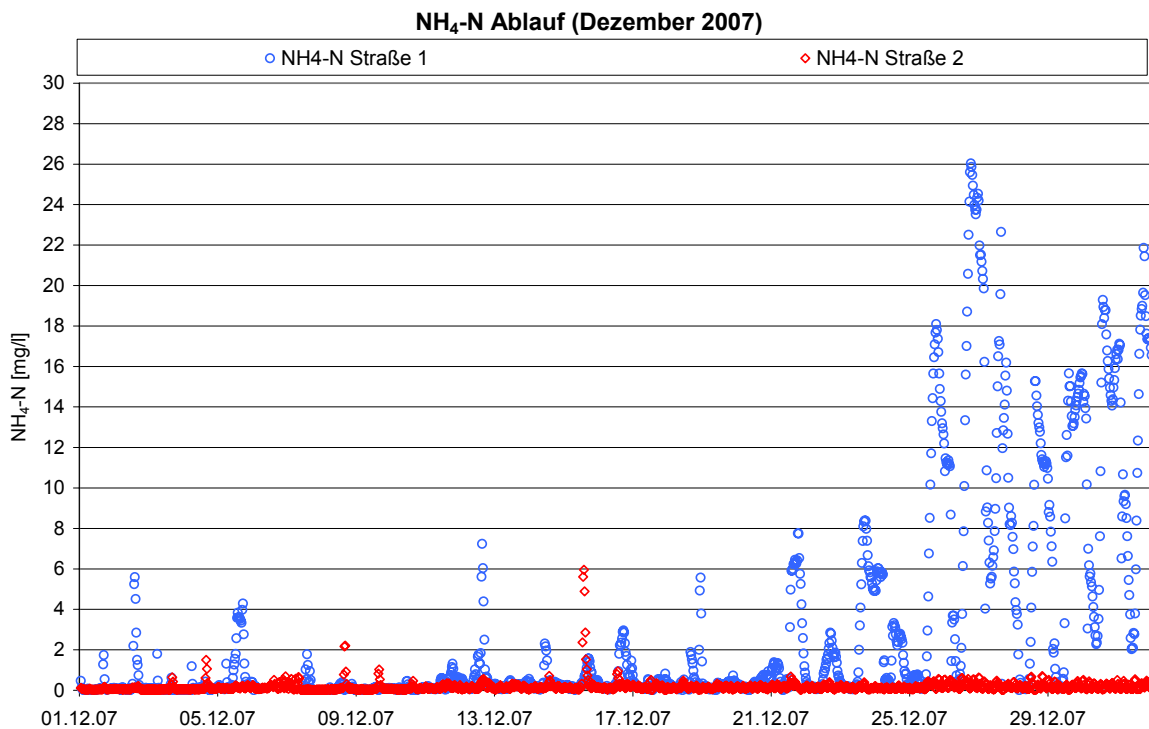


Abbildung 5-11: NH₄-N Ablaufkonzentrationen bei unterschiedlichen Schlammbelastungen (Q modifiziert)

5.3.2 Veränderung der Schlammbelastung durch Verringerung der TS-Konzentration

Ab Ende September 2008 wurde durch eine schrittweise Reduzierung der TS-Konzentration die Schlammbelastung von 0,030 auf 0,045 kg-BSB₅/(kg-TS*d) erhöht. Eine Veränderung der Schlammigenschaften vergleichbar der Messungen im November/Dezember 2007 blieb hier allerdings aus (Abbildung 5-12). Ebenfalls keine Auswirkungen wurden bei der Stickstoffelimination beobachtet. Die NH₄-N Konzentrationen im Ablauf wiesen in beiden Straßen im Oktober einen Mittelwert von 0,1 bis 0,2 mg/l auf. Auf eine grafische Darstellung dieser Daten wird daher verzichtet.

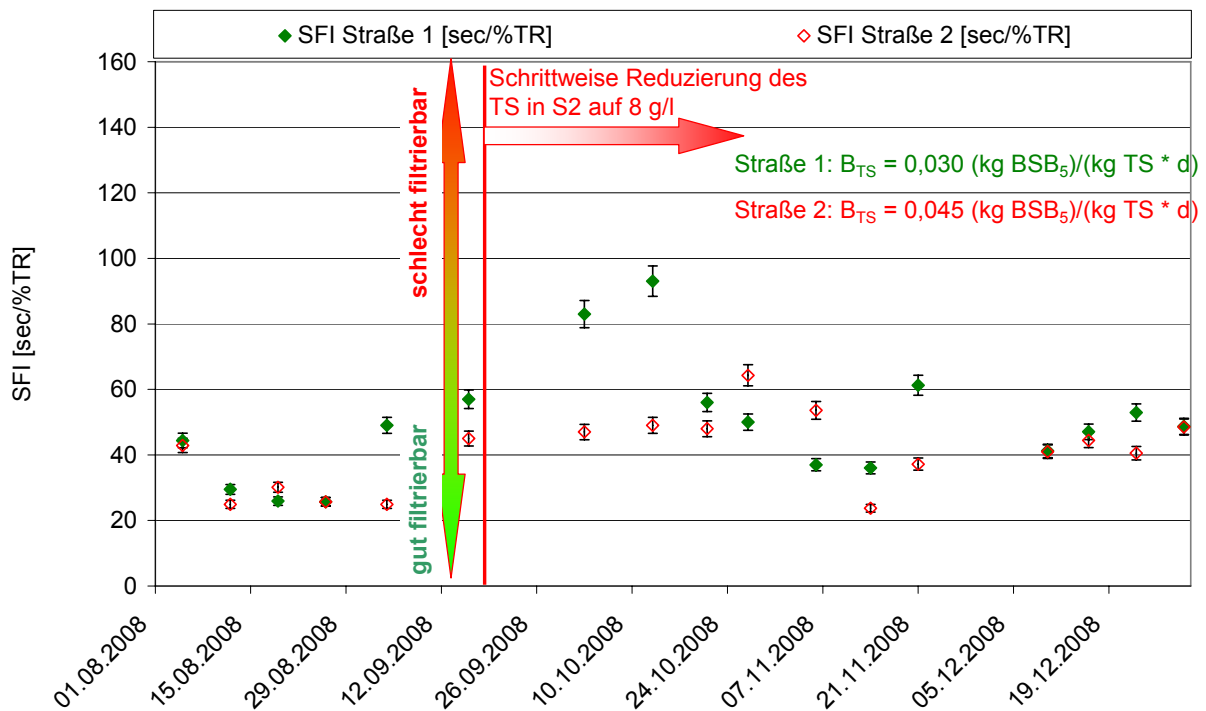


Abbildung 5-12: Entwicklung des Schlammfiltrationsindex bei unterschiedlichen Schlammbelastungen (TS modifiziert)

5.4 Arbeitspaket 3b – Anlagenverhalten bei Stickstoff-Stoßbelastungen

5.4.1 Vorbemerkungen

Um die eingangs erwähnten Fragestellungen zur minimalen hydraulischen Aufenthaltszeit (HRT) zu beleuchten, befasste sich das folgende Arbeitspaket mit einer detaillierten Betrachtung der Ammonium-Ablaufkonzentrationen unter verschiedenen hydraulischen Betriebsbedingungen. Während des normalen Anlagenbetriebes wurden in den Abläufen beider Straßen regelmäßig Ammonium-Konzentrationspitzen (Peaks) beobachtet. Abbildung 5-13 stellt exemplarisch eine Reihe solcher Ablaufspitzen gegenüber der Zulaufbelastung dar. Um die Zusammenhänge zwischen Ablaufspitzen, Zulaufsituation und Betriebszustand herzustellen, wurden verschiedene Auswertungsansätze gewählt. Zunächst wurde aus dem Betrachtungszeitraum Juni bis Dezember 2007 in Zusammenarbeit mit dem Institut für Baustatik und Konstruktion der Eidgenössischen Technischen Hochschule (ETH) Zürich, Fachbereich

Risiko und Sicherheit, eine neuartige statistische Auswertemethodik angewendet, bei der die Prozesse im MBR als numerisches Netzwerk modelliert wurden (Bayes-Statistik). Dabei stellte sich bereits ein Zusammenhang zwischen Frachtbelastung, hydraulischer Aufenthaltszeit und der Auftretenswahrscheinlichkeit der Ablaufpeaks heraus. In einem zweiten Schritt wurden dann alle individuellen Ereignisse zusammengestellt und die Betriebsumstände vor und während des Peaks ausgewertet (Einzelfallbetrachtung).

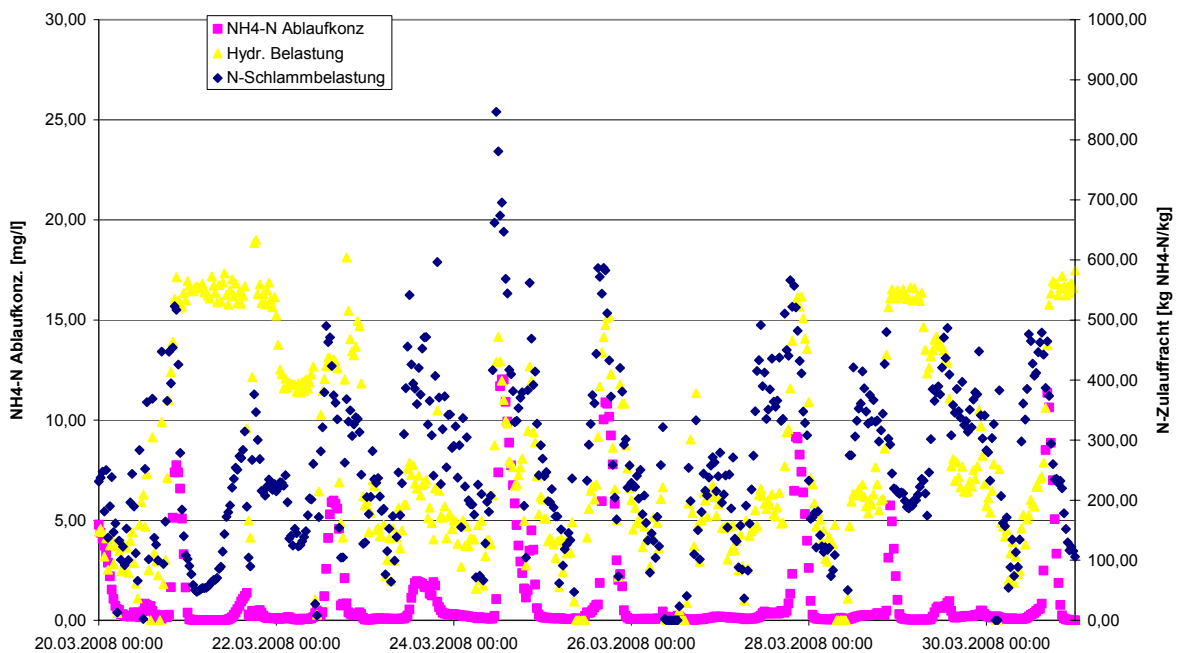


Abbildung 5-13: Beispiel für $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsspitze im Ablauf des MBR

5.4.2 Datenauswertung mittels Bayes Statistik

Die Messdaten der Zeit zwischen Juni und Dezember 2007 wurden zu einer gezielten statistischen Auswertung zu Halbstunden-Mittelwerten aufbereitet und verdichtet. Diese Datenbasis mit rund 86.000 Einzelmessungen wurde zum Aufbau eines so genannten „Bayes’schen Probabilistischen Netzes (BPN)“ verwendet, mit dem die Abbildung mehrdimensionaler Wahrscheinlichkeitsverteilungen möglich wird. BPN werden seit einiger Zeit beispielsweise zur Risikoanalyse bei der Bauwerksplanung oder als E-Mail Spam Filter eingesetzt. Im vorliegenden Fall bieten sie die Möglichkeit einer Vorhersage der Anlagenleistung unter spezifischen Betriebsbedingungen wie z.B. kritischen Lastfällen.

Bei der Modellierung des Bayes'schen Netzes für den MBR Xanten-Vynen wurden als Zuflussgrößen (influent parameters) der Volumenstrom Q [m^3/h], die Abwassertemperatur [$^{\circ}\text{C}$] und die Ammonium-Zulaufkonzentration [mg/l] berücksichtigt. Als maßgebliche Größen zur Beschreibung der Ablaufqualität (effluent parameters) flossen die $\text{NH}_4\text{-N}$ - und die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen [jeweils in mg/l] in das Modell ein. Als systemrelevante Größen wurden der Rezirkulationsvolumenstrom $Q_{\text{recirc.}}$ und die Feststoffkonzentration TS (MLSS) [g/l] berücksichtigt. Messungenauigkeiten fließen pauschal über den Parameter Θ in das Modell ein. Abbildung 5-14 stellt die Eingangsgrößen und deren Verknüpfungen untereinander dar. Eine detaillierte Beschreibung des Vorgehens findet sich in Thiemig et al. (2008a) (als Anlage beigelegt).

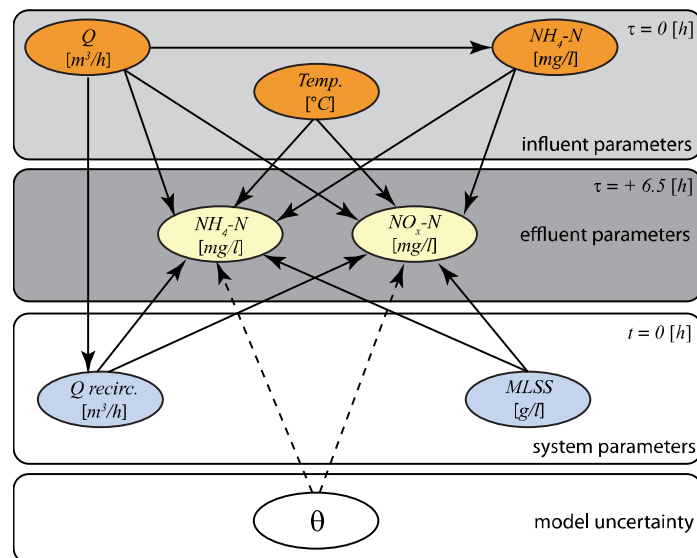


Abbildung 5-14: Das für die Abbildung des MBR Xanten-Vynen verwendete BPN

Tabelle 5-2 stellt einige statistische Kenngrößen aus der für die Modellierung verwendeten Datenbasis des MBR Xanten-Vynen zusammen. Im Mittel sind der Anlage knapp $9 \text{ m}^3/\text{h}$ zugeflossen, womit die mittlere hydraulische Aufenthaltszeit bei ca. 11 Stunden lag. Das zufließende Ammonium wurde zu rund 98% nitrifiziert; im Mittel lagen die $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen bei $0,84 \text{ mg}/\text{l}$. Aufgrund der begrenzten Schlammrezirkulation konnten nur mittlere Nitrat-Ablaufwerte von $15 \text{ mg}/\text{l}$ erreicht werden. Die Abwassertemperaturen schwankten zwischen 10 und 24°C . Der Trockensubstanzgehalt wurde auf Werte zwischen 8 bis $15 \text{ g}/\text{l}$ geregelt.

Tabelle 5-2: Zu- und Ablaufbedingungen während des Untersuchungszeitraums

	Durchfluss Q [m ³ /h]	NH ₄ -N Zulauf [mg/l]	NH ₄ -N Ablauf [mg/l]	NO _x -N Ablauf [mg/l]
Mittelwert	8.98	42.2	0.84	14.82
Median	8.40	46.3	0.10	16.56
Varianz	0.54 [-]	0.54 [-]	2.58 [-]	0.36 [-]
80% Quantil	14.07	60.0	0.39	20.36
90% Quantil	17.09	68.7	1.03	21.15
Maximum	19.64	159.3	26.04*	30.65

* kurzzeitiger Spitzenwert während der Hochlastphase im Dezember 2007

Ergebnisse der statistischen Auswertung

Abbildung 5-15 stellt die Häufigkeitsverteilungen vom Zulaufvolumenstrom (links) und der NH₄-N-Zulaufkonzentration (rechts) dar. In beiden Abbildungen wird eine Bimodalverteilung deutlich: Im Falle des Zulaufvolumenstroms repräsentiert der linke Modus den Trockenwetterfall, der rechte Modus ist durch den Einfluss von Regenwetter zu erklären. Eine ähnliche Ursache ist auch für die Konzentrationsverteilung in der rechten Abbildung anzunehmen. Im späteren Verlauf wird sich diese Annahme bestätigen.

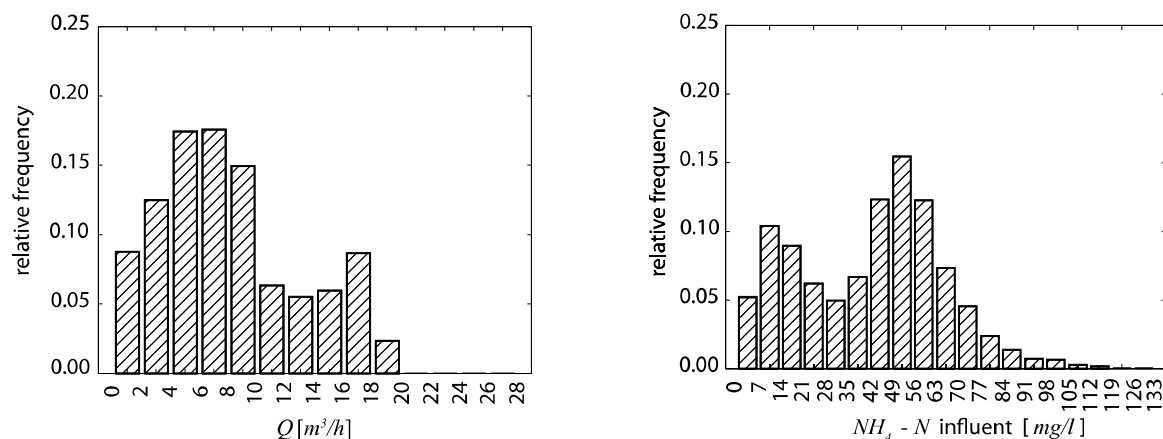


Abbildung 5-15: Häufigkeitsverteilungen von Zufluss (Q) und NH₄-N Zulaufkonzentration

Die Summenhäufigkeiten der NH₄-N und NO_x-N Ablaufkonzentrationen sind in Abbildung 5-16 dargestellt. Interessant ist hier der Verlauf der Summenhäufigkeit der NH₄-N Ablaufkonzentration (links). In 80% aller Fälle werden Werte unter 0,5 mg/l erreicht. Ab 1 mg/l formt der Kurvenverlauf einen so genannten „heavy tail“. Werte zwischen 1 und 10 mg/l treten

annähernd gleich häufig auf (zu beachten ist der logarithmische Maßstab der Abszisse). Die $\text{NO}_x\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen zeigen dieses Verhalten nicht. Dort liegen 80% aller Messwerte unter 20 mg/l. Diese vergleichsweise schlechte Denitrifikationsleistung ist auf die limitierte Rezirkulationsrate von maximal $2xQ_{zu}$ zurückzuführen. Aus diesem Grund fokussiert die folgende Auswertung auf die $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen.

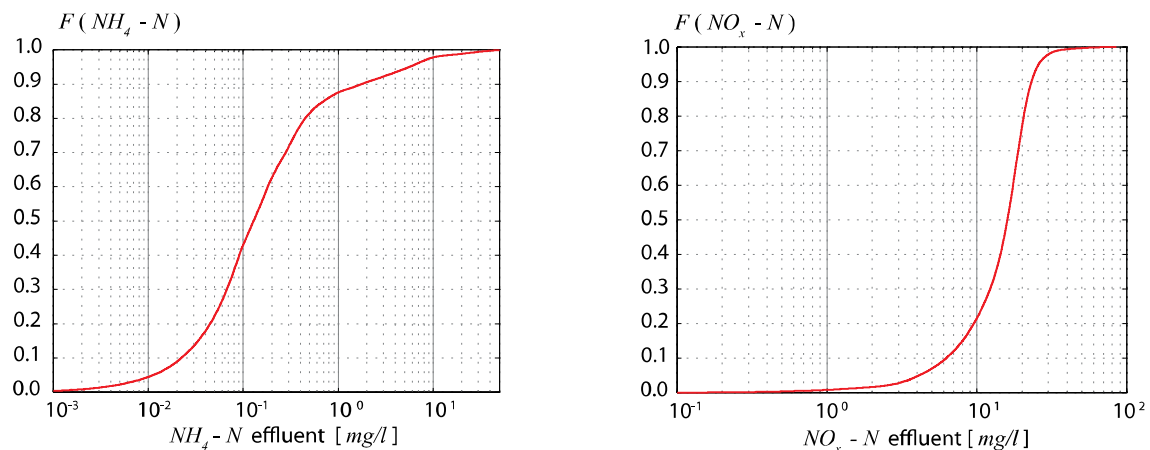


Abbildung 5-16: Summenhäufigkeiten der $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_x\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen unter Berücksichtigung der vollständigen Datenbasis

Ein Versuch der Unterscheidung in Trockenwetter- und Regenwettersituation wurde in der folgenden Abbildung 5-17 vorgenommen. Unter der (hypothetischen) Annahme, dass eine scharfe Grenze bei einem Zulaufvolumenstrom von $10 \text{ m}^3/\text{h}$ gezogen werden kann, wurden die Häufigkeitsverteilungen für $Q < 10 \text{ m}^3/\text{h}$ und $Q \geq 10 \text{ m}^3/\text{h}$ errechnet. In Abbildung 5-17 (links) werden die unterschiedlichen $\text{NH}_4\text{-N}$ Zulaufkonzentrationen in beiden Fällen deutlich. Bei $Q < 10 \text{ m}^3/\text{h}$ wurde der linke Modus nahezu vollständig eliminiert – der Verdünnungseffekt durch Regenwasser wirkt sich also nicht mehr aus. Bei $Q > 10 \text{ m}^3/\text{h}$ tritt der erste Modus in den Vordergrund. Dies bedeutet, dass unter diesen Randbedingungen häufiger Konzentrationen zwischen 7 und 28 mg/l gemessen wurden. Die typischen Trockenwetterkonzentrationen (42 – 70 mg/l) traten deutlich seltener auf.

Besonders interessant ist der hydraulische Einfluss auf die $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen, dargestellt in Abbildung 5-17 (rechts). Bei hoher hydraulischer Belastung verschiebt sich die Summenhäufigkeit deutlich nach links. In absoluten Zahlen formuliert bedeutet dies, dass bei Regenwetter in 60% aller gemessenen Fälle $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen kleiner 0,1 mg/l gemessen werden. Bei Trockenwetter liegen nur 35% aller Messungen unter diesem Wert. Daraus wird deutlich, dass der Verdünnungseffekt bei Regenwetter eine größere Bedeutung hat

als die verminderte hydraulische Aufenthaltszeit, die bei dem Grenzwert von $Q=10 \text{ m}^3/\text{h}$ 10 Stunden beträgt.

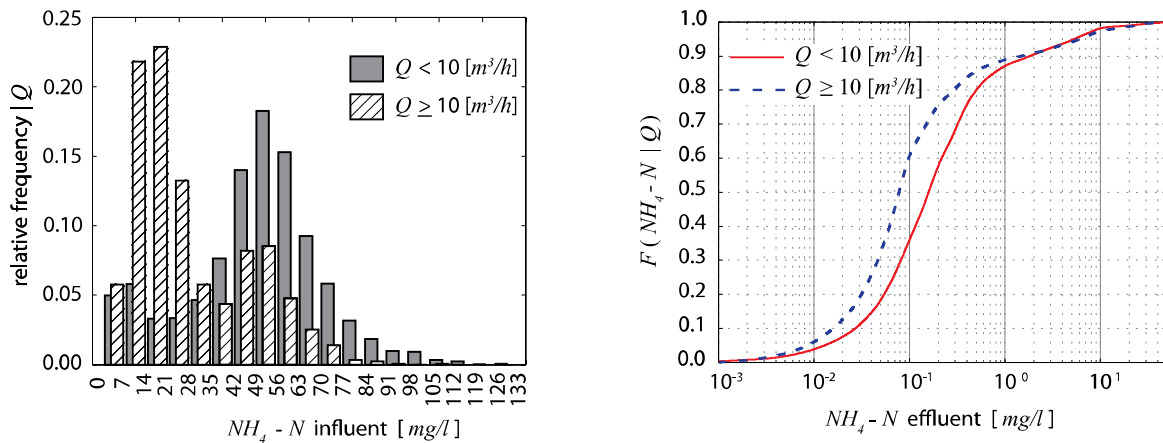


Abbildung 5-17: Häufigkeitsverteilung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Zulaufkonzentrationen (links) und Summenhäufigkeiten der $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen (rechts) bei Trockenwetter ($Q < 10 \text{ m}^3/\text{d}$) und Regenwetter ($Q > 10 \text{ m}^3/\text{h}$)

Neben der Unterscheidung in „Trockenwetter“ und „Regenwetter“ war mit dem Modell auch die Betrachtung der vermeintlich ungünstigsten Belastungssituationen möglich. Im ersten Schritt wurden dazu die Betriebsbedingungen untersucht, bei denen es zu hohen Ablaufkonzentrationen – hier zu $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen größer 10 mg/l - kam. Als vorhersehbares Ergebnis stellte sich die Kombination von hoher hydraulischer Belastung (bzw. geringer hydraulischer Aufenthaltszeit HRT) mit hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ Zulaufkonzentrationen heraus. Niedrige Abwassertemperaturen wurden ebenfalls als wesentlicher Einflussfaktor erkannt. Mehr als 55% aller gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen größer 10 mg/l wurden bei Abwassertemperaturen unter 12°C gemessen.

An Anlehnung an die derzeit für MBR diskutierte minimale hydraulische Aufenthaltszeit von 6 Stunden bei kritischen Belastungssituationen wurde nun alle Fälle untersucht, bei denen die hydraulische Aufenthaltszeit unter 6 Stunden lag bei gleichzeitig hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ Zulaufkonzentrationen größer 42 mg/l . Dabei stellte sich heraus, dass die Nitrifikationskapazität der Anlage unter diesen Bedingungen signifikant reduziert war. Mehr als 25% aller $\text{NH}_4\text{-N}$ Messwerte lag über 1 mg/l – 8% sogar über 10 mg/l (Abbildung 5-18, links). Weniger Einfluss hatten die Bedingungen auf die $\text{NO}_x\text{-N}$ Ablaufwerte, deren Summenhäufigkeit in Abbildung 5-18, rechts sich nur unwesentlich von der Summenhäufigkeit unter Berücksichtigung der gesamten Datenbasis unterscheidet (vgl. Abbildung 5-16)

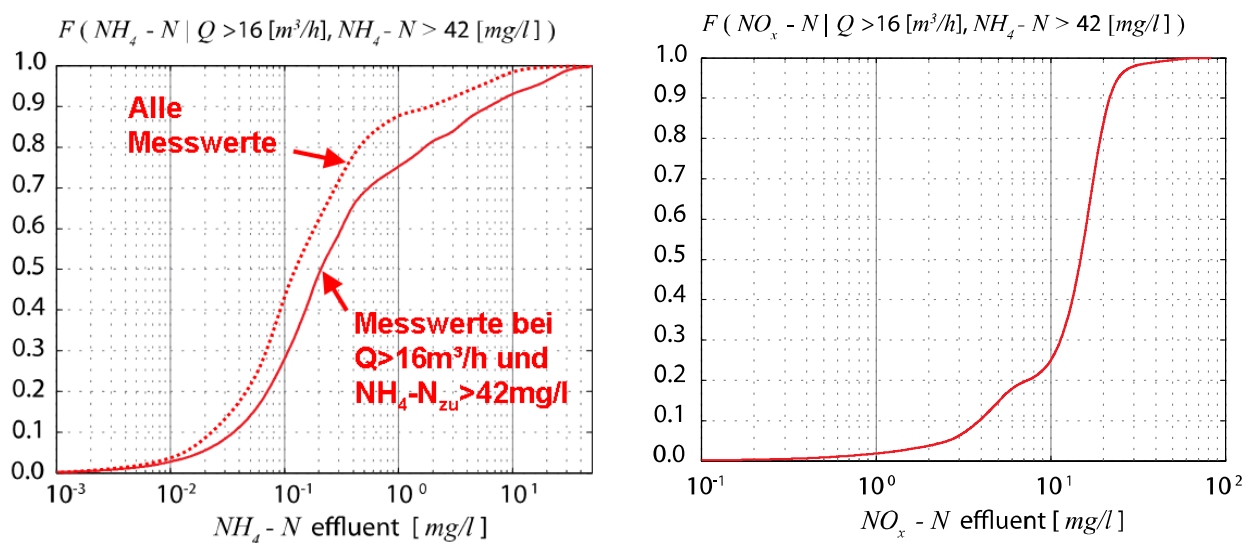


Abbildung 5-18: Summenhäufigkeiten der NH_4-N (links) und NO_x-N Ablaufkonzentrationen (rechts) während kritischer Belastungssituationen

Fazit

Aus den oben dargestellten Ergebnissen wird deutlich, dass für das Auftreten einer Konzentrationsspitze im Ablauf des MBR nicht alleine die hydraulische Aufenthaltszeit Bedeutung besitzt. Vielmehr stellt die Kombination aus geringer HRT und gleichzeitig mittlerer bis hoher NH_4-N -Zulaufkonzentration den kritischen Lastfall für die Anlage dar.

Die hier dargestellte Datenauswertung mittels Bayes'scher Netze bietet eine Vielzahl von Möglichkeiten. Neben einer expliziten Auswertung des Anlagenverhaltens unter spezifischen Betriebsbedingungen werden mit einem so kalibrierten Modell auch Vorhersagen zum Anlagenverhalten unter beliebigen Betriebs- und Randbedingungen möglich.

5.4.3 Zusammenhang zwischen Peak-Wahrscheinlichkeit und der HRT

Bei der nachfolgenden detaillierten Auswertung einzelner Lastfälle (vergleichbar dem exemplarisch in Abbildung 5-13 dargestellten Fall) wurden zunächst alle Datensätze zwischen Juli 2007 und November 2008 zusammengestellt, bei denen die Anlage nicht unter außergewöhnlichen Betriebszuständen im Rahmen des Forschungsvorhabens gefahren wurde. Aus diesen repräsentativen Datensätzen wurden insgesamt 27 Ereignisse isoliert, bei denen kurzzeitige Ablaufkonzentrationen größer 5 mg/l gemessen wurden. Diese wurden nach der jeweils vorherrschenden HRT in drei Gruppen ($HRT > 10h$; $10h \geq HRT > 6h$; $6h \geq HRT$) eingeordnet. Dividiert man die Anzahl der gemessenen Peaks durch den Zeitraum, in denen in

der Anlage die jeweilige HRT der untersuchten Klasse herrschte, erhält man die relative Wahrscheinlichkeit für das Auftreten eines Peaks unter diesen Betriebsbedingungen. Zu Zeiten einer hydraulischen Aufenthaltszeit $>10\text{h}$ (insgesamt 10.853 Stunden während des Betrachtungszeitraums) fanden sich nur 2 Peaks, womit sich eine extrem geringe relative Peakwahrscheinlichkeit von 0,0044 Peaks/Tag, bzw. 1,6 Peaks/Jahr ergibt. Dagegen liegt für HRT zwischen 6h und 10h das Risiko von $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufpeaks fast 40 mal höher als bei hydraulischen Aufenthaltszeiten $>10\text{h}$ (Abbildung 5-19). Unter diesen Betriebsbedingungen (2.733 Stunden) werden wird im Mittel 0,1844 Peaks/Tag bzw. 67 Peaks/Jahr registriert. Bei noch geringeren HRT $< 6\text{h}$ (insgesamt 804 Stunden) sinkt die relative Peakwahrscheinlichkeit auf 0,1194 Peaks/Tag bzw. 44 Peaks/Jahr, sie liegt damit aber immer noch rund 30 mal höher als bei HRT $> 10\text{h}$.

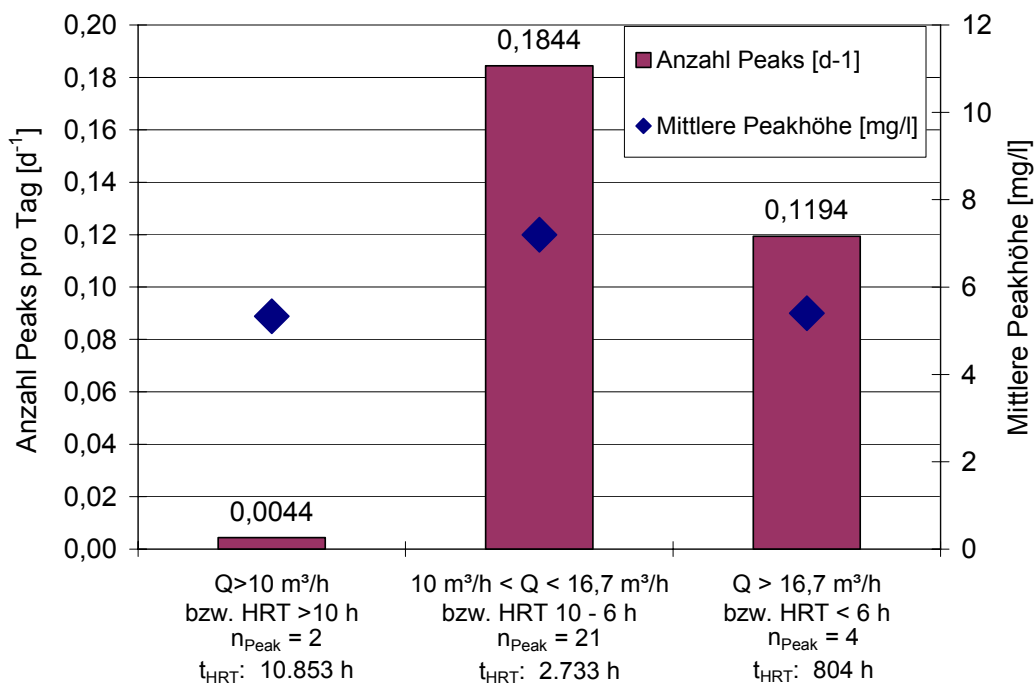


Abbildung 5-19: Relative Anzahl und mittlere Höhe der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Peaks größer 5 mg/l im Ablauf des MBR Xanten-Vynen bei unterschiedlichen hydraulischen Aufenthaltszeiten

Fazit

Offensichtlich besitzt die hydraulische Aufenthaltszeit im vorliegenden Fall einen signifikanten Einfluss auf die Auftretenswahrscheinlichkeit von Ammonium-Konzentrationspitzen im Ablauf

dem MBR Xanten-Vynen. Da vergleichbare Ergebnisse bei der Auswertung der gesammelten Daten am MBR Eitorf vorliegen, scheint die Erkenntnis allgemein übertragbar. Demnach besitzt die hydraulische Aufenthaltszeit für die Bemessung eines kommunalen MBR eine entscheidende Relevanz, sofern eine kurzzeitige Überschreitung der Ablaufkonzentrationen nicht geduldet wird.

5.4.4 Frachtbetrachtungen

Die tägliche Frachtbelastung jeder Straße liegt im Mittel zwischen 7 und 8 kg NH₄-N/d bei stündlichen Frachtspitzen bis zu 0,8 kg NH₄-N/h. Das Maximum der Tagesfrachten zwischen Juli 2007 und März 2008 lag bei 12,0 bzw. 13,8 kg NH₄-N/d. Dies entspricht im Mittel einer einwohnerspezifischen Frachtbelastung des gesamten MBR von ca. 1.900 EW (Annahme einer einwohnerspezifischen Fracht von 8 gNH₄-N/(E*d)). Im Maximum lag dieser Wert bei ca. 3.100 EW.

Die hydraulische Aufenthaltszeit scheint zwar nach den vorangegangenen Auswertungen einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der Peaks zu haben, jedoch treten Konzentrationsspitzen über 10 mg/l überwiegend bei Kombination einer hohen NH₄-N-Zulaufkraft (> 0,4 kg NH₄-N /h) und gleichzeitig hoher hydraulischer Belastung (> 10 m³/h) auf. Stellt man nun die Reinigungsleistung der Anlage (hier die NH₄-N Ablaufkonzentrationen) der Zulaufsituation gegenüber, so wird ein direkter Zusammenhang beider Variablen deutlich. Um das gemeinschaftliche Einwirken beider Parameter zu bewerten, wird zur weiteren Auswertung das Produkt aus Zulaufkraft und Abwasservolumenstrom gebildet.

Eine Gegenüberstellung von der Belastungssituation (hier dargestellt als NH₄-N-Zulaufkraft multipliziert mit der hydraulischen Belastung) und NH₄-N-Ablaufkonzentration zeigt ansatzweise die Ursache für die erhöhten Ablaufwerte (Abbildung 5-20). NH₄-N Ablaufkonzentrationen über 10 mg/l traten ausschließlich bei „Zulaufsituationen“ größer 5 [(kgNH₄-N/d)*(m³/h)] auf.

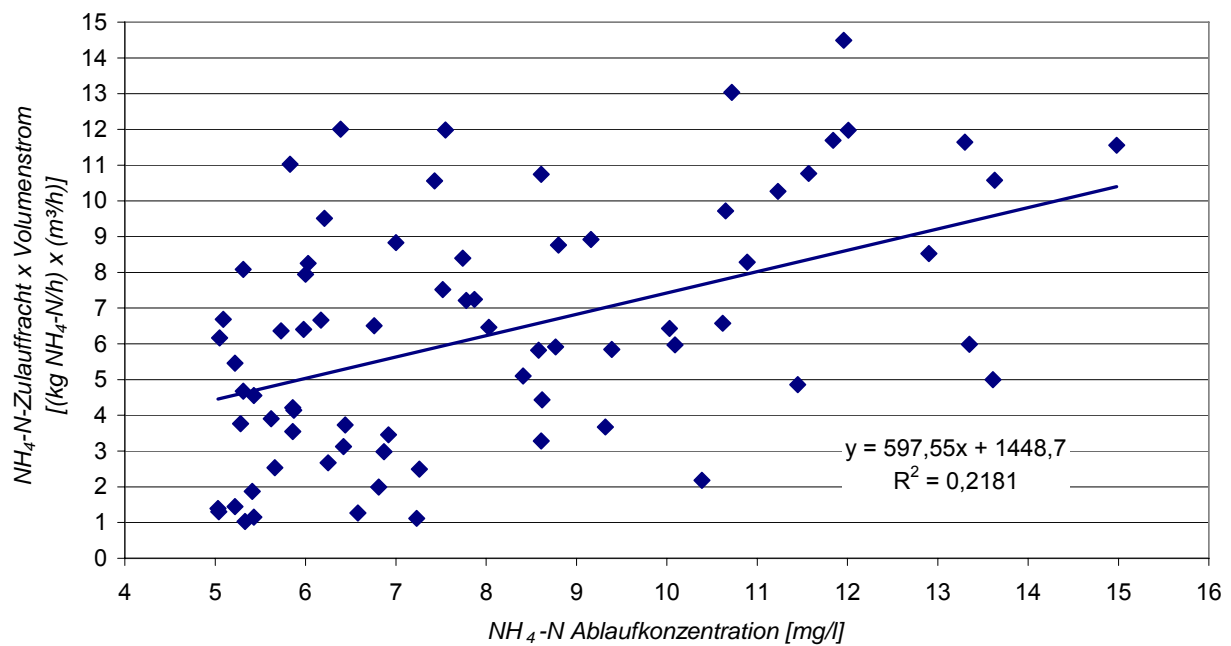


Abbildung 5-20: Gegenüberstellung von NH₄-N Ablaufkonzentration und der Zulaufsituation aus dem Produkt von (NH₄-N-Frachtbelastung x hydraulischer Belastung)

Deutlich besser korreliert diese Gegenüberstellung bei Abwassertemperaturen unter 12°C, bei denen durch temperaturbedingt reduzierte Umsatzprozesse der Nitrifikanten die Auftretenswahrscheinlichkeit der betrachteten Ammoniumspitzen im Ablauf steigt.

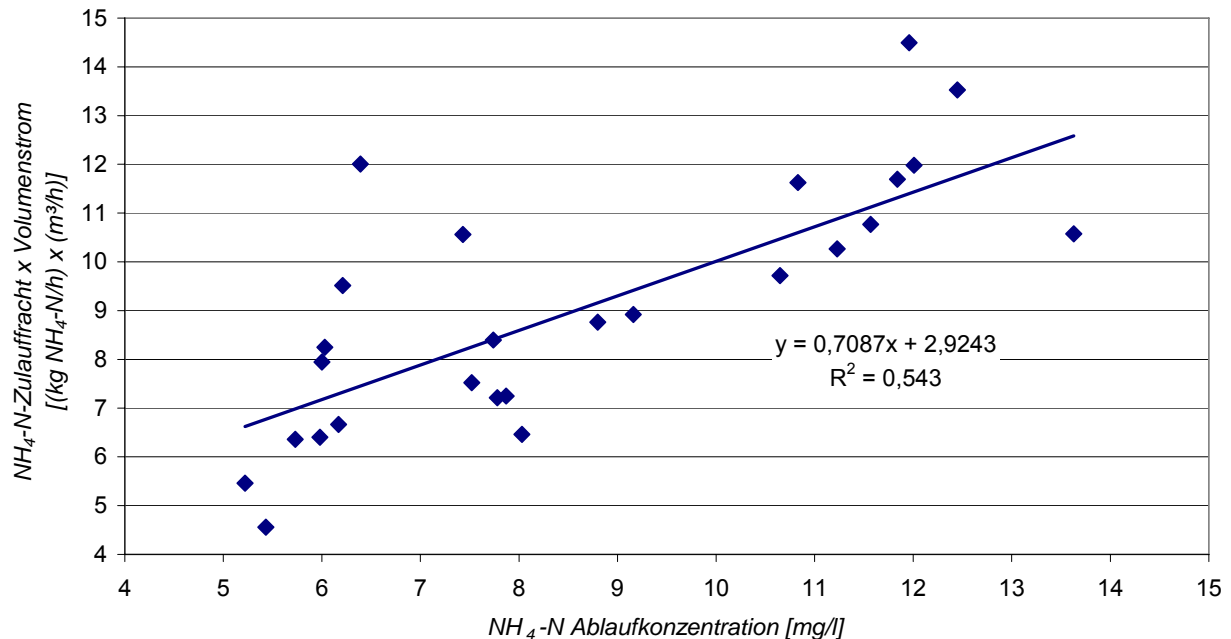


Abbildung 5-21: Gegenüberstellung von NH₄-N Ablaufkonzentration und der Zulaufsituation aus dem Produkt von (NH₄-N-Frachtbelastung x hydraulischer Belastung) bei Abwassertemperaturen unter 12°C

5.5 Arbeitspaket 3c - Verbesserung der Denitrifikation

Da eine Modifizierung des Beckenvolumens verfahrenstechnisch nicht möglich war, wurde alternativ die Rezirkulationsrate erhöht. Im Normalbetrieb erfolgt eine Regelung der rezirkulierten Schlammmenge anhand der Filtratmenge. Hierbei fördert die Rezirkulationspumpe immer den doppelten Volumenstrom im Vergleich zur Filtratpumpe. Allerdings ist die Rezirkulationspumpe baugleich mit der Filtratpumpe und damit die maximale Kapazität auf 20 m³/h begrenzt. Demnach werden ab Abwasserzuflüssen größer 10 m³/h konstant 20 m³/h Schlamm rezirkuliert. Im hydraulischen Maximallastfall bei einem Zufluss von 20 m³/h wird bei einem Rückführverhältnis (RV) von 1 dann nur noch die Hälfte der in der Nitrifikation gebildeten Nitratfracht in die Denitrifikation zurückgeführt. Bei einer NH₄-N-Zulaufkonzentration von bis zu 110 mg/l sind also theoretisch NO_x-N-Ablaufkonzentrationen bis 55 mg/l möglich. Tatsächlich wurden kurzzeitig maximale Konzentrationen bis 43 mg/l gemessen (95-Perzentil: 26 mg/l).

Zur Verbesserung der Denitrifikationsleistung der Anlage und damit Reduzierung der NO_x-N-Ablaufwerte wurde zwischen Dezember 2008 und Mai 2009 eine zusätzliche Drehkolbenpumpe zur Unterstützung der Rezirkulation in Straße 1 installiert. Am 16.12.2008 wurden die

Schlämme beider Straßen vergleichmäßig und dann die Pumpe mit einer konstanten Leistung von 20 m³/h gestartet. Im Regenwetterfall betrug das Rückführverhältnis damit rund 2. Die Effekte auf die NO_x-N-Ablaufkonzentrationen stellt Abbildung 5-22 dar. Im Mittel konnten durch die Maßnahme die NO_x-N-Ablaufwerte von 18 mg/l auf 11,5 mg/l, also um rund 1/3 reduziert werden.

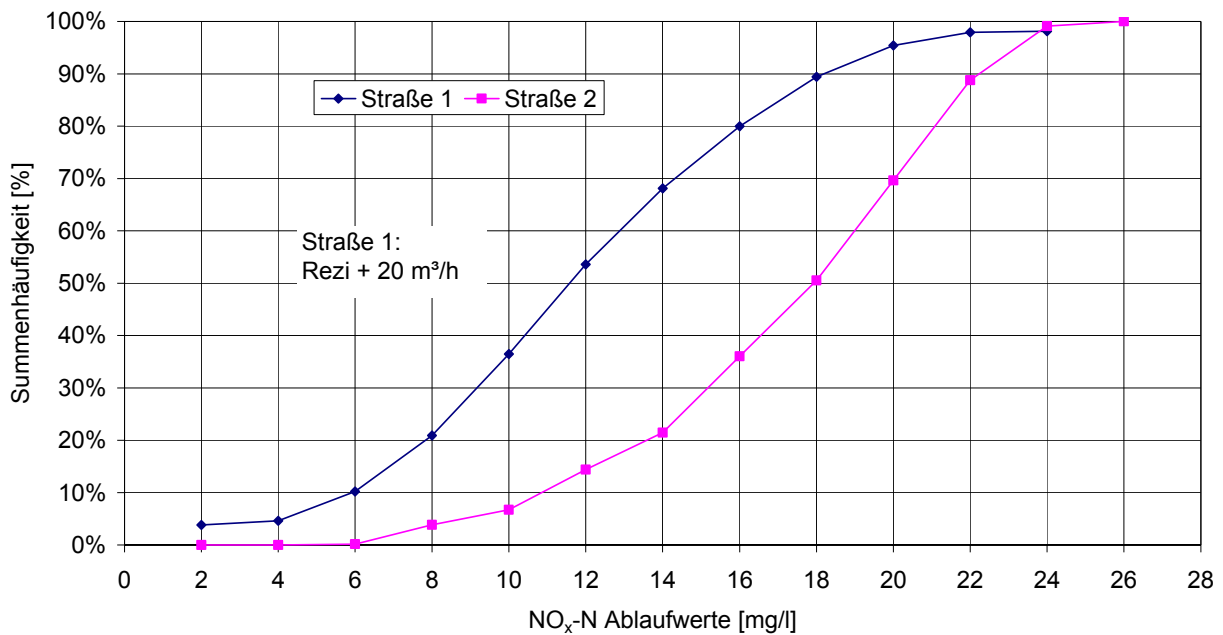


Abbildung 5-22: Summenhäufigkeiten der NO_x-N-Ablaufkonzentrationen bei normaler Rezirkulationsrate (Straße 2) und um 20 m³/h erhöhte Rezirkulation (Straße 1)

Am 06.02.2009 wurde die Pumpenleistung auf 39 m³/h erhöht, womit im Regenwetterfall der dreifache Zulaufvolumenstrom rezirkuliert werden konnte (RV=3). Im Mittel wurden nun NO_x-N-Ablaufkonzentrationen von 9,5 mg/l erreicht. In Straße 2 ohne zusätzliche Rezirkulation lag der Mittelwert bei 15,5 mg/l (Abbildung 5-23). Mit der erhöhten Pumpenleistung konnten also die Ablaufkonzentrationen erneut um ca. 1/3 reduziert werden. Eine weitere Verbesserung der Denitrifikation war daher gegenüber der ersten Einstellung (RV=2) nicht mehr zu beobachten.

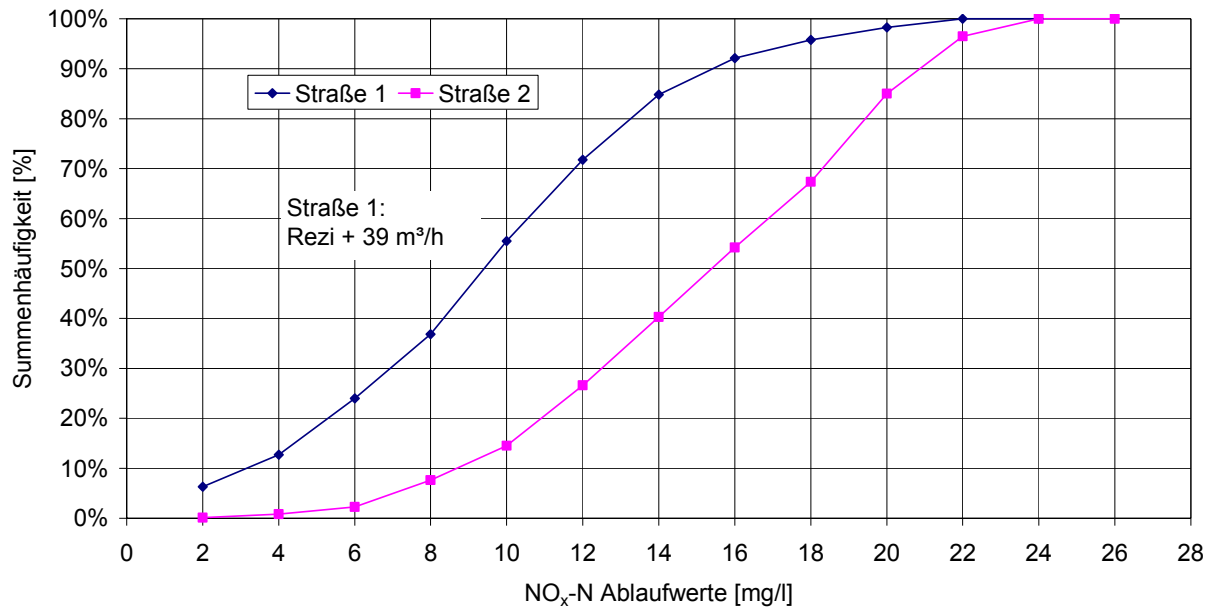


Abbildung 5-23: Summenhäufigkeiten der NO_x-N-Ablaufkonzentrationen bei normaler Rezirkulationsrate (Straße 2) und um 39 m³/h erhöhte Rezirkulation (Straße 1)

5.6 Arbeitspaket 4a – Entwicklung eines Messverfahrens zur Bestimmung der Schlammfiltrierbarkeit

5.6.1 Einführung

Seit Einsatz des Membranbelebungsverfahrens kamen verschiedene Methoden zur Bestimmung der Filtrierbarkeit des belebten Schlammes zur Anwendung. Teilweise wurden bestehende Verfahren aus der Schlammmentwässerung genutzt, teilweise neue Verfahren mit unterschiedlicher Komplexität entwickelt. Allen Methoden gemein ist das Ziel, einen Parameter nennen zu können, der eine Aussage zur anwendungsspezifischen Entwässerbarkeit des Schlammes zulässt. Denn ein Rückgang der Permeabilität, der Durchsatzleistung während des Betriebes eines MBR, kann entweder an einer Verblockung der Membranporen oder am Absinken der Entwässerbarkeit des Belebtschlammes liegen. Aus den üblicherweise aufgezeichneten Betriebsdaten werden die Gründe in der Regel nicht ersichtlich. Da aber eine Reinigung der Membranen mit einem hohen Aufwand, erheblichen Kosten und durch chemische Beanspruchung auch einer fortschreitenden Alterung der Membranen verbunden ist, sollte die Ursache vor einer Reinigung bekannt sein.

Auf den bestehenden Membranbioreaktoren kommen fast ausschließlich zwei Methoden zum Einsatz: Der aus der Schlammmentwässerung stammende Parameter CST (Capillary Suction Time) und ein einfacher Filtrationstest, der von einem führenden japanischen Membranhersteller vorgeschlagen wird und im weiteren Text als „Filtertest“ bezeichnet wird. Erfahrungen aus der Praxis haben allerdings gezeigt, dass die Durchführung der Messungen und die Deutung der Ergebnisse stark variieren. Für die Bestimmung des CST existiert zwar seit Juni 2006 eine technische Norm (DIN, 2006a; DIN, 2006b), da jedoch das Verfahren ursprünglich zur Beurteilung der mechanischen Entwässerbarkeit von Schlämmen entwickelt wurde, ist die Übertragbarkeit auf die membranspezifischen Randbedingungen zumindest zu hinterfragen. Auch für die Kubota-Methode existiert eine Verfahrensbeschreibung, die allerdings in einigen wichtigen Punkten dem durchführenden Laboranten „Handlungsspielraum“ lässt, was eine Reproduzierbarkeit der Ergebnisse erschwert.

5.6.2 Capillary Suction Time

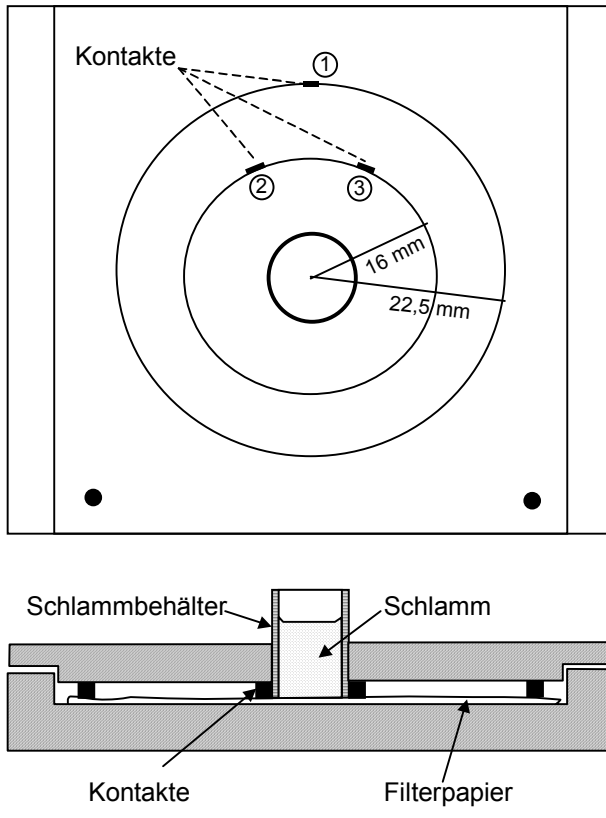
Ein weit verbreitetes und seit vielen Jahren eingesetztes Verfahren ist die Bestimmung der kapillaren Fließzeit (englisch: Capillary Suction Time (CST)). Entwickelt wurde das

dazugehörige Gerät 1967 von Baskerville und Gale, die einen Zusammenhang zwischen dem CST und dem spezifischen Filtrationswiderstand feststellten (Lee, Hsu, 1993). Das Messprinzip basiert auf der kapillaren Saugwirkung eines absorbierenden Filterpapiers.

Versuchsaufbau und Durchführung

Das Filterpapier wird zwischen zwei Plexiglasscheiben gelegt. Die obere Scheibe besitzt eine Bohrung, die einen 5 cm hohen Metallkonus mit einer Bohrung von 18 mm aufnehmen kann. Die zu untersuchende Schlammprobe wird in den Metallzylinder auf das Filterpapier gebracht. Über die benetzte Fläche kann dann das Wasser aus der Probe entweichen. In festen Abständen zum Probenzylinder sind elektrische Kontakte angebracht. Erreicht das Wasser den ersten Kontakt im Abstand von 16 mm zur Probenmitte wird automatisch ein Zählwerk gestartet, das den Zeitraum misst, bis das Wasser die zweiten Kontakte bei 22,5 mm erreicht. Das Messergebnis, also die Zeitdifferenz in Sekunden zwischen Auslösen der beiden Kontakte, wird dann in ein Datenblatt übertragen. Abbildung 5-24 stellt links schematisch das Messprinzip dar. Rechts ist ein Foto des am ISA eingesetzten CST-Gerätes abgebildet.

a) Messkopf des CST-Gerätes:



(ATV, 1992)

b) CST-Gerät mit Datenerfassung:

Triton – W.R.C. Multipurpose Filtration
Unit TW 166



(Foto des Gerätes aus dem ISA-
Labor, 2006)

Abbildung 5-24: Messgerät zur Bestimmung der kapillaren Fließzeit CST

Der eigentliche CST-Wert errechnet sich aus dem arithmetischen Mittel mehrerer Einzelwerte, die vom Mittelwert um nicht mehr als 20% abweichen dürfen. Anderenfalls werden sie gestrichen. Die Mindestanzahl der gültigen Messwerte muss drei betragen. Das Filterpapier ist immer mit der gleichen Seite auf den unteren Plexiglasblock zu legen. Das Messgerät muss vor Beginn der eigentlichen Messung auf Null gestellt werden. Die Schlammprobe soll zum Mischen viermal von einem Becher in den anderen gefüllt werden und anschließend zügig in den Metallkonus gegossen werden, damit es nicht aufgrund des Absetzens des Schlammes zu einer Verfälschung der Ergebnisse kommt. Weiterhin gibt die DIN EN 14701-1 vor, dass für die Bestimmung des CST ein für die Chromatographie geeignetes Papier zu verwenden ist (beispielsweise Whatman No.17 CHR oder Wickam CST Papers 7 cm x 9 cm). CST-Messgeräte stellt neben anderen die Firma Triton Electronics her (Modell 165 CST oder 304B

CST). Für die später dargestellten Versuche wurde das am ISA verfügbare Gerät „Triton W.R.C Multipurpose Filtration Unit TW 166“ verwendet.

Bewertung der Messergebnisse:

Für eine anschließende Bewertung der Messergebnisse sind in Anhang A der DIN nur grobe Richtwerte angegeben:

Für Schlämme mit geringer Entwässerbarkeit gelten als aussagekräftige Werte Fließzeiten zwischen 10 s und 900 s. Für leicht filtrierbare Schlämme empfiehlt die Norm die Verwendung eines kleineren Metallzylinders mit einer 10 mm Bohrung. Hier liegen dann die aussagekräftigen Werte zwischen 20 s und 1200 s.

Diese eher qualitative Bewertung für einen bestimmten Schlammtyp liegt an den vielen Umständen, von denen die Messergebnisse abhängen (Eigenschaften des Papiers, Oberflächenspannung, Temperatur, Konzentration der suspendierten Feststoffe) (DIN, 2006a). Der Einfluss aus der Konzentration an suspendierten Stoffen (TS oder TR) gilt als wesentlich, weshalb ein Bezug auf diese Einflussgröße bei der Darstellung der Messergebnisse als sinnvoll anzusehen ist.

In der Literatur werden als Richtwerte für die Entwässerbarkeit eines Schlammes folgende Zahlen genannt (DICHTL, KOPP, 2001):

- Gut entwässerbar: $CST/TR \leq 30$ [s/% TR]
- Mittelmäßig entwässerbar: $CST/TR \approx 30$ [s/% TR]
- Schlecht entwässerbar $CST/TR \geq 30$ [s/% TR]

Neben dem Feststoffgehalt der Probe werden verschiedene weitere Einflussgrößen auf die Ergebnisse genannt. Beispielsweise wirkt sich die Temperatur auf die Viskosität (μ) der Probe aus, was wiederum eine veränderte Entwässerbarkeit hervorruft. Der Einfluss der Temperatur kann nach DIN mit folgender Formel bestimmt werden:

$$CST1 = \frac{\mu_1}{\mu_2} CST2$$

Allerdings darf auf diese Umrechnung verzichtet werden, wenn die Raumtemperatur zwischen 12°C und 30°C liegt (DIN, 2006a). Die Einflüsse aus dem hydrostatischen Druck im Trichter sind vernachlässigbar, da sie von der Saugwirkung weit übertroffen werden (Triton, 2006 und DIN, 2006).

Die DIN gibt nicht eindeutig die Verwendung eines speziellen Filterpapiers vor. Es wird lediglich empfohlen, nur eine Sorte zu verwenden, um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen. Über den Einfluss auf die Ergebnisse bei Verwendung verschiedener Papiere liegen keine Erkenntnisse vor.

5.6.3 Filtertest

Zur Ermittlung der Filtrierbarkeit von belebtem Schlamm aus MBR wird vom japanischen Membranhersteller Kubota ein einfacher Filterversuch vorgeschlagen. Diese Methode wird hauptsächlich auf Anlagen verwendet, die mit Modulen dieses Herstellers ausgestattet sind. Diese Methode wurde bislang von der Firma Nalco zur Ermittlung der optimalen Dosiermenge ihres filtrationsverbessernden Polymers eingesetzt (siehe dazu auch Kapitel 5.7).

Versuchsaufbau und Durchführung:

In einem Merkblatt der Firma Kubota werden die folgenden erforderlichen Materialien zur Durchführung des Filterversuches genannt:

- Filterpapier No 5C bzw. JIS P 3801 (Japanese Industrial Standard) mit einem Durchmesser von 185 mm.
- Trichter mit 75 mm Durchmesser
- 2 Messzylinder mit 50 ml
- Stoppuhr

Den Versuchsaufbau stellt folgende Abbildung dar.

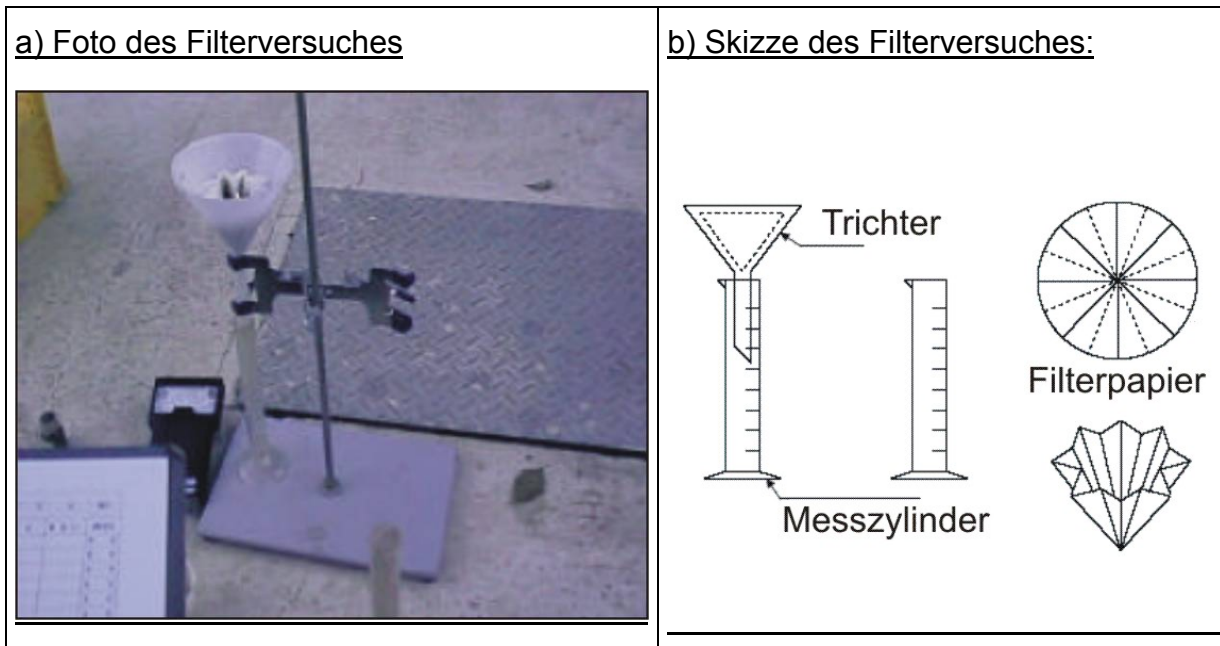


Abbildung 5-25: Aufbau des Filtrationstests (Kubota, 2006)

Für die Durchführung des Versuches wird im genannten Merkblatt empfohlen, das Filterpapier zu falten (8 Faltungen nach innen, 8 Faltungen nach außen). Es existieren aber auch bereits vorgefaltete Papiere, die laut Laborbedarfsherstellern ebenso zu verwenden sind. Ursprünglich wurde das Filterpapier mit Wasser angefeuchtet und der abgemessene Belebtschlamm erst eingefüllt, nachdem kein Wasser mehr aus dem Filter tropfte. Um eine Vereinfachung zu erzielen, wurde die Methode abgewandelt (KUBOTA, 2006). Das Filterpapier ist in den Trichter zu legen und eine gut durchmischte 50 ml Belebtschlamm-Probe in einem Messzylinder vorzubereiten. Die Schlammprobe ist dann auf einmal, ohne Unterbrechung, in das Filterpapier zu gießen. Es ist darauf zu achten, dass die Zeitmessung beginnt, wenn der erste Tropfen durch das Filterpapier läuft. Der Filtrationsparameter wird als die Menge des Filtrats definiert, die nach 5 Minuten in den Messzylinder gelaufen ist.

Bewertung der Messergebnisse:

Eine Beurteilung der Ergebnisse erfolgt in „gut filtrierbar“ und „schlecht filtrierbar“. Eine weitere Abstufung der Ergebnisse existiert nicht. Eine gute Filtrierbarkeit ist gegeben, wenn die Menge an Filtrat 10 ml übersteigt. Der untersuchte Schlamm gilt als schlecht filtrierbar, wenn die Menge an Filtrat weniger oder gleich 5 ml beträgt. Ist dies der Fall, ist es laut Kubota notwendig, die Filtrierbarkeit des Belebtschlammes zu verbessern.

Diese Arbeitsanweisung ist in einigen Punkten nicht eindeutig und unpraktikabel. Der angegebene Trichter und die Messzylinder sind zu klein und das Filterpapier in Europa nicht üblich.

Laut dem japanischen Filterhersteller Advantec MFS entspricht das Papier No. 5C der Nummer 42 von Whatman mit folgenden Kennwerten: Durchmesser 185 [mm], Filtrationszeit 570 [s], Dicke 0,22 [mm], Gewicht 118 [g/m²], Rückhaltevermögen fein. (Advantec MFS, 2006). Dieses Filterpapier ist vergleichbar mit dem Typ MN 640 ¼ von Macherey-Nagel (telefonische Auskunft von Herrn Dr. Prokisch), welches für die im Rahmen der Bearbeitung durchgeführten Versuche verwendet wurde. Kennwerte: Durchmesser [mm], Filtrationszeit 55 [s], Dicke 0,20 [mm], Gewicht 85 [g/m²], Rückhaltevermögen 4-7 [µm]. Die unterschiedlichen Filtrationszeiten resultieren aus unterschiedlichen Messverfahren zur Bestimmung selbiger. Während Macherey-Nagel nach DIN 53137 misst, wird sie bei Whatman und Advantec MFS mit einer der nach Herzberg ähnlichen Methode bestimmt (Filtrationszeit nach DIN 53137: Die Zeit für die Filtration von 14 ml destilliertem Wasser (20°C) durch einen viertelgefalteten, voll durchfeuchteten und frei hängenden Rundfilter mit 125 mm Durchmesser. Filtrationszeit nach www.advantecmfs.com: Die Filtrationszeit ist die benötigte Zeit in Sekunden, um 100 ml destilliertes Wasser von 20°C bei 10 cm² filtrierender Fläche und einem Druck von 10 cm Wassersäule zu filtrieren).

Das vorgefaltete Papier MN 640 ¼ ist doppelt so oft gefaltet, was allerdings laut persönlicher Auskunft von Dr. Prokisch keinen Einfluss auf die Filtration bei der Kubota-Methode hat (Prokisch, 2006).

5.6.4 Spezialmethoden

Neben den oben genannten Verfahren wurden in der Vergangenheit eine Reihe teilweise sehr aufwändiger Spezialverfahren zur Messung der Schlammfiltrierbarkeit entwickelt. Dabei kommen häufig kleine Messzellen zum Einsatz, bei denen die Filtration durch Original-Membranmaterial mit einer der Realität möglichst angepassten Cross-Flow-Überströmung und mit detaillierter Durchfluss und Druckmessung durchgeführt wird. Allen Methoden gemein sind die sehr aufwändige Messtechnik und der hohe Durchführungsaufwand, weshalb diese Methoden für regelmäßige Messungen auf einer Kläranlage ungeeignet erscheinen. Daher wird an dieser Stelle auf eine weitere Beschreibung der Verfahren verzichtet.

5.6.5 Entwicklung eines neuen Verfahrens

Da die in den vorangegangenen Kapiteln genannten Methoden einen erheblichen Arbeits- bzw. Materialaufwand erfordern oder wenig belastbare Ergebnisse liefern, wurde im Rahmen dieses Vorhabens ein Verfahren entwickelt, das für das Personal auf den Kläranlagen einfach durchzuführen ist und gleichzeitig belastbare Ergebnisse liefert. Ein solches Verfahren sollte trotz der geforderten Einfachheit die realen Randbedingungen der Schlammfiltration in einem MBR möglichst nahe abbilden. Insbesondere eine übermäßige Aufkonzentrierung von Feststoffen im Probenvolumen und eine stetig anwachsende Deckschicht auf der filtrierenden Fläche sollten vermieden werden. Als Ergebnis der Verfahrensentwicklung stand eine Methode, bei der 500 ml Schlammvolumen auf 20°C temperiert werden und dann über ein Standard-Filterpapier in einem Porzellantrichter unter automatischem Rühren filtriert werden. Die Zeit zur Filtration eines definierten Filtratvolumens im Verhältnis zum Trockenrückstand der Probe bildet dann den Kennwert zur Beurteilung der Schlammfiltrierbarkeit. Die Temperierung der Proben vor der Analyse ist von entscheidender Bedeutung, da die temperaturbedingten Viskositäts-einflüsse die Ergebnisse stark beeinflussen.

Nach der grundsätzlichen Verfahrensentwicklung erfolgte eine Validierung der Methode mit Schlämmen verschiedener kommunaler MBR. Versuchsaufbau und eine Verfahrensanweisung zum neu entwickelten „*Schlamm-Filtrations-Index (SFI)*“ sind im Anhang beigefügt.

Validierung des Verfahrens:

Um die Präzision und Belastbarkeit der existierenden und der neu entwickelten Methode (SFI) zu ermitteln, wurde von einer Vielzahl von Schlammproben verschiedener Membranbioreaktoren die Filtrierbarkeit mit allen drei Verfahren untersucht und gegenübergestellt. Zwischen dem 07.11.2006 und dem 04.01.2007 wurden insgesamt 45 Belebtschlammproben aus vier verschiedenen Membranbioreaktoren mit allen drei Verfahren analysiert. Dazu wurde anhand jeder Schlammprobe mit jedem der drei Messverfahren sechsmal die Filtrierbarkeit bestimmt. Die Streuung der Einzelmessungen, ausgedrückt durch die relative Standardabweichung in Prozent, diente als Maß für die Präzision der Verfahren (DIN, 2002 und DIN, 2006). Dabei berechnet sich die Standardabweichung S_r wie folgt:

$$S_r (n-1) = \sqrt{\frac{\sum (x-M)^2}{n-1}} / M$$

Bemerkung: Im vorliegenden Fall wurde die Standardabweichung aufgrund der kleinen Grundgesamtheit mit $(n-1)$ berechnet. Um die Werte untereinander vergleichen zu können, wurde jeweils durch den arithmetischen Mittelwert M geteilt.

Damit ist zwar noch nicht hinreichend erwiesen, dass diese Verfahren auch tatsächlich reproduzierbare Daten der Schlammfiltrierbarkeit wiedergeben, vielmehr zeugt eine hohe Standardabweichung von einem starken Einfluss der Randbedingungen des Messverfahrens bzw. der systematischen Einflüsse auf die Ergebnisse durch äußere Einflussgrößen (z.B. Probenmenge, technische Ausführung, Erfahrung und individuelle Methodik des Laborpersonals, etc.). Geringe Standardabweichungen sind daher als Hinweis auf die Präzision eines Messverfahrens zu deuten.

Bis zur letztendlichen Beurteilung der SFI-Methode wurden drei verschiedene Volumenintervalle ausgewertet. Die Datenaufzeichnung erfolgte bei allen Versuchen in 10 ml-Schritten bis zu einer Gesamfiltratmenge von 200 ml. Der SFI ($t_{100}-t_{50}$) errechnete sich somit aus der Zeitmessung nach Erreichen der 100 ml Marke abzüglich der Zeit, die bei Erreichen der 50 ml Marke notiert wurde (analog SFI ($t_{150}-t_{100}$) und SFI ($t_{200}-t_{100}$)).

Tabelle 5-3: Ergebnisse einer Messreihe (Beispiel)

Schlamm-herkunft	TR	SFI	SFI	SFI	SFI	SFI	SFI	Filterversuch nach 5 min	CST	
		$t_{100}-t_{50}$	$(t_{100}-t_{50})/\%TR$	$t_{150}-t_{100}$	$(t_{150}-t_{100})/\%TR$	$t_{200}-t_{100}$	$(t_{200}-t_{100})/\%TR$		[sec]	[sec/%]
	[g/l]	[s]	[sec/%]	[s]	[sec/%]	[s]	[sec/%]	[ml]	[sec]	[sec/%]
MBR 1	13,70	23	16,79	29	21,17	66	48,18	32	19,80	14,45
MBR 1	13,70	20	14,60	26	18,98	60	43,80	30	16,27	11,87
MBR 1	14,05	20	14,23	27	19,22	63	44,84	33	15,93	11,34
MBR 1	12,65	20	15,81	27	21,34	61	48,22	35	14,00	11,07
MBR 1	11,85	19	16,03	24	20,25	54	45,57	34	14,33	12,10
MBR 1	12,65	22	17,39	31	24,51	70	55,34	35	18,03	14,26
MBR 1	12,50	22	17,60	29	23,20	66	52,80	32	16,57	13,25
MBR 1	13,50	23	17,04	31	22,96	69	51,11	36	17,37	12,86
MBR 1	18,25	38	20,82	59	32,33	139	76,16	30	37,90	20,77

Pro Anlage wurden drei Messreihen wie im Beispiel in Tabelle 5-3 dargestellt durchgeführt. Damit betrug die Grundgesamtheit pro Anlage 24 Messungen. Folglich wurden pro Verfahren ($24 * 4$ Anlagen =) 92 Messungen durchgeführt, die in die Auswertung einfließen konnten.

Eine Gesamtauführung der ermittelten Standardabweichungen aller durchgeführten Messreihen liefert Tabelle 5-4.

Tabelle 5-4: Standardabweichungen aller Messreihen der Intensivmessphase

Datum	Schlamm-herkunft	TR	SFI	SFI	SFI	Filterversuch	CST
			$(t_{100}-t_{50})/\%$ TR	$(t_{150}-t_{100})/\%$ TR	$(t_{200}-t_{100})/\%$ TR	nach 5 min	[s/%TR]
		[g/l]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
14.11.06	MBR 1	13,7	7,54	5,69	5,16	11,52	5,93
22.11.06		13,7	3,79	1,96	2,03	5,06	6,88
29.11.06		14,1	3,61	1,87	1,63	1,26	7,41
14.11.06	MBR 2	11,3	4,11	2,15	1,81	10,20	2,46
15.12.06		13,1	2,72	1,63	1,39	5,20	4,52
20.12.06		12,2	1,83	1,06	1,08	3,26	5,22
16.11.06	MBR 3	13,9	2,22	1,57	0,78	9,32	9,42
20.11.06		14,0	3,78	2,61	2,37	9,16	2,55
08.11.06		14,3	1,23	1,81	1,48	2,77	1,84
09.11.06	MBR 4	12,8	6,58	4,58	3,92	15,18	9,98
27.11.06		12,6	3,93	1,88	1,88	4,60	8,06
30.11.06		13,8	3,95	2,64	2,29	3,65	8,11

Mittelwerte		3,8	2,5	2,2	6,8	6,0
--------------------	--	------------	------------	------------	------------	------------

Die graphische Darstellung der Standardabweichungen, errechnet aus den drei Einzelwerten jeder Anlage, machen die schlamm- bzw. anlagenspezifischen Einflüsse auf die Ergebnisse und die Präzision der einzelnen Verfahren deutlicher (Abbildung 5-26). Der einfache Filterversuch stellt mit den höchsten Standardabweichungen (6,8%) das Verfahren mit der geringsten Präzision dar, gefolgt vom CST (6,0%). Alle SFI-Daten, unabhängig vom betrachteten Zeitintervall, liefern präzisere Daten als Filterversuch und CST. Die besten Ergebnisse mit den geringsten mittleren Standardabweichungen stellen die SFI für $(t_{150} - t_{100})$ und $(t_{200} - t_{100})$ dar (2,5% bzw. 2,2%).

Vergleicht man die Schlämme untereinander, fällt auf, dass keiner der untersuchten Schlämme durch besonders hohe Streuungen bei allen Verfahren herausragt. Alle Schlämme verhalten sich tendenziell über den Vergleich der Verfahren ähnlich.

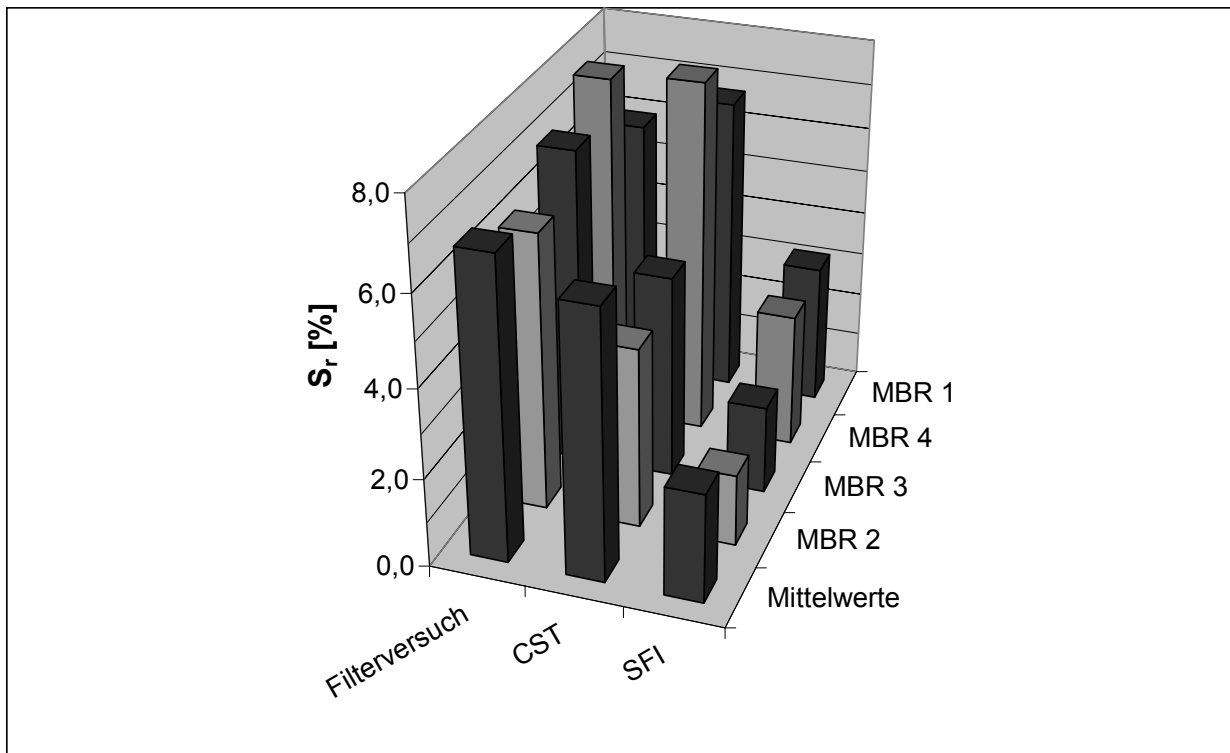


Abbildung 5-26: Standardabweichungen aller Messmethoden und aller untersuchten Belebtschlämme

Nach diesen Untersuchungen hat sich die Bestimmung der Filtrierbarkeit mittels des SFI ($t_{200} - t_{100}$) als Methodik mit der besten Präzision herausgestellt. Als unwesentlich schlechter ist der SFI ($t_{150} - t_{100}$) einzuordnen. Da bei dieser Messung der Einfluss aus der Aufkonzentrierung des Probenvolumens geringer ist als beim SFI ($t_{200} - t_{100}$), wurde der **SFI ($t_{150} - t_{100}$)** als Methodik der Wahl ausgewählt.

Langzeituntersuchungen:

Schlammproben des MBR Xanten-Vynen wurden mit der SFI- und der CST-Methode über einen Gesamtzeitraum von 24 Monaten analysiert, womit eine belastbare Beurteilung saisonaler Einflüsse auf die Schlammfiltrierbarkeit möglich wurde (siehe hierzu auch Kapitel 5.7.1). Dabei hat sich herausgestellt, das SFI und CST ähnliche Tendenzen bei Veränderungen der Schlammfiltrierbarkeit abbilden und mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,87$ korrelieren (Abbildung 5-27).

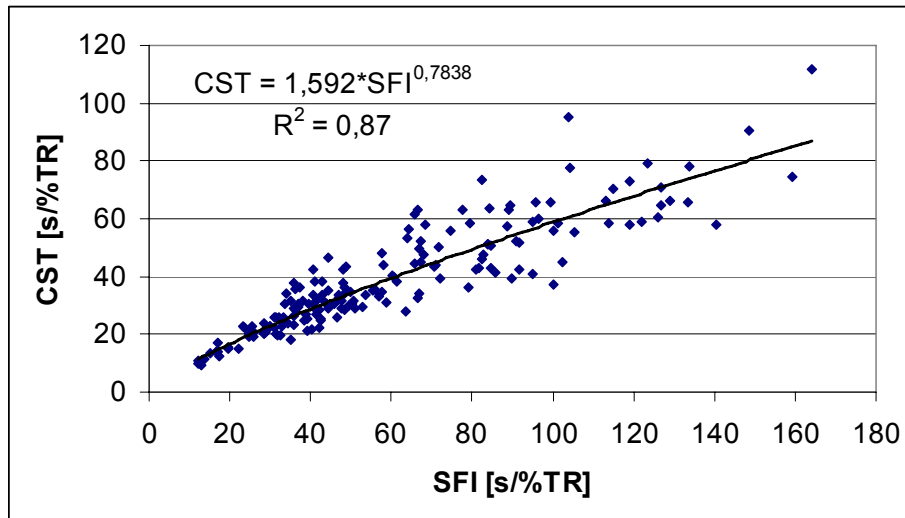


Abbildung 5-27: Korrelation von CST und SFI anhand der Messdaten aus Xanten-Vynen (n=179 Wertepaare)

Als wesentlicher Einflussfaktor für das Langzeitfouling der Membranen werden die extrazellulären Polymeren Substanzen (EPS) aufgeführt, die von den Bakterien im belebten Schlamm in Abhängigkeit der Umweltbedingungen ausgeschieden werden. Die genauen Einflussfaktoren, die zu einem Anstieg der EPS führen, sind noch nicht ausreichend geklärt, dennoch scheint klar, dass zwischen EPS und dem Membranfouling ein Zusammenhang besteht.

Abbildung 5-28 stellt die Korrelation des SFI mit den gelösten EPS aus 8 Schlammproben des MBR Xanten-Vynen dar. Um die gelösten EPS vom Schlamm abzutrennen, wurden 500ml Schlamm suspension bei 1.100g für 30 Minuten und 4°C zentrifugiert. Nach Stabilisierung des Überstandes mit HCl wurden die gelösten EPS über den Summenparameter TOC (analysiert nach DIN EN 1484 (H3)) quantifiziert. Deutlich wird eine recht gute Korrelation beider Parameter. Somit kann angenommen werden, dass mit dem Parameter SFI ebenfalls eine belastbare Aussage über die gelösten EPS getroffen werden kann.

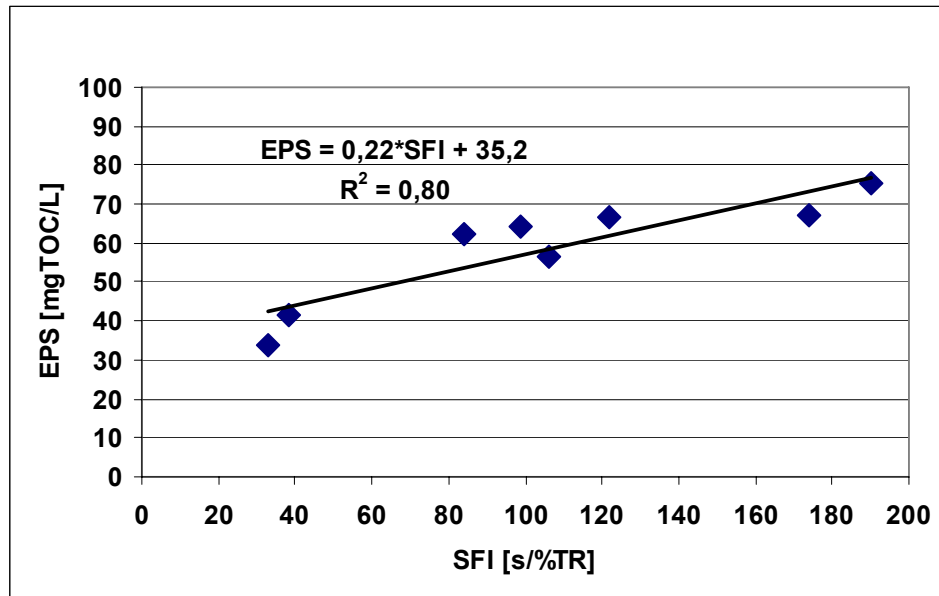


Abbildung 5-28: Korrelation des SFI mit der gelösten EPS (n=8 Wertepaare)

5.7 Arbeitspaket 4b – Flockungsmittel/Schlammfiltrierbarkeit

5.7.1 Allgemeine Entwicklung der Schlammigenschaften

Durch die wöchentlichen Messungen des SFI konnten sehr gut die saisonalen Schwankungen der Schlammfiltrierbarkeit abgebildet werden. Abbildung 5-30 stellt über einen Zeitraum von 24 Monaten die Ergebnisse der SFI-Messungen an Schlammproben aus beiden Straßen des MBR Xanten-Vynen dar. Bei identischen Betriebsbedingungen beider Straßen verhielten sich die Werte tendenziell und auch absolut betrachtet sehr ähnlich. Nur bei veränderten Betriebsbedingungen während der einzelnen Versuchsphasen kam es zu signifikanten Unterschieden zwischen beiden Straßen, auf die in den zugehörigen Kapitel im Detail eingegangen wird. Allgemein wird deutlich, dass sich im Winter die Schlammfiltrierbarkeit grundsätzlich schlechter darstellt, als im Sommer. Als Grund dafür ist die Abwassertemperatur zu nennen, die sich nach bisherigem Kenntnisstand auch auf die Menge an ausgeschütteten EPS auswirken kann. Der Viskositäts-Einfluss durch die geringeren Schlammtemperaturen ist auszuschließen, da alle Proben nach Analysevorschrift vor der Messung auf 20°C temperiert wurden.

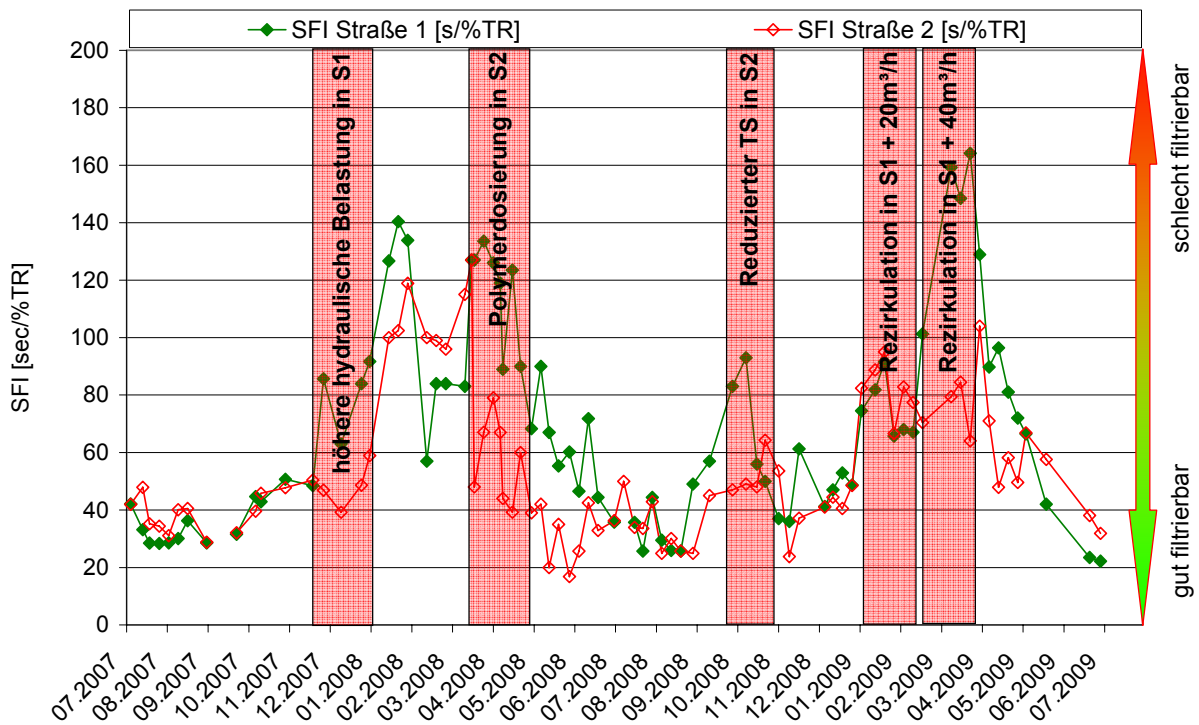


Abbildung 5-29: Entwicklung der Schlammfiltrierbarkeit beider Straßen des MBR Xanten-Vynen anhand des SFI über einen Betrachtungszeitraum von 24 Monaten

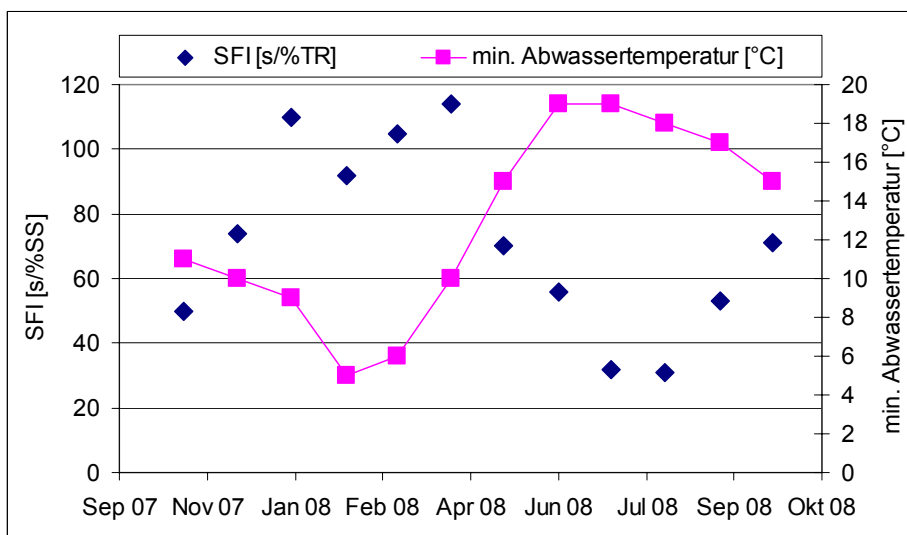


Abbildung 5-30: Jahresschwankungen des SFI (Monatsmittelwerte) in Abhängigkeit der im jeweiligen Monat minimalen Abwassertemperatur

5.7.2 Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit durch Polymerzugabe

Zwischen dem 06.03. und dem 26.03.2008 erfolgte eine Intensivreinigung aller Membranmodule des MBR, um in beiden Straßen hinsichtlich des Membranzustandes annähernd identische Ausgangsbedingungen herzustellen. Zum Abschluss der Reinigungen wurden die Schlämme beider Straßen durch ein diagonales Umpumpen homogenisiert, so dass auch hier identische Ausgangsbedingungen hergestellt wurden. Anhand von Laborversuchen wurde für das einzusetzende Polymer (Nalco MPE50) eine optimale Dosiermenge von 400 ppm bestimmt, was bei einem Schlammvolumen von 100 m³ einer Straße einer Initialdosiermenge von 40 kg entspricht. Um die durch Überschussschlammabnahme dem System entzogene Polymermenge zu ergänzen, wurden zwei mal pro Woche je 6 kg des Polymers nachdosiert. Nach Zugabe der Initialdosierung in Straße 2 am Abend des 26.03.2008 hatten sich die Schlammeneigenschaften signifikant verbessert. Abbildung 5-31 stellt die gemessenen SFI beider Straßen während des Versuchszeitraums dar, wobei die Schlammproben aus Straße 2 durchweg bessere Entwässerungseigenschaften aufwiesen als die Schlämme aus Straße 1. Absolut betrachtet verbesserten sich die Werte beider Straßen im Laufe des Versuchszeitraums, was auf die steigenden Abwassertemperaturen zurückzuführen ist (10°C am 25.03. bis 20°C am 19.06.08).

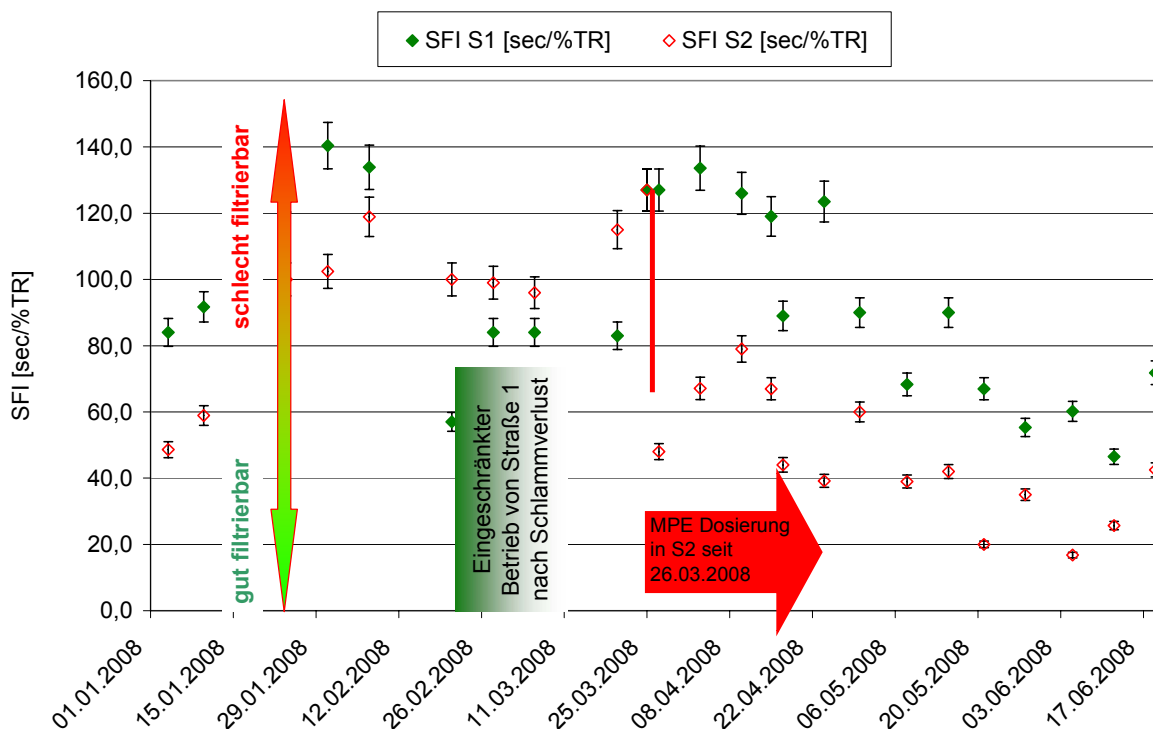


Abbildung 5-31: Schlammfiltrierbarkeit beider Straßen vor und nach der Dosierung des Polymers

Den unmittelbaren Einfluss auf die eigentliche Filtrationsleistung der Anlage stellt Abbildung 5-32 dar. Nach Abschluss der Reinigungen und Zudosierung des Polymers stiegen während der hydraulischen Spitzenbelastungen am 28., 29. und 31. März die Transmembrandrücke in Straße 2 auf Werte bis 150 mbar (@ $Q=17,4 \text{ m}^3/\text{h}$). Gleichzeitig wurden zum selben Zeitpunkt in Straße 1 Maximalwerte bis 200 mbar (@ $Q=18,4 \text{ m}^3/\text{h}$) gemessen. Es ist jedoch fraglich, ob dieser Unterschied auf das Polymer zurückzuführen ist, da beide Straßen keine identischen maximalen Flussleistungen aufwiesen. Während Straße 1 Wassermengen bis $18 \text{ m}^3/\text{h}$ behandelte, wurden in Straße 2 gleichzeitig nur ca. $16 \text{ m}^3/\text{h}$ durchgesetzt. Ein Vergleich der Permeabilitäten beider Straßen, bei dem dieser Umstand mathematisch eliminiert wird, zeigt jedoch ebenfalls einen geringen positiven Effekt des Polymers. In Straße 2 (mit Polymer) sind unter maximaler hydraulischer Belastung die Permeabilitäten von vormals maximal 250 nur auf Werte um $115 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{bar})$ abgefallen. In Straße 1 wurden zum gleichen Zeitpunkt Werte unter $100 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{bar})$ gemessen. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass alle Messwerte erheblichen Schwankungen unterlagen, weshalb dieser kurzzeitige Vergleich nur bedingt aussagekräftig ist.

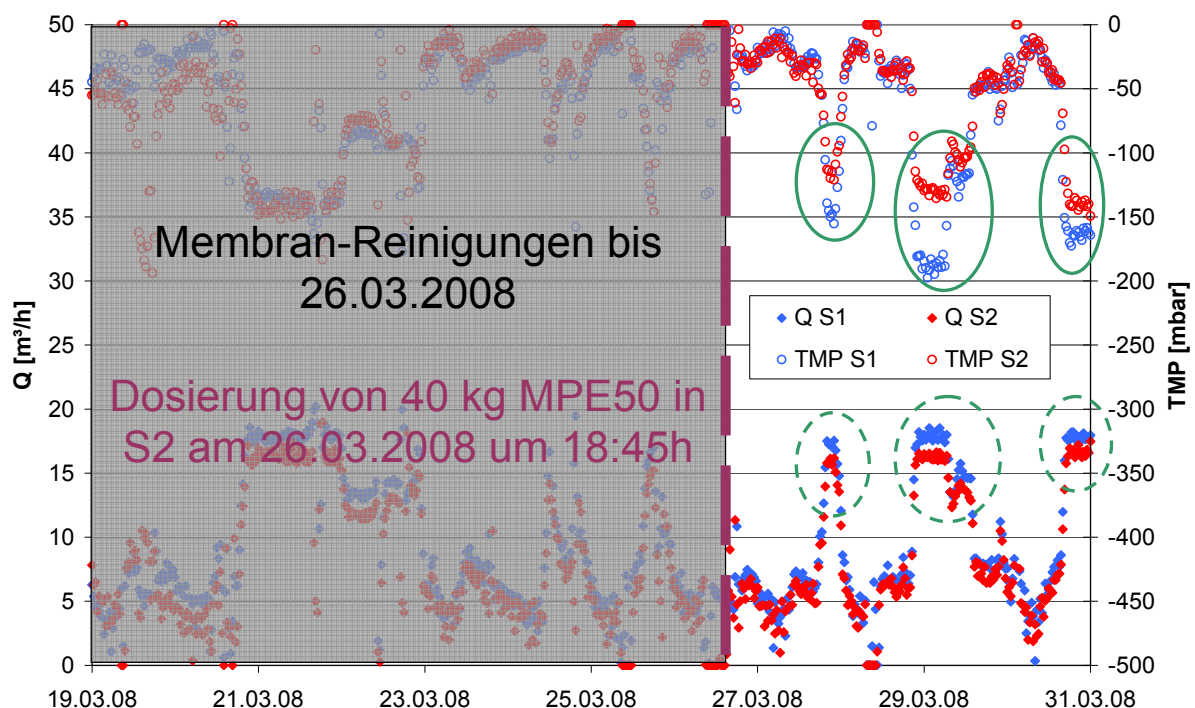


Abbildung 5-32: Fluss (Q) und Transmembrandruck (TMP) beider Straßen vor und nach Reinigung+Polymerdosierung

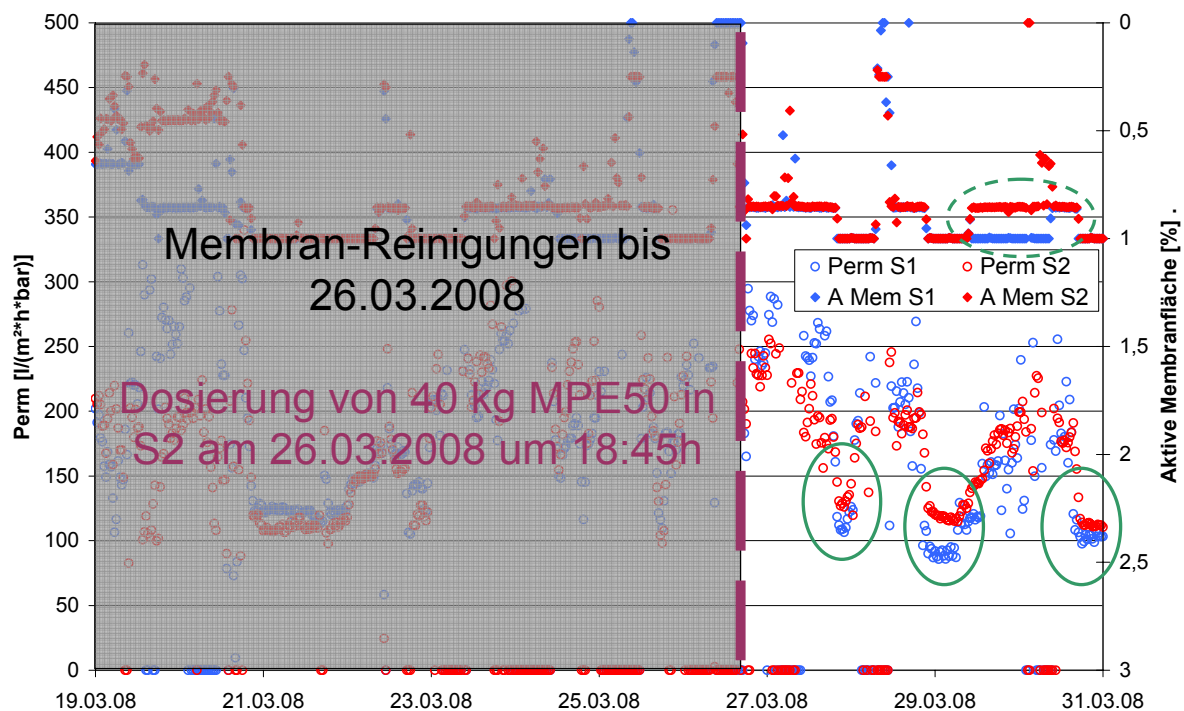


Abbildung 5-33: Permeabilitäten (Perm) und aktive Membranflächen beider Straßen vor und nach Reinigung+Polymerdosierung

Der Folgemonat April zeichnete sich durch eine geringe Anzahl von Regenereignissen aus. An nur 5 Tagen mussten beide Straßen einen stündlichen Abwasserstrom von mehr als 15 m^3 bewältigen. Bei Betrachtung der gleitenden Mittelwerte in Abbildung 5-34 wird deutlich, dass Straße 1 trotz eines höheren hydraulischen Durchsatzes geringere Transmembrandrücke aufwies als Straße 2. Dies zeigt sich auch beim Vergleich der Monatsmittelwerte (vgl. Tabelle im Anhang). Straße 1 filtrierte im April im Mittel eine Wassermenge von $7,5 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem mittleren TMP von $80,2 \text{ mbar}$, Straße 2 dagegen nur $6,8 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem TMP von $88,8 \text{ mbar}$. Abbildung 5-35 stellt die Permeabilitäten und aktiven Membranflächen beider Straßen gegenüber. Nach dem Regenereignis um den 07.04.2008 liegt die Permeabilität in Straße 2 (mit Polymer) durchgängig unter dem Niveau von Straße 1. In diesem Monat mit geringen Wassermengen wurde daher kein positiver Effekt des Polymers deutlich.

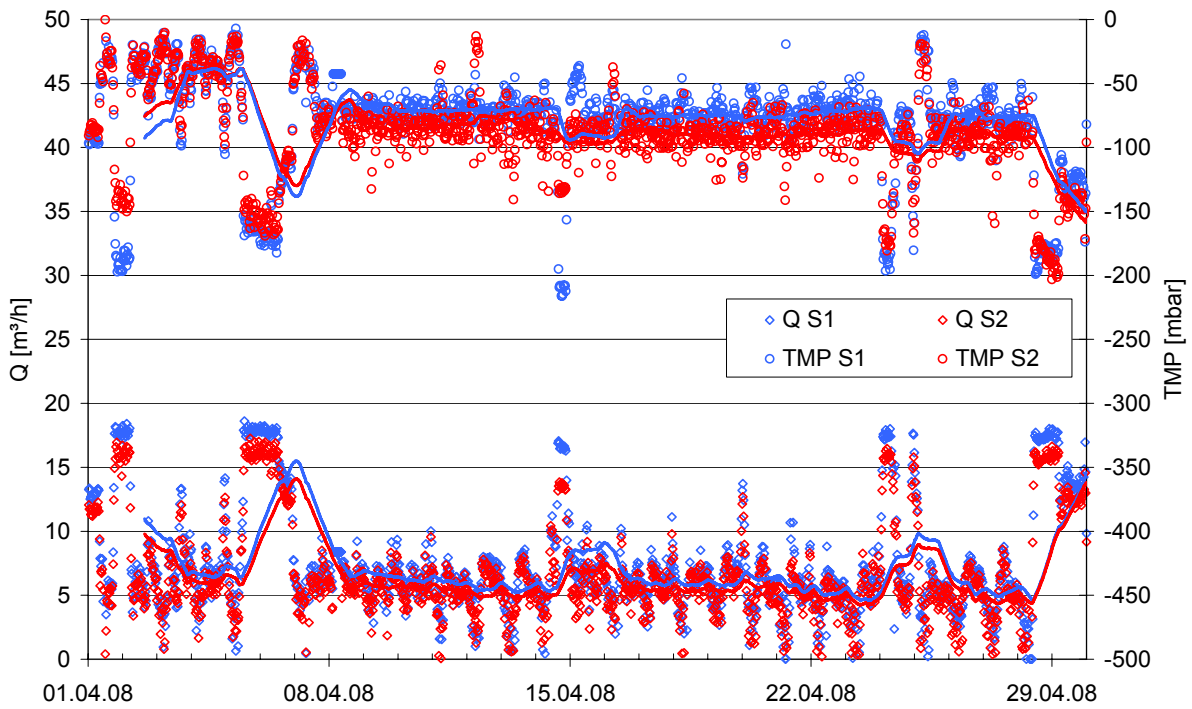


Abbildung 5-34: Fluss (Q) und Transmembrandruck (TMP) beider Straßen im April 2008; Straße 2 mit Polymer

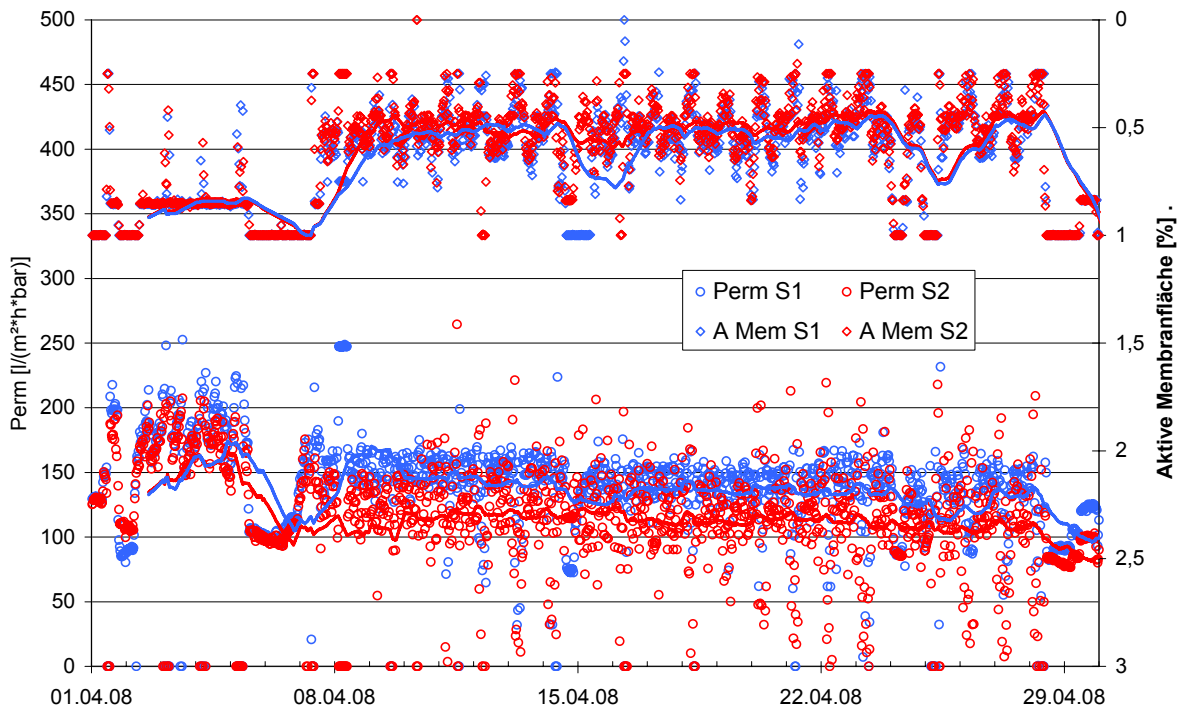


Abbildung 5-35: Permeabilitäten (Perm) und aktive Membranflächen beider Straßen im April 2008; Straße 2 mit Polymer

Im Mai waren dagegen in Straße 1 zu Zeiten hoher hydraulischer Belastung wieder höhere Transmembrandrücke zu beobachten als in Straße 2 (mit Polymer) (Abbildung 5-36). Hervorzuheben ist hier die Regenwetterphase zwischen dem 16.05. und 19.05.2008. Am 17.05.2008 wurden beide Straßen oberhalb des kritischen Flusses betrieben, denn hier ist der Transmembrandruck innerhalb weniger Stunden bei konstanten Flüssen um 30-50 mbar angestiegen. Nach diesem Ereignis haben sich beide Straßen nicht wieder auf das ursprüngliche Druckniveau erholen können.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die erwarteten Effekte der Polymerdosierung deutlich geringer ausgefallen sind, als erwartet. Positive Einflüsse während hoher Filtrationsleistungen aufgrund geringerer Transmembrandrücke können dem Polymer zugeschrieben werden. Eine eindeutige Beurteilung fällt aus den vorliegenden Daten allerdings schwer, da die maximalen Flüsse beider Straßen nicht identisch waren.

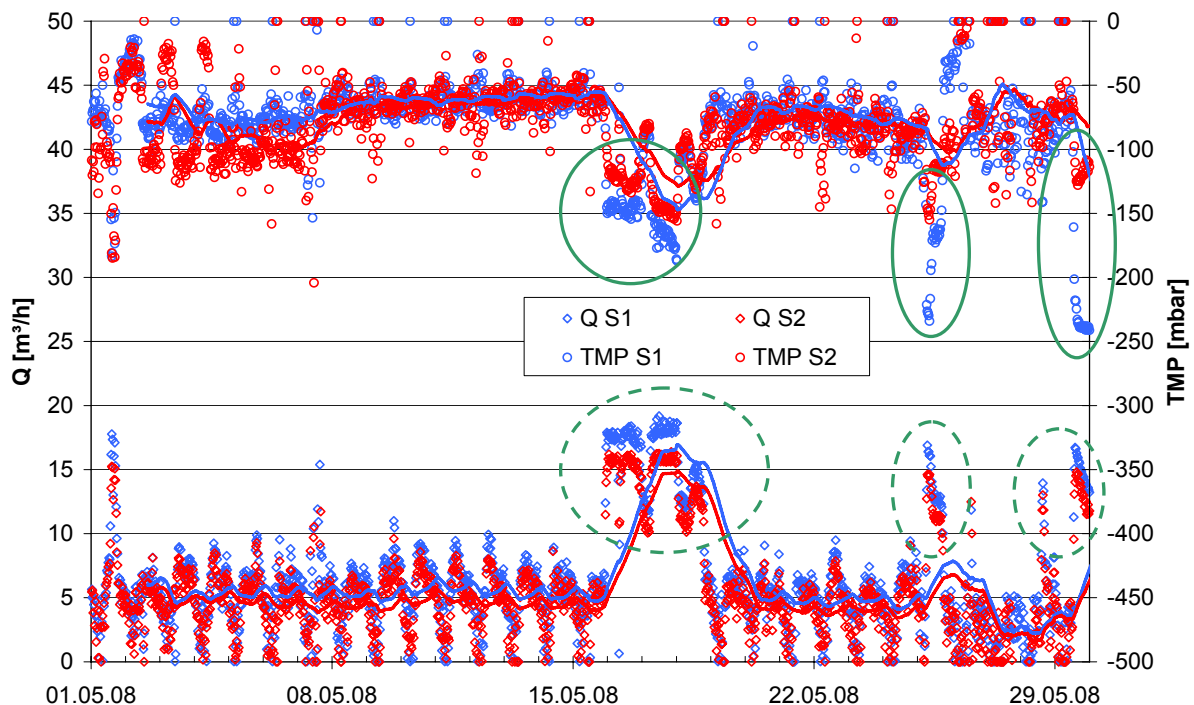


Abbildung 5-36: Fluss (Q) und Transmembrandruck (TMP) beider Straßen im Mai 2008

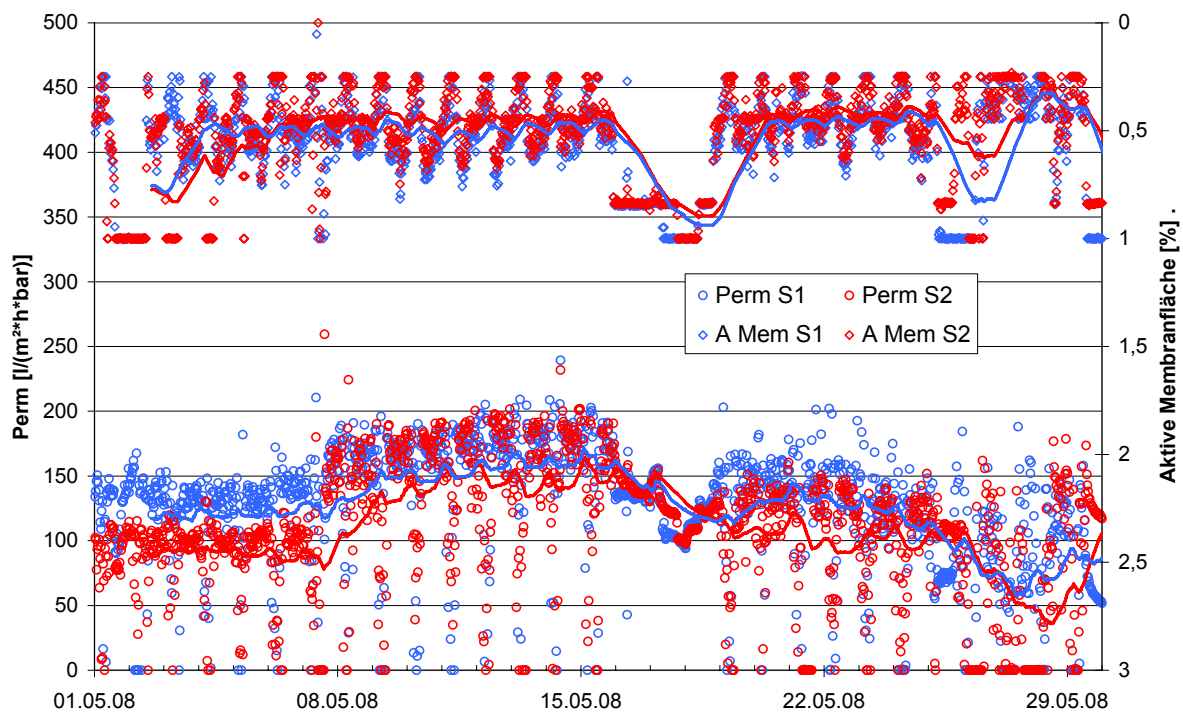


Abbildung 5-37: Permeabilitäten (Perm) und aktive Membranflächen beider Straßen im Mai 2008

5.7.3 Ergänzende Versuche zur Polymerdosierung in Aachen

Ergänzend zu der Versuchsreihe am MBR Xanten-Vynen wurden zwischen September 2008 und Mai 2009 Versuchsreihen auf dem Versuchsfeld des ISA in Aachen an einem kleintechnischen zweistraßigen MBR durchgeführt. Ziel war es, die Effekte verschiedener Polymere auf Schlammigenschaften und den Betrieb der Membranfiltration zu untersuchen. Dazu wurden zunächst im Labor Vorversuche zur Ermittlung der optimalen Dosierkonzentrationen drei verschiedener speziell für den Einsatz in MBR entwickelter Polymere (Nalco MPE50, Kurita MPL30, Kurita MPH30) und einem handelsüblichen Polyaluminiumchlorid (PAC-1) durchgeführt. Aus Abbildung 5-38 wird ersichtlich, dass bereits bei Polymerkonzentrationen von 200 ppm (=mg/l) mit einem Produkt (Nalco MPE50) SFI-Werte unter 20 [s] erreicht wurden. Mit den anderen Spezialprodukten konnten ähnlich gute Minimalwerte, allerdings mit ca. doppelter Dosiermenge, erreicht werden. Alleine mit Polyaluminiumchlorid konnten zwar leichte Verbesserungen hinsichtlich der Schlammfiltrierbarkeit erzielt, jedoch nicht die sehr guten Werte der Spezialprodukte erreicht werden.

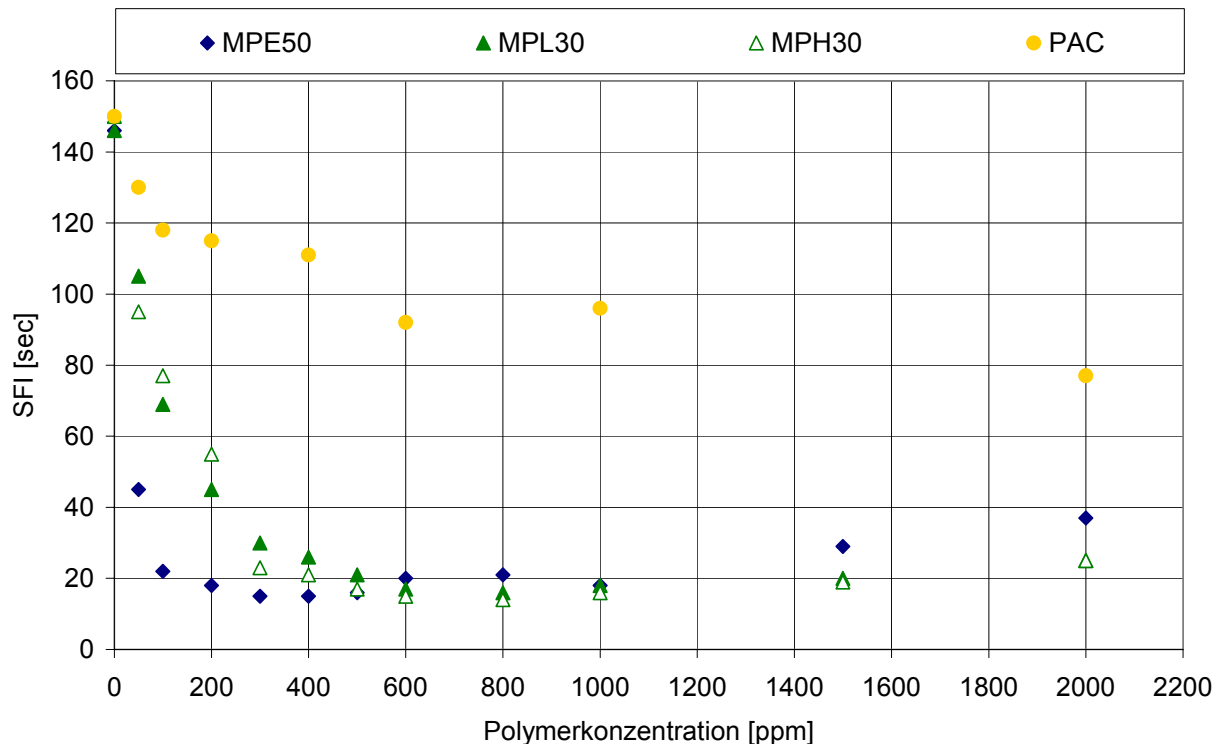


Abbildung 5-38: Dosierversuche zur Ermittlung der optimalen Polymerkonzentration

Versuchsergebnisse:

Einer der beiden Straßen der Versuchsanlage in Aachen wurde in zwei Messreihen (September bis Dezember 2008 und April bis Juni 2009) kontinuierlich das kationische Polymer MPE50 (vgl. Messreihe in Xanten zwischen März und Juni 2008) zudosiert. Während der ersten Versuchsreihe mussten die Membranen der Straße ohne Polymereinfluss nach 8 Betriebswochen chemisch gereinigt werden, da bei spezifischen Flüssen um 25 l/m²*h die Transmembrandrücke auf über 150 mbar angestiegen waren. Die Membranen der Straße, in der das Polymer dosiert wurde, konnten ohne Reinigung weiter betrieben werden. Nach weiteren 4 Wochen Filtrationsbetrieb wurden die Membranen ausgebaut, nur mit einem leichten Wasserstrahl gereinigt und dann Materialproben beider Straßen für eine rasterelektronenmikroskopische (REM) Analyse konserviert. Die REM-Bilder bei 3.000-facher bzw. 10.000-facher Vergrößerung sind in der folgenden Abbildung dargestellt. Gut sichtbar werden auf den linken Bildern (ohne Polymer) die Bereiche der Membranoberfläche, auf denen sich eine dichte Deckschicht (Fouling) gebildet hat, die die Permeabilität der Membran vermindert. Rechts ist die Membranfläche deutlich sauberer und weniger verblockt.

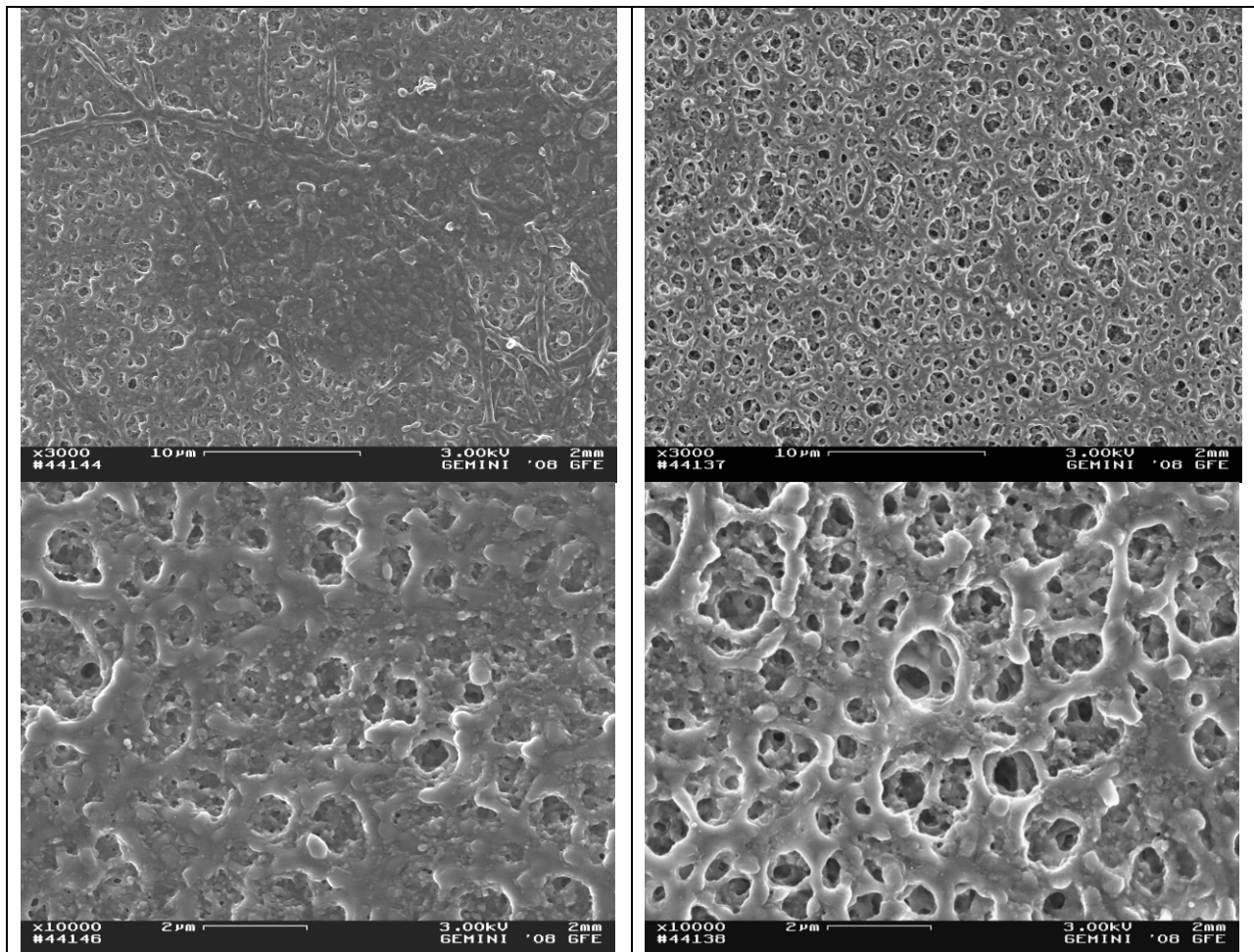


Abbildung 5-39: 3.000-fache (oben) bzw. 10.000-fache (unten) Vergrößerung einer Membranprobe nach 4-wöchigem Betrieb. links: ohne Polymer; rechts: mit Polymer

Während der zweiten Versuchsreihe wurden Messungen zur Bestimmung des kritischen Flusses durchgeführt. Hier haben sich die Erkenntnisse der Messungen in Xanten bestätigt, nach denen das Polymer die Schlammigenschaften so verbessert, dass unter Polymereinfluss höhere spezifische Flüsse bei gleichen Transmembrandrücken möglich werden. Aus Abbildung 5-40 wird deutlich, dass die Straße ohne Polymerzugabe (S1) bereits bei geringen Flüssen etwas höhere Drücke gegenüber der Straße mit Polymer registriert wurden. Ab einem Fluss von 70 l/h (entspricht einem spezifischen Brutto-Fluss von ca. 32 l/(m²*h)) blieben in Straße 1 während des 8-minütigen Filtrationsintervalls die Transmembrandrücke nicht mehr konstant, sondern stiegen leicht an. Bei noch höheren Flüssen ab 90 l/h war dieser Druckanstieg dann rapide. Dagegen stiegen in Straße 2 mit der stufenweisen Erhöhung der Flüsse zwar auch die

absoluten Drücke an, blieben aber über das Filtrationsintervall immer konstant. Der Grenzzustand des kritischen Flusses lag bei Straße 1 (ohne Polymer) daher bei ca. 70 l/h (spezifisch: brutto 32 l/m²*h), bei Straße 2 (mit Polymer) konnte der kritische Fluss dagegen selbst bei 100 l/h nicht erreicht werden.

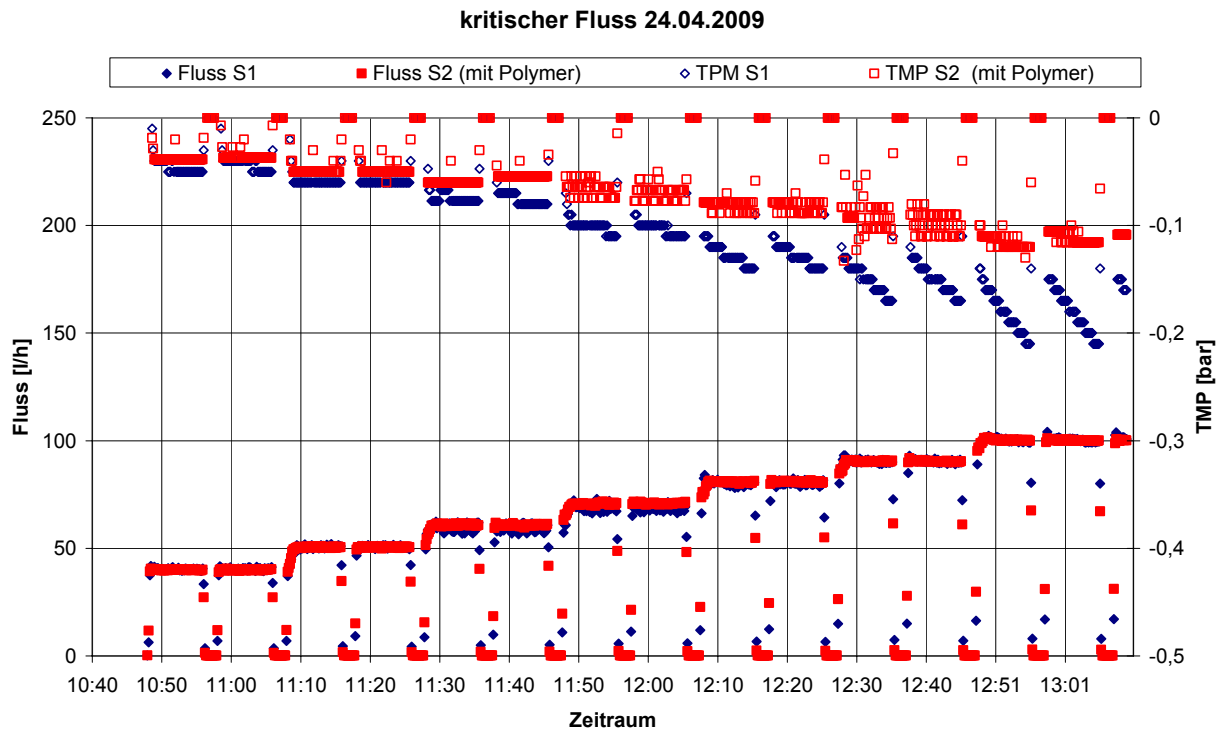


Abbildung 5-40: Ermittlung des kritischer Fluss mit und ohne Polymerzugabe

Die ersten Erkenntnisse aus den Versuchsreihen in Xanten haben sich damit bestätigt. Durch den Einsatz des Polymers sind bei geringerem Transmembrandruck höhere spezifische Flüsse möglich. Bei geringeren hydraulischen Belastungen fallen die Einflüsse des Polymers nicht ins Gewicht.

In einer weiteren Versuchsreihe mit einem Poylmer der Firma Kurita (MPL30) wurden ähnliche Ergebnisse wie oben dargestellt erzielt. Auf eine Darstellung wird an dieser Stelle verzichtet.

5.8 Arbeitspaket 5 – Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen

Um die Wirtschaftlichkeit der MBR-Technik im Vergleich zur konventionellen Abwasserreinigung bewerten zu können, müssen verschiedene Faktoren berücksichtigt werden. Besonderen Einfluss haben hier der Energieverbrauch und die Personalkosten. Aber auch die Reinvestitionen für den regelmäßigen Austausch der Membranmodule sind zu berücksichtigen. Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens führte der Aufbau der Pilotanlage als 2-straßige Anlage dazu, dass weder der Personaleinsatz noch der Energieverbrauch minimiert werden konnten.

Durch den 2-straßigen Betrieb waren alle Hauptaggregate und die eingesetzte Messtechnik doppelt vorhanden und erforderten eine erhöhten Wartungs- und Betreuungsaufwand. Die komplexe Anlagensteuerung, die für den Versuchsbetrieb erforderlich war, erzeugte in der ersten Projekthälfte vermehrt Alarm,- Fehler- und Störmeldungen, die erst nach und nach im Projektverlauf reduziert werden konnten. Auch die zwischenzeitlich aufgetretenen Defekte an den Membranmodulen führten zu einem überproportionalen Personaleinsatz. Aufgrund der besonderen Randbedingungen im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde deshalb darauf verzichtet, die Personalkosten detailliert zu bewerten.

Auch für den Membranersatz können noch keine aussagekräftigen Angaben gemacht werden. Die Projektlaufzeit des F&E-Vorhabens lässt noch keine abschließende Aussage zur Membranstandzeit zu.

Zur Einordnung der Wirtschaftlichkeit werden deshalb hauptsächlich die ermittelten Energieverbräuche herangezogen.

5.8.1 Grundlagen

Die Wirtschaftlichkeit eines jeden Abwasserreinigungsverfahrens hängt primär vom Energiebedarf ab, der sich üblicherweise proportional zur behandelten Wassermenge verhält. Bezieht man dagegen den Energieverbrauch auf die behandelte Wassermenge, so verhält sich dieser spezifische Energieverbrauch zur behandelten Wassermenge umgekehrt proportional. Somit liegt bei geringen Wassermengen der spezifische Energieverbrauch höher als bei höheren Wassermengen (optimaler Auslastungsgrad).

Der wassermengenspezifische Energieverbrauch eines Membranbioreaktors liegt aufgrund der verfahrenstechnisch erforderlichen Cross-Flow-Belüftung für die Membranen üblicherweise höher als bei konventionellen Belebungsanlagen, die je nach Größenklasse und Anlagen-

konfiguration einen spezifischen Energieverbrauch zwischen 0,2 bis 0,5 kWh/m³ aufweisen. Bei Membranbioreaktoren wird der Energieverbrauch wesentlich durch das eingesetzte Membransystem (Hohlfaser- oder Plattenmembran; bei Plattenmembran: 1-Deck oder Doppeldeck-Bauweise) und das Verhältnis der Abwassermengen bei Trocken- und Regenwetter bestimmt. Anlagen mit Hohlfasermembranen weisen bei hydraulischer Auslastung einen spezifischen Energiebedarf von 0,5 – 1,0 kWh/m³ auf. Etwas höher liegen die Anlagen mit Plattenmembranen, die in Doppeldeck-Bauweise im günstigsten Fall 0,8 bis 1,0 kWh/m³ Energie verbrauchen. Abbildung 5-41 stellt beispielhaft den spezifischen Energieverbrauch der Kläranlagen Konzen und Woffelsbach (beide ausgestattet mit Kubota Doppeldeck-Plattenmembranen) in Abhängigkeit der behandelten Wassermengen dar.

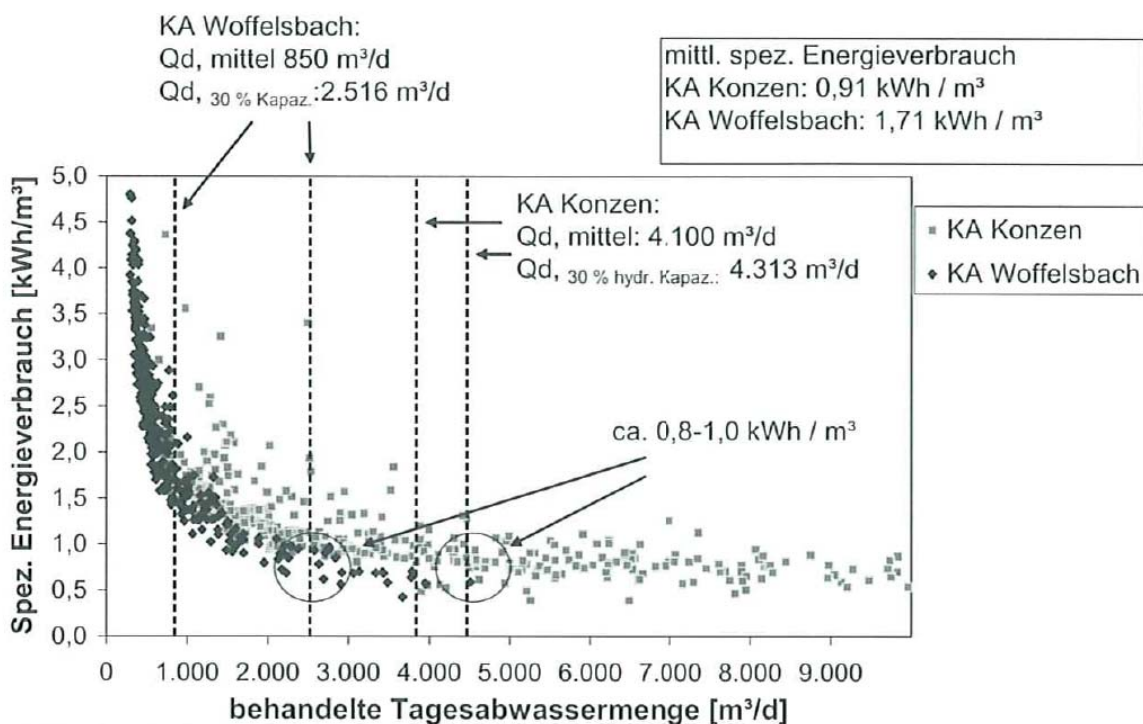


Abbildung 5-41: Spezifischer Energieverbrauch der KA Konzen und Woffelsbach, nach Hübner und Rolfs (2007)

5.8.2 Energieverbrauch des MBR Xanten-Vynen

Vorbemerkung:

Der Betrieb des MBR im Rahmen des Forschungsvorhabens machte es erforderlich, dass beide Container unabhängig voneinander betrieben werden können, so dass alle wesentlichen Anlagenkomponenten der MBR-Reaktoren (mit Ausnahme des Anlagenzulaufs) doppelt vorhanden sind. Dazu zählen auch die eingesetzten Drehkolbengebläse. Jeder Reaktor wird durch ein eigenes Gebläse versorgt, dabei sind die Gebläse so ausgelegt, dass diese beim Ausfall eines Aggregates beide biologischen Reaktoren mit Luft versorgen können. Das führt jedoch dazu, dass die Gebläse während des Versuchsbetriebs zu jeder Zeit parallel in ungünstigen niedrigen Drehzahlbereichen laufen.

Bei einem zukünftigen Betrieb der MBR-Anlage außerhalb des Forschungsprogrammes ist ein Gebläse zur Versorgung beider Straßen ausreichend, welches dann in einem effektiven Drehzahlbereich betrieben werden kann. Bei dieser Betriebsweise ist ein geringerer spezifischer und absoluter Energieverbrauch der Anlage zu erwarten.

Auf Basis der täglich im Betriebstagebuch aufgezeichneten Wassermengen und Stromverbräuche zwischen April und August 2008 ist in Abbildung 5-42 der spezifische Energieverbrauch der behandelten Abwassermenge gegenübergestellt. Es wird deutlich, dass bei hohen Abwassermengen über 350 m³/Tag (was rund 80% der maximalen hydraulischen Auslastung entspricht) der spezifische Stromverbrauch auf unter 1,0 kWh/m³ fällt. Das Gros der Messwerte liegt aber im Bereich um 100 m³/Tag, wo der spezifische Energiebedarf auf 2-3 kWh/m³ ansteigt. Die Werte für Container 2 liegen geringfügig oberhalb derer von Container 1, da der Kompressor zur Druckluftversorgung der Ventile und Klappen beider Straßen über den Stromzähler von Straße 2 läuft. Der Stromverbrauch der Zulaufpumpen und des Siebrechen ist in den hier dargestellten Daten nicht berücksichtigt, da beide Aggregate über den Stromzähler der Gesamtanlage laufen.

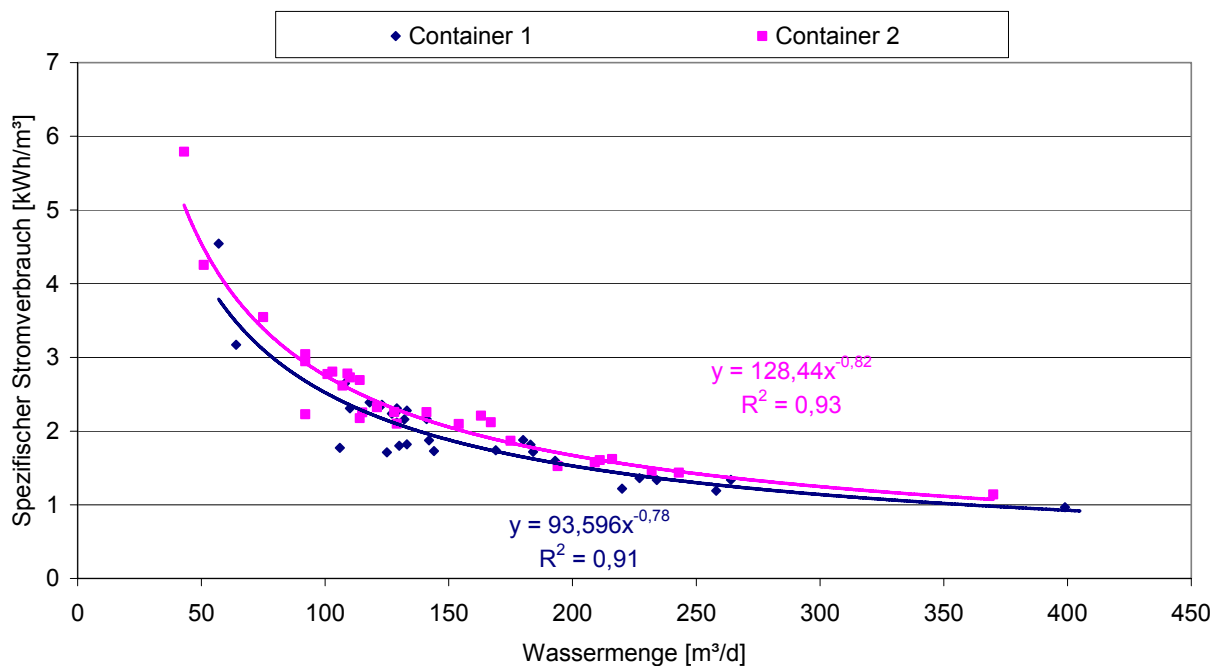


Abbildung 5-42: Spezifischer Energieverbrauch beider Straßen in Abhängigkeit der Tageswassermenge (ermittelt aus Tagessummen zwischen April und Mai 2008)

Bei Betrachtung der Monatssummen stellt sich ein ähnliches Bild dar. Der spezifische Energieverbrauch des MBR Xanten-Vynen lag auf der Datenbasis des Betrachtungszeitraums Februar 2007 bis Dezember 2008 zwischen 1,33 bis 3,39 kWh/m³ bei monatlichen Abwassermengen von 2300 bis 7300 m³/Monat. Der minimale spezifische Energieverbrauch liegt hier im Gegensatz zur Auswertung der Tagessummen etwas höher, da in keinem der betrachteten Monate die Anlage durchgehend hoch hydraulisch belastet war (Abbildung 5-43).

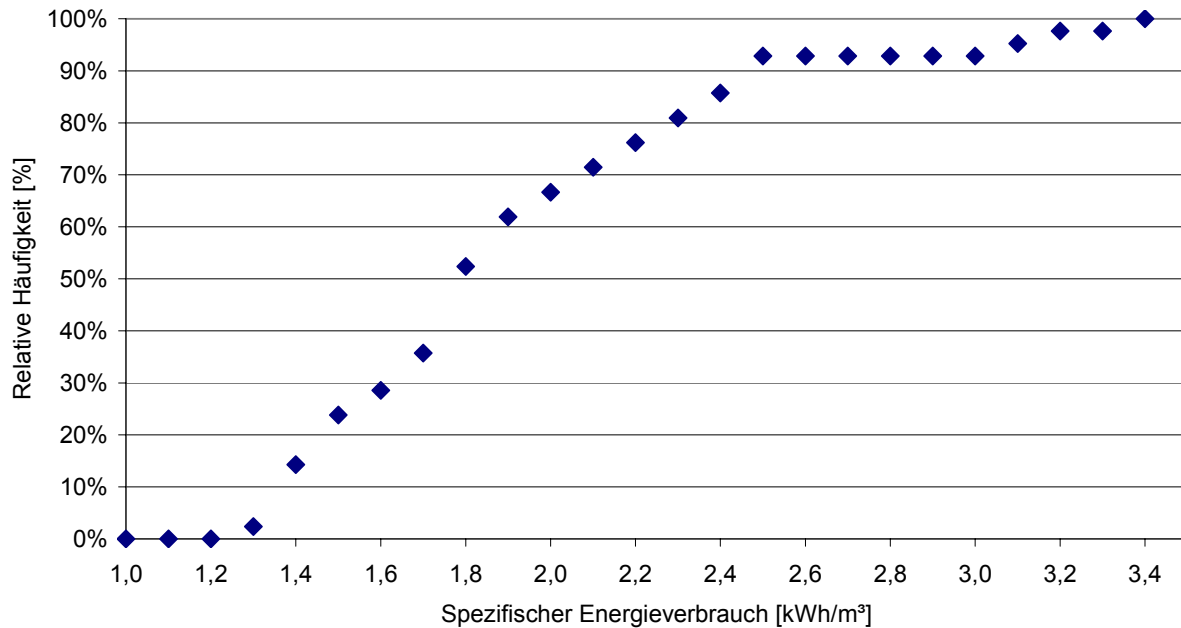


Abbildung 5-43: Summenhäufigkeit des spezifischen Energieverbrauchs (ermittelt aus Monatssummen) zwischen Februar 2007 bis Dezember 2008

Zwischen Juli und August 2008 wurde das Filtrationsregime für Container 2 so umgestellt, dass bei geringer hydraulischer Belastung nicht mehr einzelnen Module abgeschaltet wurden, sondern ständig über die gesamte Membranfläche filtriert wurde. Von dieser Maßnahme versprach man sich eine im Vergleich höhere Permeabilität, da sich so das Verhältnis von filtrierter Wassermenge (und damit aufgebrauchter Deckschicht) zur eingebrachten Cross-Flow Energie verringerte. Erwartungsgemäß wirkte sich diese Betriebsweise negativ auf den spezifischen Energieverbrauch aus. Bei geringen Tageswassermengen um 100 m³/d lag der Energieverbrauch rund 20% über dem von Container 1 (Abbildung 5-44).

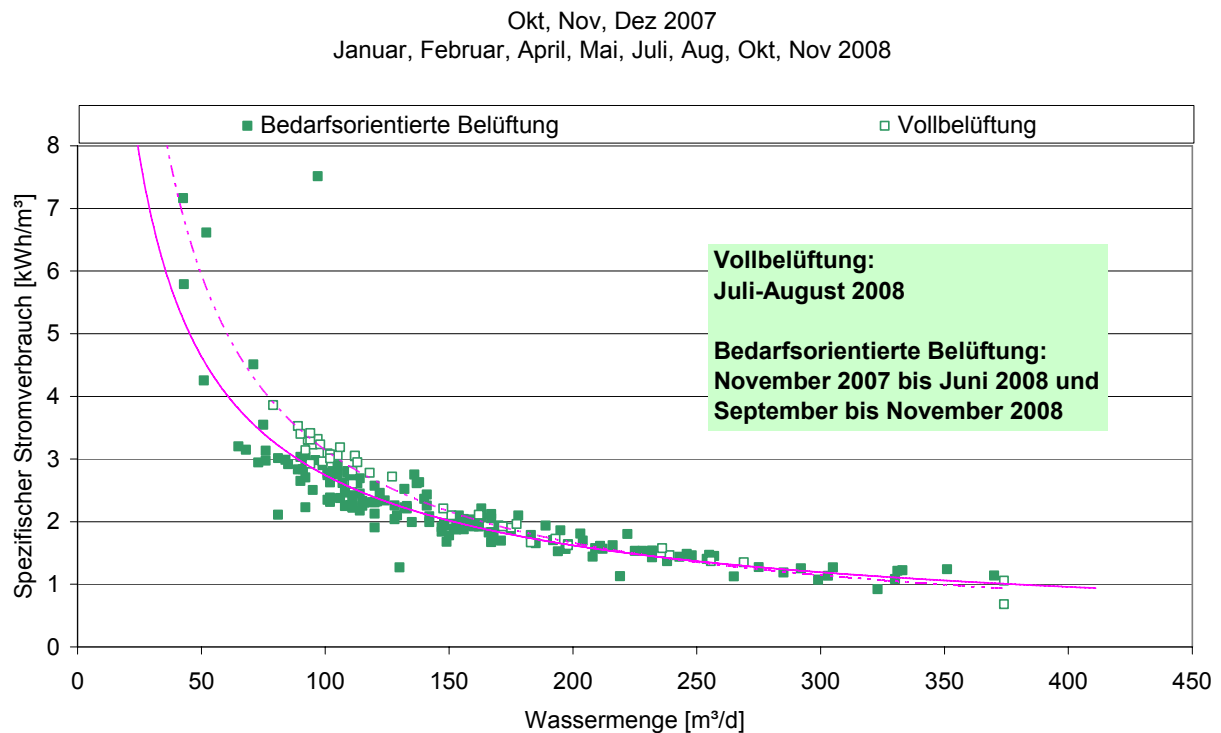


Abbildung 5-44: Spezifischer Energieverbrauch der Anlage in Abhängigkeit der Tageswassermenge unter verschiedenen Belüftungsstrategien

5.9 Weitere Untersuchungen

5.9.1 AOX-Problematik

Durch die chemische Reinigung der Membranmodule mit Natriumhypochlorit (NaOCl) kann es unmittelbar nach einer Reinigung zu erhöhten AOX Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage kommen. Um dieser Problematik zu begegnen, wurden die AOX-Ablaufkonzentrationen während und nach einer solchen Reinigung durch zwei Intensivmessprogramme ermittelt und auf dieser Basis optimiert.

Ablauf einer chemischen Reinigung:

In den zuvor gespülten Vorlagebehälter wird zu Beginn die Reinigungslösung in der gewünschten Konzentration angemischt. Dazu werden die Behälter zunächst mit rund 2000 Liter Filtrat befüllt. Diese Vorlage wird dann mit 13%igem NaOCl bis zur Sollkonzentration

(1.500 ppm bis 4.000 ppm freies Chlor) ergänzt. Ggf. wird die Reinigungslösung noch mit Natronlauge zur Anhebung des pH-Wertes angeschärft.

Die eigentliche Reinigung beginnt dann mit der rückwärtigen Befüllung der Membranmodule. Dabei laufen die Filtratpumpen entgegen der üblichen Filtrationsrichtung und fördern so die Reinigungslösung in die Module. Um ein übermäßiges Aufblähen der Membranen zu verhindern wird die Frequenz der Filtratpumpen so geregelt, dass der membranseitige Überdruck nicht auf Werte über 100 mbar ansteigt. Die Reinigungslösung verbleibt dann für eine Einwirkzeit von 60 Minuten in den Modulen. Nach Ende der Einwirkzeit wird zunächst der Vorlagebehälter mit der „verbrauchten“ Reinigungslösung wieder befüllt, die dann während des weiteren Betriebes zur regelmäßigen Rückspülung der Module verwendet werden kann. Dann wird für einen Zeitraum von weiteren 60 Minuten das Filtrat der gereinigten Straße in den Zulauf der Gesamtanlage gefördert. Damit soll das Risiko einer Überschreitung der AOX-Überwachungswerte durch in den Modulen verbliebene Restmengen von Reinigungslösung bzw. durch die Membranen in den Belebtschlamm diffundiertes Chlor minimiert werden.

Auswirkungen einer chemischen Reinigung auf die Ablaufqualität:

Um die Auswirkungen der chemischen Reinigung auf die AOX-Werte im Ablauf der MBR-Anlage genauer bewerten zu können, wurde Straße 1 des MBR mit einer 3.500 ppm NaOCl Reinigungslösung wie oben beschrieben gereinigt. Während und nach der Reinigung wurden zu verschiedenen Zeitpunkten Proben der Abläufe beider Straßen des MBR und des Gesamtablaufes gewonnen und im Labor auf deren AOX-Gehalt analysiert. Dabei hat sich herausgestellt, dass trotz des 60-minütigen Rückführens des Filtrates in den Gesamtzulauf hohe AOX-Konzentrationen im Ablauf der Straße 1 der MBR-Anlage beobachtet wurden. Bei der Ursachensuche wurde festgestellt, dass die 60-minütige Rückführung nur erfolgreich ist, wenn ein ausreichender Zufluss zur Anlage gegeben ist. Bei Trockenwetter ist die effektiv zurückgeführte Wassermenge zu gering, womit ein Teil der Reinigungslösung in den Membrantaschen verbleibt und so nach Rückkehr in den Normalbetrieb die hohen AOX-Ablaufwerte zu erklären sind. In der automatischen Steuerung der Reinigung wurde daher der Zeitraum der Rückführung angehoben.

Nachfolgend erfolgte eine Reinigung von Straße 2, bei der zusätzlich untersucht wurde, wie sich die spätere regelmäßige Rückspülung der Module mit der Rest-Reinigungslösung auswirkt. Auch hier wurden wieder hohe AOX-Ablaufkonzentrationen gemessen, weshalb zukünftig ein

Abreagieren der Rest-Reinigungslösung mit Natriumthiosulfit vorgenommen wird. Vorversuche wurden diesbezüglich bei der Firma A3 erfolgreich durchgeführt.

5.9.2 Schwermetalle

Die Schwermetallbelastung in Zu- und Ablauf des MBR der KA Xanten-Vynen (Proben vom 21. und 28.02.2008) haben nur unwesentliche Konzentrationen gezeigt. Hinsichtlich der betrachteten Stoffe liegen die Abläufe des MBR und der konventionellen Anlage unter den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung (Trinkwasserverordnung, 2001) (Abbildung 5-45). Die Analyse der Proben erfolgte im Umweltanalytischen Laboratorium des ISA mittels ICP/MS.

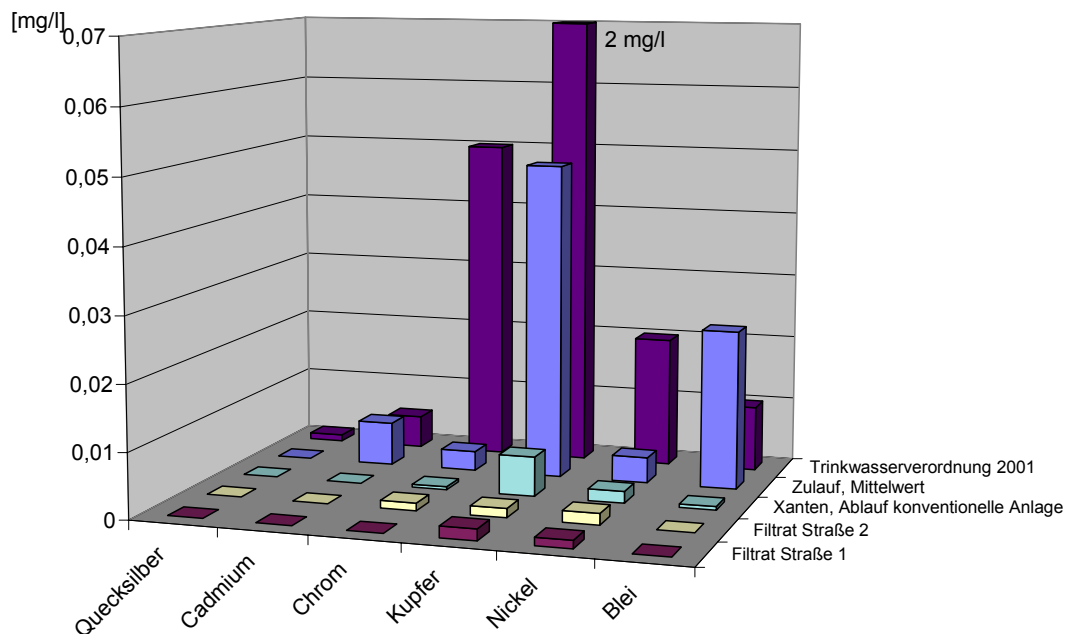


Abbildung 5-45: Schwermetallbelastung von Zu- und Ablauf der KA Xanten-Vynen

5.9.3 Spurenstoffe

Im Zuge der Untersuchung sollte neben der Ermittlung der Relevanz von Spurenstoffeinträgen über die bestehende Kläranlage ein Vergleich der spezifischen Eliminationsraten in Abhängigkeit der Prozessbedingungen in der konventionellen Anlage und den beiden Membranstraßen bezüglich verschiedener Spurenstoffe erfolgen. Das Anlagenverhalten unter einer modifizierten Schlammbelastung wurde in zwei Versuchsreihen (erhöhte Hydraulik bzw. reduzierter TS) analysiert. In diesen Zeiten erfolgte auch eine vermehrte Probenahme zur

Analytik der Mikroschadstoffe, um die Auswirkungen des veränderten Schlammalters auf die Elimination der Stoffe zu erfassen. Dazu wurden im Laufe des Versuchsbetriebs regelmäßig Proben vom Zulauf zur Kläranlage und den Abläufen der konventionellen Straße und des MBR im Umweltanalytischen Laboratorium des ISA analysiert. Sieben ausgewählte Leitsubstanzen wurden mittels Festphasenextraktion (SPE) aus insgesamt 33 Einzelproben extrahiert und angereichert. Anschließend erfolgten eine flüssigchromatographische Auftrennung und die Detektion mit einem Massenspektrometer. Als Massenspektrometer wurde eine hochauflösende Ionenfalle, LTQ Orbitrap (Thermo Electron), verwendet. Die Quantifizierung erfolgte im HighResolution-SIM Modus, die entsprechenden Massenspuren wurden mit einer Toleranz von 10 mmu (Milli Mass Units) aus dem Totalionenstrom extrahiert. Die Identifizierung der Wirkstoffe erfolgte über die parallele Aufnahme der MSMS-Spektren. Der Messfehler dieser Methode beträgt je nach Spurenstoffkonzentration 10% – 15%. Abbildung 5-46 stellt links exemplarisch ein Chromatogramm einer Zulaufprobe zur KA Xanten-Vynen vom 08.08.2007 dar - rechts wurde aus dem Totalionenstrom der Ionenstrom des Carbamazepin extrahiert (monoisotopische Masse des protonierten Carbamazepin: 237,10224).

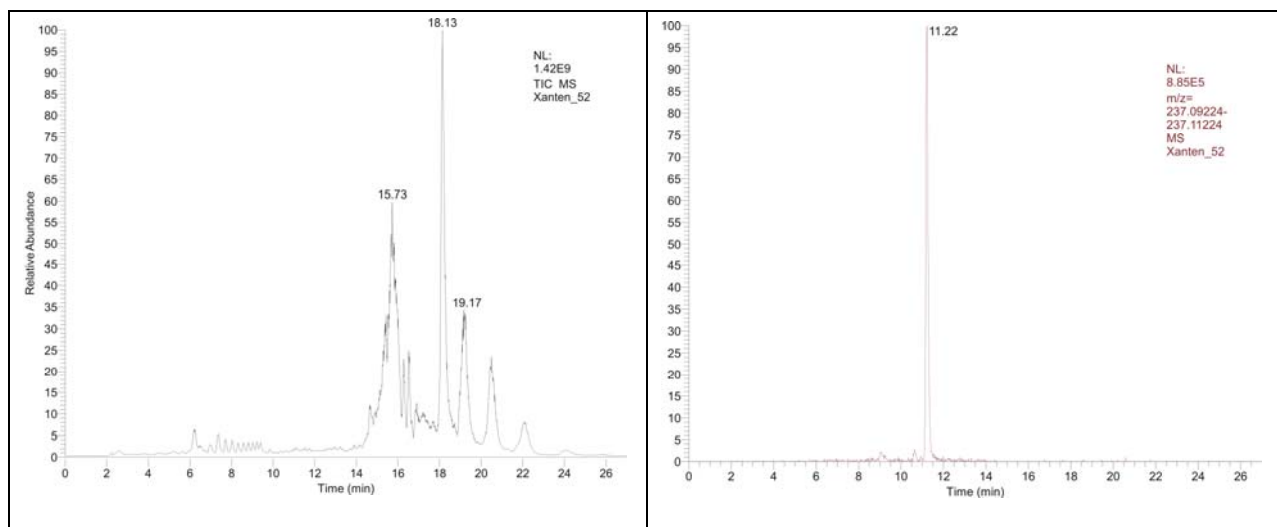


Abbildung 5-46: Chromatogramm der Zulaufprobe vom 08.08.2007. Links: Totalionenstrom, Rechts: extrahierter Ionenstrom des Carbamazepin

1998 konnte Ternes in Messreihen an verschiedenen Kläranlagen im Bundesgebiet zeigen, dass beispielsweise das Antiepileptikum Carbamazepin in kommunalen Kläranlagen nicht oder nur unwesentlich abgebaut wird (TERNES, 1998). Die Messergebnisse von Abwasserproben aus Xanten-Vynen lagen im Mittel in ähnlichen Größenordnungen und zeigten ebenfalls weder in der konventionellen Belebung noch im MBR eine messbare Verminderung durch Abbau oder

Adsorption. Miao und Metcalfe (2003) konnten zeigen, dass Aufgrund der Rückbildung von im menschlichen Körper gebildeten Metaboliten zur Ursprungsdroge die Ablaufwerte sogar höher als die Zulaufwerte liegen können. Dies bestätigt sich auch bei den Messungen in Xanten. Ähnliche Ergebnisse zeigten die Analysen hinsichtlich des Antibiotikums Erythromycin. Der Schmerz- und Entzündungshemmer Diclofenac wurde im Zulauf zur Kläranlage Xanten-Vynen in einer großen Schwankungsbreite zwischen 3.500 bis 29.000 ng festgestellt. Diese Werte liegen deutlich über den Ergebnissen von Ternes et al (1999), der Konzentrationen um 1.900 ng ermittelt hat. Die Eliminationsraten verhalten sich dagegen wieder ähnlich (50-70%). Als desinfizierender Wirkstoff in kosmetischen Präparaten ist Triclosan in Verdacht geraten, die Widerstandsfähigkeit von Bakterien gegen Antibiotika zu fördern, Wasserorganismen zu schädigen und sich in Fischen anzureichern. In verschiedenen Kläranlagenzuläufen konnten Kuch et al. Triclosan-Konzentrationen zwischen 30 ng/l und 1480 ng/l nachweisen (Kuch et al., 2003). Im Zulauf zur Kläranlage Xanten-Vynen wurden im Untersuchungszeitraum Konzentrationen zwischen 39 ng/l bis 500 ng/l nachgewiesen, während die Konzentration im Ablauf um rund 80% reduziert waren. Diese Eliminations- bzw. Rückhalteraten decken sich mit den Ergebnissen von Kuch et al. (2003). Das Antihypertonikum Telmisartan wurde in ähnlichen Konzentrationen im Zulauf zur Kläranlage Xanten-Vynen gemessen. Hier lag die Eliminationsrate ebenfalls bei ca. 80%. Bei beiden Stoffen erzielte der MBR wieder ähnliche Ablaufwerte wie die konventionelle Anlage. Die Mediane der Konzentrationen aller gemessenen Stoffe und deren Eliminationsraten sind Abbildung 5-47 bzw. Abbildung 5-48 zu entnehmen. Da alle untersuchten Stoffe im Abwasser vollständig gelöst vorliegen, stellen die Membranen des MBR keine Barriere für diese Stoffe da. In allen Fällen lagen daher die Ablaufkonzentrationen des MBR in ähnlichen Größenordnungen wie die der konventionellen Anlage.

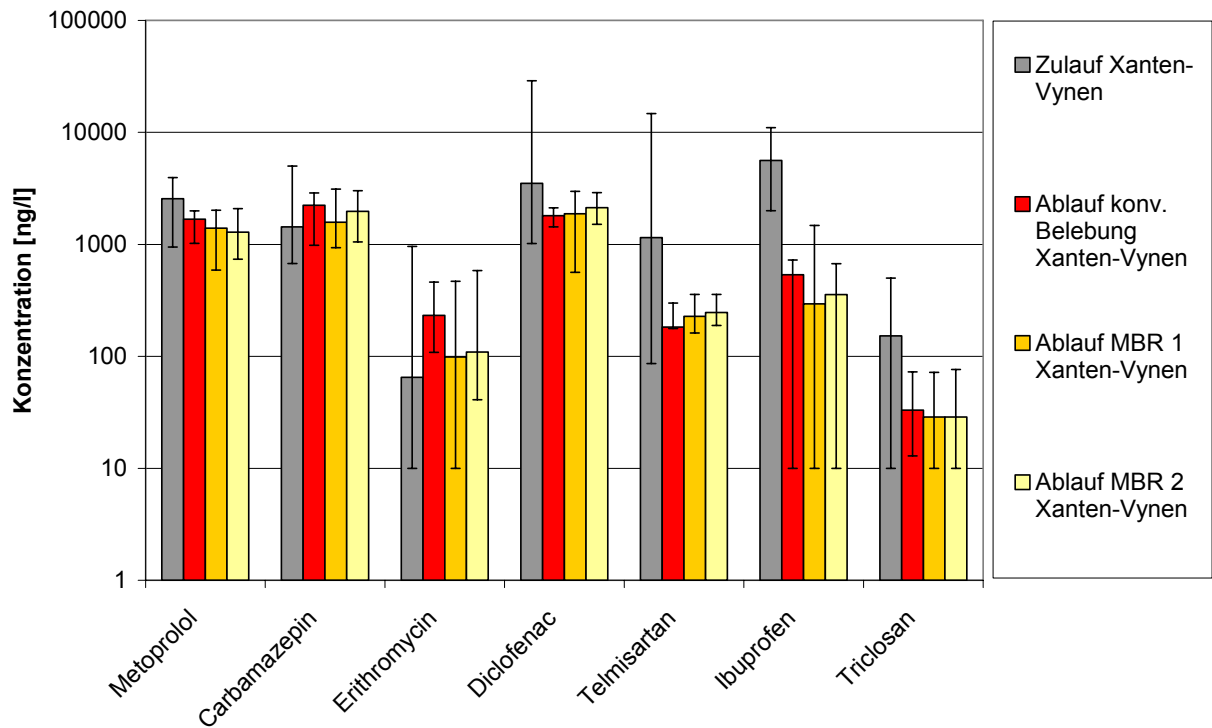


Abbildung 5-47: Konzentrationen (Mediane von 5 bis 10 Einzelmessungen) der ausgewählten Leitsubstanzen im Abwasser der Kläranlage Xanten-Vynen

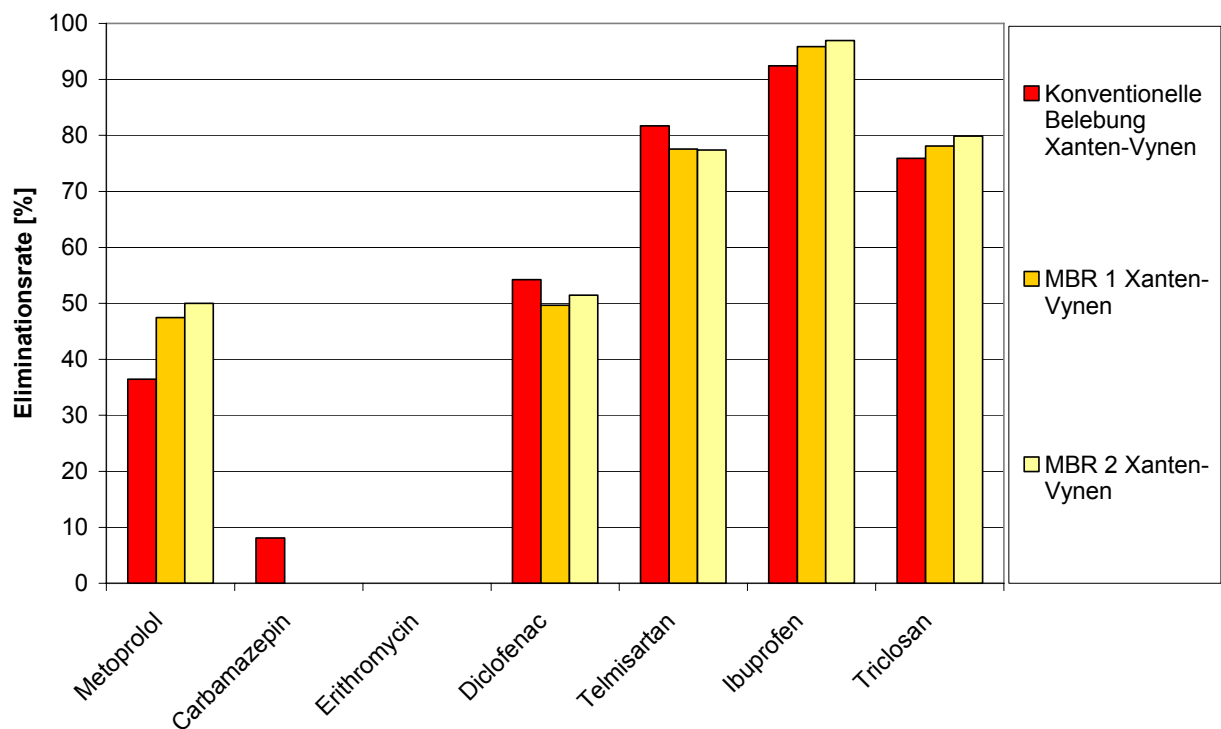


Abbildung 5-48: Eliminationsraten (Mediane von 3 bis 6 24h-Mischproben) für die ausgewählten Leitsubstanzen der Kläranlage Xanten-Vynen

Zwischen Oktober und Dezember 2008 wurde Straße 2 des MBR mit einer reduzierten Feststoffkonzentration von 8 g/l betrieben, während Straße 1 weiterhin mit der üblichen Konzentration von 12 g/l gefahren wurde. Die Ergebnisse von fünf Einzelmessungen aus diesem Zeitraum haben gezeigt, dass mit einer geringeren Feststoffkonzentration (gleichbedeutend mit einer höheren Schlammbelastung und damit einem geringeren Schlammalter) die Eliminationsleistung hinsichtlich der Stoffe Telmisartan und Ibuprofen leicht sinkt. Triclosan wurde in Straße 2 ebenfalls etwas schlechter abgebaut, wobei hier der Unterschied nicht so deutlich ausfällt. Bei den anderen betrachteten Stoffen waren keine wesentlichen Unterschiede zu erkennen (Abbildung 5-49). Im November 2007 wurde eine ähnliche Versuchsreihe gefahren, bei der die Schlammbelastung über die hydraulische Belastung der Straßen modifiziert wurde. Auch hier wurden bezüglich Triclosan und Ibuprofen in der Straße mit dem höheren Schlammalter eine verbesserte Abbauleistung erkennbar. Allerdings konnte hier aufgrund technischer Probleme mit dem automatischen Probenehmer zur eine 24h-Mischprobe zur Auswertung herangezogen werden, weshalb auf eine grafische Darstellung verzichtet wird.

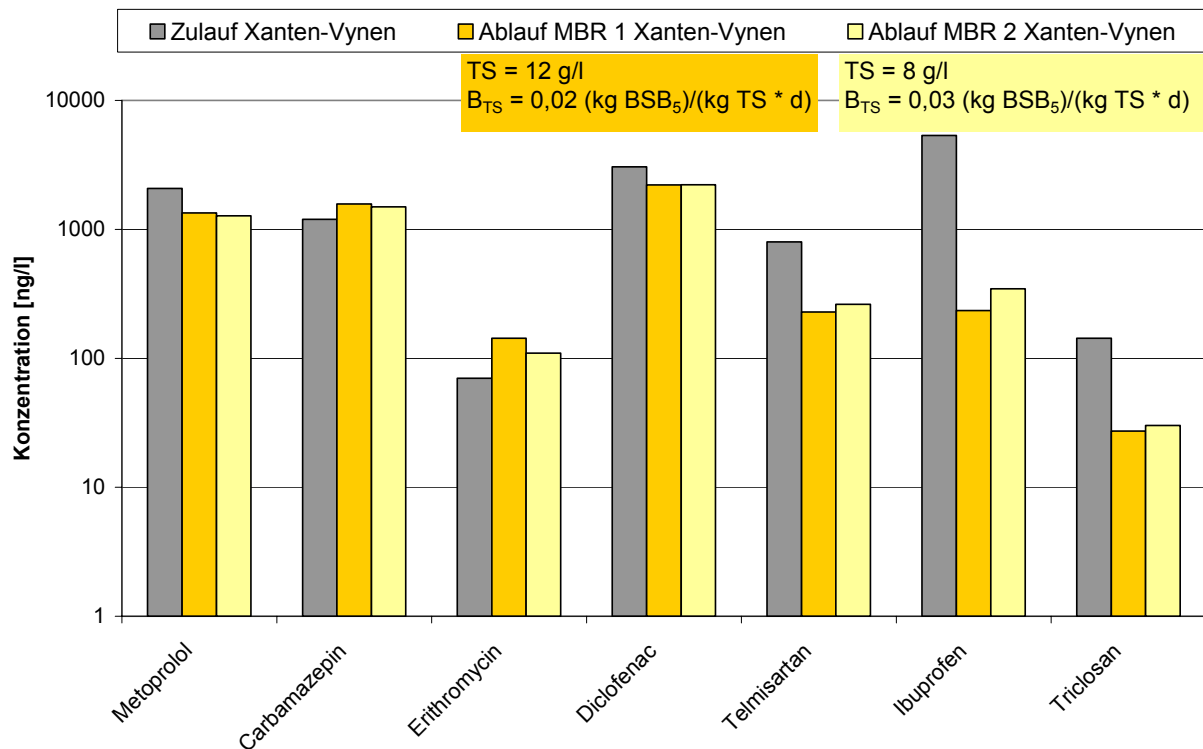


Abbildung 5-49: Konzentrationen in Zu- und Ablauf des MBR (Mediane von 5 24h-Mischproben) für die ausgewählten Leitsubstanzen der Kläranlage Xanten-Vynen bei unterschiedlichen Feststoffkonzentrationen

5.9.4 Mikrobiologische Ablaufqualität

Die mikrobiologische Qualität des Filtrats des MBR war erwartungsgemäß gut. An verschiedenen Tagen zwischen 2006 und 2008 wurden Proben des Filtrats beider Straßen des MBR und aus dem Ablauf der konventionellen Belebung (Probenahmeort Ablauf Schöningsteich) gezogen und auf die Fäkalindikatoren Escherichia coli (E .coli) und Intestinale Enterokokken untersucht. Erwartungsgemäß lagen die Werte im Ablauf des MBR unter dem Leitwert für ausgezeichnete Badegewässerqualität gemäß der EU Richtlinie 2006/7/EG (Badegewässerrichtlinie 2006).

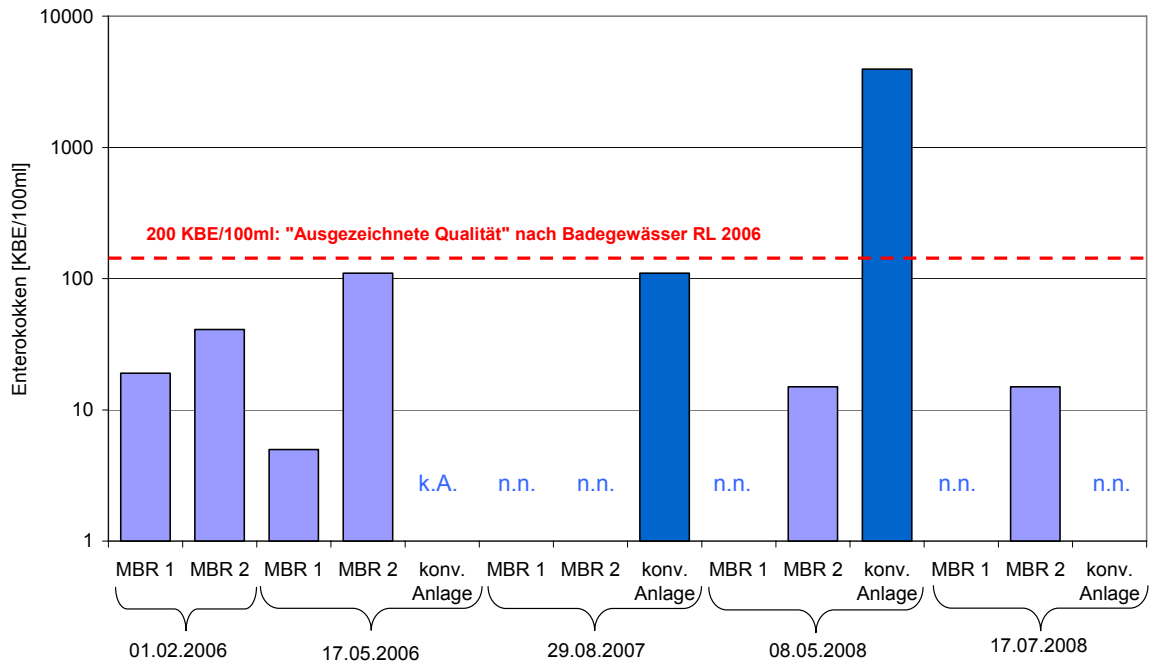


Abbildung 5-50: Enterokokken (bestimmt als KBE/100ml) im Ablauf des MBR und der konventionellen Kläranlage Xanten-Vynen

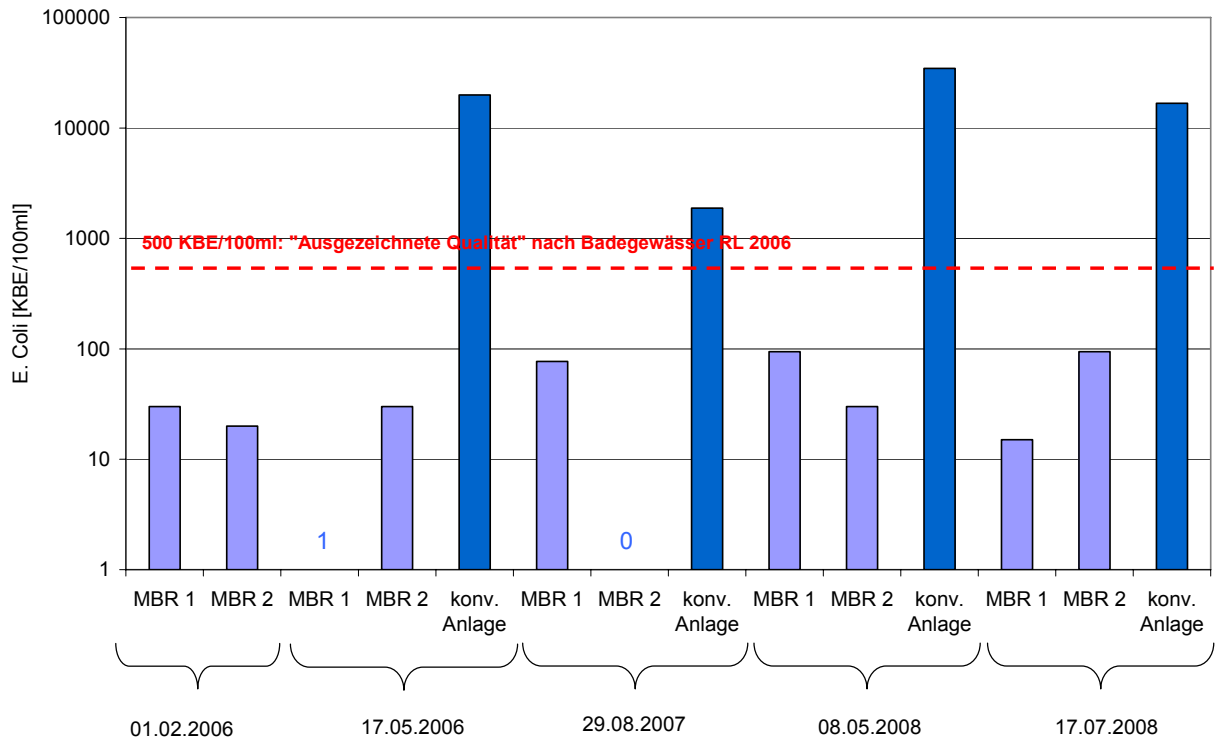


Abbildung 5-51: E.Coli (bestimmt als KBE/100ml) im Ablauf des MBR und der konventionellen Kläranlage Xanten-Vynen

5.9.5 Membranuntersuchungen

Zur Beurteilung der gebildeten Deckschicht und der reinigungsbedingten Alterung der Membranen wurden an unterschiedlichen Zeitpunkten Membranproben mit Deckschicht von ausgebauten Modulen entnommen und in Ethanol schrittweise getrocknet (Deckschichtproben). Parallel dazu wurden gleichartige Proben direkt nach der Entnahme für 1 Stunde in 2.000 ppm NaOCl gereinigt und dann auf gleiche Weise getrocknet (gereinigte Probe). Die REM-Bilder und EDX-Analysen dieser Proben wurden später mit fabrikneuem Membranmaterial (0-Proben) verglichen.

Ein REM-Bild einer 0-Probe ist in Abbildung 5-52 mit einer gereinigten Probe (Probenentnahme am 04.09.2007 nach ca. 20 Betriebsmonaten und einer Chlorexpositionszeit von 250.000 ppm*h) gegenübergestellt. Deutlich werden die Fehlstellen im Membranmaterial, verursacht durch die chemische Beanspruchung des Materials während der Reinigungen. Im Betrieb werden diese Fehlstellen nach einer Reinigung unmittelbar wieder von Schlammteilchen belegt (deckschichtkontrollierter Prozess), womit die Selektivität der Membran prinzipiell erhalten bleibt, aber die absolute Porosität und damit die Permeabilität nachlässt.

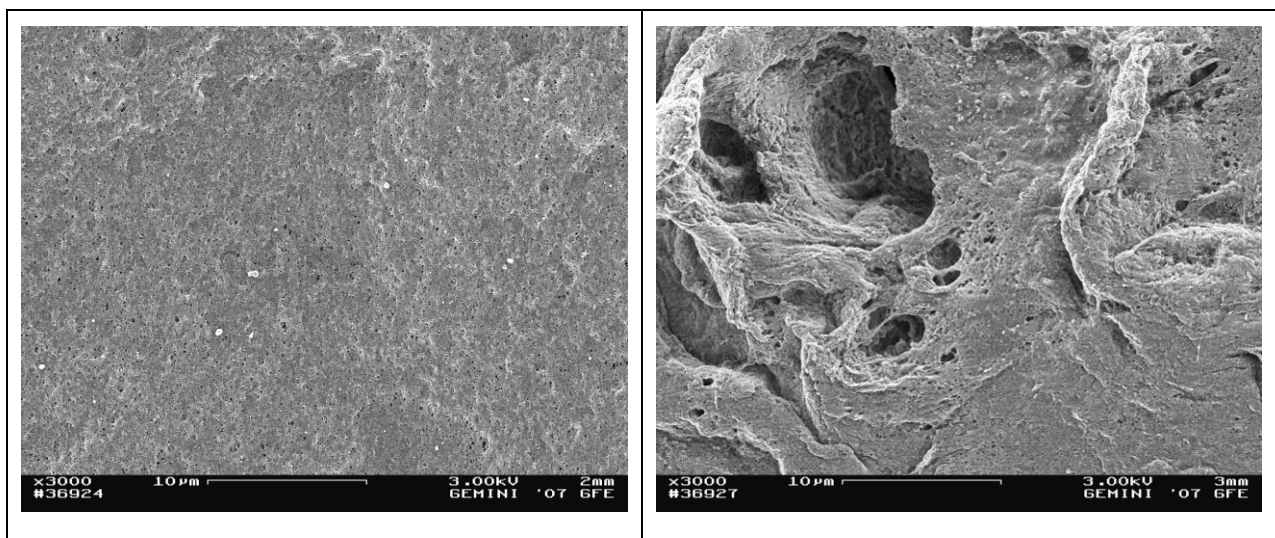


Abbildung 5-52: Links: 3.000-fache Vergrößerung einer fabrikneuen Membranprobe (links) und einer gereinigten Probe nach 20 Betriebsmonaten (rechts)

Ein ähnliches Bild bietet sich bei 20.000-facher Vergrößerung der Membranproben (Abbildung 5-53). Bei der 0-Probe werden bei dieser Vergrößerung bereits gut die Poren der Membran mit Durchmessern bis zu 0,2 µm sichtbar.

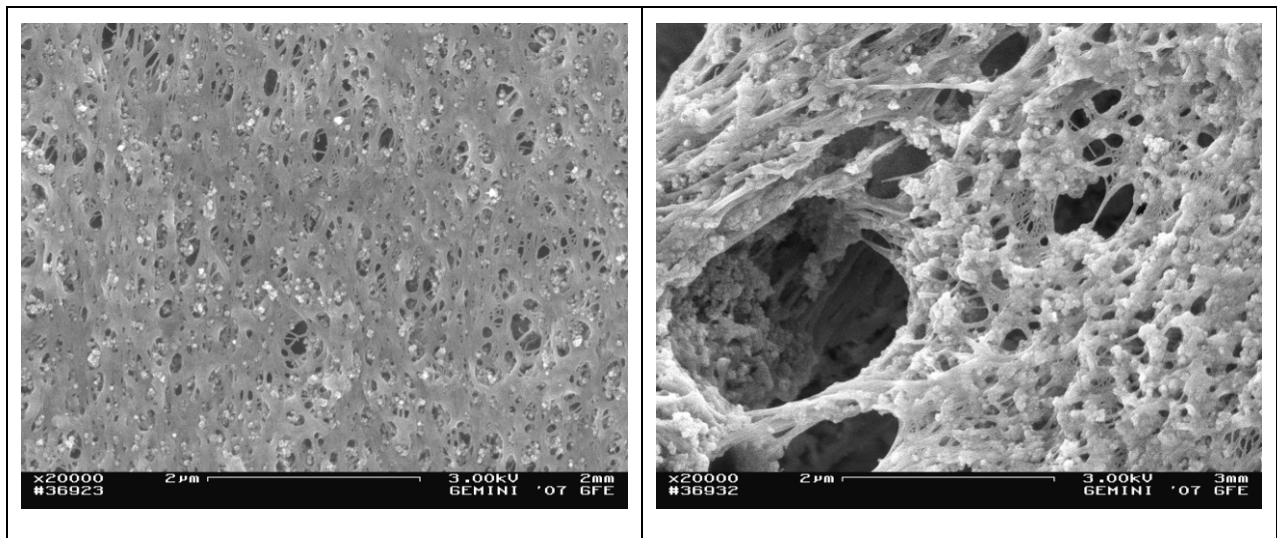


Abbildung 5-53: Links: 20.000-fache Vergrößerung einer fabrikneuen Membranprobe (links) und einer gereinigten Probe nach 20 Betriebsmonaten (rechts)

Die nachfolgenden Bilder stellen die Deckschicht auf einer ungereinigten Probe (Deckschichtprobe) bei unterschiedlichen Vergrößerungen dar.

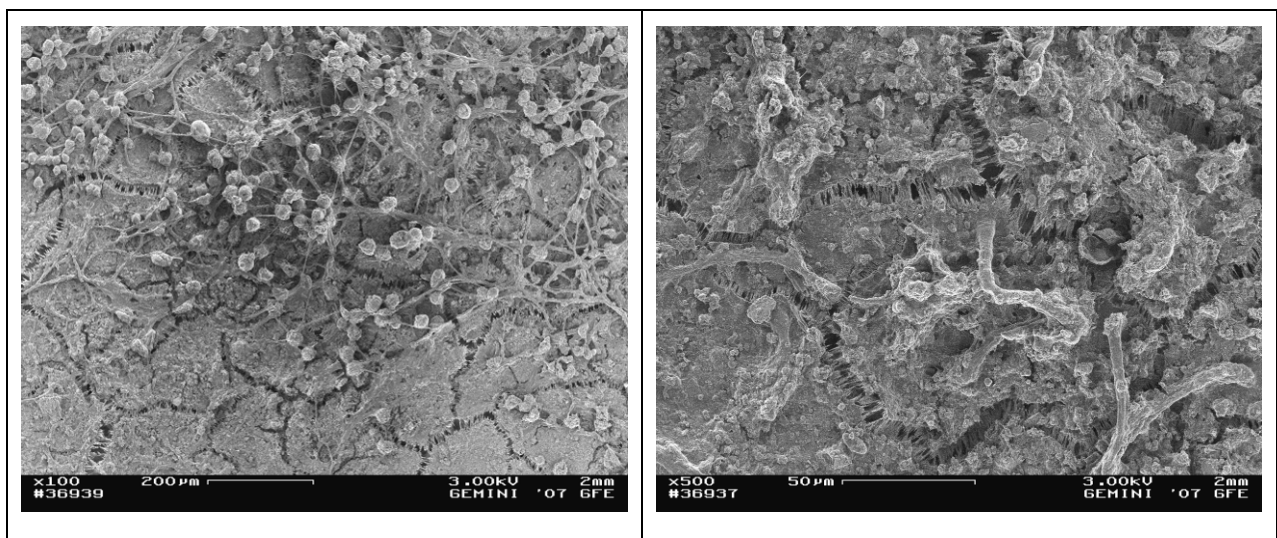


Abbildung 5-54: Deckschicht auf einer Membranprobe vom 04.09.2007 bei 100-facher Vergrößerung (links) und bei 500-facher Vergrößerung (rechts)

Betrachtet man das EDX-Spektrum einer Membran mit Deckschicht (Abbildung 5-55, rechts) wird deutlich, dass im wesentlichen die Elemente C, O aus den organischen Belägen auf der Membran dominieren. Nach der Reinigung der Membran, bei der die organischen Beläge fast vollständig entfernt werden können, dominieren die Peaks aus dem Membranmaterial selbst

(PVDF), welches neben Wasserstoff (ohne Peak im EDX-Spektrum) aus C- und F-Atomen besteht (Abbildung 5-55, links). In beiden Spektren erscheinen aber auch die Elemente Al und P, die wahrscheinlich als Aluminiumphosphat als Folge der P-Fällung mittels Aluminiumchlorid eine schwerlösliche anorganische Ablagerung auf den Membranen bilden, die durch die Reinigung mit NaOCl kaum zu entfernen ist.

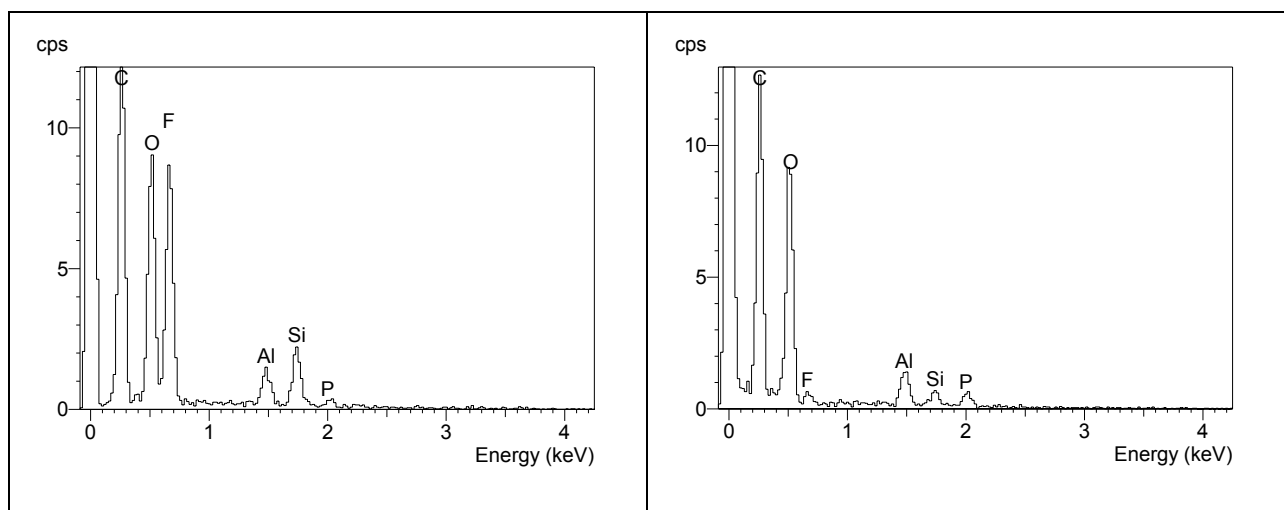


Abbildung 5-55: EDX-Spektren einer gereinigten Membranprobe (links) und einer Membranprobe mit Deckschicht (rechts)

6 Zusammenfassung und Fazit

6.1 Allgemein übertragbare Erkenntnisse

Auf Basis der in diesem Vorhaben getätigten Untersuchungen und der Erkenntnisse im parallel durchgeführten Forschungsvorhaben auf der Kläranlage Eitorf konnten einige allgemein übertragbare Erkenntnisse für den Betrieb kommunaler Membranbioreaktoren gewonnen werden. Diese beziehen sich im Wesentlichen auf den Betrieb der Membranfiltration (Bedeutung der Schlammeigenschaften und Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit durch Polymerdosierung) und das Anlagenverhalten bei Stickstoff-Stoßbelastungen, aus dem sich zukünftige Bemessungskriterien für kommunale MBR ableiten lassen.

6.1.1 Die Bedeutung der Schlammfiltrierbarkeit in MBR

Bei konventionellen Anlagen, bei denen die Phasenseparation des Schlamm-Wasser-Gemisches vom gereinigten Abwasser mittels Sedimentation im Nachklärbecken erfolgt, sind die Absetzeigenschaften des Schlammes von entscheidender Bedeutung für die Funktion des Verfahrens. Beim Betrieb eines Membranbioreaktors sind diese Absetzeigenschaften von untergeordnetem Einfluss. Vielmehr spielt die Filtrierbarkeit des Schlammes eine entscheidende Rolle. Ein schlecht filtrierbarer Schlamm führt zu einem erhöhten Energiebedarf bei der Filtration durch höhere erforderliche Transmembrandrücke bei gleichem spezifischem Fluss. Zusätzlich gehen schlecht filtrierbare Schlämme häufig auch mit einem stärkeren Fouling der Membranen einher.

Die Filtrationseigenschaften des Belebtschlammes in Membranbioreaktoren werden wesentlich von den Betriebs- und Zulaufbedingungen beeinflusst. In diesem Zusammenhang werden von verschiedenen Autoren jedoch widersprüchliche Erkenntnisse genannt. Dennoch scheint klar, dass besonders negative Einflüsse von starken Schwankungen der Schlammbelastung oder der Abwassertemperatur ausgehen können. Erfahrungen am MBR Eitorf zeigten beispielsweise nach kurzzeitigen Einbrüchen der Abwassertemperaturen (z.B. in Folge von Niederschlagsereignissen in Winter und Frühjahr) einen starken Anstieg der Transmembrandrücke, die sich auch nach Anstieg der Temperaturen nicht wieder auf das alte Niveau erholten. Neben dem Anstieg der Viskosität des Belebtschlamm-Wassergemisches bei niedrigeren Temperaturen ist durch die kurzfristige Veränderung der Umweltbedingungen von einer vermehrten Produktion von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) der Mikroorganismen auszugehen, die als

maßgebliche Foulingbildner gelten. Die Kombination von erhöhter Viskosität und vermehrter EPS-Produktion führen zu einem nachhaltigen Anstieg der Transmembrandrücke. Im ungünstigsten Fall werden bei einer hohen hydraulischen Belastung der Anlage die maximalen zulässigen Grenzdrücke erreicht, womit dann der maximale hydraulische Durchsatz nicht mehr möglich ist.

6.1.2 Messung der Schlammfiltrierbarkeit

Für den Betreiber eines MBR ist es nicht oder nur bedingt möglich, die Umweltbedingungen, die zu schlechten Schlammeigenschaften führen, zu beeinflussen. Dennoch ist es hilfreich, den Parameter „Schlammfiltrierbarkeit“ regelmäßig zu überwachen, damit im laufenden Betrieb Zusammenhänge zwischen den Schlammeigenschaften und der Entwicklung der Transmembrandrücke hergestellt werden können. Die bislang eingesetzten Methoden zur Überwachung der Schlammeigenschaften sind allerdings entweder extrem aufwändig und/oder kostenintensiv (spezialisierte Messzellen, kapillare Fließzeit CST) oder unzureichend belastbar (einfacher Filtertest oder Schlammindex). Daher wurde im Rahmen des vorliegenden Vorhabens eine neue Messmethode unter dem Namen „Schlammfiltrationsindex SFI“ entwickelt, die von den Anlagenbetreibern vor Ort einfach und kostengünstig durchzuführen ist, die aber dennoch belastbare Ergebnisse zur Beurteilung der Schlammfiltrierbarkeit liefert. Zur Ermittlung des SFI wird in einer offenen Rührzelle mit einer auf 20°C temperierten Schlammprobe von 500 ml die Filtrationszeit Δt eines Teilvolumens der Probe (150 ml) durch ein handelsübliches Filterpapier bestimmt. Δt bezogen auf den Trockenrückstand des Schlammes definiert dann den SFI.

Ein Vergleich des SFI mit den gelösten extrazellulären Substanzen (EPS) im Schlamm-Wasser-Gemisch hat eine gute Korrelation gezeigt. Es kann also angenommen werden, dass über den Parameter SFI gleichzeitig die als maßgebliche Foulingbildner postulierten EPS abgebildet werden können. Bei der Langzeitbetrachtung der Filtrationseigenschaften des Schlammes im MBR Xanten-Vynen anhand des SFI wurde deutlich, dass der SFI signifikant mit der Abwassertemperatur korreliert. Ebenso konnte ein Zusammenhang zwischen Schlammbelastung und Schlammfiltrierbarkeit aufgezeigt werden.

Damit steht nun den Betreibern von Membranbioreaktoren eine Kenngröße zur Verfügung, mit der der für einen stabilen Anlagenbetrieb wichtige Parameter „Schlammfiltrierbarkeit“ kostengünstig und belastbar zu dokumentieren ist. Sollte sich letztendlich dieses neue Verfahren - oder ein anderes - durchsetzen und flächendeckend auf allen Anlagen eingesetzt werden, wäre erstmals ein Vergleich der Filtrierbarkeit von Schlämmen verschiedener Anlagen direkt möglich.

Somit könnten wertvolle wissenschaftliche Erkenntnisse zur optimalen Betriebsstrategie eines MBR mit dem Ziel einer positiven Beeinflussung der physikalischen Eigenschaften des belebten Schlammes zur Maximierung des Parameters „Filtrierbarkeit“ gewonnen werden. Gleichzeitig böte ein allgemein anerkannter Filtrationskennwert den Anlagenbetreibern ein Instrument, mit dem sie die Erfolge betrieblicher Maßnahmen zur Beeinflussung der Schlammfiltrierbarkeit besser beurteilen könnten.

6.1.3 Verbesserung der Schlammfiltrierbarkeit durch Polymereinsatz

Wenn ein Einbruch der Schlammfiltrierbarkeit zu einem unkontrollierbaren Anstieg der Transmembrandrücke beim Betrieb der Membranstufe führt, so können zur Verbesserung der Schlammeigenschaften verschiedene Konditionierungsmittel eingesetzt werden. Die Funktionsweise solcher Produkte entspricht prinzipiell der von Flockungs(hilfs)mitteln, wobei neben der Bildung von Makroflocken zusätzlich die Einbindung von kolloidal gelösten Stoffen, die zu einem Fouling der Membranen führen können, angestrebt wird. Dies verbessert zum einen die Filtrationseigenschaften des Schlammes, was sich direkt in geringeren Transmembrandrücken während hoher hydraulischer Belastung widerspiegelt. Zum anderen wird durch die Einbindung gelöster Stoffe (u. A. der EPS) das Langzeitfouling der Membranen reduziert, womit ggf. Reinigungsintervalle verlängert werden können.

Wird beim Betrieb eines MBR unter oben beschriebenen ungünstigen Betriebsbedingungen regelmäßig (z.B. in jedem Winter bei niedrigen Abwassertemperaturen) ein starker Anstieg der Transmembrandrücke bei hoher hydraulischer Belastung beobachtet, die sich auch durch eine Reinigung der Membranstufe nicht wesentlich verbessern lassen, dann kann der Einsatz eines filtrationsverbessernden Polymers ein Lösungsansatz sein. Üblicherweise beobachtet man vor Auftreten der Betriebsprobleme einen deutlichen Anstieg des Schlammfiltrationsindex (SFI). Daher ist zur Entscheidungsfindung grundsätzlich eine kontinuierliche (z.B. wöchentlich) Messung des SFI zu empfehlen. Steigen die Werte im Winter bzw. Frühjahr deutlich über 80 s/%TR, so ist dies ein Zeichen für einen verschlechterten Schlammzustand.

Beim erstmaligen Einsatz eines solchen Produktes ist eine größere Initialdosierung des Polymers in den Bioreaktor erforderlich, um die gewünschte Polymerkonzentration im Schlamm (C_{ini} angegeben in ppm = mg/l = g/m³) zu erzielen. Die durch den Überschussschlamm und einen geringen biologischen Abbau nachlassende Polymerkonzentration wird durch eine kontinuierliche Nachdosierung P_{nach} [kg/d] sichergestellt.

Zur Ermittlung der Dosiermengen ist folgende Vorgehensweise zu empfehlen:

- Messung des Schlammfiltrationsindex SFI ohne Polymerzugabe
- Im Becherglas mehrere Schlammproben mit ansteigenden Polymermengen (100 bis 1000 ppm) versetzen und jeweils den SFI messen
→ Die Konzentration, ab der der SFI nicht weiter wesentlich sinkt, ist die Initialdosierkonzentration C_{ini} [mg/l]. Sie liegt üblicherweise zwischen 200 bis 800 mg/l.
- Initialdosiermenge des Polymers P_{ini} [kg] errechnen: $P_{ini} \text{ [kg]} = V_{BB} \text{ [m}^3\text{]} \times C_{ini} \text{ [kg/m}^3\text{]}$
- Grobe Kalkulation der täglichen Nachdosiermenge anhand der täglich abgezogenen Überschusschlammmenge: $P_{nach} \text{ [kg/d]} = C_{ini} \text{ [kg/m}^3\text{]} \times Q_{ÜS,d} \text{ [m}^3\text{/d]}$
- Regelmäßige Kontrolle der Schlammeigenschaften durch Messungen des SFI.
- Gegebenenfalls Erhöhung der täglichen Nachdosiermenge, wenn ein Anstieg des SFI beobachtet wird.
- Schrittweise Reduzierung der Nachdosiermenge bei Verbesserung der Zulaufbedingungen (z.B. Temperaturanstieg)

6.1.4 Verhalten kommunaler MBR bei Stickstoff-Stoßbelastungen

Für die Bemessung des erforderlichen Belebungsvolumens von kommunalen Membranbioreaktoren bestehen bislang noch keine verbindlichen Richtlinien. Die Anwendung etablierter Bemessungsrichtlinien wie des DWA Arbeitsblattes A131 oder des Hochschulgruppenansatzes (HSG) führt aufgrund der bei MBR üblicherweise höheren Feststoffkonzentrationen zu deutlich reduzierten Beckenvolumina. Zwar existieren einige Bemessungsempfehlungen, die sich der Bemessung und dem Design kommunaler MBR annehmen (z.B. SEYFRIED, 2002; PINNEKAMP UND FRIEDRICH, 2006; ALT UND WEDI, 2007), dennoch wird die Problematik des verkleinerten Beckenvolumens in der Fachwelt weiterhin kontrovers diskutiert. Es stellt sich die Frage, ob die kleineren Belebungsbecken und fehlenden Vor- und Nachklärbeckenvolumina das Risiko des Durchschlagens von Ammonium-Konzentrationsspitzen bei MBR gegenüber einer konventionellen Anlagenkonfiguration erhöhen. In diesem Zusammenhang wird diskutiert, ob für kommunale MBR eine minimale hydraulische Aufenthaltszeit (HRT = Hydraulic Retention Time) sicherzustellen ist, um dieses Risiko zu reduzieren. Bisherige Erkenntnisse und Veröffentlichungen zu diesem Thema basieren fast ausschließlich auf Simulationsstudien, deren

Übertragbarkeit auf die besonderen Betriebsverhältnisse eines MBR zumindest kritisch zu hinterfragen ist.

Sowohl im Rahmen des hier beschriebenen Forschungsvorhabens auf der Kläranlage Xanten-Vynen als auch beim zeitgleich bearbeiteten Forschungsprojekt am MBR der Kläranlage Eitorf wurde ein erhöhtes Auftreten von Ammonium-Konzentrationsspitzen bei hydraulischen Aufenthaltszeiten bereits unter 10 Stunden beobachtet. Demnach besitzt dieser Parameter eine Relevanz, die bei der Weiterentwicklung bestehender Bemessungsempfehlungen für kommunale MBR berücksichtigt werden sollte. Jedoch besteht hier noch ein weitergehender Forschungsbedarf, z.B. inwieweit sich die jeweilige Anschlussgröße und Anlagenkonfiguration (z.B. mit/ohne Vorklärung) auf diese Problematik auswirken. Im Rahmen des aktuell am ISA behandelten Vorhabens unter dem Titel „Prozessoptimierung von Membranbioreaktoren in der kommunalen Abwasserbehandlung (PrOM)“ wird diese Thematik weiter verfolgt.

6.1.5 Energiebedarf von kommunalen MBR

Die Auswertung der spezifischen Energieverbrauchsdaten des MBR Xanten-Vynen hat gezeigt, dass i.d.R. mehr als 1 kWh/m³ zur Reinigung des Abwassers eingesetzt werden musste und die spezifischen Energieverbräuche konventioneller Anlagen damit nicht erreicht werden. Kritisch sind insbesondere bei Trockenwetter niedrige Anlagendurchsätze von rund 100 m³/d. Hier steigt der spezifische Energieverbrauch auf Werte zwischen 2-3 kWh/m³ an. Dieser Effekt ist auch von anderen MBR-Anlagen bekannt. Anlagen mit vergleichbaren Plattenmodulsystemen erzielen unter günstigen Bedingungen (Regenwetter) einen spezifischen Energieverbrauch um 0,8 kWh/m³, der unter ungünstigen Bedingungen (Trockenwetter) auf Werte über 2 kWh/m³ ansteigen kann. Hauptenergieverbraucher sind bei allen MBR-Anlagen die Verdichter für die Cross-Flow-Belüftung, die für einen stabilen Filtrationsbetrieb unabdingbar ist.

Bislang können folgende Ansätze zur Reduzierung des spezifischen Energiebedarfs kommunaler MBR formuliert werden:

- **Betrieb der Membranstufe ausschließlich unter maximalem Fluss** - So wird die effektive Laufzeit der Membranstufe und damit der Cross-Flow-Belüftung reduziert, womit die sonst ungünstigen spezifischen Energieverbräuche bei Trockenwetter in den energetisch günstigeren Bereich verschoben werden. Ggf. ist hierzu die **Implementierung eines Puffervolumens** (vorgeschaltetes Ausgleichsbecken oder Belebungsbecken mit höheren Spiegelschwankungen) erforderlich, damit bei Trockenwetter für

einen gewissen Zeitraum Zulaufvolumen gepuffert werden kann und so die Schalttakte zwischen Betrieb und Pause nicht zu kurz werden.

- **Optimierung der Modulkonstruktion;** z.B. Aufstockung der Modulhöhe von 2-Stock auf 3-Stock Betrieb. So kann der spezifische Belüftungsbedarf reduziert werden, da mit der gleichen Cross-Flow Luftmenge 50% mehr Membranfläche belüftet werden kann.
- **Entwicklung neuer Membranmaterialien mit höheren spezifischen Flüssen;** steigt der maximale spezifische Fluss eines Membransystems, dann reduziert sich damit die erforderliche Membranfläche und damit auch der absolute Energiebedarf für die Cross-Flow-Belüftung.

6.2 Anlagenspezifische Erkenntnisse und Optimierungsansätze

Im Vergleich zu anderen kommunalen MBR wurde für die MBR-Anlage Xanten-Vynen ein höherer Energiebedarf ermittelt, was jedoch auf den forschungsbedingten 2-straßigen Anlagenaufbau zurück zu führen ist. Das gleiche gilt für den Personalaufwand. Hier wurde durch den 2-straßigen Aufbau, den Forschungsbetrieb selber und die diversen Steuer- und Regelungsmöglichkeiten ein Mehraufwand erzeugt, der im Regelbetrieb einer MBR-Anlage nicht zu erwarten ist. Zusätzlich stieg der Betreuungsaufwand durch die zwischenzeitlich aufgetretenen Moduldefekte. Optimierungsmaßnahmen hinsichtlich Modulstandzeiten (Membranverguss und mechanische Stabilität) werden von der Firma A3 kontinuierlich fortgeführt.

Hinsichtlich des Energieverbrauchs bestehen für die MBR-Anlage Xanten-Vynen nach Abschluss der Forschungsaktivitäten verschiedene Möglichkeiten, einen effektiveren Anlagenbetrieb zu realisieren. Im Regelbetrieb ist eine getrennte 2-straßige Anlagenkonfiguration nicht mehr erforderlich, so dass z.B. nur noch ein Gebläse für die Luftversorgung eingesetzt werden müsste. Darüber hinaus kann sich der zukünftige Einsatz von Modulen in 3-Stock- oder sogar 4-Stockbauweise zur Verringerung des Energieverbrauchs zur Cross-Flow-Belüftung und ein optimierter Filtrationsbetrieb mit weiter optimierten Puls/Pause-Zeiten (längere Pausenzeiten ohne Belüftung, kurze Filtrationszeiten mit hohem Fluss) positiv auswirken. Eine mögliche Konfiguration der Anlage in Xanten-Vynen in serieller Bauweise und einer vierstöckigen Anordnung der Module stellt Abbildung 6-1 dar.

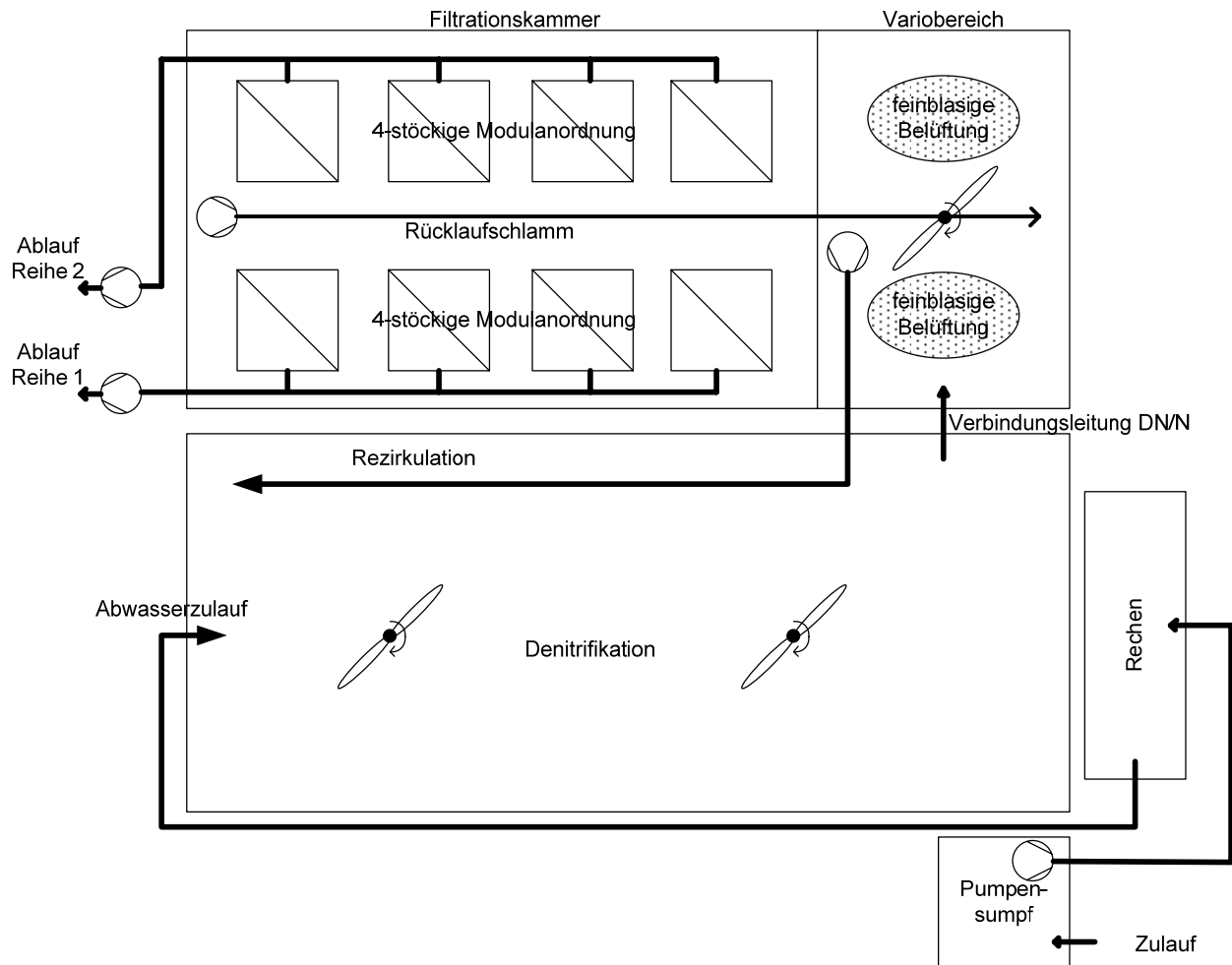


Abbildung 6-1: Umbau des MBR Xanten-Vynen vom Parallel- in den Serienbetrieb

Der entscheidende verfahrenstechnische Vorteil ist hier die Halbierung der erforderlichen Belüftungsmenge für die Cross-Flow-Belüftung der Membranen und somit eine wesentliche Energieeinsparung. Zusätzlich kann so das Verhältnis zwischen Nitrifikations- und Denitrifikationsvolumen optimiert werden, wodurch eine deutlich verbesserte Stickstoffelimination gegenüber der bisherigen Betriebsweise zu erwarten ist. Allerdings ist bei dieser Betriebsweise zur Sicherstellung der Nitrifikation eine feinblasige Belüftung im Variobereich anzuordnen. Zur Regelung dieser Belüftung kann eines der vorhandenen Ammonium-Online Messgeräte eingesetzt werden.

Da die existierenden Rezirkulationspumpen beider Straßen jeweils nur maximal $22 \text{ m}^3/\text{h}$ Belebtschlamm fördern können (entspricht $1 \times Q_M$), als wesentliches Ziel des Umbaus aber auch

die Verbesserung der Stickstoffelimination steht, müssen die Pumpen beider Straßen gegen größere Aggregate ausgetauscht werden.

Die Vorteile dieser neuen Anlagenkonfiguration lassen sich unter den folgenden Punkten zusammenfassen:

- Wesentliche Energieeinsparung im MBR durch Halbierung der Modulbelüftung.
- Reduzierung des Membranfoulings durch Verlängerung des Kontaktweges des Rohabwassers mit dem Belebtschlamm (Pfropfenströmung) bis es auf die Membranen trifft.
- Stabilisierung der Stickstoffelimination durch eine präzisere Belüftungsregelung (Minimierung der Konzentrationsspitzen im Ablauf) und durch die klare Abtrennung von belüftetem und unbelüftetem Beckenbereich und somit Minimierung der Sauerstoffverschleppung in die Denitrifikationszone.
- Reduzierung der Nitrat-Ablaufkonzentrationen um bis zu 30% durch die erhöhte Rückführrate.

Literatur

- ALT, K. UND WEDI, D. (2007): *Bemessung, Konstruktion und Ausschreibung kommunaler Membranbelebungsanlagen*. In: Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung, Melin, T., Pinnekamp, J., Dohmann, M. (ed.), Aachen, 2007, ISBN 3-86130-888-6
- BADEGEWÄSSERRICHTLINIE (2009): Richtlinie 76/160/EWG über die Qualität der Badegewässer, <http://www.bmu.de/gewaesserschutz/fb/badegewaesser/doc/2295.php>, letzter Zugriff: August
- DICHTL, N., KOPP, J. (2001): *Entwässerbarkeit von Klärschlämmen*, 34. Essener Tagung, Schriftenreihe Gewässerschutz Wasser Abwasser (GWA) Bd. 184, Aachen
- HÜBNER, M. UND ROLFS, T. (2007): *Betriebserfahrungen mit den Membrankläranlagen Woffelsbach und Konzen*, Tagungsband zur 7. Aachener Tagung Wasser und Membranen, ISBN 3-86130-888-6, 30. und 31. Oktober 2007
- ITONAGA, T., KIMURA, K., WATANABE, Y. (2004): *Influence of suspension viscosity and colloidal particles on permeability of membrane used in membrane bioreactor (MBR)*. Water Science and Technology, 50 (12), 301-309
- KRAUSE, S. (2005): *Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelebungsanlagen*. Dissertation, TU Darmstadt, ISSN-Nr.:0721-5282
- KREUZINGER, N.; CLARA, M.; STRENN, B.; KROISS, H. (2003): *Relevance of the sludge retention time (SRT) as design criteria for waste water treatment plants for the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals from waste water*. Water Science and Technology, Vol. 50, No. 5, pp 149-156
- KROISS, H.; STRENN, B.; CLARA, M.; KREUZINGER, N. (2003): *VALIUM: Verhalten von bestimmten Arzneimittelrückständen, Industrie- und Umweltchemikalien in Membranbioreaktoren*, TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien
- KUBOTA (2006), Verfahrensanweisung für den Kubota-Filtrationstest, unbekannte Quelle
- KUCH, B., SCHNEIDER, C., METZGER, J.W. (2003): *Monitoring der Desinfektionsmittel Triclosan, Triclocarban und Hexachlorophen in Fließgewässern, Sedimenten, Klärschlämmen, Zu- und Abläufen von Kläranlagen*, Forschungsbericht FZKA-BWPLUS, Förderkennzeichen BWB 21009, März 2003

- KÜHN, W., BRÜß, U., PINNEKAMP, J., SCHÄPERS, D., THIEMIG, C. (2007): *Optimierung des Betriebes der Kläranlage Xanten-Vynen*, Schriftenreihe Gewässerschutz Wasser Abwasser (GWA) Bd. 210, ISBN 978-3-938996-16-4, Aachen, Oktober 2007
- KÜHN, W. (2006): *Erfahrungen mit der Membrankläranlage Xanten-Vynen*, BEW-Seminar „Membrankläranlagen“, Essen, 14.06.2006
- LANUV (2007): LANUV-Fachbericht 2: *Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie*. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen 2007, ISSN 1864-3930
- MIAO, X.-S., METCALFE, C. D. (2003): *Determination of Carbamazepine and its Metabolites in Aqueous Samples Using Liquid Chromatography-Electrospray Tandem Mass Spectrometry*. Analytical Chemistry, 75, S. 3731-3738
- RAUDIES, I., TACKE, D., THIEMIG, C., PINNEKAMP, J. (2007): *Beurteilung verschiedener Verfahren zur Bestimmung der Filtrationseigenschaften von belebten Schlämmen aus Membranbioreaktoren*, Tagungsband zur 7. Aachener Tagung Wasser und Membranen, ISBN 3-86130-888-6, 30. und 31. Oktober 2007
- ROSENBERGER, S., KRAUME, M. (2002): *Filterability of activated sludge in membrane bioreactors*. Desalination, 146, 373-379
- ROSENBERGER, S. (2003): *Charakterisierung von belebtem Schlamm in Membranbelebungsreaktoren zur Abwasserreinigung*. Dissertation, Technical University of Berlin, Institute for Chemical Engineering, VDI Reihe Nr. 796, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf
- SEYFRIED, A. (2002). *Bemessung von Membranbioreaktoren kommunaler Kläranlagen*. In: Proceedings of 35. Essener Tagung fuer Wasser- und Abfallwirtschaft, Dohmann, M. (ed.), Aachen, 2002, ISBN 3-932590-81-3
- TARNACKI, K., LYKO, S., WINTGENS, T., MELIN, T., NATAU, F. (2005): *Impact of extra-cellular polymeric substances on the filterability of activated sludge in membrane bioreactors for landfill leachate treatment*, Desalination 179, 181-190
- TERNES, T. (1998): *Occurrence of drugs in German sewage treatment plants an rivers*. Water Research 32, S. 3245-3260

- THIEMIG, C. PINNEKAMP, J. (2009): *Stickstoff-Stoßbelastungen bei kommunalen MBR – ein Praxisbeispiel*, Tagungsband zur 8. Aachener Tagung Wasser und Membranen, Aachen, 27.-28. Oktober 2009
- THIEMIG, C., PINNEKAMP, J., SCHUBERT, M., FABER, M. (2008): *Modeling of a Membrane Bioreactor using Bayesian Probabilistic Networks*, Proceedings of IWA Regional Conference for Membrane Technologies in Water and Waste Water Treatment, Moskau/Russland, 02.-04. Juni 2008
- THIEMIG, C., PINNEKAMP, J., KÜHN, W., SCHÄPERS, D., BRÜß, U. (2008): *Development of Design Criteria for municipal Membrane Bioreactors by a detailed Evaluation of Critical Load Situations*, Proceedings of IWA Membrane Conference “Design and operation of membrane plants for water, wastewater and industrial water”. Amsterdam/Niederlande, 01.-02. Oktober 2008
- TRINKWASSERVERORDNUNG 2001: http://bundesrecht.juris.de/trinkvw_2001/index.html letzter Zugriff: August 2009
- WETT, M. (2005): Foulingverhalten des Membranbelebungsverfahrens und Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit. Schriftenreihe des Fachbereichs Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Volume 24, ISBN 3-89958-160-1

Zeitlicher Ablauf des Vorhabens

2007

	KW	Betriebeinstellungen und besondere Vorkommnisse		Kommentar
		Straße 1	Straße 2	
01.01.07	1			Seit Inbetriebnahme bis Ende März 2007
08.01.07	2			Optimierung des Modulvergusses bei mehreren Modulen
15.01.07	3			
22.01.07	4			
29.01.07	5			
05.02.07	6			Ausschreibung Messtechnik
12.02.07	7			
19.02.07	8			
26.02.07	9			
05.03.07	10			Lieferung der Messtechnik
12.03.07	11			
19.03.07	12			
26.03.07	13			Installation der Messtechnik im Container in Aachen
02.04.07	14			
09.04.07	15			Testlauf Messcontainer in Aachen
16.04.07	16			26.04.07: Transport des Messcontainer nach Xanten
23.04.07	17			
30.04.07	18			
07.05.07	19			Herstellen der Anschlüsse und Versorgungsleitungen zum Messcontainer
14.05.07	20			
21.05.07	21			
28.05.07	22			Inbetriebnahme Messcontainer durch Hach-Lange
04.06.07	23			
11.06.07	24			
18.06.07	25			
25.06.07	26			
02.07.07	27			Beginn der offiziellen N-Messreihen
09.07.07	28			
16.07.07	29			
23.07.07	30			
30.07.07	31			
06.08.07	32			
13.08.07	33			
20.08.07	34			
27.08.07	35			
03.09.07	36			
10.09.07	37	11.09.07: erneuter Moduldefekt		
17.09.07	38	21.09.07: defektes Modul ausgetauscht 26.09.07: Schlamm egalisiert und Zulaufschiebertakt: 33:66		Spannungsschwankungen im Messcontainer. Am 21.09.07 Totalausfall
24.09.07	39	33% des Gesamtzulaufs	66% des Gesamtzulaufs	
01.10.07	40			
08.10.07	41			
15.10.07	42			
22.10.07	43			
29.10.07	44	02. und 09.11.07: Schlamm beider Straßen egalisiert		seit 02.11.07 Ablaufmessungen wieder in Betrieb
05.11.07	45	66% des Gesamtzulaufs	33% des Gesamtzulaufs	seit 09.11.07 Zuflussaufteilung 66:33
12.11.07	46			
19.11.07	47			
26.11.07	48			
03.12.07	49			
10.12.07	50			
17.12.07	51			seit 18.12.2008 Zulaufmessung mit neuem Filtrax statt defekter Filtersonde wieder in Betrieb
24.12.07	52			

Zeitlicher Ablauf des Vorhabens

2008

KW	Betriebeinstellungen und besondere Vorkommnisse		Kommentar
	Straße 1	Straße 2	
01.01.08	1	50% des Gesamtzulaufs	03.01.: wg. nachlassender Permeabilität in S1 Messreihe abgebrochen
07.01.08	2	50% des Gesamtzulaufs	
14.01.08	3		14.-24.01.: Einbau U-Rohre zur verbesserten konst. Probenahme
21.01.08	4		
28.01.08	5		
04.02.08	6		
11.02.08	7		
18.02.08	8		
25.02.08	9		
03.03.08	10		
10.03.08	11	Membranreinigungen	
17.03.08	12	Membranreinigungen	Membranreinigungen
24.03.08	13	Membranreinigungen; 26.03. Zugabe 40 kg MPE50 in Straße 2	Schlamm egalisiert
31.03.08	14		
07.04.08	15		
14.04.08	16		
21.04.08	17		
28.04.08	18		
05.05.08	19		
12.05.08	20		
19.05.08	21		
26.05.08	22	30.05.: Block 3 wg. Defekt ausgebaut	ein Block stillgelegt
02.06.08	23		02.06. in Situ Reinigung 03.06. Rückspülung wieder aktiviert
09.06.08	24		keine Filtration?
16.06.08	25	Schaumbildung in S2 ==> Abbruch der MPE Versuche	16.-17.06. keine Filtration in S2??
23.06.08	26		
30.06.08	27	Abschaltung einzelner Blöcke	Filtration über gesamte Fläche Umstellung Filtrationsregime
07.07.08	28		
14.07.08	29		
21.07.08	30		
28.07.08	31		
04.08.08	32		
11.08.08	33		
18.08.08	34		
25.08.08	35		28.08. ein Block defekt
01.09.08	36		02.09.: Membranschaden Bei MID Softwareupdate Überlastungsschaden von 2 Blöcken in S2
08.09.08	37		
15.09.08	38		
22.09.08	39		
29.09.08	40		Schrittweise Reduzierung des TS
06.10.08	41		
13.10.08	42		
20.10.08	43		
27.10.08	44		
03.11.08	45		
10.11.08	46		
17.11.08	47		
24.11.08	48		
01.12.08	49		
08.12.08	50		
15.12.08	51		16.12.: Rezi + 20m³/h Schlamm egalisiert nach Ende Probenahme
22.12.08	52		

Zeitlicher Ablauf des Vorhabens

2009

KW	Betriebeinstellungen und besondere Vorkommnisse		Kommentar
	Straße 1	Straße 2	
29.12.08	1		
05.01.09	2		
12.01.09	3		
19.01.09	4		
26.01.09	5		
02.02.09	6		
09.02.09	7		
16.02.09	8		
23.02.09	9		
02.03.09	10		
09.03.09	11		
16.03.09	12		
23.03.09	13		
30.03.09	14		
06.04.09	15		
13.04.09	16		
20.04.09	17		
27.04.09	18		
04.05.09	19		
11.05.09	20	12.05.: Membranreinigungen	Probenahme zur AOX-Analytik
18.05.09	21		18.05.: Membranreinigungen
25.05.09	22		Probenahme zur AOX-Analytik
01.06.09	23	Ende des Forschungsvorhabens	
08.06.09	24		
15.06.09	25		
22.06.09	26		
29.06.09	27		
06.07.09	28		
13.07.09	29		
20.07.09	30		
27.07.09	31		
03.08.09	32		
10.08.09	33		
17.08.09	34		
24.08.09	35		
31.08.09	36		
07.09.09	37		
14.09.09	38		
21.09.09	39		
28.09.09	40		
05.10.09	41		
12.10.09	42		
19.10.09	43		
26.10.09	44		
02.11.09	45		
09.11.09	46		
16.11.09	47		
23.11.09	48		
30.11.09	49		
07.12.09	50		
14.12.09	51		
21.12.09	52		
28.12.09	53		

Kenndaten (aus Monatsdatensätzen) zum Betrieb beider Straßen des MBR

	Straße 1										Straße 2										
	Zulauf NH4-N [mg/l]	Q, filt [m³/h]	TMP [mbar]	Membranfil [%]	Perm m³·h⁻¹·bar	Q, rezi [m³/h]	TS [g/l]	Temp [°C]	O₂ [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NOx-N [mg/l]	Q, filt [m³/h]	TMP [mbar]	Membranfil [%]	Perm m³·h⁻¹·bar	Q, rezi [m³/h]	TS [g/l]	Temp [°C]	O₂ [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NOx-N [mg/l]
Summe	7928						297					7011					299				
Mittelwert	38	5				11	19,1		0,3	13,2		0				12	19,3		0,5	14,0	
Median	41	9				12	19,2		0,1	12,9		0				12	19,4		0,1	14,6	
80-Perzentil	58	17				12	20,3		0,3	19,8		16				13	20,6		0,5	18,7	
90-Perzentil	65	18				13	20,5		0,8	20,8		16				14	20,7		1,0	20,3	
95-Perzentil	71	19				13	20,6		0,8	21,3		17				14	21,1		2,8	20,3	
Maximum	111	20				14	21,3		10,1	22,9		19				15	21,3		9,5	20,8	
Minimum	0	0				9	16,7		0,0	2,5		0				8	16,7		0,0	0,7	
Summe	6144					318	314					5625				318	310				
Mittelwert	45	8				12	20,2		0,3	16,5		8				12	20,0		0,2	16,8	
Median	49	8				12	20,2		0,1	18,3		7				11	20,2		0,1	18,5	
80-Perzentil	65	13				13	20,6		0,2	20,5		12				13	20,8		0,2	20,0	
90-Perzentil	73	16				13	21,0		0,5	21,1		14				14	21,0		0,4	20,3	
95-Perzentil	80	18				13	21,7		0,9	21,6		16				14	22,3		0,6	20,4	
Maximum	115	20				15	23,5		7,5	22,3		19				15	24,5		5,6	20,6	
Minimum	0	0				9	18,7		0,0	2,5		0				8	13,8		0,0	1,0	
Summe	4091											4390				4146					
Mittelwert	39	6				8	18,9		0,2	15,7		6				12	19,04		0,3	17	
Median	41	5				9	18,9		0,0	18,2		5				12	19,15		0,0	20	
80-Perzentil	60	9				11	19,9		0,1	21,1		9				20	20,02		0,2	20	
90-Perzentil	75	12				12	20,2		0,2	21,5		14				20	20,42		0,4	20	
95-Perzentil	83	16				13	20,2		0,6	21,7		16				21	20,86		1,2	20	
Maximum	159	19				14	20,5		8,7	30,7		20				16	21,40		5,6	21	
Minimum	0	0				0	16,6		0,0	1,4		0				2	17,40		0,0	2	
Summe	3480											4307									
Mittelwert	16											7									
Median	5											6									
80-Perzentil	8											10									
90-Perzentil	12											14									
95-Perzentil	15											17									
Maximum	19											20									
Minimum	0											0									
Summe	6817					12809						3482				6879					
Mittelwert	9	92	0,82	132		12	13,3		0,3	18,1		5	39	0,51	244	10	12	13,7		0,2	17,6
Median	9	76	0,90	138		18	12,9		0,1	19,2		4	34	0,45	230	8	11	12,9		0,2	18,7
80-Perzentil	14	191	1,00	184		26	13	14,5	0,3	21,7		7	67	0,83	375	15	13	14,9		0,3	20,1
90-Perzentil	15	192	1,00	195		26	14	15,8	0,5	22,2		8	78	1,00	403	18	14	16,5		0,3	20,3
95-Perzentil	17	198	1,00	399		26	14	16,0	0,9	22,7		9	163	1,00	542	26	15	16,6		0,4	20,7
Maximum	19	149	1,00	169		26	15	16,1	5,7	25,6		20	56	0,64	332	14	16	19,6		5,3	21,6
Minimum	0	-43	0,24	13		0	10	11,2	0,0	4,6		0	0	0,00	10	9	11,5		0,0	0,1	
Summe	7303											3922									
Mittelwert	48	11				13	11,5		2,9	12,7		6				12	11,2		0,2	15,0	
Median	48	10				13	11,8		0,3	14,1		5				11	11,2		0,1	17,0	
80-Perzentil	56	17				14	11,9		4,8	19,1		8				11	11,8		0,2	19,0	
90-Perzentil	60	17				15	11,9		12,2	20,2		9				13	12,0		0,3	19,6	
95-Perzentil	65	17				15	12,1		16,2	20,8		10				13	12,2		0,4	19,9	
Maximum	80	18				16	12,6		26,0	21,7		19				14	12,5		6,0	21,2	
Minimum	24	0				10	10,6		0,0	0,5		0				10	9,9		0,0	0,3	
Summe	6755											6419									
Mittelwert	39	9	94	0,88	119	17	10,9		3,8	11,3		9	44	0,65	295	16	12	11,0		4,0	0,7
Median	42	8	78	1,00	123	17	10,9		3,7	12,4		8	40	0,66	289	16	12	11,0		3,5	0,2
80-Perzentil	53	14	173	1,00	143	26	11,3		6,2	14,8		15	57	0,84	350	26	13	11,6		6,3	0,7
90-Perzentil	57	16	189	1,00	155	26	11,7		7,3	14,4		14	69	0,84	386	26	14	11,8		7,4	1,3
95-Perzentil	60	16	190	1,00	172	26	11,9		7,9	10,3		15	72	0,84	415	26	15	12,0		8,0	3,0
Maximum	78	17	223	1,00	391	26	12,1		9,6	31,1		19	106	1,00	538	26	15	12,2		9,9	28,1
Minimum	0	0	1	0,00	0	0	8,7		0,0	0,4		0	5	0,00	0	9	7,4		0,2	0,0	4,4

Kenndaten (aus Monatsdatensätzen) zum Betrieb beider Straßen des MBR

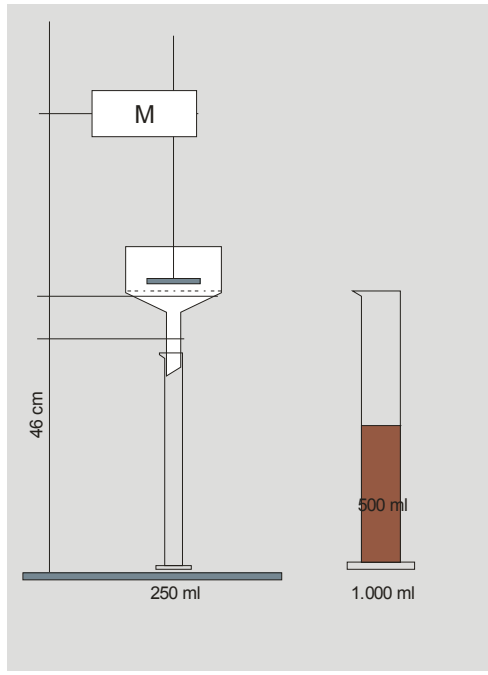
Straße 1												Straße 2											
Zulauf	Q	TMP	Membranfil	Perm	Q_rezi	TS	Temp	O ₂	NH4-N	NOx-N	Q_filt	TMP	Membranfil	Perm	Q_rezi	TS	Temp	O ₂	NH4-N	NOx-N			
[mg/l]	[m³/h]	[mbar]	[%]	[m³/h·bar]	[m³/h]	[g/l]	[°C]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[m³/h]	[mbar]	[%]	[m³/h·bar]	[m³/h]	[g/l]	[°C]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]			
Summe	5233	79	0,82	125	14	11	10,6	5,4	1,9	10,2	4953	49	0,60	235	14	12	11,0	3,4	0,6	10,7			
Mittelwert	9	64	0,86	131	14	12	10,7	5,4	0,3	10,5	6	45	0,57	240	13	12	11,0	2,7	0,3	10,7			
Median	45	96	1,00	146	20	13	11,4	8,2	2,0	11,1	9	55	0,80	266	18	13	11,8	4,9	0,5	11,2			
80-Perzentil	55	189	1,00	154	26	14	11,6	9,9	5,1	11,2	14	71	0,84	278	26	14	12,0	6,6	0,9	11,5			
90-Perzentil	64	191	1,00	162	26	14	11,7	10,5	8,4	12,1	15	77	0,84	289	26	14	12,2	7,5	2,6	12,7			
Maximum	93	219	1,00	245	26	16	12,2	12,9	34,8	19,6	19	209	1,00	682	26	14	12,5	11,9	12,4	13,6			
Minimum	0	4	0,24	0	0	2	4,8	0,0	0,0	0,0	0	0	0,24	0	0	9	7,3	1,0	0,0	2,2			
Summe	5916	81	0,77	138	15	11	10,9	4,6	1,5	13,0	5490	62	0,67	179	14	11	11,1	3,7	0,8	8,9			
Mittelwert	40	8	0,85	128	14	11	11,1	4,7	0,4	12,0	6	52	0,65	190	12	12	11,3	3,2	0,3	9,4			
Median	41	75	1,00	167	26	12	11,5	6,7	2,6	17,9	12	94	1,00	220	25	12	11,6	5,9	0,7	9,7			
80-Perzentil	56	122	1,00	201	26	13	11,6	8,0	5,2	19,6	16	123	1,00	233	26	13	11,8	6,9	1,5	9,8			
90-Perzentil	61	173	1,00	215	26	13	11,8	8,9	6,9	21,2	17	138	1,00	243	26	13	12,0	7,4	4,1	10,0			
Maximum	66	211	1,00	246	26	13	11,8	12,8	13,3	25,2	21	134	1,00	355	26	13	12,6	11,8	12,0	10,2			
Minimum	114	20	0,00	0	0	9	6,2	0,0	0,0	0,0	0	2	0,19	0	0	9	5,0	0,3	0,0	2,5			
Summe	5312	80	0,65	141	14	12	12,6	1,4	0,9	12,0	4729	89	0,62	121	13	12	13,0	2,7	0,8	6,7			
Mittelwert	49	6	0,59	144	13	12	12,1	0,7	0,4	11,4	6	88	0,54	118	11	12	12,7	2,1	0,3	8,6			
Median	51	74	0,86	159	18	13	13,9	2,4	1,3	16,7	8	104	0,85	147	16	13	14,3	4,3	0,7	9,0			
80-Perzentil	59	87	1,00	173	26	13	14,4	4,3	2,7	18,8	13	139	1,00	168	26	13	14,8	5,4	2,2	9,1			
90-Perzentil	64	137	1,00	192	26	14	14,6	5,8	3,2	19,7	16	156	1,00	179	26	13	15,2	5,9	4,7	9,2			
Maximum	72	178	1,00	253	26	16	15,3	8,7	13,6	22,0	17	203	1,00	264	26	15	16,2	8,9	12,9	9,4			
Minimum	156	19	0,00	0	0	9	10,0	0,0	0,0	1,5	0	10	0,20	4	0	9	10,1	0,2	0,0	0,0			
Summe	4600	83	0,57	129	12	12	17,2	1,3	1,2	14,6	3852	82	0,54	119	10	12	17,7	1,4	0,7	13,5			
Mittelwert	6	73	0,63	135	11	12	17,8	1,0	0,2	15,1	5	79	0,49	120	10	12	17,8	1,2	0,2	13,0			
Median	60	92	0,76	166	16	13	18,1	2,1	0,4	20,3	7	107	0,78	151	14	13	18,7	2,0	0,9	20,7			
80-Perzentil	69	145	1,00	178	26	13	18,0	2,7	3,9	21,2	12	119	0,84	175	23	13	19,2	3,0	2,4	22,3			
90-Perzentil	77	169	1,00	185	26	14	19,3	3,6	7,1	22,3	13	131	1,00	185	26	13	19,4	4,3	4,3	23,3			
Maximum	85	179	1,00	239	26	19	20,3	6,2	13,4	23,4	16	204	1,00	239	26	14	20,6	8,9	10,4	25,2			
Minimum	4	7	0,05	0	0	8	14,6	0,0	0,0	0,1	0	5	0,00	0	0	9	15,1	0,2	0,0	0,0			
Summe	2134	326	0,59	215	12	11	20,3	3,6	0,1	18,9	2336	28	0,57	215	10	12	20,7	3,1	0,2	16,4			
Mittelwert	57	4	0,65	210	9	11	20,3	3,4	0,0	20,2	4	19	0,62	224	8	11	20,7	2,7	0,2	17,3			
Median	62	3	0,75	297	26	12	20,9	5,1	0,1	23,0	6	46	0,75	287	19	13	21,6	4,3	0,3	20,2			
80-Perzentil	69	5	0,85	356	26	13	21,4	6,3	0,2	23,8	6	56	0,85	312	26	14	22,1	5,3	0,3	21,9			
90-Perzentil	81	13	0,85	391	26	13	21,6	7,1	0,4	24,2	12	82	0,85	329	26	14	22,4	5,8	0,6	22,9			
Maximum	114	19	1,00	566	26	13	22,6	8,9	5,6	26,5	19	114	1,00	538	26	14	23,4	7,0	3,6	24,7			
Minimum	6	0	0,00	0	0	10	18,5	0,0	0,0	0,0	0	1	0,00	0	0	10	18,6	0,2	0,0	5,3			
Summe	5335	406	0,58	307	13	12	20,6	2,6	0,1	19,1	4817	24	0,80	323	12	12	20,8	3,1	0,3	17,0			
Mittelwert	49	7	0,52	310	11	12	20,4	2,4	0,0	21,3	7	16	0,86	312	10	12	20,7	3,2	0,2	18,6			
Median	56	5	0,84	365	25	13	21,3	3,5	0,1	24,1	5	47	0,86	388	24	12	21,8	4,3	0,3	21,7			
80-Perzentil	67	12	0,84	399	26	13	22,6	4,6	0,2	24,8	12	62	0,86	436	26	13	22,4	4,8	0,3	22,7			
90-Perzentil	78	17	0,91	436	26	13	22,8	5,6	0,3	25,3	16	70	0,92	479	26	13	23,2	5,1	0,4	23,0			
Maximum	111	20	1,00	529	26	14	23,3	7,4	2,0	26,3	19	113	1,00	1032	26	14	23,9	6,3	3,8	23,9			
Minimum	3	0	0,25	10	0	10	18,7	0,0	0,0	2,8	0	0	0,25	42	0	8	18,8	0,1	0,2	5,3			
Summe	4914	406	0,57	248	13	12	20,9	2,7	0,3	20,2	4492	40	0,79	179	12	12	21,4	3,5	0,3	17,6			
Mittelwert	53	7	0,51	248	11	12	21,1	2,3	0,1	22,0	6	40	0,86	173	10	12	21,4	3,6	0,2	20,7			
Median	59	6	0,64	321	21	13	21,5	3,6	0,2	23,6	5	28	0,86	227	18	13	22,1	4,5	0,3	22,6			
80-Perzentil	68	10	0,84	363	26	13	21,9	4,9	0,5	24,3	9	68	0,86	258	26	13	22,6	5,0	0,4	23,3			
90-Perzentil	74	15	0,84	400	26	14	22,2	6,1	1,4	24,7	14	96	0,86	278	26	14	23,2	5,4	0,4	23,7			
Maximum	81	17	0,88	400	26	14	22,2	6,1	1,4	24,7	15	123	0,97	278	26	14	23,2	5,4	0,4	23,7			
Minimum	114	18	1,00	1205	26	14	23,0	8,3	4,4	25,8	17	166	1,00	568	26	14	24,2	6,3	3,4	24,4			
Summe	4914	406	0,25	10	0	10	18,2	0,1	0,0	4,8	0	0	0,25	0	0	9	18,3	0,2	0,1	0,0			
Mittelwert	49	7	0,58	307	13	12	20,6	2,6	0,1	19,1	0	24	0,80	323	12	12	20,8	3,1	0,3	17,0			
Median	56	5	0,84	365	25	13	21,3	3,5	0,1	24,1	5	16	0,86	312	10	12	20,7	3,2	0,2	18,6			
80-Perzentil	67	12	0,84	399	26	13	22,6	4,6	0,2	24,8	12	47	0,86	388	24	12	21,8	4,3	0,3	21,7			
90-Perzentil	78	17	0,91	436	26	13	22,8	5,6	0,3	25,3	16	70	0,92	479	26	13	23,2	5,1	0,4	23,0			
Maximum	111	20	1,00	529	26	14	23,3	7,4	2,0	26,3	19	113	1,00	1032	26	14	23,9	6,3	3,8	23,9			
Minimum	3	0	0,25	10	0	10	18,7	0,0	0,0	2,8	0	0	0,25	42	0	8	18,8	0,1	0,2	5,3			

Kenndaten (aus Monatsdatensätzen) zum Betrieb beider Straßen des MBR

	Zulauf							Straße 1							Straße 2						
	NH4-N [mg/l]	Q_fit [m³/h]	TMP [mbar]	Membranfil [%]	Perm l m²·h·bar	Q_rezi [m³/h]	TS [g/l]	Temp [°C]	O₂ [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NOx-N [mg/l]	Q_fit [m³/h]	TMP [mbar]	Membranfil [%]	Perm l m²·h·bar	Q_rezi [m³/h]	TS [g/l]	Temp [°C]	O₂ [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NOx-N [mg/l]
Sep 08	Summe	3397	360	380	360	11	12	19,6	3,2	0,5	18,9	43	164	164	2382	3	12	20,0	3,9	0,3	18,2
	Mittelwert	6	32	0,59	282	1,1	12	19,6	3,2	0,5	18,9	37	0,48	161	3	12	19,9	4,2	0,1	19,8	
	Median	5	34	0,56	284	1,1	12	19,5	2,5	0,2	20,6	46	0,65	146	0	12	20,5	5,4	0,2	22,4	
	80-Perzentil	65	43	0,84	338	16	13	20,3	4,2	0,5	22,9	56	0,86	212	7	12	20,8	6,3	0,4	22,4	
	90-Perzentil	70	10	49	357	20	10	21,0	8,9	0,1	23,9	89	0,66	308	10	13	21,5	6,3	0,4	22,4	
	95-Perzentil	77	16	71	1,00	370	26	21,3	9,3	2,1	24,5	112	0,66	354	14	13	22,2	7,1	0,7	22,7	
	Maximum	104	20	1,04	546	26	15	22,4	9,4	4,8	43,8	195	0,75	592	21	14	23,2	7,2	1,5	23,7	
	Minimum	0	0	0,00	7	0	9	17,3	0,1	0,0	2,4	0	0,13	1	0	10	17,5	0,2	0,0	0,2	
Ok1 08	Summe	3158	6	54	203	12	12	18,2	3,9	0,2	15,7	51	0,54	203	12	12	16,3	5,9	0,1	16,6	
	Mittelwert	50	6	0,49	213	10	10	18,5	3,4	0,0	19,9	47	0,49	213	10	10	16,6	6,0	0,0	17,9	
	Median	55	47	0,76	236	18	18	18,7	5,9	0,1	22,5	56	0,76	236	18	18	16,8	6,8	0,0	20,0	
	80-Perzentil	64	8	100	0,84	245	28	18,8	6,8	0,3	23,3	100	0,84	245	28	18	16,9	8,0	0,1	20,7	
	90-Perzentil	69	17	113	0,84	252	28	18,8	7,3	0,6	23,7	113	0,84	252	28	17	17,0	8,0	0,2	21,5	
	95-Perzentil	74	17	113	1,05	438	28	18,8	8,9	0,8	24,7	113	1,05	438	28	17	17,0	8,0	0,2	21,5	
	Maximum	102	20	1,02	438	28	20	18,8	8,9	0,8	24,7	113	1,05	438	28	17	17,0	8,0	0,2	21,5	
	Minimum	0	0	0,24	9	0	0	14,6	0,8	0,0	0,0	0	0,24	9	0	14,7	2,2	0,0	0,0	3,9	
Nov 08	Summe	6149	6	73	124,7	16,3	16,3	13,5	3,3	0,6	13,4	69,4	0,73	124,7	16,3	16,3	13,7	7,2	0,1	14,5	
	Mittelwert	42,7	6	99,4	0,82	14,6	14,6	14,1	2,8	0,1	15,1	7,9	0,82	14,6	14,6	14,6	14,2	7,1	0,0	15,6	
	Median	43,6	7,3	175,6	1,00	193,3	25,8	15,0	5,7	0,3	20,2	12,9	1,00	193,3	25,8	25,8	15,5	8,3	0,0	20,4	
	80-Perzentil	59,9	15,1	193,1	1,00	190,8	26,0	15,3	6,8	1,1	22,4	15,1	1,00	190,8	26,0	26,0	15,9	8,9	0,0	21,6	
	90-Perzentil	65,1	16,6	193,8	1,00	197,2	28,0	15,4	7,9	5,0	23,0	16,6	1,00	197,2	28,0	28,0	16,2	9,1	0,1	22,8	
	95-Perzentil	92,9	0,0	244,2	1,00	513,9	26,0	15,7	9,5	11,8	35,3	0,0	244,2	26,0	26,0	15,7	9,5	9,5	4,7	24,6	
	Maximum	2,6	0,0	0,0	0,24	1,8	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,24	1,8	0,0	9,1	0,0	0,4	0,0	0,0	
Dec 08	Summe	47,5	550	69,8	0,88	120,2	10,68	11,8	5,6	0,2	15,0	69,8	0,88	120,2	10,68	10,68	11,1	6,1	0,2	18,7	
	Mittelwert	47,5	6,9	69,8	0,88	120,2	13,3	12,0	5,9	0,1	16,0	6,9	0,88	120,2	13,3	13,3	11,2	6,3	0,0	19,2	
	Median	48,6	8,8	100,5	1,00	164,1	17,7	12,8	7,7	0,2	20,6	8,8	1,00	164,1	17,7	17,7	11,9	7,2	0,0	22,1	
	80-Perzentil	60,5	11,4	174,0	1,00	190,5	22,7	13,2	8,6	0,4	22,6	11,4	1,00	190,5	22,7	22,7	12,2	7,7	0,2	23,1	
	90-Perzentil	65,1	16,1	184,6	1,00	221,9	26,0	13,3	12,4	0,5	23,5	16,1	1,00	221,9	26,0	26,0	12,3	8,0	1,2	23,7	
	95-Perzentil	69,4	16,8	196,5	1,00	290,2	26,0	13,8	12,8	11,1	32,2	16,8	1,00	290,2	26,0	26,0	13,5	8,7	6,9	24,9	
	Maximum	105,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,6	9,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,4	9,4	0,3	0,0	7,5	
	Minimum	2,9	0,0	0,0	0,24	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,24	0,0	0,0	7,4	9,4	0,3	0,0	7,5	
Jan 09	Summe	45,3	461	93,5	0,89	102,6	102,6	8,8	6,6	0,1	11,8	93,5	0,89	102,6	102,6	102,6	8,8	6,3	0,2	16,8	
	Mittelwert	45,3	8,6	60,8	0,86	47,4	8,6	9,0	6,8	0,0	11,5	8,6	0,86	47,4	8,6	8,6	8,9	6,4	0,0	15,8	
	Median	47,8	6,6	60,8	0,86	47,4	6,6	9,0	6,8	0,0	11,5	6,6	0,86	47,4	6,6	6,6	9,4	7,4	0,0	19,4	
	80-Perzentil	59,6	15,2	189,7	1,00	100,0	15,2	9,5	8,5	0,1	15,3	15,2	1,00	100,0	15,2	15,2	9,4	7,4	0,0	20,9	
	90-Perzentil	64,4	15,6	191,4	1,00	64,4	15,6	9,8	9,3	0,2	17,4	15,6	1,00	64,4	15,6	15,6	9,6	7,9	0,1	21,9	
	95-Perzentil	69,5	15,7	192,3	1,00	69,5	15,7	9,9	9,8	0,6	18,8	15,7	1,00	69,5	15,7	15,7	9,7	8,2	0,7	22,8	
	Maximum	99,4	16,8	193,5	1,00	99,4	16,8	10,3	11,6	3,3	22,2	16,8	1,00	99,4	16,8	16,8	10,3	9,2	9,5	23,9	
	Minimum	6,1	0,0	0,0	0,25	0,0	0,0	7,0	0,1	0,0	3,9	0,0	0,25	0,0	0,0	7,4	6,9	0,3	0,0	6,0	
Feb 09	Summe	45,3	461	93,5	0,89	102,6	102,6	8,8	6,6	0,1	11,8	93,5	0,89	102,6	102,6	102,6	8,8	6,3	0,2	16,8	
	Mittelwert	45,3	8,6	60,8	0,86	47,4	8,6	9,0	6,8	0,0	11,5	8,6	0,86	47,4	8,6	8,6	8,9	6,4	0,0	15,8	
	Median	47,8	6,6	60,8	0,86	47,4	6,6	9,0	6,8	0,0	11,5	6,6	0,86	47,4	6,6	6,6	9,4	7,4	0,0	19,4	
	80-Perzentil	59,6	15,2	189,7	1,00	100,0	15,2	9,5	8,5	0,1	15,3	15,2	1,00	100,0	15,2	15,2	9,4	7,4	0,0	20,9	
	90-Perzentil	64,4	15,6	191,4	1,00	64,4	15,6	9,8	9,3	0,2	17,4	15,6	1,00	64,4	15,6	15,6	9,6	7,9	0,1	21,9	
	95-Perzentil	69,5	15,7	192,3	1,00	69,5	15,7	9,9	9,8	0,6	18,8	15,7	1,00	69,5	15,7	15,7	9,7	8,2	0,7	22,8	
	Maximum	99,4	16,8	193,5	1,00	99,4	16,8	10,3	11,6	3,3	22,2	16,8	1,00	99,4	16,8	16,8	10,3	9,2	9,5	23,9	
	Minimum	6,1	0,0	0,0	0,25	0,0	0,0	7,0	0,1	0,0	3,9	0,0	0,25	0,0	0,0	7,4	6,9	0,3	0,0	6,0	
Mz 09	Summe	52,5	461	93,5	0,89	102,6	102,6	8,8	6,6	0,1	11,8	93,5	0,89	102,6	102,6	102,6	8,8	6,3	0,2	16,8	
	Mittelwert	52,5	8,4	60,8	0,86	47,4	8,4	9,0	6,8	0,0	11,5	8,4	0,86	47,4	8,4	8,4	8,9	6,4	0,0	15,8	
	Median	55,2	6,6	60,8	0,86	47,4	6,6	9,0	6,8	0,0	11,5	6,6	0,86	47,4	6,6	6,6	9,4	7,4	0,0	19,4	
	80-Perzentil	68,2	15,2	189,7	1,00	100,0	15,2	9,5	8,5	0,1	15,3	15,2	1,00	100,0	15,2	15,2	9,4	7,4	0,0	20,9	
	90-Perzentil	73,4	15,6	191,4	1,00	64,4	15,6	9,8	9,3	0,2	17,4	15,6	1,00	64,4	15,6	15,6	9,6	7,9	0,1	21,9	
	95-Perzentil	86,4	15,7	192,3	1,00	69,5	15,7	9,9	9,8	0,6	18,8	15,7	1,00	69,5	15,7	15,7	9,7	8,2	0,7	22,8	
	Maximum	549,6	16,8	193,5	1,00	99,4	16,8	10,3	11,6	3,3	22,2	16,8	1,00	99,4	16,8	16,8	10,3	9,2	9,5	23,9	
	Minimum	5,2	0,0	0,0	0,25	0,0	0,0	7,0	0,1	0,0	3,9	0,0	0,25	0,0	0,0	7,4	6,9	0,3	0,0	2,7	
Apr 09	Summe	65,1	461	93,5	0,89	102,6	102,6	8,8	6,6	0,1	11,8	93,5	0,89	102,6	102,6	102,6	8,8	6,3	0,2	16,8	
	Mittelwert	65,1	8,5	60,8	0,86	47,4	8,5	9,0	6,8	0,0	11,5	8,5	0,86	47,4	8,5	8,5	8,9	6,4	0,0	15,8	
	Median	65,6	6,6	60,8	0,86	47,4	6,6	9,0	6,8	0,0	11,5	6,6	0,86	47,4	6,6	6,6	9,4	7,4	0,0	19,4	
	80-Perzentil	79,1	15,2	189,7	1,00	100,0	15,2	9,5													

Verfahrensanweisung zur Bestimmung des Schlammfiltrationsindex SFI

Aufbau:



Materialbedarf:

- 1 Antrieb: Motorleistung ca. 105/30 W
verstellbare Umdrehungszahl
- 1 Filternutsche für Filter mit \varnothing 150 mm
(hier verwendet: Büchner-Trichter)
Inhalt 1250 ml, Porzellan, weiß glasiert
- 1 Messzylinder, Inhalt 1000 ml
- 1 Messzylinder, Inhalt 250 ml
- 1 Flügelrührer: Stange (\varnothing 7 mm, Höhe 400
mm), Flügelrührer (Höhe ca. 10 mm,
Durchmesser 90-120 mm)
- 1 Stativ, Höhe 1 m
- 3 Haltestangen zur Fixierung des Antriebs
und der Filternutsche (oben mit
kreisförmigem Ende \varnothing 140 mm, unten als
Zange mit feststellbarem Ende)
- 3 Feststellschrauben
- Stoppuhr

Erforderliches Schlammprobenvolumen:

ca. 600 ml

Filterpapier: \varnothing 150 mm, MN 85/70
(Schwarzband)

Durchführung:

- Filterpapier (glatte Seite oben) in die Filternutsche einlegen
- Leeren 250ml-Messzylinder unter den Trichter stellen
- Rührerflügel knapp (1-3 mm) über dem Filterpapier feststellen, Antrieb mit einer Drehzahl von 40 min^{-1} einschalten
- Schlammprobe gut durchmischen und auf 20°C temperieren (z.B. durch warmes Wasserbad)
- 500 ml der Schlammprobe in Messzylinder füllen; mit verbleibender Probenmenge Trockenrückstand TR bestimmen
- 500ml-Probe zügig in Filternutsche gießen
- Stoppuhr starten bei Erreichen der 100 ml Markierung; Stoppuhr anhalten bei Erreichen der 150 ml Markierung

Der SFI errechnet sich aus der gemessenen Zeit Δt [sec] dividiert durch den Trockenrückstand der Schlammprobe TR [%].

$$SFI = \frac{\Delta t}{TR} \left[\frac{s}{\%TR} \right]$$

„guter Schlamm“: SFI <50,

„schlechter Schlamm“: SFI >100

Bemerkung: Die Probenahme sollte erst kurz vor der Analyse stattfinden!