

Weitergehende Reinigung in kommunalen Kläranlagen mittels MBR-Technologie



Abschlussbericht

für das



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

Förderkennzeichen: AZ IV – 9 – 042 IA5

Projektpartner:

- Erftverband (Bergheim)
- Koch Membrane Systems GmbH, Aachen
- Wasserverband Eifel-Rur (WVER), Düren

Aachen, im Oktober 2008



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:

„Weitergehende Reinigung in kommunalen Kläranlagen mittels MBR-Technologie“

AZ IV-9-042-1A5

für das



Aachen, im Oktober 2008

Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp
(Projektleiter)

Projektpartner

Partner

Bearbeiter

Antragsteller – wissenschaftliche Leitung



Institut für Siedlungswasserwirtschaft
der RWTH Aachen
Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp
Mies-van-der-Rohe-Str. 1
52074 Aachen

Dipl.-Ing. S. Grinwis
Dipl.-Ing. C. Keysers
Dipl.-Biol. C. Cramer
Dr.-Ing. D. Montag
Dr.-Ing. H. Herbst

Kommunale Kooperationspartner



Erftverband
Paffendorfer Weg 42
50126 Bergheim

Dipl.-Ing. C. Brepols
Dipl.-Ing. H. Schäfer



Wasserverband Eifel-Rur
Eisenbahnstraße
52353 Düren

Dipl.-Biol. E. Brands
Dipl.-Ing. T. Rolfes

Industrielle Kooperationspartner



DHV Water BV
Laan 1914 No 35
P.O. Box 1132
NL-3800 BC Amersfoort

Dipl. Ing. A. v. Bentem
Dipl.-Ing. H. v. d. Roest



Koch Membrane Systems GmbH
Kackertstr. 10
52072 Aachen

Dr.-Ing. K. Voßenkaul
D. Volmering



Tuttahs & Meyer
Bismarckstraße 2-8
52066 Aachen

Dipl.-Ing. D. Loch

Kapitel	Autoren
1	Dipl.-Ing. C. Keysers (ISA)
2	Dipl.-Ing. C. Keysers (ISA)
3	Dipl.-Ing. S. Grinwis (ISA)
4	Dipl.-Ing. S. Grinwis (ISA)
5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5	Dipl.-Ing. S. Grinwis (ISA) Dipl.-Biol. C. Cramer (ISA)
5.6	D. Volmering (KMS) Dr.-Ing. K. Voßenkaul (KMS)
6.1, 6.2, 6.3, 6.4, 6.5	Dipl.-Ing. S. Grinwis (ISA) Dipl.-Ing. C. Keysers (ISA)
6.6	D. Volmering (KMS) Dr.-Ing. K. Voßenkaul (KMS)
7	D. Volmering (KMS) Dr.-Ing. K. Voßenkaul (KMS)
8	Dipl.-Ing. C. Brepols (Erftverband)

Inhalt

1	Vorwort	1
2	Zusammenfassung	3
3	Veranlassung	8
4	Kenntnisstand	10
4.1	Membrantechnik in der kommunalen Abwasserreinigung	10
4.1.1	Grundlagen der Membranverfahren	12
4.1.2	Membranfouling – Ursachen und Gegenmaßnahmen	21
4.1.3	Reduzierung des Foulingpotentials durch eine optimierte biologische Reinigungsstufe.....	26
4.2	Pharmazeutika im aquatischen System.....	27
4.2.1	Human- und Veterinärpharmaka: Indikationsgruppen.....	27
4.2.2	Verbleib von Arzneimitteln in aquatischen Systemen.....	29
4.2.3	Belastung kommunaler Kläranlagenabläufe und Fließgewässer	32
4.2.4	Verhalten von Arzneimitteln in Kläranlagen.....	36
4.2.5	Spurenstoffnachweis in Umweltproben (substanzspezifische Analytik)	41
5	Untersuchungen und Methoden	42
5.1	Membranversuchsanlage Simmerath	42
5.2	Membranteststand Eilendorf.....	53
5.3	Substanzspezifische Analytik von Spurenstoffen in Abwässern.....	55
5.3.1	Probenaufbereitung zur substanzspezifische Bestimmung von Spurenstoffen aus Abwässern.....	56
5.3.2	Nachweismethoden zur Erkennung und zur Identifikation unpolarer und polarer Spurenstoffe aus Abwässern	56
5.4	Schlammuntersuchungen	58
5.4.1	CST-Messung - Capillary Suction Time (kapillare Fließzeit)	58
5.4.2	Schlammvolumenindex	61
5.4.3	Viskosität des belebten Schlammes.....	61
5.4.4	Mikroskopisches Bild	61
5.4.5	Kinetische und stöchiometrische Parameter des belebten Schlammes	64
5.4.6	Nitrifikationsleistungstests	66
5.5	Optimierung der biologischen Reinigungsstufe	67

5.5.1	Simulationsstudie zur Erarbeitung von Maßnahmen zum Erreichen der MTR-Qualität	67
5.5.2	Untersuchungen zum Anlagenverhalten bei kritischen Belastungszuständen	71
5.6	Membranentwicklung und Betriebsoptimierung.....	78
5.6.1	Entwicklung und Untersuchung einer Membran mit geringer Trenngrenze	78
5.6.2	Optimierung des Lufteintrags	79
5.6.3	Optimierung des Verschlammungs- und Verzopfungsverhaltens	79
6	Ergebnisse	84
6.1	Zuflussbedingungen	84
6.1.1	Hydraulik.....	84
6.1.2	Stoffliche Belastung.....	88
6.2	Beurteilung der Reinigungsleistung	93
6.2.1	Kohlenstoffelimination	93
6.2.2	Stickstoffelimination.....	94
6.2.3	Phosphorelimination.....	101
6.3	Spurenstoffanalytik	104
6.4	Schlammuntersuchungen	108
6.4.1	Mikroskopisches Bild	108
6.4.2	Nitrifikationsleistungstests	117
6.4.3	Kinetische und stöchiometrische Parameter des belebten Schlammes	118
6.4.4	Entwässerungseigenschaften.....	121
6.5	Optimierung der biologischen Reinigungsstufe	127
6.5.1	Simulationsstudie zur Erarbeitung von Maßnahmen zum Erreichen der MTR-Qualität	127
6.5.2	Untersuchungen zum Anlagenverhalten bei kritischen Belastungszuständen	133
6.6	Membranentwicklung und Betriebsoptimierung.....	148
6.6.1	Entwicklung und Untersuchung einer Membran mit geringer Trenngrenze	148
6.6.2	Bewertung der Leistungsfähigkeit der Membran	149

6.6.3	Optimierung des Lufteintrags	152
6.6.4	Optimierung des Verschlammungs- und Verzopfungsverhaltens	156
6.6.5	Optimierung der chemischen Zwischenreinigung.....	168
7	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung.....	174
7.1	Kosteneinsparpotential infolge optimierter Modulbelüftung	174
7.2	Kosteneinsparpotential infolge optimierter und automatisierter Zwischenreinigung	174
8	Optimierung des Entwurfes für die Membranbelebungsanlage Bergheim-Glessen des Erftverbandes mit dem Ziel der Erreichung von MTR-Qualität im Ablauf.....	176
8.1	Zielsetzungen der Entwurfsoptimierung	176
8.2	Beschreibung der Kläranlage Glessen	176
8.2.1	Einzugsgebiet und Anforderungen an die Abwasserreinigung.....	176
8.2.2	Entwurf und technische Daten der Kläranlage	178
8.2.3	Realisierung der Anlage	179
8.3	Simulationsmodell zur Optimierung des Entwurfes	181
8.3.1	Vorgehen bei der Modellerstellung.....	181
8.3.2	Variantenuntersuchungen zur Optimierung.....	182
8.3.3	Schlussfolgerungen und Empfehlungen für den späteren Anlagenbetrieb	182
8.4	Anpassungen des ursprünglichen Entwurfes	185
8.4.1	Betriebskonzept.....	185
8.4.2	Mess-, Steuer- und Regelungstechnik	185
8.5	Umsetzung und erwartete Resultate	186
9	Literatur.....	188
Anhang	198

Verzeichnis der Bilder

Bild 4-1:	Anordnung der Membranen (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)	11
Bild 4-2:	Schematische Darstellung des Membranprozesses	13
Bild 4-3:	Einteilung der Membranverfahren (nach BAUMGARTEN, 1998).....	13
Bild 4-4:	Gegenüberstellung der Betriebsweisen Dead-End und Cross-Flow (nach MELIN und RAUTENBACH, 2007).....	16
Bild 4-5:	Modulbauformen (nach MELIN und RAUTENBACH, 2007).....	17
Bild 4-6:	Funktionsprinzip und Modulkassette des ZeeWeed™ der Firma ZENON (links: schematische Darstellung des Funktionsprinzips; rechts: Foto der technischen Ausführung der Modulkassette) (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)	17
Bild 4-7:	PURON-Modul und Modulbaustein (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)	18
Bild 4-8:	Plattenmodul der Firma Kubota (links: Schematische Darstellung des Funktionsprinzips; rechts: Foto der Anordnung der Plattenmodule als Plattenpaket) (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)	19
Bild 4-9:	Membranmodul der Martin Systems AG (links: Schematische Darstellung des Funktionsprinzips; rechts: anschlussfähiges Modulpaket) (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006).....	20
Bild 4-10:	Plattenmodul der Firma A3 GmbH (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)	20
Bild 4-11:	Entwicklung des Permeatflusses über die Zeit (bei konstantem Druck) mit und ohne chemische Reinigungen (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006).....	25
Bild 4-12:	Potentielle Eintragswege von Human-, Veterinärpharmaka und Futtermittelzusatzstoffen in die aquatische Umwelt (modifiziert nach TERNES et al., 1999).....	31
Bild 5-1:	Luftbildaufnahme der Kläranlage Simmerath (Quelle Landesver- messungsamt NRW)	43
Bild 5-2:	Fließschema der Kläranlage Simmerath und der Membran- versuchsanlage	43
Bild 5-3:	biologische Stufe der Membranversuchsanlage.....	44

Bild 5-4:	externe Filtrationseinheit der Membranversuchsanlage (links: Membranmodul; rechts: Filtrationskammer).....	44
Bild 5-5:	Fließschema – intermittierende Denitrifikation (Phase I).....	45
Bild 5-6:	Fließschema – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase II – IV).....	45
Bild 5-7:	Fließschema – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase V)	46
Bild 5-8:	Membrankammern und installierte Module der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath	47
Bild 5-9:	Installierte Messtechnik der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath	47
Bild 5-10:	Installierter Feinrechen der Firma Contec im Zulauf der MBR-Demonstrationsanlage	50
Bild 5-11:	Blick in die Siebtrommel des installierten Feinrechens	51
Bild 5-12:	Zusätzliche Sensoren zur Optimierung der biologischen Reinigungsstufe (von links nach rechts: Redox-Messung, Sauerstoffsonde, Schlammspiegelmessung) (Quelle: Hach Lange GmbH).....	52
Bild 5-13:	Messwertaufnehmer für die Sauerstoff- und Schlammspiegelmessung am Belebungsbecken der MBR-Demonstrationsanlage.....	52
Bild 5-14:	Fließschema der MBR-Versuchsanlage Aachen-Eilendorf	54
Bild 5-15:	Anordnung der Membranen – MBR-Versuchsanlage Eilendorf	55
Bild 5-16:	Gerät zur Messung der kapillaren Fließzeit (ATV, 1992)	59
Bild 5-17:	Simulationsmodell des MBR-Simmerath.....	70
Bild 5-18:	Modell der Membrankammern des MBR-Simmerath	70
Bild 5-19:	Trockenwetterzuflussganglinien – Grundbelastung KA Simmerath	72
Bild 5-20:	SAK-CSB-Korrelation – Intensivmesphase, Februar 2006.....	73
Bild 5-21:	CSB-Zulauffrachtganglinien – Grundbelastung KA-Simmerath.....	74
Bild 5-22:	NH ₄ -N-Zulauffrachtganglinien – Grundbelastung KA-Simmerath.....	74
Bild 5-23:	Dynamik der Siedlungsentwässerung – modifiziert nach KREBS und KÜHN (1999).....	76
Bild 5-24:	hydraulische Belastung – Stoßbelastung MBR-Simmerath.....	76
Bild 5-25:	CSB-Zulauffracht – Stoßbelastung MBR-Simmerath	77

Bild 5-26:	NH ₄ -N-Zulauftracht – Stoßbelastung MBR-Simmerath	78
Bild 5-27:	Einflussgrößen zur Optimierung der Modulhydraulik.....	80
Bild 5-28:	Verschlammungsverhalten der Gaps während des Filtrationsbetriebes in Abhängigkeit der Betriebszeit.....	81
Bild 5-29:	Prinzipskizze Modulhydraulik	82
Bild 5-30:	Entwicklung des Plattendesign im Rahmen der Forschungsvorhaben	82
Bild 5-31:	Prinzipskizze altes und neues Belüftungssystem.....	83
Bild 6-1:	Betriebsphasen und Untersuchungszeiträume der biologischen Reinigungsstufe der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath	84
Bild 6-2:	Tageszuflussganglinien zur KA Simmarath und zur MBR-Anlage – intermittierender Betrieb (Phase I).....	85
Bild 6-3:	Zulaufganglinie zur Kläranlage Simmerath und prozentualer Anteil des in der Membrananlage mitbehandelten Volumenstroms	86
Bild 6-4:	Füllstands- und Zuflussganglinien bei Trockenwetter- und Mischwasserzufluss sowie die Ganglinie des zugehörigen Belebungsbeckenvolumens.....	87
Bild 6-5:	Hydraulische Verweilzeit in Abhängigkeit des Zuflusses zum Membranbioreaktor (Phase I-IV).....	87
Bild 6-6:	Hydraulische Verweilzeit in Abhängigkeit des Zuflusses zum Membranbioreaktor (Phase V)	88
Bild 6-7:	Ganglinien der CSB-BSB ₅ - und CSB-N _{ges} -Verhältnisse	89
Bild 6-8:	Tageszulauftrachten zum Membranbioreaktor - Kohlenstoff.....	90
Bild 6-9:	Ganglinien des Anteils des im MBR behandelten Abwasservolumen- stroms der KA Simmerath und der Biomasse im System.....	91
Bild 6-10:	Erzielte Kohlenstoffelimination der Betriebsphasen I bis IV	93
Bild 6-11:	Trockenwetterganglinien der NH ₄ -N-Zulauftracht und der NO ₃ -N- und NH ₄ -N-Konzentrationen im Filtrat der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath – intermittierende Belüftung (Phase I).....	95
Bild 6-12:	Trockenwetterganglinien der NH ₄ -N-Zulauftracht und der NO ₃ -N- und NH ₄ -N-Konzentrationen im Filtrat der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath – intermittierende Belüftung (Phase I).....	95
Bild 6-13:	Vergleich von O ₂ -Ganglinien – intermittierender Betrieb	96

Bild 6-14:	kumulierte Häufigkeit der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Filtrat – intermittierende Belüftung (Phase I).....	96
Bild 6-15:	kumulierte Häufigkeit der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Filtrat – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase II-IV).....	97
Bild 6-16:	kumulierte Häufigkeit der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Filtrat – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase V).....	98
Bild 6-17:	kumulierte Häufigkeit der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Filtrat – intermittierende Belüftung (Phase I).....	99
Bild 6-18:	kumulierte Häufigkeit der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Filtrat – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase II-IV).....	100
Bild 6-19:	kumulierte Häufigkeit der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Filtrat – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase V).....	101
Bild 6-20:	Phosphorelimination der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath.....	102
Bild 6-21:	Mittlere tägliche Phosphat-Konzentrationen im Filtrat der Demonstrationsanlage Simmerath.....	103
Bild 6-22:	Vorticella convallaria-Typ.....	110
Bild 6-23:	Tokophrya spec.....	110
Bild 6-24:	Rädertier.....	111
Bild 6-25:	Nematoden-Ei.....	111
Bild 6-26:	Entwicklung der Gesamtfädigkeit des Belebten Schlammes und der mittleren täglich zufließenden Abwassermenge.....	112
Bild 6-27:	Entwicklung der mittleren Temperatur im Belebungsbecken und der Gesamtfädigkeit der Schlämme.....	112
Bild 6-28:	Summen der Fädigkeitsklassen der verschiedenen Fadenbildner im Untersuchungszeitraum.....	114
Bild 6-29:	Sand- und Fettfang der KA Simmerath.....	114
Bild 6-30:	Füllstandsproblematik im Sand- und Fettfang der KA.....	114
Bild 6-31:	Fettbälle im belüfteten Sand- und Fettfang der KA Simmerath.....	115
Bild 6-32:	Fettbälle im Siebgut des MBR Simmerath.....	115
Bild 6-33:	Verlauf der Temperatur sowie der Fädigkeitsklassen von <i>Microthrix parvicella</i>	115

Bild 6-34:	Sauerstoffgehalt in den Belebungsbeckenzonen 3 und 4 und Häufigkeit des Auftretens von <i>V. microstoma</i> , <i>V. convallaria</i> und <i>A. lynceus</i>	116
Bild 6-35:	Häufigkeit des Auftretens von <i>Uronema spp.</i> im Zusammenhang mit der CSB-Schlammbelastung der Versuchsanlage	117
Bild 6-36:	Kapillare Fließzeiten des MBR-Schlammes aus Simmerath	122
Bild 6-37:	CST-Vergleichswerte verschiedener MBR-Anlagen und der konventionellen Kläranlage Simmerath	123
Bild 6-38:	Schubspannung in Abhängigkeit des Schergradienten des MBR-Schlammes Simmerath	123
Bild 6-39:	Scheinbare Viskosität (bei 20 °C) der belebten Schlämme des MBR Simmerath in Abhängigkeit der Trockensubstanzkonzentration	124
Bild 6-40:	Viskositäts-Vergleichswerte (bei 20 °C) verschiedener MBR-Anlagen in Abhängigkeit des Trockenrückstandes.....	126
Bild 6-41:	Entwicklung des Schlammvolumenindex und des Glühverlustes.....	127
Bild 6-42:	Ganglinien der Überschussschlammernahme sowie des gemessenen und des simulierten TS-Gehaltes im Belebungsbecken	128
Bild 6-43:	Ganglinien der Phosphatkonzentration im Filtrat – gemessen und simuliert	129
Bild 6-44:	Fließschema der Versuchsanlage mit anaerober Zone.....	129
Bild 6-45:	Fließschema mit anaerober Zone, externer Kohlenstoffquelle und chemischer Phosphatfällung	131
Bild 6-46:	Zuflussganglinien zur KA Simmerath	134
Bild 6-47:	NH ₄ -N-Konzentrationsganglinien im Zulauf zum MBR-Simmerath.....	135
Bild 6-48:	Zuflussganglinien zum MBR-Simmerath	135
Bild 6-49:	NH ₄ -N-Zulauffrachtganglinien zum MBR-Simmerath	136
Bild 6-50:	NH ₄ -N-Konzentrationsganglinien des Filtrats und Ganglinien der HRT des MBR-Simmerath	137
Bild 6-51:	Ganglinien der O ₂ -Konzentration im Belebungsbecken, der NH ₄ -N-Konzentration des Filtrats und des Anlagenzuflusses vom 16.04.2005...	138
Bild 6-52:	Zuflussganglinien zur KA Simmerath	139

Bild 6-53:	NH ₄ -N-Konzentrationsganglinien im Zulauf zum MBR-Simmerath.....	139
Bild 6-54:	Zuflussganglinien zum MBR-Simmerath	140
Bild 6-55:	NH ₄ -N-Zulauffrachtganglinien zum MBR-Simmerath	140
Bild 6-56:	NH ₄ -N-Konzentrationsganglinien des Filtrats und Ganglinien der HRT im MBR Simmerath	141
Bild 6-57:	Vergleich der kumulierten Häufigkeit der N _{anorg.} -Konzentration im Filtrat – zeitgleiche hydraulische und stoffliche Belastungsspitzen	142
Bild 6-58:	Vergleich der kumulierten Häufigkeit der N _{anorg.} -Konzentration im Filtrat – hydraulische Belastungsspitze vor stofflicher Belastungsspitze	143
Bild 6-59:	Definierte hydraulische und stoffliche Belastungssituation des MBR Simmerath – Szenario 1	144
Bild 6-60:	Hydraulische und stoffliche Zulaufbelastung sowie NH ₄ -N Filtratkonzentrationen und -frachten des MBR Simmerath am 04.03.2008	145
Bild 6-61:	Definierte hydraulische und stoffliche Belastungssituation des MBR Simmerath – Szenario 2	146
Bild 6-62:	Hydraulische und stoffliche Zulaufbelastung sowie NH ₄ -N Filtratkonzentrationen und -frachten des MBR Simmerath am 17.03.2008	146
Bild 6-63:	Vergleich der Szenarien 1 und 2 anhand der kumulierten Ammoniumablauffracht und der Ammoniumkonzentration im Filtrat.....	147
Bild 6-64:	Vergleich des Rückhalts der Standard- und Blendmembran.....	149
Bild 6-65:	Vergleich Betriebsverhalten Blend-Membran und Standardmembran auf der KA Eilendorf	150
Bild 6-66:	Rasterelektronenmikroskopaufnahme der Standard- und der Blend-Membran	151
Bild 6-67:	Parametersatz der Gangliniensteuerung.....	152
Bild 6-68:	Parametersatz optimierte Gangliniensteuerung	154
Bild 6-69:	Optimierung der Parameter für die Gangliniensteuerung.....	155
Bild 6-70:	Luftbedarfsvergleichsrechnung vor und nach den Optimierungsmaßnahmen	156

Bild 6-71:	Optimiertes Design der Strömungskanäle im Bündel (Gaps).....	157
Bild 6-72:	Betriebsergebnis verbessertes Gap Design	157
Bild 6-73:	Plattendesign des Forschungsvorhabens „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath/ Nord-Eifel“	158
Bild 6-74:	Verdrängung der äußeren Membranen durch einströmenden Schlamm.....	159
Bild 6-75:	Hydraulik des in eine Membrankammer eingebauten Membranmoduls ..	159
Bild 6-76:	Plattendesign im aktuellen Forschungsvorhaben.....	160
Bild 6-77:	Fotos von Modulreihen nach den Regenwetterflusstests.....	161
Bild 6-78:	Gewichte der Reihen nach den Regenwetterflusstests.....	162
Bild 6-79:	Permeabilitätsverhalten während der Regenwetterflusstests.....	162
Bild 6-80:	Vergleich der Luftzufuhr bei altem und neuem Moduldesign	163
Bild 6-81:	Prinzipskizze des neuen Luftsystems.....	164
Bild 6-82:	Betriebsverhalten einer Reihe mit neuem Luftsystem bei Regen- wetterflüssen	165
Bild 6-83:	Foto einer Reihe mit neuem Luftsystem nach einer Betriebsphase mit Regenwetterfluss.....	165
Bild 6-84:	Foto einer Reihe mit neuem Luftsystem nach einer Betriebsphase ohne Modulbelüftung	166
Bild 6-85:	Erholung durch Dauerbelüftung einer komplett verschlammten Reihe	167
Bild 6-86:	Permeabilitätsverlauf während eines Crash Tests einer Einzelreihe	168
Bild 6-87:	Reinigungserfolg in Abhängigkeit von Zeit und Konzentration während des Handbetriebes	169
Bild 6-88:	Betriebsverhalten mit Gangliniensteuerung.....	170
Bild 6-89:	Betriebsverhalten mit optimierter Gangliniensteuerung und optimierten Modul.....	171
Bild 6-90:	Mikrobiologische Untersuchungen des Filtrats ab Anfang 2006 (Modul mit altem Luftsystem)	172
Bild 6-91:	Mikrobiologische Untersuchungen des Filtrats ab Anfang 2007 (Modul mit neuem Luftsystem)	172

Bild 6-92:	Entwicklung des TMP in einem Filtrationsintervalls in Abhängigkeit der Belebschlammeigenschaften.....	173
Bild 8-1:	Naturschutzgebiet Große Laache.....	177
Bild 8-2:	Ansicht der bestehenden Kläranlage Glessen	178
Bild 8-3:	Verfahrensschema der Membranbelebungsanlage Glessen	179
Bild 8-4:	Luftbild der Membranbelebungsanlage Glessen	180
Bild 8-5:	Ablaufwerte aus der Eigenüberwachung der Kläranlage Glessen vor und nach Inbetriebnahme der Membranbelebungsanlage	187

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 4-1: Vergleich der erzielbaren Reinigungsleistung zwischen konventionellen Kläranlagen und Anlagen mit Membrantechnologie (modifiziert nach DOHMANN et al., 2002).....	12
Tabelle 4-2: Zusammensetzung bakterieller EPS (FLEMMING & WINGENDER, 2000)	23
Tabelle 4-3: Grenzwerte zum Erreichen der MTR-Qualität für MBR-Anlagen.....	27
Tabelle 4-4: Verbrauchsmengen ausgewählter Humanarzneimittel-Wirkstoffe in Deutschland im Jahr 2001 (Quelle: IMS Health chemical country profile, 2002).....	28
Tabelle 4-5: Konzentrationsbereiche der nachgewiesenen Pharmaka, Antiseptika und Röntgenkontrastmittel in deutschen Fließgewässern (1996-1998) (TERNES et al., 1999)	32
Tabelle 4-6: Ausgewählte Antibiotika und ihre Konzentration im Klinikabwasser (EU-LIFE).	34
Tabelle 4-7: BLAC-Monitoring im Rhein nachgewiesene Arzneimittelwirkstoffe (RÖNNEFAHRT, 2002)	36
Tabelle 4-8: Liste untersuchter Pharmaka und ihre Gruppierung (MUNLV NRW, 2004; SCHARF et al., 2002).....	38
Tabelle 4-9: Konzentrationsbereiche, Frachten und Eliminationn ausgewählter Pharmaka nach der Klärwerkspassage (aus TERNES, 1998b; TERNES et al., 1999).....	40
Tabelle 5-1: Bemessungsparameter für die Membranversuchsanlage	48
Tabelle 5-2: Installierte Online-Messtechnik und zugehörige Totzeiten	49
Tabelle 5-3: Bewertungsmatrix ermittelter CST-Werte für Schlämme mit einem TR-Gehalt zwischen 2 % und 6 % nach ATV (1992).....	60
Tabelle 5-4: Richtwerte zur Beurteilung von CST/TR-Werten nach BAHRS (in ATV, 1992)	60
Tabelle 5-5: Geänderte kinetische Simulationsparameter.....	68
Tabelle 5-6: Kalibrierungszeiträume	69
Tabelle 6-1: Schlammbelastung und Schlammalter in Abhängigkeit der Untersuchungsphasen	91

Tabelle 6-2:	NH ₄ -N- und PO ₄ -P-Zulaufmengen der Betriebsphasen.....	92
Tabelle 6-3:	Kohlenstoffkonzentrationen im Zulauf und Filtrat	94
Tabelle 6-4:	Kohlenstoffelimination	94
Tabelle 6-5:	Mittlere anorganische Stickstoff-Konzentrationen im Filtrat der MBR Demonstrationsanlage Simmerath	99
Tabelle 6-6:	Mittlere Phosphat-Konzentrationen im Filtrat der Demonstrations- anlage Simmerath	103
Tabelle 6-7:	Im Zulauf zur Kläranlage Simmerath detektierte Spurenstoffe	105
Tabelle 6-8:	Vergleich der Elimination von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) der MBR - Demonstrationsanlage und des Gruppenklärwerks Simmerath	106
Tabelle 6-9:	Vergleich der Elimination ausgewählter Spurenstoffe der MBR-Demonstrationsanlage und des Gruppenklärwerks Simmerath ...	107
Tabelle 6-10:	Auflistung der nachgewiesenen Fadenbildner und Aufsummierung der Fädigkeitsgrade im Untersuchungszeitraum	109
Tabelle 6-11:	Festsitzende Einzeller und ihre Häufigkeitsverteilung im Unter- suchungszeitraum	109
Tabelle 6-12:	Freischwimmende Einzeller und ihre Häufigkeitsverteilung im Unter- suchungszeitraum	110
Tabelle 6-13:	Detektierte Mehrzeller im Untersuchungszeitraum.....	111
Tabelle 6-14:	Spezifische Nitrifikationsleistungsraten der belebten Schlämme der konventionellen Kläranlage und der Membrananlage Simmerath.....	118
Tabelle 6-15:	Kinetische und stöchiometrische Parameter des belebten Schlamms..	119
Tabelle 6-16:	Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungen zu kinetischen und stöchiometrischen Parametern des belebten Schlamms mit Literaturdaten	120
Tabelle 6-17:	Gemessene und simulierte Überschussschlammproduktion.....	128
Tabelle 6-18:	Ergebnisse der Simulationsstudie zur Optimierung der biologischen Reinigungsstufe.....	130
Tabelle 6-19:	Mittlere Ablaufkonzentrationen Ergebnisse der Simulationsstudie.....	131
Tabelle 6-20:	Ergebnisse der Simulationsstudie – Anhebung der Schlamm- belastung	132

Tabelle 6-21: Laborpermeabilität und Bubble-Point der Blend-Membran	149
Tabelle 6-22: Zusammenfassung automatisierte Zwischenreinigung	170
Tabelle 8-1: Überwachungswerte der Membranbelebungsanlage Glessen im Vergleich zur MTR-Qualität	177
Tabelle 8-2: Kläranlage Glessen, Anlagendaten	179

Verzeichnis der Abkürzungen

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
$\mu_{H, max}$	maximale Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse	d^{-1}
AOX	adsorbierbare Organisch gebundene Halogene	
ASM	activated sludge model	-
$B_{d,X}$	tägliche Fracht	kg/d
b_H	Absterberate der heterotrophen Biomasse	d^{-1}
BSB_x	biochemischer Sauerstoffbedarf nach X Tagen	mg/l
B_{TS}	Schlammbelastung	
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
CST	Capillary Suction Time (kapillare Fließzeit)	s
$C_{X,Y}$	Konzentration des Stoffes X an der Stelle Y	i.d.R. mg/l
DN	Denitrifikation	-
dw/dy	Schergradient	1/s
HRT	hydraulic retention time / Durchflusszeit	h
ISV	Schlammvolumenindex	ml/g
MBR	Membranbioreaktor	-
MTR	maximal tolerierbares Risiko	-
N	Nitrifikation	-
N_{anorg}	anorganischer Stickstoff	mg/l
N_{ges}	Gesamt-Stickstoff	mg/l
NH_4-N	Ammonium-Stickstoff	mg/l
NO_3-N	Nitrat-Stickstoff	mg/l
O_2	Sauerstoff	-
PAK	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	-
P_{ges}	Gesamtphosphat	mg/l
PO_4-P	Orthophosphat	mg/l
Q_d	täglicher Abwasservolumenstrom	m^3/d
Q_F	Fremdwasservolumenstrom	m^3/d
Q_M	Mischwasservolumenstrom	m^3/d
Q_S	Schmutzwasservolumenstrom	m^3/d
SAK	spektraler Adsorptionskoeffizient	
SF	Sandfang	-
TR	Trockenrückstand	
TS	Trockensubstanz	-
t_{TS}	Schlammalter	d
V_{BB}	Belebungsbeckenvolumen	m^3
V_{DN}	Denitrifikationsvolumen	m^3
V_{ges}	Gesamtvolumen des Membranbioreaktors	m^3
V_N	Nitrifikationsvolumen	m^3
Y_H	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse	-
η_s	scheinbare Viskosität	$Pa \cdot s$
τ	Schubspannung	Pa

1 Vorwort

Im Anschluss an das Forschungsvorhaben „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration - Kläranlage Simmerath/ Nord-Eifel“ wurde im Mai 2004 das Forschungsvorhaben „Weitergehende Reinigung in kommunalen Kläranlagen mittels MBR-Technologie“ (AZ IV-9-042 1A5) beantragt, das auf den Erkenntnissen des vorangegangenen Vorhabens aufbaute.

Das Ziel dieses Vorhabens war die Verbesserung von bestehenden Membranbioreaktoren (MBR-Verfahren) hinsichtlich der Elimination gefährlicher Stoffe durch eine ganzheitliche Optimierung und Weiterentwicklung des MBR-Verfahrens. Bestandteile der Optimierung waren sowohl die Membranstufe - hier speziell die Materialeigenschaften der eingesetzten Membran - als auch die biologische Reinigungsstufe. Zentraler Gegenstand der Membranoptimierung war die Entwicklung einer neuartigen Membran mit einer geringeren Trenngrenze durch die Firma Koch Membrane Systems AG aus Aachen. Die Optimierung der biologischen Stufe sollte gemeinsam mit einem niederländischen Verbundprojekt „M2 Bioreaktor - Entwicklung eines MBR mit MTR-Qualität“ mit dem Ziel der Erreichung des in den Niederlanden entwickelten Maximal-Tolerierbares-Risiko-(MTR)-Konzeptes vorgenommen werden. Die MTR-Qualität wurde in den Niederlanden als Reinigungsziel für Abwässer vorgeschlagen, die in empfindliche Oberflächengewässer und Badegewässer eingeleitet werden.

Der im Mai 2006 gestellte Antrag zur Verlängerung der Projektlaufzeit und Vorschlag zur Änderung des Forschungsantrages wurde notwendig, da das niederländische Teilprojekt, welches die grundlegenden Erkenntnisse im Hinblick auf das Erreichen der Grenzen der biologischen Prozesse ermitteln sollte, nicht umgesetzt wurde. Die vom ISA im Rahmen des Projektes durchgeführte Simulationsstudie machte deutlich, dass die auf der Kläranlage Simmerath vorliegenden Randbedingungen das Erreichen der MTR-Qualität nicht zulassen. Auf die Umsetzung der aus der Simulationsstudie resultierenden Umbauarbeiten wurde verzichtet, da sie nur geringe Erfolgsaussichten boten und die hohen Betriebskosten von MBR-Anlagen noch weiter erhöht hätten.

Ein weiterer Grund, der die Änderung des Forschungsantrages erforderlich machte, betraf die Membranentwicklung. Im Rahmen des Vorhabens wurden verschiedene Typen der neuen Membran entwickelt und nach einer Testphase im Labor einer vergleichenden Untersuchung auf dem Testfeld für Membranbelebungsanlagen auf der Kläranlage Aachen-Eilendorf unterzogen. Dabei zeigte sich, dass die neuen Membranen („Blind-Membranen“) eine Permeabilitätsabnahme aufwiesen, die deutlich stärker ausgeprägt war als erwartet. Dieser für den Einsatz in der Praxis nicht vertretbarer, schnell einsetzenden Leistungsabnahme konnte im Rahmen der möglichen Betriebsweisen der biologischen

Stufe nicht erfolgreich entgegengewirkt werden. Ohne die Ergebnisse des niederländischen Teilprojektes (s.o.) fehlte der auf MTR-Qualität hin optimierte Teil des Projektes, in dem eine derartige Membran eventuell ein stabileres Betriebsverhalten hätte zeigen können. Um an dem Projektziel der Entwicklung einer engeren Membran und damit einer Optimierung des Gesamtprozesses weiter festhalten zu können, wurde parallel zur Entwicklung einer Membran mit gleichmäßiger Porenstruktur die bestehende PURON-Membran dahingehend weiterentwickelt, dass nunmehr ein höherer Rückhalt durch Verringerung der Trenngrenze erreicht wird. In diesem Zusammenhang konnte die Trenngrenze der PURON-Membran von 0,2 µm auf 0,05 µm reduziert werden. Mit dieser Membran wurden bereits unter Praxisbedingungen auf der Kläranlage Simmerath deutlich stabilere Betriebsergebnisse erreicht als mit der neuen „Blend-Membran“. Ein Rückhalt gefährlicher Stoffe konnte allerdings nur begrenzt erreicht werden.

Die im Rahmen einer Voruntersuchung im Zulauf erfassten Spurenstoffe konnten im weiteren Verlauf des Projektes im Zulauf zur Kläranlage Simmerath nur noch in so niedrigen Konzentrationen ermittelt werden, dass nahezu sämtliche Ergebnisse der Spurenstoffanalysen des Ablaufs der Großanlage und des Filtrats der MBR-Anlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Eine vergleichende Bewertung des Rückhalts dieser gefährlichen Stoffe zwischen der konventionellen Kläranlage und der MBR-Anlage sowie die Beurteilung eines verbesserten Rückhalts durch eine feinporigere Membran ist daher nicht möglich gewesen.

Die im November 2006 eingereichte Ergänzung des Projektantrages umfasste Untersuchungen zum Anlagenverhalten der MBR-Demonstrationsanlage bei kritischen Belastungszuständen. Basierend auf den Voruntersuchungen wurde das Anlagenverhalten bei einzelnen Regenwetterereignissen ausgewertet und eine Einteilung der Ereignisse in Abhängigkeit der hydraulischen und stofflichen Belastung vorgenommen. Die gezielte Belastung der Versuchsanlage bei niedrigen Abwassertemperaturen und bei Stoßbelastungen ermöglicht die Erfassung belastbarer Aussagen im Hinblick auf die Auslegung von Membranbelebungsanlagen. Aus diesem Grund wurden im Rahmen des Ergänzungsvorhabens (November 2006) Stoßbelastungsuntersuchungen durchgeführt, bei denen der zeitliche Abstand zwischen den auftretenden stofflichen und hydraulischen Spitzenbelastungen variiert wurde. Durch gezielte Dosierung von Ammoniumstickstoff in den Zulauf zur MBR-Anlage wurde eine Trennung zwischen der stofflichen und der hydraulischen Lastspitze erreicht. Des Weiteren wurden ausgewählte kinetische und stöchiometrische Parameter des belebten Schlammes bestimmt. Ausgewählt wurden für die biologische Abwasserreinigung sensitive Parameter, die nach LIEBESKIND (1999) im labortechnischen Maßstab relativ sicher zu bestimmen sind.

2 Zusammenfassung

Der Wasserverband Eifel-Rur betreibt in Simmerath eine simultan aerob stabilisierende Kläranlage mit einer Anschlussgröße von 15.000 Einwohnerwerten (E). Im Bypass der konventionellen Anlage wird eine Membranbelebungsanlage mit einer Anschlussgröße von 750 E betrieben, die im Anschluss an das Forschungsvorhaben weiterhin vom Wasserverband Eifel-Rur betrieben wird. Die biologische Reinigungsstufe der Membrananlage wird ebenfalls simultan aerob stabilisierend betrieben. Bei den verwendeten Membranen handelt es sich um einseitig eingespannte Membranen der Firma Koch Membrane Systems mit einer Porengröße von 0,1-0,2 µm. Die Membranmodule der Demonstrationsanlage wurden in separat aufgestellten Membrankammern eingebaut.

Ziele des Vorhabens waren:

- Entwicklung einer Membran mit engerer Trenngrenze als die Standard-Mikrofiltrationsmembran (MF) zum Rückhalt gefährlicher Stoffe
- Optimierung der biologischen Reinigungsstufe zur Erreichung der Ablaufwerte des in den Niederlanden entwickelten MTR-Konzeptes (Maximal Tolerierbares Risiko) und zur Reduzierung des Foulingpotenzials
- Bewertung der Reinigungsleistung von MBR-Anlagen bei kritischen Belastungszuständen
- Überprüfung des Bemessungsansatzes $V_{DN}/V_N = 1$ für Membranbelebungsanlagen
- Experimentelle Bestimmung ausgewählter kinetischer und stöchiometrischer Parameter des belebten Schlammes
- Entwicklung von Konzepten für eine automatisierte chemische Zwischenreinigung der Membranmodule und für einen reduzierten Energiebedarf für die Modulbelüftung

Entwicklung einer Membran mit engerer Trenngrenze

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde von der Firma Koch Membrane Systems AG eine Membran mit einer Trenngrenze entwickelt, die deutlich enger ist als die der Standard MF-Membran. Nach erfolgreichem Abschluss der Laboruntersuchungen wurde die neue Membran (sogenannte Blend-Membran) im Membran-Teststand auf der Kläranlage Aachen-Eilendorf getestet. Im Verlauf dieser Tests zeigte sich, dass die Blend-Membran ein deutlich höheres Foulingpotenzial im Vergleich zur Standardmembran aufweist. Die hydraulische Leistungsfähigkeit der Blend-Membran konnte trotz verkürzter Reinigungsintervalle nicht auf ein wirtschaftlich notwendiges Maß angehoben werden. Die

geringe Permeabilität der Blend-Membran führte dazu, dass eine technische Umsetzung in Simmerath als nicht zielführend angesehen und die Entwicklung der Membran nicht fortgesetzt wurde.

Optimierung der biologischen Reinigungsstufe

Die Optimierung der biologischen Reinigungsstufe der Membranbelebungsanlage Simmerath erfolgte in mehreren Betriebsphasen (I bis V), in denen unterschiedliche Betriebsweisen der biologischen Stufe (zeitweise eine intermittierende oder modifiziert vorgeschaltete Denitrifikation) bei unterschiedlichen Belastungen hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung untersucht wurden.

Beim Vergleich der Reinigungsleistungen der untersuchten Betriebsweisen konnte hinsichtlich der Kohlenstoffelimination kein nennenswerter Unterschied festgestellt werden. Die Kohlenstoffelimination betrug im Median 98 %.

Bei Gegenüberstellung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Eliminationsleistung zeigten sich in den Betriebsphasen I bis IV nur geringe Differenzen. Die mittlere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration betrug für die Betriebsphasen I bis IV 0,15 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Für die Betriebsphase V konnte eine mittlere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration in Höhe von 0,3 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ beobachtet werden. Innerhalb der Betriebsphase V, in der vom Bemessungsansatz für Membranbelebungsanlagen ($V_{\text{DN}}/V_{\text{N}} = 1$) abgewichen worden ist, kam es zu einem signifikanten Rückgang der Denitrifikationsleistung der MBR-Demonstrationsanlage. In Folge dessen kam es während der Betriebsphase V im Vergleich zu den vorangegangenen Betriebsphasen zu erheblich höheren Nitratlaufkonzentrationen (Betriebsphase I-IV: 85 %-Perzentilwert = 8,4 bis 9,5 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$; Betriebsphase V: 85 %-Perzentilwert = 16,5 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$).

Hinsichtlich der Phosphorelimination wurde zunächst versucht, durch langsame Steigerung der Natriumaluminatdosiermenge eine den Anforderungen geeignete Fällleistung einzustellen. Trotz mehrmaliger Verlegung der Dosierstelle führte dieses Behandlungskonzept nur zu mäßigen Eliminationsergebnissen. Bei der Verwendung von Eisen(III)Chlorid konnte die Eliminationsleistung von ca. 50 % auf ca. 90 % gesteigert werden. Allerdings sank infolge der Eisen(III)Chlorid-Fällung die Säurekapazität des behandelten Abwassers unterhalb von 1,6 mmol/l, so dass die Fällung kurzzeitig eingestellt werden musste.

Die Einhaltung eines Überwachungswertes von 1,0 mg $\text{P}_{\text{ges}}/\text{l}$ ist, mit Ausnahme einiger Überschreitungen, ab Oktober 2005 möglich gewesen.

Die im Rahmen des Vorhabens durchgeführte Simulationsstudie ergab, dass unter folgenden Randbedingungen die Einhaltung der Vorgaben des MTR-Konzeptes erreicht werden kann:

- Berücksichtigung eines Anaerobvolumens von 32 m^3 für eine vermehrte biologische Phosphorelimination
- Dosierung von Kohlenstoff zur Verbesserung der Denitrifikation

Die Simulationsergebnisse ergaben jedoch, dass keine kontinuierliche Einhaltung der MTR-Qualität möglich ist, da bei Mischwasserzufluss die hohen Rezirkulationsvolumenströme zu kurze Verweilzeiten in den Reaktoren bedingen.

Die ursprünglichen Reinigungsziele der MBR-Demonstrationsanlage konnten für alle Parameter weitestgehend eingehalten werden.

Reinigungsleistung von MBR-Anlagen bei kritischen Belastungszuständen

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Eliminationsleistung der MBR-Demonstrationsanlage bei kritischen Belastungszuständen untersucht. Zum einen wurden reale und zum anderen gezielt erzeugte kritische Belastungszustände untersucht. Bei den realen kritischen Belastungszuständen wurden unterschiedliche Belastungsszenarien und Betriebsweisen betrachtet. Ein direkter Vergleich der realen Belastungszustände hinsichtlich der Leistungsfähigkeit war aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen (Zulauffracht, hydraulische Aufenthaltszeit und Abwassertemperatur) nicht möglich. Für beide Szenarien und Betriebsweisen der realen Belastungszustände konnten die Überwachungswerte eingehalten werden. Auch bei den erzeugten Belastungsszenarien (Betriebsweise: modifiziert vorgeschaltete Denitrifikation), in denen Filtrat in den MBR zurückgeführt und Ammoniumchlorid zudosiert wurde, konnte der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswert in Höhe von $4 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$ eingehalten werden. Das Szenario „zeitgleiche hydraulische und stoffliche Belastungsspitze“ ist im Vergleich zum Szenario „stoffliche Belastungsspitze vor hydraulischer Belastungsspitze“ hinsichtlich der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Elimination als günstiger zu bewerten.

Überprüfung des Bemessungsansatzes $V_{\text{DN}}/V_{\text{N}} = 1$ für Membranbelebungsanlagen

Durch die verfahrenstechnische Trennung der Schlamm-Wasser-Kreisläufe des Rücklaufschlammes aus dem Membranbereich in das Belebungsbecken einerseits und des Schlammkreislaufs der internen Rezirkulation innerhalb des Belebungsbeckens andererseits wurde die Gefahr von O_2 -Verschleppungen in die Denitrifikationszone auf ein zu konventionellen Kläranlagen vergleichbares Maß reduziert. Problematischer stellte sich die Einhaltung einer Mindestaufenthaltszeit innerhalb der um 50 % verringerten Denitrifikationszone dar ($V_{\text{DN}} = 32,5 \text{ m}^3$; $V_{\text{N}} = 65 \text{ m}^3$). Da zur Feststoffkontrolle innerhalb der Membrankammer hohe Rücklaufströme von der Membrankammer in die biologische Reinigungsstufe (Nitrifikationszone) realisiert werden mussten, konnte unter Berücksichtigung einer Mindestaufenthaltszeit für die Denitrifikation von $\geq 0,5 \text{ h}$ nicht im

ausreichenden Maß Nitratstickstoff in die Denitrifikationszone gefördert werden. Aus diesem Grund kann eine pauschale Abweichung vom Bemessungsansatz von $V_{DN}/V_N = 1$ auf $V_{DN}/V_N = 0,5$ nicht empfohlen werden. Inwieweit trotzdem eine Reduzierung des Denitrifikationsvolumens vorgenommen werden kann, konnte aufgrund der Beckenkonstruktion nicht näher untersucht werden. Zu überprüfen wäre beispielsweise die Volumenaufteilung $V_{DN}/V_N = 0,75$.

Experimentelle Bestimmung ausgewählter kinetischer und stöchiometrischer Parameter

Um die Übertragbarkeit der Modellansätze für konventionelle Kläranlagen auf Membranbelebungsanlagen zu prüfen, wurden kinetische und stöchiometrische Parameter des belebten Schlammes bestimmt. Dabei beschränkte man sich in Abhängigkeit der Sensitivität und des Bestimmungsaufwandes auf den heterotrophen Ertragskoeffizienten Y_H , die heterotrophe Wachstumsrate μ_H und die heterotrophe Absterberate b_H . Die Ergebnisse zeigen, dass nicht generell von einer Übertragbarkeit der für die konventionellen Anlagen ermittelten Parameter ausgegangen werden kann. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass infolge verschiedener Bestimmungsverfahren für die jeweiligen Parameter bereits Abweichungen auftreten können, die unabhängig von der Art der Abwasserreinigung sind.

Entwicklung von Konzepten für eine automatisierte chemische Zwischenreinigung der Membranmodule und für einen reduzierten Energiebedarf

Verringerung des Lufteintrags

Während der Optimierungsmaßnahmen hinsichtlich des Lufteintrags wurde vor allem daran gearbeitet, bei gleicher Belüftungsrate den Fluss zu erhöhen. Dafür wurde die im vorhergehenden Forschungsvorhaben (Demonstrationsvorhaben in Simmerath) entwickelte Gangliniensteuerung optimiert. Durch die Optimierung konnte bei gleichbleibender Belüftungsrate die spezifische Filtratmenge um 20 % (niedriger Flussbereich) bis 80 % (Maximalfluss) gesteigert werden. Durch die optimierte Gangliniensteuerung konnte der Luft- bzw. der Energiebedarf für die Belüftung um 33 % reduziert werden.

Verbesserung des Verschlammungs- und Verzopfungsverhaltens:

Durch die Optimierung des Gap-Designs konnte das Verschlammungs- und Verzopfungsverhalten erheblich verbessert werden. Der Rückgang der Permeabilität ist nach den Optimierungsmaßnahmen im Wesentlichen auf Foulingmechanismen und nicht auf Verzopfungen und Verschlammungen der Module zurückzuführen. In Verbindung mit dem optimierten Lufteintrag konnte die hydraulische Leistungsfähigkeit der Membran verbessert werden.

Verbesserung der chemischen Zwischenreinigung

Der spezifische Reinigereinsatz von Natriumhypochloridlösung (150 g/l aktives Chlor) betrug nach der Optimierung zwischen 0,005 und 0,006 mg/m³_{Abwasser} /m²_{Membranfläche}. Das Reinigungsintervall lag zwischen 17 und 22 Tagen.

Zur abschließenden Beurteilung der Optimierungsmaßnahmen der Filtrationsstufe wurde das Langzeitverhalten der Permeabilität vor und nach den Optimierungsmaßnahmen herangezogen. Der Vergleich des Langzeitverhaltens zeigt, dass die Permeabilität und der Fluss des Moduls nach der Optimierung im Mittel auf einem höheren Niveau liegen als das Vergleichsmodul ohne Optimierung.

3 Veranlassung

Die weltweit stark zunehmende Bedeutung von hygienisch einwandfreien Wasserressourcen stellt neue Herausforderungen an die Abwasserbehandlung und Trinkwasseraufbereitung. Um diesen Herausforderungen gerecht zu werden, rückt der Einsatz der Membrantechnik immer stärker in den Vordergrund. Membranen bieten hierbei die Möglichkeit, Abwasser-/Wasserinhaltsstoffe rein physikalisch aus der wässrigen Phase abzutrennen.

Innerhalb der Membranverfahren zur kommunalen bzw. industriellen Abwasserreinigung sowie zur Trinkwasseraufbereitung werden poröse Membranen der Mikro- oder Ultrafiltration eingesetzt. Diese Membranen ermöglichen einen weitgehenden Rückhalt von Bakterien, Viren und parasitären Krankheitserregern. Diese im Vergleich zu klassischen Verfahren der Wasseraufbereitung einzigartige Eigenschaft der Membranen führt derzeit zu einem verstärkten Bau von Membrananlagen in der kommunalen Abwasserbehandlung und Trinkwasseraufbereitung.

Wenn die Porengröße neu entwickelter Membranen im Vergleich zu den heute bereits in der kommunalen Abwasserreinigung eingesetzten Membranen dermaßen verringert werden könnte, dass auch Arzneimittel in der Kläranlage zurückgehalten würden, dann wäre der Haupteintragspfad für Humanarzneimittel in die Umwelt reduziert. Die bisher gesammelten Erfahrungen auf kommunalen Kläranlagen mit Porenmembranen zeigen jedoch, dass der Einsatz von Membranverfahren, die der Nanofiltration zuzuordnen sind, infolge einer raschen Verblockung der Poren sowie einer raschen Deckschichtbildung (in Kombination mit dem Belebtschlammverfahren) nicht möglich ist. Zusätzlich ist bei Membranen mit einer derart geringen Trenngrenze mit einem verstärkten Scaling gegenüber MF-/UF-Membranen zu rechnen.

Um dennoch gefährliche Stoffe aus dem Abwasser kommunaler Kläranlagen zu beseitigen, sind

- die Entwicklung einer Membran mit engerer Trenngrenze und
- die Optimierung der biologischen Reinigungsstufe

notwendig. Die Optimierung der biologischen Reinigungsstufe ist erforderlich, um die im Abwasser enthaltenen, Fouling verursachenden Substanzen vor dem Kontakt mit der Membran weitestgehend abzubauen. Die Umsetzung des in den Niederlanden entwickelten MTR-Konzeptes (Maximal Tolerierbares Risiko) könnte den Einsatz einer Nanofiltrationsmembran ermöglichen, da das MTR-Konzept hohe Anforderungen an die biologische Reinigungsstufe stellt und daher vom behandelten Abwasser nur noch ein geringes Foulingpotenzial ausgeht. Die Zielvorgaben des MTR-Konzeptes wurden ursprünglich für die Einleitung von Kläranlagenabläufen in sehr sensible Gewässer

erarbeitet. Aus diesem Grund beinhaltet dieses Konzept entsprechend hohe Anforderungen an die zu erzielende Reinigungsleistung. Die Anwendung des MTR-Konzeptes soll sowohl im halbertechnischen Maßstab auf der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath als auch Rahmen des Ausbaus der KA Glessen des Erftverbandes großtechnisch erprobt werden.

Um generell eine hohe Reinigungsleistung in Membranbioreaktoren dauerhaft zu gewährleisten, sind ergänzende Untersuchungen zum Anlagenverhalten bei kritischen Belastungszuständen erforderlich. Zu diesem Zweck wird das Anlagenverhalten bei einer kombinierten stofflichen und hydraulischen Spitzenbelastung näher untersucht.

Um die Übertragbarkeit der Modellansätze für konventionelle Kläranlagen auf Membranbelebungsanlagen zu prüfen und um die Datenbasis für Membranbelebungsanlagen zu vergrößern, werden kinetische und stöchiometrische Parameter des belebten Schlammes bestimmt und mit bereits vorhandenen Literaturwerten verglichen. Auch soll untersucht werden in wie weit eine Anhebung der Schlammbelastung Einfluss auf diese Parameter hat.

Des Weiteren stellen der im Vergleich zu konventionellen Kläranlagen deutlich höhere Energieverbrauch (infolge der Modulbelüftung) sowie der zusätzliche Aufwand, um die Leistungsfähigkeit der Membranen aufrecht zu erhalten (z.B. chemische Reinigungen, Maßnahmen zur Vermeidung von Verschlämmungen und Verzopfungen), Ausschlusskriterien für die MBR-Technologie dar. Daher werden zur Steigerung der Wirtschaftlichkeit des untersuchten Membranmoduls Konzepte

- für eine automatisierte chemische Zwischenreinigung der Membranmodule und
- für einen reduzierten Energiebedarf für die Modulbelüftung

erarbeitet und umgesetzt.

4 Kenntnisstand

4.1 Membrantechnik in der kommunalen Abwasserreinigung

Die aus Medizin, Wasseraufbereitung und industrieller Abwasserreinigung bekannte Membran-Technologie wird seit den 1990er Jahren zunehmend in der kommunalen Abwasserreinigung angewendet. In Europa verdreifachte sich seit 2002 die Anzahl der Kläranlagen mit Membrantechnik (PINNEKAMP et al., 2006).

Je nach Abwasserzusammensetzung und Trennziel werden in der kommunalen Abwasserreinigung zur Phasenseparation (Abwasser/Biomasse), nach dem Prinzip eines porösen Filters, Mikrofiltrations- und Ultrafiltrationsmembranen eingesetzt. Diese Membranen ermöglichen einen Rückhalt von partikulären und emulgierten Abwasserinhaltsstoffen. Die Trenngrenze der Mikrofiltration liegt im Bereich zwischen 0,1 bis 5 μm und die der Ultrafiltration zwischen 0,005 bis 0,1 μm . (PINNEKAMP et al., 2007)

Die großtechnische Anwendung der Membrantechnik im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung hat ihren nationalen Ursprung im Jahre 1999, als die Membrananlage Rödigen (Erftverband) mit einer Anschlussgröße von 3.000 EW ihren Betrieb aufnahm. In Deutschland werden täglich mehr als 80.000 m^3 Abwasser mittels Membrantechnik gereinigt. Innerhalb der kommunalen Abwasserreinigung kommt in Deutschland schwerpunktmäßig die integrierte Anordnung der Membrantechnik als Kombination von Membranfiltration und Belebungsverfahren (Membranbelebungsverfahren) zum Einsatz. (PINNEKAMP et al., 2007)

Beim Membranbelebungsverfahren wird das bekannte Belebungsverfahren dahingehend abgeändert, dass die Phasenseparation nicht durch Sedimentation im Nachklärbecken erfolgt, sondern durch den Einsatz von Membranen. Hinsichtlich der Anordnung der Membran wird zwischen unmittelbar im Belebungsbecken (Nitrifikationszone) angeordneter Membranfiltration und in separat angeordneten Filtrationstanks installierten Membranen unterschieden (Bild 4-1). BEIER et al. (2007) empfehlen eine separate Aufstellung, da konstruktionsbedingt chemische Reinigungen zur Aufrechterhaltung der Membranleistungsfähigkeit sowie Wartungs- oder Reparaturarbeiten leichter durchgeführt werden können, ohne die Mikroorganismen zu beeinträchtigen. Des Weiteren ist die Installation einer Waschkammer bei einer separaten Aufstellung nicht mehr erforderlich. Im Gegensatz zu diesen nass aufgestellten Membranen - zumeist konsekutiv - können zur weitergehenden Abwasserreinigung auch trocken aufgestellte Membranen (z.B. Rohrmodule) installiert werden. Hierzu ist eine vorgeschaltete Phasenseparation in Form eines gut funktionierenden Sedimentationsvolumens oder/und einer getauchten Mikro-

filtrations- oder Ultrafiltrationsmembran unabdingbar. Diese trocken aufgestellten Membranmodule werden überwiegend in der Trinkwasseraufbereitung oder der industriellen Abwasserreinigung eingesetzt und werden daher im Folgenden nicht näher betrachtet.

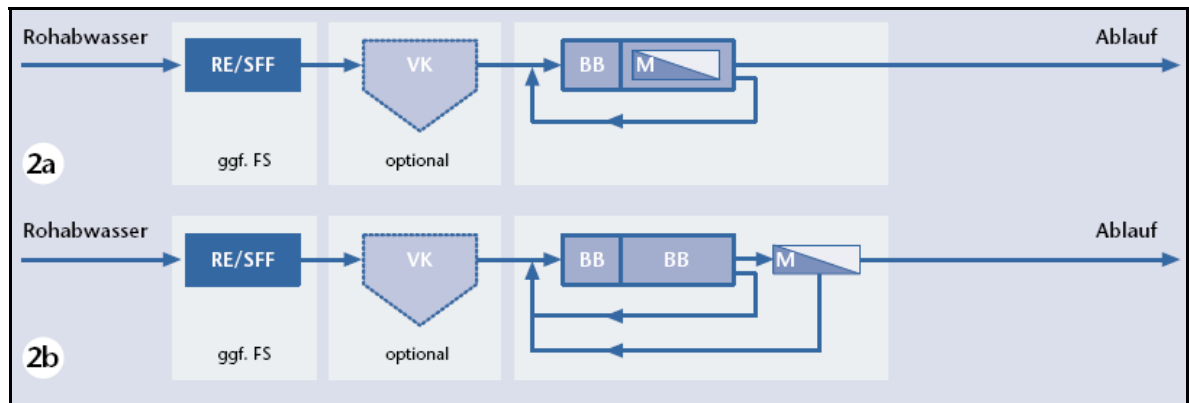


Bild 4-1: Anordnung der Membranen (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

Durch die Entkopplung der Phasenseparation von sowohl der hydraulischen Belastung (erforderliche Sedimentationszeit im Nachklärbecken) und als auch den Absetzeigenschaften des belebten Schlammes kann der Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) im Belebungsreaktor erhöht werden. Aus diesem Grund können in Membranbelebungsanlagen theoretisch TS-Gehalte von bis zu 20 g/l realisiert werden, die im Vergleich zu konventionellen Kläranlagen um das Vier- bis Fünffache höher liegen und infolge der höheren Dichte an Mikroorganismen kleinere Beckenvolumina ermöglichen.

Gegenüber konventionellen Kläranlagen (vgl. Tabelle 4-1) kann mit Membranbioreaktoren eine höhere Reinigungsleistung erzielt werden. Der nahezu vollständige Rückhalt von Partikeln, führt zu einer deutlichen Reduzierung der CSB-Belastung im Kläranlagenablauf und ermöglicht einen Rückhalt von am Schlamm anhaftenden Bakterien. Außerdem wird durch den verstärkten Sauerstoffeintrag in den Membranbereichen ein höherer Oxidationsgrad oxidierbarer Abwasserinhaltsstoffe erzielt. Allerdings besteht bei kritischen Belastungszuständen der biologischen Reinigungsstufe im Vergleich zu konventionellen Anlagen eine erhöhte Gefahr, dass durch die kleineren Reaktorvolumina bei Membranbioreaktoren (infolge höherem TS-Gehalt und Wegfall der Nachklärbecken) Konzentrationsspitzen gelöster Abwasserinhaltsstoffe im Filtrat auftreten können. Daher ist bei Membranbelebungsanlagen nach PINNEKAMP und FRIEDRICH (2006) eine Mindestdurchflusszeit bei maßgebendem Bemessungszufluss zu berücksichtigen, der von dem angeschlossenen Siedlungsentwässerungssystem (z.B. Pumpstationen, Fließzeiten, etc.) und der Siedlungsstruktur (Gewerbe- und Industrieanteil) abhängt. Nach ROLFS et al. (2005) ist allerdings die von PINNEKAMP und FRIEDRICH (2006)

gegebene Empfehlung hinsichtlich der bei maßgebendem Zufluss einzuhaltenden Mindestdurchflusszeit den spezifischen Anforderungen an die Reinigungsleistungen anzupassen.

Tabelle 4-1: Vergleich der erzielbaren Reinigungsleistung zwischen konventionellen Kläranlagen und Anlagen mit Membrantechnologie (modifiziert nach DOHMANN et al., 2002)

Parameter		konventionelle Kläranlage	Membranbelebungsanlage
Feststoffe (AFS)	[mg/l]	10 – 15	0
C _{CSB,Ablauf}	[mg/l]	40 – 50	< 30
C _{N,ges,Ablauf}	[mg/l]	< 13	< 13
C _{P,ges,Ablauf} mit Simultanfällung	[mg/l]	0,8 – 1,0	< 0,3
mikrobiologische Qualität		bedenklich	Badegewässerqualität gemäß Richtlinie 2006/7/EG

Die Wahl der einzusetzenden Reinigungschemikalien wird durch die Verträglichkeit mit dem Membranmaterial, die Art der Verschmutzungen, die einzuhaltenden Überwachungswerte (z.B. AOX) und den erzielten Reinigungserfolg bestimmt. Die durchzuführenden Reinigungen erfordern neben den Kosten für Chemikalien und Personal auch eine ausreichende Reservekapazität der übrigen Anlage, damit zu jeder Zeit eine ausreichende Abwasserbehandlung gewährleistet ist. Dieser Umstand sollte bereits bei der Planung von Membrananlagen berücksichtigt werden und bedeutet i.d.R. höhere Investitionskosten für zusätzliche Membranfläche.

4.1.1 Grundlagen der Membranverfahren

Membranverfahren dienen der Stofftrennung. Sie arbeiten nach dem Prinzip eines Filters, erlauben jedoch je nach Art der Membranen eine Abtrennung von Partikeln bis zu molekularer Größe. Die abgetrennten Stoffe werden durch die Membran weder chemisch noch biologisch verändert. Die zu behandelnde Lösung (Feed) wird von der Membran in eine gereinigte Phase (Filtrat bzw. Permeat) und eine aufkonzentrierte Phase (Konzentrat bzw. Retentat) getrennt, wie es in Bild 4-2 dargestellt ist. Bei der Auswahl einer geeigneten Membran wird die minimal mögliche Porengröße neben der Zielvorgabe, welche Stoffe aus der wässrigen Lösung abgetrennt werden sollen, maßgeblich durch das Foulingpotential (Kapitel 4.1.2) und die Verblockungseigenschaften der in der wässrigen Lösung enthaltenen Inhaltsstoffe beeinflusst.

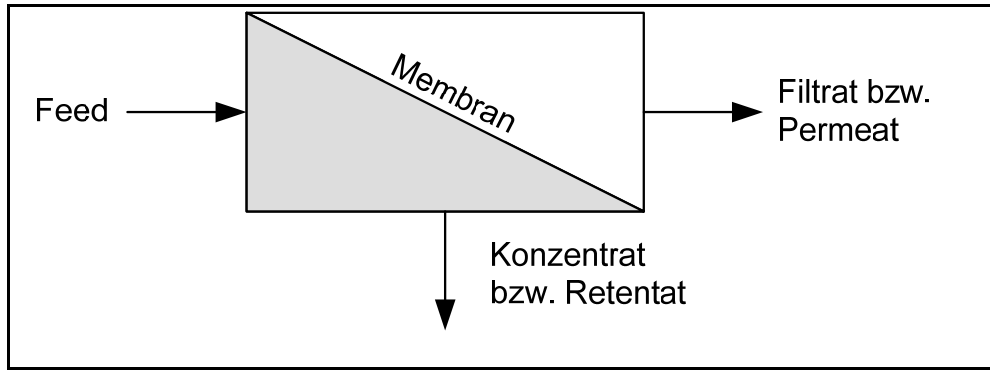


Bild 4-2: Schematische Darstellung des Membranprozesses

Trenngrenze

In Abhängigkeit der Trenngrenzen der Membranen lassen sich die Membranverfahren in Mikrofiltration (MF), Ultrafiltration (UF), Nanofiltration (NF) und Umkehrosmose (Reverse Osmosis, RO) differenzieren. Die treibende Kraft ist die transmembrane Druckdifferenz Δp [bar], die von Pumpen erzeugt wird. Bei den feiner trennenden Verfahren ist eine größere Druckdifferenz nötig, was mit steigendem Energieaufwand und wachsenden Kosten einhergeht.

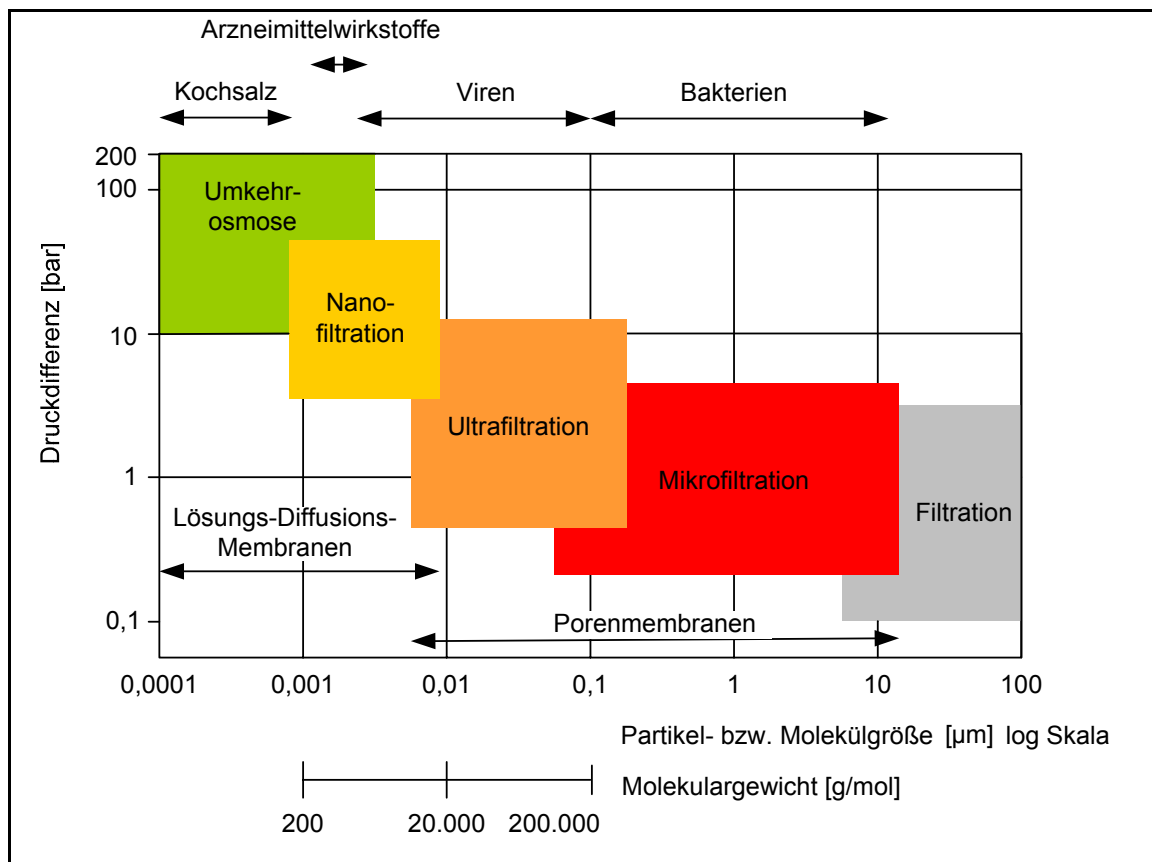


Bild 4-3: Einteilung der Membranverfahren (nach BAUMGARTEN, 1998)

In Bild 4-3 ist die zurückgehaltene Partikelgröße und erforderliche Druckdifferenz den einzelnen Membranverfahren zugeordnet. Des Weiteren werden beispielhaft einige Stoffe genannt, die mit dem jeweiligen Verfahren abgeschieden werden können. Schon mit MF-Membranen werden Bakterien zurückgehalten. UF-Membranen stellen bereits eine weitgehende Barriere für Viren dar, zumal diese dazu tendieren, an Partikel zu adsorbieren. Arzneistoffe werden aufgrund ihrer geringen Größe erst mit NF- oder RO-Membranen zurückgehalten.

Die Partikelgröße der zurückzuhaltenden Stoffe ist schwer zu bestimmen. Sie korreliert jedoch mit dem einfach zu ermittelnden Molekulargewicht [g/mol]. Daher ist die Angabe einer Molekulargewicht-Abtrenngrenze (MWCO-Molecular Weight Cut Off) für Membranen üblich. Diese ist definiert als das Molekulargewicht, deren Rückhalt zwischen 60 % und 90 % beträgt. Da der MWCO nicht nach standardisierten Vorschriften angegeben wird, können sich erhebliche Unterschiede zwischen dem angegebenen und dem tatsächlichen MWCO ergeben. Ein anderer Parameter, der den Rückhalt charakterisiert, ist der Abscheidegrad von Natriumchlorid (NaCl) in Prozent.

Für den Stofftransport durch Membranen sind der Transport durch Poren und der Transport infolge Diffusion verantwortlich. Im realen Fall können beide Mechanismen nebeneinander vorkommen, idealisiert wird jedoch nur jeweils eine Transportart betrachtet. Somit lässt sich der Stoffrückhalt bei der UF und MF mit dem Porenmodell beschreiben. Partikel, die größer sind als der Porendurchmesser, werden von der Membran zurückgehalten. Den beiden anderen Membranverfahren (NF und RO) ist gemeinsam, dass porenfreie, so genannte Lösungs-Diffusions-Membranen angewendet werden. Hier erfolgt der Stofftransport durch die Membran über Diffusion.

Kenngrößen der Leistungsfähigkeit

Zu den Grundbegriffen der Membrantechnologie gehören Fluss und Permeabilität. Unter Fluss (v_P) wird der Permeatfluss durch eine Membran unter stationären Verhältnissen verstanden. Hierbei wird der Permeatvolumenstrom (Q_P) auf die Membranfläche (A) und die Zeit bezogen, wie es in Gleichung 4-1 dargestellt ist (SCHRADER, 2007). Bei instationären Verhältnissen kann nur ein mittlerer Fluss angegeben werden. Für die Leistungsfähigkeit einer Membran ist der Fluss unter bestimmten Betriebsbedingungen von entscheidender Bedeutung.

$$v_P = \frac{Q_P}{A} \left[\frac{l}{m^2 h} \right] \quad \text{Gleichung 4-1}$$

Die Permeabilität (P) beschreibt die Durchlässigkeit einer Membran. Sie wird ermittelt, indem der Fluss auf die transmembrane Druckdifferenz bezogen wird (Gleichung 4-2) (SCHRADER, 2007).

$$P = \frac{V_P}{\Delta p} \left[\frac{l}{m^2 \text{ h bar}} \right] \quad \text{Gleichung 4-2}$$

Die Permeabilität hängt vom Membranzustand ab und wird von der Abwasserzusammensetzung, der Temperatur und der Viskosität des Fluides beeinflusst. Inhaltsstoffe im Abwasser führen zu einem erhöhten Filtrationswiderstand, der die Permeabilität herabsetzt. Eine Erhöhung der Temperatur führt zu einem Anstieg der Permeabilität, was hauptsächlich mit einer geringeren Viskosität zusammenhängt (BERG, 2002).

Betriebsweisen

Bei der Prozessführung wird zwischen dem Dead-End-Betrieb und dem Cross-Flow-Betrieb unterschieden. NF- und RO-Membranen werden im Cross-Flow-Betrieb eingesetzt, während bei MF und UF auch der Dead-End-Betrieb möglich ist (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006). Beide Betriebsformen sind in Bild 4-4 dargestellt. Beim Dead-End-Betrieb wird die Membran von der Feedlösung senkrecht angeströmt. Zurückgehaltene Teile lagern sich auf der Membranoberfläche an und bilden dort eine Deckschicht. Diese muss durch regelmäßige Rückspülungen oder Filtrationspausen bei gleichzeitiger Überströmung entfernt werden, so dass der Dead-End-Betrieb eine diskontinuierliche Betriebsweise darstellt. Voraussetzung für das Funktionieren dieser Betriebsweise ist ein geringer Feststoffgehalt der aufzubereitenden Lösung (MELIN und RAUTENBACH, 2007).

Beim Cross-Flow-Betrieb wird die Membran auf der Feed-Seite parallel zu ihrer Oberfläche überströmt. Durch diese Überströmung kann die Deckschichtbildung kontrolliert werden, indem Scherkräfte erzeugt und abgelagerte Partikel in die Strömung zurückgeführt werden. Bei getauchten Modulen lässt sich dieser Effekt auch durch einen tangentialen Lufteintrag erzielen. Dies wird als Semi-Cross-Flow bezeichnet. Nachteilig ist beim Cross-Flow-Betrieb der hohe Energiebedarf, der für die Membranüberströmung notwendig ist.

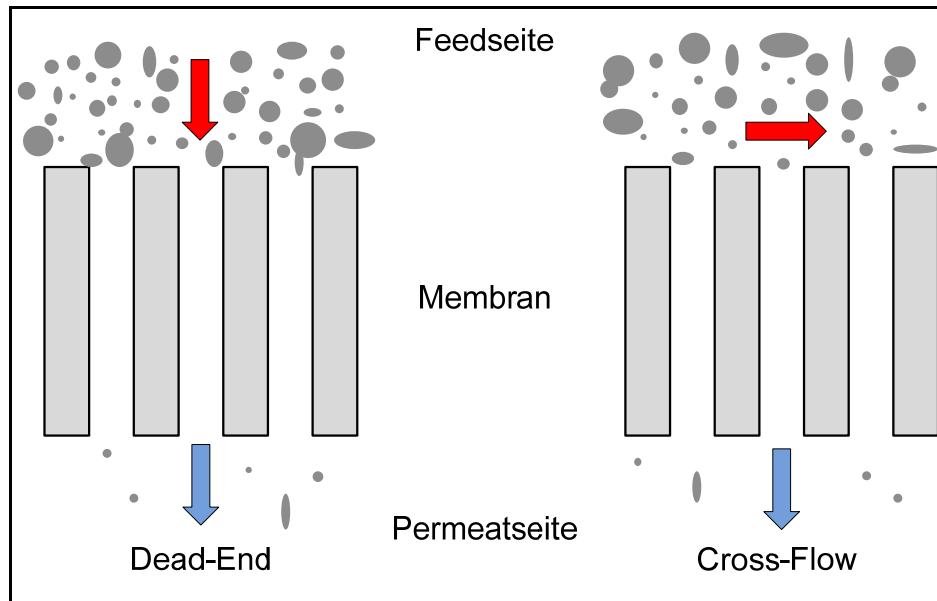


Bild 4-4: Gegenüberstellung der Betriebsweisen Dead-End und Cross-Flow (nach MELIN und RAUTENBACH, 2007)

Membranmodule

Module fassen Membranen als funktionelle Einheit zusammen. Je nach Aufbau kann zwischen Flachmembranen und Schlauchmembranen unterschieden werden. Zu den Flachmembranen gehören das Plattenmodul, das Kissenmodul und das Wickelmodul. Zu den Schlauchmembranen zählen das Rohrmodul, das Kapillarmodul und das Hohlfasermodule.

Die Anforderungen an Membranmodule betreffen die wirtschaftliche Fertigung, die Betriebskosten und die Verblockungsgefahr. Aus wirtschaftlicher Sicht ist eine hohe Packungsdichte im Modul von Vorteil, jedoch wird dieser durch die Forderung nach der Modulspülbarkeit Grenzen gesetzt. Diese Eigenschaften verhalten sich gegenläufig, wie in Bild 4-5 dargestellt ist. Für den jeweils gegebenen Anwendungsfall muss das geeignete Modul gewählt werden.

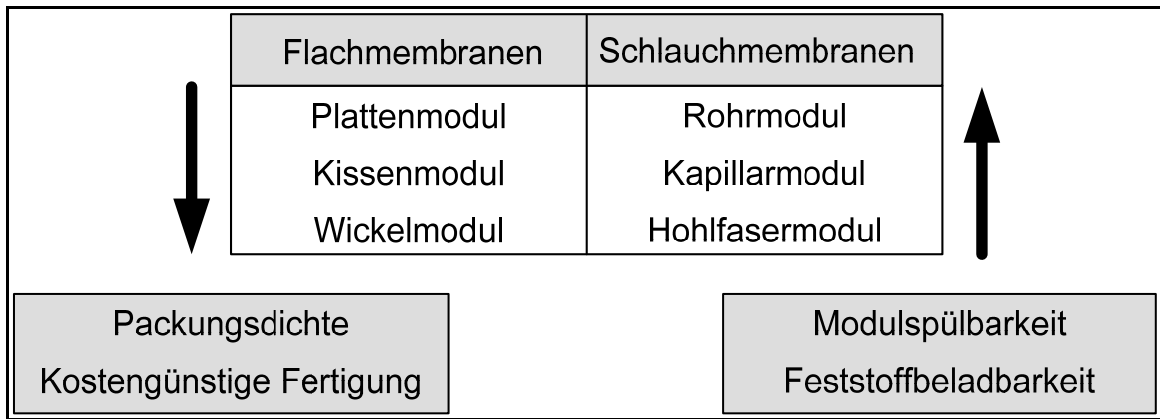


Bild 4-5: Modulbauformen (nach MELIN und RAUTENBACH, 2007)

Die meisten derzeit weltweit großtechnisch eingesetzten Membranmodule zur kommunalen Abwasserreinigung sind Kapillar- und Plattenmodule. Im Folgenden werden die gängigsten Membranmodule und ihre Funktionsweise beschrieben.

Das im Bild 4-6 dargestellte ZeeWeed™-Modul der Firma ZENON besteht aus einer Vielzahl röhrenförmiger Membranen mit einem Durchmesser von 3 mm, die parallel zueinander zwischen Modulkopf und -fuß eingearzt sind. Zur Minimierung der Deckschichtbildung auf den Membranflächen wird am Fuß des Moduls grob- bis mittelblasige Luft eingepresst. Eine zusätzliche Deckschichtentfernung ist durch eine zyklische filtratseitige Rückspülung möglich. (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

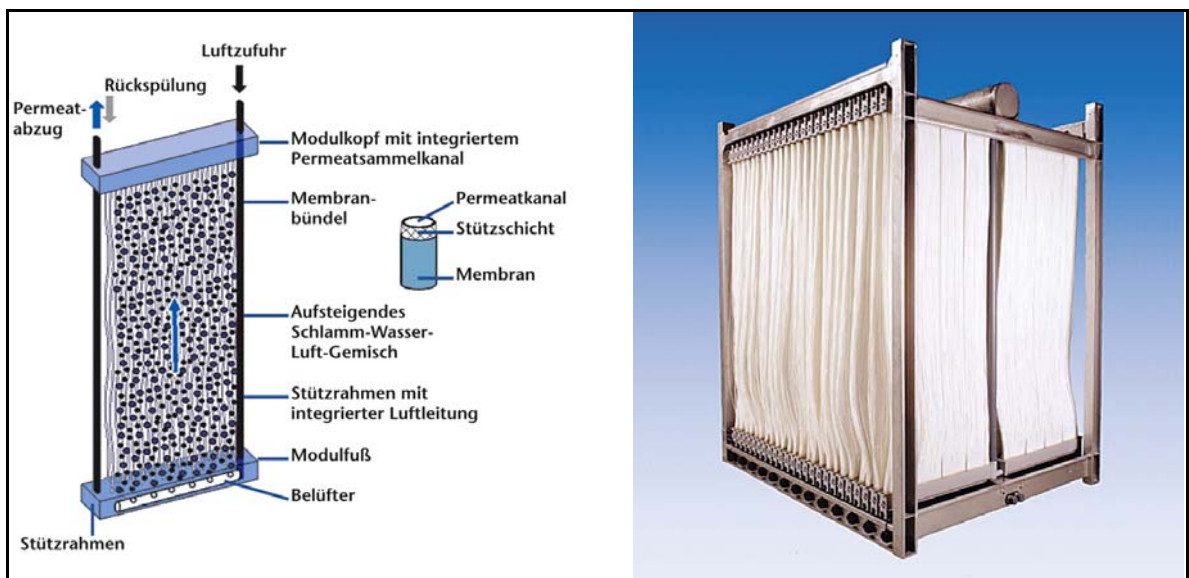


Bild 4-6: Funktionsprinzip und Modulkassette des ZeeWeed™ der Firma ZENON (links: schematische Darstellung des Funktionsprinzips; rechts: Foto der technischen Ausführung der Modulkassette) (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

Die Grundidee des im Bild 4-7 dargestellten PURON-Moduls der Firma Koch Membrane Systems AG basiert auf Bündeln aus Membranfasern, die nur am unteren Ende des Moduls fixiert sind. Am oberen Ende sind die Membranfasern verschlossen und bewegen sich frei im zu filtrierenden Medium. Über eine Luftdüse, die in der Mitte eines Modulbausteins angeordnet ist, wird gezielt Luft zur Bewegung und Abreinigung der Membranen eingetragen. Dadurch werden Membranbeläge bzw. beginnende Verschlämmungen aus dem Modul ausgetragen. Auch Haare und faserige Bestandteile können nach oben ausgetragen werden, wodurch das Problem einer Verzapfung der Module auch bei relativ grober Vorsiebung vermieden werden soll. (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

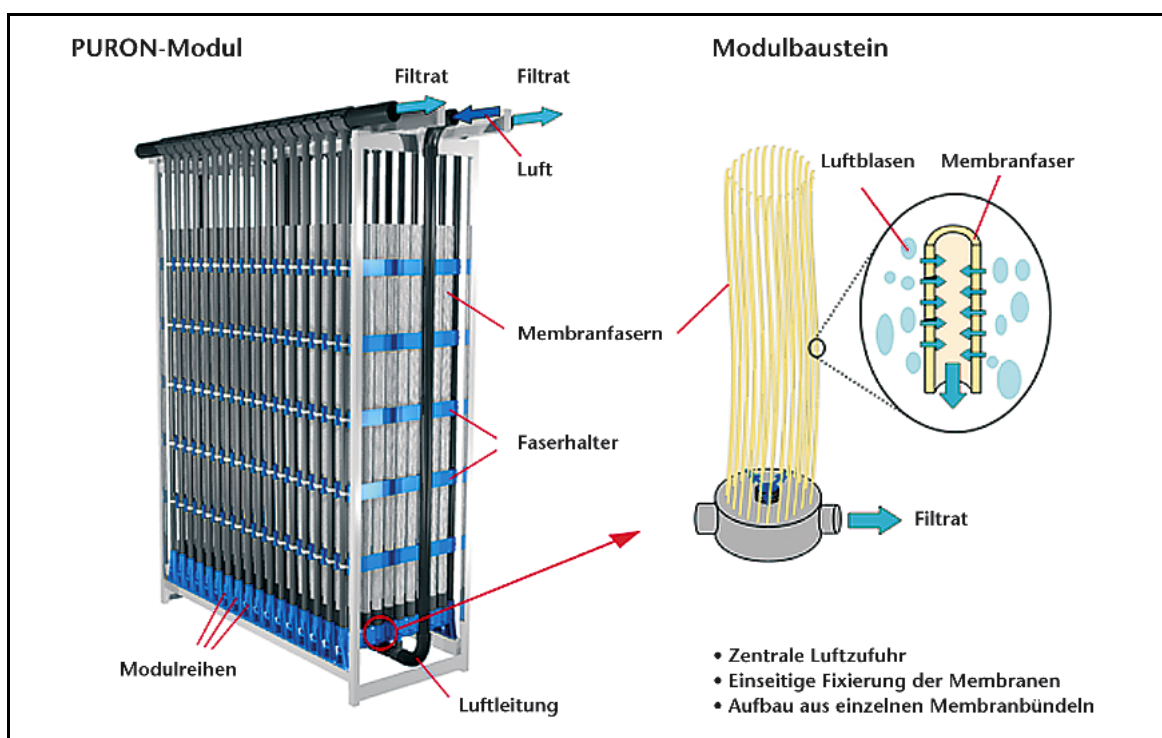


Bild 4-7: PURON-Modul und Modulbaustein (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

Alternativ zu den Kapillar- bzw. Hohlfasermembranen finden auch Plattenmodule in der kommunalen Abwasserreinigung Anwendung. Die Plattenmodule der Firma Kubota (Bild 4-8) bestehen aus einer Trägerplatte, auf die beidseitig die Membranschicht aufgeschweißt ist. Zwischen Platte und Membran befindet sich ein Drainage- und Stützvlies. Die einzelnen Platten werden in einem Abstand von 6 mm parallel zueinander und senkrecht stehend zu einem Plattenpaket zusammengefasst und in einen Stützrahmen eingefasst. Dieser ist seitlich geschlossen und auf einen Aufströmkanal montiert, an dessen Fuß eine Druckluft-Belüftungsvorrichtung angeordnet ist. Die

Entfernung der Deckschicht erfolgt nicht durch filtratseitiges Rückspülen, sondern intervallweise Unterbrechungen des Filtrationsbetriebes bei fortlaufender Modulbelüftung. Die Pausenzeit zur Entspannung der Membran variiert je nach Abwasserzusammensetzung. (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

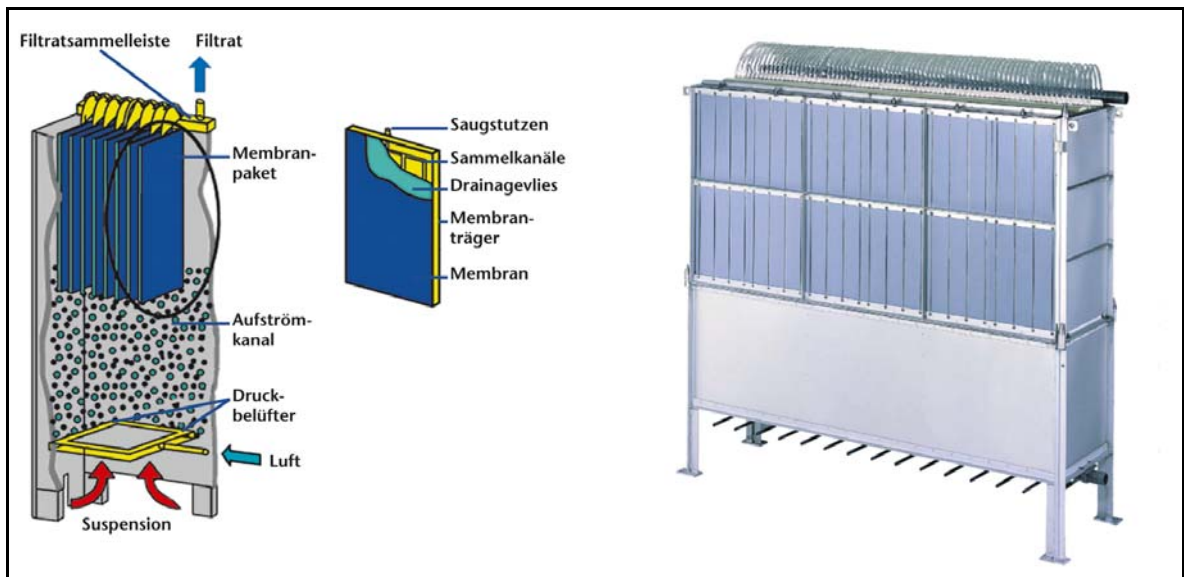


Bild 4-8: Plattenmodul der Firma Kubota (links: Schematische Darstellung des Funktionsprinzips; rechts: Foto der Anordnung der Plattenmodule als Plattenpaket) (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

Von der Martin Systems AG wird unter den Namen siClaro[®] ein weiteres Plattenmodul vertrieben. Jede Membran ist auf ein Stützgerüst mit offener Gitterstruktur geschweißt. Auf ein Drainagevlies kann verzichtet werden. Die Stützgerüste werden zu Modulblöcken verschweißt. Auf jeden Modulblock werden quer zum Stützgerüst im Kopf- und Fußbereich Filtratsammler montiert. Für den technischen Einsatz werden mehrere Modulblöcke miteinander verbunden. Durch den Einsatz feinblasiger Belüfter unterhalb des Modulpaketes soll ein höherer Sauerstoffeintag erzielt werden. Bild 4-9 zeigt das Schema eines Modulblocks und ein anschlussfähiges Modulpaket. (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)



Bild 4-9: Membranmodul der Martin Systems AG (links: Schematische Darstellung des Funktionsprinzips; rechts: anschlussfähiges Modulpaket) (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

Ein weiteres Plattenmembransystem wird von der Firma A3 Abfall-Abwasser-Anlagentechnik GmbH/Hese Umwelt GmbH angeboten. Bild 4-10 zeigt die Ansicht eines Prototyps und ein Konstruktionsbeispiel. Aufgrund eines anderen konstruktiven Aufbaus der Membranplatte ist hier im Gegensatz zu den anderen Plattenmembranen eine permeatseitige Rückspülung möglich. (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

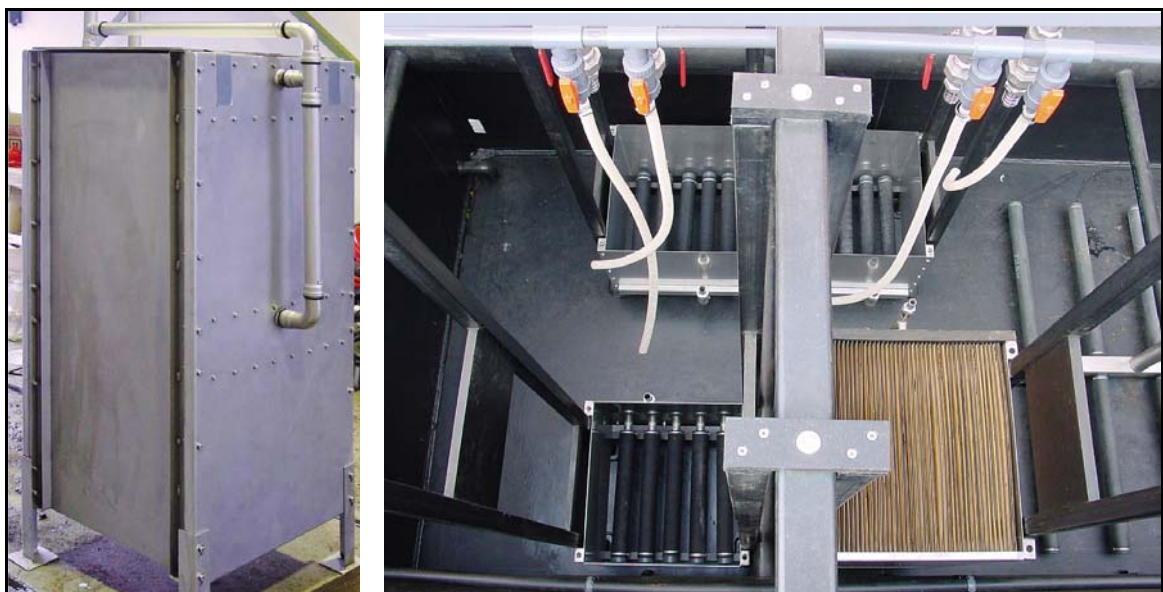


Bild 4-10: Plattenmodul der Firma A3 GmbH (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

4.1.2 Membranfouling – Ursachen und Gegenmaßnahmen

Beim Betrieb auftretende Mechanismen, die zur Minderung der Filtrationsleistung der Membranen führen, werden im Folgenden näher betrachtet.

Die derzeit in der kommunalen Abwasserreinigung eingesetzten Membranen, die in direktem Kontakt mit belebten Schlamm stehen, weisen eine Porosität auf, die keinen membranbedingten physikalischen Rückhalt von gefährlichen Stoffen erwarten lässt. Die Elimination gefährlicher Stoffe beschränkt sich auf biologisch abbaubare oder an größere und physikalisch abtrennbare Partikel adsorbierende Stoffe. Infolge des bei MBR-Anlagen im Vergleich zu konventionellen Kläranlagen höheren Schlammalters und des nahezu vollständigen Partikelrückhaltes können bei MBR-Anlagen infolge der Adsorption gefährlicher Stoffe an Schlammpartikel z. T. deutlich geringere Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe nachgewiesen werden als im Ablauf konventioneller Belebungsanlagen (z.B. BRANDS et al. (1998); KRAUTH und BEHNKE (1998); LI et al. (2000); SCHRÖDER (2003 und 2004)). Der Einsatz von feinporigeren Membranen, die nicht adsorbierte gefährliche Stoffe zurückhalten, ist beim Belebungsverfahren nicht möglich, da mit einer geringeren Porengröße die Leistungsfähigkeit der Membranen infolge einer erhöhten Foulingneigung drastisch absinkt.

Die Ausbildung eines Biofilms auf der Membranoberfläche hängt nach FLEMMING (1995) von unterschiedlichen Faktoren ab, die sich zudem gegenseitig beeinflussen. Neben dem Medium, der Aufwuchsfläche (Substratum) und den vorhandenen Mikroorganismen wird die Entwicklung eines Biofilms wesentlich durch die Induktionsphase und die Wachstumsrate beeinflusst. Innerhalb der Induktionsphase lagern sich erste Mikroorganismen an der Membranoberfläche an, so dass in diesem Fall von der Primäradhäsion gesprochen wird. Die Länge der Induktionsphase schwankt in Abhängigkeit verschiedener Randbedingungen. Hohe Konzentrationen an Nährstoffen und Mikroorganismen im Medium führen nach FLEMMING (1995) bereits nach wenigen Stunden zum Abschluss der Induktionsphase. In nährstoffarmen Systemen kann die Induktionsphase dagegen mehrere Wochen bis Monate andauern. Nach RIDGWAY et al. (1998) erfolgt in der ersten Stunde des Kontaktes zwischen Membranoberfläche mit dem Medium, in dem die Bakterien suspendiert sind, eine rapide Belegung der Membranoberfläche. Dabei bildet sich nach ZOBELL (1943) zunächst ein reversibler Film auf einer Oberfläche aus, der nach einer gewissen Zeit entweder in eine irreversible Anheftung übergeht oder sich die Zellen dieses Films wieder von der Oberfläche ablösen. Für die Leistungsfähigkeit von Membranen ist die Ausbildung des irreversiblen Films auf Membranoberflächen maßgebend. Nach MULDER (1996), BOERLAGE (2001) und

MELIN und RAUTENBACH. (2003) wird das Fouling durch drei Stoffgruppen hervorgerufen. Man unterscheidet zwischen

- ausgefällten organischen Substanzen (Makromoleküle (z.B. Extrazelluläre Polymere Substanzen = EPS), biologische Substanzen (Teile des Natürlichen Organischen Materials = NOM)),
- ausgefällten anorganischen Substanzen (Metallhydroxide, Calciumsalze, etc.) und
- partikulären Substanzen (Mikroorganismen und sonstige abfiltrierbare Substanzen).

Hinsichtlich der ausgefällten organischen Substanzen werden in der Fachwelt meist die durch auf der Membranoberfläche festsitzenden Zellen gebildeten EPS genannt, die sowohl an den belebten Schlamm gebundene EPS als auch suspendiert als gelöste EPS im Schlamm-Wasser-Gemisch vorliegen. Zu den EPS zählen Polysaccharide, Proteine, Nucleinsäuren, Lipide und Huminsäuren (FROELUND et al. (1996), FLEMMING und WINGENDER (2000), GÜNTHERT et al. (2002)), deren Produktion vom jeweiligen Organismus, dessen Ernährungszustand (Schlammbelastung) sowie den Umweltbedingungen abhängt. Die Zusammensetzung bakterieller EPS ist in Tabelle 4-2 aufgelistet.

Hinsichtlich der Stärke des Biofouling in Abhängigkeit unterschiedlicher Randbedingungen besteht noch Forschungsbedarf. Dass die Nährstoffsituation die Biofilmbildung wesentlich beeinflusst, wurde bereits von BLACK (1886) im Rahmen zahnärztlicher Untersuchungen erkannt (zitiert in BOWDEN und LI, 1997). Je geringer das Nährstoffangebot für die auf und zwischen den Zähnen lebenden Mikroorganismen („oral biofilms“) ist, desto geringer ist die Schädigung der Zähne. Übertragen auf die abwassertechnische Problemstellung konnte BURA et al. (1998) anhand seiner Untersuchungen an Belebten Schlammflocken zeigen, dass sich unterschiedliche C:N:P-Verhältnisse auf die Hydrophobizität, die Oberflächenspannung und die EPS-Bildung auswirken. Allerdings ist nach SCHEEN (2003) die Übertragung der Ergebnisse, die aus Untersuchungen an Belebten Schlammflocken resultieren, auf Biofilme nicht uneingeschränkt möglich. Dies bestätigten bereits die Untersuchungen von MARTIN-CERECEDA et al. (2001), die zeigten, dass die Gehalte an Polysacchariden und Proteinen innerhalb der EPS von Biofilmen höher waren als in Belebten Schlammflocken derselben Anlage. Neben den Auswirkungen der Nährstoffsituation auf die Ausbildung von Biofilmen wurden auch weitere betriebstechnische Parameter hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Ausbildung von Biofilmen untersucht. Die Ergebnisse bereits durchgeführter Forschungsvorhaben hinsichtlich des Einflusses unterschiedlicher Schlammalter auf die Biofilmentwicklung wurden z.B. von MASSÉ et al. (2006) zusammengefasst. So erkannten beispielsweise CHANG und LEE (1998) sowie CHO et

Tabelle 4-2: Zusammensetzung bakterieller EPS (FLEMMING & WINGENDER, 2000)

EPS	Komponenten (Untereinheiten)	Hauptbindungstypen zwischen den Untereinheiten	Struktur des Polymerrückgrades
Polysaccharide	Monosaccharide Uronsäuren Aminozucker	glycosidische Bindungen	linear, verzweigt, Seitenketten
Proteine	Aminosäuren	Peptidbindungen	Linear
Nucleinsäuren	Nucleotide	Phosphodiester- bindungen	Linear
(Phospho)lipide	Fettsäuren Glycerin Phosphat Ethanolamin Serin Cholin Zucker	Esterbindungen	Seitenketten
Huminstoffe	Phenolische Bindungen einfache Zucker Aminosäuren	Etherbindungen, C-C-Bindungen, Peptidbindungen	Quervernetzungen

al. (2004), dass mit steigendem Schlammalter eine Abnahme der EPS-Konzentration zu verzeichnen ist. Dahingegen stellte sich dieser Zusammenhang bei HERMANOWICZ (2005), LIAO et al. (2001) und LEE et al. (2003) genau invers dar. Ähnlich verhalten sich die Aussagen der EPS-Produktion in Abhängigkeit der Schlammbelastung. Teilweise wurde mit zunehmender Schlammbelastung ein stärkeres Membranfouling infolge der Akkumulation gelöster EPS festgestellt (LEE et al., 2001, LEE et al., 2002, CHA et al., 2004) wohingegen andere Untersuchungen die verstärkte Leistungsminderung durch eine Zunahme der an den Belebten Schlammflocken gebunden vorliegenden EPS ergaben (CHANG et al., 1998, WU et al., 2004). Ganz anders stellte sich die Situation nach LI und GANCZARCZYK (1990) dar, die eine hohe Schlammbelastung zu einer abnehmenden Konzentration der gebundenen EPS ermittelten und THUY und VISVANATHAN (2004) keine signifikante Zunahme des gebundenen EPS-Anteils mit zunehmender Schlammbelastung feststellen konnten. Diese Aussagen verdeutlichen, dass die

Erfassung der für Foulingphänomene maßgebenden Parameter komplexe Untersuchungen erfordert. Neben Nährstoffangebot, Schlammbelastung und Schlammalter müssen auch äußere Randbedingungen wie Membranmaterialien, Packungsdichten bei Hohlfasermembranen, verwendete Fällmittel und hydraulische Belastung der Membranen berücksichtigt werden.

Die Komplexität der beschriebenen Foulingphänomene bei Ultrafiltrationsmembranen wird hinsichtlich des Einsatzes von Nanofiltrationsmembranen, die einen Rückhalt sämtlicher Bakterien und Viren sowie einiger gefährlicher Substanzen ermöglichen, um ein weiteres Maß gesteigert. Die Verwendung von Membranen mit einer Trenngrenze, die gefährliche Stoffe und Krankheitserreger zurückhält, ist sowohl international als auch national von Interesse. In den Vereinigten Staaten von Amerika und in Japan wird nach RAMESH et al. (2006) behandeltes Abwasser teilweise wieder als Rohwasser betrachtet und zu Trinkwasser aufbereitet.

Auf dem Kongress „Arzneimittel – Spurenstoffe im Boden und Wasser“ am 17. Mai 2006 in Stuttgart wurde die Situation hinsichtlich der Belastung der Gewässer durch Spurenstoffe in Deutschland als nicht akut gefährlich eingestuft (N.N., 2006). Allerdings besteht Handlungsbedarf, so dass der Einsatz von Nanofiltrationsmembranen eine mögliche Alternative zum Einsatz von Aktivkohle im Rahmen der kommunalen Abwasserbehandlung darstellt. Nach RAMESH et al. (2006) liegt jedoch im Vergleich zu Mikrofiltrations- und Ultrafiltrationsmembranen ein anderer Fouling-Mechanismus vor. An Stelle der Porenverblockung infolge des Foulings bildet sich bei einer Nanofiltrationsmembran (NF-Membran) eine gelartige Deckschicht aus, die die Leistungsfähigkeit der NF-Membran deutlich reduziert. Betriebstechnisch bedeutet dieser Fouling-Mechanismus, dass Rückspülungen, wie sie beispielsweise bei Hohlfasermembranen durchgeführt werden, weniger wirkungsvoll sind als bei den derzeit bereits eingesetzten Membranen.

Um die Leistungsfähigkeit der getauchten Membranen zu erhalten, werden Membranmodule zum einen in bestimmten Zeitintervallen belüftet, so dass anhaftender Schlamm von der Membranoberfläche abgelöst wird, und zum anderen werden in größeren zeitlichen Abständen (in Abhängigkeit des erforderlichen Transmembrandruckes zur Einstellung eines Filtratvolumenstroms) chemische Reinigungen durchgeführt (Bild 4-11). Art der Reinigungen, Auswahl an Reinigungskemikalien und erforderlicher Zeitaufwand

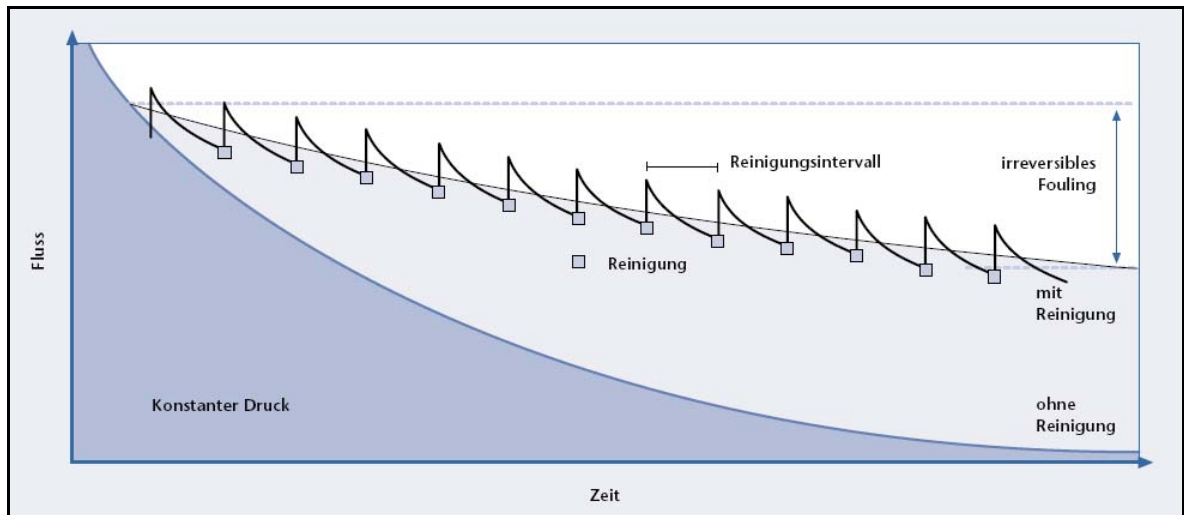


Bild 4-11: Entwicklung des Permeatflusses über die Zeit (bei konstantem Druck) mit und ohne chemische Reinigungen (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

werden sowohl vom Verschmutzungsgrad der Membranen als auch vom Membrantyp beeinflusst. Hohlfasermembranen können beispielsweise rückgespült werden, so dass Filtrat oder die Reinigungslösung entgegen der Filtrerrichtung durch Druck aus den Membranen herausgepresst wird. Die meisten Plattenmembranen werden nur mit Reinigungslösung gefüllt, aber nicht rückgespült. Des Weiteren wird zwischen Reinigungen, die in relativ kurzen Zeitabständen mit einem vergleichsweise geringen Einsatz von Reinigungschemikalien durchgeführt werden (Zwischenreinigungen), und Intensivreinigungen, die mit einer größeren Menge an Chemikalien durchgeführt werden, unterschieden. Hierbei ist in Abhängigkeit der eingesetzten Reinigungschemikalie die Bildung unerwünschter, überwachungsrelevanter Nebenprodukte (z.B. AOX) zu berücksichtigen. Zwischenreinigungen werden oftmals gegen den belebten Schlamm durchgeführt, d.h. die Membranen bleiben im Schlamm-Wasser-Gemisch getaucht. Sowohl bei Hohlfasermembranen als auch bei Plattenmembranen gelangt bei dieser Vorgehensweise ein Teil der Reinigungschemikalie (und ggfs. der unerwünschten Nebenprodukte) in das belebte Schlamm-Wasser-Gemisch. Aus diesem Grund muss für jede Kläranlage einzeln überprüft werden, ob eine zusätzliche reinigungsbedingte AOX-Belastung des Abwassers möglich und zulässig ist. Anderenfalls ist ein Reinigungskonzept einer im belebten Schlamm getauchten Membran nur dann praktikabel, wenn sie zum einen in einer separat aufgestellten Membrankammer installiert ist und zum anderen das „belastete“ Schlamm-Wasser-Gemisch in einem zusätzlichen Behälter zwischengespeichert und entsorgt wird. Alternativ kann auch eine Anpassung der Reinigungsstrategie realisiert werden, in der entweder die Verwendung einer niedrig konzentrierten Reinigungslösung oder die Nutzung alternativer Reinigungschemikalien umgesetzt wird.

4.1.3 Reduzierung des Foulingpotentials durch eine optimierte biologische Reinigungsstufe

Wie bereits erläutert wurde, wird die EPS-Bildung durch die im Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe beeinflusst. Die bisher widersprüchlichen Untersuchungsergebnisse hinsichtlich des Einflusses des Schlammalters und des Substratangebotes auf die Leistungsminderung der Membranen (Kapitel 4.1.2) verdeutlichen, dass hinsichtlich des Membranfoulings weitergehende Untersuchungen erforderlich sind.

Für den weiteren Verlauf des Projektes wird angenommen, dass eine Reduzierung des Foulingpotentials mit einem weitestgehenden Abbau der Abwasserinhaltsstoffe vor dem Kontakt mit der Membranoberfläche einhergeht. Vor diesem Hintergrund und dem Potential einer erhöhten Reinigungsleistung von MBR-Anlagen gegenüber konventionellen Kläranlagen bietet die Kombination einer optimierten biologischen Reinigungsstufe mit einem Membranbioreaktor die Möglichkeit einer weitergehenden Abwasserreinigung inklusive der Elimination verschiedener Spurenstoffe. Zu diesem Zweck muss das Foulingpotential dermaßen reduziert werden, dass eine Membran im belebten Schlamm eingesetzt werden kann, deren Trenngrenze den Rückhalt von Spurenstoffen ermöglicht.

Da bisher keine Anhaltswerte für eine zu erzielende Reinigungsleistung existieren, die einen Betrieb einer derartigen Membran ermöglichen, wurde als Zielvorgabe auf die Grenzwerte des in den Niederlanden für die Qualität von Kläranlagenabläufen erarbeiteten MTR-Konzeptes (Maximal Tolerierbares Risiko) zurückgegriffen. Das Konzept der MTR-Qualität für Abwasser wurde ursprünglich für die Einleitung von Kläranlagenabläufen in empfindliche Oberflächengewässer und in Oberflächengewässer, die als Badegewässer genutzt werden, entwickelt. Das MTR-Konzept für die Einleitung von Abwässern ist Teil eines Gesamtkonzeptes für eine nachhaltige Wasserwirtschaft, das weitere Zielvorgaben, wie beispielsweise Grenzwerte für Schwermetallgehalte von Schlämmen und Grenzwerte für die Belastung des Grundwassers beinhaltet. Auf diese MTR-Teilkonzepte wird im Folgenden nicht weiter eingegangen.

Die Anforderungen an die Reinigungsleistung von Kläranlagen mit MTR-Qualität sind in Tabelle 4-3 aufgelistet. Hierbei ist zu beachten, dass diese Grenzwerte auf dem niederländischen Probenahmekonzept zur Bewertung der Abwasserproben beruhen, so dass die in Tabelle 4-3 aufgelisteten Konzentrationen für 24-h-Mischproben und nur in der Zeit zwischen Anfang März und Ende September gelten. Um einen ganzjährigen Einsatz einer feinporigen Membran zu ermöglichen, ist es das Ziel, die MTR-Qualität im Ablauf der Versuchsanlagen zu jeder Zeit zu erreichen.

Tabelle 4-3: Grenzwerte zum Erreichen der MTR-Qualität für MBR-Anlagen

Parameter	Grenzwert mg/l
P_{ges}	< 0,15
N_{ges}	< 2,2

Maßnahmen, die bereits in der kommunalen Abwasserreinigung zur Verbesserung der Reinigungsleistung umgesetzt wurden und mit deren Hilfe die Einhaltung der MTR-Ablaufqualität erzielt werden und betrachtet könnte, sind:

- eine optimierte (frachtproportionale) Fällmitteldosierung
- eine vermehrte biologische P-Elimination
- optimierte Regel- und Steuerungskonzepte hinsichtlich
 - der Nitratrückführung
 - des Sauerstoffeintrags
 - einer evtl. erforderlichen Kohlenstoffdosierung

4.2 Pharmazeutika im aquatischen System

In der kommunalen Abwasserreinigung erreichen biologische Kläranlagen heutzutage Reinigungsleistungen hinsichtlich des Abbaus organischer Inhaltsstoffe von weit über 90 %. Neben diesen seit langer Zeit im Abwasser erfassbaren Verbindungen (z.B. Kohlenstoff und Stickstoff) fließen der Kläranlage große Mengen an Schadstoffen zu, die mit Hilfe der bisher angewandten Reinigungsverfahren nicht zurückgehalten werden können. Nach TERNES (1998a), SPENGLER et al. (1999) und SCHRÖDER (2003a) sind im Abwasser Wasch- und Reinigungsmittel, Kosmetika, Industriechemikalien, Arzneimittel und Pestizide enthalten, die nach der Passage durch die Kläranlagen auch in den Oberflächengewässern und teilweise auch im Grundwasser wieder gefunden werden.

4.2.1 Human- und Veterinärpharmaka: Indikationsgruppen

Im Jahr 2003 waren im Arzneimittelverzeichnis „Rote Liste“ ca. 9.500 Arzneimittelpräparate aufgelistet. 90 % aller ärztlichen Verordnungen entfielen dabei auf 2.300 dieser Präparate (VFA, 2003). Die Multiplikation der Anzahl der in einem Jahr verordneten Tagesdosen mit der Menge einer Tagesdosis ergibt die jährlichen Verordnungsmengen, die in einzelnen Fällen sogar Spitzenwerte von über 100 Mg/a erreichen (SCHWABE und PAFFRATH, 1996). Da ein nicht zu vernachlässigender Anteil an Medikamenten ohne Rezept, d.h. direkt im Handel erhältlich ist („Over-the-Counter Produkte“) und daher nicht erfasst wird, stellen die derart berechneten Zahlen nur eine untere Grenze der Abschät-

zung für die möglichen Aufnahmemengen dar (TERNES, 1998b). Für spezielle pharmazeutische Wirkstoffe, wie z.B. Acetylsalicylsäure oder Diclofenac liegen die in den Apotheken verkauften Mengen deutlich höher. Da die Humanpharmaka teilweise bis zu über 90 % unverändert ausgeschieden werden, ist mit einem verbreiteten Auftreten der Arzneimittelwirkstoffe im kommunalen Abwasser zu rechnen.

Tabelle 4-4: Verbrauchsmengen ausgewählter Humanarzneimittel-Wirkstoffe in Deutschland im Jahr 2001 (Quelle: IMS Health chemical country profile, 2002)

Wirkstoff	Gruppe	* Anzahl Präparate	Verbrauch in 2001 (Mg/Jahr)		
		Rote Liste	Krankenhaus	Apotheken	Gesamt
Acetylsalicylsäure	Analgetikum	66	14,29	821,97	902,26
Paracetamol	Analgetikum	96	24,42	597,23	717,65
Metformin	Antidiabetikum	25	5,20	511,72	516,92
Ibuprofen	Analgetikum	60	8,46	336,42	424,88
Theophyllin	Bronchospasmolytikum	27	5,18	132,21	137,39
Piracetam	Antidormentivum	23	6,68	115,68	121,75
Allopurinol	Gichtmittel	28	2,71	139,68	142,39
Amoxillin	Antibiotikum	45	12,57	102,81	160,38
Pentoxifylin	Durchblutungsförderer	18	2,21	72,81	75,02
Carbamacepin	Antiepileptikum	21	4,09	83,51	87,60
Penicillin V	Antibiotikum		1,36	81,16	82,52
Ranitidin	Magen-Darm-Mittel	30	4,89	80,92	85,81
Diclofenac	Analgetikum	54	4,66	81,14	85,80
Veraparnil	Koronarmittel	34	1,50	66,87	68,37
Metoprolol	Betarezeptorblocker	58	1,87	91,10	150,97
Cyclophosphamid	Zytostatikum	3	0,26	0,13	0,39
Ethinylestradiol	Sexualhormon	53	0,00	0,05	0,05

In der Humanmedizin werden in Deutschland etwa 30.000 Mg Arzneimittel-Wirkstoffe pro Jahr verabreicht, etwa 6.500 Mg davon sind synthetisch hergestellt. Schätzungsweise zweidrittel dienen der ärztlichen Versorgung durch Verordnung, der Rest wird zur Selbstmedikation angeboten. Die Verbrauchsmengen einiger häufig eingesetzter Wirkstoffe und ihre Anwendungsbereiche sind in Tabelle 4-4 exemplarisch dargestellt.

In der Tierhaltung werden in Deutschland pro Jahr schätzungsweise 2.500 Mg Arzneimittel-Wirkstoffe zu therapeutischen Zwecken eingesetzt und eine unbekannte Menge z.T. gleicher Wirkstoffe als Futtermittelzusatzstoffe.

4.2.2 Verbleib von Arzneimitteln in aquatischen Systemen

4.2.2.1 Humanpharmaka

Vom menschlichen Körper werden Arzneimittel-Wirkstoffe in Abhängigkeit von ihrer Pharmakokinetik in Form von Metaboliten, oder aber auch unverändert, wieder ausgeschieden und gelangen mit dem Abwasser in die Kläranlagen. Studien belegen, dass viele pharmakologisch wirksame Substanzen dort nur in geringem Umfang abgebaut werden und anschließend in Oberflächengewässer oder mit dem Klärschlamm auf Böden gelangen (KÜMMERER, 2001). Untersuchungen von Arzneimittelrückständen in Gewässern und Kläranlagen wurden bislang an Arzneimitteln und in der Medizin verwendeten Stoffen folgender Indikationsgruppen vorgenommen: Analgetika, Antirheumatika, Antibiotika, Antiepileptika, β -Rezeptorenblocker, Hormone, Lipidsenker, Narkotika, Zytostatika, Röntgenkontrastmittel und Desinfektionsmittel.

Eine mögliche Kontaminationsquelle des Grundwassers besteht sowohl durch die Infiltration von belastetem Oberflächenwasser in den Untergrund als auch durch die weit verbreiteten Leckagen in Abwasserleitungssystemen. Auch die Entsorgung von Medikamenten über den Hausmüll kann bei Undichtigkeiten von Deponien zu einer Belastung des Grundwassers führen. Nach geltender EU-Richtlinie (91/689/EWG vom 22.12.1994 über gefährliche Abfälle) werden Alt-Arzneimittel nicht zu den gefährlichen Abfällen gerechnet, sondern können auch von den Apotheken im Einklang mit europäischem Recht als Hausmüll entsorgt werden. Ein ebenfalls nicht zu unterschätzender Eintragspfad von Arzneimitteln in die Umwelt ist die häusliche Entsorgung nicht oder unvollständig gebrauchter Arzneimittel. Von wenigen Ausnahmen abgesehen (z.B. Zytostatika, schwermetallhaltige Arzneimittel, Lebendimpfstoffe) werden sie nicht als überwachungsbedürftige Abfälle behandelt und können somit über den Hausmüll entsorgt

werden. Schätzungen gehen davon aus, dass bis zu ein Drittel der insgesamt verordneten oder frei verkäuflichen Medikamente nicht bestimmungsgemäß verwendet und letztlich mehr oder minder unsachgemäß entsorgt werden (ZIMMER et al., 1992; 2000). Hausmüll wird zwar in steigendem Maße einer Verbrennung zugeführt, aber auch teilweise deponiert. In ersten Untersuchungen ist in Deponie-Sickerwässern ein Cocktail verschiedener Arzneimittel-Wirkstoffe nachgewiesen worden, der zumindest bei älteren unzureichend gesicherten Deponien eine mögliche Grundwasserkontamination nach sich ziehen kann. Beispielsweise wurden Diclofenac, Primidon und Clofibrinsäure in Konzentrationen von 1-3 µg/l und Ibuprofen und Diethyltoluolamid sogar in Konzentrationen von 10-20 µg/l im Sickerwasser zweier hessischer Deponien nachgewiesen (SCHNEIDER et al., 2001).

4.2.2.2 Veterinärpharmaka und Futtermittelzusatzstoffe

Die Eintragspfade der Veterinärpharmaka und Futtermittelzusatzstoffe müssen getrennt von den Humanpharmaka betrachtet werden. Veterinärpharmaka gelangen nach bestimmungsgemäßer Behandlung von Tieren mit deren Ausscheidungen in Mist und Gülle auf landwirtschaftlich genutzte Flächen oder werden von den Tieren in Weidehaltung unmittelbar in die Umwelt ausgeschieden. In Aquakulturen werden Pharmaka bestimmungsgemäß direkt in die Gewässer eingebracht. Zudem können nach starken Regenereignissen beträchtliche Mengen an Gülleinhaltsstoffen oder wieder verwendetem Klärschlamm durch Abschwemmungen („run-off“) dieser landwirtschaftlich genutzten Flächen in Drainagegräben und von dort in die Oberflächengewässer gelangen. Neben den eher diffusen Einträgen, die aus der Anwendung von Arzneimitteln herrühren, können auch Industrieabwässer der Arzneimittelproduzenten zu einem punktuellen Eintrag der Pharmaka in die als Vorfluter genutzten Fließgewässer führen (LUA BRANDENBURG, 2001; LÖFFLER, 2004).

Die unterschiedlichen Eintragspfade (Bild 4-12) verdeutlichen die komplexen Zusammenhänge zwischen Darreichungsform, Anwendungsart und Mobilität (Stofftransport durch Abwasser oder Oberflächenwasser) der Wirkstoffe, die teilweise bereits vor ca. zehn Jahren von TERNES et al. (1999) in deutschen Fließgewässern nachweisen wurden (Tabelle 4-5).

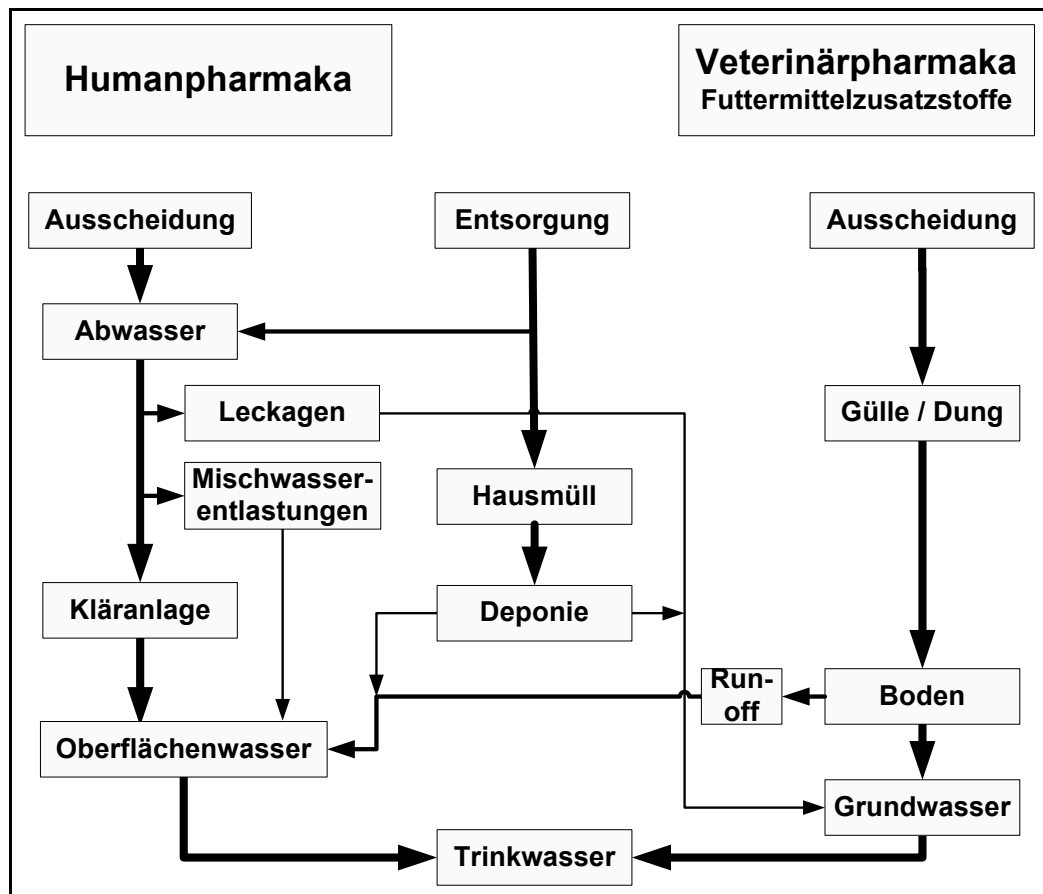


Bild 4-12: Potentielle Eintragswege von Human-, Veterinärpharmaka und Futtermittelzusatzstoffen in die aquatische Umwelt (modifiziert nach TERNES et al., 1999)

Tabelle 4-5: Konzentrationsbereiche der nachgewiesenen Pharmaka, Antiseptika und Röntgenkontrastmittel in deutschen Fließgewässern (1996-1998) (TERNES et al., 1999)

Medianwert > 0,05 µg/l	Medianwert 0,05-0,01 µg/l	Medianwert < BG; 90-Perzentilwert > BG	90-Perzentilwert < BG; Maximum > BG
Lipidsenker	Lipidsenker-Metabolit	Antiphlogistika	Antiphlogistikum
Bezafibrat	Fenofibrinsäure	Ketoprofen	Dimethylaminophena-
Gemfibrozil	Antiphlogistika	Acetylsalicylsäure	Betablocker
Lipidsenker-Metabolit	Indometacin	ASS-Metabolite	Betaxolol
Clofibrinsäure	Phenazon	Salicylsäure	Timolol
Antiphlogistika	Betablocker	Gentisinsäure	Bronchospasmolytika
Diclofenac	Metoprolol	Betablocker	Salbutamol
Ibuprofen	Propranolol	Bisoprolol	Fenoterol
Naproxen	Antibiotikum	Carazolol	Clenbuterol
Antiepileptikum	Sulfamethoxazol	Antibiotika	Antibiotikum
Carbamazepin	Röntgenkontrastmittel	Clarithromycin	Chlorampheni-
Antibiotika-Metabolit	loxithalaminsäure	Roxithromycin	
Dehydrato-Erythromycin		Trimethoprim	
Röntgenkontrastmittel		Röntgenkontrastmittel	
Diatrizoat		lothalaminsäure	
Iopamidol			
Iopromid			
Iomeprol			

4.2.3 Belastung kommunaler Kläranlagenabläufe und Fließgewässer

Eine deutschlandweite Untersuchung zum Verbleib der Arzneimittel in der Umwelt bestätigte die Annahme, dass einige Medikamente bereits in vielen Gewässern zu finden sind, wobei Rückstände der Arzneistoffe vielfach in Gehalten bis zu 0,5 µg/l gefunden wurden. Insgesamt zeigten die Ergebnisse, dass Humanpharmaka in den Oberflächengewässern häufig, z. B. in allen großen Flüssen, in Summengehalten > 1 µg/l und vielfach in oberflächen- oder abwasserbeeinflussten Grundwässern auftreten

(ROHWEDER, 2003). Bei einer Untersuchung der TU Wien bzgl. der Auffindung defekter Kanäle zeigte sich, dass das im Abwasser vorkommende Antiepileptikum Carbamazepin als „natürlicher“ Tracer für die Verunreinigung des Grundwassers durch schadhafte Rohrleitungen verwendet werden kann (KROISS, 2002).

Da Antibiotika und andere Pharmaka nicht natürlich in der Natur vorkommen, müssen sie anthropogenen Ursprungs sein. Im EU-Projekt LIFE sind Ergebnisse einer Untersuchung des Uniklinikums Freiburg dargestellt, aus denen ersichtlich wird, dass bis über 90 % der in den verabreichten Antibiotika enthaltenen Wirkstoffe vom Menschen unverändert wieder ausgeschieden werden und ins Abwasser gelangen (vgl. Tabelle 4-6). Die Verdünnung mit Wasser führt dazu, dass die minimale Hemmkonzentration (MHK), d. h. die gerade noch wirksame Konzentration gegenüber medizinisch relevanten Bakterien, im Abwasser einzelner Krankenhausstationen überschritten, jedoch im gesamten Klinikabwasser z. T. unterschritten wird. Dies hat zur Folge, dass zwar keine Hemmwirkung mehr auftritt, doch immer noch Bakterienresistenzen gebildet werden können (EU-LIFE).

Im technischen Schlussbericht zum EU-Projekt LIFE wird darauf hingewiesen, dass Haupteintragsquellen für Antibiotika i.d.R. das Abwasser der Abteilungen der Inneren Medizin, der Chirurgie und HNO-Klinik sind. Im Krankenhausabwasser werden Antibiotika-Konzentrationen (als Gruppenparameter) bis ca. 1 mg/l erreicht, die eine Aktivität gegenüber medizinisch relevanten Keimen besitzen. Damit kann ein entsprechender Selektionsdruck entstehen, der zur Begünstigung weniger empfindlicher oder gar resistenter Keime im Abwasser führen kann und letztendlich auch die Bakterien im Abwasserreinigungsprozess in ihrer Diversität und Leistungsfähigkeit beeinflusst. Die Aktivierung ruhender Resistenzgene in Bakterien kann durch die Anwesenheit von Antibiotika auch bei Konzentrationen weit unter der MHK erfolgen. Dies konnte mit dem Antibiotika Vancomycin bei 0,1 % der MHK nachgewiesen werden (OBST, 2004).

Auch TERNES (1998a) konnte in kommunalem Abwasser, in den Abläufen kommunaler Kläranlagen und auch in den als Vorfluter genutzten Fließgewässern eine Vielzahl an Pharmazeutika aus unterschiedlichen Indikationsgruppen identifizieren (KOHNNEN, 2004). Hierzu zählen beispielsweise Antirheumatika, Analgetika, Betablocker, Bronchospasmolytika, Lipidsenker, Antiepileptika, Antibiotika, Kontrazeptiva und Röntgenkontrastmittel (ADAM und HEBERER., 2004; FANCK, 2004; FÄRBER et al., 2004; KROISS, 2002, 2003; SCHMIDT und BROCKMEYER 2002; TERNES et al., 1999; MÖHLE et al., 1999; SACHER et al., 1998; WISCHNACK et al., 1998; HALLING-SØRENSEN et al., 1998; STUMPF et al., 1996, 1998, 1999; HIRSCH et al., 1996, 1999; HEBERER et al., 1996, 1997; STAN et al., 1994; RICHARDSON et al., 1985).

Tabelle 4-6: Ausgewählte Antibiotika und ihre Konzentration im Klinikabwasser (EU-LIFE).

Wirkstoff	Ampicillin	Cefuroxim	Ciprofloxacin	Metronidazol	Sulfamethoxazol	Vancomycin
Ausscheidungsrate	57 %	96 %	60 %	75 %	90 %	85 %
MHK ^{*)} [$\mu\text{g/l}$]	10	15	2	125	2.000	60
Konzentration im Stationsabwasser Gastroenterologie [$\mu\text{g/l}$] Uniklinik Freiburg, Hochrechnung	1.060	1.835	169	320	96	65
Konzentration Klinikumsabwasser [$\mu\text{g/l}$] Uniklinik Freiburg, Hochrechnung	83,7	235,7	23,3	56,2	73,0	22,6
*) <i>Minimale Hemmkonzentration, d.h. die gerade noch wirksame Konzentration gegenüber medizinisch relevanten Bakterien</i>						

In dem vom BMBF und Hessischen Ministerium für Umwelt geförderten Forschungsvorhaben „Nachweis und Screening von Arzneimittelrückständen Diagnostika und Antiseptika in der aquatischen Umwelt“ (TERNES et al., 1999) konnten insgesamt 36 von 55 analysierten Pharmakawirkstoffen (einschließlich iodierter Röntgenkontrastmittel) und fünf von neun Metaboliten in mindestens einem der bis zu 49 untersuchten Kläranlagenabläufe mit Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze quantifiziert werden. Die höchste Konzentration der Arzneimittelwirkstoffe wurde mit $6,3 \mu\text{g/l}$ für das Antiepileptikum Carbamazepin detektiert. Die ubiquitäre Verbreitung der Arzneistoffe in den Abläufen kommunaler Kläranlagen zeigte sich darin, dass 25 Pharmaka und vier Metabolite in über 50 % der untersuchten Proben mit Medianwerten über der Bestimmungsgrenze nachweisbar waren. Die Expositionsdaten belegen, dass Arzneimittelrückstände offensichtlich zu beträchtlichen Anteilen in kommunalen Kläranlagenabläufen vorliegen, und zwar bis in den $\mu\text{g/l}$ -Bereich. Da selbst Verbindungen wie die Acetylsalicylsäure, die als sehr gut abbaubar eingestuft wird (RICHARDSON et al., 1985), in Kläranlagenabläufen mit Medianwerten von $0,22 \mu\text{g/l}$ und Spitzenwerten von bis zu $1,5 \mu\text{g/l}$ enthalten waren, ist das Auftreten einer Vielzahl weiterer Pharmaka aus nahezu allen Anwendungsgebieten der Medizin in den Kläranlagenabläufen zu erwarten. Die Medianwerte von sechs Pharmaka, vier Röntgenkontrastmitteln, dem Metabolit Dehydrato-Erythromycin und der Clofibrinsäure, dem gemeinsamen Metabolit von drei

unterschiedlichen Lipidsenkern, lagen sogar über 0,05 µg/l. Auch wenn die Medianwerte größtenteils unter 0,1 µg/l lagen, waren Spitzenwerte von über 1 µg/l keine Seltenheit. In Tabelle 4-7 sind alle in den untersuchten deutschen Fließgewässern nachgewiesenen Arzneimittelrückstände und iodierten Röntgenkontrastmittel zusammenfassend dargestellt.

Der Bund-Länder-Ausschuss Chemikaliensicherheit (BLAC) beschäftigte sich in einer eigens eingerichteten Arbeitsgruppe mit der Arzneimittelproblematik und veröffentlichte im Dezember 1998 einen umfassenden und viel beachteten Bericht zum Thema „Auswirkungen der Anwendung von Clofibrinsäure und anderer Arzneimittel auf die Umwelt und Trinkwasserversorgung“. Dieser Bericht resultierte in der Einrichtung eines einjährigen bundesweiten Untersuchungsprogramms zum Nachweis von Arzneimitteln in der Umwelt. Damit steht eine repräsentative Erfassung der Belastungssituation in Deutschland in Bezug auf Arzneimittel-Wirkstoffe für die maßgeblichen Eintragspfade und Umweltkompartimente zur Verfügung. Arzneimittel-Wirkstoffe und ihre Stoffwechselprodukte (Metabolite) sind mittlerweile bereits im Ablauf von Kläranlagen, in Oberflächengewässern, aber auch in Böden und z.T. sogar in Grund- und Trinkwasser nachweisbar. Ihre Konzentrationen liegen in der Regel unterhalb therapeutischer Dosen und auch deutlich unterhalb der maximal zulässigen Rückstandsmengen in Nahrungsmitteln für den menschlichen Gebrauch. Obgleich Arzneimittel zu den toxikologisch am besten untersuchten und charakterisierten Stoffen zählen, sind die Konsequenzen einer geringen, jedoch permanenten Exposition gegenüber Arzneimittelwirkstoffen humantoxikologisch (Rückstände im Trinkwasser) und ökotoxikologisch weitgehend unerforscht. Für Umweltkonzentrationen einzelner Wirkstoffe (z.B. Sexualhormone) sind schädliche Auswirkungen auf aquatische Organismen jedoch bereits experimentell bestätigt worden. Außer hormonell wirksamen Stoffen sind auch andere Wirkstoffgruppen wie z.B. Antibiotika und Zytostatika aufgrund ihrer spezifischen Wirkungen kritisch zu betrachten.

Tabelle 4-7: BLAC-Monitoring im Rhein nachgewiesene Arzneimittelwirkstoffe (RÖNNEFAHRT, 2002)

Indikationsgruppe	Wirksubstanzen	Analysen anzahl	$\beta > XB$	β_{max} [ng/l]
Lipidsenker und Metabolit	Bezafibrat	21	12	67
	Clofibrinsäure	21	1	43
Antiphlogistika	Diclofenac	21	19	110
	Ibuprofen	21	4	72
	Phenazon	21	4	240
	Naproxen	21	2	76
Antiepileptikum	Carbamazepin	21	21	310
Betablocker	Sotalol	14	8	90
	Atenolol	14	5	40
	Metoprolol	20	5	190
	Propranolol	20	3	74
Antibiotika	Clarithromycin	21	7	11
	Erythromycin/Dehydrato- Erythromycin	21	8	76
	Roxithromycin	21	8	12
	Sulfamethoxazol	21	13	110
	Trimethoprim	21	4	25
	Sulfamethazin	21	1	145
Röntgenkontrastmittel	Iopamidol	14	14	910
	Iopromid	14	14	120
	Iomeprol	14	11	230
	Amidotrizoesäure	14	11	100

4.2.4 Verhalten von Arzneimitteln in Kläranlagen

In einer „Untersuchung zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen“ (MUNLV NRW, 2004) wurden der Zulauf und Ablauf zweier

Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen auf die Stoffe, die im Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie aufgeführt sind und einige weitere (vor allem Arzneimittelwirkstoffe), hin untersucht.

Diese Stoffe wurden in drei Gruppen eingeteilt:

- Gruppe 1: Stoffe, deren Konzentration bereits im Zulauf unterhalb der Bestimmungsgrenzen liegen.
- Gruppe 2: Stoffe, die im Zulauf und z.T. im Ablauf oberhalb der Bestimmungsgrenze detektiert werden und deren Konzentrationen zwischen Zulauf und Ablauf erheblich reduziert werden.
- Gruppe 3: Stoffe, die im Zulauf und im Ablauf oberhalb der Bestimmungsgrenzen detektiert werden und für die keine oder nur eine geringe Reduzierung der Konzentration auftritt.

Vor allem Pharmaka gehören der Gruppe 3 an. Die Untersuchung zeigte, dass für diese Stoffe die mechanisch-biologische Kläranlage zur Emissionspunktquelle wird, da über das Kanalsystem diese Stoffe gesammelt und konzentriert an einer Stelle in das Gewässer abgegeben werden. Daher ist es notwendig, dass eine signifikante Verminderung oder eine generelle Beendigung des Eintrages der relevanten Stoffe in die Gewässer erfolgt (MUNLV NRW, 2004). Tabelle 4-8 listet die untersuchten Pharmaka und ihre Gruppeneinteilung auf.

Bei einer ähnlichen Untersuchung der Umweltbundesamt GmbH in Österreich, die sich allerdings ausschließlich auf Arzneimittelwirkstoffe beschränkte, konnten viele der untersuchten Arzneimittel sowohl im Zu- als auch im Ablauf von Kläranlagen festgestellt werden (Tabelle 4-8) und bestätigen somit die Ergebnisse der Untersuchung in Nordrhein-Westfalen (SCHARF, 2002).

Tabelle 4-8: Liste untersuchter Pharmaka und ihre Gruppierung (MUNLV NRW, 2004; SCHARF et al., 2002)

Indikations- gruppe	Bezeichnung des Stoffes	MUNLV NRW, 2004			SCHARF 2002
		Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3	
Analgetika und Antirheumatika	Diclofenac			X	X
	Ibuprofen		X		X
	Naproxen			X	X
	Phenazon			X	X
Antibiotika	Clarithromycin			X	
	Erythromycin			X	X
	Roxithormycin			X	
	Sufadiazin	X			
	Sulfamethazin	X			
	Sulfamethoxazol			X	X
	Trimethoprim			X	X
Antiepileptikum	Carbamazepin			X	X
Lipidsenker	Bezafibrat		X		X
	Clofibrinsäure			X	X
β-Rezeptoren- blocker	Atenolol		X		
	Bisoprolol		X		
	Metoprolol			X	
	Nadolol	X			
	Propranolol	X			
	Sotalol			X	

Eine Studie zum Verhalten von verschiedenen Arzneimitteln in Kläranlagen in fünf Ländern der EU bestätigt ebenfalls die Ergebnisse der nordrhein-westfälischen Untersuchung. Bei Atenolol, Metoprolol, Trimethoprim und Carbamazepin erfolgte eine Elimination von < 10 % (PAXEUS, 2003). Untersuchungen am Universitätsklinikum Bonn zur Belastung kommunaler Abwässer mit Arzneimitteln aus medizinischen Einrichtungen ergaben, dass von 29 untersuchten antibiotischen Wirkstoffen im Abwasserabfluss der Klinik Wirkstoffkonzentrationen in Summe bis über 60 µg/l (im Mittel 34 µg/l) nachgewiesen werden konnten. Im Zulauf zur Kläranlage Bonn waren durch Verdünnungseffekte und chemischen sowie mikrobiellen Abbau in der öffentlichen Kanalisation noch Konzentrationen von bis zu 4 µg/l zu finden. Insgesamt kam es zu einer Reduzierung der Konzentrationen um 75 %. Das Sulfonamid Sulfamethoxazol scheint aufgrund seiner hohen Persistenz und Mobilität als Tracer für die Verunreinigung von Gewässern mit Antibiotika geeignet zu sein. Auch wenn Antibiotika bislang nicht im Trink-

wasser nachgewiesen werden konnten, seien weitergehende, auch mikrobiologische, Untersuchungen der Auswirkungen des Eintrages von Antibiotika in hohen Konzentrationen wie in Krankenhausabwässern auf die Resistenzbildung von Mikroorganismen zu untersuchen (FÄRBER et al., 2004). TERNES (1998a) untersuchte die Eliminationsleistung einer kommunalen Kläranlage mit ca. 300.000 Einwohnerwerten (Vorklärung, aerober Belebten Schlammbehandlung mit simultaner Phosphatflockung durch Eisen(II)chlorid-Zugabe, Nachklärung) in Bezug auf ausgewählte Pharmakarückstände. Es wurden korrespondierende Tagesmischproben des Zu- und Ablaufes über jeweils fünf bis sechs Tage nach Filtration ($< 1 \mu\text{m}$) gezielt auf Arzneimittelrückstände analysiert. Mittlere Frachten von bis zu 1450 g/d (Paracetamol) wurden im Zulauf und bis zu 114 g/d (Carbamazepin) im Ablauf ermittelt. Die Elimination in der beprobten Kläranlage variierte zwischen 7 % für Carbamazepin und über 99 % für Paracetamol. In der Regel lagen die Eliminationen über 60 %. Lediglich Carbamazepin, Clofibrinsäure und Phenazon zeigten geringere Werte. Auch wenn die Elimination vieler analysierter Pharmaka relativ hoch lagen, war eine vollständige Entfernung zumeist nicht zu beobachten, so dass ein Eintrag der Arzneistoffe in die als Vorfluter genutzten Fließgewässer erfolgte (Tabelle 4-9).

Tabelle 4-9: Konzentrationsbereiche, Frachten und Eliminationn ausgewählter Pharmaka nach der Klärwerkspassage (aus TERNES, 1998b; TERNES et al., 1999)

Substanz	Mittlere Konz. Zulauf in µg/l	Mittlere Konz. Ablauf in µg/l	Fracht Zulauf in g/d	Fracht Ablauf in g/d	Eliminationsrate in %
mittlere Durchflussrate vom 28.01.-02.02.1997: 55.320 m ³ /d					
Acetylsalicylsäure	3,2 ± 1,2	0,62 ± 0,30	178 ± 66	34 ± 17	81 ± 12
Diclofenac	1,9 ± 0,2	0,58 ± 0,03	102 ± 11	32 ± 2	69 ± 4
Ibuprofen	4,4 ± 0,5	0,45 ± 0,13	241 ± 27	25 ± 7	90 ± 3
Naproxen	1,3 ± 0,1	0,45 ± 0,08	73 ± 8	25 ± 4	66 ± 7
Paracetamol	26 ± 6	< BG	1450 ± 320	< 15	> 99
Indometacin	0,29 ± 0,07	0,09 ± 0,02	16 ± 4	4 ± 1	83 ± 7
Bezafibrat	5,6 ± 1,6	0,96 ± 0,24	310 ± 88	53 ± 13	75 ± 9
Gemfibrozil	0,94 ± 0,11	0,29 ± 0,06	52 ± 6	16 ± 3	69 ± 7
Fenofibrinsäure	1,1 ± 0,2	0,38 ± 0,06	59 ± 9	21 ± 3	64 ± 8
Clofibrinsäure	1,2 ± 0,2	0,60 ± 0,09	69 ± 10	33 ± 5	51 ± 10
mittlere Durchflussrate vom 23.11.-30.11.1997: 41.200 m ³ /d					
Carbamazepin	2,2 ± 0,4	2,0 ± 0,2	122 ± 20	114 ± 12	keine
Phenazon	0,25 ± 0,06	0,17 ± 0,03	14 ± 3	10 ± 2	33 ± 15
mittlere Durchflussrate vom 24.06.-30.06.1996: 54300 m ³ /d					
Propranolol	10,0 ± 2,4	0,41 ± 0,07	520 ± 103	21 ± 5	95 ± 1
Metoprolol	7,2 ± 3,4	2,08 ± 0,36	374 ± 159	108 ± 22	67 ± 11
Bisoprolol	0,41 ± 0,08	0,14 ± 0,02	20 ± 3	5 ± 2	65 ± 9
Betaxolol	0,87 ± 0,15	0,17 ± 0,03	46 ± 6	9 ± 2	80 ± 5
Terbutalin	0,37 ± 0,11	0,11 ± 0,01	19 ± 6	6 ± 1	67 ± 18
Salbutamol	0,21 ± 0,13	n.n.	9 ± 6	n.n.	100 ± 1
Carazolol	0,19 ± 0,03	0,07 ± 0,02	10 ± 1	3 ± 1	66 ± 8
BG: Bestimmungsgrenze; n.n.: nicht nachweisbar					

4.2.5 Spurenstoffnachweis in Umweltproben (substanzspezifische Analytik)

Der Bund-Länder-Ausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC) hat im Auftrag der Umweltministerkonferenz im Zeitraum von September 2000 bis August 2001 ein bundesweit abgestimmtes Untersuchungsprogramm zum Vorkommen von Arzneimittelwirkstoffen in der Umwelt durchgeführt. Hintergrund für diesen Auftrag waren u. a. Berichte über das Auftreten von Clofibrinsäure in Trinkwasser und über Vorkommen weiterer pharmakologisch wirksamer Substanzen in Oberflächen- und Grundwasser. Das Untersuchungsprogramm sollte die bis dahin unzureichende Datenbasis verbessern, um eine fundierte öko- und humantoxikologische Bewertung vornehmen zu können. Untersucht wurden insbesondere Oberflächen- und Grundwässer sowie Zu- und Abläufe von Kläranlagen als maßgebliche Eintragungspfade für Arzneimittelwirkstoffe. Die Stoffauswahl für die Untersuchungen wurde nach Schätzungen der Verordnungsmengen unter Berücksichtigung der analytischen Möglichkeiten und der Stabilität der Stoffe getroffen und umfasst über 40 Verbindungen aus verschiedenen Indikationsgruppen. Die analytische Bestimmung dieser Verbindungen erforderte die Anwendung verschiedener Analyseverfahren. Häufig wurden saure Wirksubstanzen getrennt von neutralen und basischen untersucht und jeweils eigene Verfahren kamen auch für die Bestimmung von Betablocker, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel zur Anwendung. Überwiegend wurden GC/MS-Methoden mit verschiedenen Verfahren der Derivatisierung angewandt, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel werden jedoch ausschließlich mit LC-MS/MS analysiert. Es ist davon auszugehen, dass häufig vorkommende Arzneimittelwirkstoffe als gewässerrelevant eingestuft und in die routinemäßigen Überwachungsprogramme für Grund- und Oberflächenwasser einbezogen werden. Vor diesem Hintergrund wurde im Landesumweltamt NRW ein Multiverfahren mittels HPLC-MS/MS entwickelt, um die Stoffe bei einem vertretbaren Aufwand mit einem Verfahren analysieren zu können. Dabei wurden nur die Arzneimittelwirkstoffe berücksichtigt, die sich nach dem BLAC-Untersuchungsprogramm hinsichtlich ihres Vorkommens für den Rhein als relevant erwiesen hatten. Nach dem derzeitigen Stand handelt es sich dabei um rund 20 Einzelstoffe, die hinsichtlich ihrer Eigenschaften aus analytischer Sicht sehr unterschiedlich sind. Das gilt besonders für die Röntgenkontrastmittel, die wegen ihrer hohen Polarität nicht in das Multiverfahren einbezogen werden konnten.

5 Untersuchungen und Methoden

Die durchgeführten Untersuchungen wurden auf einer Versuchsanlage in Simmerath und auf einem Versuchsstand in Eilendorf durchgeführt. Beide Versuchsanlagen sind im Bypass zu den vom Wasserverband Eifel-Rur (WVER) betriebenen Kläranlagen Simmerath und Eilendorf angeordnet. Die Untersuchungen auf dem Membranversuchsstand der Kläranlage Eilendorf beschränkten sich auf Untersuchungen zum Rückhalt ausgewählter Pharmakawirkstoffe durch den Membranbioreaktor. Diese Untersuchungen konnten nicht auf der Kläranlage Simmerath durchgeführt werden, da die zu untersuchenden Stoffe nicht kontinuierlich und in nicht „ausreichend“ großen Mengen im Zulauf zur Kläranlage Simmerath detektiert werden konnten. Sämtliche andere Untersuchungen, beispielsweise der Einfluss unterschiedlicher Betriebsweisen der biologischen Reinigungsstufe oder die Automatisierung der chemischen Zwischenreinigungen der Membranmodule, wurden auf der Membranversuchsanlage in Simmerath durchgeführt. Im Folgenden wird die Membranversuchsanlage beschrieben, die auf der Kläranlage Simmerath betrieben wird.

5.1 Membranversuchsanlage Simmerath

Die in Simmerath vom Wasserverband Eifel-Rur betriebene Kläranlage (Bild 5-1) weist eine Anschlussgröße von 15.000 E auf. Das überwiegend ländlich geprägte Einzugsgebiet der Gemeinde Simmerath besteht aus verschiedenen Ortschaften (Lammersdorf, Steckenborn, Rollesbroich, u.a.). Infolge der topographischen Gegebenheiten sind im Entwässerungsnetz mehrere Pumpstationen angeordnet. Die Kläranlage Simmerath wird simultan aerob stabilisierend betrieben, so dass die mechanische Reinigungsstufe nur aus einem Trommel-Stab-Rechen (Stababstand 3 mm) und einem belüfteten Sand- und Fettfang besteht (Bild 5-2).

Im Ablauf des Sand- und Fettfangs ist die Zulaufpumpe zur Membranversuchsanlage (750 E) angeordnet. Der Zulauf zur Versuchsanlage gelangt nach der Passage eines Feinsiebs, das im Verlaufe der Untersuchungen mit einem 1 mm und einem 3 mm Lochblech ausgerüstet war, in das Belebungsbecken der Membrananlage. Wie aus Bild 5-2 und Bild 5-3 ersichtlich wird, besteht das Belebungsbecken aus vier Zonen. Jede Zone ist jeweils mit einem Rührwerk und einer Belüftungseinrichtung ausgerüstet. Die Membranen, drei Module mit unterschiedlicher Membranfläche, sind in zwei separat aufgestellte Kammern integriert (Bild 5-4).

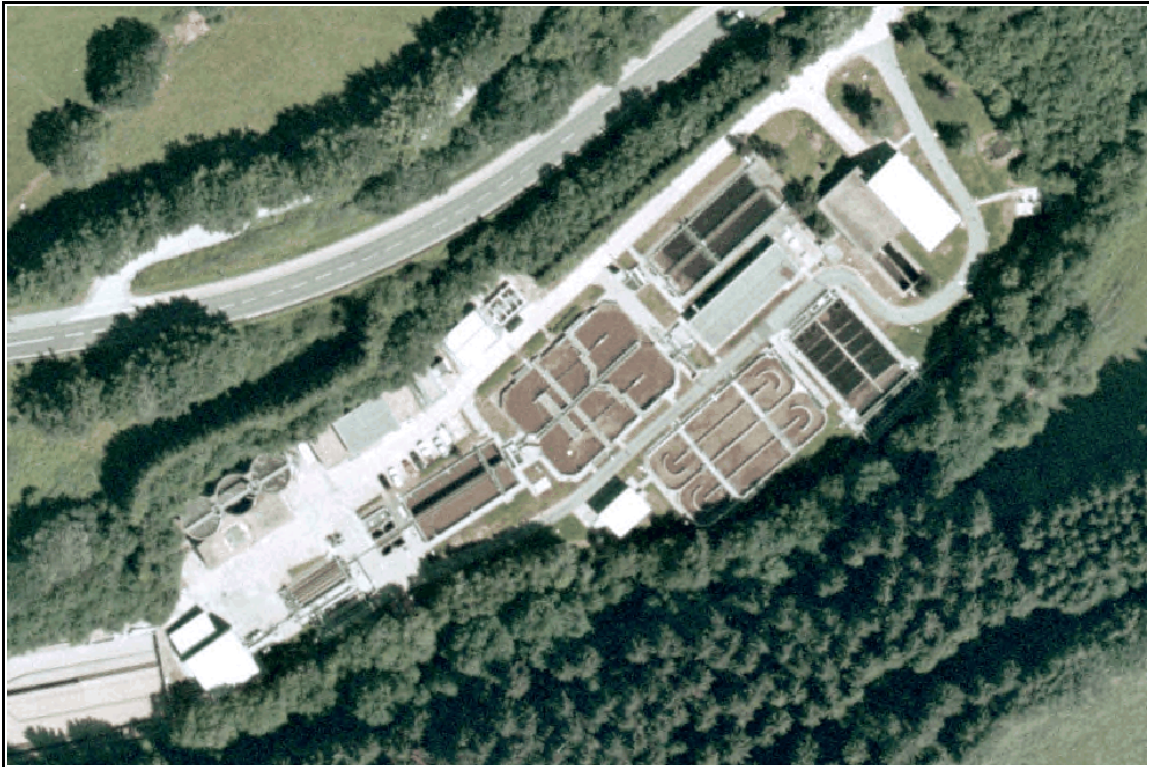


Bild 5-1: Luftbildaufnahme der Kläranlage Simmerath (Quelle Landesvermessungsamt NRW)

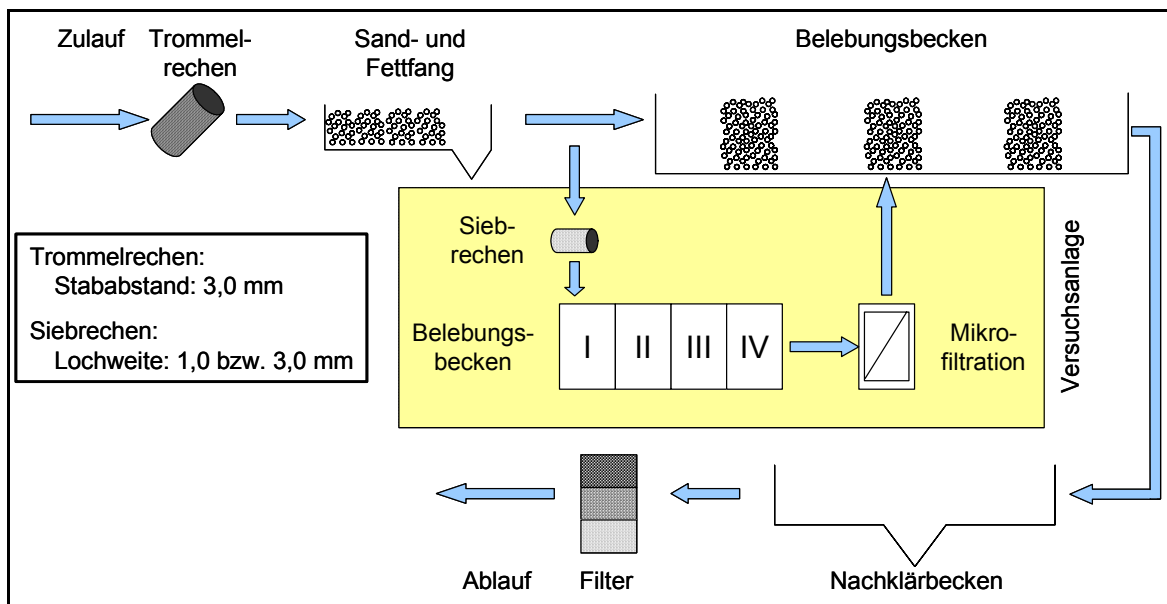


Bild 5-2: Fließschema der Kläranlage Simmerath und der Membranversuchsanlage

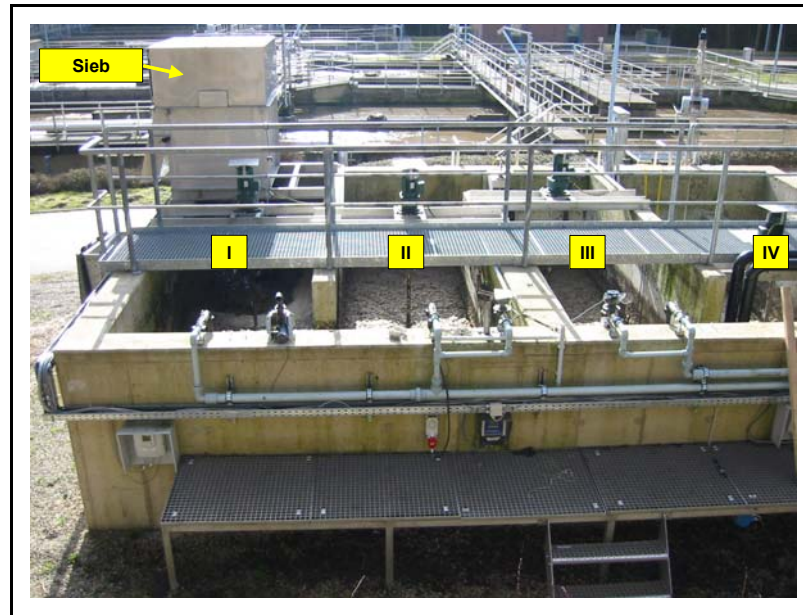


Bild 5-3: biologische Stufe der Membranversuchsanlage



Bild 5-4: externe Filtrationseinheit der Membranversuchsanlage (links: Membranmodul; rechts: Filtrationskammer)

Die biologische Reinigungsstufe der Membrananlage wurde ebenfalls simultan aerob betrieben. Im Gegensatz zu den Umlaufgräben der Großanlage wurde als **Betriebsweise** des Membranbioreaktors zeitweise eine intermittierende Denitrifikation (Bild 5-5) oder eine modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Bild 5-6 und Bild 5-7) eingestellt.

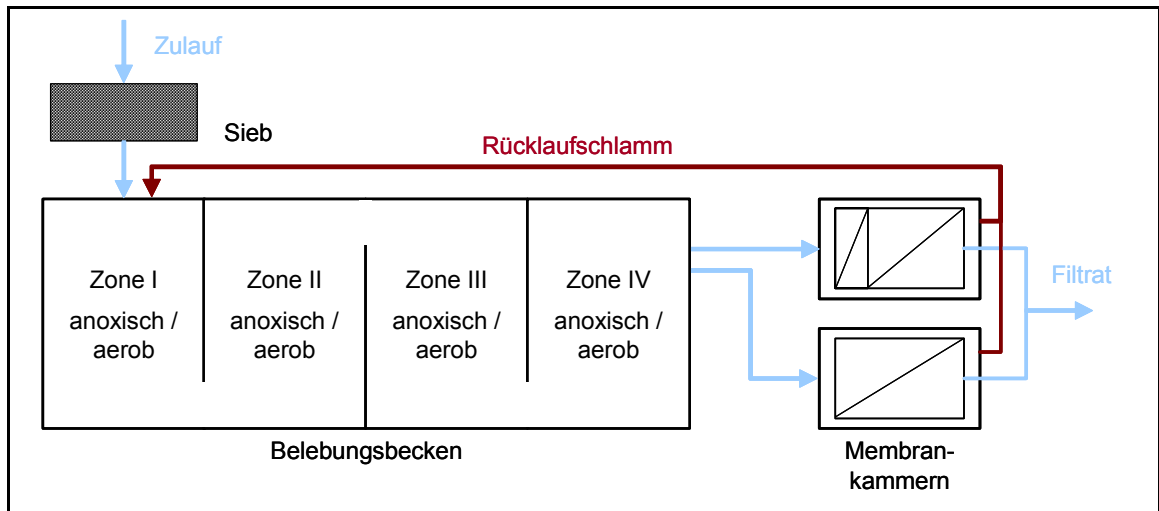


Bild 5-5: Fließschema – intermittierende Denitrifikation (Phase I)

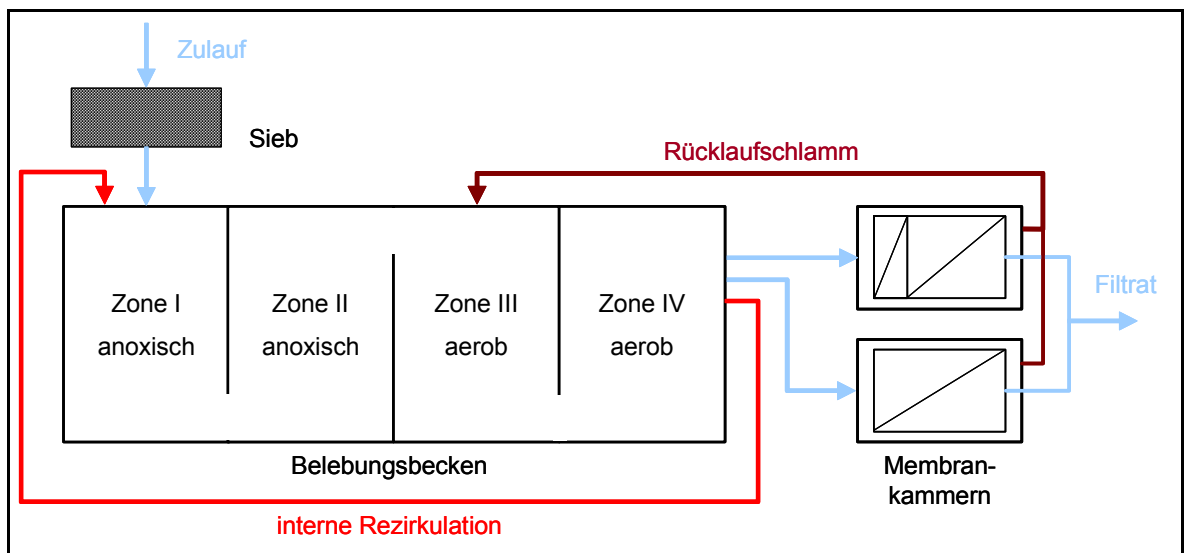


Bild 5-6: Fließschema – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase II – IV)

Bei der intermittierenden Denitrifikation wurde die Belüftung der Belebungsbeckenzone I bis IV primär in Abhängigkeit der Zeit geregelt. Dazu wurden Zeiträume definiert, in denen keine Belüftung erfolgte. Zusätzlich wurde auf diese fest eingestellten Belüftungszeiträume eine Zwangsbelüftung in Abhängigkeit der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Filtrat implementiert, die bei einer Überschreitung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration über 1,0 mg/l aktiviert wurde. Bei der Betriebsweise mit modifizierter vorgeschalteter Denitrifikation wurden die Belüftungseinrichtungen der Belebungsbeckenzone III und IV in Abhängigkeit der dort gemessenen O_2 -Konzentrationen geregelt. Zu diesem Zweck wurde ein Soll-Wert-Regelkonzept implementiert, bei dem in Abhängigkeit der Belebungsbeckenzone jeweils eine Sauerstoffsollkonzentration vorgegeben werden kann.

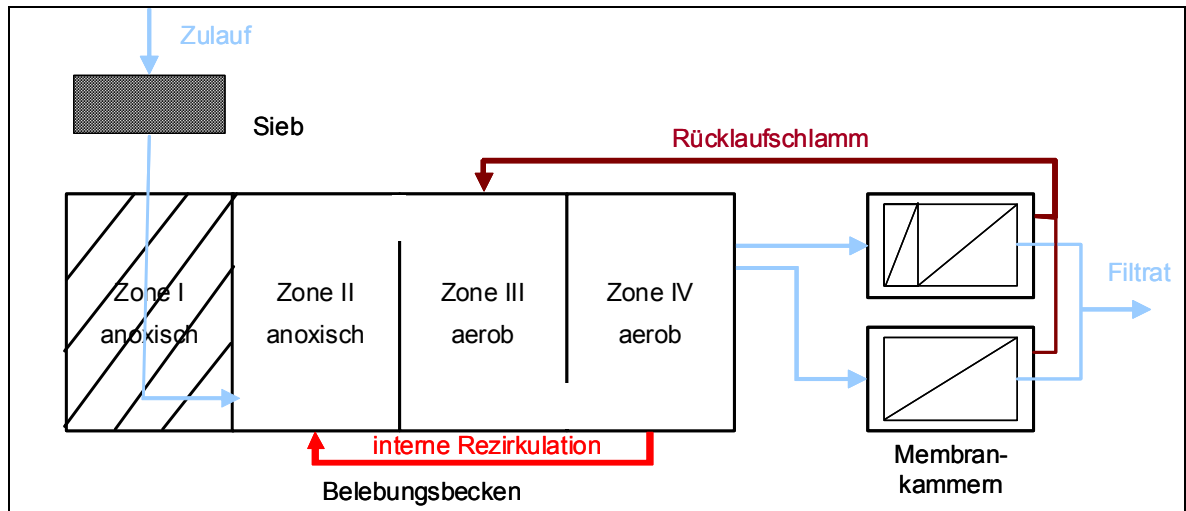


Bild 5-7: Fließschema – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase V)

Durch die verfahrenstechnische Trennung der Schlamm-Wasser-Kreisläufe des Rücklaufschlammes aus dem Membranbereich in das Belebungsbecken einerseits und des Schlammkreislaufs der internen Rezirkulation innerhalb des Belebungsbeckens andererseits (Bild 5-6 und Bild 5-7) wird die Gefahr von O_2 -Verschleppungen in die Denitrifikationszone auf ein zu konventionellen Kläranlagen vergleichbares Maß reduziert. Eine Vergrößerung des erforderlichen Denitrifikationsvolumens (gemäß Empfehlung) zur Sicherstellung des Denitrifikationsprozesses wäre somit nicht mehr erforderlich. Gleichzeitig wird durch die Verringerung des erforderlichen Belebungsbeckenvolumens die Schlammbelastung angehoben und die Durchflusszeit durch den Bioreaktor reduziert. Die Untersuchungen während der Phase V sollen klären, inwieweit unter den Randbedingungen des Reinigungskonzeptes gemäß Bild 5-7 ähnlich gute Reinigungsleistungen, trotz Verringerung des Belebungsbeckenvolumens, wie in den Phasen II-IV (Bild 5-6) erreicht werden können.

Die Beschickung der **Membrankammern** erfolgte zu Beginn nur mit einer Pumpe, so dass der Volumenstrom mit einem Schieber auf beide Kammern aufgeteilt werden musste. Im Laufe der Untersuchungen wurde jedoch eine zweite Pumpe installiert, so dass ab diesem Zeitpunkt beide Membrankammern voneinander unabhängig beschickt werden konnten. Die installierte Hohlfasermembran besteht aus insgesamt drei Modulen. In Kammer I sind die Module „Modul 1“ ($A_{\text{Modul 1}} = 27 \text{ m}^2$) und „Modul 2“ mit einer Membranfläche von $A_{\text{Modul 2}} = 443 \text{ m}^2$ installiert (Bild 5-8). In Kammer II ist ein weiteres Modul installiert, das eine Membranfläche von 470 m^2 aufweist. Die Installation der Einzelreihe in Kammer I (Modul 1) ermöglicht die Untersuchung von Betriebseinstellungen (z.B. Belüftungsdauer, Rückspüldauer, etc.), die vom eigentlichen Filtrationsbetrieb unabhängig sind.

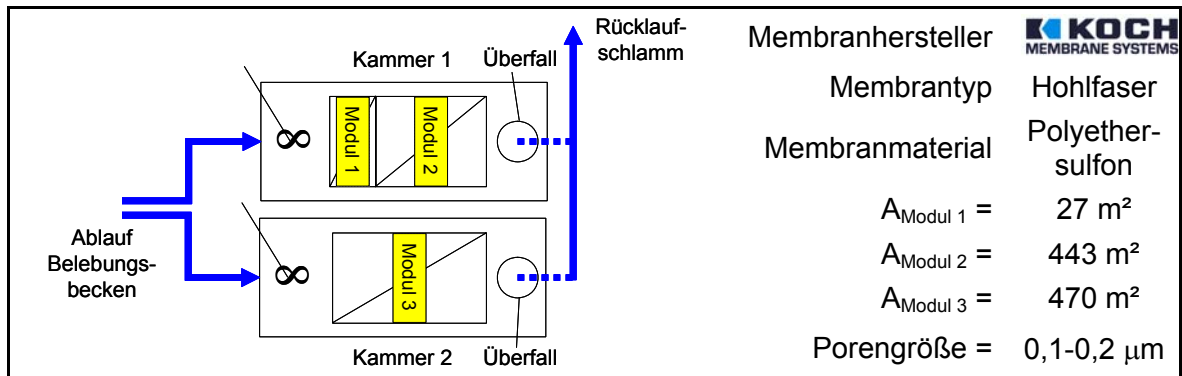


Bild 5-8: Membrankammern und installierte Module der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath

Das Filtrat der drei Membranmodule wird in einen Sammeltank zwischengespeichert und für die zeitweise Rückspülung der Membranfasern genutzt. Das restliche Filtrat wird dem Belebungsbecken der Kläranlage Simmerath zugeführt, so dass keine Einleitgrenzwerte einzuhalten sind.

Der Rücklaufschlamm fließt über einen Überfall aus jeder Membrankammer im freien Gefälle zurück ins Belebungsbecken, wo er entweder in die erste Zone oder in die dritte Zone geleitet werden kann. Der aus dem System entfernte Überschussschlamm wurde in die Schlammstapelbehälter der Großanlage geleitet.

Zur Beurteilung der Reinigungsleistung wurden neben automatischen Probenehmern verschiedene Sonden und Analyzer installiert. Eine Übersicht über die Messstellen und die erfassten Parameter liefert Bild 5-9.

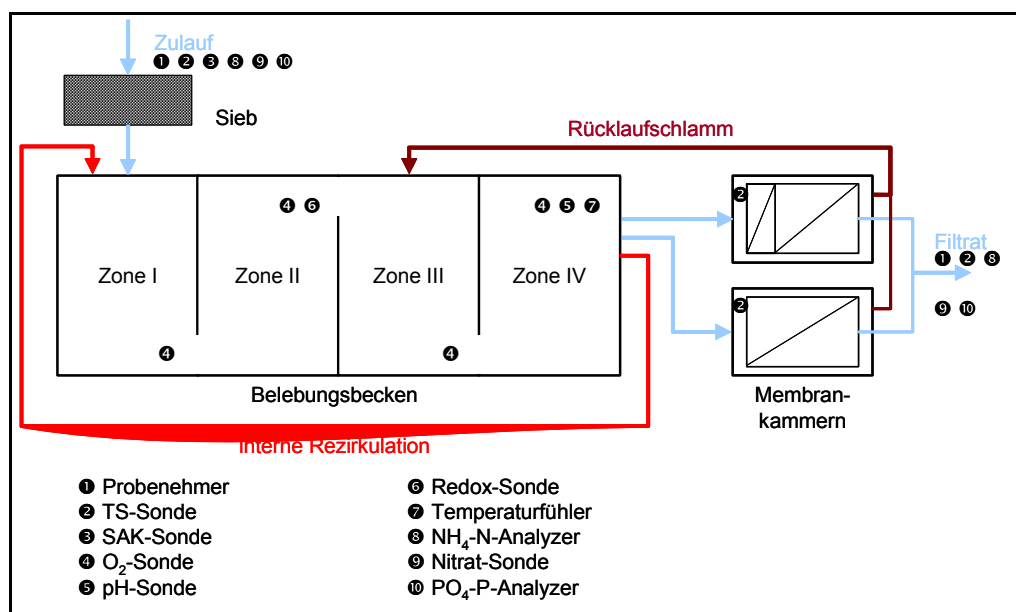


Bild 5-9: Installierte Messtechnik der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath

Die **Auslegung** der Versuchsanlage erfolgte mit Hilfe des Bemessungsprogramms ARA-BER (Version 4.26). Bei der Anschlussgröße der Membranversuchsanlage von 750 E entspricht dies einem Zuflussanteil von 5 % des Zuflusses zur Kläranlage Simmerath. Eine Übersicht über die wesentlichen Bemessungsparameter, Volumenströme und die erforderlichen Beckenvolumina liefert Tabelle 5-1. Als Bemessungsansatz wurde der Hochschulgruppenansatz (BÖHNKE et al., 1989; DOHMANN et al., 1993) verwendet, da bei einer Berücksichtigung einer Bemessungstemperatur unter 8 °C, die Ansätze nach ATV-DVWK (DWA, 2000), keine gesicherten Ergebnisse liefern. Da die Anlagenplanung zu einem Zeitpunkt erfolgte, an dem die Empfehlung zur Einhaltung einer Minstdurchflusszeit von 6 beträgt die Durchflusszeit bei Mischwasserzufluss 5,7 h (Tabelle 5-1).

Tabelle 5-1: Bemessungsparameter für die Membranversuchsanlage

Anschlussgröße		750	E
Bemessungstemperatur	$t_{\text{Bemessung}}$	5	°C
Mischwasserzufluss	Q_m	26,1	m ³ /h
	$t_{\text{Druchfluss,MW}}$	5,7	h
Trockenwetterzufluss	Q_t	14,3	m ³ /h
	$t_{\text{Druchfluss,TW}}$	10,3	h
Schmutzwasserzufluss	Q_s	7,2	m ³ /h
Zulauffrachten	CSB	90,0	kg/d
	BSB	45,0	kg/d
	NH ₄ -N	5,3	kg/d
	N _{organisch}	3,0	kg/d
	P _{ges}	1,4	kg/d
	AFS	53,0	kg/d
Reinigungsziel:	CSB	40,0	mg/l
	BSB ₅	8,0	mg/l
	NH ₄ -N (bei 7° C)	4,0	mg/l
	N _{anorganisch} (bei 12° C)	18,0	mg/l
	P _{ges}	1,0	mg/l
	pH-Wert	6,0 - 8,5	-
	AOX	50,0	µg/l
erforderliche Beckenvolumina	V _{ges}	128	m ³
	V _{Nitrifikation}	102	m ³
	V _{Denitrifikation}	26	m ³

Da zum Zeitpunkt der Anlagenplanung noch nicht nachgewiesen werden konnte, ob der grobbläsige eingetragene Sauerstoff bei der Belüftung der Membranen von den Mikroorganismen auch zur Nitrifikation genutzt wird, wurde das Volumen der Membrankammern nicht als Nitrifikationsvolumen angesehen. Aus diesem Grund beträgt das Gesamtvolumen der Membranbelebungsanlage 148 m³.

In die Membranversuchsanlage ist umfangreiche **Messtechnik** integriert. Wie aus Bild 5-9 deutlich wird, sind neben automatischen Probenehmern auch Online-Analyser und verschiedene Sonden im System installiert. Neben der Aufzeichnung der Messwerte zur Beurteilung der Reinigungsleistung sind manche Parameter auch in Steuerungs- bzw. Regelkonzepte eingebunden. So sind beispielsweise die Sauerstoffsonden, die in den Zonen III und IV des Belebungsbeckens installiert sind, in das Soll-Wert-Regelkonzept zur Regelung der Belüfter eingebunden. Alternativ kann die Regelung der O₂-Konzentration der vierten Zone in Abhängigkeit der NH₄-N-Ablaufkonzentration erfolgen. Ein weiteres Regelkonzept in das ein Messwert unmittelbar einfließt, stellt die Regelung der internen Rezirkulation dar. Hierbei kann der Rezirkulationsvolumenstrom entweder in Abhängigkeit des Anlagenzufusses oder in Abhängigkeit der Nitratkonzentration im Filtrat geregelt werden. Um diese Messwerte in ein Regelkonzept einbinden zu können ist zu berücksichtigen, dass evtl. Totzeiten infolge einer Probenaufbereitung und/oder chemischer Reaktionen auftreten. Die bei der eingesetzten Messtechnik auftretenden Totzeiten sind in Tabelle 5-2 aufgelistet.

Tabelle 5-2: Installierte Online-Messtechnik und zugehörige Totzeiten

Messstelle	Parameter	Totzeit [min]
Zulauf	Q	0
	TS	0
	SAK	0
	NH ₄ -N	13
	NO ₃ -N	0
	PO ₄ -P	10
Belebungsbecken	Füllstand	0
	pH-Wert	0
	TS	0
	O ₂	0
	Temperatur	0
Membrankammern	TS	0
Filtrat	Q	0
	TOC	17
	NH ₄ -N	5
	NO ₃ -N	0
	PO ₄ -P / P _{ges}	5

Umbauarbeiten der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath

Im Rahmen des Vorhabens wurden mehrere Umbaumaßnahmen realisiert, um die Untersuchungen durchführen zu können. Diese Maßnahmen dienten zum einen der Leistungssteigerung der biologischen Reinigungsstufe und der Membranstufe, zum anderen einer verbesserten Messwerterfassung und demzufolge einer Optimierung der Steuerungs- und Regelungstechnik der MBR-Demonstrationsanlage. Die erfolgten Umbaumaßnahmen werden im Folgenden dokumentiert.

- **Installation eines Feinrechens:** Der Zulauf zur MBR-Anlage in Simmerath wird dem Ablauf der bestehenden mechanischen Vorreinigung der konventionellen Anlage entnommen. Diese verfügte jedoch lediglich über einen unterdimensionierten 3 mm Rechen und einen schlecht eingestellten Sand- und Fettfang. Da sich der Rechen der Großanlage häufig in Dauerspülung befindet, geht die Rechenwirkung weitgehend verloren, so dass unvorbehandeltes Wasser in die Membrananlage gelangte. Dies führt im Randbereich des Moduls zu beginnenden Verzopfungen. Um von diesem Problem unabhängig zu sein, wurde die Installation eines Feinrechens erforderlich.



Bild 5-10: Installierter Feinrechen der Firma Contec im Zulauf der MBR-Demonstrationsanlage



Bild 5-11: Blick in die Siebtrommel des installierten Feinrechens

- **Erneuerung der Zulaufleitung:** Durch die diskontinuierliche Beschickung der MBR-Anlage sowie durch die forschungsbedingten Stillstandzeiten neigte die Zulaufleitung zum Zuwachsen durch Sedimentation und Biofilmbildung. Zur Vermeidung bzw. Reduzierung der Problematik wurde eine vergrößerte Zulaufleitung (DN 100) verlegt. Diese Maßnahme war ebenfalls erforderlich, um die hydraulische Belastung der MBR-Anlage anzuheben.
- **Frachtproportionale P-Fällung:** Um geringe P-Konzentrationen im Ablauf der MBR-Anlage zu erreichen, wurde die Dosierung von Fällmittel an die Zulaufkraft angepasst. Um die frachtproportionale Fällung zu realisieren, waren Arbeiten an der Programmierung der SPS erforderlich.
- **Bau der internen Rezirkulationsleitung:** Die bisher über die Membrankammer stattfindende Rezirkulation in das Belebungsbecken sollte gesplittet werden. Dazu wurde die bestehende Rezirkulationsleitung dahingehend geändert, dass diese die Rezirkulation zwischen Membrankammer und Nitrifikationszone gewährleistete und an den Bedürfnissen der Membranmodule (hydraulische Verhältnisse in den Filtrationskammern) ausgerichtet wurde. Die zusätzlich neu gebaute Rezirkulationsleitung diente zur Rezirkulation zwischen Denitrifikations- und Nitrifikationszone und wurde an die Bedürfnisse der biologischen Reinigungsstufe

(ausreichend Nitratzirkulation in die Denitrifikationszone) angepasst. Diese Maßnahme diente im Wesentlichen zur Optimierung der Ablaufwerte.

- **Installation weiterer Messtechnik:** Zur Optimierung der biologischen Reinigungsstufe war es erforderlich, zusätzliche Sensoren für die Analytik und Messwertaufnahme zu installieren. Im Einzelnen wurden drei weitere Sauerstoffsonden, eine Redoxmessung sowie eine Schlammvolumenindex-Messung in das System implementiert (Bild 5-12 und Bild 5-13).



Bild 5-12: Zusätzliche Sensoren zur Optimierung der biologischen Reinigungsstufe (von links nach rechts: Redox-Messung, Sauerstoffsonde, Schlammspiegelmessung) (Quelle: Hach Lange GmbH)



Bild 5-13: Messwertaufnehmer für die Sauerstoff- und Schlammspiegelmessung am Belebungsbecken der MBR-Demonstrationsanlage

- **Automatisierung der Zwischenreinigung:** Um im Rahmen einer Optimierung der Zwischenreinigung die längerfristigen Auswirkungen verschiedener Parameter-einstellungen zu untersuchen, war es erforderlich, die Zwischenreinigung zu automatisieren.
- **Erweiterung der Steuerungstechnik und Datenerfassung:** Um die neu installierten Messinstrumente sowie die Steuerung der Zwischenreinigung in den vollautomatisierten Betrieb zu integrieren, war eine Erweiterung der Steuerungstechnik und Datenerfassung notwendig. Ferner wurde auch die Möglichkeit realisiert, einen intermittierenden Betrieb voll automatisiert zu fahren. Ebenfalls integriert in die erweiterte Steuerungstechnik wurde die Installation eines zusätzlichen Luftstranges zur Optimierung des Lufteintrags zur Modulspülung. Um die Modulspülung unabhängig von den sonstigen Filtrationsparametern einstellen zu können, wurde eine Reihe eines Membranmoduls luftseitig entkoppelt, um dies separat betreiben zu können. In dieser Modulreihe sollten optimierte Luftdüsen entwickelt und getestet werden.
- **Umrüstung der Membranbelüfter:** Zur Reduzierung des Energiebedarfs wurde die Membranbelüftung vom Betrieb eines Kompressors auf ein Gebläse umgestellt, da bisher die vom Kompressor erzeugte Druckluft von ca. 6 bar auf 0,5 bar entspannt und dadurch eine große Menge an Energie vernichtet wurde.

5.2 Membranteststand Eilendorf

Die Membranversuchsanlage, in der der Betrieb verschiedener Membranen unter realen Belastungszuständen untersucht wird, befindet sich auf der vom Wasserverband Eifel-Rur betriebenen kommunalen Kläranlage Aachen-Eilendorf. Das vereinfachte Fließschema der Versuchsanlage ist in Bild 5-14 dargestellt.

Das Speichervolumen dient hauptsächlich zur Zwischenspeicherung des belebten Schlammes während des Ausbaus der Membranen. Die anschließende biologische Stufe der Versuchsanlage ist als vorgeschaltete Denitrifikation gestaltet. In der Membranstufe können bis zu fünf unterschiedliche Membranfaserbündel mit einer Membranfläche von 2,2 m² installiert werden. Die Anlage, die mit einer konstanten hydraulischen Belastung betrieben wird, wurde so ausgelegt, dass Membranflüsse zwischen 10 l/(m²·h) und 85 l/(m²·h) eingestellt werden können. Zu diesem Zweck wurde eine Filtratrückführung implementiert, mit deren Hilfe die hydraulische Belastung der Versuchsanlage angehoben werden kann. Des Weiteren ermöglicht die Filtratrückführung die Entkopplung der

hydraulischen Aufenthaltszeit der Abwasserinhaltsstoffe von der Flussleistung der Membranen.

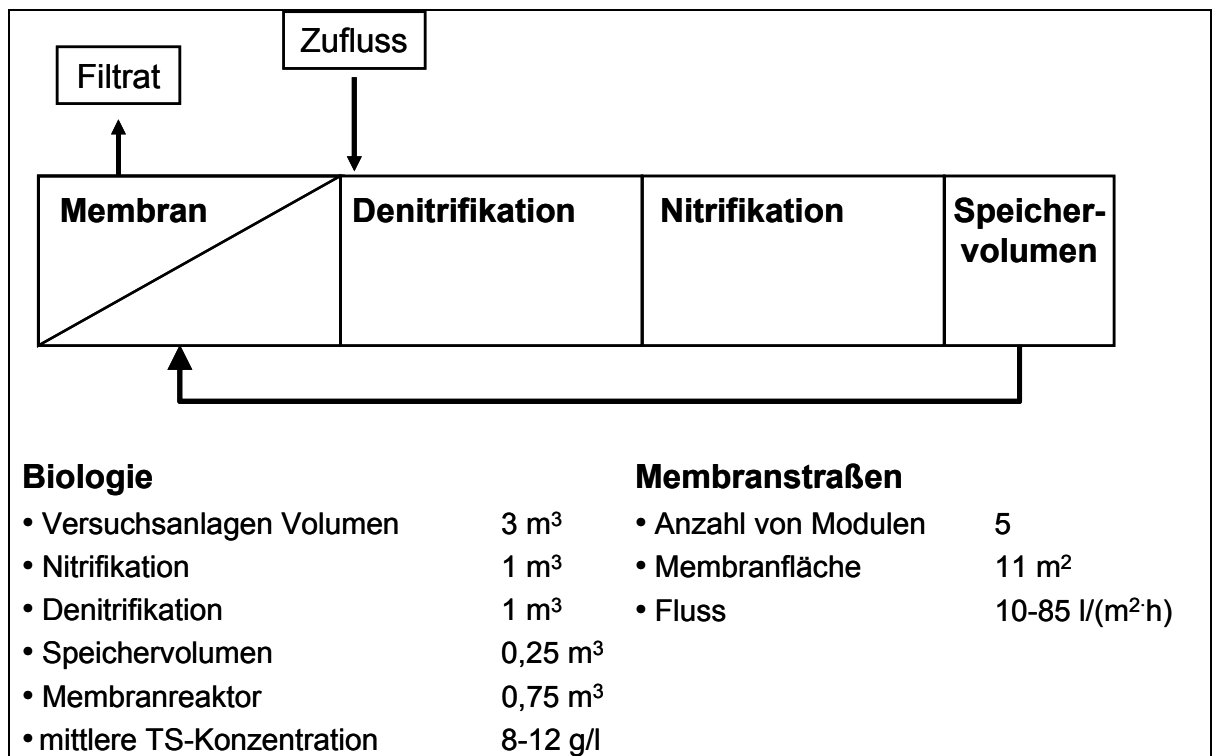


Bild 5-14: Fließschema der MBR-Versuchsanlage Aachen-Eilendorf

Die Anordnung der Membranmodulreihen ist in Bild 5-15 dargestellt. Die einzelnen Faserbündel sind mittels einer durchgehenden Strömungsleitplatte voneinander getrennt, um gegenseitige Beeinflussungen der Membranbelüftung der einzelnen Faserbündel zu verhindern.



Bild 5-15: Anordnung der Membranen – MBR-Versuchsanlage Eilendorf

5.3 Substanzspezifische Analytik von Spurenstoffen in Abwässern

Abwässer bestehen in der Regel aus einem komplexen Gemisch einer Vielzahl von Stoffen anorganischer und organischer Herkunft. Die Stoffe liegen im Abwasser suspendiert oder physikalisch gelöst vor. Je nach Herkunft des Abwassers können die Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe sowie die Zusammensetzung über die Zeit sehr stark variieren. Während kommunale Abwässer ein qualitativ und quantitativ relativ ausgeglichenes Spektrum an Abwasserinhaltsstoffen aufweisen, sind industrielle Abwässer trotz einer vielfach der Behandlung vorgeschalteten Vergleichmäßigung in Misch- und Ausgleichsbecken häufig von wechselnder Chargenproduktion geprägt.

Kommunale Abwässer enthalten i.d.R. einen größeren Anteil biochemisch abbaubarer Stoffe aus Haushalt und Gewerbe, während industriell geprägte Abwässer, die der Produktion entstammen, neben geringen Anteilen des erzeugten Produktes vorwiegend Neben- und Abbauprodukte beinhalten. Obwohl verschieden zusammengesetzt, können beide Abwassertypen Stoffe von ökotoxikologischer oder toxikologischer Relevanz enthalten. I.d.R. liegen diese in geringer oder sogar sehr geringer Konzentration neben der dominierenden Abwassermatrix, häufig bestehend aus unproblematischen Stoffen, vor. Während es sich in kommunalen Abwässern bei den sog. Spurenstoffen überwiegend um Tenside, „personal care products“ und/oder Pharmaka und deren Metaboliten handelt,

sind die industriellen Abwässer jeweils durch das gesamte Spektrum der Neben- und Abbauprodukte der gerade ablaufenden Produktionsprozesse geprägt.

Der Bestimmung der Inhaltsstoffe beider Abwassertypen geht ein Probenaufbereitungsschritt voraus, der sich je nach analytischer Fragestellung und Probenmatrix aus mehreren Einzelschritten (Extraktion, Anreicherung, Elution (Desorption) und ggf. Proben-clean-up) zusammensetzen kann.

5.3.1 Probenaufbereitung zur substanzspezifische Bestimmung von Spurenstoffen aus Abwässern

Spurenstoffe liegen im Abwasser in verhältnismäßig geringen Konzentrationen vor und sind deshalb zum Nachweis, zur Identifizierung und Quantifizierung aus dem Abwasser möglichst selektiv anzureichern. D.h., dass sie unter gleichzeitiger Diskriminierung der mit ihnen vergesellschafteten Matrixkomponenten aus der Abwasserphase aufkonzentriert werden. Die jahrzehntelang in der Umweltanalytik bei der Untersuchung wässriger Matrices eingesetzte zeit- und materialaufwändige diskontinuierliche bzw. kontinuierliche flüssig/flüssig-Extraktion wurde weitgehend von der Festphasenextraktion (solid phase extraction; SPE) abgelöst. Die Zahl der zur optimierten Extraktion und Wiederfindung unpolarer ebenso wie polarer Stoffe einsetzbaren Phasen bietet vielfältige Möglichkeiten, gezielt die gewünschten Komponenten anzureichern. Darüber hinaus bietet die sequenzielle, selektive Elution unter Verwendung von Lösungsmitteln unterschiedlicher Polarität oder deren Gemischen für die Desorption insbesondere bei der Untersuchung auf polare Stoffe gute Alternativen zur gezielten Desorption der Spurenstoffe an (SCHRÖDER, 1993a, 1993b).

5.3.2 Nachweismethoden zur Erkennung und zur Identifikation unpolarer und polarer Spurenstoffe aus Abwässern

Die aufgrund ihrer Strukturen teilweise sehr ähnlichen aber auch sehr unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften der Spurenstoffe – unpolar über mittelpolar bis hin zu stark polar - bedingen unterschiedliche, den Stoffen angepasste Analysemethoden. Um diese Stoffe aus komplexer Matrix identifizieren und quantifizieren zu können, bedient man sich substanzspezifischer Analysemethoden unter Vorschaltung effizienter, hochauflösender chromatographischer Methoden (SABLIER und FUJII, 2003; SCHRÖDER, 2003a).

Die **Analytik unpolarer, unersetzter verdampfbarer organischer Verbindungen** erfolgt mittels Kopplung der Gaschromatographie mit der Massenspektrometrie (GC-MS) (SABLIER und FUJII, 2003) unter Verwendung sog. fused-silica Kapillarsäulen zur

Auftrennung der Extraktgemische. Die Detektion erfolgt mittels MS, wobei die Ionisation als positive Elektronenionisation (EI(+)) (vormals Elektronenstoßionisation) durchgeführt wird.

Die **Analytik polarer, organischer Verbindungen**, soll entweder durch Fließinjektionsanalyse (FIA) gekoppelt mit Massen- (MS) oder Tandemmassenspektrometrie (MS/MS) unter Verwendung der sog. Mischungsanalyse (FIA-MS/MS) erfolgen (HUNT et al., 1985; SCHRÖDER, 1989, 1991, 1996a), sofern es sich um Permeate, d.h., relativ gering matrixbelastete Probenextrakte handelt. Alternativ dazu kann hochauflösende Flüssigkeitschromatographie (HP(LC)) gekoppelt mit MS (LC-MS) verwendet werden, um das jeweilige Inhaltsstoffspektrum der Probenextrakte aufzutrennen und, soweit möglich, substanzspezifisch mit MS zu charakterisieren bzw. mittels MS/MS unter Einsatz von stoßinduzierter Dissoziation (CID) zu identifizieren. Die Ionisierung sollte bei Atmosphärendruck (API) unter Verwendung des Electrospray- (ESI) bzw. Atmospheric Pressure Chemical Ionisation Interfaces (APCI) im positiven bzw. negativen Modus erfolgen (LI et al., 1999; SCHRÖDER und FYTIANOS 1999; SCHRÖDER, 1996b, 2001, 2002, 2003a).

Zusätzlich kann bei der Analyse mittels LC-MS-Kopplung eine in-line UV-Diodenarray-Detektion (LC-UV-DAD) durchgeführt werden.

Die qualitative Absicherung der in den realen Proben nachgewiesenen Einzelstoffe erfolgt mittels MS unter Verwendung entsprechender Interfaces, optimiert abgestimmt auf die jeweils vorangeschalteten unterschiedlichen chromatographischen Trennmethoden.

Bei den unpolaren Stoffen erfolgt nach GC-Trennung die qualitative Absicherung

- zum einen mit Hilfe von Standards durch Vergleich der Retentionszeiten in den GC-MS-Totalionenstromchromatogrammen (TIC),
- zum anderen anhand der EI(+) Fragmentspektren, die den GC-MS-TICs entstammen und mit Hilfe der kommerziell verfügbaren, computergestützten NIST-Spektrenbibliothek überprüft werden können.

Für die **Absicherung der polaren organischen Stoffe** bieten sich, wie zuvor erwähnt, zwei unterschiedliche Wege an:

1. Fließinjektionsanalyse (FIA)

Die Durchführung einer Fließinjektionsanalyse ist die weniger zeitaufwändige Methode. Dabei bedient man sich keiner analytischen Säule zwecks Trennung der Analyten, die in der Mischung enthalten sind, sondern die Trennung der in den SPE-Konzentraten enthaltenen Stoffe erfolgt aufgrund ihrer unterschiedlichen m/z-

Verhältnisse (Masse/Ladung) über das Massensfilter des Tandemmassenspektrometers (MS/MS). D.h., man führt eine sog. Mischungsanalyse mit Hilfe der Massensfilter des eingesetzten Triple-Quadrupol-Massenspektrometers (TSQ) durch (HUNT et al., 1985; SCHRÖDER, 1991, 1996a, 2001, 2003a).

Unter FIA-MS/MS-Bedingungen erfolgt die Quantifizierung mit Hilfe der Produktionen, die durch SRM (selected reaction monitoring) erzeugt werden können. Die Selektivität und Absicherung kann so mit Hilfe von MS-MS-Produktionenspektren (Fragmentspektren) von Standards erfolgen, deren Vorhandensein für die Quantifizierung essentiell ist.

2. Chromatographische Trennung mit MS und/oder MS/MS-Detektion

Mittels Standards könnten die Spurenstoffe durch Vergleich der Retentionszeiten und den sich hinter den Signalen in den LC-MS-TICs verbergenden Massenspektren – Molekül- bzw. Moleküladduktionen der Inhaltsstoffe im LC-MS-Modus – charakterisiert und ggf. identifiziert werden.

Ist mit der LC-Trennung eine MS/MS-Detektion ausgewählter Vorläuferionen (Molekül- bzw. Moleküladduktionen) nach stoßinduzierter Dissoziation (collision induced dissociation; CID) verknüpft, so können die Stoffe anhand der Produktionenspektren (Fragmentspektren) identifiziert werden. Auch besteht die höchst selektive Möglichkeit der Quantifizierung mittels der Ionenströme der Fragmentationen, vorausgesetzt entsprechende Standards und damit erstellte Kalibrierlösungen stehen zur Verfügung.

Die während der LC-MS bzw. LC-MS/MS Analysen mittels in-line geschaltetem UV-Diodenarray-Detektor (LC-UV/DAD) aufgenommenen UV-Spektren sollten komplementär zur Absicherung der Identifikation von Stoffen mit speziellen, UV-aktiven chromophoren Gruppen, wie z.B. Phenylgruppen, verwendet werden.

5.4 Schlammuntersuchungen

5.4.1 CST-Messung - Capillary Suction Time (kapillare Fließzeit)

Die kapillare Fließzeit ist ein Maß zur Beurteilung der Entwässerbarkeit von Schlämmen durch Filtration. Das Verfahren zur Messung der kapillaren Fließzeit wurde 1967 in Großbritannien entwickelt und ist heute auch in Deutschland weit verbreitet. Das Prinzip dieser Messmethode besteht darin, dass der Filtrationswiderstand nicht durch Über- oder

Unterdruck, sondern durch die kapillare Saugkraft eines standardisierten Filterkartons bewirkt wird (ATV, 1992).

Der Testapparat besteht im Wesentlichen aus zwei Teilen: dem eigentlichen Messkopf, einschließlich einem Gerät zur Registrierung und Anzeige der Fließzeiten, und einer Grundplatte zum Auflegen der Filterkartons (Bild 5-16).

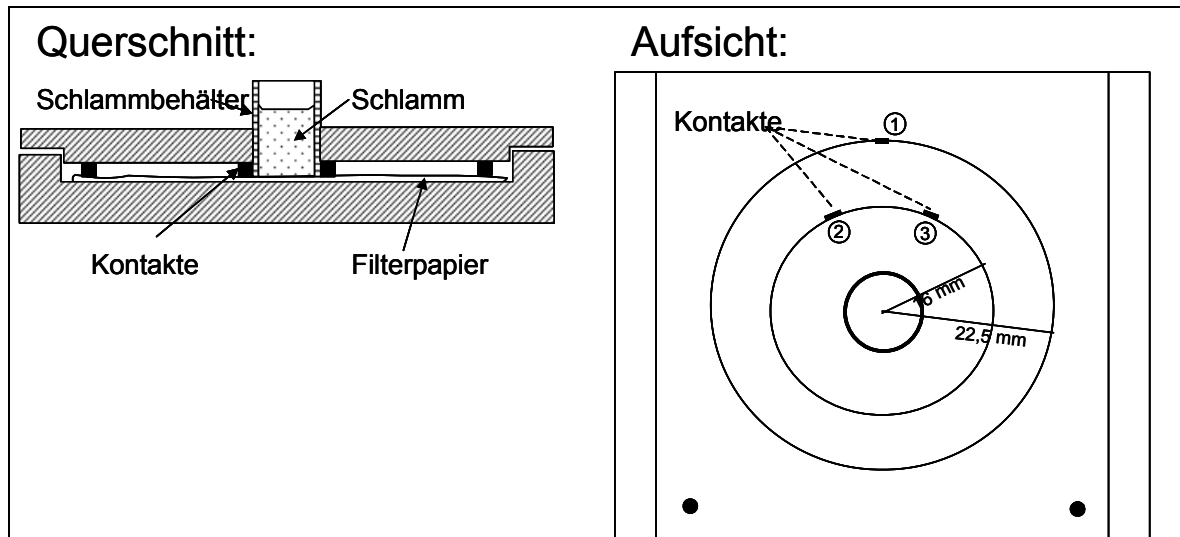


Bild 5-16: Gerät zur Messung der kapillaren Fließzeit (ATV, 1992)

Der Messkopf besteht aus zwei Plexiglasblöcken, zwischen denen das Filterpapier eingelegt wird. In der Mitte des oberen Blockes befindet sich ein Loch, durch das ein Rohrstück auf das Filterpapier gestellt wird. Auf der Unterseite des oberen Plexiglasblockes sind 5 Stifte aus Edelstahl eingearbeitet, wovon die unteren beiden nur als Abstandhalter, die mittleren (Nr. 2 und 3) als Einschaltkontakte und das obere (Nr. 1) als Ausschaltkontakt dienen (ATV, 1992).

Zur Messung wird die Schlammprobe zügig in den zylindrischen Behälter gefüllt. Durch die kapillare Saugkraft des Papiers wird das Wasser aus dem Schlamm in das Papier gesogen, wo es eine immer größer werdende Fläche benetzt. Wenn das Filtrat im Papier die Kontakte Nr. 2 und 3 erreicht, die 16 mm vom Zentrum entfernt liegen, wird das Zählwerk aktiviert. Die Fließzeit zwischen den Kontakten 2 und 3 zum Kontakt 1 wird als kapillare Fließzeit (CST) bezeichnet und ist umso kürzer, je besser ein Schlamm entwässerbar ist (ATV, 1992).

Die Ergebnisse der CST-Messung werden u. a. von der Art des verwendeten Papiers beeinflusst. Bei der überwiegenden Zahl der in der Literatur zitierten Messwerte wurde ein Chromatographiepapier der Sorte Whatman No.17 benutzt. Alternativ kann die Sorte SCHLEICHER&SCHÜLL Nr. 2668 verwendet werden (DICHTL und KOPP, 2001).

Problematisch stellt sich der Sachverhalt dar, dass die Abmessungen der Schlammbehälter uneinheitlich sind. Empfohlen wird ein Behälter mit einem Innendurchmesser von 16 mm (Filterfläche: 254,47 mm²), einem Außendurchmesser von 20 mm und einer Behälterhöhe von 25 mm. Eine einheitliche Geometrie der eingesetzten Schlammbehälter wäre für eine bessere Vergleichbarkeit wünschenswert, da der Einfluss der Filterfläche quadratisch in die Größe des spezifischen Filtrationswiderstandes eingeht (ATV, 1992). In der neu aufgelegten DIN EN 14701-01 (2006) wird jedoch weiterhin nur ein Zylinder mit einem Volumen von 50ml empfohlen.

Weitere Parameter, die den CST-Wert beeinflussen sind

- der Feststoffgehalt des Schlammes,
- die Teilchengröße der suspendierten Feststoffe,
- die Viskosität der flüssigen Phase und
- die Art der suspendierten Feststoffe.

CST-Werte kommunaler belebter Schlämme betragen i.d.R. zwischen 50 s und 500 s, wobei der TR-Gehalt der Probe mindestens 1 % betragen soll und 10 % möglichst nicht überschreiten sollte.

Tabelle 5-3: Bewertungsmatrix ermittelter CST-Werte für Schlämme mit einem TR-Gehalt zwischen 2 % und 6 % nach ATV (1992)

	CST [s]
gut entwässerbar	≤ 80
mittelmäßig entwässerbar	80 – 400
schlecht entwässerbar	> 400

Da das Messergebnis vom Feststoffgehalt der Schlammprobe beeinflusst wird, wird, um eine Vergleichbarkeit der CST-Werte von Schlämmen mit unterschiedlichen TR-Gehalten zu ermöglichen, die kapillare Fließzeit auf den TR in Prozent bezogen und als spezifischer CST/TR in [s/%] angegeben (DICHTL und KOPP, 2001). In Tabelle 5-4 sind die Richtwerte für die Geschwindigkeit der Wasserabgabe (CST/TR) zur Beurteilung der ermittelten Messwerte nach BAHRS (in ATV, 1992) aufgelistet.

Tabelle 5-4: Richtwerte zur Beurteilung von CST/TR-Werten nach BAHRS (in ATV, 1992)

	CST/TR [s/%]
gut entwässerbar	≤ 30
mittelmäßig entwässerbar	≈ 30 - 150
schlecht entwässerbar	> 150

5.4.2 Schlammvolumenindex

Neben der Ermittlung der kapillaren Fließzeit wurde als weiterer Parameter zur Beurteilung der Entwässerungseigenschaft der Schlammindex ISV ermittelt. Der ISV [ml/g] charakterisiert die Absetzbarkeit von belebtem Schlamm in Abhängigkeit vom Trockensubstanzgehalt (Gleichung 5.1). Dazu werden 1.000 ml einer gut durchmischten Belebten Schlammsuspension in einen Standzylinder gefüllt. Nach 30 Minuten wird das abgesetzte Schlammvolumen ermittelt, das sich im Zylinder eingestellt hat. Dieses Volumen bezeichnet man als Vergleichsschlammvolumen VSV [ml/l] bzw. als SV_{30} [ml/l]. Infolge der hohen TS-Konzentrationen in Membranbioreaktoren muss die Schlammprobe ggfs. durch Zugabe von Filtrat verdünnt werden, damit sich keine Werte für $SV_{30} > 250$ ml/l ergeben.

$$ISV = \frac{VSV}{TS} \text{ [ml/g]} \quad \text{Gleichung 5.1}$$

5.4.3 Viskosität des belebten Schlammes

Die Viskositäten der Belebten Schlammproben wurden mit einem Rotationsviskosimeter vom Typ RC20 der RheoTec Meßtechnik GmbH mit einem Doppelspalt Messkopf im Labor des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH ermittelt. Die Messungen wurden bei einer Temperatur von ca. 20 °C bis 26 °C durchgeführt und umfassten drei Einzelmessungen, um Messungenauigkeiten und Fehlmessungen erkennen zu können. Für jede Einzelmessung musste ein neuer Teil der Probe verwendet werden, da durch die Scherung Veränderungen an einem bereits verwendeten Probenanteil zu erwarten sind. Zur weiteren Auswertung wurden die auf Plausibilität geprüften Messwerte der einzelnen Versuche gemittelt und auf eine Temperatur von 20 °C normiert. Nach LESJEAN et al. (2005) ergibt sich die um den Temperatureinfluss bereinigte Viskosität zu:

$$\eta_{20^\circ\text{C}} = \frac{\eta_{(T)}}{e^{-0,0239 \cdot (T-20)}} \quad (T \text{ in } ^\circ\text{C}) \text{ [Pa*s]} \quad \text{Gleichung 5.2}$$

5.4.4 Mikroskopisches Bild

Das Mikroskopische Bild ergänzt seit Jahren auf einer Vielzahl konventioneller Abwasserreinigungsanlagen die sonstigen Analysen physikalischer und chemischer Parameter im Rahmen der Eigenüberwachung und ist hierbei die einzige Methode, die einen direkten Einblick in die Biozönose der Belebten Schlammorganismen erlaubt, mit deren Hilfe die

Abwasserreinigung erfolgt. Grundlage der Untersuchungen ist die Methodenbeschreibung in „Das mikroskopische Bild in der Abwasserreinigung“, Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München, 1/99 (Hrsg.).

Die Probenahme richtet sich nach der Art des Abwasserreinigungsverfahrens. Proben aus aeroben Anlagenteilen werden mit genügend Luftraum in der Probenflasche aus dem Sammelbehälter abgefüllt (100 ml in 250 ml-Flasche). Für die Untersuchung von Belebten Schlamm aus anaeroben oder anoxischen Anlagenteilen werden 100 ml-Flaschen vollständig mit Schlamm gefüllt. Da sich bei längerer Lagerung sowohl einige Schlamm-eigenschaften und der Zustand und das Aussehen der Mikroorganismen verändern, werden die Proben falls möglich noch am gleichen Tag mikroskopisch untersucht bzw. maximal 24 Stunden bis zur Untersuchung im Kühlschrank bei 4 °C aufbewahrt.

Ein Tropfen des zu untersuchenden, aufgeschüttelten Materials wird mit einer Impföse auf einen Objektträger gebracht, mit einem Deckglas luftblasenfrei abgedeckt, die überstehende Flüssigkeit abgesaugt und anschließend mikroskopiert. Die gesamte Untersuchung wird in Dreifachbestimmung durchgeführt.

Die Beurteilung der Gestalt, Größe und Struktur der Schlammflocken sowie charakteristische Bakterienkolonien, größere Protozoen und die Beurteilung der Gesamtfädigkeit erfolgt bei 100-facher Vergrößerung. Zur Bestimmung der Zusammensetzung, der inneren Struktur und der Festigkeit der Flocken sowie des Vorkommens freier Bakterien, Spirillen, Spirochäten, Flagellaten und kleinerer Protozoen und zur Unterscheidung fadenförmiger Bakterien anhand ihrer Wuchsform wird eine 400-fache Vergrößerung gewählt. In Ausnahmefällen wird auch die 1000-fache Vergrößerung zur Identifizierung von Organismen herangezogen. Auf diese Weise und mit Hilfe eines Kreuztisches wird das gesamte Präparat mikroskopiert (Deckglasgröße 18 x 18 mm). Zur Dokumentation der Ergebnisse wird eine Software des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft verwendet.

Durch Färbungen können Mikroorganismen und deren Zellbestandteile grundsätzlich kontrastreicher dargestellt werden. Zur Bestimmung von fadenförmigen Bakterien sind zwei aufwendige Färbeverfahren (Gramfärbung, Neisserfärbung) notwendig, deren Ergebnisse die Identifizierung der Fadenbakterien ermöglicht. Die Gramfärbung färbt je nach Aufbau der Zellwand grampositiver und gramnegativer Bakterien diese rot (Gram-negative Organismen) bzw. dunkelblau (Gram-positive Organismen), während die Neisserfärbung u. a. spezifische Zelleinschlüsse kontrastiert.

Zur Herstellung der Trockenpräparate wird ein Tropfen der Belebten Schlammprobe auf Objektträgern dünn ausgestrichen und an Luft getrocknet. Anschließend werden die Präparate zur Fixierung einige Male leicht durch den oberen Teil einer Bunsenbrennerflamme gezogen und die Objektträgergläser wieder abgekühlt.

Bei der Gramfärbung werden die Ausstriche für ca. 2 Minuten vollständig mit Kristallviolettlösung bedeckt und anschließend der Überstand abgegossen. Farbreste werden mit

Lugolscher Lösung abgespült und anschließend werden die Proben für ca. 2 Minuten mit Lugolscher Lösung bedeckt. Danach werden sie kurz mit Leitungswasser bedeckt und dann mit 98%iger Ethanol-Lösung so lange gespült bis keine Farbschlieren mehr zu sehen sind. Im nächsten Schritt wird der Ausstrich für ca. 30 Sekunden mit Safranin-Lösung bedeckt, anschließend mit Leitungswasser kurz gespült und, nachdem das Präparat getrocknet wurde, ohne Deckglas bei 1000-facher Vergrößerung (Ölimmersion) im Hellfeld mikroskopiert. Durch die rote Färbung der Gram-negativen Bakterien und die dunkelblaue Färbung der gram-positiven Bakterien ist eine optische Differenzierung möglich.

Die Farblösung der Neisserfärbung besteht aus 2 Teilen „Neisser Lösung Ia“ und einem Teil „Neisser Lösung Ib“. Mit dem frisch angesetzten Gemisch wird der Ausstrich ca. 30 Sekunden bedeckt und anschließend für ca. 1 Minuten mit der „Neisser Lösung II“ bedeckt. Danach wird das getrocknete Präparat im Hellfeld bei 1000-facher Vergrößerung (Ölimmersion) mikroskopiert. Neisser-positive Bakterien enthalten dunkle Granula oder sind vollständig graublau gefärbt. Neisser-negative Bakterienzellen sind gelblich bis hellbraun gefärbt.

Beide Färbungen dienen unter Einbeziehung morphologischer Kriterien zur Unterscheidung verschiedener fadenförmiger Bakterien des belebten Schlamm. Zur Identifizierung wird der Bestimmungsschlüssel nach Eikelboom (EIKELBOOM und VAN BUIJSEN, 1992) und Jenkins (JENKINS et al., 1993) herangezogen. Klassischerweise wird über den Vergleich mit Referenzbildern die Einordnung in 5 Fädigkeitskategorien vorgenommen.

Darüber hinaus werden anhand von 20 Bilddateien vom Belebten Schlamm der Anteil der Belebten Schlammflocken als auch der Anteil der gefärbten Bakterien am Gesamtbildauschnitt berechnet. Dazu ist auf dem Mikroskop eine Videokamera montiert, deren Aufnahmen softwaregestützt ausgewertet werden. Anhand von definierten Farbspektren, die automatisch erkannt werden, erfolgt aus den auf diese Weise generierten Werten statistisch abgesichert die Ermittlung des Prozentanteils der gefärbten Bereiche an der Belebten Schlammflocke.

Gebräuchliche Methoden der Zellzahlbestimmung geben bei ökologischen Untersuchungen keine Auskunft darüber, ob die erfassten Mikroorganismen physiologisch aktiv sind. Zweifellos liegt die Zahl der stoffwechselaktiven Mikroorganismen in Boden, Wasser oder anderen Kompartimenten erheblich höher als die Zahl der mit Standardmethoden der Lebendzellzahlbestimmung gefundenen Organismen. Dem gegenüber befindet sich oft eine Vielzahl der bei der Zellzahlbestimmung gezählten Zellen in einem Ruhezustand und sind stoffwechselphysiologisch inaktiv. Daher sind eine Reihe von Färbemethoden entwickelt worden, die es ermöglichen, lebende, stoffwechselaktive Mikroorganismen direkt mikroskopisch zu erfassen und sie von toten bzw. inaktiven Zellen zu unterscheiden (Vitalfärbungen). Da fluoreszierende Zellen erheblich besser zu erkennen und zu zählen sind als nichtfluoreszierende, verwendet man auch für Vitalfärbungen bevorzugt

Fluoreszenzfarbstoffe. Zu den bekanntesten Fluoreszenzfarbstoffen zählen AO, FDA, PI, DAPI, CTC, FITC und eine Reihe weiterer, teilweise hochempfindlicher Farbstoffe.

Nachweis funktioneller Mikroorganismen-Gemeinschaften (Ammonium- und Nitritoxidierer, *Microthrix*): Im Unterschied zu konventionellen Methoden macht sich die Gensondenanalytik die Tatsache zunutze, dass Bakterien unverwechselbare Zellmarker (DNA) besitzen, die typisch für einzelne Bakterienarten, für einzelne taxonomische, aber auch funktionelle Gruppen bzw. für die Gesamtheit aller Bakterien sind. Diese über Jahrmilliarden entstandenen Veränderungen spiegeln daher die Verwandtschaft einzelner Bakterien wider.

Diese Technik wird verwendet beim Einsatz von Tests, die von der Firma Vermicon entwickelt wurden. Hiermit ist es möglich, nitrifizierende Bakterien direkt in der Abwasser- bzw. Belebten Schlammprobe nachzuweisen. Nach Durchführung der Analyse leuchten Ammoniumoxidierer rot, Nitritoxidierer grün, so dass die Nitrifikantenzusammensetzung des belebten Schlammes direkt, visuell epifluoreszenzmikroskopisch und quantitativ beurteilt werden kann. Verschiebungen und Veränderungen innerhalb der Populationen lassen sich somit verfolgen und den jeweiligen Betriebszuständen der Anlagen zuordnen.

Die Methode folgt der Anleitung zum beschriebenen Testsystem, die video- und computergestützte Auswertung der Bilddateien orientiert sich jedoch an dem für die Fluoreszenzfärbungen beschriebenen System der Berechnung der prozentualen Anteile der Ammonium- bzw. Nitritoxidierer an den Belebten Schlammflocken. In ähnlicher Weise wurden Gensondentests auch zum Nachweis und zur Quantifizierung von *Microthrix parvicella* eingesetzt.

5.4.5 Kinetische und stöchiometrische Parameter des belebten Schlammes

Im Rahmen des Versuchsbetriebs der Membranbelebungsanlage in Simmerath wurden folgende kinetischen und stöchiometrischen Parameter des belebten Schlammes experimentell ermittelt:

- Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse (Y_H),
- Maximale Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse ($\mu_{H,max}$),
- Absterberate der heterotrophen Mikroorganismen (b_H).

Von einer Bestimmung der Absterberate der autotrophen Mikroorganismen (b_A), wie sie ursprünglich vorgesehen war, wurde abgesehen. Diese Größe ist im belebten Schlamm nicht mit ausreichender Genauigkeit zu bestimmen, da durch das gleichzeitige Absterben der heterotrophen Organismen Ammonium freigesetzt wird, welches den Nitrifikanten als Substrat dient und somit die Absterberate vermindert (LIEBESKIND, 1994).

Der Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse und die maximale heterotrophe Wachstumsrate wurden respirometrisch nach CECH et al. (1987) bestimmt. In beiden Fällen wurde Natriumacetat als leicht abbaubares Substrat eingesetzt. Das zum Einsatz kommende Respirometer wurde in Anlehnung an LIEBESKIND (1999) leicht modifiziert.

Der **Ertragskoeffizient** ist definiert als neu gewonne Biomasse [g/l] pro Menge verbrauchten Substrates [g/l]. Im vorliegenden Fall wurde der belebte Schlamm auf 20 °C temperiert und unter Rühren mindestens zwei Stunden belüftet, um die Grundrespiration zu erreichen. Der belebte Schlamm wurde mittels Permeat so verdünnt, dass die TS-Gehalte im Respirometer zwischen 2 und 3 g/l lagen. Das Schlammgemisch wurde bis zu einem Sauerstoffgehalt von etwa 8 mg/l belüftet. Nach Beendigung der Belüftung wurde die Sauerstoffabnahme alle zehn Sekunden über einen Zeitraum von sechs Minuten aufgezeichnet. Danach erfolgte eine Wiederbelüftung. Messwertaufnahme und Belüftung wurden alle zehn Minuten wiederholt. Nach Erreichen einer konstanten Grundrespiration wurde 1 ml der Stammlösung Natrium-Acetat (entsprechen 75 mg CSB) zugegeben. Bis zum Wiedererreichen der Grundrespiration wurde mit der Messwertaufnahme fortgefahren. Die ermittelten Sauerstoffzehrungsraten wurden graphisch gegen die Zeit aufgetragen. Das Flächenintegral der Atmungsraten abzüglich der Grundatmung repräsentiert den veratmeten CSB.

Die Differenz des veratmeten Substrates zum zugegebenen Gesamtsubstrat im Reaktor entspricht dem sogenannten Ertrag. Der Anteil des Ertrags am Gesamtsubstrat ist der Ertragskoeffizient.

Entsprechend der Bestimmung des Ertragskoeffizienten wurde für die Ermittlung der **maximalen Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse** ausgezehrter Schlamm verdünnt und in das Respirometer gefüllt. Bei verschiedenen Konzentrationen des leicht abbaubaren Substrats (Acetat) wird die maximale Sauerstoffzehrungsraten aufgenommen. Aus den Sauerstoffzehrungsraten lassen sich bei Kenntnis des Ertragskoeffizienten und des Anteils der aktiven Biomasse im Respirometer die jeweiligen Umsatzgeschwindigkeiten berechnen. Die Kehrwerte der Umsatzgeschwindigkeiten werden nach Lineweaver und Burk gegen die Kehrwerte der Substratkonzentrationen aufgetragen, um die maximale Wachstumsgeschwindigkeit zu ermitteln.

Die **Absterberate der heterotrophen Mikroorganismen** wurde aus der Abnahme des DNA-Gehalts im belüfteten belebten Schlamm über die Zeit ermittelt.

Jeweils zweimal 2 Liter belebter Schlamm wurden über einen Zeitraum von 10 bis 13 Tagen bei 20 °C kontinuierlich gerührt und belüftet. Die DNA-Extraktion erfolgte während dieses Zeitraums alle zwei Tage Für jeden Versuchsansatz wurde dabei jeweils eine 5fach Bestimmung aus jeweils 5 ml Schlammprobe durchgeführt. Zur Extraktion der DNA

wurde der belebte Schlamm zunächst wiederholt mit EDTA gewaschen. Die Extraktion der DNA aus dem belebte Schlamm erfolgte mittels Perchlorsäure (THOMANETZ, 1982; LIEBESKIND, 1999). Zur quantitativen Bestimmung der extrahierten DNA wurde die Diphenylaminmethode nach BURTON (1955) eingesetzt.

Die ermittelten Werte der aktiven Biomasse werden gegen die Zeit aufgetragen; die Steigung der zugehörigen Regressionsgeraden entspricht der Nettoabsterberate (b'_H). Die dazugehörige Bruttoabsterberate berechnet sich nach folgender Gleichung (HENZE et al., 1987):

$$b_H = b'_H / f_p + (1 - Y_H) * (1 - f_p) \quad \text{Gleichung 5.3}$$

- b'_H : Nettoabsterberate der heterotrophen Mikroorganismen
- f_p : partikulärer CSB der nicht abgebaut wird]
- Y_H : Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse

5.4.6 Nitrifikationsleistungstests

Die Bestimmung der spezifischen Nitrifikationsrate erfolgte nach Anhang A der DIN EN ISO 9509 (2006). Untersucht wurde der belebte Schlamm aus kommunalen Kläranlagen, der auf dem Transport aerob und gekühlt gelagert und innerhalb von 24 h eingesetzt wurde. Dem belebten Schlamm wurde eine Natriumhydrogencarbonatlösung (10,8 g NaHCO₃/l), eine Ammoniumsulfatlösung (5,3 g (NH₄)₂SO₄/l) und Wasser beige-mischt. Dieses Gemisch wird in einem Erlenmeyerkolben über einen Zeitraum von 4 h kontinuierlich durchmischt und belüftet, so dass eine O₂-Konzentration von 2 mg/l im Gemisch gewährleistet ist. Anschließend wird aus dem Testansatz eine filtrierte Probe hinsichtlich des Gehalts an Ammoniumstickstoff und oxidierten Stickstoffverbindungen (Nitrat und Nitrit) analysiert. Hierbei wurden Filter eingesetzt, die weder Ammoniumstickstoff noch oxidierte Stickstoffverbindungen freisetzen oder adsorbieren. Die spezifische Nitrifikationsrate (R_N) ergibt sich nach Gleichung 5.4 zu:

$$R_N = \frac{\rho_t - \rho_b}{\rho_{MLSS} \cdot 4} \text{ [mg Stickstoff / (g * h)]} \quad \text{Gleichung 5.4}$$

ρ_t : Konzentration an oxidierten Stickstoffverbindungen im Testansatz nach 4 h Inkubation [mg/l]

ρ_b : Konzentration an oxidierten Stickstoffverbindungen im Referenzansatz nach 4 h Inkubation [mg/l]

ρ_{MLSS} : Konzentration der Trockensubstanz des Belebten Schlamms in den Testansätzen [g/l]

5.5 Optimierung der biologischen Reinigungsstufe

Die Optimierung der biologischen Reinigungsstufe sollte im Rahmen des Projektes auf den Membranversuchsanlagen in Simmerath erfolgen. In Verbindung mit einem niederländischen Projekt in Utrecht, das die Erarbeitung fundamentaler Erkenntnisse hinsichtlich der Grenzen der biologischen Reinigungsleistung erarbeiten sollte, um ein Betriebskonzept zu entwickeln, das die Einhaltung der MTR-Qualität garantiert. Da das niederländische Teilprojekt nicht durchgeführt wurde, standen im Rahmen dieser Projektbearbeitung kein entsprechendes Betriebskonzept und keine Erkenntnisse hinsichtlich der Grenzleistungsfähigkeit der biologischen Reinigungsstufe zur Verfügung.

5.5.1 Simulationsstudie zur Erarbeitung von Maßnahmen zum Erreichen der MTR-Qualität

Trotz der fehlenden Erkenntnisse aus dem niederländischen Teilprojekt wurde versucht, die biologische Reinigungsstufe des MBR in Simmerath soweit zu optimieren, dass die Anforderungen hinsichtlich der MTR-Qualität erfüllt werden. Zu diesem Zweck wurde eine Simulationsstudie durchgeführt, anhand derer die Auswirkungen möglicher Maßnahmen zur Verbesserung der Ablaufqualität untersucht wurden.

Da neben der Kohlenstoff- und Stickstoffelimination auch die chemische Phosphorelimination wegen des sehr geringen Ablaufgrenzwertes für P_{ges} entscheidenden Einfluss auf die Belebten Schlammentwicklung nimmt (Fällschlamm), basierten die Simulationen auf dem mathematischen Modellansatz des Activated Sludge Model No 2d (ASM 2d). In

diesem Modell wird, im Gegensatz zu den in der Fachwelt anerkannten Modellen ASM 1 und ASM 3m, die biologische und chemische Phosphorelimination berücksichtigt.

Ergebnisse aus Belebten Schlammuntersuchungen, die bereits im Rahmen des abgeschlossenen Vorhabens „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath / Nord-Eifel“ (Az 54-2-3.3-1820-vMe) ermittelt wurden, wurden in das Simulationsmodell eingebunden (Tabelle 5-5). Darüber hinaus wurde der untere Grenzwert für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration (KNH_4) mit 0,10 festgelegt, damit dermaßen niedrige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Filtrat erreicht werden konnten.

Tabelle 5-5: Geänderte kinetische Simulationsparameter

Parameter	Literaturangabe	Untersuchungsergebnis
S_i : inerter CSB	7 % des $\text{CSB}_{\text{Zulauf, BB}}$	2 % des $\text{CSB}_{\text{Zulauf, BB}}$
S_s : leicht verfügbares Substrat	20 % des $\text{CSB}_{\text{Zulauf, BB}}$	16 % des $\text{CSB}_{\text{Zulauf, BB}}$
Y_H : heterotropher Ertragskoeffizient	0,67 [g CSB / g CSB]	0,76 [g CSB / g CSB]

Die vier Zonen des Belebungsbeckens (vgl. Seite 43) wurden durch jeweils zwei ideal durchmischte Reaktoren abgebildet. Die Membrankammern wurden jeweils durch eine Kombination aus einem ideal durchmischten Reaktor, in dem die biochemischen Prozesse abgebildet werden, und einem idealen Nachklärbeckenmodell, das den vollständigen physikalischen Rückhalt sämtlicher Feststoffe abbildet, modelliert. Die räumliche Verbindung der in den Membrankammern ablaufenden biochemischen und physikalischen Prozesse wurde durch eine virtuelle Rückführung eines Teilvolumenstroms des Rücklaufschlammes des idealen Nachklärbeckenmodells in den Bioreaktor der Membrankammer realisiert. Der restliche Teilvolumenstrom des Rücklaufschlammes wurde ins Belebungsbecken zurückgeführt.

Für die Kalibrierung des Simulationsmodells standen vier Zeiträume zur Verfügung, in denen im Vergleich zu den restlichen Betriebsphasen, eine höhere Datendichte vorlag. Neben Messwerten, die im Rahmen des hier beschriebenen Vorhabens erfasst wurden, standen auch Messwerte aus dem oben bereits erwähnten abgeschlossenen Vorhaben zur Verfügung (Tabelle 5-6).

Tabelle 5-6: Kalibrierungszeiträume

Zeitraum	Temp. [°C]	TS _{BB} [g/l]	Fällmittel-dosierung	Beschreibung
05.-13.05.04	11,0	11,0	nein	TW- und MW-Zufluss
17.-30.05.04	13,0	11,3	nein	TW-Zufluss
19.-27.07.04	16,5	12,4	ja	TW-Zufluss
17.-27.09.04	16,0	11,6	ja	TW- und MW-Zufluss bei konstantem Anlagenzufluss

Die Kalibrierung des Simulationsmodells erfolgte hinsichtlich

- der NH₄-N-Ablaufkonzentration,
- der NO₃-N-Ablaufkonzentration und
- des Schlammalters.

Im Anschluss an die Kalibrierung wurden verschiedene Maßnahmen untersucht, deren Auswirkungen die Einhaltung der MTR-Qualität erzielen sollten. Zur Optimierung der Phosphoreliminationsleistung wurden

- die Nutzung der vermehrten biologischen Phosphorelimination und
- die Optimierung der Dosiermengen chemischer Fällmittel

untersucht. Hierzu wurden zur Berücksichtigung einer vermehrten biologischen Phosphorelimination Volumenanteile des Belebungsbeckens zu Reaktoren mit anaerobem Milieu umfunktioniert.

Zur Senkung und Sicherstellung der N_{ges}-Ablaufwerte wurde der Einsatz externer Kohlenstoffquellen zur Optimierung des Denitrifikationsprozesses untersucht. Darüber hinaus wurde die Belastung der Versuchsanlage schrittweise angehoben, um somit die Auswirkungen einer erhöhten Schlammbelastung und somit eines niedrigeren Schlammalters auf die Ablaufwerte vorhersagen zu können.

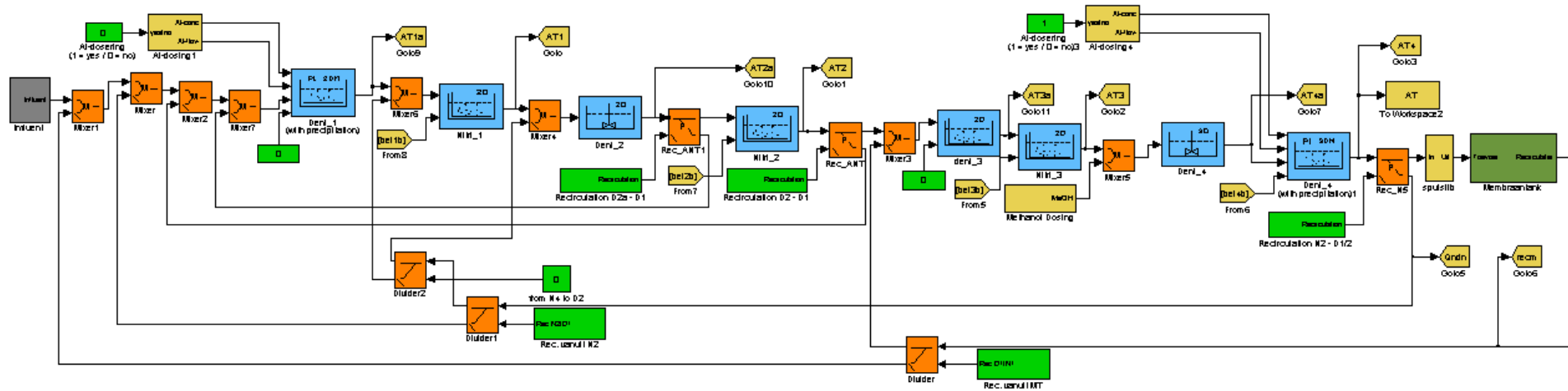


Bild 5-17: Simulationsmodell des MBR-Simmerath

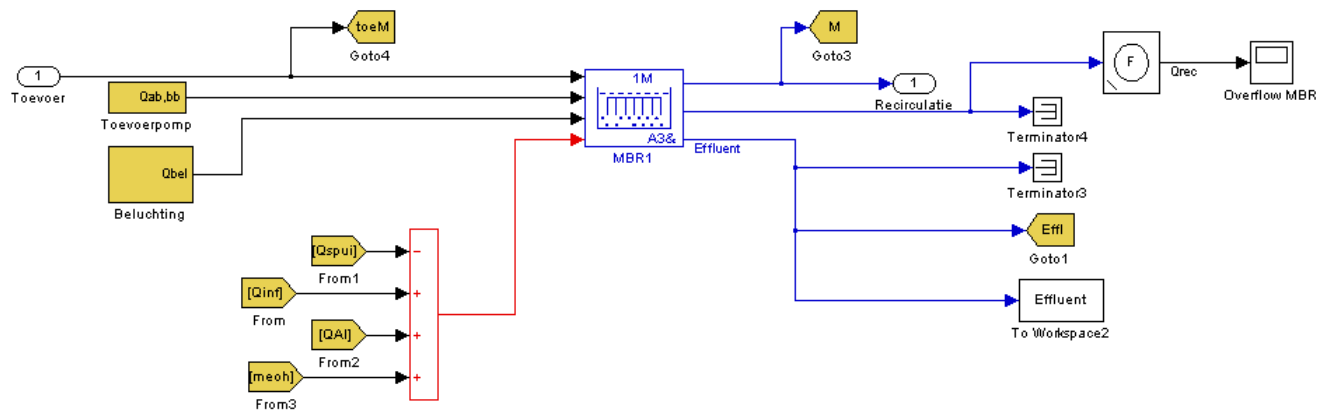


Bild 5-18: Modell der Membrankammern des MBR-Simmerath

5.5.2 Untersuchungen zum Anlagenverhalten bei kritischen Belastungszuständen

Gelöste Stoffe können bei Membranbioreaktoren bei einer starken hydraulischen Belastung zu einer Überschreitung der zulässigen Überwachungswerte führen. Ein bedeutender Parameter, der die Höhe der im Filtrat auftretenden Konzentrationsspitzen beeinflusst, ist neben der Zulaufkraft und den Zulaufvolumenstrom das Volumen des Membranbioreaktors, das in Verbindung mit dem Zulaufvolumenstrom die Durchflusszeit durch die MBR-Anlage kennzeichnet. Im Rahmen der hier durchgeführten Versuche wurde das Anlagenverhalten der MBR-Anlage Simmerath bei stoßartigen Belastungen, wie sie bei einsetzendem Mischwasserzufluss auftreten (first flush), hinsichtlich der für MBR-Anlagen kritischen Stoffe (bspw. $\text{NH}_4\text{-N}$) bei unterschiedlichen Durchflusszeiten untersucht.

Infolge der im Kanalnetz des Einzugsgebietes der Kläranlage Simmerath angeordneten Pumpstationen, kann eine zeitliche Verschiebung der Kohlenstoff- und Stickstofffrachten, wie sie in Kläranlagenzuläufen oftmals auftreten, festgestellt werden. Ähnliche zeitlich versetzte bei Mischwasserzufluss einsetzende hydraulische und stoffliche Belastungen Ergebnisse konnten auch von KREBS und KÜHN (1999) im Zulauf zur Kläranlage Dresden Kaditz erfasst werden. Trotz der deutlich unterschiedlichen Anschlussgrößen beider betrachteter Kläranlagen wird versucht, die Aussagekraft der auf der MBR-Versuchsanlage ermittelten Belastungen durch einen Vergleich mit den von KREBS und KÜHN (1999) ermittelten Werten zu bewerten.

5.5.2.1 Ermittlung der Grundbelastung anhand vorhandener Ganglinien

Zur Ermittlung der Grundbelastung bezüglich des Zulaufvolumenstroms sowie der täglichen CSB- und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkraft wurde auf aufgezeichnete Messergebnisse der MBR-Anlage Simmerath aus dem Jahr 2006 zurückgegriffen.

Zulaufvolumenstrom

Zur Ermittlung der Ganglinie bei Trockenwetterzufluss zur Kläranlage Simmerath wurden Tageszuflussganglinien über einen Zeitraum von neun Tagen betrachtet. Der ausgewertete Zeitraum ist durch eine vorausgegangene Phase mit anhaltender Trockenheit gekennzeichnet, so dass Beeinträchtigungen durch Fremdwasser minimiert werden können. Die nahezu identischen Verläufe der Ganglinien der Mittelwerte (10-Minuten-Raster) und des Median (10-Minuten-Raster) deuten darauf hin, dass der Einfluss von Ausreißern sehr gering ist (Bild 5-19). Des Weiteren wird deutlich, dass die

Ganglinie der 85%-Perzentilwerte eine Zuflusssituation widerspiegelt, deren Volumenstrom bei Trockenwetter i. d. R. unterschritten wird.

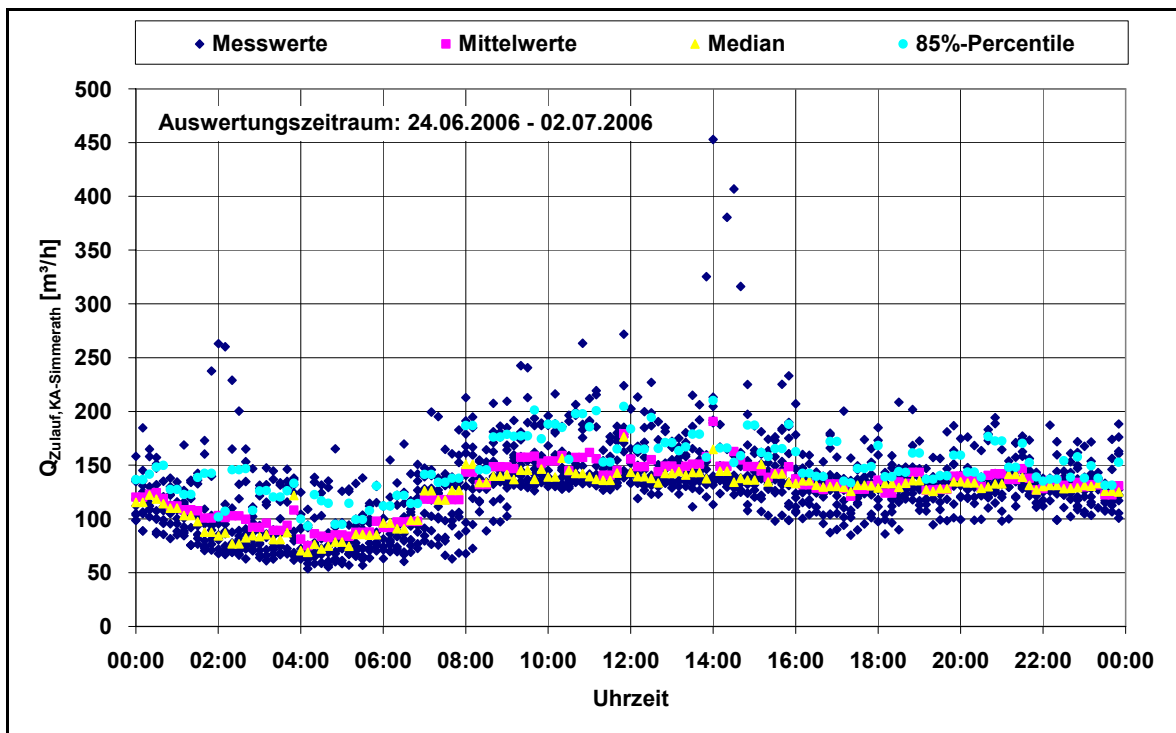


Bild 5-19: Trockenwetterzuflussganglinien – Grundbelastung KA Simmerath

CSB-Zulaufrecht

Zur Ermittlung der zufließenden CSB-Fracht wurde auf die Ergebnisse der Intensivmessphase vom Februar 2006 zurückgegriffen. Im Rahmen dieser Intensivmessphase wurde eine mathematische Beziehung zwischen den im Zulauf erfassten SAK-Messwerten und den im Labor ermittelten CSB-Konzentrationen der homogenisierten 2h-Mischproben hergeleitet (Bild 5-20). Die Einbindung der ebenfalls im Zulauf installierten TS-Sonde lieferte keine verwertbaren Ergebnisse, so dass diese Messwerte nicht weiter berücksichtigt wurden.

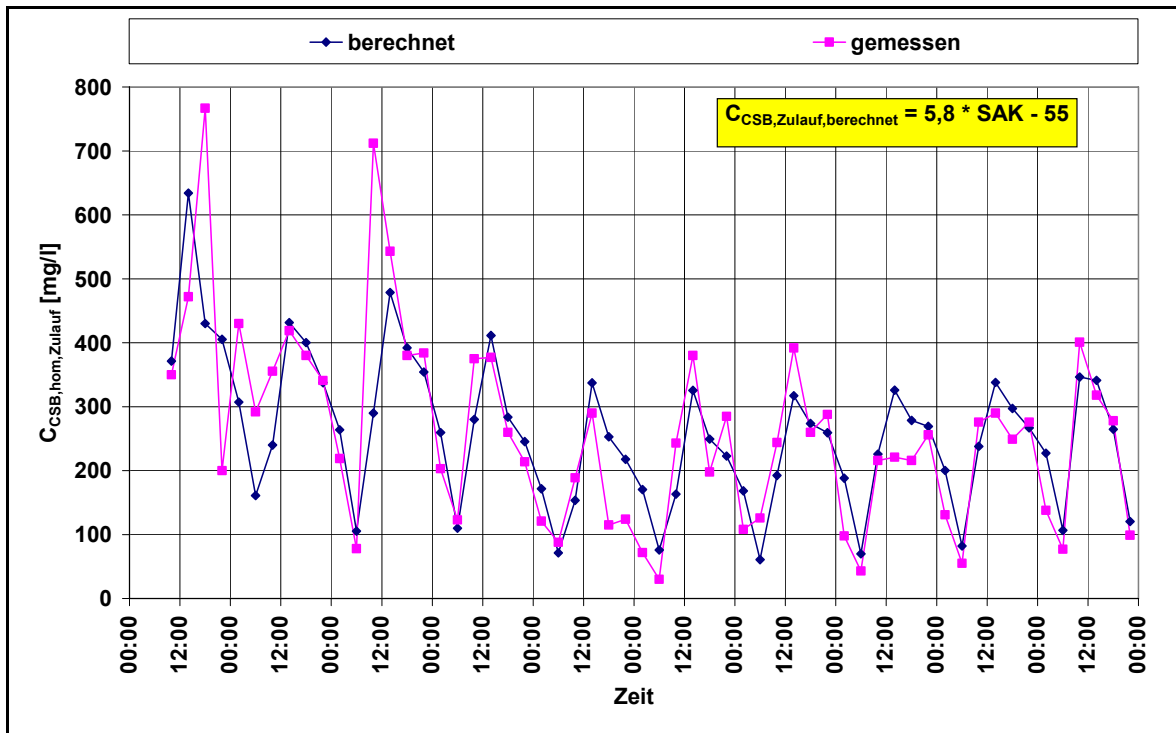


Bild 5-20: SAK-CSB-Korrelation – Intensivmesphase, Februar 2006

Ausgehend von der Funktion $C_{\text{CSB, berechnet, Zulauf}} = 5,8 \text{ SAK} - 55$ wurden die CSB-Konzentrationen im Zulauf zur Kläranlage Simmerath für den Zeitraum vom 02.01.2006 bis zum 24.05.2006 ermittelt. Wie aus Bild 5-21 ersichtlich wird, verlaufen die Ganglinien der Mittelwerte (10-Minuten-Raster) und des Median (10-Minuten-Raster) erneut nahezu deckungsgleich, so dass der Einfluss von Ausreißern vernachlässigt werden kann. In Analogie zur Zuflussganglinie wird in den weiteren Betrachtungen auf die Ganglinie der Mittelwerte zurückgegriffen, da die Ganglinie der 85%-Perzentilwerte den Ansatz von zu großen Frachten bedeuten würde.

NH₄-N-Zulauffracht

Die Ermittlung der NH₄-N-Zulauffrachtganglinie basiert auf dem Messzeitraum vom 02.01.2006 - 25.06.2006. Wie aus Bild 5-22 ersichtlich wird, kann zum Ansatz der Grundbelastung wiederum auf die Ganglinie zurückgegriffen werden, die aus den 10-Minuten-Mittelwerten resultiert.

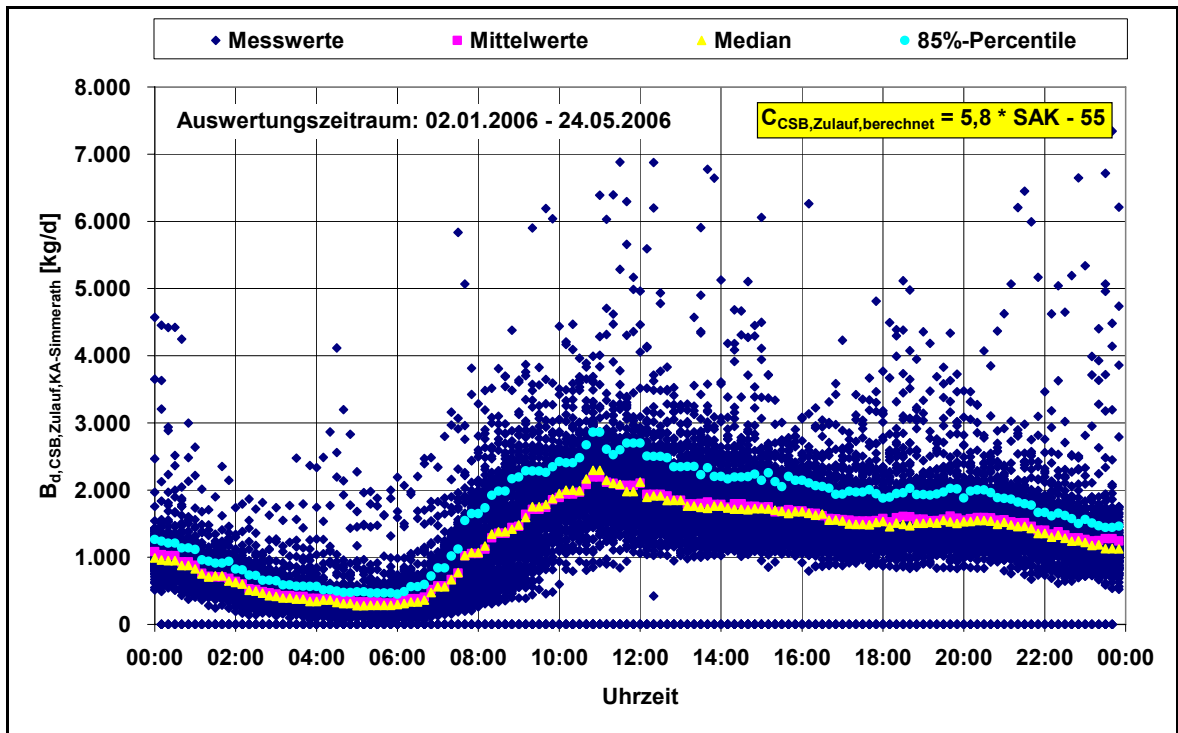


Bild 5-21: CSB-Zulauffrachtganglinien – Grundbelastung KA-Simmerath

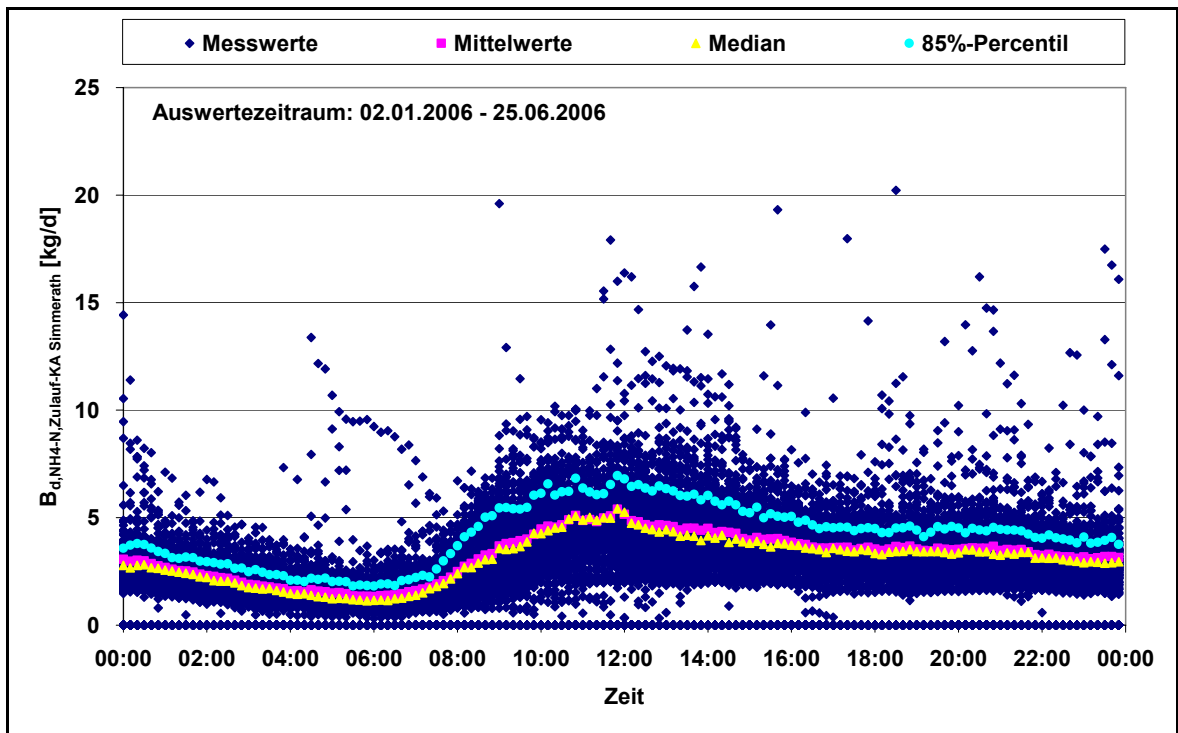


Bild 5-22: NH₄-N-Zulauffrachtganglinien – Grundbelastung KA-Simmerath

5.5.2.2 Übertragung der Randbedingungen der MBR-Anlage Simmerath auf die Ergebnisse von KREBS und KÜHN (1999)

Die in Bild 5-23 dargestellte Beschreibung der hydraulischen und stofflichen Belastung der Kläranlage Dresden Kaditz bei einsetzendem Mischwasserzufluss soll im Rahmen der Konzepterstellung als theoretische Basis dienen. Eine vollständige Übertragung der Untersuchungsergebnisse auf die Kläranlage Simmerath ist nicht möglich, da die äußeren Randbedingungen der Kläranlage Simmerath, wie beispielsweise Kanalnetz und Einzugsgebietsstruktur (Anteil versiegelter Fläche, Fließzeiten etc.), deutlich von denen der Kläranlage Dresden Kaditz abweichen. Aus diesem Grund ist eine Anpassung verschiedener Parameter erforderlich.

Zulaufvolumenstrom - Stoßbelastung

Hinsichtlich der Abbildung der hydraulischen Gegebenheiten wird der MBR-Anlage Simmerath bei einer Stoßbelastung im Rahmen dieser Untersuchungen neben der hydraulischen Grundbelastung zusätzliches Wasser zugegeben. Dies geschieht mittels einer Filtratrückführung, da infolge einer Erhöhung des Zuflusses zur MBR-Anlage mit Rohabwasser zur Anhebung der hydraulischen Belastung gleichzeitig eine höhere stoffliche Belastung zu verzeichnen wäre. Ziel ist, die in Bild 5-24 eingezeichnete, rot gestrichelte Ganglinie abzubilden. Diese Ganglinie ist durch einen leichten Anstieg der hydraulischen Belastung vor der eigentlichen hydraulischen Lastspitze gekennzeichnet. Nach KREBS und KÜHN (1999) ist dieser Anstieg der hydraulischen Belastung in der sich ausbreitenden Wellenfront begründet, die sich infolge des ansteigenden Abflusses im Kanal ausbildet. Da die Wellenausbreitungsgeschwindigkeit größer als die mittlere Fließgeschwindigkeit des Wassers im Kanal ist, trifft die Wellenfront zeitlich vor dem eigentlichen Mischwasserzufluss ein. Um diese Wellenfront abzubilden und den anschließenden Mischwasserzufluss zu simulieren, wird Filtrat (hellblaue Linie) in den Zulauf zur Anlage zurückgeführt.

CSB-Zulaufrecht - Stoßbelastung

Die Zuflussrandbedingungen der MBR-Anlage Simmerath führen dazu, dass eine Trennung der zufließenden Stickstoff- und Kohlenstofffrachtspitzen nicht möglich ist. Aus diesem Grund kann der in Bild 5-23 dargestellte Verlauf der Kohlenstoffganglinie (indirekt TSS) nicht abgebildet werden, da der primäre Fokus im Rahmen dieser Untersuchungen auf das Anlagenverhalten hinsichtlich der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen gelegt wird, beeinträchtigt ein im Vergleich zu KREBS und KÜHN (1999) niedrigerer

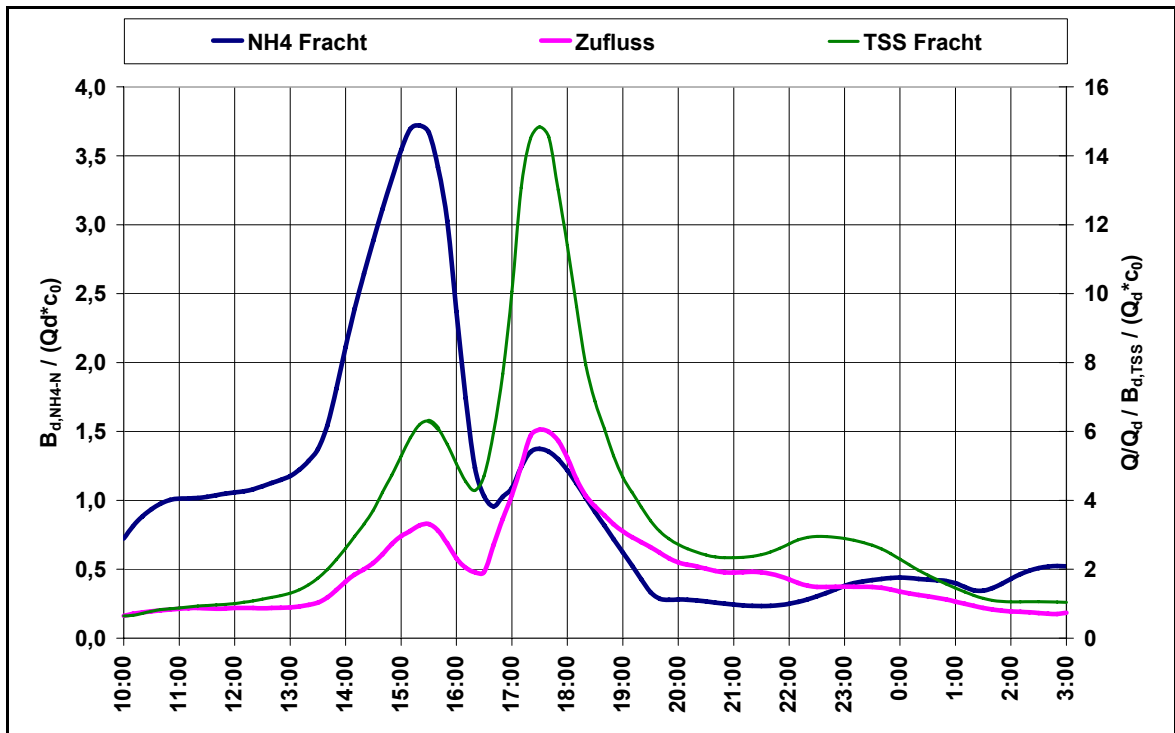


Bild 5-23: Dynamik der Siedlungsentwässerung – modifiziert nach KREBS und KÜHN (1999)

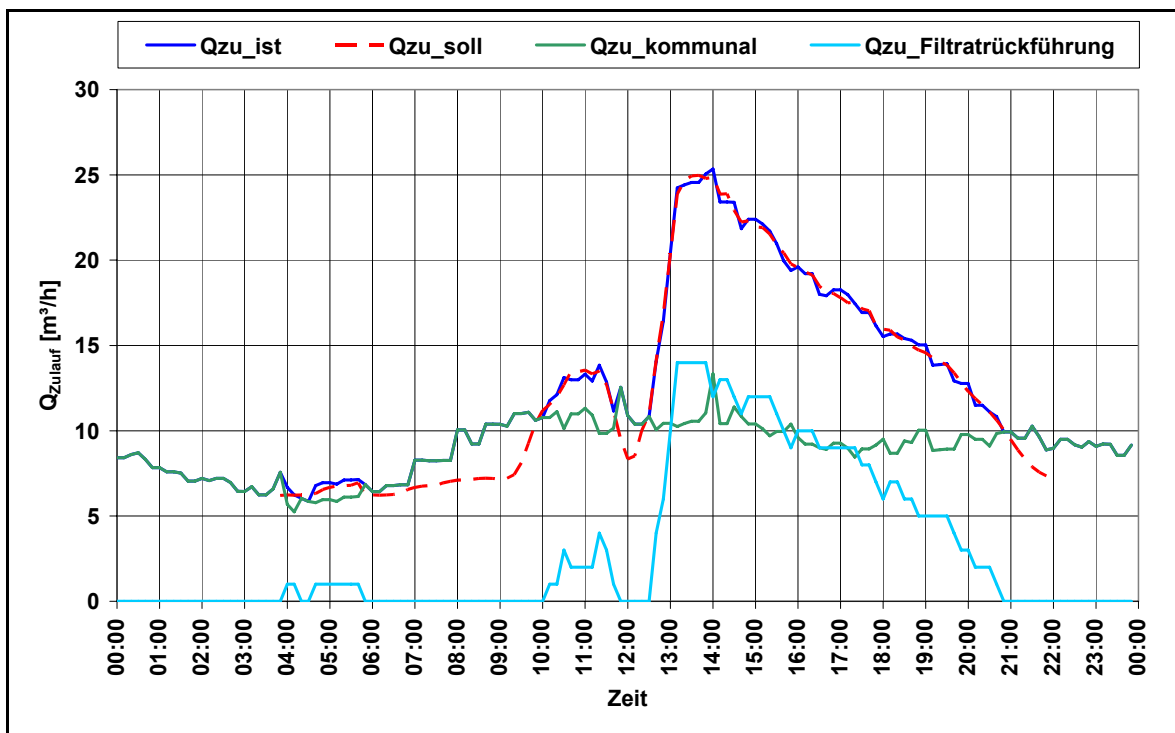


Bild 5-24: hydraulische Belastung – Stoßbelastung MBR-Simmerath

Kohlenstoffanteil im Zulauf zum MBR in Simmerath die Untersuchungsergebnisse nicht wesentlich. Wie aus Bild 5-25 ersichtlich wird, tritt bei einsetzender Mischwasserdynamik keine Kohlenstoffspitzenbelastung ein. Außerdem liegen bei der Belastung infolge der zufließenden Wellenfront im Vergleich zur Kläranlage Dresden Kaditz bereits höhere Kohlenstofffrachten vor. Ein Eingriff in diesen versuchstechnisch „ungünstigen“ Verlauf der Kohlenstoffganglinie ist schwierig. Die Zugabe von beispielsweise Essigsäure zur Abbildung der einsetzenden Kohlenstofffrachtspitze während des Mischwasserzuflusses kann unseres Erachtens nicht zielführend sein, da die hohe Kohlenstoffzulauffracht während der zufließenden Mischwasserspitze aus überwiegend remobilisierten Sedimenten aus der Kanalisation resultiert, und diese im Gegensatz zu Essigsäure nicht leicht abbaubar sind. Da allerdings der Fokus auf der Untersuchung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Filtrat liegt, beeinträchtigt ein im Vergleich zur Kläranlagen Dresden Kaditz niedrigerer Kohlenstoffanteil im Zulauf zum MBR in Simmerath die Untersuchungsergebnisse nicht wesentlich. Insgesamt kann die Belastungssituation als geringfügig günstiger eingestuft werden, da keine verstärkte Sauerstoffzehrung infolge der Oxidation von Kohlenstoff in der Nitrifikationszone zu erwarten ist.

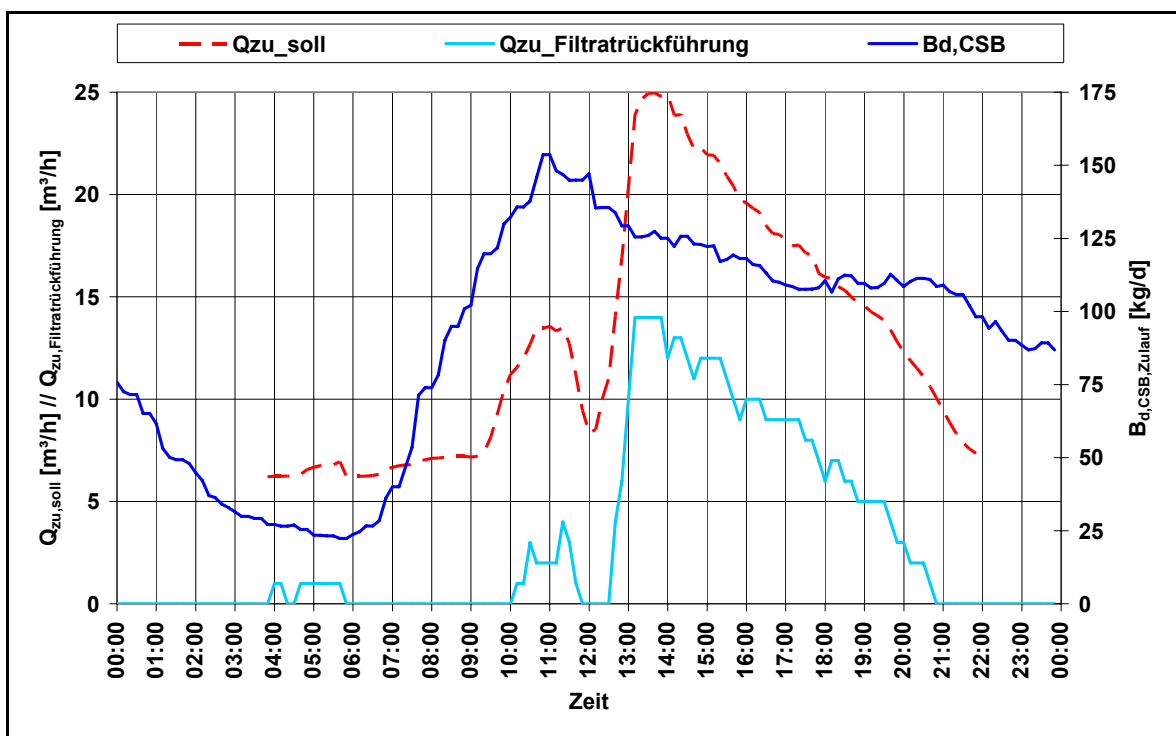


Bild 5-25: CSB-Zulauffracht – Stoßbelastung MBR-Simmerath

$\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulauffracht - Stoßbelastung

Um die ausgeprägte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Spitzenbelastung der Wellenfront abbilden zu können und um im weiteren Verlauf die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung möglichst gering zu halten, erfolgt die Simulation

der Wellenfront zu einem Zeitpunkt, an dem die Spitzenkonzentration der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Grundlast vorliegt. Zusätzlich wird die Belastung durch Dosierung von $\text{NH}_4\text{-N}$ in den Volumenstrom der Filtratrückführung erhöht. Wie aus Bild 5-26 entnommen werden kann, wird durch diese Verfahrensweise der Anstieg der zufließenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht genügend genau abgebildet. Allerdings sinkt infolge der vorhandenen Grundbelastung die zufließende $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht bei einsetzendem Mischwasserzufluss nicht um ein zur Kläranlage Kaditz vergleichbares Maß ab.

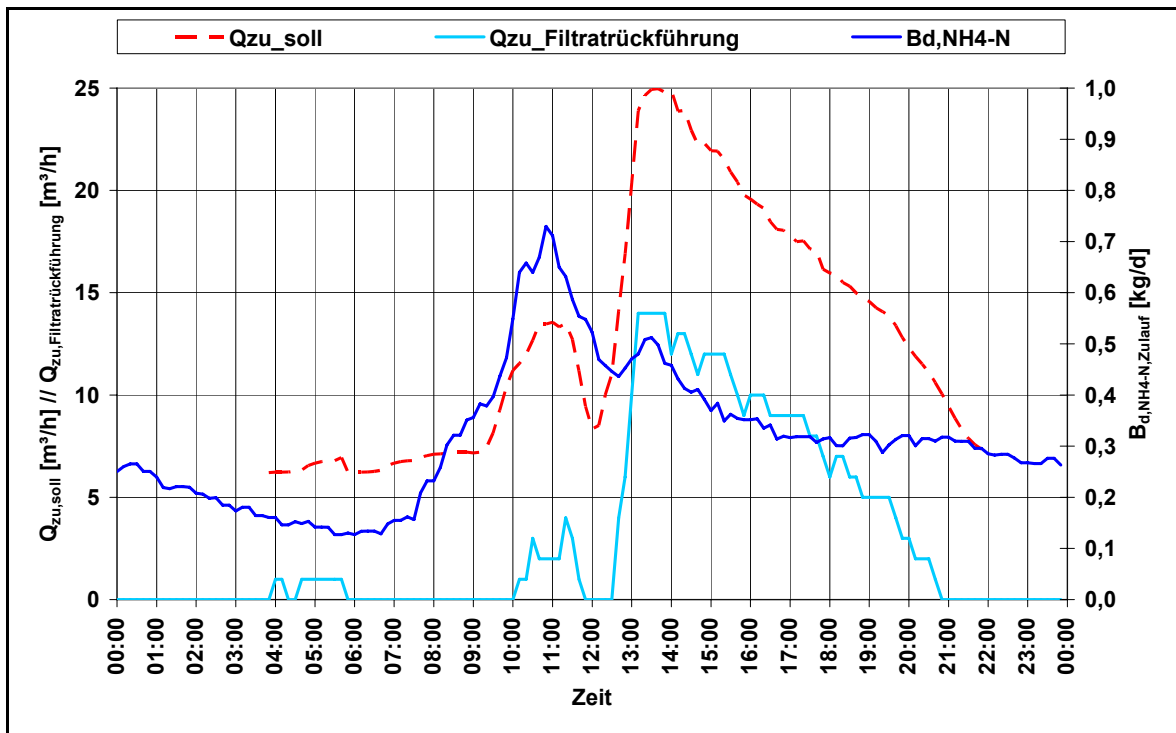


Bild 5-26: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufrecht – Stoßbelastung MBR-Simmerath

5.6 Membranentwicklung und Betriebsoptimierung

5.6.1 Entwicklung und Untersuchung einer Membran mit geringer Trenngrenze

Die Aufgabe in diesem Teil des Projektes bestand darin, eine bereits entwickelte Membran (Blend Membran) mit einer engeren Trenngrenze hinsichtlich Rückhaltevermögen und Foulingverhalten im realen Betrieb zu untersuchen. Alle neu entwickelten Membranen wurden zunächst nur im Labormaßstab produziert. Die Klarwasserpermeabilität und der Bubble-Point werden im Labor gemessen. Beim Bubble-Point-Test wird die mit Wasser benetzte Membran mit Luft beaufschlagt. Der Druck bei dem die ersten Bläschen auftreten ist der Bubble-Point. Dieser Druck markiert die größten Poren

bzw. Fehlstellen der Membran. Diese Membranen werden dann Filtrationstests in einer Pilot-MBR auf der Kläranlage Eilendorf unterzogen. Wenn sich die Membran hinsichtlich ihrer Betriebsdaten als technisch interessant erweist, muss die Laborproduktion auf eine technische umgestellt werden. Dieses erfordert weitere Entwicklungsschritte sowie Anpassungs- und Optimierungsbedarf. Im Rahmen des vorliegenden Projektteils wurden neu entwickelte Blendmembranen in der MBR-Pilotanlage in Eilendorf unter realen Bedingungen eingesetzt, betrieben und untersucht.

5.6.2 Optimierung des Lufteintrags

Die Energie für die grobblasige Belüftung der Membranmodule einer MBR-Anlage macht einen Großteil der Betriebskosten aus. Daher liegt in der Optimierung der Modulbelüftung ein hohes Kosteneinsparpotential. Ziel der Optimierung ist eine effizientere Nutzung der eingetragenen Luft und dadurch eine Reduzierung des spezifischen Luftbedarfs. Um dieses Ziel zu erreichen, kann die Optimierung auf verschiedene Art und Weise angegangen werden. Zum Beispiel durch Optimierung der Belüftungsparameter wie Luftvolumenstrom und belüftete Zeit oder durch Veränderungen des Luftsystems selber. Ein weiterer Weg führt über die Veränderung der Anlagensteuerung. Diese Änderungen müssen derart gestaltet sein, dass sich hierdurch der spezifische Luftbedarf verringert. Dies kann z.B. derart erfolgen, dass sehr niedrige Filtratvolumenströme vermieden werden. Üblicherweise ist bei diesen, trotz Verringerung der eingetragenen Luftmenge, der spezifische Luftbedarf größer als bei höheren Flüssen, da eine gewisse Luftmindestmenge vorgehalten werden muss.

5.6.3 Optimierung des Verschlammungs- und Verzopfungsverhaltens

Das Verschlammungs- und Verzopfungsverhalten eines Membranmoduls im MBR-Betrieb wird wesentlich durch die Modulhydraulik beeinflusst. Auch hier haben viele Einzelaspekte eine wichtige Bedeutung. So kann zum Beispiel die Optimierung eines kleinen Details strömungstechnisch – und daher auch hinsichtlich des Verschlammungs- und Verzopfungsverhaltens – eine entscheidende Rolle spielen. Im Rahmen des vorliegenden Projektteils konzentrierten sich die Arbeiten in diesem Bereich auf die Optimierung des Bündel- designs und der Modulhydraulik.

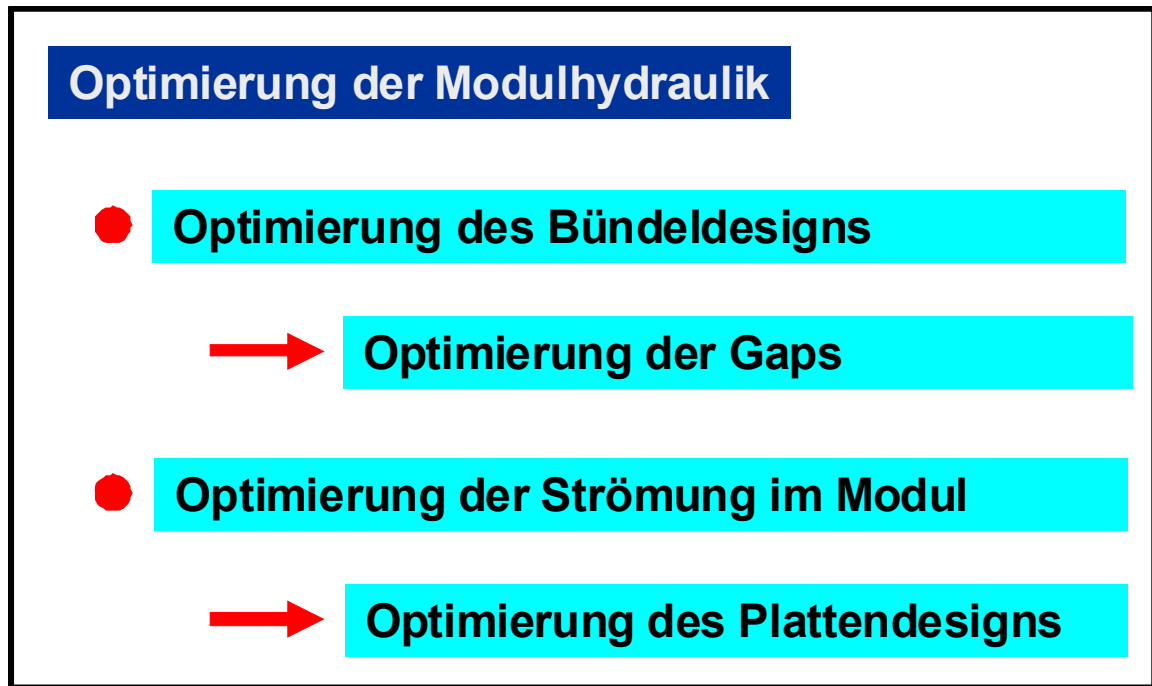


Bild 5-27: Einflussgrößen zur Optimierung der Modulhydraulik

Optimierung des Bündeldesigns

Das hydraulische Konzept der PURON[®]-Membranmodule realisiert die einseitige Einharzung von Membranfasern in ein Fußelement, wobei die Membranfasern um ein zentral positioniertes Belüftungssystem angeordnet werden. Die Faseranordnung wird jedoch an sechs Stellen im Bündel, den sogenannten Gaps, unterbrochen, um den Schlammtransport innerhalb des Bündels zu verbessern. Die Detailoptimierung dieser Gaps ist ein gutes Beispiel für die Bedeutung kleiner Details bei der Modulgestaltung. Die ersten Gaps, die in den Bündeln implementiert wurden, hatten eine relativ hohe Tendenz zu verschlammen. Da eine verschlammte Gap ihre Funktion nicht mehr erfüllen kann, ist es wichtig diese zu optimieren. In Bild 5-28 ist das fortschreitende Verschlammen der Gaps dargestellt. Wie zu erkennen ist, beginnt die Verschlammung an den Stellen an denen die Membranen die Gap verschließen. Es ist also wichtig, dass sich die Gap möglichst weit nach oben in das Bündel fortsetzt und dabei offen bleibt.

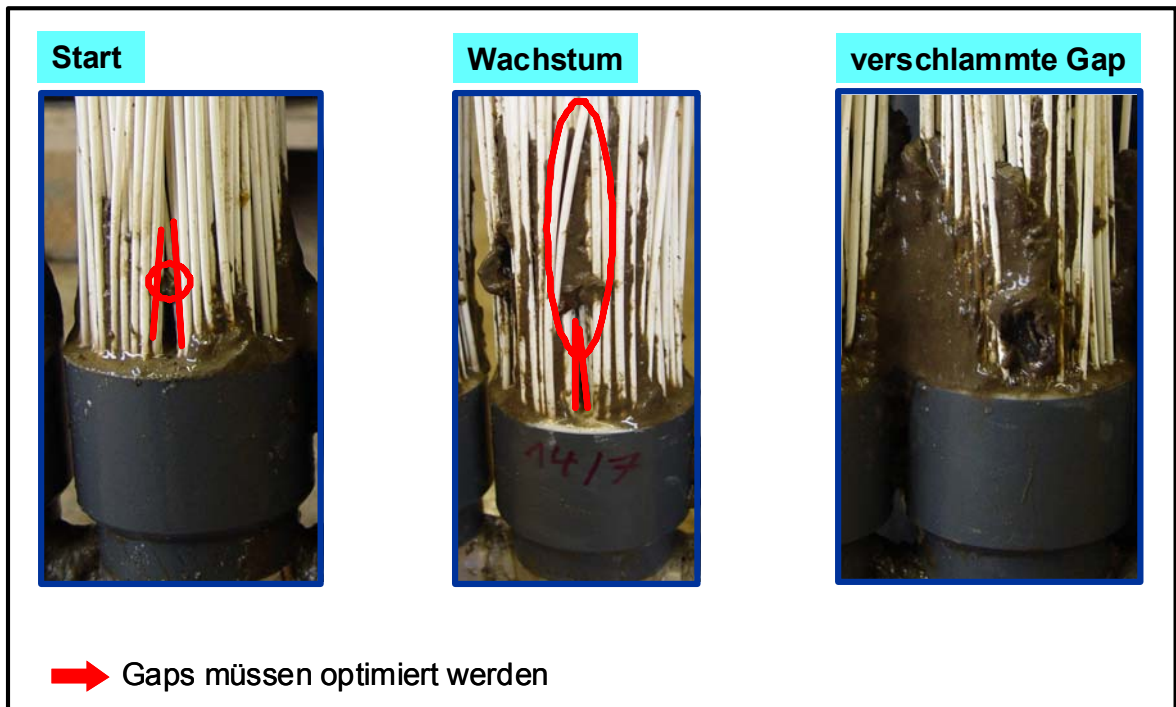


Bild 5-28: Verschlammungsverhalten der Gaps während des Filtrationsbetriebes in Abhängigkeit der Betriebszeit

Optimierung der Strömung im Modul

Um speziell Verzopfungen zu vermeiden und die Verschlammung zu reduzieren, ist es wichtig eine rein aufwärtsgerichtete Strömung im Modul zu erzeugen. Diese sorgt dann dafür, dass sämtliche Feststoffe nach oben ausgetragen werden können. Sind keine Platten vorhanden, können durch eine nach außen, quer zu den Membranen gerichtete Strömung Verzopfungen entstehen. Dieser Zusammenhang ist in Bild 5-29 dargestellt.

Aus diesem Grund wurde schon während des ersten Simmerath Projektes (Membranfiltration Kläranlage Simmerath/Nordeifel“ Az. 54-2-3.3-1820-vMe) mit der Montage von Platten an den Modulen begonnen. Allerdings wurden die Platten nicht bis ganz unten zum Potting der Membranreihen montiert sondern endeten ca. 50 cm oberhalb des Pottings. Dies führte dazu, dass im unteren Bereich der Bündel noch Schlammansammlungen vorhanden waren.

In diesem Teil des Projektes soll untersucht werden, inwieweit die Modulhydraulik durch eine weitere Verlängerung der Platten bis in den Fußbereich der Membranmodule weiter verbessert werden kann (Bild 5-30).

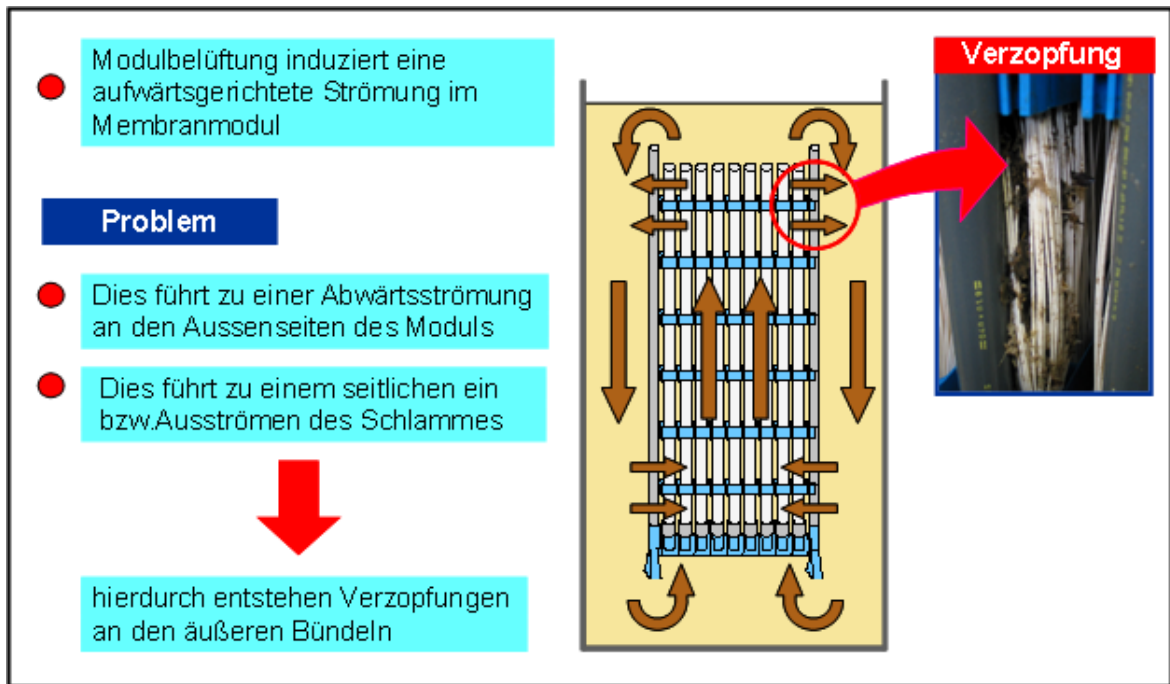


Bild 5-29: Prinzipskizze Modulhydraulik

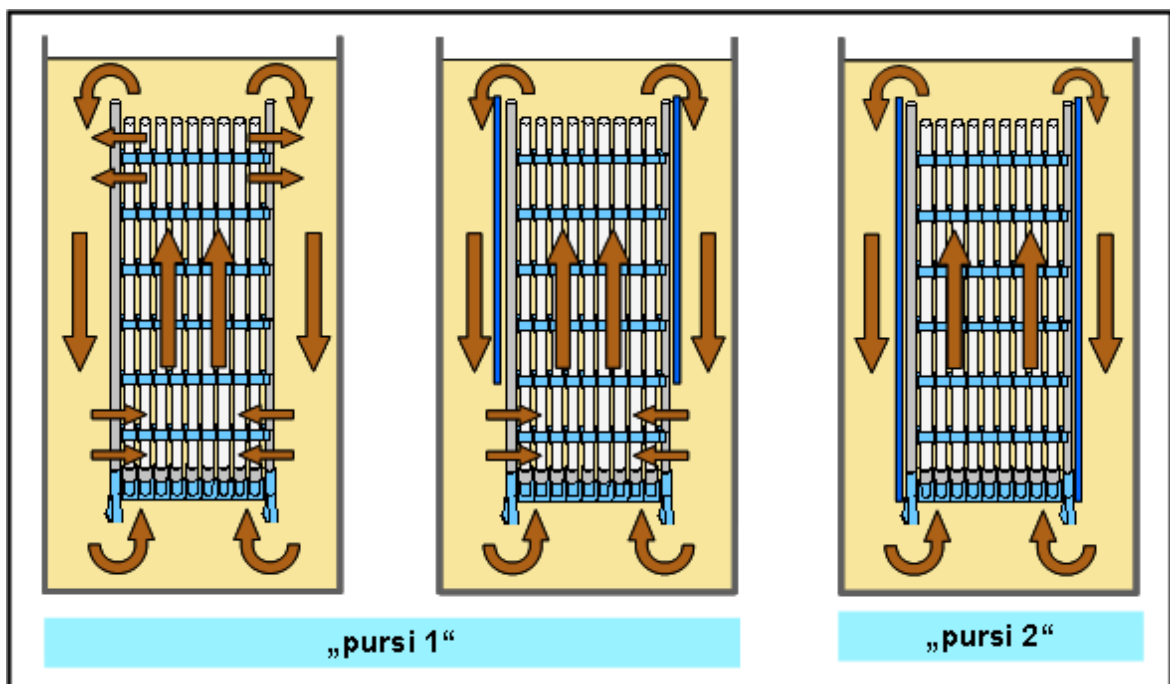


Bild 5-30: Entwicklung des Plattendesign im Rahmen der Forschungsvorhaben

Test eines neuen Belüftungssystems

Bei der Firma Koch Membrane Systems GmbH wurde ein neues Belüftungssystem entwickelt. Dieses bietet zum einen betriebstechnische Vorteile wie z.B. einfache Wartung und unkompliziertes Wiederaufahren nach Störfällen. Zum anderen wird die Konstruktion

des Moduls vereinfacht. Der Modul kommt mit einer Sammelleitung (Entwässerungsleitung) weniger aus, und eine Reihe besteht aus weniger Einzelteilen. Im Zuge dieses Forschungsprojektes wurden eine Reihe und später ein technischer Modul mit dem neuen Luftsystem ausgerüstet und getestet. Es wurden Versuche mit Regenwetterflüssen durchgeführt. Des Weiteren wurde das Verhalten des Moduls bei Störfällen untersucht.

Beschreibung des neuen Belüftungssystems

In Bild 5-31 ist eine Prinzipskizze des alten und neuen Luftsystems vergleichend gegenübergestellt. Abgebildet ist das Verhalten nach einem Gebläseausfall. Beim alten Luftsystem war es nicht möglich, das gesamte System über die Luftdüsen zu entwässern. Der Grund war die Injektionsstelle der Luft in die Luftlanze. Diese war an der Oberseite des Luftverteilerkanals realisiert. Dieser im System verbleibende belebte Schlamm trocknet mit der Zeit aus und kann zur Verstopfung von Luftdüsen führen. Damit dies nicht passiert, ist an jedem Modul eine Leitung angebracht, mit der es möglich ist den verbliebenen Schlamm aus dem System zu spülen. Diese zusätzliche Leitung und der erhöhte Wartungsaufwand ist beim neuen Belüftungssystem nicht mehr nötig, da die Luftinjektionsstelle in die Luftlanze nach unten verlegt wurde. Somit ist es nun möglich, den kompletten Luftkanal zu entwässern. Zu Beginn eines Luftpulses wird zunächst der Schlamm aus dem System gedrückt. Danach beginnt die Luft zunächst unten aus dem Belüftungssystem zu entweichen. Ist die Luftlanze komplett mit Luft gefüllt, entweicht die Luft nur noch aus dem oberen Teil des Belüftungssystems, der Luftlanze.

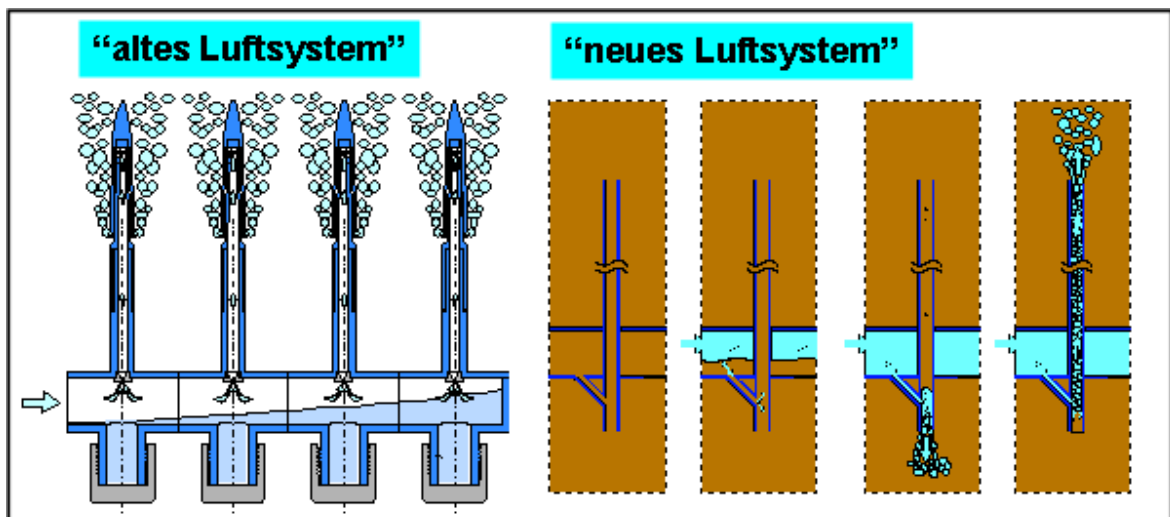


Bild 5-31: Prinzipskizze altes und neues Belüftungssystem

Das in der Membranversuchsanlage zu behandelnde Abwasser wird aus dem Ablauf des Sand- und Fettfangs der Großanlage entnommen (Kapitel 5.1). Während der Projektlaufzeit wurden Änderungen hinsichtlich der Zuflussbedingungen vorgenommen. Zum einen wurde die Zulaufleitung zur Versuchsanlage erneuert, da die hydraulische Leistungsfähigkeit der bestehenden Leitung infolge von Ablagerungen nicht mehr ausreichte. Zum anderen wurde zusätzlich ein Sieb, mit einer Lochblechweite von 1 mm bis 3 mm installiert, um auch in Phasen weiterhin filtrieren zu können, in denen der Zufluss zur Großanlage im Bypass zum Grobrechen in den Sand- und Fettfang geleitet wird.

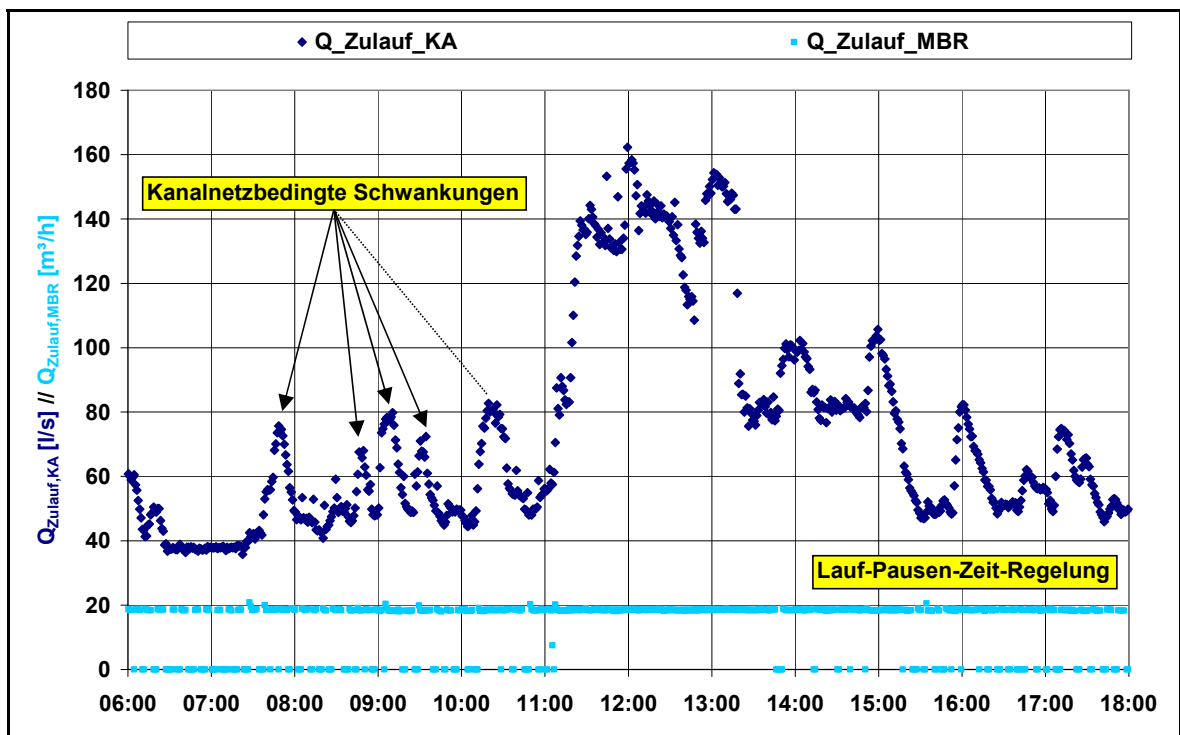


Bild 6-2: Tageszuflussganglinien zur KA Simmarath und zur MBR-Anlage – intermittierender Betrieb (Phase I)

Des Weiteren wurde im Rahmen der Umbaumaßnahmen die Zulaufpumpe der Versuchsanlage mit einem Frequenzregler ausgerüstet, so dass die in Bild 6-2 erkennbare Zuflussregelung über Lauf-Pausen-Zeiten nicht mehr erforderlich war.

Insgesamt stellten sich für die betrachteten Zeiträume sowohl stofflich als auch hydraulisch unterschiedliche Belastungszustände ein. Wie in Bild 6-3 dargestellt ist, wurde beispielsweise die hydraulische Belastung (damit einhergehend auch die stoffliche Belastung) der MBR-Anlage ab Mitte April 2006 schrittweise gesteigert. Der vorangegangene Abfall der Belastung der Anlage war in dem Austausch eines Membranmoduls begründet.

Die einzelnen Phasen (I-IV) der Auswertung, wie sie in Bild 6-1 abgebildet sind, können bei Betrachtung des Zuflussanteils der MBR-Anlage am Gesamtzufluss zur Kläranlage Simmerath aus Bild 6-3 abgelesen werden.

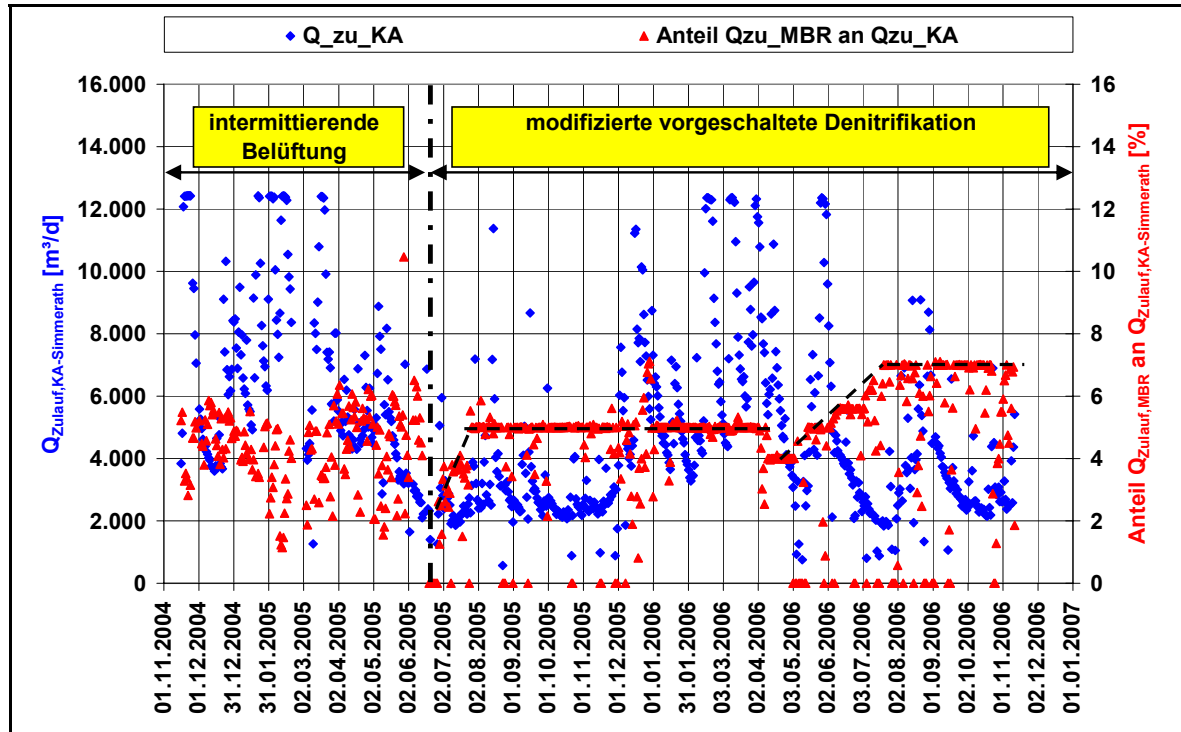


Bild 6-3: Zulaufganglinie zur Kläranlage Simmerath und prozentualer Anteil des in der Membrananlage mitbehandelten Volumenstroms

Um die Schlammbelastung der Versuchsanlage anzuheben, wurde ab Mitte April 2005 der Füllstand im Belebungsbecken gesenkt und somit das Reaktorvolumen verringert. Allerdings wurde das frei gewordene Volumen bei zunehmender hydraulischer Belastung (d.h. bei einsetzendem Mischwasserzufluss) als Speichervolumen genutzt, um eine schonende Steigerung der Leistung der Filtrationsstufen zu ermöglichen. Ab August 2007 wurde, ebenfalls unter der Prämisse die Schlammbelastung zu erhöhen, die erste Denitrifikationszone außer Betrieb genommen und der TS-Gehalt im Belebungsbecken reduziert. In Bild 6-4 sind die Verläufe der Füllstandganglinie und der Zuflussganglinie sowie der Ganglinie des aus dem Füllstand resultierenden Belebungsbeckenvolumens bei unterschiedlichen hydraulischen Belastungen dargestellt.

Unter Berücksichtigung einer dynamischen Bewirtschaftung des Belebungsbeckenvolumens ergeben sich hydraulische Verweilzeiten (HRT = Hydraulic Retention Time) im Membranbioreaktor (d.h. Belebungsbeckenvolumen und Volumen der Membrankammern) zwischen 5 h und 28 h (Bild 6-5 und Bild 6-6). Belastungszustände mit einer HRT kleiner

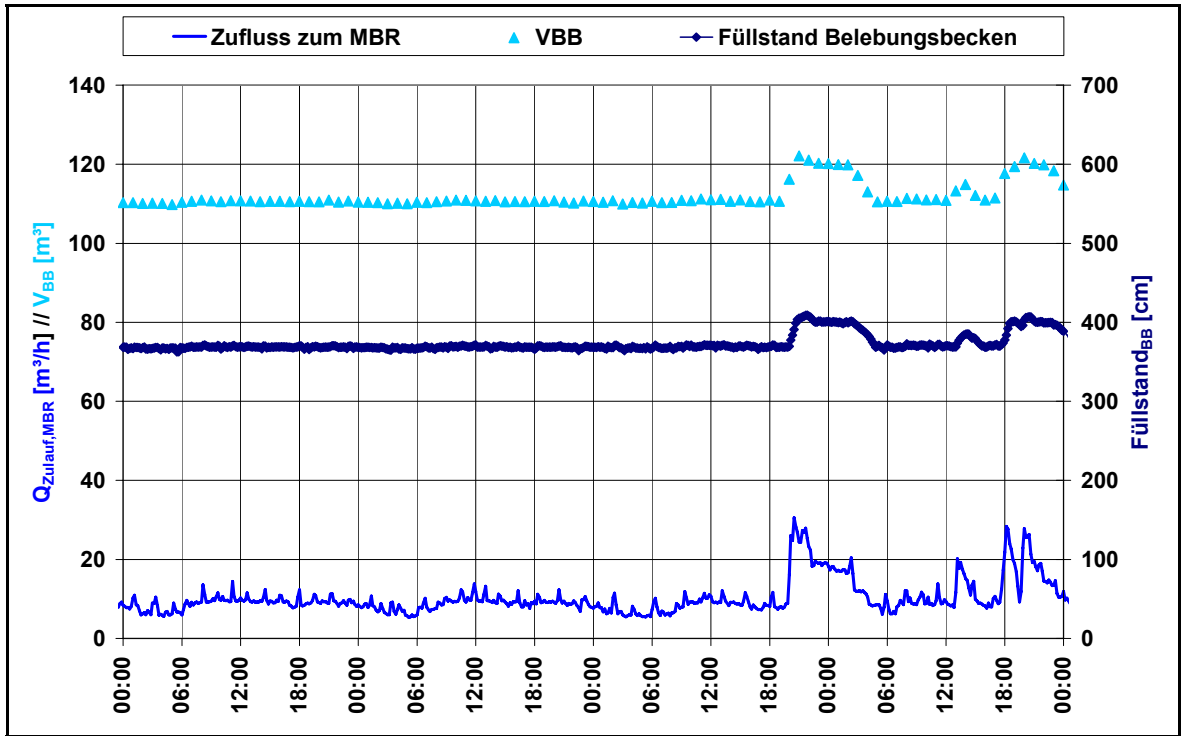


Bild 6-4: Füllstands- und Zuflussganglinien bei Trockenwetter- und Mischwasserzufluss sowie die Ganglinie des zugehörigen Belebungsbeckenvolumens

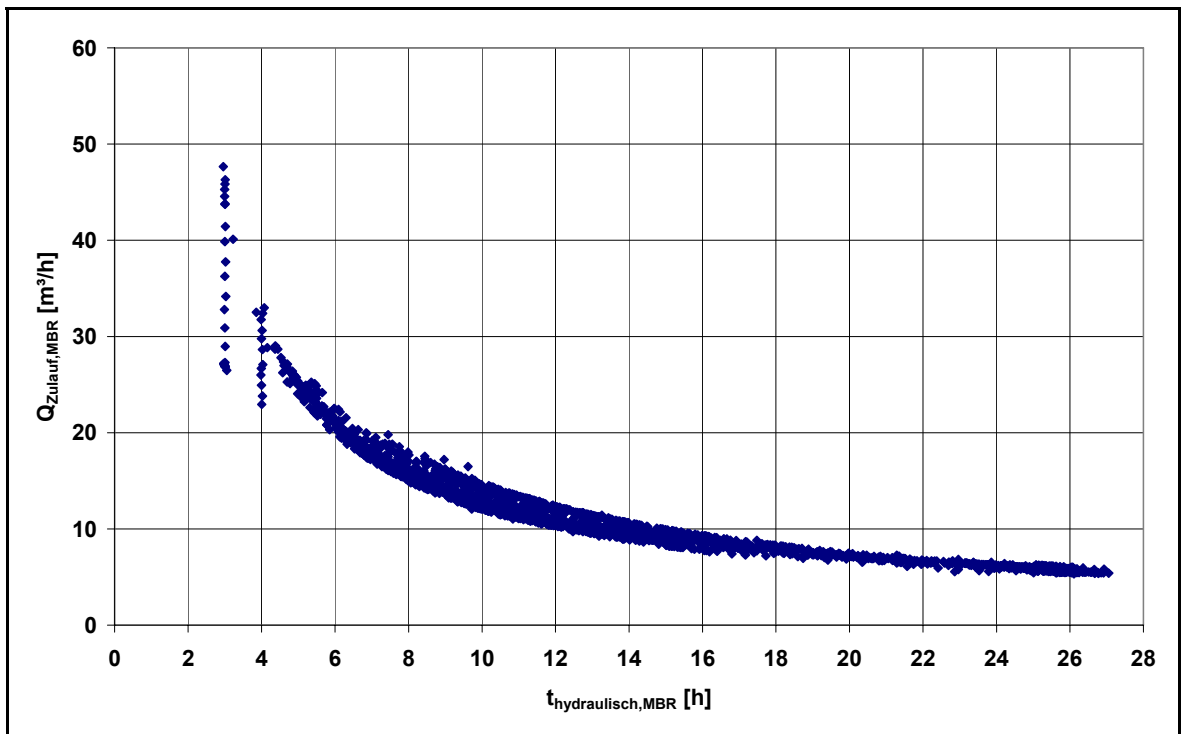


Bild 6-5: Hydraulische Verweilzeit in Abhängigkeit des Zuflusses zum Membranbioreaktor (Phase I-IV)

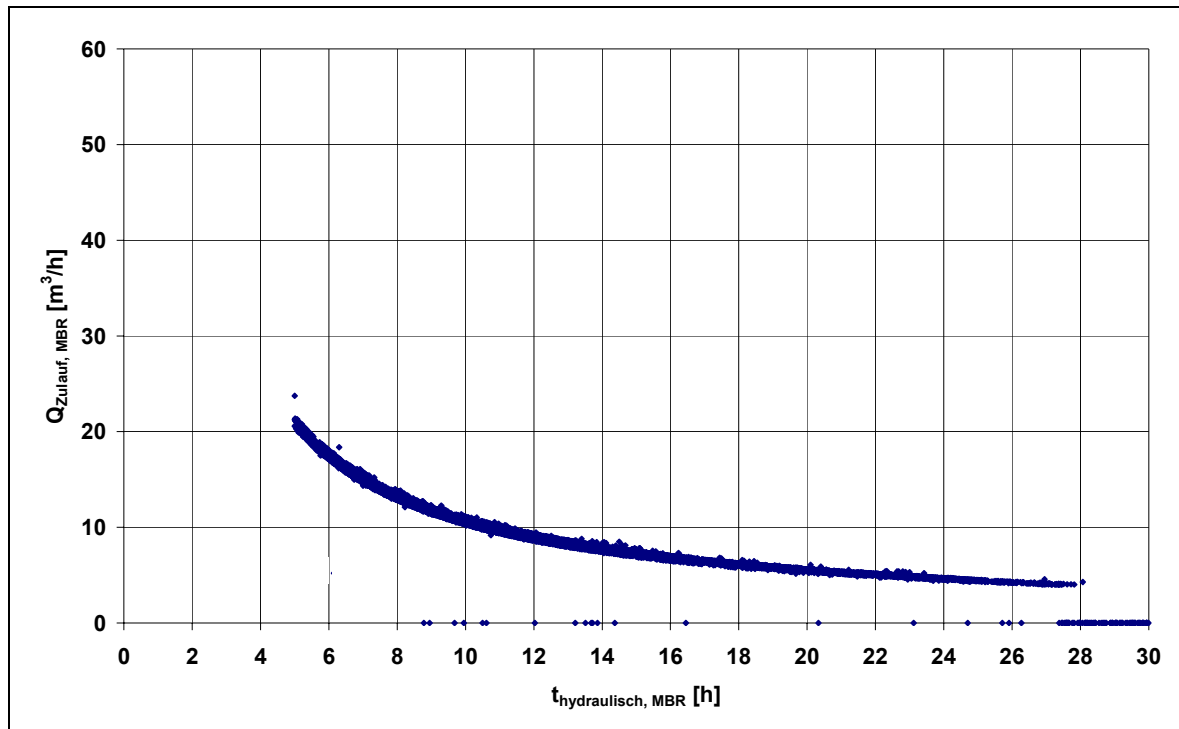


Bild 6-6: Hydraulische Verweilzeit in Abhängigkeit des Zuflusses zum Membranbioreaktor (Phase V)

5 Stunden (Bild 6-5) resultieren aus nicht repräsentative Belastungszustände, wie beispielsweise Tage, an denen der Füllstand im Belebungsbecken angehoben wurde, weil am vorangegangenen Tag der Anlagenzulauf ausfiel oder Reparaturarbeiten durchgeführt werden mussten. Diese nicht repräsentativen Belastungszustände weisen zudem eine breite Streuung der zugehörigen zufließenden Abwassermengen auf.

Durch die Verringerung des Belebungsbeckenvolumens konnte bei Mischwetterzufluss die nach PINNEKAMP und FRIEDRICH (2006) geforderte Mindestdurchflusszeit für MBR-Anlagen von $HRT \geq 6$ h nicht mehr eingehalten werden.

6.1.2 Stoffliche Belastung

Die Ermittlung der stofflichen Belastung der Membrananlage wurde anhand der wöchentlichen Laborergebnisse und mit Hilfe der Online-Messgeräte durchgeführt. Die Proben wurden über einen Zeitraum von 24 h mit Hilfe automatischer Probenehmer zuflussproportional entnommen. Die Analytik erfolgte im Labor des ISA unter Berücksichtigung der gültigen Normen und Richtlinien. Die zugehörigen Volumenströme (für Zulauf und Überschussschlamm) wurden aus den kontinuierlich aufgezeichneten Daten der installierten Durchflussmesser ermittelt.

Belastung mit Kohlenstoff

In Bild 6-7 sind zur Charakterisierung des zu behandelnden Abwassers die Verhältnisse zwischen den ermittelten CSB- und BSB₅-Messwerten sowie den CSB und N_{ges}-Messwerten dargestellt. Es wird deutlich, dass das CSB-BSB₅-Verhältnis im Zulauf zur Kläranlage Simmerath eine große Schwankungsbreite aufweist. Der Überschuss an schwerer abbaubarem Kohlenstoff (Mittelwert CSB/BSB₅ = 3,4; 85%-Perzentil = 4,5) resultiert aus den langen Fließwegen und längeren Verweilzeiten in den Pumpstationen. Die Literaturangabe für „durchschnittliches“ häusliches Abwasser (CSB/BSB₅ = 2,0 bis 2,2) wird deutlich überschritten (ATV, 1997; DWA, 2000), so dass dieses Abwasser als „schwer“ abbaubar eingestuft werden kann.

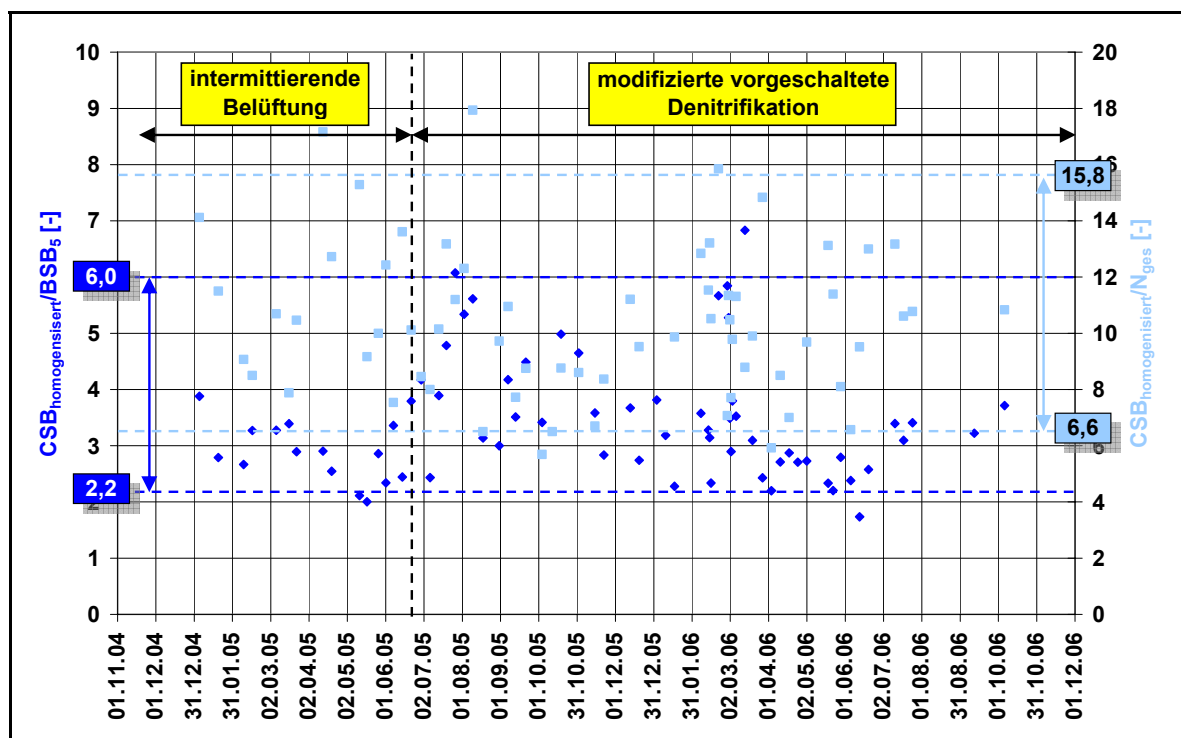


Bild 6-7: Ganglinien der CSB-BSB₅- und CSB-N_{ges}-Verhältnisse

Im Bild 6-8 ist neben den Ganglinien der zufließenden Kohlenstofffrachten die relative hydraulische Belastung (10-fach überhöht) des MBR Simmerath dargestellt. Wie bereits auf Seite 86 erläutert wurde, erfolgte im Rahmen des Versuchsbetriebes u.a. die Anhebung der Belastung der MBR-Anlage, um die Schlammbelastung zu erhöhen und das hohe Schlammalter zu senken. Aus dem Verlauf der Ganglinien wird deutlich, dass die Anhebung der hydraulischen Belastung der Versuchsanlage von 5 % auf 7 % des Zuflusses zur Kläranlage Simmerath keine gravierenden Anstiege der Zulauffrachten bewirkte. Unter Ansatz der einwohnerspezifischen Frachten gemäß dem Arbeitsblatt A-131 der DWA (DWA 2000) hätte die tägliche BSB₅-Zulauffracht 63 kg/d und die CSB-

Zulauf fracht 126 kg/d betragen müssen. Spitzenbelastungen von etwa 126 kg CSB/d konnten nur selten festgestellt werden. Die vor der Anhebung der hydraulischen Belastung der MBR-Anlage auftretenden Spitzenbelastungen resultieren oftmals aus der Anlieferung von Abwässern abflussloser Gruben durch Tankfahrzeuge. Die BSB₅-Zulauf fracht betrug nach Anhebung des Zuflusses weniger als 40 kg/d.

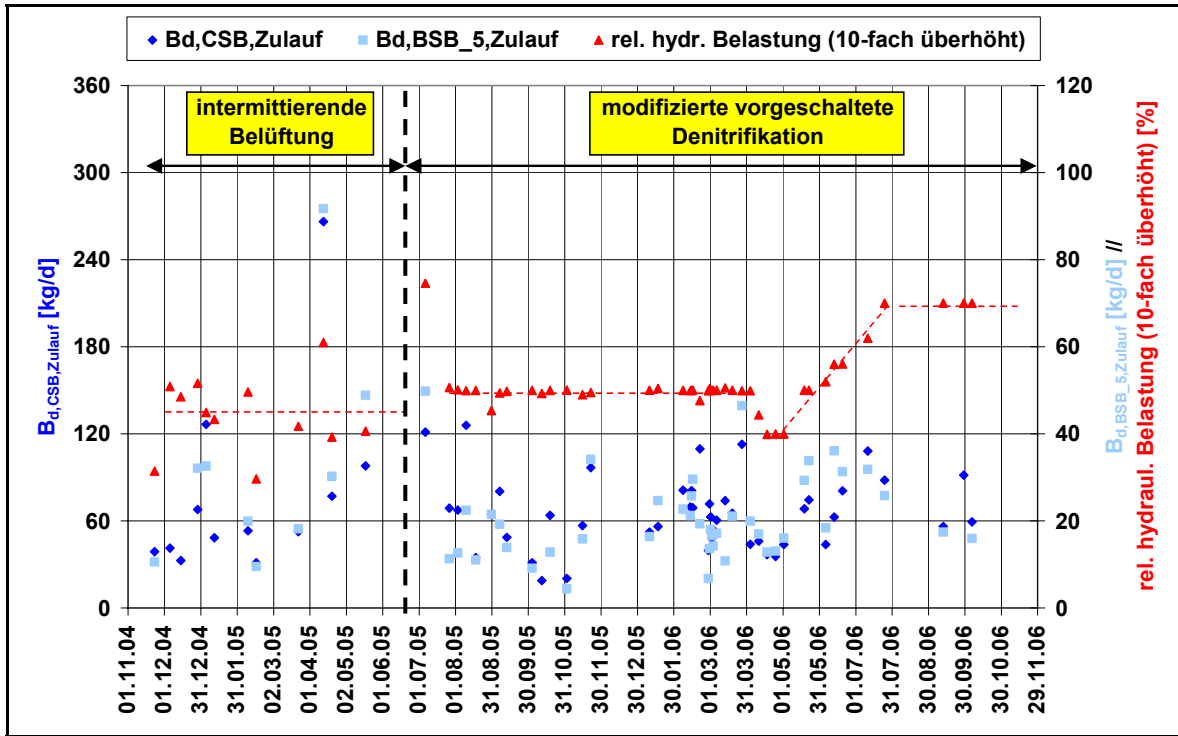


Bild 6-8: Tageszulaufmengen zum Membranbioreaktor - Kohlenstoff

Unter der Annahme, dass es sich bei den am 13.04.2005 ermittelten Werten ($B_{d,BSB_5,Zulauf} = 92 \text{ kg/d}$, $B_{d,CSB,Zulauf} = 260 \text{ kg/d}$) um Analysen von Stichproben handelt und somit diese Werte als Ausreißer angesehen werden, ergeben sich die in Tabelle 6-1 aufgelisteten Schlammbelastungen der Versuchsanlage.

Tabelle 6-1: Schlammbelastung und Schlammalter in Abhängigkeit der Untersuchungsphasen

	B_{TS, BSB_5} [kg BSB ₅ /(kg TS*d)]			$B_{TS, CSB}$ [kg CSB/(kg TS*d)]			$Q_{ÜS,d}$ [m ³ /d]	t_{TS} [d]
	Min	Max	Median	Min	Max	Median	Median	Median
intermittierende Belüftung								
23.11.2004-20.06.2005 (Phase I)	0,05	0,027	0,011	0,017	0,074	0,028	2,4	63
modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation								
01.08.2005-01.04.2006 (Phase II)	0,003	0,025	0,013	0,014	0,083	0,052	5,0	27
01.04.2006-01.08.2006 (Phase III)	0,003	0,032	0,011	0,014	0,083	0,047	2,4	54
01.08.2006-31.12.2006 (Phase IV)	0,014	0,014	0,14	0,047	0,066	0,056	3,1	40
01.08.2007-01.04.2008 (Phase V)	-	-	-	0,012	0,560	0,124	2,7	37

Die Anhebung des behandelten Abwasservolumenstroms ab April 2006 sowie die Reduzierung der Biomasse M_{TS} ab Juli 2005 (Bild 6-9) führten zu einer geringfügigen Anhebung der Schlammbelastung bezogen auf den BSB₅. Hinsichtlich des CSB war ein deutlicherer Anstieg der Schlammbelastung zu verzeichnen.

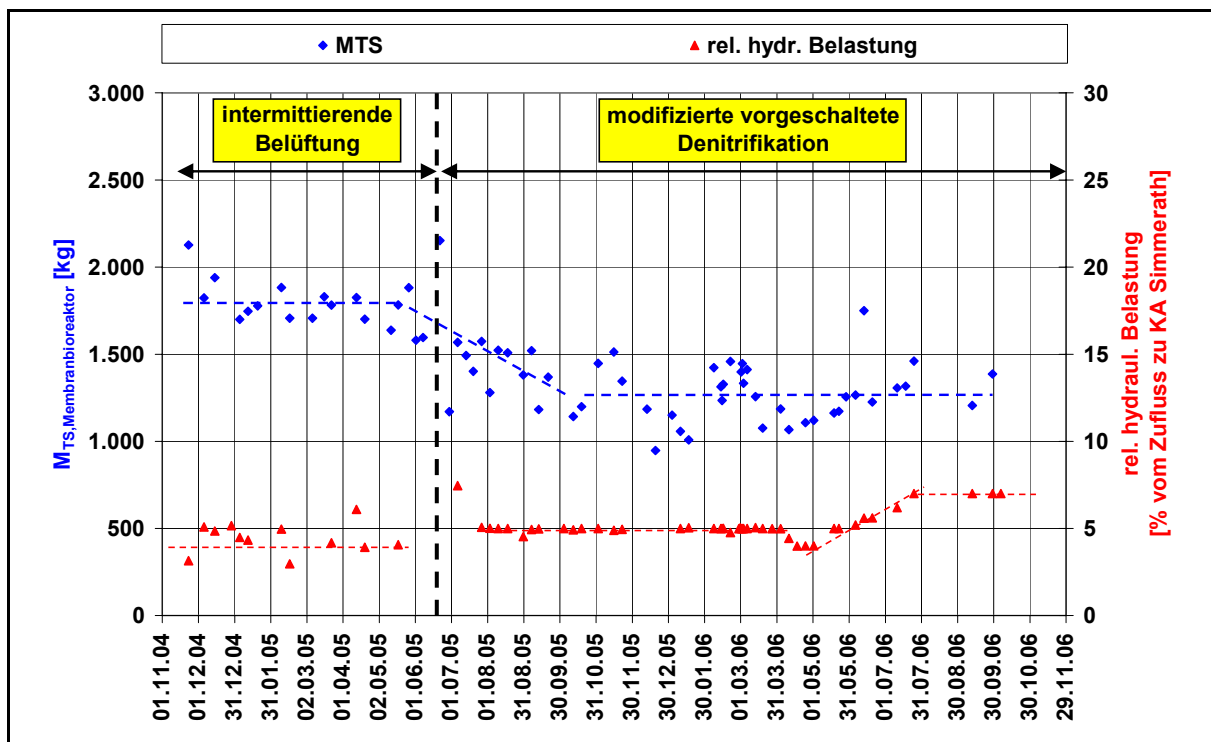


Bild 6-9: Ganglinien des Anteils des im MBR behandelten Abwasservolumenstroms der KA Simmerath und der Biomasse im System

Belastung mit Stickstoff und Phosphor

Wie aus Bild 6-7 zu entnehmen ist, schwankte das C:N-Verhältnis über den Gesamtzeitraum zwischen 6,6 und 15,8 und betrug im Mittel 10,4. Der Literaturwert für „durchschnittliches“ kommunales Abwasser wird mit 12,1 angegeben, so dass bzgl. des Mittelwertes ein um 14 % niedrigeres C:N-Verhältnis vorlag. Unter Berücksichtigung der kontinuierlich gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Zulauf zum Membranbioreaktor konnten die in Tabelle 6-2 aufgelisteten Zulauffrachten in Abhängigkeit der eingestellten Betriebsweise ermittelt werden. Berücksichtigt wurden bei der Auswertung nur Betriebstage an denen in einer Zeit von mehr als 85 % des Tages (20,4 h) ein Zufluss zur Versuchsanlage vorlag. Zusätzlich wurden unplausible Messwerte, die beispielsweise aus dem Ausfall eines Analyzers resultieren, nicht berücksichtigt. Es wird deutlich, dass die einzelnen Untersuchungsphasen durch unterschiedlich hohe Belastungen gekennzeichnet waren.

Tabelle 6-2: $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Zulauffrachten der Betriebsphasen

Untersuchungsphase		Parameter	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median	85%-Perzentil	Datenbasis
intermittierende Belüftung	15.11.2004 - 04.03.2005 (Phase I)	$B_{d,\text{NH}_4\text{-N,Zulauf}}$ kg/d	1,4	5,5	3,6	4,0	4,7	64
		E	196	792	517	565	665	
		$B_{d,\text{PO}_4\text{-P,Zulauf}}$ kg/d	0,0	0,8	0,5	0,5	0,6	64
		E	23	433	252	263	354	
	05.03.2005 - 19.06.2005 (Phase I)	$B_{d,\text{NH}_4\text{-N,Zulauf}}$ kg/d	1,5	7,6	4,7	4,9	5,7	48
		E	213	1.079	673	698	809	
$B_{d,\text{PO}_4\text{-P,Zulauf}}$ kg/d		0,2	1,0	0,6	0,6	0,7	48	
E	116	549	323	330	413			
modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation	20.06.2005 - 31.03.2006 (Phase II)	$B_{d,\text{NH}_4\text{-N,Zulauf}}$ kg/d	2,0	7,4	4,0	4,0	4,9	134
		E	288	1.054	569	565	695	
		$B_{d,\text{PO}_4\text{-P,Zulauf}}$ kg/d	0,1	3,6	0,7	0,6	0,8	199
		E	73	1.979	396	327	441	
	01.04.2006 - 31.07.2006 (Phase III)	$B_{d,\text{NH}_4\text{-N,Zulauf}}$ kg/d	2,0	6,2	3,9	3,8	5,0	85
		E	283	885	563	542	720	
		$B_{d,\text{PO}_4\text{-P,Zulauf}}$ kg/d	0,3	0,9	0,5	0,5	0,7	73
		E	183	474	290	290	376	
	01.08.2006 - 31.12.2006 (Phase IV)	$B_{d,\text{NH}_4\text{-N,Zulauf}}$ kg/d	1,9	9,9	5,9	6,3	8,0	88
		E	267	1.413	846	902	1.147	
		$B_{d,\text{PO}_4\text{-P,Zulauf}}$ kg/d	0,1	1,0	0,8	0,8	0,9	82
		E	76	571	419	441	494	
	01.08.2007-31.03.2008 (Phase V)	$B_{d,\text{NH}_4\text{-N,Zulauf}}$ kg/d	1,1	7,2	4,6	4,7	5,9	84
		E	156	1.022	663	675	836	
$B_{d,\text{PO}_4\text{-P,Zulauf}}$ kg/d		0,1	1,6	0,7	0,6	0,9	95	
E		51	898	376	360	473		

6.2 Beurteilung der Reinigungsleistung

6.2.1 Kohlenstoffelimination

Die Beurteilung der Eliminationsleistung der Versuchsanlage bezüglich des Kohlenstoffs wurde anhand von Laborwerten und online erfassten Messwerten vorgenommen. Um eine einheitliche Bewertung zu ermöglichen, wurde daher die zugeflossene CSB-Fracht (homogenisiert) in Bezug zur TOC-Fracht im Filtrat gesetzt. Der Vergleich der im Labor ermittelten TOC-Konzentrationen der 24 h-Mischproben des Filtrats und den zugehörigen 24 h-Mittelwerten der online erfassten TOC-Konzentrationen ergab eine mittlere Abweichung von +3 %. Aus diesem Grund wurden die online erfassten Konzentrationen mit dem Faktor 1,03 multipliziert.

Wie aus Bild 6-10 zu entnehmen ist, lagen die erzielte Kohlenstoffelimination während des gesamten Untersuchungszeitraumes über 95 %. Insgesamt wurde eine mittlere Elimination von 98 % erzielt (entspricht dem Median).

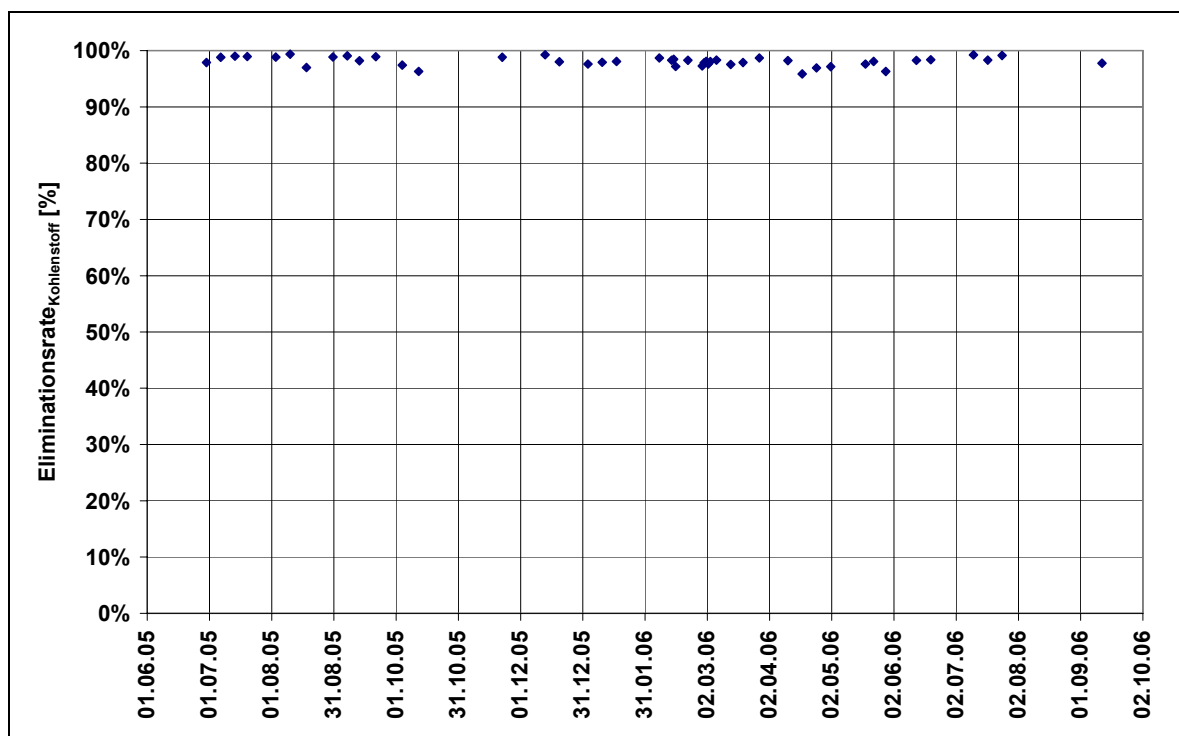


Bild 6-10: Erzielte Kohlenstoffelimination der Betriebsphasen I bis IV

Da hinsichtlich der Kohlenstoffelimination keine wesentlichen Unterschiede in Abhängigkeit der Untersuchungsphasen festgestellt werden konnten, wurde auf eine Aufschlüsselung der erzielten Elimination für die einzelnen Phasen verzichtet. Messungenauigkeiten und Einflüsse der Probenahme führen bereits zu Schwankungen der Elimination in einer

Größenordnung, die den ermittelten Unterschieden entsprechen. Eine sichere Aussage, ob im Rahmen einer Untersuchungsphase eine höhere Elimination erzielt wurde, kann daher nicht gemacht werden. (Tabelle 6-3 und Tabelle 6-4)

Tabelle 6-3: Kohlenstoffkonzentrationen im Zulauf und Filtrat

Parameter	Minimum	Maximum	Mittelwert	85%-Perc.
C _{CSB,hom,Zulauf} [mg/l]	77	915	356	611
C _{TOC,Filtrat} [mg/l]	3	10	5	6

Tabelle 6-4: Kohlenstoffelimination

Minimum	Maximum	Mittelwert	Median	85%-Perc.
95,9 %	99,4 %	98,1 %	98,1 %	98,9 %

6.2.2 Stickstoffelimination

Im Folgenden erfolgt eine Gesamtbeurteilung der erzielten Eliminationsleistung bezüglich der Stickstoffparameter. Einzelfallbetrachtungen mit kritischen Belastungszuständen werden in Kapitel 6.5.2 (Seite 133 ff) vorgestellt.

In den Bildern Bild 6-11 und Bild 6-12 sind die Verläufe der NH₄-N- und der NO₃-N-Konzentrationen im Filtrat am Beispiel von jeweils zwei aufeinander folgenden Tagen mit Trockenwetterzufluss dargestellt. Beide Verläufe wurden während des Betriebes mit intermittierender Belüftung aufgezeichnet. Wobei in Bild 6-11 auf eine 60 minütige unbelüftete Phase für 20 Minuten das Belebungsbecken belüftet wurde (mittlere Temperatur = 10 °C, mittlerer TS-Gehalt = 13,0 g/l). Im Gegensatz dazu wurde beim Betrieb der in Bild 6-12 dargestellten Ganglinien die Belüftungszeit um 5 Minuten gekürzt (mittlere Temperatur = 15 °C, mittlerer TS-Gehalt = 11,6 g/l). Bei beiden Betriebsweisen sind die Konzentrationsganglinien durch den für eine intermittierende Belüftung typischen gewellten Verlauf gekennzeichnet. Beim Vergleich der beiden Verläufe der NH₄-N-Konzentration im Filtrat wird deutlich, dass beim Betrieb mit verkürzter Belüftungsdauer und einer vergleichbaren Belastung, über einen längeren Zeitraum Konzentrationen > 0,5 mg NH₄-N/l zu verzeichnen sind. Bei Betrachtung der zugehörigen O₂-Konzentrationsganglinien (Bild 6-13), die in der Zone 3 des Belebungsbeckens aufgezeichnet wurden, können in der Zeit zwischen dem 24.04.2005 und dem 25.05.2005 auch Bereiche ermittelt werden, die durch eine Zwangsbelüftung, d.h. den vorzeitigen Abbruch der unbelüfteten Phase (vgl. S.45), gekennzeichnet sind. Eine Zwangsbelüftung liegt i.d.R. immer dann vor, wenn der typische sägezahnartige Verlauf der O₂-Ganglinie

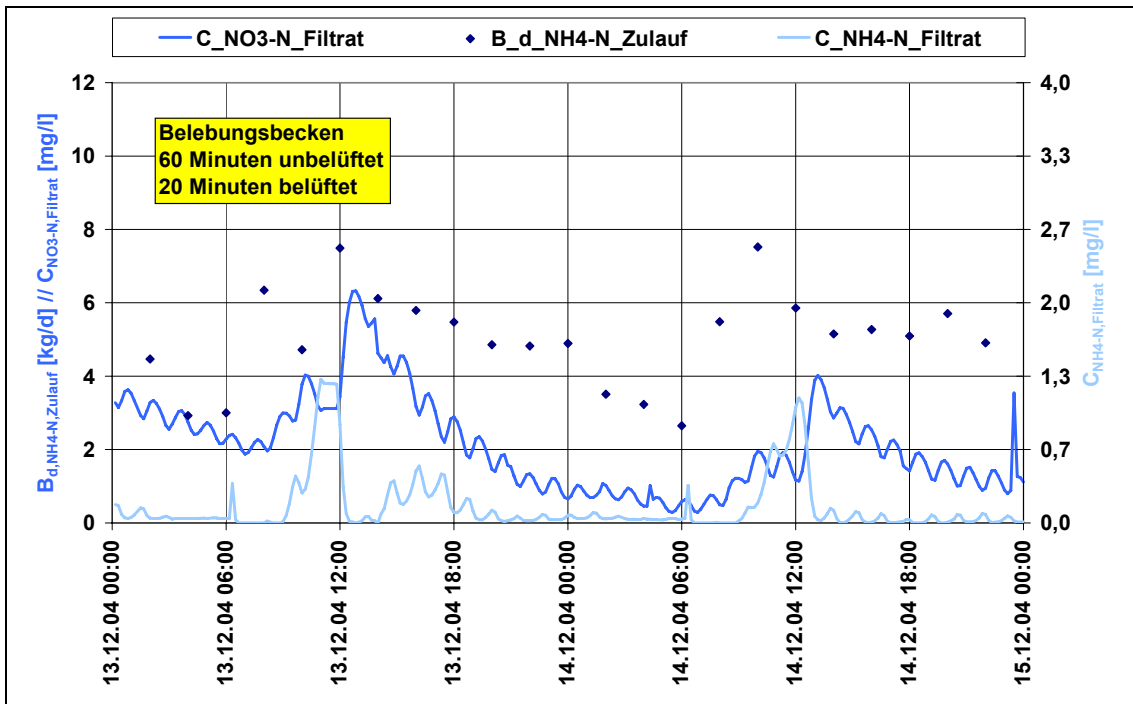


Bild 6-11: Trockenwetterganglinien der NH₄-N-Zulauffracht und der NO₃-N- und NH₄-N-Konzentrationen im Filtrat der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath – intermittierende Belüftung (Phase I)

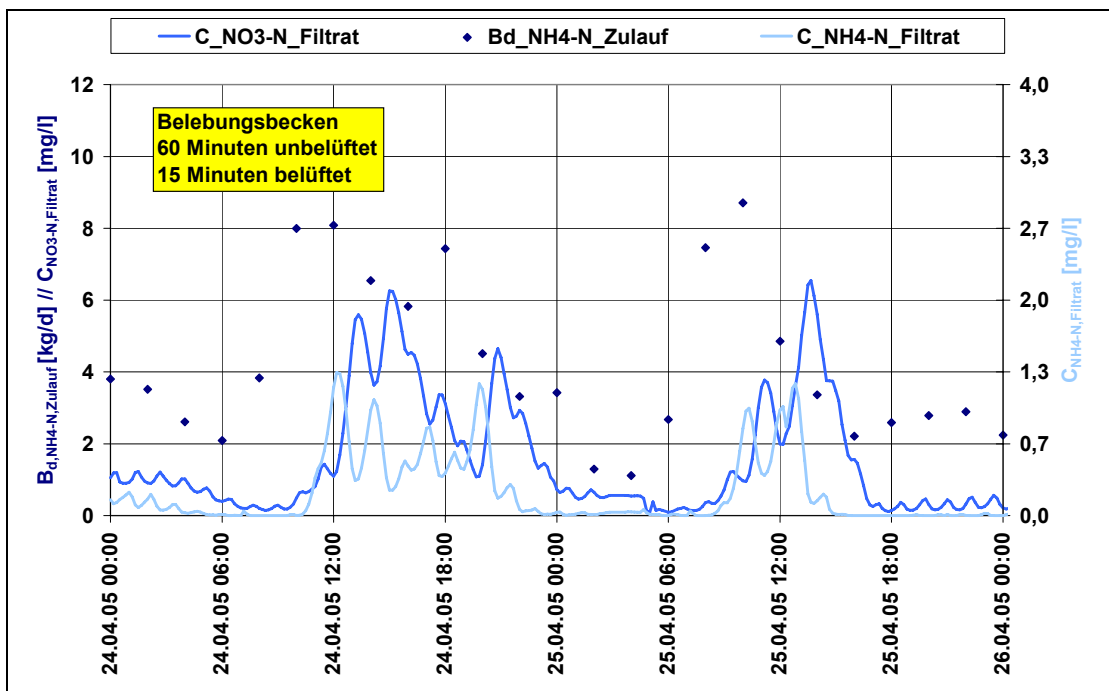


Bild 6-12: Trockenwetterganglinien der NH₄-N-Zulauffracht und der NO₃-N- und NH₄-N-Konzentrationen im Filtrat der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath – intermittierende Belüftung (Phase I)

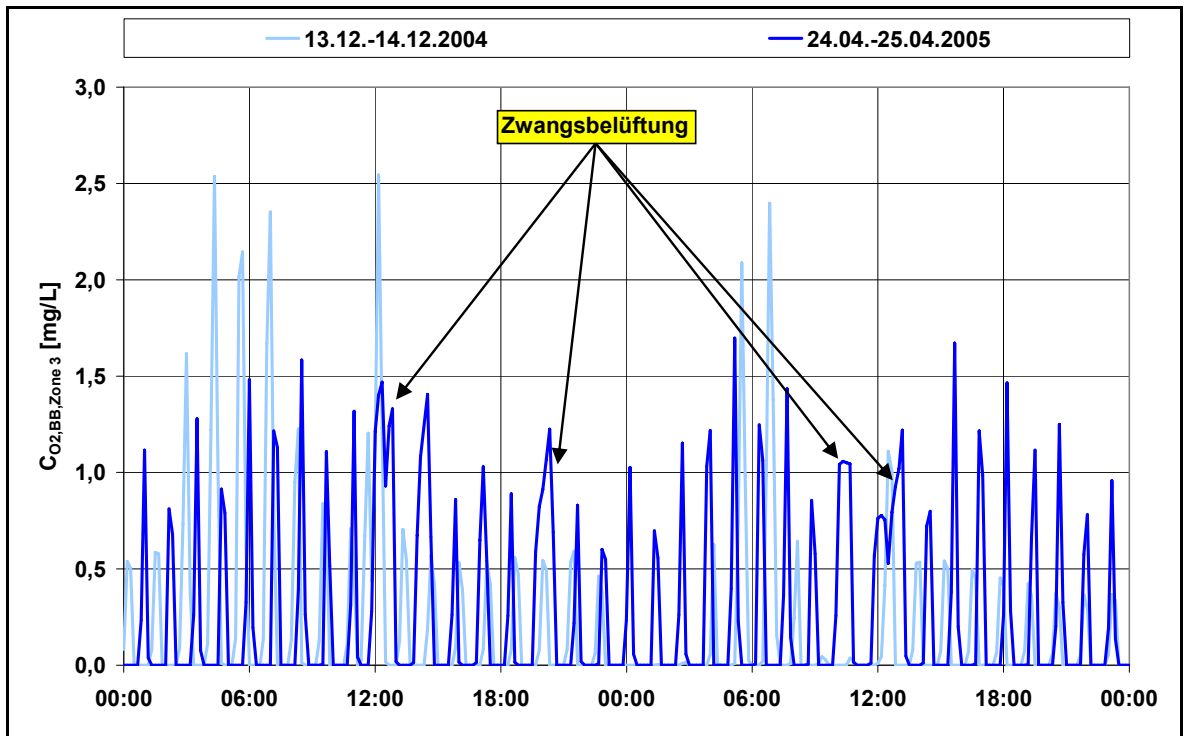


Bild 6-13: Vergleich von O₂-Ganglinien – intermittierender Betrieb

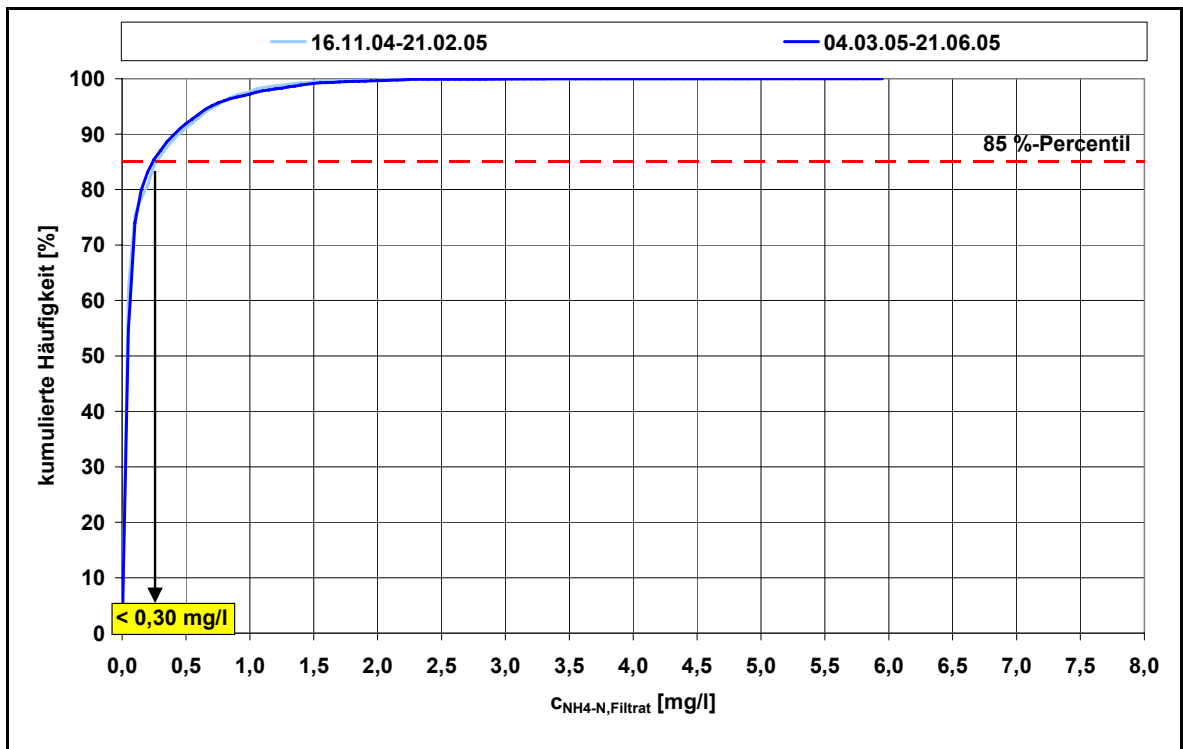


Bild 6-14: kumulierte Häufigkeit der NH₄-N-Konzentration im Filtrat – intermittierende Belüftung (Phase I)

unterbrochen wird. Während der Nachtstunden reichte die Belüftung bei beiden Varianten aus, um sowohl niedrige Ammonium- als auch Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen zu erzielen.

Während des gesamten Betriebes mit intermittierender Belüftung (Phase I) wurden die in Bild 6-14 dargestellten kumulierten Häufigkeiten der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Filtrat erreicht. Im Vergleich zu den 85 %-Perzentilwerten, die aus den Betriebsphasen mit modifizierter vorgeschalteter Denitrifikation (Phase II-IV) resultieren ($< 0,20 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$; Bild 6-15), wurde beim Betrieb mit intermittierender Belüftung infolge der Zeiträume ohne Belüftung ein geringfügig höherer 85 %-Perzentilwert ($< 0,30 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$) der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Filtrat festgestellt. Der in den Membrankammern eingetragene Sauerstoff reichte allerdings aus, um niedrige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Filtrat zu erzielen. Dies spiegelt sich auch in den in Tabelle 6-5 aufgelisteten mittleren Stickstoff-Konzentrationen im Filtrat wieder.

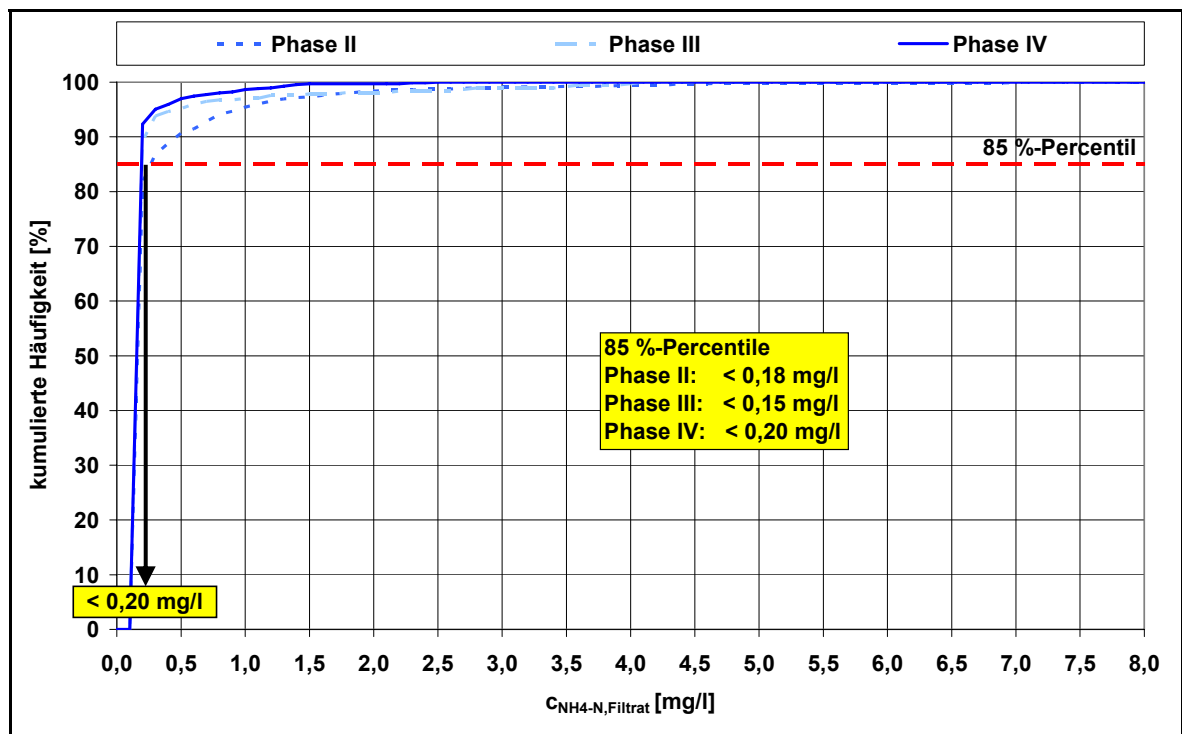


Bild 6-15: kumulierte Häufigkeit der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Filtrat – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase II-IV)

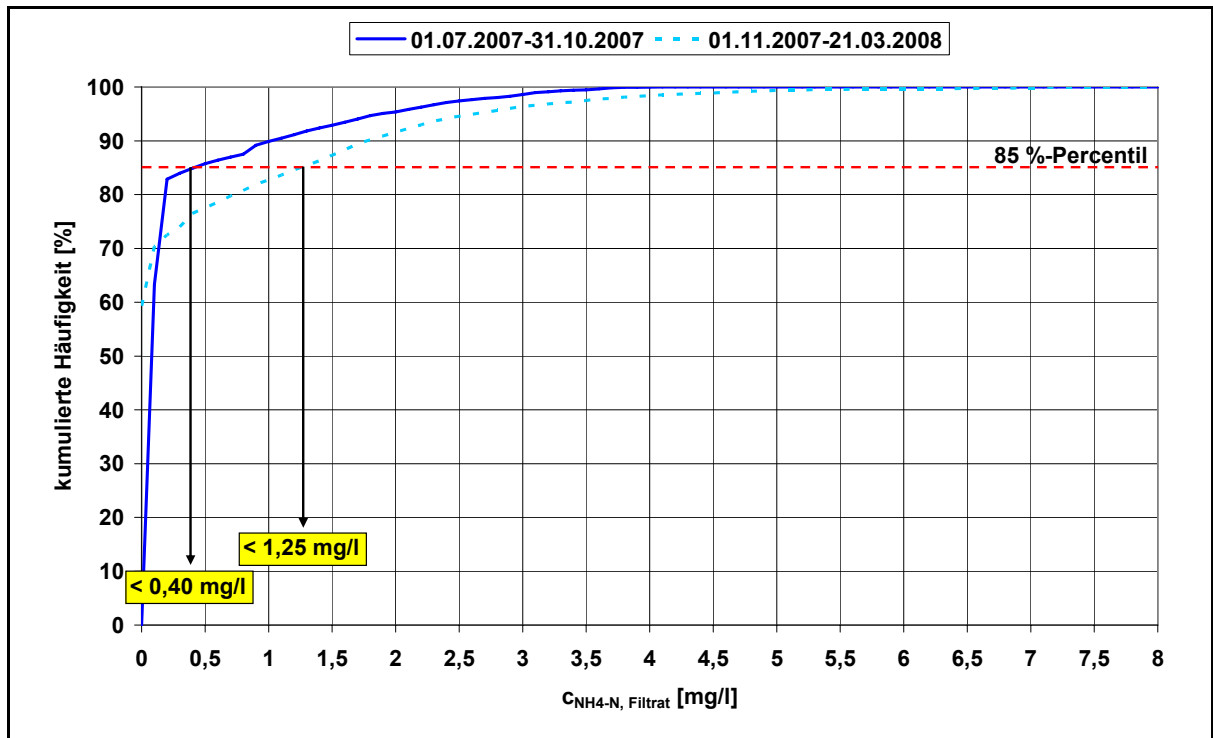


Bild 6-16: kumulierte Häufigkeit der NH_4 -N-Konzentration im Filtrat – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase V)

Während der fünften Betriebsphase ist ein deutlicher Unterschied der NH_4 -N-Elimination zwischen den beiden in Bild 6-16 dargestellten Zeiträume zu erkennen. Der mit $< 0,40$ mg/l höhere 85 %-Perzentilwert für den Zeitraum vom 01.07.2007 bis zum 31.10.2007 im Vergleich zu den Betriebsphasen II-IV kann auf die Absenkung des TS-Gehaltes von 12 auf 9 g/l zurückgeführt werden. Während der Wintermonate (Zeitraum vom 01.11.2007 bis zum 21.03.2008) lag der 85 %-Perzentilwert der NH_4 -N-Konzentrationen im Filtrat bei 1,25 mg NH_4 -N/l. Die verringerte Nitrifikationsleistung ist auf die niedrige Abwassertemperatur im Belebungsbecken ($T_{BB} = 7-8^\circ C$) zurückzuführen. Trotz der erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Filtrat kann die Nitrifikationsleistung während der Wintermonate als ausreichend angesehen werden.

Trotz der Zeiträume, in denen ausschließlich eine Belüftung in den Membrankammern erfolgte, liegt der 85 %-Perzentilwert der Nitratkonzentrationen im Filtrat (Bild 6-17) beim Betrieb mit intermittierender Belüftung (Phase I) mit 8,5 mg NO_3 -N/l in einem Wertebereich, der auch bei einem Betrieb mit modifizierter vorgeschalteter Denitrifikation (Phase II-IV) erzielt werden konnte (Bild 6-18). Allerdings wird anhand des Anstiegs der Kurvenverläufe deutlich, dass während des Betriebes mit intermittierender Belüftung oftmals auch niedrigere NO_3 -N-Konzentrationen im Filtrat festgestellt werden konnten, als beim Betrieb mit modifizierter vorgeschalteter Denitrifikation (Phase II-IV). Dies wird auch

durch den niedrigeren Mittelwert der NO₃-N-Konzentration im Filtrat während der ersten Betriebsphase (mit neuer Zulaufleitung) deutlich (Tabelle 6-5).

Tabelle 6-5: Mittlere anorganische Stickstoff-Konzentrationen im Filtrat der MBR Demonstrationsanlage Simmerath

		C _{NH4-N,Filtrat} [mg/l]	C _{NO3-N,Filtrat} [mg/l]
Phase I	intermitt. Belüftung (alte Zulaufleitung) 16.11.2004-21.02.2005	0,1	5,8
	intermitt. Belüftung (neue Zulaufleitung) 04.03.2005-21.06.2005	0,2	3,7
Phase II	mod. vorge. Denitrifikation 01.08.2005-31.03.2006	0,2	5,6
Phase III	mod. vorge. Denitrifikation 01.04.2006-31.07.2006	0,1	5,1
Phase IV	mod. vorge. Denitrifikation 01.08.2006-31.12.2006	0,1	5,3
Phase V	mod. vorge. Denitrifikation 01.08.2007-30.10.2007	0,1	13,9
	mod. vorge. Denitrifikation 01.11.2007-31.03.2008	0,5	10,8

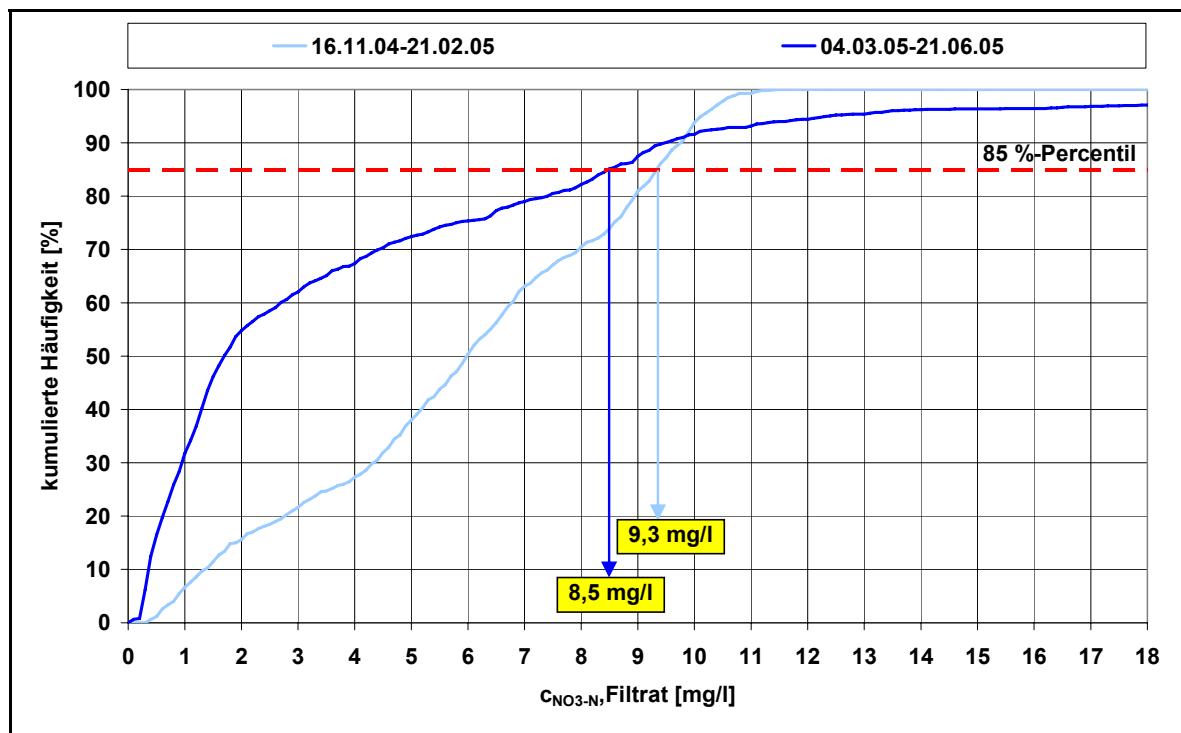


Bild 6-17: kumulierte Häufigkeit der NO₃-N-Konzentration im Filtrat – intermittierende Belüftung (Phase I)

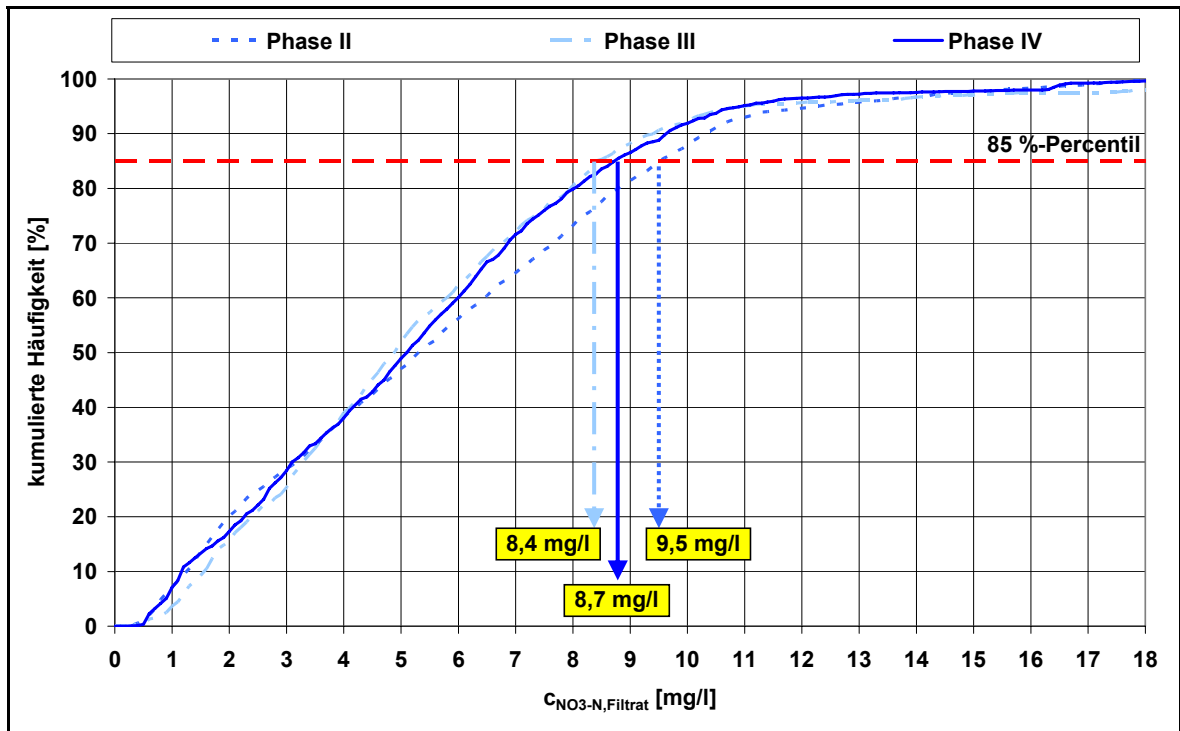


Bild 6-18: kumulierte Häufigkeit der NO₃-N-Konzentration im Filtrat – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase II-IV)

Infolge der Reduzierung des Denitrifikationsvolumens um 50 % traten während der fünften Betriebsphase deutlich erhöhte NO₃-N-Filtratkonzentrationen auf. Der 85 %-Perzentilwert im Filtrat betrug 16,5 mg NO₃-N/l (Bild 6-19). Die mangelnde Denitrifikationsleistung während dieser Betriebsphase ist den verfahrenstechnischen Randbedingungen geschuldet (Absenkung des TS-Gehaltes, Verringerung des Denitrifikationsvolumens). Zur Feststoffkontrolle innerhalb der Membrankammer ist eine ausreichend hohe Rezirkulation zwischen Membrankammer und Belebungsbecken sicherzustellen. Für die Betriebsweise der modifiziert vorgeschalteten Denitrifikation erfolgt die Rezirkulation zwischen Membrankammern und Nitrifikationsbecken. Um den maximalen Feststoffgehalt in den Membrankammern nicht zu überschreiten betrug die Rezirkulation in Abhängigkeit des Lastfalls (Trockenwetter- oder Mischwetterzufluss) zwischen 40 und 120 m³/h. Da für die Denitrifikation eine Rückführung des Nitratstickstoffs von den Nitrifikations- in das Denitrifikationsbecken erforderlich ist, müsste die Rezirkulation zwischen den beiden biologischen Becken mindestens in derselben Größenordnung wie die Rezirkulation zwischen Nitrifikationszone und Membrankammern liegen. Unter Berücksichtigung einer Mindestaufenthaltszeit für die Denitrifikationszone von $t_{\text{HRT, Deni.}} \geq 0,5 \text{ h}$ können die hohen Rezirkulationsvolumenströme nicht gepumpt werden, da bei einer Beckgröße von $V_{\text{DN}} = 30 \text{ m}^3$ der maximal zulässige Rezirkulationsvolumenstrom 60 m³/h nicht überschreiten sollte (ALT und WEDI, 2007).

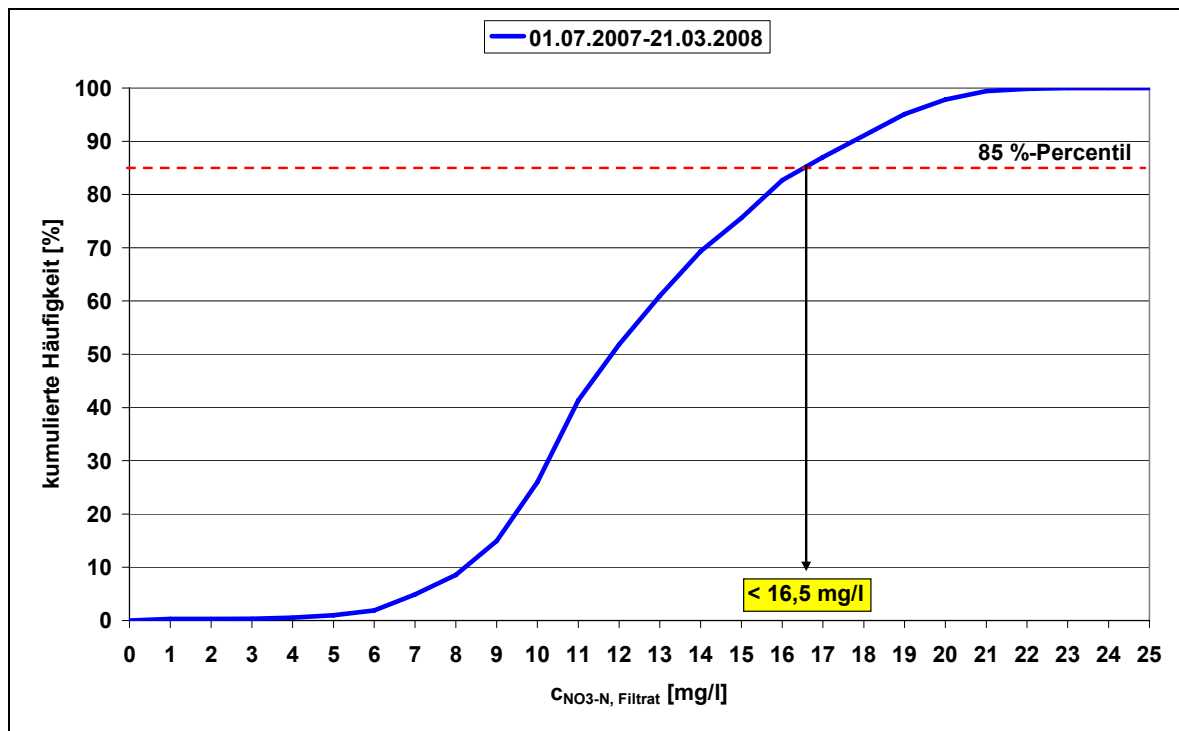


Bild 6-19: kumulierte Häufigkeit der NO_3 -N-Konzentration im Filtrat – modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation (Phase V)

Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der Schlammbelastung und der erzielten Stickstoffelimination (bezogen auf N_{anorg}) konnte nicht ermittelt werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die geänderte Schlammbelastung mit Änderungen anderer Randbedingungen einhergingen, wie beispielsweise der Temperatur oder des TS-Gehaltes.

6.2.3 Phosphorelimination

Zur Ermittlung der Phosphorelimination wurden ausschließlich Online-Messwerte ausgewertet. Hierzu wurden die mittleren täglichen Phosphorfrachten, die im Zulauf und im Filtrat erfasst wurden, unmittelbar in Bezug zueinander gesetzt. Da eine genaue Bilanzierung der Volumenströme nicht ohne Weiteres möglich war (Fehlmessungen des MID bei niedrigen Filtratvolumenströmen, höhere Flussleistungen der Membranen zur Sicherstellung von Spülwasser, Speichereffekte bei Füllstandsanhebungen im Belebungsbecken), musste diese Methode angewendet werden. Berücksichtigt wurden nur Tage, an denen der Zufluss zur Versuchsanlage über 85 % des Tages ($> 20,4 \text{ h}$) vorlag. Die Elimination über die gesamte Versuchsdauer ist in Bild 6-20 dargestellt. Dies beschränkt

sich auf die Phasen I-IV, da der Untersuchungsschwerpunkt der Betriebsphase V die Stickstoffelimination war.

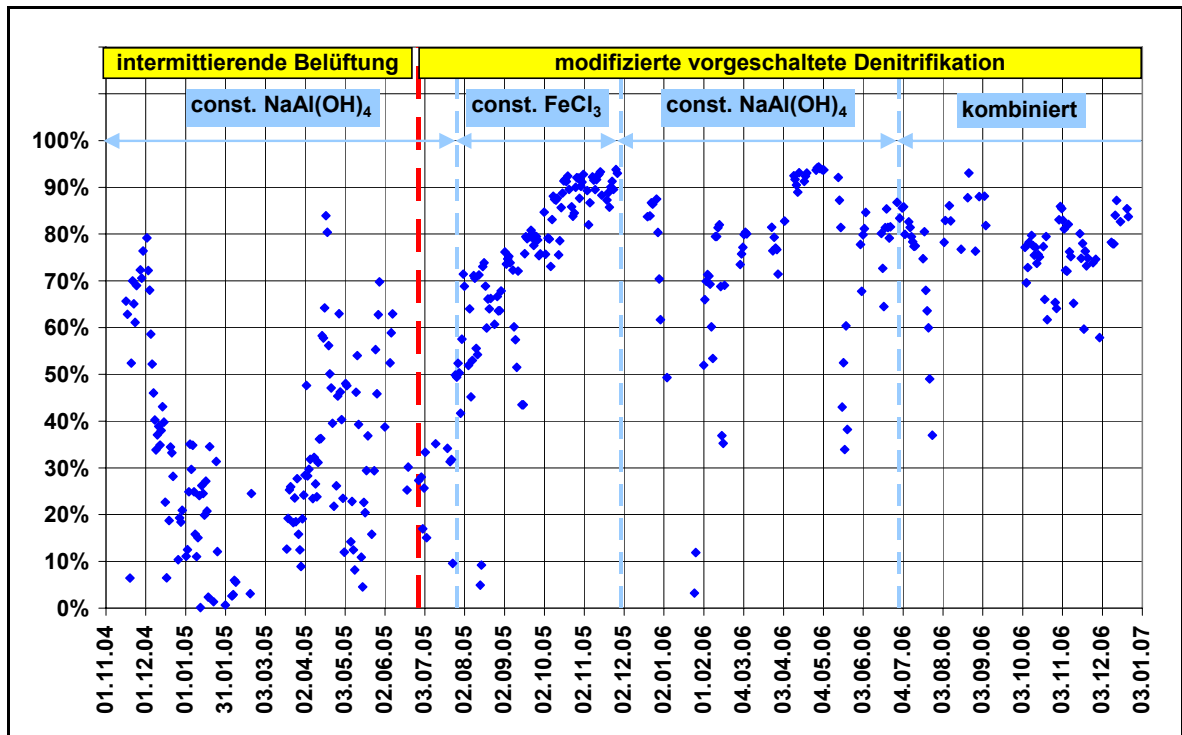


Bild 6-20: Phosphorelimination der MBR-Demonstrationsanlage Simmerath

Neben den erzielten Eliminationsraten sind in Bild 6-20 auch die unterschiedlichen Phasen der verschiedenen Fällmitteldosierstrategien eingetragen. Zu Beginn wurde versucht, durch langsame Steigerung der Natriumaluminatdosiermenge eine geeignete Fällung einzustellen. Der große Schwankungsbereich verdeutlicht, dass dieses Behandlungskonzept nur schwierig umzusetzen war. Trotz Verlegung der Dosierstelle, die anfänglich in der Zulaufleitung integriert war, konnten keine zufrieden stellenden Ergebnisse erzielt werden. Neben der Dosierung in die Leitung des Rücklaufschlammes wurde auch eine Dosierstelle in der Leitung der internen Rezirkulation untersucht. In der anschließenden Untersuchungsphase mit ausschließlicher Fällung mit Hilfe von Eisen(III)Chlorid konnte die Eliminationsleistung von ca. 50 % auf ca. 90 % gesteigert werden. Im Dezember 2005 musste die Dosierung eingestellt werden, da die Säurekapazität des behandelten Abwassers unterhalb des in der Literatur angegebenen unteren Grenzwertes von 1,6 mmol/l sank (IMHOFF, 2007). Nach einer kurzen Zeit ohne Fällmitteldosierung wurde wieder Natriumaluminat dosiert. Im Vergleich zur 1. Untersuchungsphase wurde die Fällmittelmenge erhöht, so dass Elimination zwischen 70 % und ca. 90 % erzielt werden konnten. Da eine alleinige Zugabe von Eisen(III)Chlorid nicht möglich war, wurde im Anschluss eine kombinierte Fällung mit Natriumaluminat und Eisen(III)Chlorid

vorgenommen. In Bild 6-21 ist die mittlere tägliche Phosphat-Konzentrationen im Filtrat dargestellt. Deutlich wird, dass die Einhaltung des angestrebten Überwachungswertes des MTR-Konzeptes von 0,15 mg P_{ges}/l nicht gelungen ist. Die Einhaltung eines Überwachungswertes von 1,0 mg P_{ges}/l (vgl. Demonstrationsvorhaben in Simmerath) ist, mit Ausnahme einiger Ausreißer, ab Oktober 2005 mit Natriumaluminat möglich gewesen (Bild 6-21 und Tabelle 6-6). Durch die Weiterentwicklung des Behandlungskonzeptes zur Elimination von Phosphat aus dem Abwasser können diese Spitzen vermieden werden.

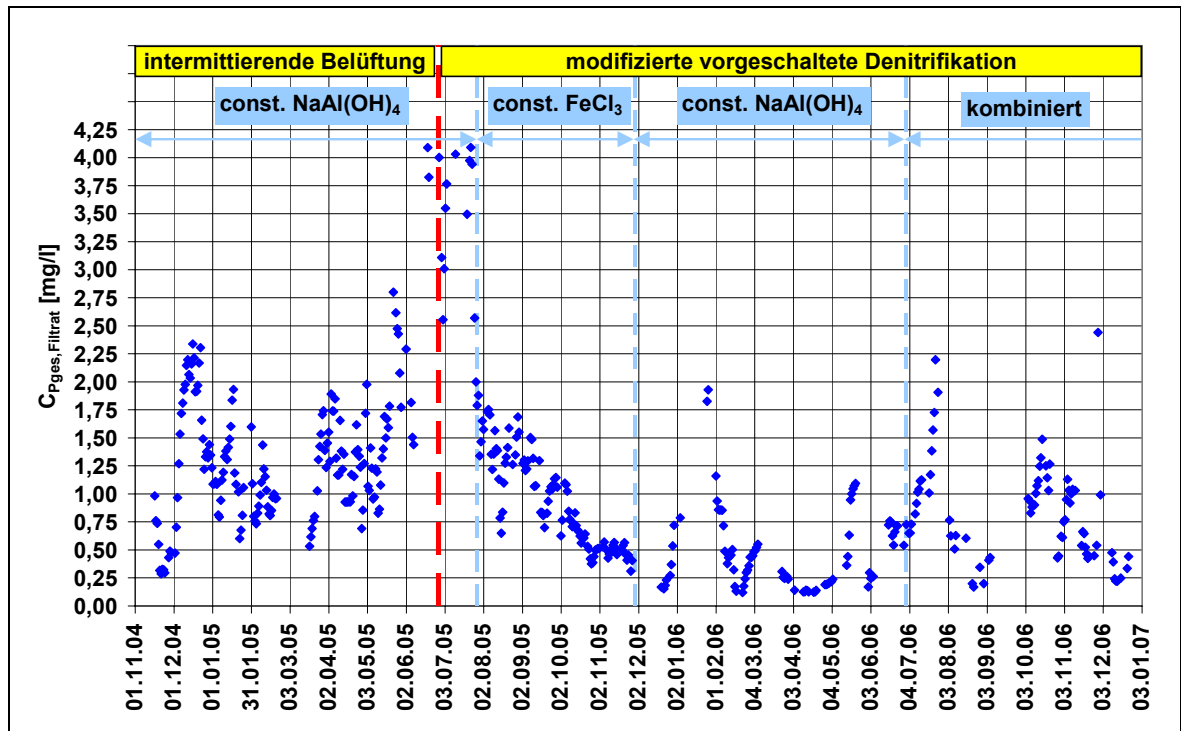


Bild 6-21: Mittlere tägliche Phosphat-Konzentrationen im Filtrat der Demonstrationsanlage Simmerath

Tabelle 6-6: Mittlere Phosphat-Konzentrationen im Filtrat der Demonstrationsanlage Simmerath

		P _{ges, Filtrat}
Phase I	intermitt. Belüftung (alte Zulaufleitung) 16.11.2004-21.02.2005	1,20 mg/l
	intermitt. Belüftung (neue Zulaufleitung) 04.03.2005-21.06.2005	1,45 mg/l
Phase II	mod. vorge. Denitrifikation 01.08.2005-31.03.2006	0,85 mg/l
Phase III	mod. vorge. Denitrifikation 01.04.2006-31.07.2006	0,76 mg/l
Phase IV	mod. vorge. Denitrifikation 01.08.2006-31.12.2006	0,69 mg/l

Abschließend kann die biologische Reinigungsstufe wie folgt beurteilt werden:

- Die ursprünglichen Reinigungsziele der Tabelle 5-1 konnten für alle Betriebsphasen eingehalten werden (85 %-Percentilwert). Lediglich für den Parameter P_{ges} konnte das Reinigungsziel in den Betriebsphasen I und II nicht erreicht werden.
- Die angestrebte Einhaltung der Überwachungswerte nach den MTR-Konzept von $N_{\text{ges}} \leq 2,2 \text{ mg/l}$ und $P_{\text{ges}} \leq 0,15 \text{ mg/l}$ konnte nicht erreicht werden.
- Die vorgenommene Verringerung des Denitrifikationsvolumens um 50 % (Phase V) führte zu einem deutlichen Anstieg der $\text{NO}_x\text{-N}$ Filtratkonzentrationen. Daher kann nicht empfohlen werden, pauschal vom Bemessungsansatz für Membranbelebungsanlagen ($V_D/V_N = 1$) abzuweichen, da neben dem Einfluss der Sauerstoffverschleppung auch eine Mindestkontaktzeit in der Denitrifikationszone eingehalten werden muss.

6.3 Spurenstoffanalytik

Zunächst wurden in Rahmen einer Voruntersuchung die im Zulauf zur Kläranlage Simmerath enthaltenen Spurenstoffe bestimmt. Die in einer Stichprobe detektierten Stoffe sind in Tabelle 6-7 aufgelistet.

Tabelle 6-7: Im Zulauf zur Kläranlage Simmerath detektierte Spurenstoffe

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe	Xenoestrogene	β -Blocker	Fibrate	Organo-Phosphate	Antibiotika
Naphthalin	Nonylphenol	Propranolol	Bezafibrat	Tris(2-chlorethyl)-phosphat	Sulfamethoxazol
Acenaphthylen	Bisphenol A	Atenolol	Fenofibrat	Tris(2-chlorethyl)-phosphat	
Acenaphthen	Estron	Sotalol	Etofibrat		
Fluoren	β -Estradiol	Metroprolol	Clofibrinsäure		
Phenanthren	Estriol		Tributylphosphat		
Anthracen	17 α -Ethinylestradiol				
Fluoranthren	Octylphenol				
Pyren	Lineare Alkylbenzolsulfonate				
Benz(a)anthracen	Diclofenac				
Chrysen					
Benzo(b)fluoranthren					
Benzo(k)fluoranthren					
Benzo(a)pyren					
Dibenz(a,h)anthracen					
Benzo(ghi)perylen					
Indeno(123-cd)pyren					

Basierend auf dieser Voruntersuchung wurden im Zulauf zur Kläranlage Simmerath im Zeitraum von August 2004 bis Juli 2005 38 Proben hinsichtlich des Gehaltes an den aufgelisteten Spurenstoffen untersucht. Hierbei konnten regelmäßig 12 Stoffe der Stoffgruppe Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Zulauf erfasst werden, deren Konzentrationen in den Abläufen der Großanlage und der MBR-Anlage kontinuierlich unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Diese Stoffe adsorbieren anscheinend sehr gut an den Schlammflocken, was auch durch die entsprechenden Stoffkonzentrationen in den untersuchten Schlämmen bestätigt wird. In der Tabelle 6-8 sind die Untersuchungen aufgeführt, in denen die Zulaufkonzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Die Ergebnisse der Analysen wo die Konzentration im Zulauf unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen sind der Vollständigkeit halber im Anhang aufgeführt.

Tabelle 6-8: Vergleich der Elimination von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) der MBR - Demonstrationsanlage und des Gruppenklärwerks Simmerath

Probenbezeichnung	Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoranthren	Benzo(k)fluoranthren	Benzo(a)pyren	Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(ghi)perylene	Indeno(123-cd)pyren
Zulauf	11,1	<5	4,5	3,2	8,2	<1	27,2	4,5	8,2	7,2	2,1	<1	<1	<1	<1	<3
Ablauf konv.	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
Ablauf MBR	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
Zulauf	<5	<5	7,3	5,9	29	13	41	19	8,9	7,8	5,9	4,3	6,1	2,9	2,1	<3
BS konv.	<10	<10	8,4	12	29	29	87	101	39	30	41	62	27	39	24	17
Ablauf konv.	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS MBR	<10	<10	<5	8,7	14	47	104	87	46	25	56	44	35	21	27	25
Ablauf MBR	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
Zulauf	<5	<5	8,9	8,1	22	20	52	31	16	14	14	12	9,4	5,7	8,4	3,4
BS konv.	<10	<10	11	14	21	25	56	107	46	38	43	32	36	31	14	12
Ablauf konv.	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS MBR	<10	<10	7,4	6,2	17	32	87	102	41	31	43	24	21	26	18	17
Ablauf MBR	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
Zulauf	<5	<5	7,4	7,9	18	2,9	19	11	4,6	5,3	2,1	3,1	2,1	1,2	<1	<3
BS konv.	<10	<10	5,4	5,2	13	22	56	69	48	52	66	47	31	44	59	30
Ablauf konv.	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS MBR	<10	<10	7,2	11	32	14	89	51	34	51	72	63	25	40	46	23
Ablauf MBR	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3

BS: belebter Schlamm

Die übrigen Stoffe im Zufluss zur KA-Simmerath (Xenoestrogene, Estrogene und Organophosphate) traten in geringen Mengen auf, die oftmals unterhalb der Nachweisgrenze lagen, und weder durch die Biozönose noch durch Sandfilter oder die derzeit eingesetzten Membranfilter zurückgehalten werden.

Die Auswahl, welche Stoffe der Stoffgruppe Pharmaka genauer untersucht werden sollen, fiel im Rahmen einer Besprechung mit den Projektbeteiligten. Arzneimittelrückstände die nach bisherigen Erkenntnissen durch konventionelle Kläranlagen um deutlich weniger als 80 % eliminiert werden, wurden für die Analytik näher betrachtet. Als Vertreter dieser Gruppe wurden die Stoffe Sulfamethoxazol und Diclofenac ausgesucht. Zur Bestimmung dieser Stoffe wurde über einen dreimonatigen Zeitraum der Zu- und Ablauf der konventionellen Anlage sowie der Ablauf der MBR-Demonstrationsanlage beprobt. Die Probenentnahme erfolgte zeitkorrespondierend in Abhängigkeit der jeweiligen hydraulischen Aufenthaltszeit. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Tabelle 6-9 aufgeführt.

Tabelle 6-9: Vergleich der Elimination ausgewählter Spurenstoffe der MBR-Demonstrationsanlage und des Gruppenklärwerks Simmerath

Proben Nr.	Sulfamethoxazol					Diclofenac				
	Konzentration [ng/l]			Elimination [%]		Konzentration [ng/l]			Elimination [%]	
	Zulauf	Ablauf MBR	Ablauf konv.	MBR	konv.	Zulauf	Ablauf MBR	Ablauf konv.	MBR	konv.
I	305,5	141,0	268,4	53,8	12,1	2.062,8	1.329,2	1.599,4	35,6	22,5
II	271,1	112,0	227,4	58,6	16,1	762,4	485,8	373,4	36,2	23,1
III	265,0	125,5	230,6	52,6	13,0	772,1	491,7	390,5	36,3	20,6

Wie aus Tabelle 6-9 hervorgeht konnte für den Stoff Sulfamethoxazol eine mittlere Elimination in Höhe von 55 % für die MBR-Anlage beobachtet werden. Für die konventionelle Anlage lag die mittlere Elimination bei ca. 12 bis 16 % für Sulfamethoxazol. Für den Stoff Diclofenac betrug die mittlere Eliminationsleistung rund 36 % für die MBR-Anlage und etwa 22 % für die konventionelle Abwasserreinigungsanlage. Ein Vergleich mit den zur Verfügung stehenden Literaturquellen aus Deutschland für den Stoff Diclofenac zeigt, dass die in Tabelle 6-9 angegebenen Elimination des MBR sich im Mittelfeld der Literaturspannweite (Elimination von 15 bis 69 %) befinden (MUNLV, 2004; POSEIDON, 2004; BLAC, 2003; TERNES et al., 1999; MÖHLE et al., 1999; STUMPF et al., 1996). Für Sulfamethoxazol geben BLAC (2003) und POSEIDON (2004) eine Eliminationsspannweite von 0 bis 90 % an.

Da nur Proben im Zu- und Ablauf auf das Vorkommen von Sulfamethoxazol und Diclofenac untersucht wurden, sind keine Aussagen zum Verbleib der eliminierten Arzneistoffmengen (Klärschlamm: Feststoffphase vs. Wasserphase) und zu deren Abbau

möglich. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass der wesentliche Teil dieser Stoffe am belebten Schlamm adsorbiert wurde bzw. sich in der Wasserphase der Belebtschlammfraktion befindet. (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, 2006; POSEIDON, 2004)

Die bessere Elimination der MBR-Anlage kann durch den vollständigen Biomasserückhalt und durch das hohe Schlammalter, welches eine Adaption der Mikroorganismen ermöglicht, erklärt werden. Hinsichtlich des Stoffes Diclofenac kann ausschließlich vom ersten Mechanismus (Adsorption an die Biomasse und vollständiger Biomasserückhalt durch die Membran) ausgegangen werden, wohingegen für den Stoff Sulfamethoxazol beide Mechanismen zum Rückhalt beitragen.

Da die Entwicklung einer neuen Membran mit einer engeren Trenngrenze eingestellt worden ist (Kapitel 6.6.1), wurde auf weitergehende Untersuchungen zum Spurenstoffrückhalt verzichtet.

6.4 Schlammuntersuchungen

6.4.1 Mikroskopisches Bild

Im Rahmen des Vorhabens wurden zwischen Januar 2005 und Dezember 2006 von 21 Belebten Schlammproben mikroskopische Bilder entsprechend den Vorgaben des Bayerischen Landesamtes erstellt (LfU, 1992). Wegen des besonders gehäuften Auftretens einiger Protozoen wurde im Gegensatz zu den Angaben in der Anleitung eine weitere Häufigkeitsgruppe eingefügt. Dabei lag die Anzahl der je Untersuchung gefundenen Protozoen über 15 Individuen pro mikroskopischem Objekt und wurde deshalb mit vier bewertet. Neben der Beurteilung der Gesamtfädigkeit des belebten Schlammes wurden verschiedene Bakterien, festsitzende oder freischwimmende Einzeller sowie Mehrzeller erfasst und bestimmt (Tabelle 6-10 bis Tabelle 5-13). Organismen mit Indikatorfunktion sind in den Tabellen farbig markiert.

Die im Untersuchungszeitraum am häufigsten detektierten Fadenbildner nocardiofome Actinomyceten gelten wegen der Hydrophobie der Zelloberfläche als Indikatoren für hydrophobe Substrate und oberflächenaktive Stoffe im Zulauf der Kläranlage. Actinomyceten können häufig neben *Microthrix parvicella* im Schaum auf Belebungsbecken detektiert werden.

Tabelle 6-10: Auflistung der nachgewiesenen Fadenbildner und Aufsummierung der Fädigkeitsgrade im Untersuchungszeitraum

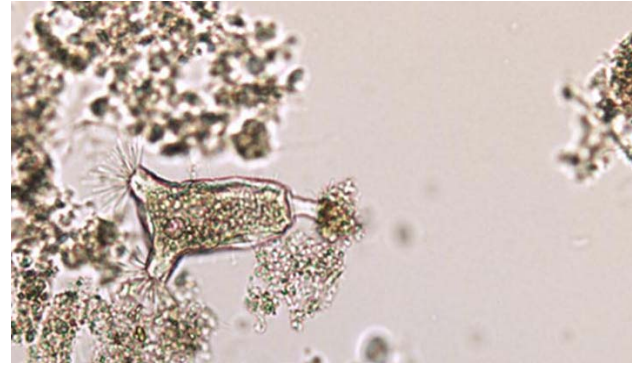
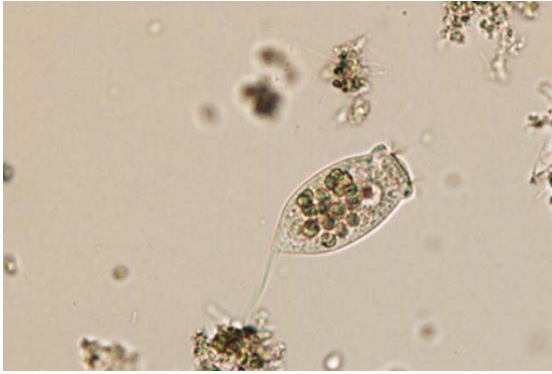
Detektierte Fadenbildner	Fädigkeit 1	Fädigkeit 2	Fädigkeit 3
Gesamtfädigkeit	7	11	3
<i>Nocardia</i> (nocardioforme Actinomyceten)	6	9	6
Typ 021 N	1	1	0
<i>Beggiatoa</i> spp.	1	0	0
<i>Nostocoida limicola</i> I	3	0	0
<i>Microthrix parvicella</i>	6	1	0
Typ 1701	6	2	0
<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	1	0	0
Typ 1851	2	0	0
Typ 0581	1	0	0
Typ 0803	1	0	0

Tabelle 6-11: Festsitzende Einzeller und ihre Häufigkeitsverteilung im Untersuchungszeitraum

Festsitzende Einzeller	Häufigkeit 1	Häufigkeit 2	Häufigkeit 3	Häufigkeit 4
<i>Vorticella microstoma</i> -Typ	6	5	5	2
<i>Vorticella convallaria</i> -Typ (Bild 6-22)	12	1	3	0
<i>Tokophrya</i> spp. (Bild 6-23)	18	0	0	0
<i>Epistylis</i> spp.	4	1	0	0
<i>Zoothamnium</i>	1	1	0	0
<i>Carchesium</i> spp.	3	0	0	0
Sauginfusorien	6	0	0	0

Das zweimal mit der größten Häufigkeit von 4 detektierte Glockentierchen *Vorticella microstoma* (Bild 6-22) ist im allgemeinen ein Indikator für relativ niedrige Sauerstoffgehalte, während *Vorticella convallaria* (Bild 6-23) höhere Sauerstoffgehalte bevorzugt. *Tokophrya* ist ein Indikator für sehr niedrige Schlammbelastungen und eine hohe Prozessstabilität.

Unter den freischwimmenden Einzellern kommt in der Versuchsanlage *Aspidisca lynceus* eine besondere Bedeutung zu. Dieser Ciliat ist im allgemeinen Indikator für hohe Sauerstoffgehalte. Gleiches gilt für *Euplotes*. Das am häufigsten detektierte Wimperntierchen *Uronema* ist kein ausgewiesener Indikator, wird aber häufiger in Anfahrphasen oder bei eventuellen Störungen nachgewiesen.


Bild 6-22: Vorticella convallaria-Typ
Bild 6-23: Tokophrya spec.
Tabelle 6-12: Freischwimmende Einzeller und ihre Häufigkeitsverteilung im Untersuchungszeitraum

Freischwimmende Einzeller	Häufigkeit 1	Häufigkeit 2	Häufigkeit 3	Häufigkeit 4
abgerissene Köpfe / leere Stiele	11	0	0	0
Amphileptiden	9	3	2	0
Aspidisca cicada	3	3	9	4
Aspidisca lynceus	8	5	5	2
Augenflagellaten	1	0	0	0
Chilodonella-Typ	1	0	0	0
Cinetochilum margaritaceum	1	0	0	0
Dauerzellen	13	2	0	0
Drepanomonas revoluta	1	1	1	0
Euglena spp.	1	0	0	0
Euglypha spp.	4	1	0	0
Euplotes spp.	11	2	3	0
farblose Augenflagellaten	1	0	0	0
Holophryiden	2	0	0	0
kleine Zooflagellaten	1	0	0	0
Nacktamöben	5	1	0	0
Peranema spp.	6	0	0	0
Schalenamöben	9	4	2	0
Schwärmerzellen	5	0	0	0
Trochilia minuta	4	0	0	0
Uronema spp.	0	3	11	7
Weitere Zooflagellaten	1	0	0	0

Tabelle 6-13: Detektierte Mehrzeller im Untersuchungszeitraum

Mehrzeller	Häufigkeit 1	Häufigkeit 2	Häufigkeit 3	Häufigkeit 4
Rotaria spp.	4	0	0	0
Colurella spp.	1	0	0	0
Cephalodella spp.	2	0	0	0
Weitere Rädertiere	1	0	0	0
Pilzfäden	3	0	0	0
Fadenwürmer (Nematoden)	10	0	0	0

**Bild 6-24: Rädertier****Bild 6-25: Nematoden-Ei**

Mehrzeller gelten in allen Kläranlagen als Indikatoren für ein hohes Schlammalter, da sie im Verhältnis zu den Einzellern eine längere Generationszeit besitzen. Auf der Oberfläche des Membranbioreaktors (Belebungsbecken und Membrankammern) wurde während des gesamten Untersuchungszeitraums eine Schwimmschlammsschicht festgestellt, die allerdings unterschiedliche Konsistenzen und daher auch unterschiedliche Dicken aufwies. Da während des Untersuchungszeitraumes die Zuflussmengen und damit die Füllstandshöhen variiert wurden, war eine exakte Bestimmung der Dicke der Schwimmschlammsschicht nicht möglich. Auch die Konsistenz war von der jeweiligen Betriebsweise der Anlage abhängig.

Um Zusammenhänge zwischen der Belastung der Versuchsanlage und der Entwicklung des belebten Schlammes ermitteln zu können, wurden die zwischen zwei Schlamm-Untersuchungen liegenden Zulaufdaten des MBR gemittelt. Diese mittleren täglichen Volumenströme und Frachten, Sauerstoffgehalte im Belebungsbecken und mittlere Temperaturen in den Reaktoren werden im Folgenden mit Ergebnissen der zugehörigen mikroskopischen Untersuchungen gegenübergestellt.

In Bild 6-26 sind die mittleren täglichen Abwassermengen und die Entwicklung der

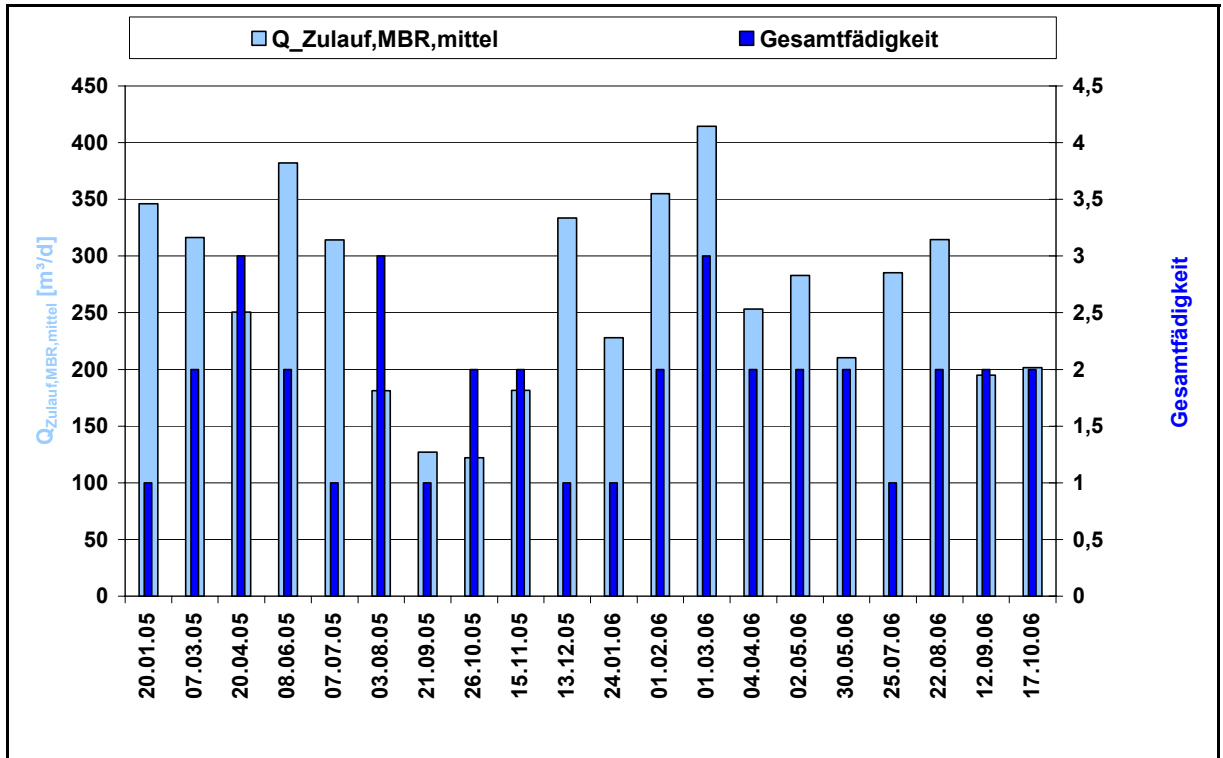


Bild 6-26: Entwicklung der Gesamtfädigkeit des Belebten Schlammes und der mittleren täglich zufließenden Abwassermenge

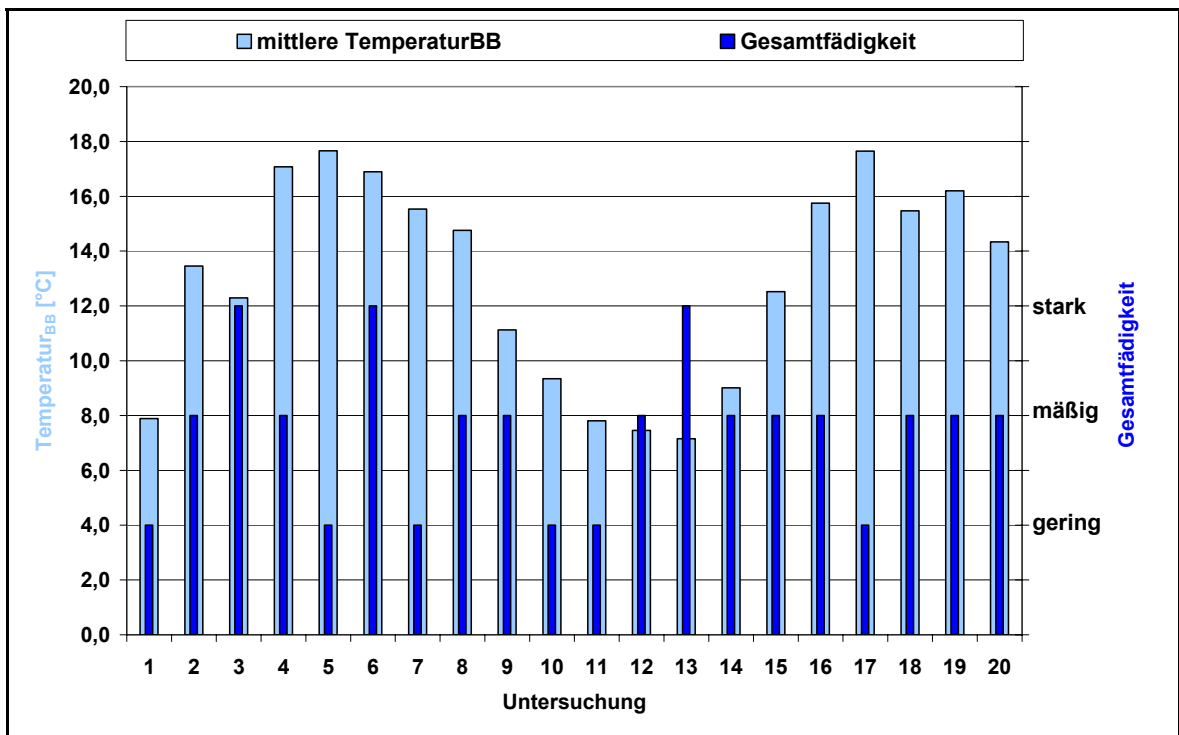


Bild 6-27: Entwicklung der mittleren Temperatur im Belebungsbecken und der Gesamtfädigkeit der Schlämme

Gesamtfädigkeit des Belebten Schlammes des MBR Simmerath dargestellt. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der hydraulischen Belastung und der Entwicklung der Gesamtfädigkeit ist nicht zu erkennen. Auch bei der Betrachtung von Temperatur und der Entwicklung der Gesamtfädigkeit des belebten Schlammes (Bild 6-27) lässt sich kein eindeutiger Zusammenhang erkennen.

Auf die Untersuchungen zum Absetzverhalten des belebten Schlammes und die zugehörige Gesamtfädigkeit wird in Kapitel 6.4.3 (Seite 127) eingegangen.

Wie Bild 6-28 zeigt, sind im Untersuchungszeitraum verschiedene Fadenbildner in der Versuchsanlage detektiert worden. In der Mehrzahl der Fälle konnte ihre Fädigkeit nur mit 2 (mäßig) bewertet werden. Für die Gesamtbeurteilung ausschlaggebend muss die Gruppe der *nocardioformen Actinomyceten* angesehen werden. Dieser Fadenbildner ist nicht bestimmten Betriebsbedingungen zuzuordnen, sondern sein Auftreten ist in hohem Maße von der Qualität des zufließenden Abwassers abhängig. Sein Auftreten steht oftmals im Zusammenhang mit hohen Fett- und Fettsäuregehalten im Abwasser. In der Versuchsanlage konnte von einem hohen Fettgehalt ausgegangen werden, da die Installation der Zulaufpumpe (der Versuchsanlage) im Ablauf des Sand- und Fetttanges der Großanlage dazu führte, dass infolge der pumpenbedingten Absenkung des Füllstands im Sandfang (Bild 6-29 (kein Fett im Fetttang) und Bild 6-30) bereits separiertes Fett konzentriert in die Versuchsanlage gelangte. Neben den in Bild 6-31 abgebildeten „Fettbällen“ im belüfteten Sand- und Fetttang der Großanlage wurden Fettbälle ebenfalls im Container zur Speicherung des Siebgutes der Versuchsanlage gefunden (Bild 6-32). Daher ist davon auszugehen, dass kleinere Fettpartikel den Feinrechen passieren konnten (evtl. von der Bürste des Siebrechens durch das Lochblech gedrückt) und somit in die MBR-Anlage gelangten.

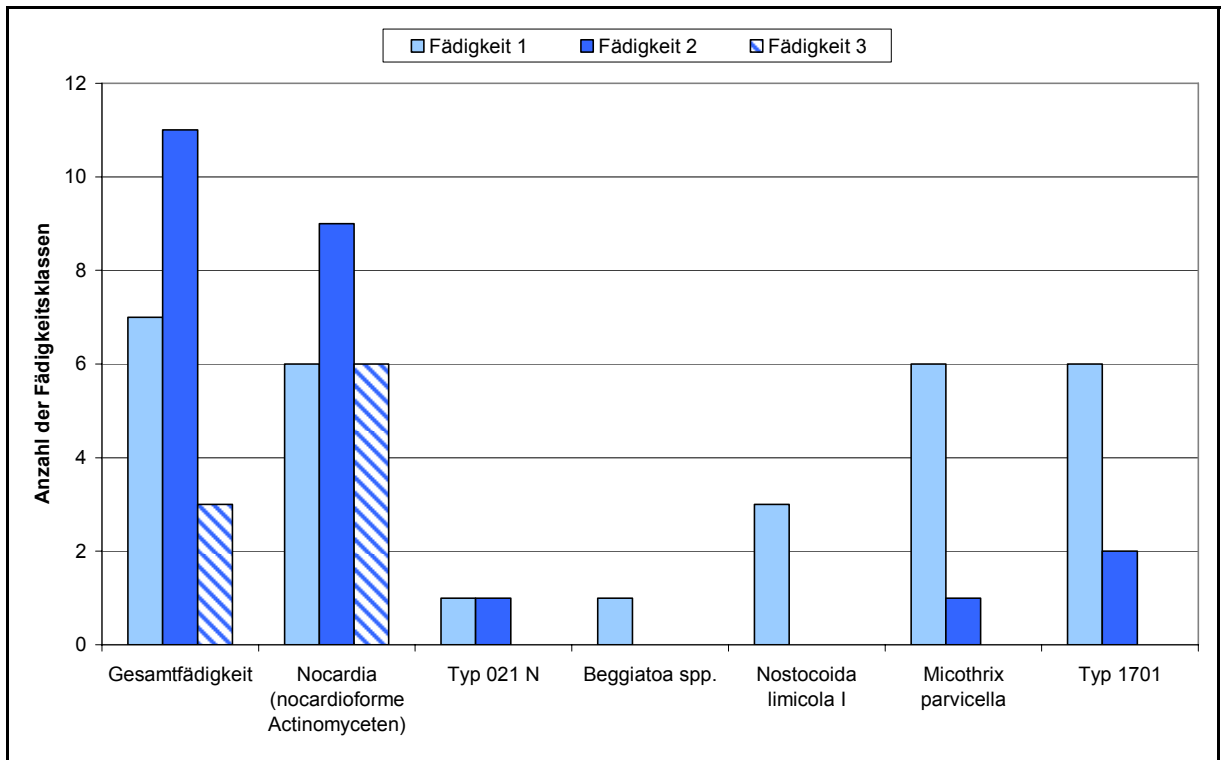


Bild 6-28: Summen der Fädigkeitsklassen der verschiedenen Fadenbildner im Untersuchungszeitraum



Bild 6-29: Sand- und Fettfang der KA Simmerath



Bild 6-30: Füllstandsproblematik im Sand- und Fettfang der KA



Bild 6-31: Fettbälle im belüfteten Sand- und Fettfang der KA Simmerath



Bild 6-32: Fettbälle im Siebgut des MBR Simmerath

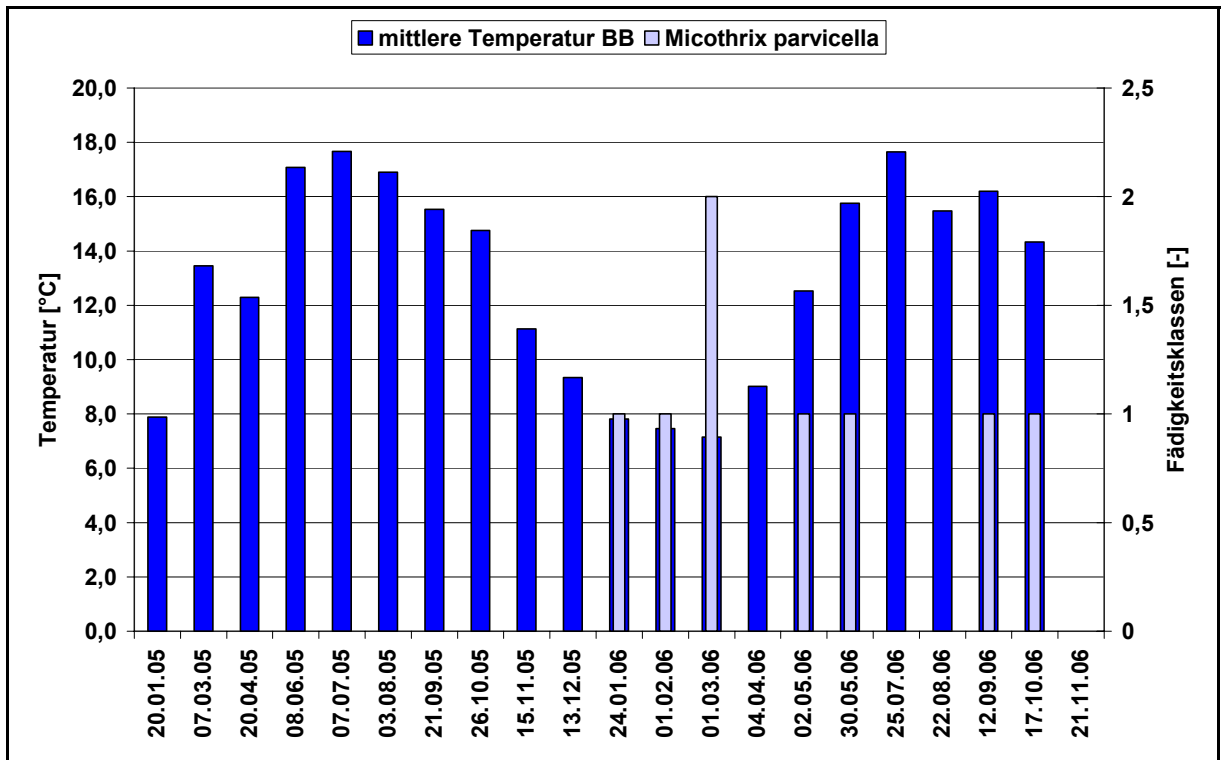


Bild 6-33: Verlauf der Temperatur sowie der Fädigkeitsklassen von *Microthrix parvicella*

Für das Auftreten von *Microthrix parvicella* ist neben einer niedrigen Schlammbelastung auch die Temperatur ein wichtiger Selektionsparameter (Bild 6-33). Dies zeigte sich deutlich in den Wintermonaten als die mittlere Temperatur bis auf 7,1 °C sank. Nur bei diesen Bedingungen ließ sich dieser Fadenbildner mit einer Fädigkeit von 2 (mäßig)

nachweisen, um danach mit einer Fädigkeit von 0 (selten) bis 1 (gering) im belebten Schlamm vertreten zu sein.

Unter den festsitzenden Einzellern sind *Vorticella microstoma* und *Vorticella convallaria* von Bedeutung als Indikatoren für Toleranz gegenüber Sauerstoffmangel bzw. höheren Sauerstoffgehalt in Belebungsanlagen. Auch *Aspidisca lynceus* ist ein Indikator für einen im Mittel höheren Sauerstoffgehalt in Belebungsbecken. Diese theoretische Abhängigkeit soll in dargestellt werden. In der Versuchsanlage lässt sich kein Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffgehalt und dem Auftreten der verschiedenen Sauerstoff liebenden bzw. Mangel tolerierenden Protozoen ableiten Bild 6-34. Die Ursache könnte in den häufig wechselnden Versuchseinstellungen liegen, die einen stabilen Betrieb über längere Zeit nicht gestatteten. Hierfür spricht auch das gehäufte Auftreten von *Uronema spec.*, einem Protozoon, dem keine Indikatorfunktion zugesprochen wird, das aber dennoch häufig in Anlagen während der Anfahrphase und bei Störungen in größerer Zahl anzutreffen ist.

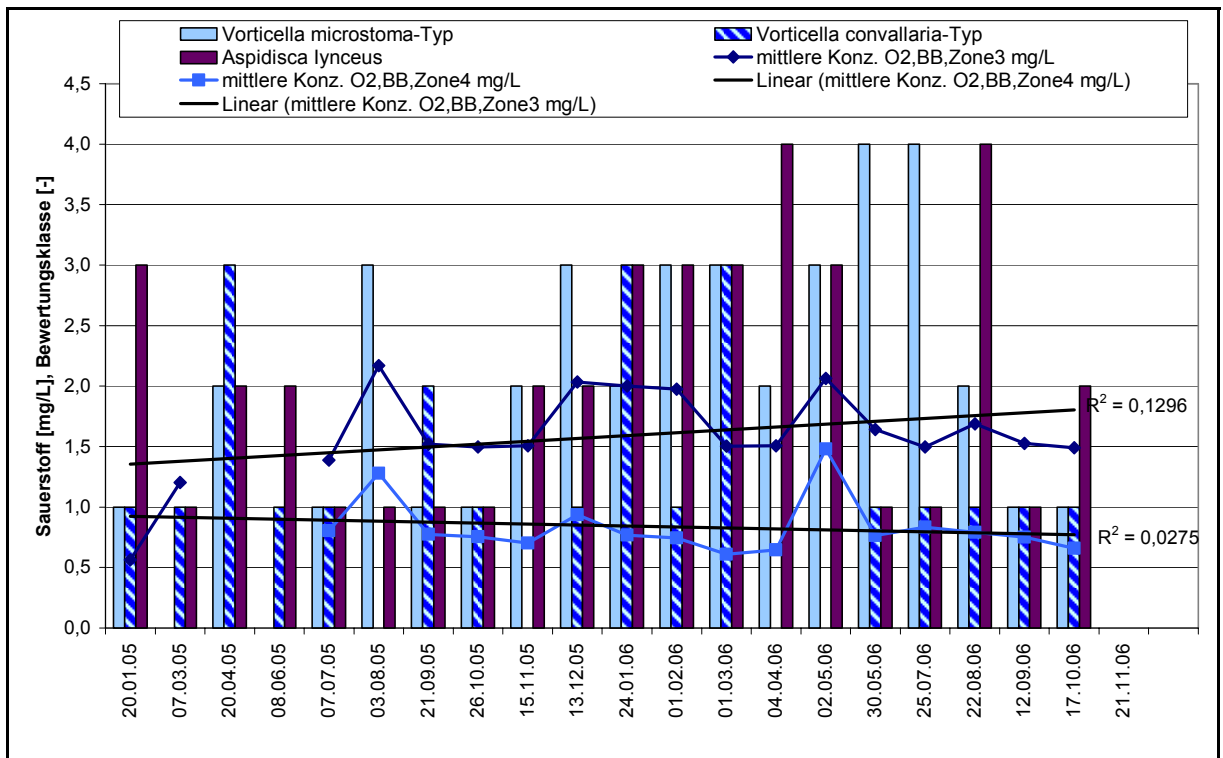


Bild 6-34: Sauerstoffgehalt in den Belebungsbeckenzone 3 und 4 und Häufigkeit des Auftretens von *V. microstoma*, *V. convallaria* und *A. lynceus*

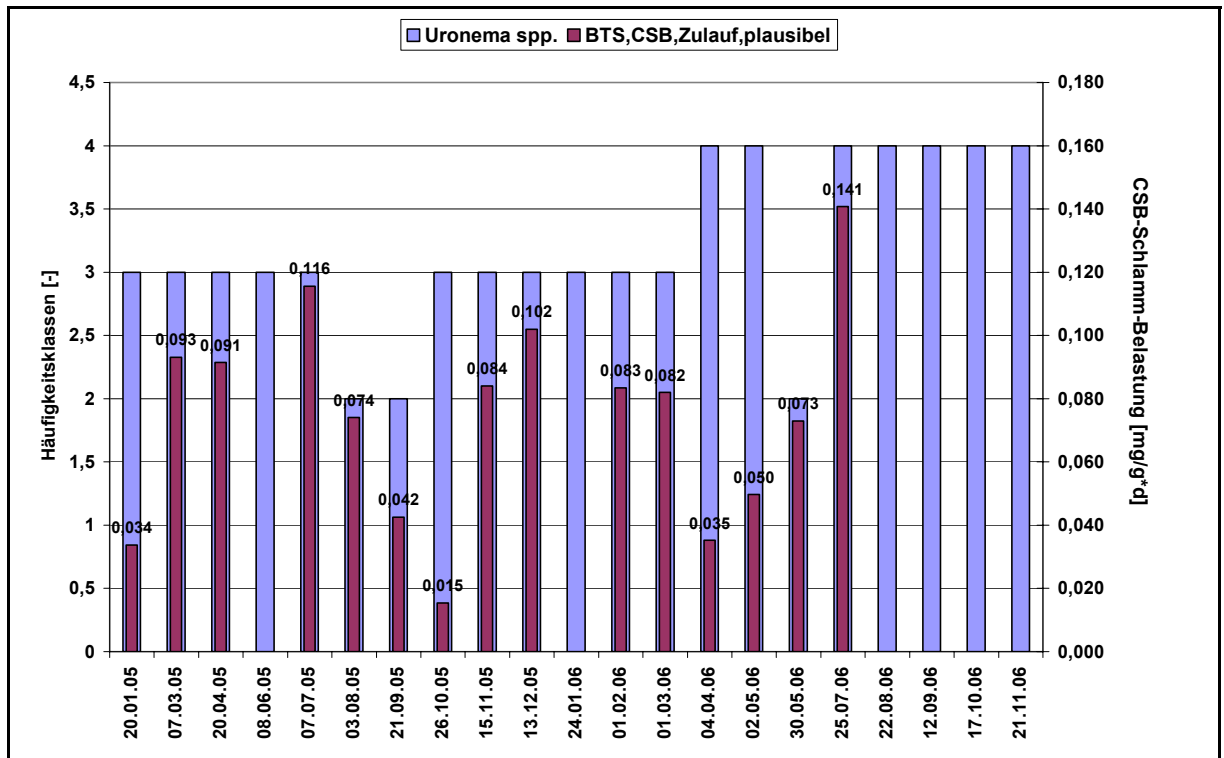


Bild 6-35: Häufigkeit des Auftretens von *Uronema spp.* im Zusammenhang mit der CSB-Schlammbelastung der Versuchsanlage

Während des Untersuchungszeitraumes schwankte die CSB-Schlammbelastung zwischen 0,015 und 0,141 g CSB/(g TS*d) (Bild 6-35). Starke Schwankungen traten somit in relativ kurzen Zeiträumen auf, was durch die häufig geänderten Versuchseinstellungen zu begründen ist. Bei einem gleichmäßigen Betrieb der Anlage unter realen Bedingungen werden die Belastungsschwankungen nicht mehr so stark sein und die Häufigkeit von *Uronema spp.* deutlich abnehmen.

6.4.2 Nitrifikationsleistungstests

Die Bewertung der spezifischen Nitrifikationsleistung erfolgte sowohl bezüglich des gesamten Trockensubstanzgehaltes als auch bezüglich des organischen Trockensubstanzgehaltes. Untersucht wurden 24 Proben des Schlammes aus dem Membranbioreaktor und elf Schlammproben der konventionellen Kläranlage Simmerath. Die Schlämme beider Anlagen wiesen große Schwankungen bezüglich der ermittelten minimalen und maximalen spezifischen Nitrifikationsraten auf (Tabelle 6-14).

Infolge der höheren Maximalwerte des MBR-Schlammes war, im Vergleich zur konventionellen Kläranlage, bei der Versuchsanlage eine größere Schwankungsbreite zu verzeichnen. Gründe für die unterschiedlich hohen Nitrifikationsraten, wie beispielsweise

eine Korrelation zur vorherrschenden Schlammbelastung, konnten nicht festgestellt werden. Bei der Betrachtung der Mittelwerte wurden allerdings keine deutlichen Unterschiede festgestellt, so dass insgesamt nur eine geringfügig höhere spezifische Nitrifikationsrate des Schlammes aus der MBR-Anlage ermittelt wurde. Dies wurde auch bei Betrachtung der Median-Werte bestätigt. Für den belebten Schlamm der konventionellen Kläranlage ergab sich ein Median der spezifischen Nitrifikationsrate von $0,78 \text{ mg N}/(\text{g TS} \cdot \text{h})$ [bzw. $0,84 \text{ mg N}/(\text{g oTS} \cdot \text{h})$] und für den Schlamm des Membranbioreaktors $0,61 \text{ mg N}/(\text{g TS} \cdot \text{h})$ [bzw. $0,82 \text{ mg N}/(\text{g oTS} \cdot \text{h})$]. Ähnliche Ergebnisse wurden auch von MANSER (2005) im kleintechnischen Maßstab ermittelt. Der Vergleich der beim Parallelbetrieb einer konventionellen Kläranlage und eines Membranbioreaktors ($t_{\text{TS}} = 20 \text{ d}$) ermittelten Nitrifikationsraten ergab keine Beeinflussung der Nitrifikationsleistung der Biomasse. Bei einer Temperatur von $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ergaben sich bei MANSER (2005) mittlere Nitrifikationsraten von ca. $33 \text{ mg N}/(\text{g CSB} \cdot \text{d})$ für die konventionelle Anlage und ca. $36 \text{ mg N}/(\text{g CSD} \cdot \text{d})$ für den MBR. Für den MBR Simmerath ergibt sich eine mittlere Nitrifikationsrate bezogen auf den CSB von ca. $27 \text{ mg N}/(\text{g CSB} \cdot \text{d})$ und ist somit um 25 % niedriger als die Nitrifikationsrate des von MANSER (2005) untersuchten MBR. Die geringere Nitrifikationsrate ist wahrscheinlich durch die geringere Belastung des MBR-Simmerath (höheres Schlammalter) zu begründen.

Tabelle 6-14: Spezifische Nitrifikationsleistungsraten der belebten Schlämme der konventionellen Kläranlage und der Membrananlage Simmerath

		konventionelle Kläranlage			MBR-Anlage		
		Min	Max	Mittelwert	Min	Max	Mittelwert
spez. Nitrifikationsrate	$\text{mg N} / (\text{g TS} \cdot \text{h})$	0,13	0,97	0,70	0,18	1,90	0,72
	$\text{mg N} / (\text{g oTS} \cdot \text{h})$	0,13	1,52	0,84	0,18	2,79	1,03

6.4.3 Kinetische und stöchiometrische Parameter des belebten Schlammes

In Betriebsphase V des Versuchsbetriebs der Membranbelebungsanlage wurden zwischen November 2007 und März 2008 insgesamt fünf Untersuchungen zur Ermittlung ausgewählter kinetischer und stöchiometrischer Parameter des belebten Schlammes durchgeführt (Tabelle 5-15).

Die Probe 0 wurde zu einem Zeitpunkt genommen, zu dem die Versuchsanlage schon mehrere Wochen entsprechend Betriebsphase V (modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation mit verringertem Denitrifikationsvolumen) betrieben wurde. Die Proben I bis IV wurden jeweils unmittelbar nach den Stoßbelastungsversuchen (erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulauf-

fracht) entnommen. Die Probe I und II wurden jeweils nach zeitversetzten, hydraulischen und stofflichen Belastungsspitzen genommen. Den Proben III und IV ging jeweils eine zeitgleich auftretende hydraulische und stoffliche Belastungsspitze voraus.

Tabelle 6-15: Kinetische und stöchiometrische Parameter des belebten Schlamm

Probe	Datum	Ertragskoeffizient Y_H [-]	Wachstumsrate μ_{Hmax} [d ⁻¹]	Absterberate Netto b'_H [d ⁻¹]	Absterberate Brutto b_H [d ⁻¹]
Probe 0	05.11.2007	0,52	0,25	0,015	0,029
Probe I	12.02.2008	0,62	0,30	0,021	0,049
Probe II	17.02.2008	0,92	0,95	0,061	0,397
Probe III	26.02.2008	0,64	0,21	0,055	0,134
Probe IV	04.03.2008	0,86	0,65	0,099	0,474

Die graphische Auswertung der Ertragskoeffizienten, der in In Betriebsphase V des Versuchsbetriebs der Membranbelebungsanlage wurden zwischen November 2007 und März 2008 insgesamt fünf Untersuchungen zur Ermittlung ausgewählter kinetischer und stöchiometrischer Parameter des belebten Schlammes durchgeführt (Tabelle 5-15).

Die Probe 0 wurde zu einem Zeitpunkt genommen, zu dem die Versuchsanlage schon mehrere Wochen entsprechend Betriebsphase V (modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation mit verringertem Denitrifikationsvolumen) betrieben wurde. Die Proben I bis IV wurden jeweils unmittelbar nach den Stoßbelastungsversuchen (erhöhte NH₄-N-Zulaufkraft) entnommen. Die Probe I und II wurden jeweils nach zeitversetzten, hydraulischen und stofflichen Belastungsspitzen genommen. Den Proben III und IV ging jeweils eine zeitgleich auftretende hydraulische und stoffliche Belastungsspitze voraus.

Tabelle 5 15 aufgeführten Werte, ist im Anhang wiedergegeben. Die Werte des Ertragskoeffizienten der Proben I bis IV (erhöhte stoffliche Belastung) lagen in einem höheren Wertebereich als der Wert der Nullprobe. Gleiches gilt auch für die Werte der Netto- und Bruttoabsterberate. Für die Wachstumsrate lagen die Werte aller Proben bis auf Probe III über dem Wert der Nullprobe. Aufgrund der erhöhten stofflichen Belastung war diese Tendenz zu erwarten. Auffallend ist der Wert der Brutto-Absterberate von Proben IV, der deutlich über den anderen Werten liegt.

Die dargestellten Ergebnisse stimmen nur teilweise mit den in der Literatur genannten Werten überein (Tabelle 5-16). Dies mag zum einen in unterschiedlichen Bestimmungsmethoden begründet sein, zum anderen wurden die Ergebnisse für die Proben I bis IV in Zusammenhang mit kritischen Belastungszuständen der Anlage ermittelt. Diese Belastungszustände beeinflussen die biologische Aktivität des belebten Schlammes und können von der Literatur abweichende Werte für o. g. Parameter zur Folge haben.

Tabelle 6-16: Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungen zu kinetischen und stöchiometrischen Parametern des belebten Schlammes mit Literaturdaten

Parameter	Aktuelles Vorhaben	Demonstrationsvorhaben Membranfiltration	Literatur	
			MBR	konv.
Ertragskoeffizient Y_H	0,52–0,92	0,53-0,76	0,6-0,7* 0,8**	0,63-0,69***
Maximale Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse $\mu_{Hmax} [d^{-1}]$	0,21-0,95	0,15	3-6* 3**	0,2***
Absterberate heterotropher Biomasse- Netto $b'_H [d^{-1}]$	0,015-0,099	0,087	-	0,021-0,054***
Absterberate heterotropher Biomasse- Brutto $b_H [d^{-1}]$	0,029-0,474	n.b.	0,3-0,5* 0,3**	-

* BORNEMANN et al., 1998; ** KOCH et al., 2000; *** BRANDS und RETTZ 1998

Die experimentell bestimmten Werte für den heterotrophen Ertragskoeffizienten zeigen deutliche Schwankungen: Auch im Rahmen des abgeschlossenen Vorhabens „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath / Nord-Eifel“ (Az 54-2-3.3-1820-vMe) zeigten sich für den heterotrophen Ertragskoeffizienten mit Werten zwischen 0,53 und 0,76 gewisse Schwankungen. Der für Probe 0 ermittelte Wert von 0,52 liegt unter dem nach BORNEMANN et al. (1998) und KOCH et al. (2000) empfohlenen Werten von 0,67 bzw. 0,8. Für Probe II (0,92) und IV (0,86) ergeben sich dagegen deutlich höhere Werte als bei den vorgenannten Autoren. Für die Proben I (0,62) und III (0,64), liegt der heterotrophe Ertragskoeffizient innerhalb der nach BORNEMANN et al. (1998) genannten Schwankungsbreite. Inwieweit die kritischen Belastungszustände ursächlich für die höheren Werte von Y_H in Probe II und IV sind, lässt sich anhand der vorliegenden Daten nicht klären. Hierzu bedarf es weiterer Untersuchungen.

Die festgestellten maximalen Wachstumsraten der heterotrophen Biomasse liegen mit Werten zwischen 0,21 und 0,95 d^{-1} unter den nach BORNEMANN et al. (1999) genannten Werten von 3-6 d^{-1} . Die Ergebnisse stehen im Einklang mit Untersuchungen von BRANDS und REETZ (1998); diese ermittelten für Membrananlagen deutlich geringere maximale Wachstumsraten als für konventionelle Anlagen und führen dies auf eine Anpassung des belebten Schlammes an die geringere Nährstoffversorgung in den schwach belasteten Membranbelebungsanlagen zurück. Vergleicht man die im aktuellen Vorhaben ermittelten maximalen Wachstumsraten mit der im Vorhaben („Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath/ Nord-Eifel“) ermittelten maximalen Wachstumsrate, so zeigt sich tendenziell eine Zunahme dieses Wertes (Erhöhung von 0,15 d^{-1} auf 0,47 d^{-1} im

Mittel, siehe Tabelle 5-15). Ursächlich für diesen leichten Anstieg könnte die im Vergleich zum vorangegangenen Forschungsvorhaben höhere Schlammbelastung der Versuchsanlage seit August 2007 sein. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass in Rahmen von „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath/ Nord-Eifel“ die maximale heterotrophe Wachstumsrate nur einmalig ermittelt wurde.

Die Nettoabsterberate der heterotrophen Biomasse liegt für Probe 0 und Probe I in einer für Membranbelebungsanlagen typischen Größenordnung; die höheren Absterberaten der Proben II bis IV ähneln denen, die bislang in konventionellen, einstufigen Anlagen ermittelt wurden (BRANDS, 1998). Für die Bruttoabsterberate werden von BORNEMANN (1999) und KOCH (2000) Werte zwischen 0,3 und 0,5 d⁻¹ angegeben. Inwieweit die höheren Absterberaten in den Proben II bis IV durch die Stoßbelastungen verursacht wurden, kann aufgrund der vorliegenden Daten nicht abgeschätzt werden, zumal schon im Rahmen des abgeschlossenen Vorhabens „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath/Nord-Eifel“ (Az 54-2-3.3-1820-vMe) eine höhere Nettoabsterberate ermittelt wurde (0,087 d⁻¹).

Für die im Rahmen des Vorhabens ermittelten stöchiometrischen und kinetischen Parameter lässt sich abschließend festhalten, dass diese teilweise von denen konventioneller Kläranlagen abweichen. Während der kritischen Belastungssituationen in Betriebsphase V der Versuchsanlage wurden höhere Absterberaten und teilweise höhere Ertragskoeffizienten für die heterotrophe Biomasse ermittelt. Die im Vergleich zum vorangegangenen Forschungsvorhaben „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath/Nord-Eifel“ (Az 54-2-3.3-1820-vMe) höhere Schlammbelastung könnte für die erhöhten Werte bei o. g. Parametern ursächlich sein. Die Datenbasis ist jedoch zu gering um, diesbezüglich gesicherte, allgemein gültige Aussagen zu treffen.

6.4.4 Entwässerungseigenschaften

Die Ergebnisse der **CST-Untersuchungen** des belebten Schlammes aus der Membrananlage Simmerath sind in Bild 6-36 dargestellt. Die über einen Zeitraum von fünf Monaten untersuchten Schlämme können als gut entwässerbar eingestuft werden. Die Beurteilung der Entwässerbarkeit erfolgte dabei in Anlehnung an die von BAHRS (in ATV, 1992) (vgl. S. 60) vorgeschlagene Bewertungsmatrix. Die geringen Schwankungen zwischen den Messergebnissen beruhen auf Mess- und Verfahrensungenauigkeiten.

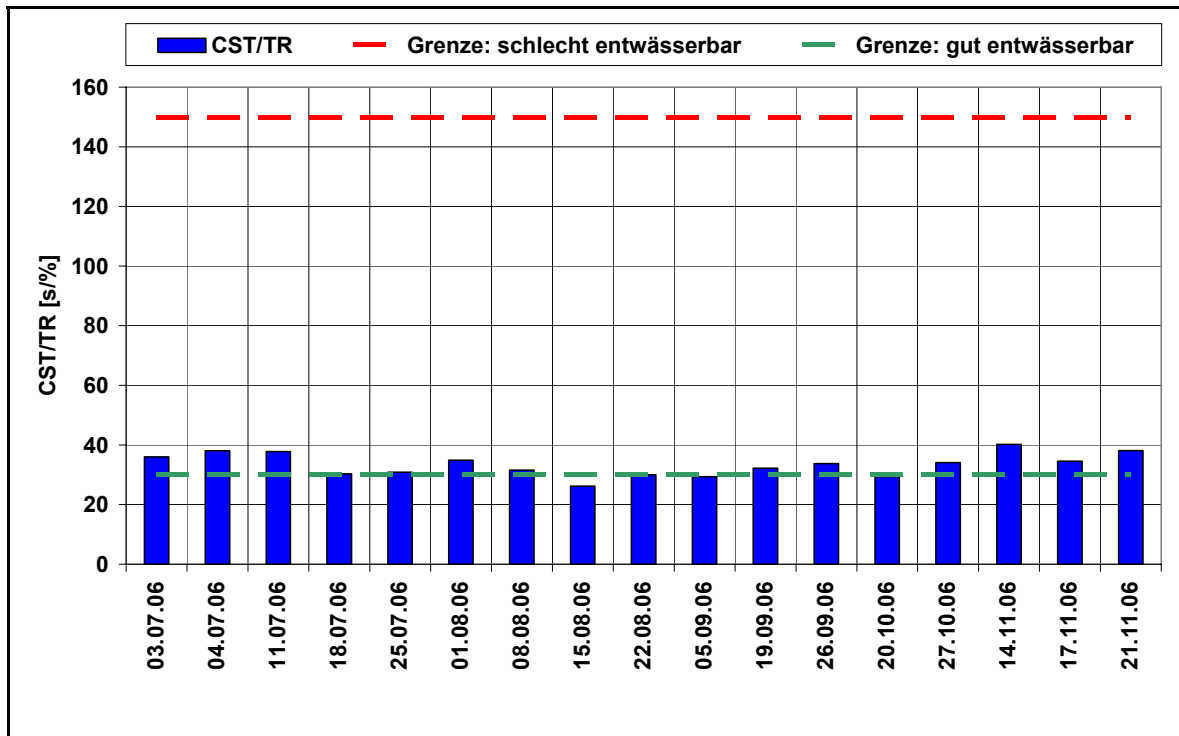


Bild 6-36: Kapillare Fließzeiten des MBR-Schlammes aus Simmerath

Vergleichbare Ergebnisse wurden auch bei der Untersuchung der Schlämme anderer Membrananlagen (Daten aus „Strategien zur Foulingkontrolle bei Membranbelebungsanlagen in der kommunalen Abwasserbehandlung“) erzielt. Die in Bild 6-37 dargestellten kapillaren Fließzeiten unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander. Allein der belebte Schlamm der Membrananlage in Seelscheid weist im Vergleich zu den übrigen untersuchten Anlagen eine etwas schlechtere Entwässerbarkeit auf, die jedoch voraussichtlich keine gravierenden Beeinträchtigung des Filtrationsprozesses bewirkt.

Neben der kapillaren Fließzeit wurden auch die **dynamische Viskosität** des belebten Schlammes und der Schlammvolumenindex (ISV) ermittelt. Wie in Bild 6-38 zu erkennen ist, weisen die untersuchten Schlämme des MBR Simmerath ein strukturviskoses Verhalten auf. Mit zunehmendem Schergradienten wird nach KUBIN (2004) die vernetzte Mikrostruktur des belebten Schlammes aufgerissen, so dass die Schubspannung unterproportional zunimmt. Obwohl die Schwankungsbreite des Feststoffgehaltes der untersuchten Proben relativ klein ist, kann eine zunehmende Schubspannung bei höheren Feststoffkonzentrationen bei gleicher Scherrate festgestellt werden (GÜNDER (1999), KUBIN et al. (2001), ROSENBERGER et al. (2002), u.a.). Im Vergleich zu den

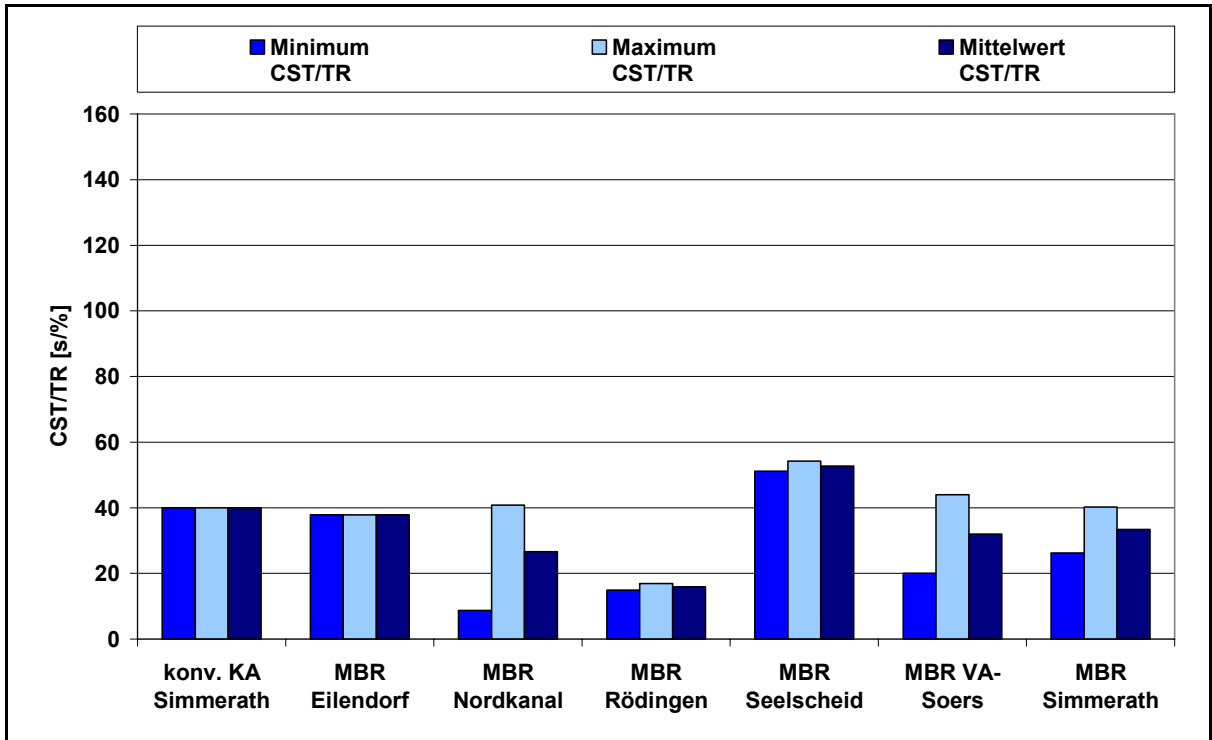


Bild 6-37: CST-Vergleichswerte verschiedener MBR-Anlagen und der konventionellen Kläranlage Simmerath

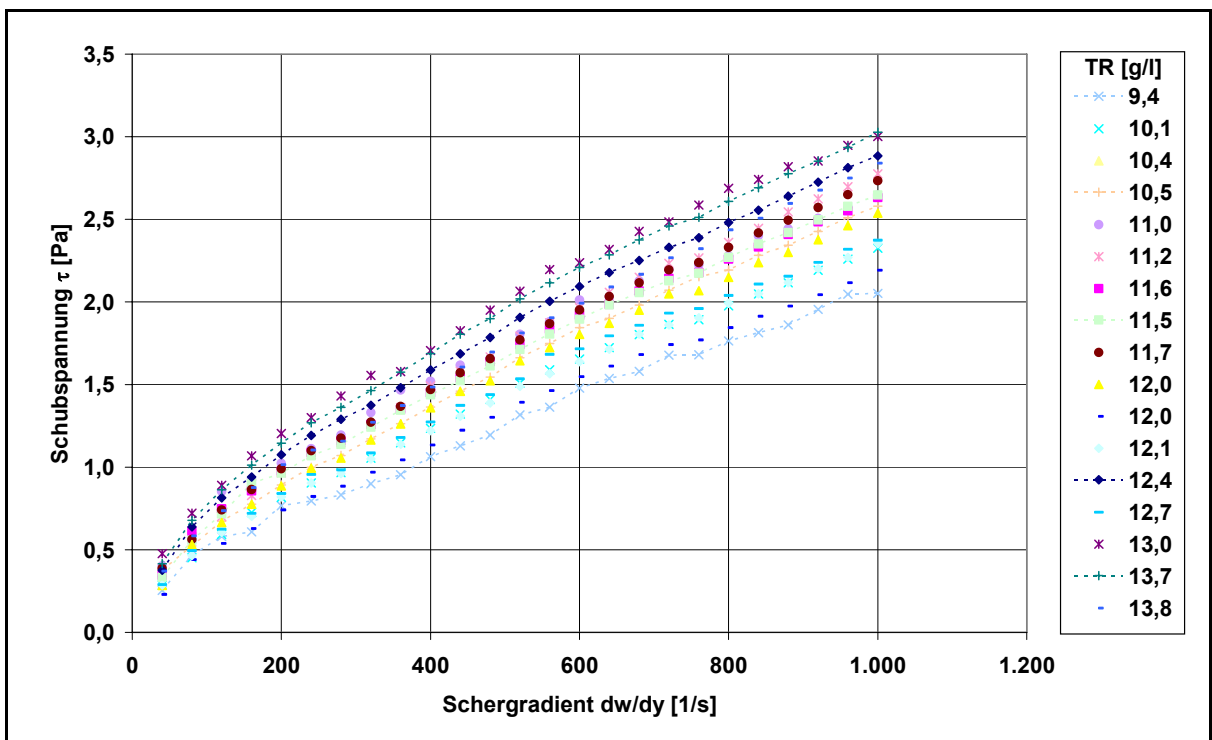


Bild 6-38: Schubspannung in Abhängigkeit des Schergradienten des MBR-Schlammes Simmerath

Ergebnissen von ROSENBERGER et al. (2002), die belebte Schlämme aus insgesamt neun Membranbelebungsanlagen untersuchten, wies der Schlamm des MBR Simmerath eine niedrigere Viskosität auf. Die Ergebnisse der nach Gleichung 5.2 (Seite 61) auf 20 °C normierten Viskositätsmessungen sind in Bild 6-39 dargestellt.

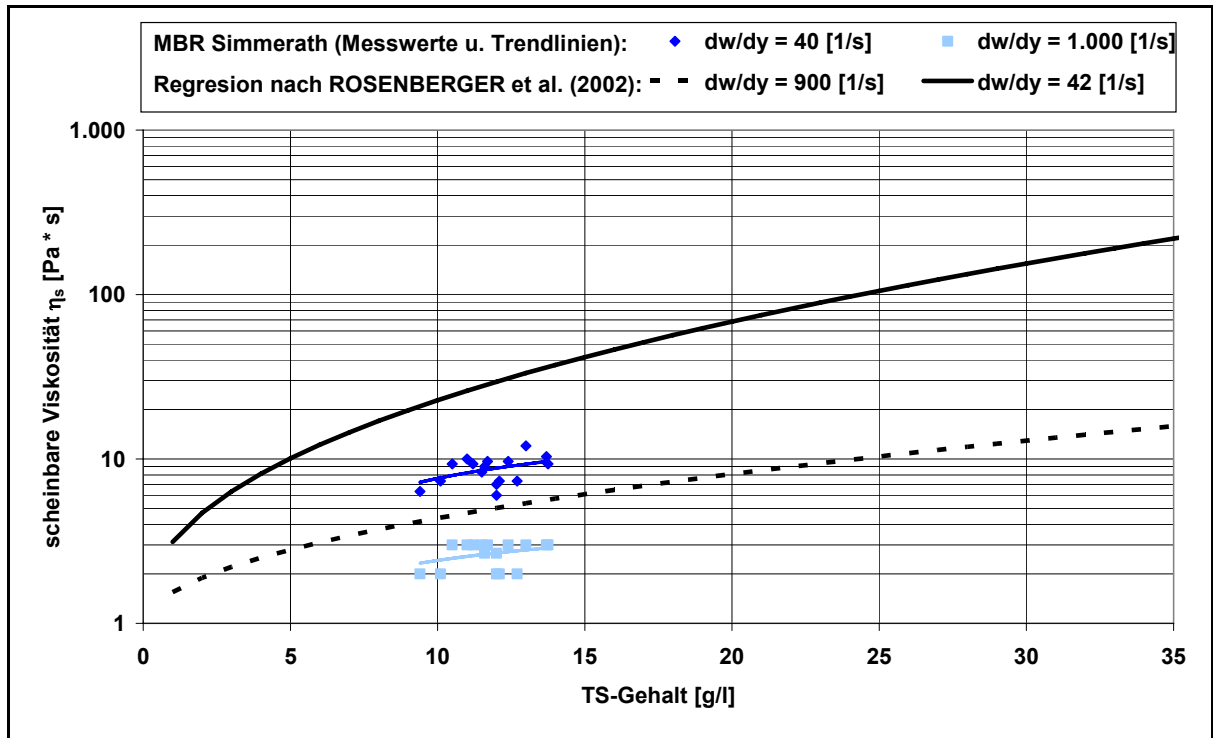


Bild 6-39: Scheinbare Viskosität (bei 20 °C) der belebten Schlämme des MBR Simmerath in Abhängigkeit der Trockensubstanzkonzentration

Die Untersuchungen von ROSENBERGER et al. (2002) basieren überwiegend auf Belebten Schlammproben, die aus kleineren MBR-Anlagen (acht von neun Anlagen mit einem Volumen kleiner 4 m³) stammten. Unter Berücksichtigung des Modellansatzes von Ostwald-de Waele zur Beschreibung des Fließverhaltens strukturviskoser Fluide (Gleichung 6.1) konnten ROSENBERGER et al. (2002) mit Hilfe einer nicht-linearen Regression der Strukturparameter eine mathematische Abschätzung zwischen der scheinbaren Viskosität η_s und dem Trockensubstanzgehalt der untersuchten belebten Schlämme ermitteln (Gleichung 6.2).

- Modellansatz z nach OSTWALD-DE WAELE

$$\tau = k \cdot \left(\frac{dw}{dy} \right)^n \text{ [Pa]} \tag{Gleichung 6.1}$$

- nicht-lineare Regression nach ROSENBERGER et al. (2002):

$$\eta_s = e^{2 \cdot TS^{0,41}} \cdot \left(\frac{dw}{dy} \right)^{-0,23 \cdot TS^{0,37}} \quad [\text{Pa} \cdot \text{s}] \quad \text{Gleichung 6.2}$$

Im Vergleich zu diesen Schätzwerten lag die gemessene scheinbare Viskosität des belebten Schlammes des MBR Simmerath bei sämtlichen Proben unterhalb der sich ergebenden Kurvenverläufe (Bild 6-39).

Dieselbe Tendenz konnte auch beim Vergleich der ermittelten Viskositäten der Schlämme des MBR Nordkanal (Daten aus „Strategien zur Foulingkontrolle bei Membranbelebungsanlagen in der kommunalen Abwasserbehandlung“) mit denen des MBR Simmerath festgestellt werden (Bild 6-40). Die Abschätzung der Viskosität mittels der nicht-linearen Regression von ROSENBERGER et al. (2002) zeigt im Vergleich zu den Messwerten des belebten Schlammes des MBR Nordkanal eine gute Übereinstimmung, so dass eine Übertragbarkeit der mathematischen Abschätzung der scheinbaren Viskosität des belebten Schlammes auf großtechnische Anlagen gegeben ist. Daher kann die ermittelte scheinbare Viskosität des belebten Schlammes aus Simmerath als niedrig eingestuft werden. Die niedrigere Viskosität kann eventuell durch die fehlenden Flockungshilfsmittel aus der Schlammbehandlung erklärt werden. Die im vorangegangenen Vorhaben „Demonstrationsvorhaben - Membranfiltration – Kläranlage Simmerath / Nord-Eifel“ (Az: 54-2-3.3-1820-vMe) ermittelten Viskositäten waren im Vergleich zu den Messwerten des hier beschriebenen Projektes größer (Anhang).

Schlämme mit einem relativ hohen Anteil an fädigen Bakterien weisen eine stärkere Vernetzung der Flocken untereinander auf, was mit einer steigenden Viskosität einhergeht. Da im belebten Schlamm des MBR Simmerath immer fädige Bakterien gefunden wurden und gleichzeitig schonende Schneckenpumpen installiert waren, sollten höhere Viskositätswerte zu erwarten sein. Infolge der fehlenden Flockungshilfsmittel, durch Verlegung der Prozesswasserzugabestelle der KA Simmerath, wird demnach der Einfluss der fädigen Bakterien aufgehoben.

Des Weiteren wurde der belebte Schlamm hinsichtlich seiner **Absetzeigenschaften** untersucht. Auch wenn die Sedimentationseigenschaften bei Membranbioreaktoren keinen limitierenden Faktor darstellen, wird untersucht, ob anhand des Schlammvolumenindex Aussagen über die Filtrierbarkeit des belebten Schlammes gemacht werden können. Wie aus Bild 6-41 ersichtlich wird, konnte zum Ende des Jahres 2005 ein deutlicher Anstieg des ISV festgestellt werden. Als Ursachen für diese Entwicklung konnten entweder die auf der Großanlage einsetzende maschinelle Schlamm

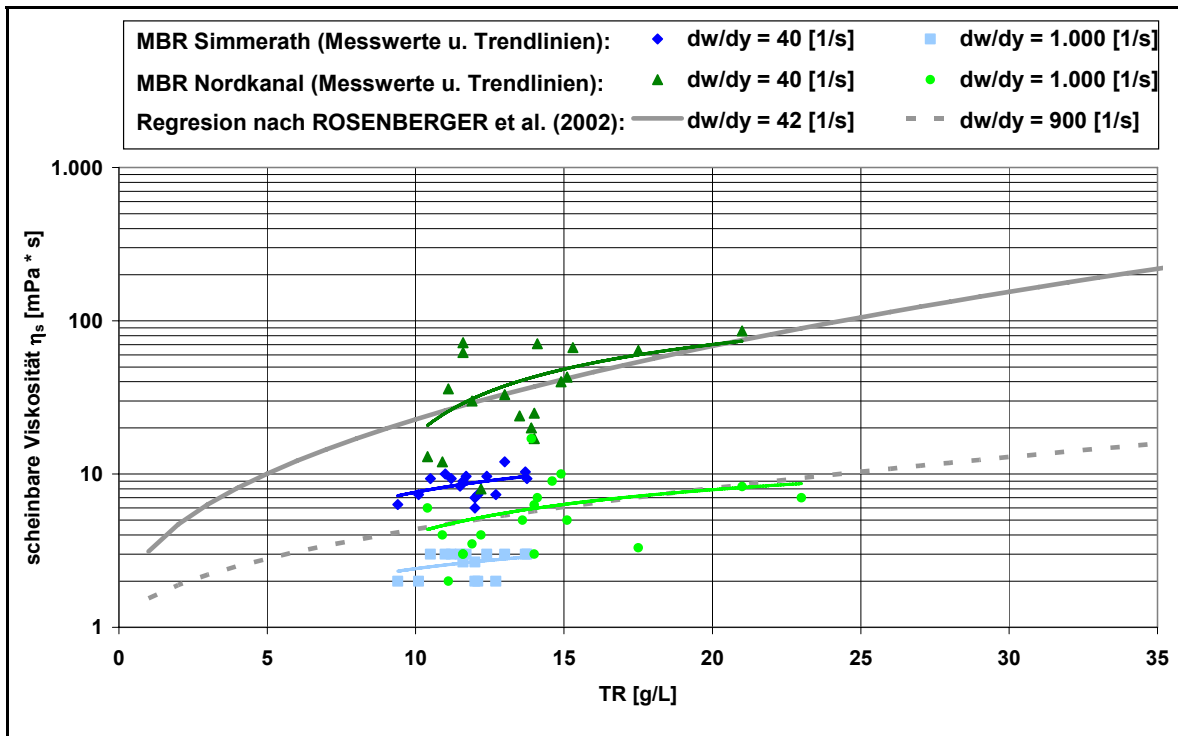


Bild 6-40: Viskositäts-Vergleichswerte (bei 20 °C) verschiedener MBR-Anlagen in Abhängigkeit des Trockenrückstandes

wässerung, deren Prozesswässer bis Anfang 2006 auch in die Versuchsanlage gelangten, oder die Umstellung der chemischen Phosphatfällung von Natriumaluminat zu Eisen-III-Chlorid ermittelt werden. Durch den Anstieg des Glühverlustes am Ende des Jahres 2005 und den raschen Abfall der Ganglinie nach Verlegung der Prozesswasserzugabestelle kann auf einen Einfluss der bei der Schlammmentwässerung eingesetzten organischen Hilfsmittel geschlossen werden. Ein rein jahreszeitlich bedingter Anstieg des ISV konnte dagegen ausgeschlossen werden, da in den Jahren zuvor bei sinkender Abwassertemperatur kein gravierender Anstieg des ISV beobachtet werden konnte. Hinsichtlich der Fädigkeit des belebten Schlammes konnte kein Zusammenhang zur Entwicklung des ISV festgestellt werden. Wie aus Bild 6-38 zu entnehmen ist, wurde zeitweise zum einen ein höherer Anteil fädiger Bakterien bei relativ niedrigen ISV-Werten festgestellt und zum anderen eine niedrig eingestufte Fädigkeit des belebten Schlammes bei höheren Schlammvolumenindizes. Andere Zusammenhänge zwischen ISV und CST oder Viskosität des belebten Schlammes konnten nicht festgestellt werden.

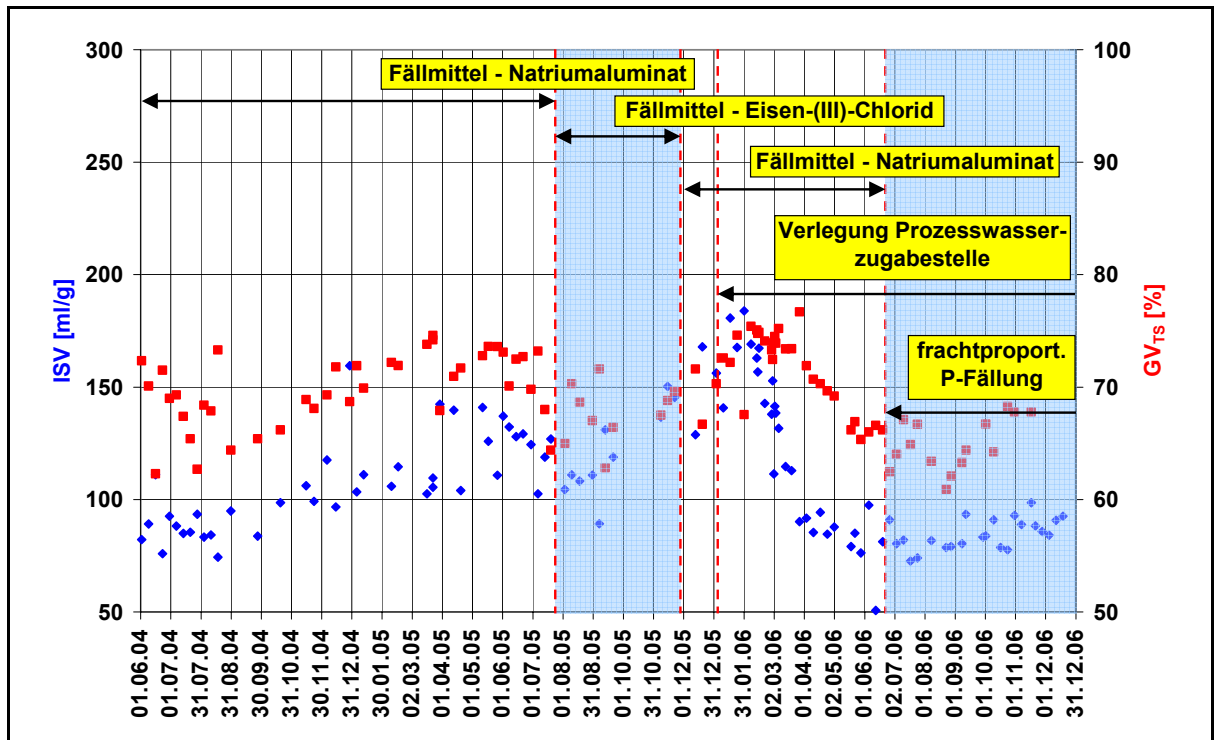


Bild 6-41: Entwicklung des Schlammvolumenindexes und des Glühverlustes

6.5 Optimierung der biologischen Reinigungsstufe

6.5.1 Simulationsstudie zur Erarbeitung von Maßnahmen zum Erreichen der MTR-Qualität

Die ersten Simulationsergebnisse zeigten, dass der Modellansatz des ASM 2d ähnliche Schwächen bei Kläranlagen mit hohen Schlammaltern aufweist wie der des ASM 1. Bei beiden Ansätzen wird anscheinend ein zu großer Anteil des Substrates der absterbenden Mikroorganismen in leicht verfügbares Substrat „umgewandelt“. Dieser simulierte Überschuss an leicht verfügbarem Substrat führt zu einem modelltechnisch stärkeren Biomassewachstum als in der Realität vorhanden ist. Dies wird in Tabelle 6-17 deutlich und war nur durch Änderungen der Zuflussfraktionierung zu beheben. Nach Anpassung der Zuflussfraktionierung stellte sich ein guter Abgleich des Überschussschlammanfalls zwischen den Messwerten und den Simulationswerten ein.

Tabelle 6-17: Gemessene und simulierte Überschussschlammproduktion

Zeitraum	Überschussschlammproduktion [kg/d]	
	gemessen	simuliert
05.-13.05.04	19	35
17.-30.05.04	21	38
19.-27.07.04	52	-
17.-27.09.04	34	49

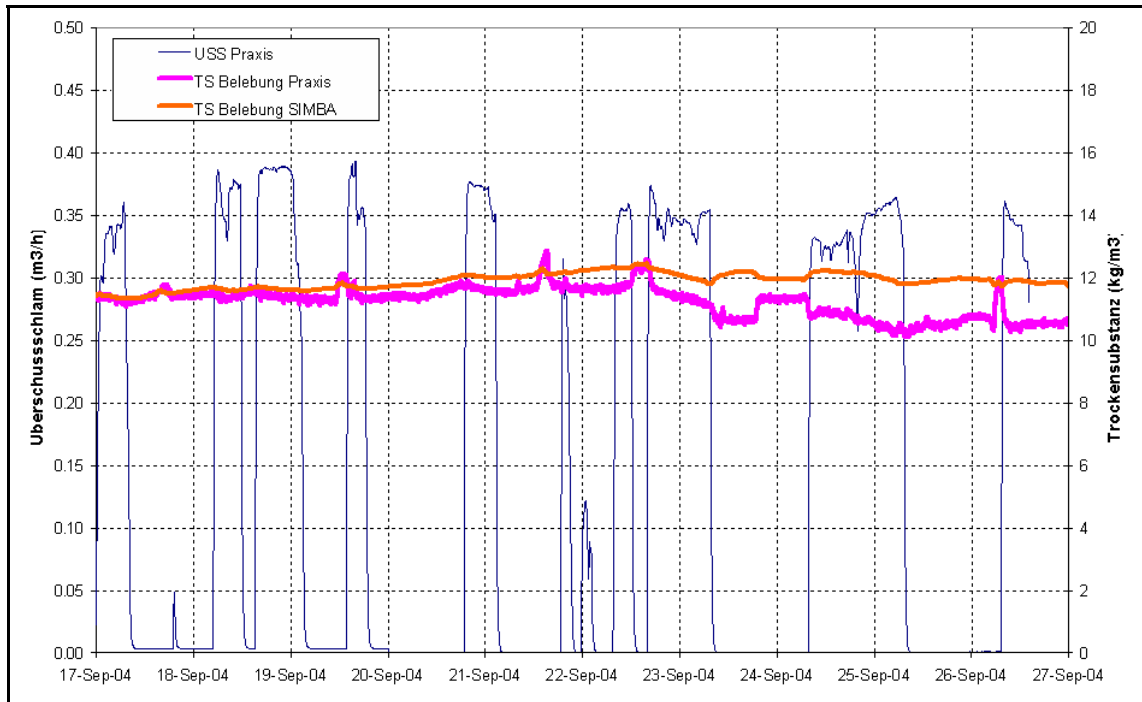


Bild 6-42: Ganglinien der Überschussschlammentnahme sowie des gemessenen und des simulierten TS-Gehaltes im Belebungsbecken

6.5.1.1 Studie zur Optimierung der Phosphorelimination

Der tendenzielle Verlauf der Phosphatkonzentration im Filtrat wurde ebenfalls gut wiedergegeben. Allerdings wiesen die Ganglinien der dynamischen Simulation zum einen absolute Differenzen (höhere Phosphatablaufwerte) und im Vergleich zur Realität stärker ausgeprägte tageszeitliche Schwankungen auf. (Bild 6-43)

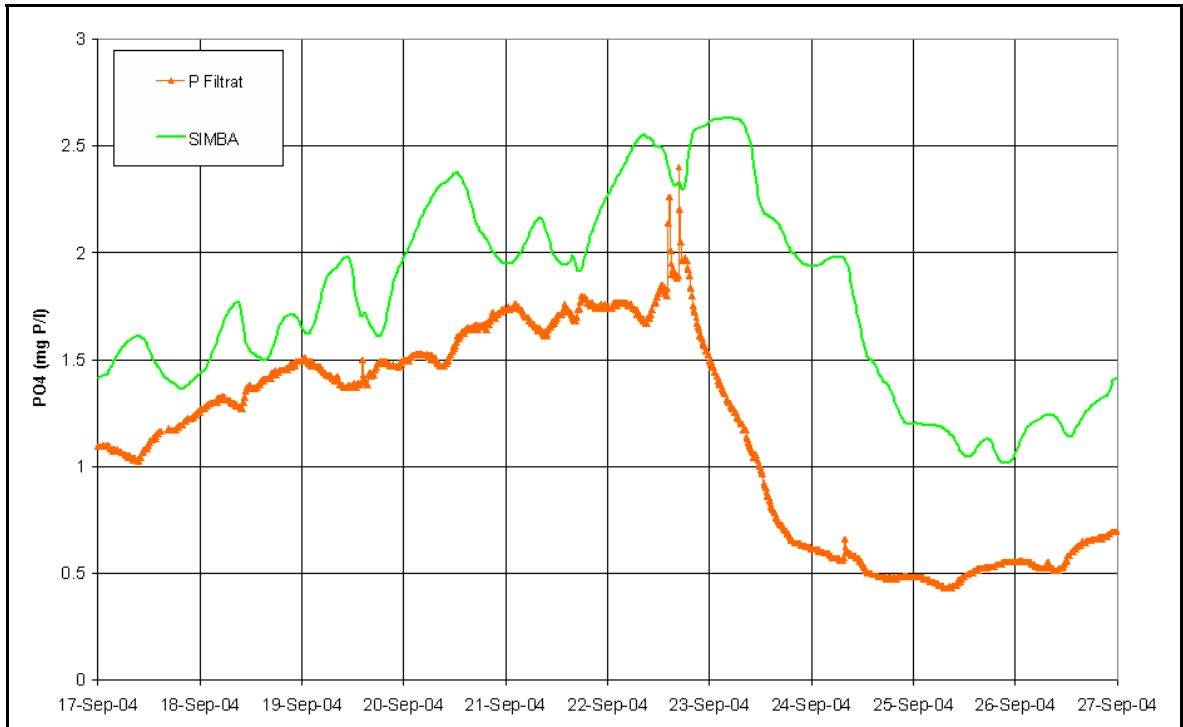


Bild 6-43: Ganglinien der Phosphatkonzentration im Filtrat – gemessen und simuliert

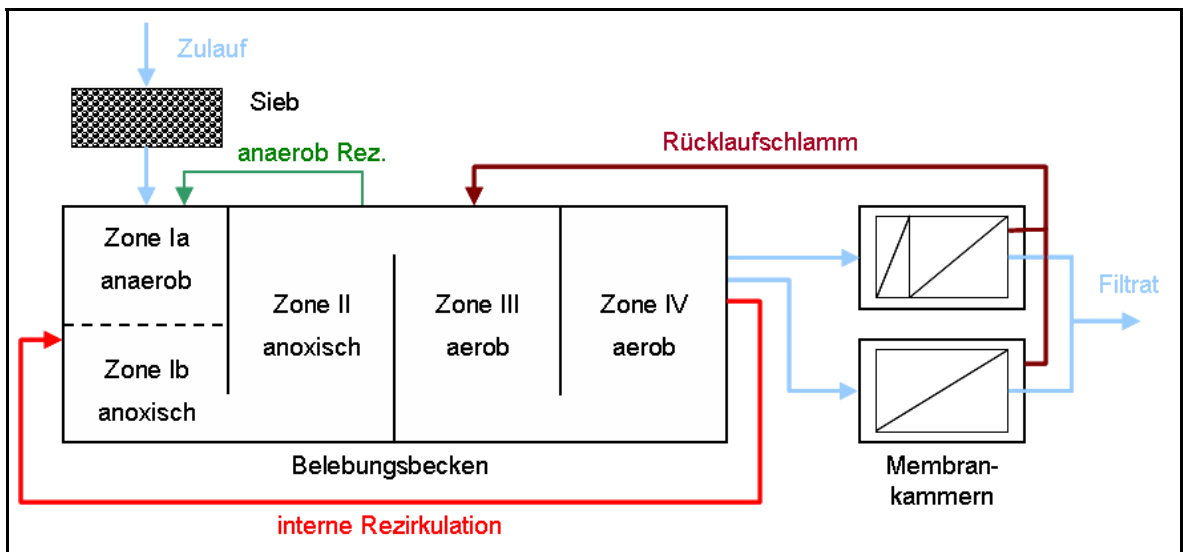


Bild 6-44: Fließschema der Versuchsanlage mit anaerober Zone

Basierend auf dem kalibrierten Simulationsmodell ergaben sich für die verschiedenen Varianten der Simulationsstudie die in Tabelle 6-18 aufgelisteten Ergebnisse. Es wird deutlich, dass unter den Randbedingungen der dynamischen Simulation durch die Anordnung eines Anaerobreaktors (Bild 6-44) mit einem Volumen von 32 m³, eine P_{ges}-Ablaufkonzentration von maximal 0,13 mg/l erzielt wird. Darüber hinaus ergab sich für

diese Variante ein Wirkungsgrad der Anaerobstufe, die eine zusätzliche chemische Fällung nicht mehr erforderte. Diese Ablaufwerte wurden allerdings mit Rezirkulationsvolumenströmen erzielt, die bei Mischwasserzufluss teilweise zu kurzen Aufenthaltszeiten in den Reaktoren führten (Tabelle 6-18). Die Rezirkulationsvolumenströme betragen

- für die interne Rezirkulation $Q_{\text{interne Rezirkulation}} = 200 \text{ m}^3/\text{h}$,
- für die anaerobe Rezirkulation $Q_{\text{anaerobe Rezirkulation}} = 20 \text{ m}^3/\text{h}$,
- für den Rücklaufschlamm $Q_{\text{Rücklaufschlamm}} = 2 \times 50 \text{ m}^3/\text{h}$.

Tabelle 6-18: Ergebnisse der Simulationsstudie zur Optimierung der biologischen Reinigungsstufe

Parameter	Einheit	Anaerobbecken		
		0	12	32
Volumen	m ³	0	12	32
HRT _{anaerob,MW}	min	-	15,7	41,7
HRT _{anoxisch Ib / II, MW}	min	7,8 / 7,8	4,9 / 7,8	- / 7,8
HRT _{aerob III / IV, MW}	min	5,9 / 5,9	5,9 / 5,9	5,9 / 5,9
Fällmitteldosierung	l/d	38	27	0
X _{PAO}	mg/l	30	230	1080
C _{P,ges,Filtrat}	mg/l	0,35	0,35	0,13
C _{NO3-N,ges,Filtrat}	mg/l	2,8	2,7	2,9
Q _{ÜS,d}	kg/d	45	43	37

Aus diesem Grund wurde auch die Dosierung von Natriumaluminat als chemischem Fällmittel, das auch auf der Großanlage eingesetzt wird, weiterhin untersucht. Hierbei ergab die dynamische Simulation, dass durch die Fällmittelzugabe von 19 L Natriumaluminat je Tag in den aeroben Teil der Belebungsbeckenzonen IV (Bild 6-45) eine Phosphatkonzentration von 0,33 mg/l im Filtrat erzielt werden kann.

6.5.1.2 Studie zur Optimierung der Stickstoffelimination

Die Kalibrierung des Simulationsmodells hinsichtlich der Stickstoffparameter konnte bezüglich der NH₄-N-Konzentrationen im Filtrat als sehr gut beurteilt werden. Allerdings wiesen die simulierten Nitratlaufwerte bei Mischwasserzufluss im Vergleich zu den real gemessenen Konzentrationen große Differenzen auf. Bei Trockenwetterzufluss hingegen konnte auch hinsichtlich des Parameters NO₃-N eine zufrieden stellende Kalibrierung erzielt werden. Da infolge der Struktur des Einzugsgebietes (Pumpstationen) und der

relativ langen Verweilzeit des Abwassers im Kanalnetz der Gehalt an leicht abbaubarem Kohlenstoff im Zulauf zur Kläranlage gering ist, wurde als eine mögliche Alternative zur Optimierung der Denitrifikation die Installation einer externen Kohlenstoffquelle untersucht. Die Dosierstelle wurde in den Zulaufbereich von Zone IV gelegt (Bild 6-45), um den zusätzlichen Kohlenstoff für den Prozess der Denitrifikation des in der aeroben Zone III gebildeten Nitrats zur Verfügung zu stellen.

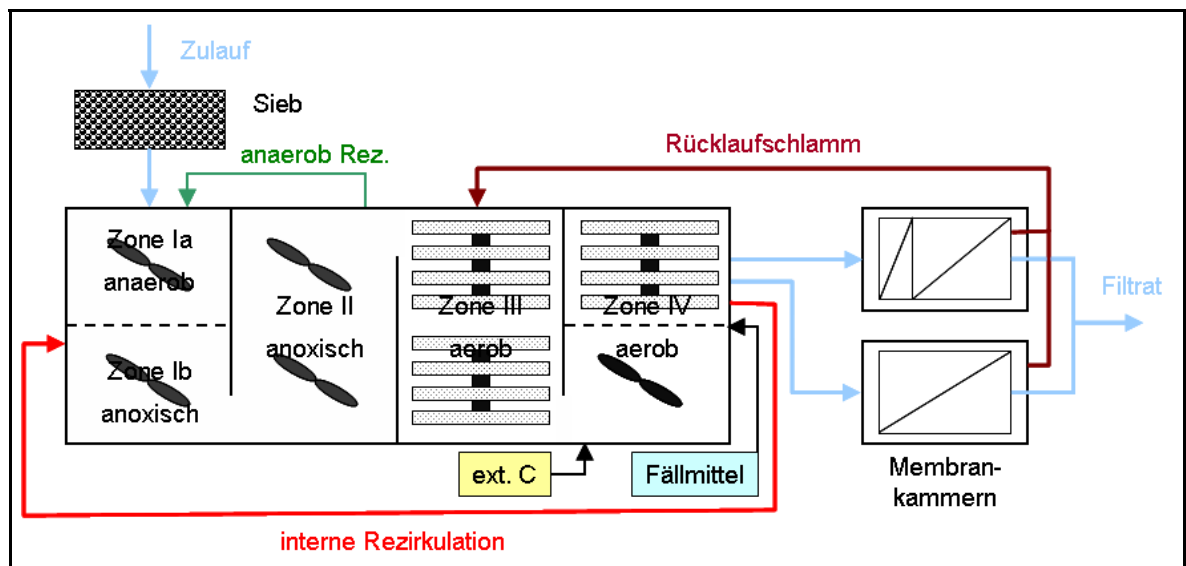


Bild 6-45: Fließschema mit anaerober Zone, externer Kohlenstoffquelle und chemischer Phosphatfällung

Für die drei Phasen mit erhöhter Datendichte ergab die Simulationsstudie mit den in Bild 6-45 dargestellten Optimierungsmaßnahmen die in Tabelle 6-19 aufgelisteten erzielbaren mittleren Ablaufkonzentrationen.

Tabelle 6-19: Mittlere Ablaufkonzentrationen Ergebnisse der Simulationsstudie

Zeitraum	mittlere Konzentration im Filtrat [mg/l]		
	$C_{\text{NH}_4\text{-N}}$	$C_{\text{NO}_3\text{-N}}$	$C_{\text{PO}_4\text{-P}}$
05.-13.05.04	0,21	1,70	0,32
17.-30.05.04	0,20	2,00	0,32
17.-27.09.04	0,19	1,70	0,29

6.5.1.3 Studie zur Anhebung der Schlammbelastung

Um die niedrige Schlammbelastung der Versuchsanlage anzuheben, wurde im Rahmen der Simulationsstudie der Zulaufanteil zur Membranversuchsanlage schrittweise erhöht. Gleichzeitig wurden die erforderlichen Dosiermengen an externem Kohlenstoff und

chemischen Fällmittel in Abhängigkeit der gesteigerten Zulaufmengen ermittelt, die zur weitestgehenden Einhaltung der MTR-Qualität erforderlich sind. Das Ziel der Laststeigerung, ein Schlammalter zu erzielen, mit dem keine aerobe Stabilisierung des Überschussschlammes einhergeht, erforderte nahezu eine Verdopplung der Belastung der Versuchsanlage (Tabelle 6-20). Die in Abhängigkeit der Anlagenbelastung ermittelten Kenngrößen sind in Tabelle 6-20 aufgelistet.

Tabelle 6-20: Ergebnisse der Simulationsstudie – Anhebung der Schlammbelastung

Parameter	Einheit				
Zulaufanteil	%	100	125	150	200
Q_{Zulauf}	m^3/d	154	192	230	308
B_{TS}	kg CSB / kg TS	54 – 70	70 – 92	77 – 114	115 – 153
t_{TS}	d	37	27	22	17
$C_{\text{Nges, Filtrat}}$	mg/l	2,3	2,6	3,0	4,9
$C_{\text{Pges, Filtrat}}$	mg/l	0,33	0,33	0,32	0,33
$Q_{\text{d, Natriumaluminat}}$	l/d	19	21	22	28
$Q_{\text{d, ext. C}}$	l/d $\Delta B_{\text{d, CSB, zu}}$	3,5 + 5 %	8,0 + 9 %	13,1 +13 %	17,8 +13 %

Die Simulationsergebnisse ergaben, dass eine deutliche Laststeigerung eine weitestgehende Einhaltung der MTR-Qualität nicht ermöglicht. Hinsichtlich der Phosphatelimination konnte die zusätzliche Belastung durch Anhebung der täglichen chemischen Fällmittelmenge ausgeglichen werden, so dass eine nahezu konstante Ablaufkonzentration erzielt wurde. Bezüglich der Stickstoffablaufwerte ging die Verdopplung des Zulaufanteils jedoch mit einer Verdopplung der Ablaufkonzentration (N_{ges}) einher. Hierbei wurde bereits eine Anhebung des Anteils an externem Kohlenstoff berücksichtigt.

6.5.1.4 Bewertung der Simulationsergebnisse

Die Simulationsergebnisse ergaben, dass eine kontinuierliche Einhaltung der MTR-Qualität nicht möglich gewesen wäre. Die hohen internen Volumenströme (interne Rezirkulation, anaerobe Rezirkulation, Rücklaufschlamm) führten bei einer Variante für den Mischwasserfall zu einer Aufenthaltszeit im Anaerobreaktor von ca. 16 Minuten (vgl. Tabelle 6-18). Für eine verstärkte biologische Phosphataufnahme („luxury-uptake“) ist,

nach ATV (1997), eine 20-minütige Aufenthaltszeit der Mikroorganismen unter anaeroben Bedingungen erforderlich.

Insgesamt ergaben sich bei allen Szenarien sehr kurze Kontaktzeiten in den Zonen III und IV. Gerade bei der Variante mit einer Art kaskadierter Denitrifikation (in Zone IVa ein anoxisches Milieu), deren Durchflusszeit bei Mischwasserzufluss

$$32 \text{ m}^3 / 2 / (26 \text{ m}^3/\text{h} + 200 \text{ m}^3/\text{h} + 2 * 50 \text{ m}^3/\text{h}) = 2,9 \text{ Minuten}$$

durch die Teilreaktoren der Zone IV beträgt, ist das Simulationsergebnis kritisch zu hinterfragen. Ein geeignetes Dosierkonzept erfordert unter diesen Randbedingungen Messgeräte mit sehr kurzen Totzeiten (Zeit zwischen Probenahme und Messwertausgabe). Der Einsatz einer SAK-Sonde zur Erfassung der CSB- bzw. TOC-Konzentration im Belebungsbecken ist wegen des hohen TS-Gehaltes ($> 8 \text{ g/l}$) nicht möglich und der Einsatz eines TOC-Analyzers scheidet wegen einer gerätespezifischen Totzeit von 16 min aus. Des Weiteren müssten, um die Leistungsfähigkeit der Membranen nicht negativ zu beeinflussen, geeignete Ersatzwertkonzepte implementiert werden, die bei Messgeräteausfall zum einen die Einhaltung der Ablaufwerte garantieren und zum anderen zu keiner durch überschüssiges, leicht verfügbares Substrat (bzgl. der C-Dosierung) verstärkten Deckschichtbildung auf der Membran führen.

Infolge der niedrigen Verweilzeit in den Reaktoren der Zone IV bestand ein Restrisiko hinsichtlich des unmittelbaren Kontakts der Membranen mit Resten des leicht verfügbaren Substrats bzw. Fällmittel. Eine Leistungsabnahme der Membranen durch eine verstärkte Deckschichtbildung wäre nicht vollständig auszuschließen.

6.5.2 Untersuchungen zum Anlagenverhalten bei kritischen Belastungszuständen

6.5.2.1 Reale Belastungsszenarien im Rahmen des Versuchsbetriebes

Im Folgenden werden Messergebnisse von Tagen mit Mischwasserzuflüssen bei unterschiedlichen Betriebsweisen ausgewertet und miteinander verglichen. Ziel dieser Vergleiche ist die Beurteilung des Anlagenverhaltens bei kritischen Belastungszuständen in Abhängigkeit der Reaktorkonfiguration.

Szenario 1: zeitgleiche hydraulische und stoffliche Belastungsspitzen

16.04.2005 - intermittierende Belüftung

20.05.2006 - modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation

Wie in Bild 6-46 ersichtlich ist, wurde sowohl am 16.04.2005 als auch am 20.05.2006 nahezu zum gleichen Zeitpunkt ein einsetzender Mischwasserzufluss im Zulauf zur Kläranlage Simmerath erfasst. Unterschiedlich war jedoch der Verlauf der Regenereignisse. Am 20.05.2006 nahm der Mischwasserzufluss nicht bereits nach drei Stunden stetig ab, sondern der Zuflussvolumenstrom stieg wieder auf den maximalen Zulauf an. Da nach dem ersten Mischwasserzufluss bereits eine starke Verdünnung des Abwassers in der Kanalisation eingetreten ist (vgl. Seite 76), stellt die zweite Mischwasserwelle hinsichtlich der stofflichen Belastung in diesem Fall keinen kritischen Lastzustand dar.

Wie aus Bild 6-47 zu entnehmen ist, sind die Verläufe der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsganglinien der beiden betrachteten Tage ähnlich.

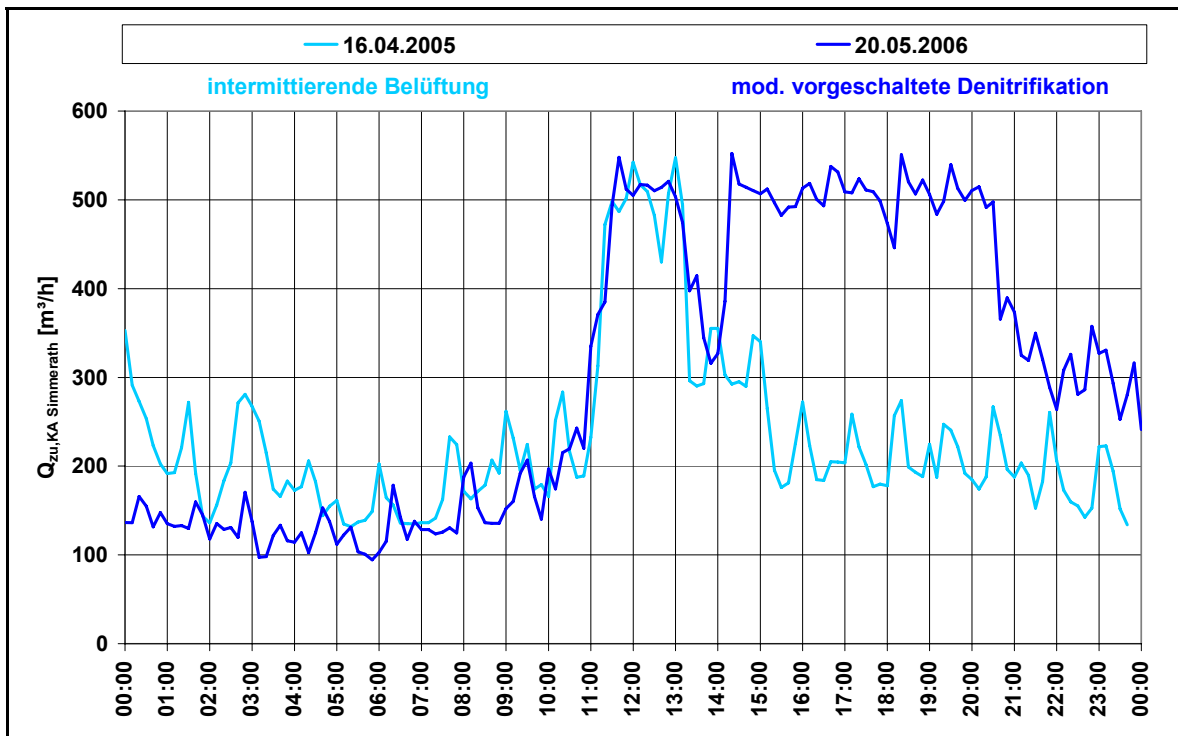


Bild 6-46: Zuflussganglinien zur KA Simmerath

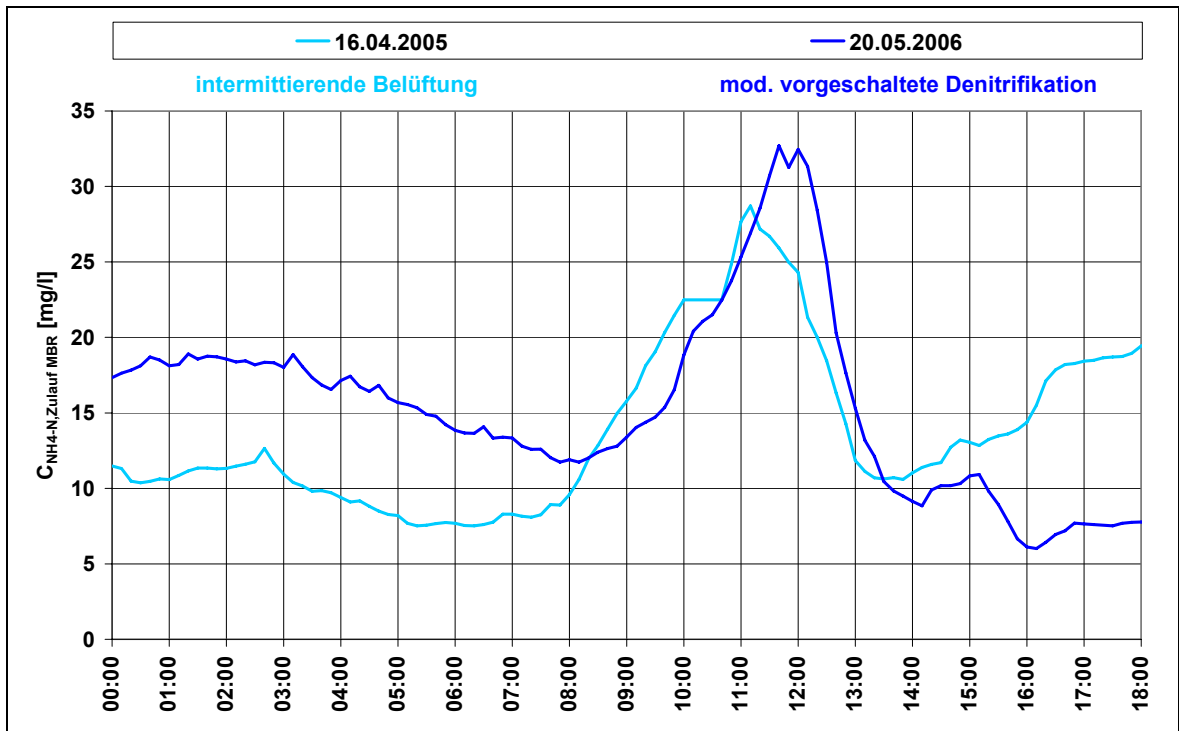


Bild 6-47: NH₄-N-Konzentrationsganglinien im Zulauf zum MBR-Simmerath

Deutliche Unterschiede gibt es beim Vergleich der beiden Zuflussganglinien zum Membranbioreaktor und den Ganglinien der daraus resultierenden NH₄-N-Zulauffrachten (Bild 6-48 und Bild 6-49).

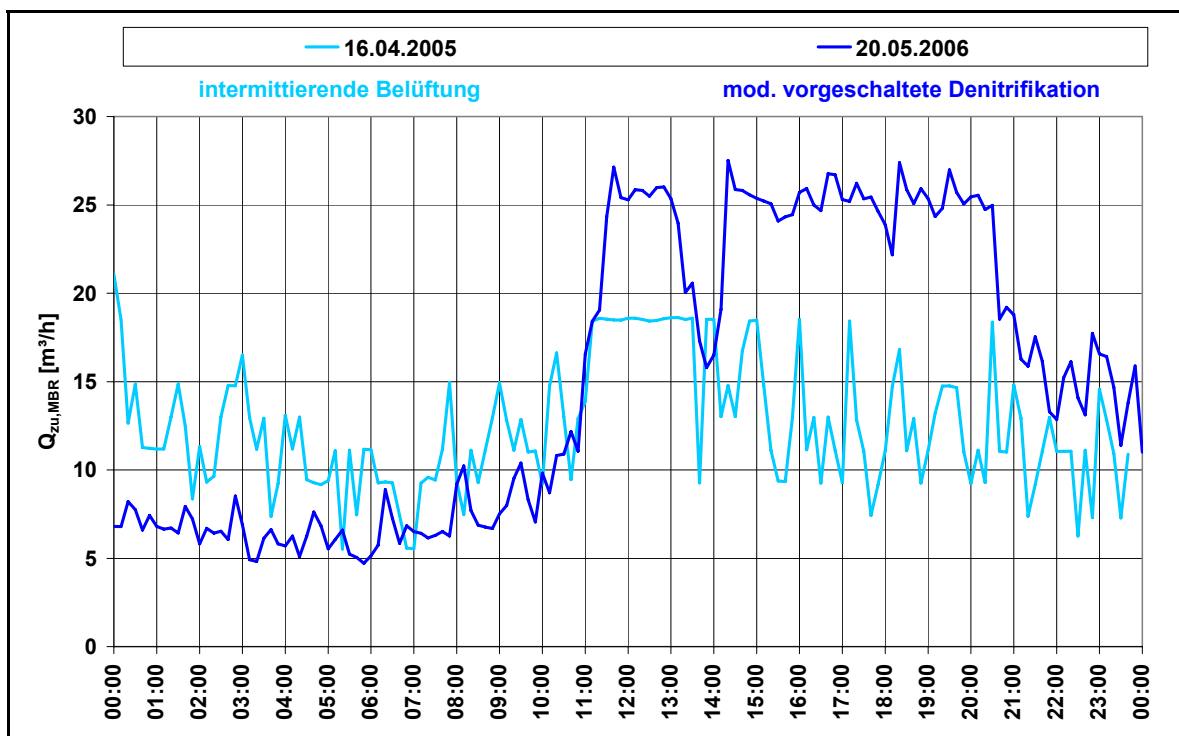


Bild 6-48: Zuflussganglinien zum MBR-Simmerath

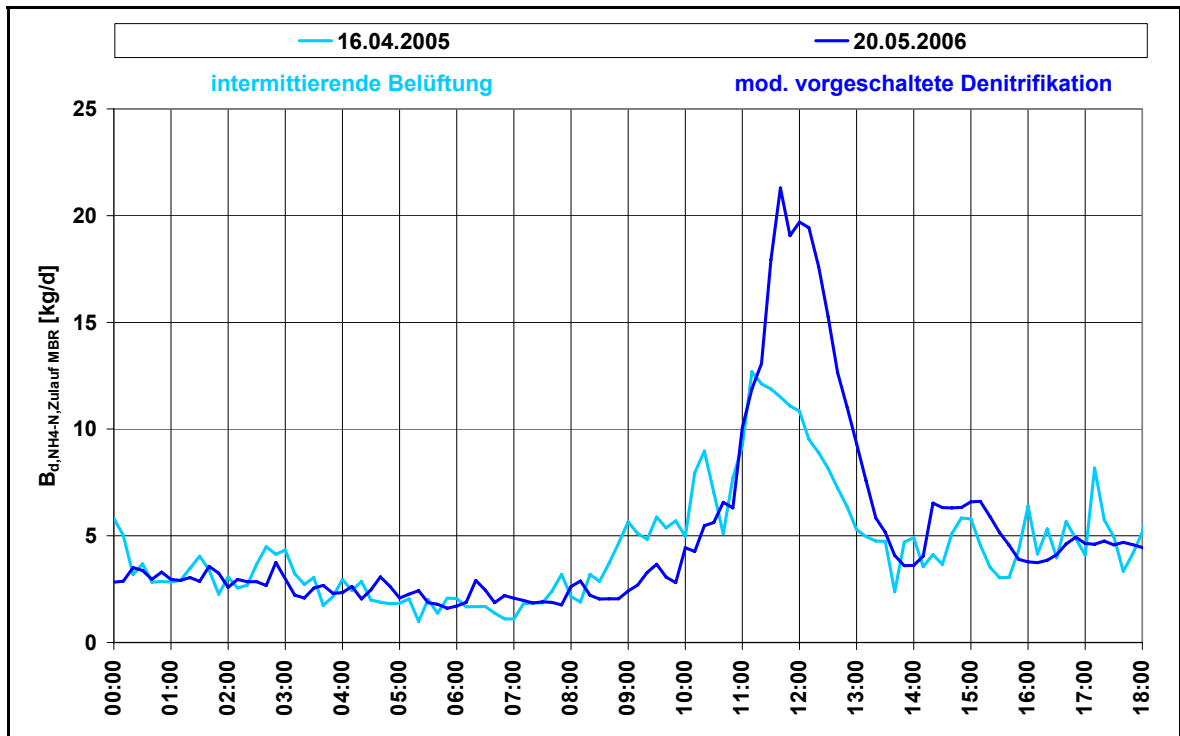


Bild 6-49: NH₄-N-Zulaufganglinien zum MBR-Simmerath

Infolge der weniger leistungsfähigen alten Zulaufleitung konnte der Bemessungszufluss zur Membrananlage (26 m³/h) am 16.04.2005 nicht erreicht werden. Trotz der um ca. 40 % geringeren Spitzenzulauf (12,7 kg NH₄-N/d zu 21,3 kg NH₄-N/d) und der um ca. 3 h längeren Durchflusszeit wurde bei der Betriebsweise mit intermittierender Denitrifikation eine um ca. 1 mg NH₄-N/l höhere Spitzen-Konzentrationen im Filtrat registriert als am 20.05.2006 (Bild 6-50).

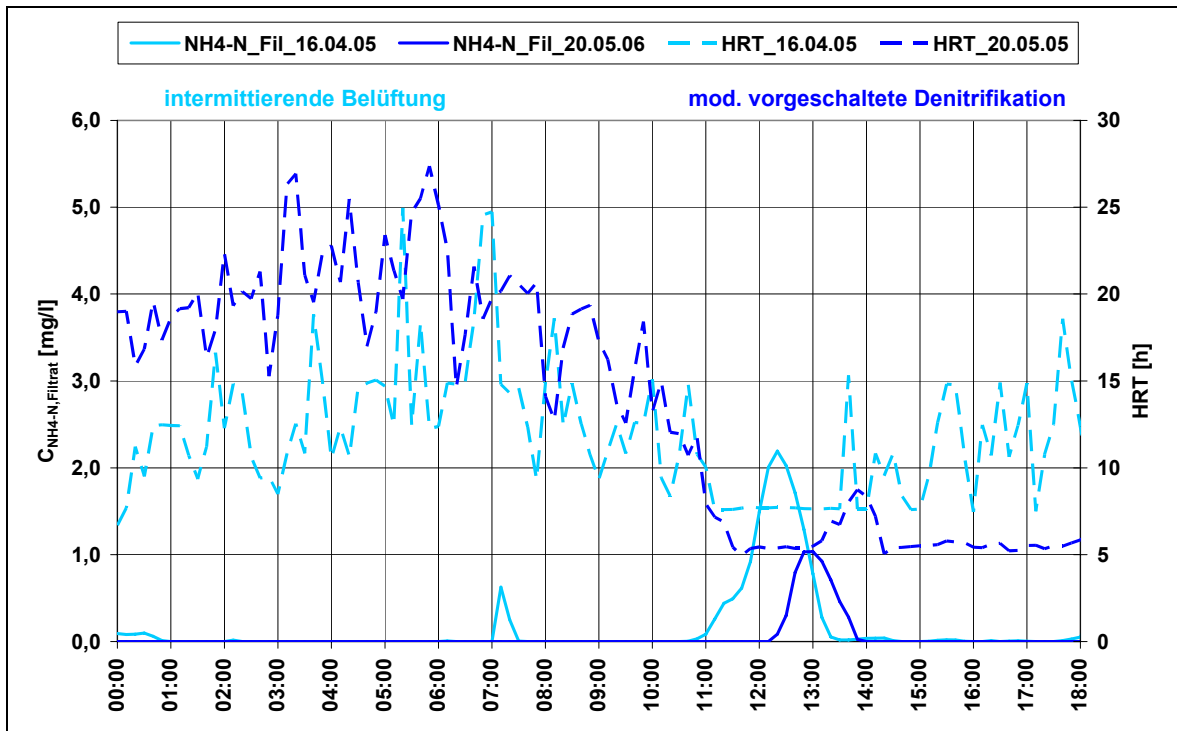


Bild 6-50: NH₄-N-Konzentrationsganglinien des Filtrats und Ganglinien der HRT des MBR-Simmerath

Des Weiteren steigt die NH₄-N-Konzentration im Filtrat trotz der höheren HRT im Vergleich zum 20.05.2006 früher an. Dies ist auf das implementierte Regelkonzept der Belüftung zurück zu führen. Wie in Bild 6-51 zu erkennen ist, wird die zeitgesteuerte Belüftung erst ab einer NH₄-N-Konzentration im Filtrat von 1 mg NH₄-N/l aktiviert. Infolge der langen Denitrifikationsphase steigt die NH₄-N-Konzentration bereits frühzeitig infolge der hydraulischen und stofflichen Belastung an. Die später einsetzende Dauerbelüftung reicht in den ersten 30 Minuten nicht aus, um die NH₄-N-Konzentration wieder zu senken.

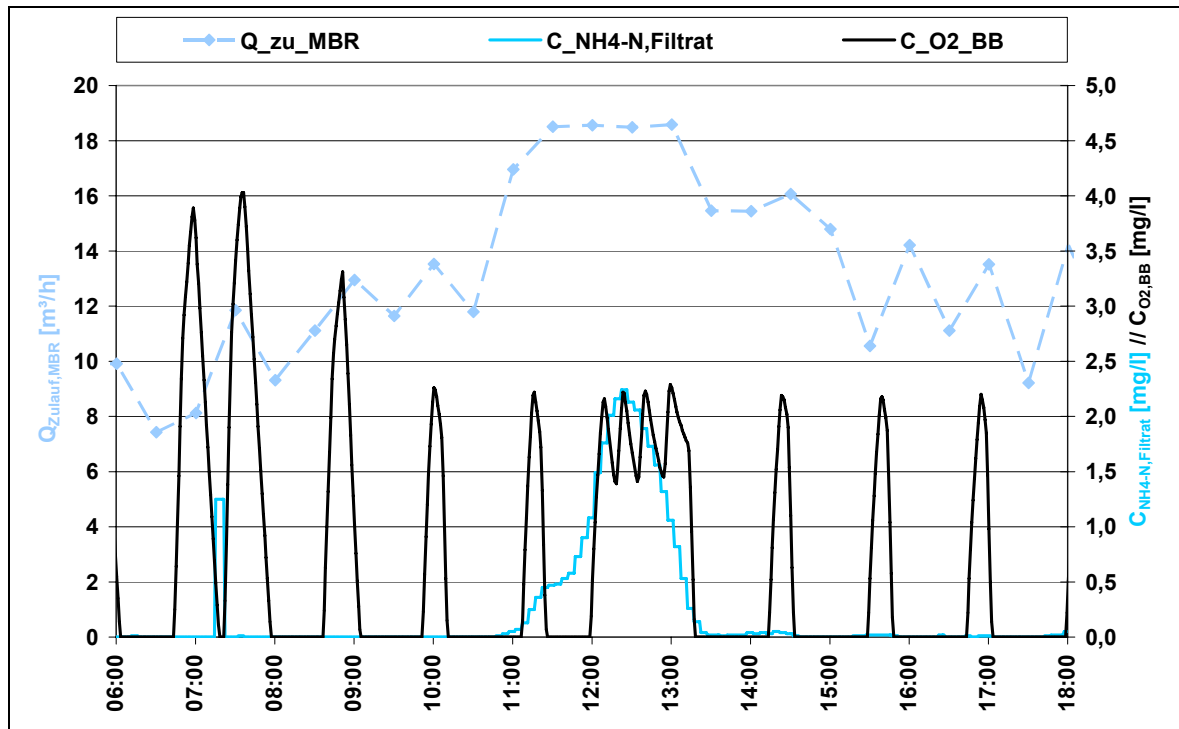


Bild 6-51: Ganglinien der O_2 -Konzentration im Belebungsbecken, der NH_4 -N-Konzentration des Filtrats und des Anlagenzulusses vom 16.04.2005

Szenario 2: hydraulische Belastungsspitze vor stofflicher Belastungsspitze

28.12.2004 - intermittierende Belüftung

26.05.2006 - modifizierte vorgeschaltete Denitrifikation

Im Gegensatz zu dem zuvor ausgewerteten Mischwasserereignis traten während des Untersuchungszeitraums keine Zuflussrandbedingungen innerhalb der verschiedenen Betriebsphasen auf, die nahezu identisch sind. Wie im Bild 6-52 dargestellt ist, setzte am 28.12.2004 der Mischwasserzufluss gegen 9:00 Uhr ein und lag somit ca. 2 bis 3 Stunden vor der NH_4 -N-Tageszulaufspitze. Am 26.05.2006 setzte der Mischwasserzufluss unmittelbar vor 11 Uhr ein, so dass nahezu vergleichbare Zuflusszustände wie bei Szenario 1 vorlagen. Hinsichtlich des Verlaufs der NH_4 -N-Konzentrationsganglinien (Bild 6-53) können beide als ähnlich bezeichnet werden. Infolge der unterschiedlichen hydraulischen Belastungen der MBR-Anlage (Bild 6-54) resultieren jedoch unterschiedliche NH_4 -N-Zulauffrachtganglinien (Bild 6-55). Der deutlich geringere maximale Zufluss am 28.12.2004 resultiert aus der bereits beschriebenen Verschmutzung der Zulaufleitung. Aufgrund der unterschiedlichen Jahreszeiten, in denen die betrachteten Ereignisse auftraten, wurde am 28.12.2004 eine Abwassertemperatur von ca. 9 °C gemessen und am 26.05.2006 eine Abwassertemperatur von 12 °C.

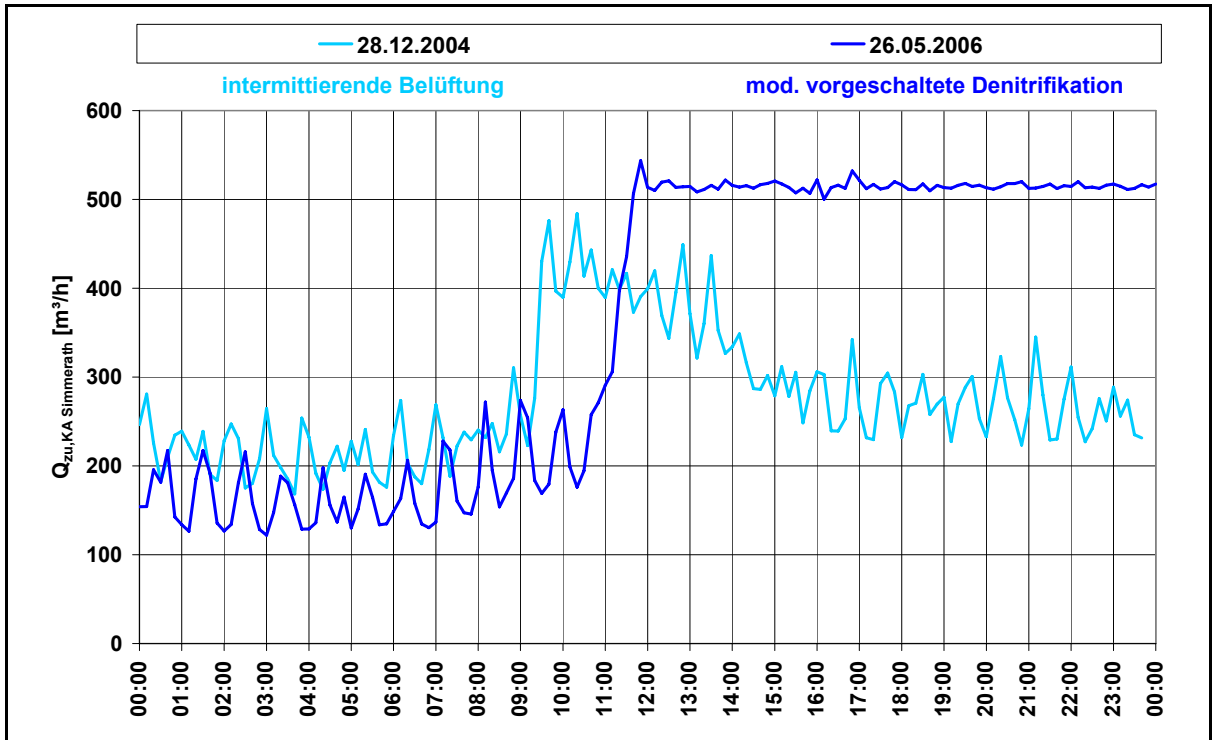


Bild 6-52: Zuflussganglinien zur KA Simmerath

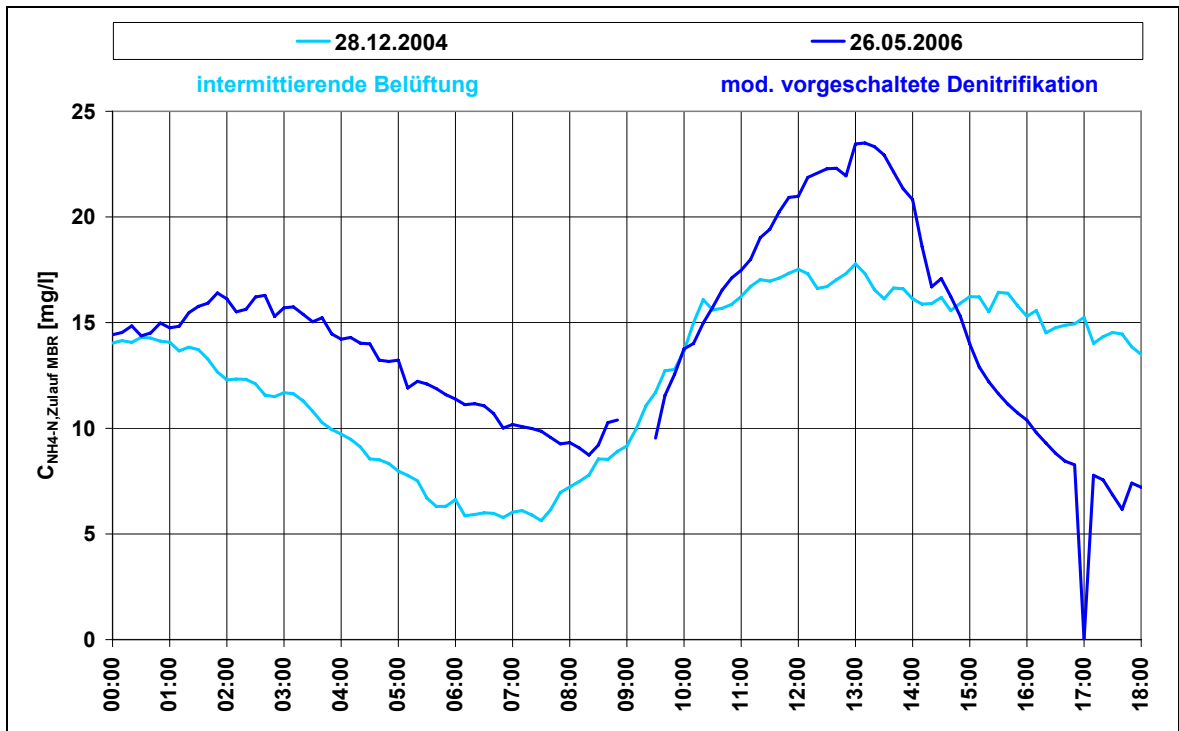


Bild 6-53: NH_4-N -Konzentrationsganglinien im Zulauf zum MBR-Simmerath

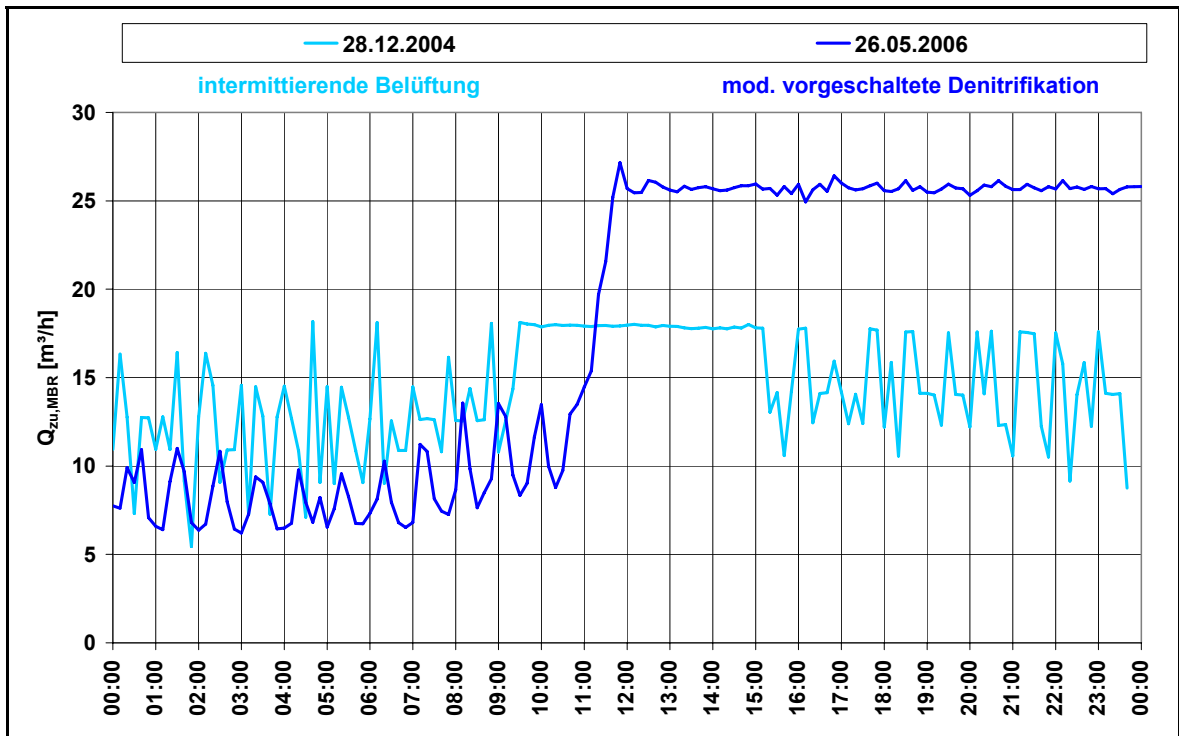


Bild 6-54: Zuflussganglinien zum MBR-Simmerath

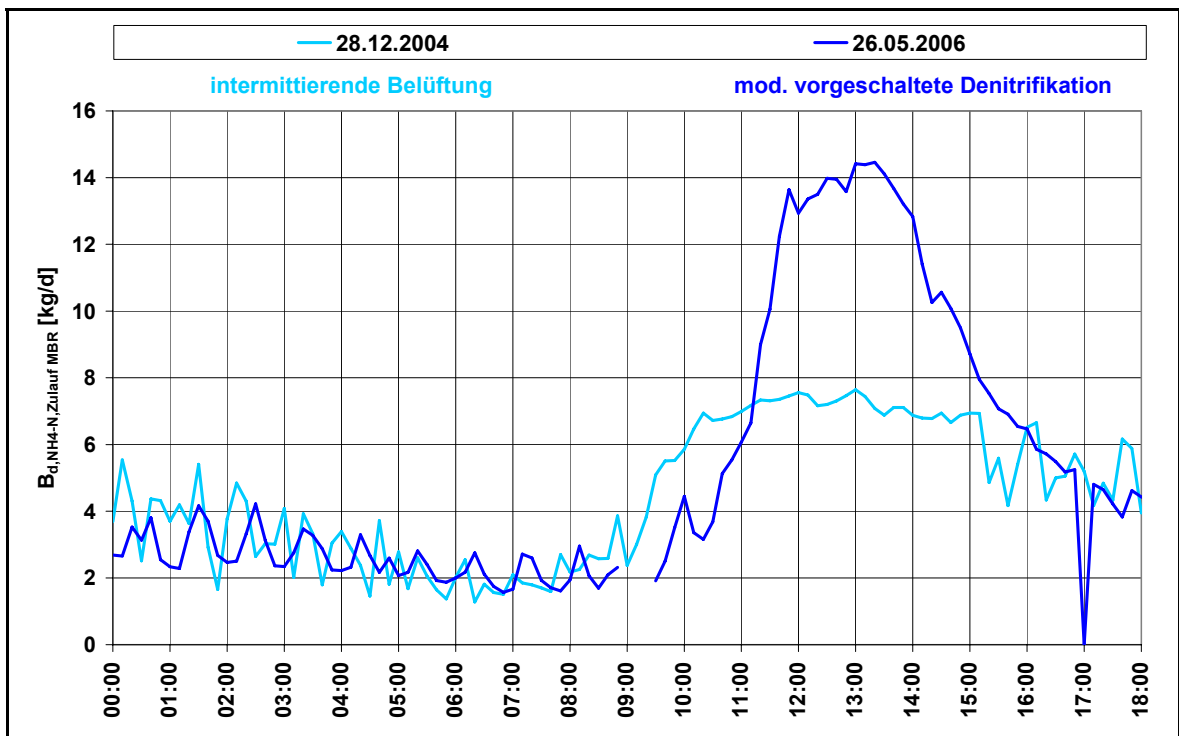


Bild 6-55: NH_4-N -Zulaufganglinien zum MBR-Simmerath

Trotz der gegenüber dem 26.05.2006 um ca. 45 % niedrigeren NH_4-N -Spitzenfrachtbelastung und der um ca. 3 h längeren HRT ab ca. 11:30 Uhr konnten im Filtrat des MBR

bei der Betriebsweise mit intermittierender Belüftung am $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen bis zu 0,7 mg/l festgestellt werden (Bild 6-56). Die höhere Belastung infolge größerer Zulaufmengen und kürzerer HRT führte zu keinen deutlich höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Spitzenkonzentrationen im Filtrat. Hinsichtlich der Gestalt der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien im Filtrat gibt es jedoch deutliche Unterschiede. Diese beruhen zum einen auf den nicht vollständig gleichen Zuflussbedingungen und zum anderen auf den unterschiedlichen Betriebseinstellungen. Infolge der intermittierenden Belüftung am 28.12.2004 entsteht ein wellenförmiger Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Filtratkonzentrationen. Da die Wellenberge des Konzentrationsverlaufs weniger als 1 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ betragen, erfolgte keine konzentrationsgesteuerte Zwangsbelüftung des biologischen Reaktors. Aus diesem Grund und der höheren HRT wurden über einen Zeitraum von rd. 7 Stunden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Filtratkonzentrationen $> 0,1$ mg/l festgestellt. Bei der Betriebsweise mit modifizierter vorgeschalteter Denitrifikation war eine erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Filtratkonzentration nur für ca. 2 Stunden zu verzeichnen.

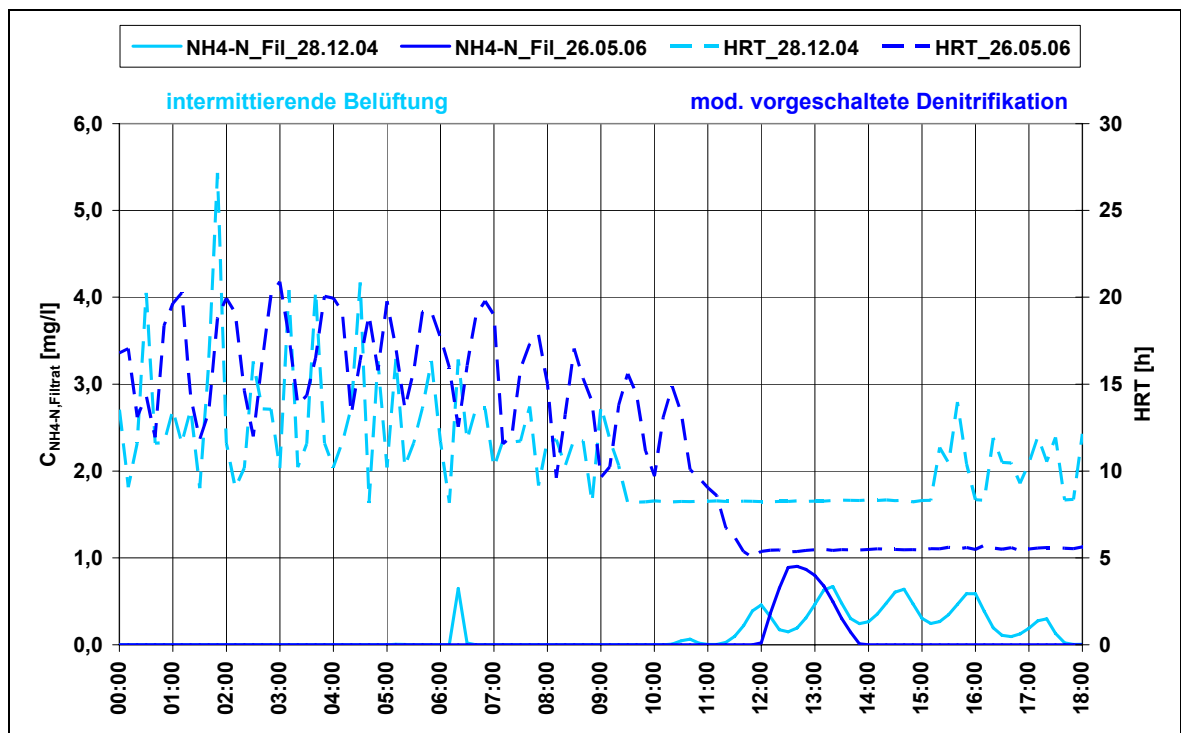


Bild 6-56: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsganglinien des Filtrats und Ganglinien der HRT im MBR Simmerath

6.5.2.2 Untersuchungen zum Anlagenverhalten bei kritischen Belastungszuständen - Vergleich der Szenarien und Beurteilung der Betriebsweisen

Beim Vergleich der beiden Szenarien 1 und 2 (zeitgleiche hydraulische und stoffliche Belastungsspitzen sowie hydraulische Belastungsspitze vor stofflicher Belastungsspitze) zeigt sich, dass die Betriebsweise der modifizierten vorgeschalteten Denitrifikation hinsichtlich der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Filtratkonzentrationen für beide Szenarien leistungsfähiger ist. Für eine hinreichende Bewertung der Leistungsfähigkeit wird neben der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Filtratkonzentration zusätzlich die $\text{N}_{\text{anorg.}}$ -Filtratkonzentration herangezogen.

Für das erste Szenario liegt der 85 %-Percentilwert der anorganischen Stickstoffkonzentration im Filtrat bei $< 4,2 \text{ mg N}_{\text{anorg.}}/\text{l}$ für die Betriebsweise der intermittierenden Belüftung. Dahingegen lag der 85 %-Percentilwert für die Betriebsweise der modifizierten vorgeschalteten Denitrifikation bei $< 6,6 \text{ mg N}_{\text{anorg.}}/\text{l}$. (Bild 6-57)

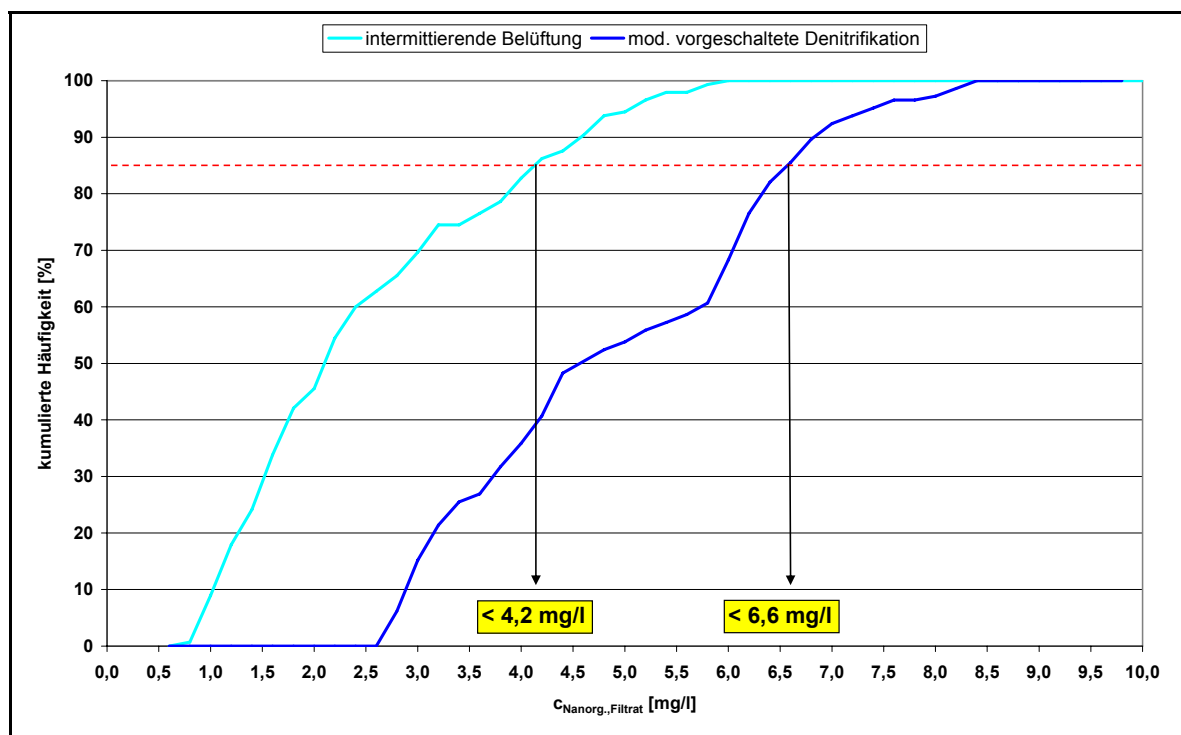


Bild 6-57: Vergleich der kumulierten Häufigkeit der $\text{N}_{\text{anorg.}}$ -Konzentration im Filtrat – zeitgleiche hydraulische und stoffliche Belastungsspitzen

Ein qualitativ ähnliches Bild ergibt sich bei der Betrachtung des zweiten Szenarios. Bei diesem Lastfall liegt der 85 %-Percentilwert der anorganischen Filtratstickstoffkonzentration für die intermittierende Belüftung bei $< 5,0 \text{ mg N}_{\text{anorg.}}/\text{l}$. Bei der vorgeschalteten Denitrifikation beträgt der 85 %-Percentilwert $< 5,7 \text{ mg N}_{\text{anorg.}}/\text{l}$ (Bild 6-58).

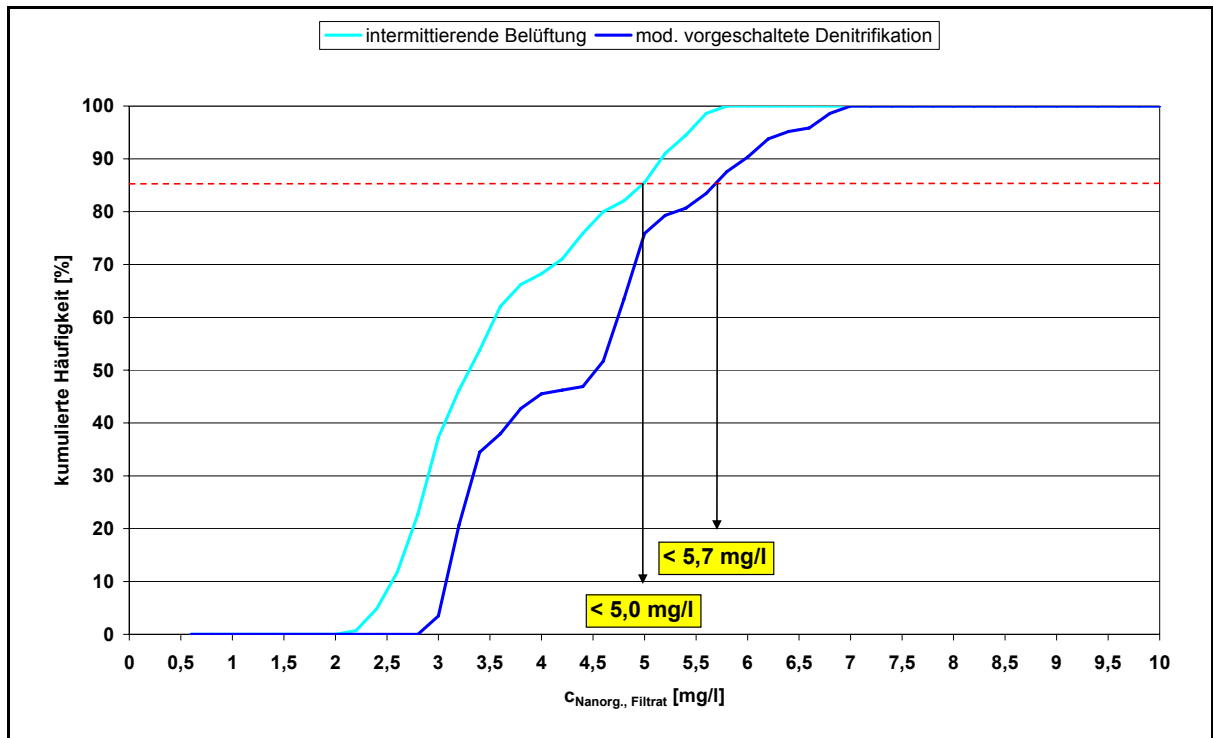


Bild 6-58: Vergleich der kumulierten Häufigkeit der $N_{anorg.}$ -Konzentration im Filtrat – hydraulische Belastungsspitze vor stofflicher Belastungsspitze

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass für beide Szenarien sowohl die Betriebsweise der mod. vorgeschalteten Denitrifikation als auch die der intermittierenden Belüftung eine ausreichende Leistungsfähigkeit aufweisen, um die Anforderungen der in Tabelle 4.1 definierten Reinigungsziele zu erreichen.

Ein direkter Vergleich der beiden Betriebsweisen hinsichtlich der Leistungsfähigkeit ist aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen (Zulauftracht, HRT und Abwassertemperatur) nicht möglich.

6.5.2.3 Erzeugte Belastungsszenarien – Stoßbelastungsuntersuchungen

Im Folgenden wurden für die Demonstrationsanlage in Anlehnung an die in Kapitel 5.5.2 ausgeführten Überlegungen, kritische Belastungsszenarien erzeugt. Dabei werden erneut zwei Szenarien unterschieden. Zum einen das zeitgleiche Auftreten der hydraulischen und stofflichen Belastungsspitze und zum anderen das zeitversetzte Auftreten der Belastungsspitzen (stoffliche Spitze vor hydraulischer Spitze).

Da bei den Untersuchungen der primäre Fokus auf das Anlagenverhalten hinsichtlich der NH_4-N -Ablaufkonzentrationen gelegt wird (Kapitel 5.5.2) und daher kein zusätzlicher Kohlenstoff zudosiert wurde, wird für die folgenden Betrachtungen nicht näher auf die

Denitrifikationsleistung bzw. auf die Gesamtstickstoffelimination der MBR-Anlage eingegangen.

Szenario 1: Zeitgleiche hydraulische und stoffliche Belastungsspitzen

Für dieses Szenario wurde die in Bild 6-59 dargestellte Belastungssituation definiert. Zur Erreichung der hydraulischen Belastung wurde Filtrat in den MBR zurückgeführt. Die Erzeugung der Ammoniumstöße erfolgte durch die Zugabe von gelöstem Ammoniumchlorid, wobei eine gute Durchmischung mit dem Abwasserstrom sichergestellt wurde. Um die definierte Belastungssituation möglichst genau abzubilden, erfolgten die Filtratrückführung und die Zudosierung des Ammoniumchlorids voll automatisch.

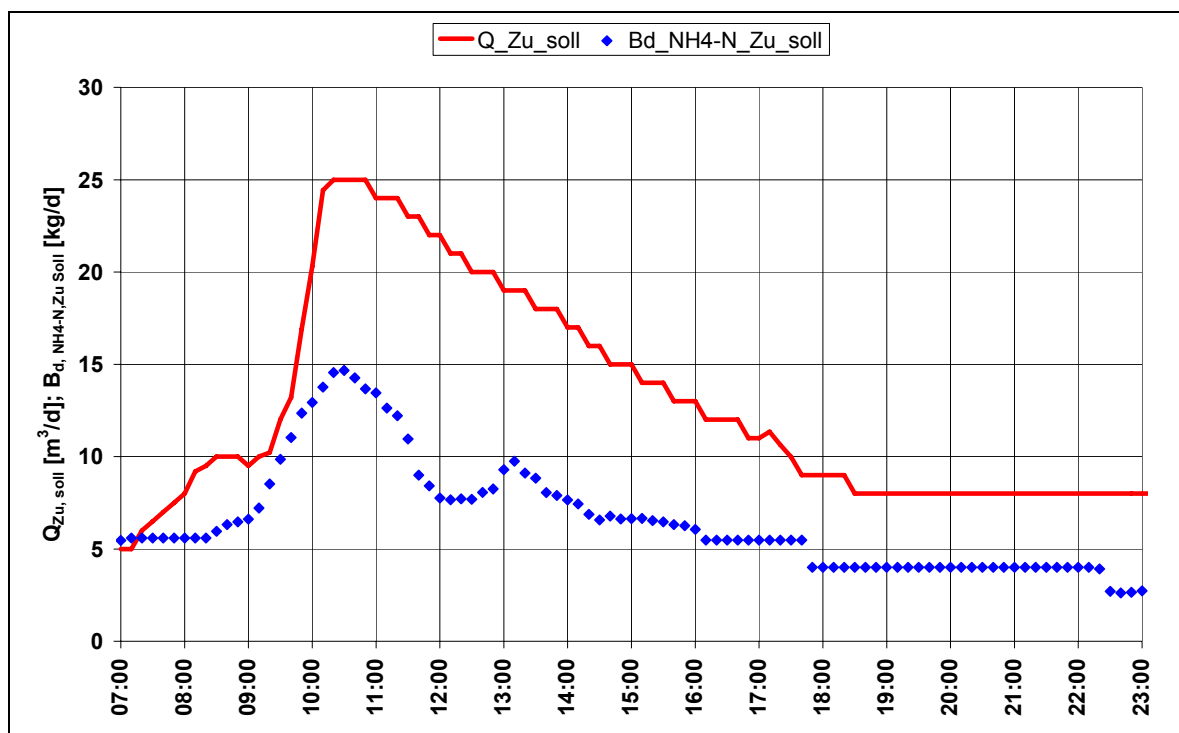


Bild 6-59: Definierte hydraulische und stoffliche Belastungssituation des MBR Simmerath – Szenario 1

Ein Vergleich des Sollzustandes (Bild 6-59) mit dem tatsächlich erreichten Zustand (Bild 6-60) zeigt, dass der definierte Zustand qualitativ gut abgebildet werden konnte. Lediglich der zeitliche Verlauf der Zustände (hydraulisch wie stofflich) trat zeitversetzt auf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Versuchsprogramm nicht automatisch über das PLS gestartet ist, sondern händisch in Betrieb genommen werden musste.

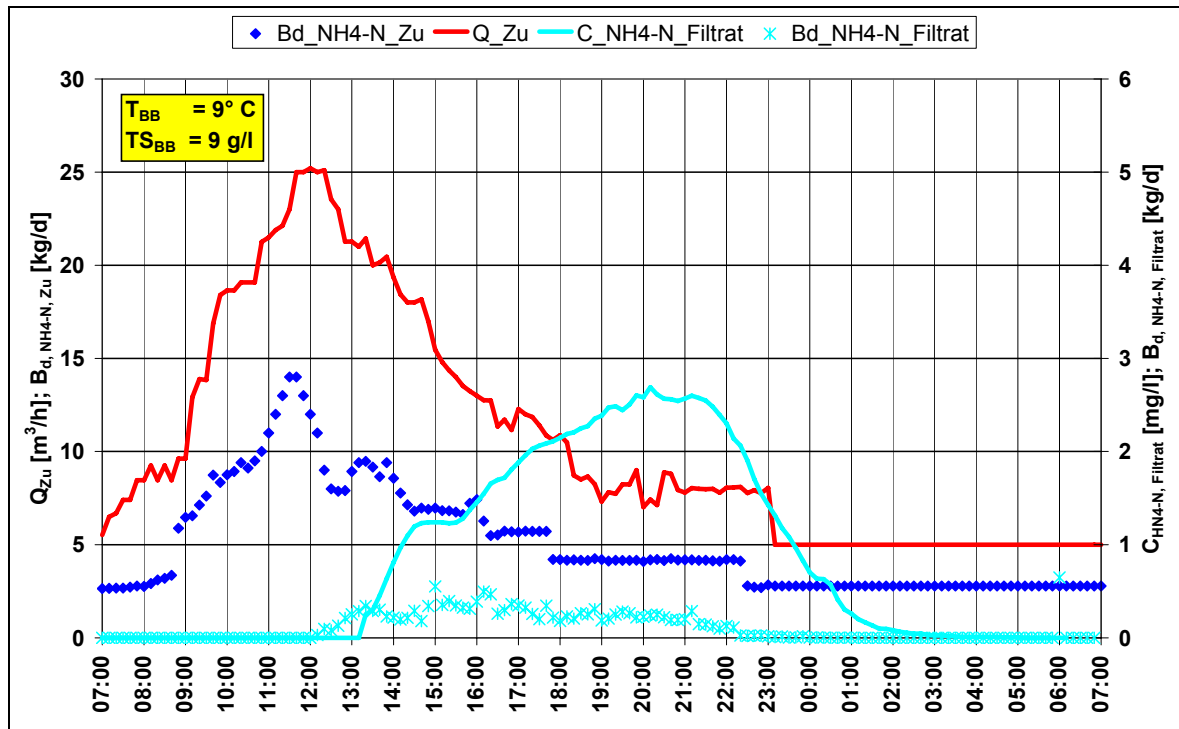


Bild 6-60: Hydraulische und stoffliche Zulaufbelastung sowie $\text{NH}_4\text{-N}$ Filtratkonzentrationen und -frachten des MBR Simmerath am 04.03.2008

Die minimale HRT bei dieser Versuchsdurchführung betrug 4,5 h. Wie aus Bild 6-60 hervorgeht, trat die hydraulische Spitze zeitgleich mit der stofflichen Spitze zwischen 11:40 und 12:20 Uhr auf. Infolge der zeitgleichen hydraulischen und stofflichen Belastung der Anlage und aufgrund eines voll durchmischten Systems war ein Anstieg der Ammoniumkonzentration im Filtrat schon nach 40 Minuten zu verzeichnen. Die erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Filtrat von $> 1 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$ konnten über einen Zeitraum von 10 h beobachtet werden. Die maximale Ammoniumkonzentration im Filtrat betrug $2,7 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$.

Szenario 2: Hydraulische Belastungsspitze vor stofflicher Belastungsspitze

Die definierte Belastungssituation des Szenarios 2 ist in Bild 6-61 wiedergegeben. Wie beim Szenario 1 wurde hier ebenfalls Filtrat in den MBR zurückgeführt und Ammoniumchlorid zudosiert.

Der Vergleich des Soll-Zustandes (Bild 6-61) mit dem tatsächlich erreichten Zustand (Bild 6-62) zeigt, dass der Soll-Zustand qualitativ erneut gut abgebildet werden konnte. Quantitativ lag die tatsächliche stoffliche Belastung leicht über der des Soll-Zustandes.

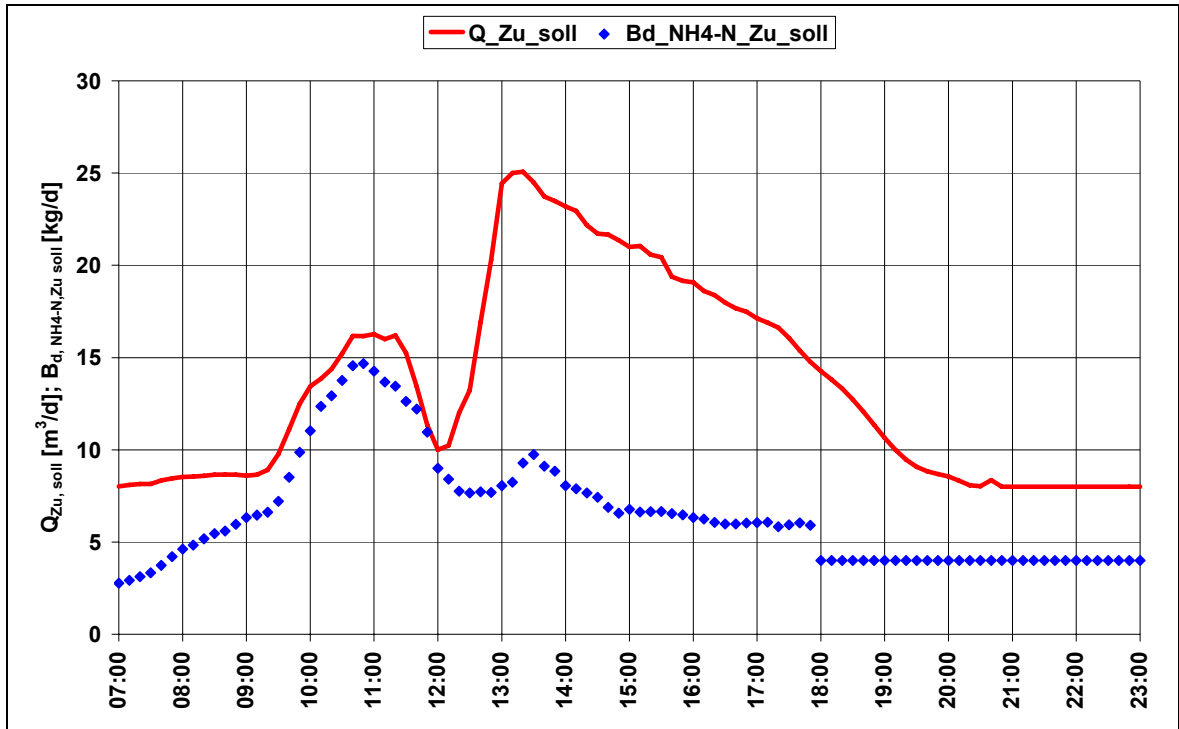


Bild 6-61: Definierte hydraulische und stoffliche Belastungssituation des MBR Sinnerath – Szenario 2

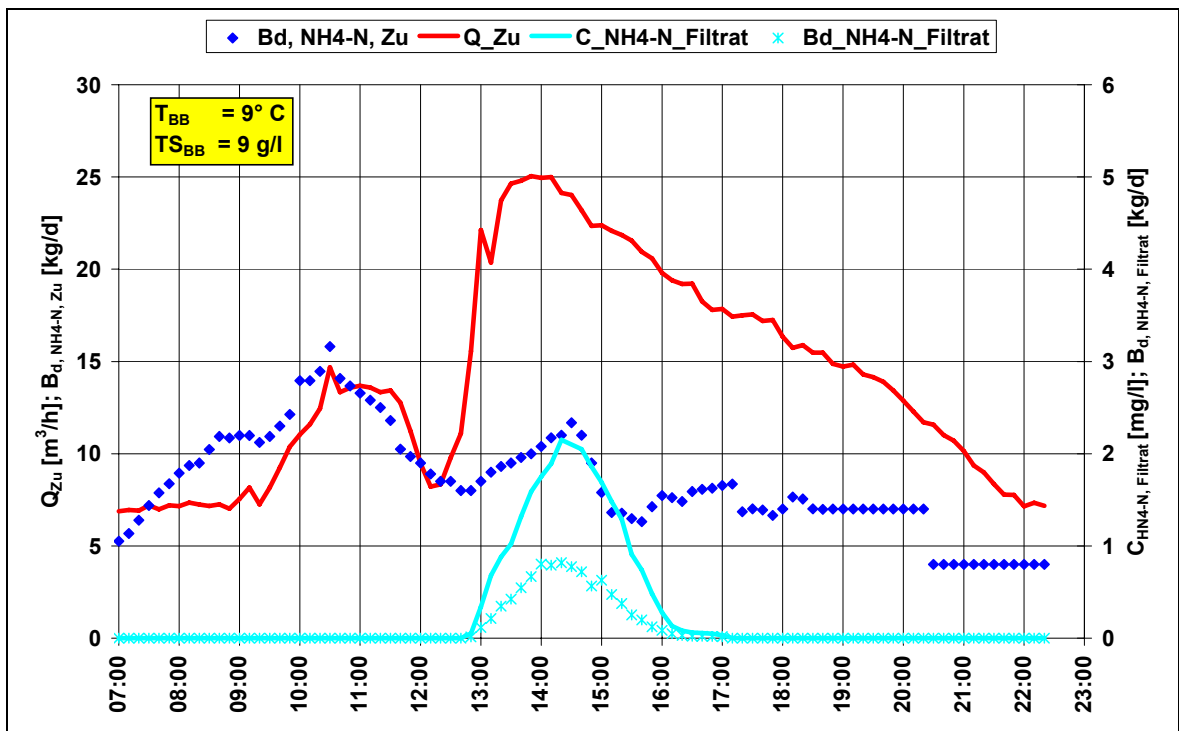


Bild 6-62: Hydraulische und stoffliche Zulaufbelastung sowie $\text{NH}_4\text{-N}$ Filtratkonzentrationen und -frachten des MBR Sinnerath am 17.03.2008

Der erste hydraulische Peak (zwischen 10:00 und 11:30 Uhr) wies eine Differenz um ca. -12 % zum Soll-Zustand auf. Der zweite hydraulische Peak konnte absolut betrachtet abgebildet werden, die Intensität dieses Peaks war um ca. 30 Minuten länger als die des Soll-Zustandes. Diese Abweichungen können als vernachlässigbar eingestuft werden, so dass die Aussagekraft des tatsächlich erreichten Belastungszustandes gegeben ist.

Die minimale HRT am 17.03.2008 betrug 4,8 h. Erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Filtrat traten beim Einsetzen des hydraulischen Stoßes auf (12:10 Uhr), also etwa zwei Stunden nach dem stofflichen Stoß an Ammoniumstickstoff. Der Anstieg der Ammoniumkonzentration im Filtrat ging einher mit dem Anstieg der hydraulischen Belastung (Bild 6-62). Beim Szenario 2 wurden über einen Zeitraum von ca. zwei Stunden Ammoniumkonzentrationen im Filtrat von > 1 mg NH₄-N/l beobachtet. Die maximale Ammoniumkonzentration im Filtrat betrug 2,15 mg NH₄-N/l.

6.5.2.4 Erzeugte Belastungsszenarien – Vergleich der Szenarien

Für den Vergleich und die Bewertung der beiden Szenarien werden ebenfalls die Ammoniumablafrachten herangezogen, da eine ausschließliche Beurteilung auf Basis von Ablaufkonzentrationen nicht hinreichend ist.

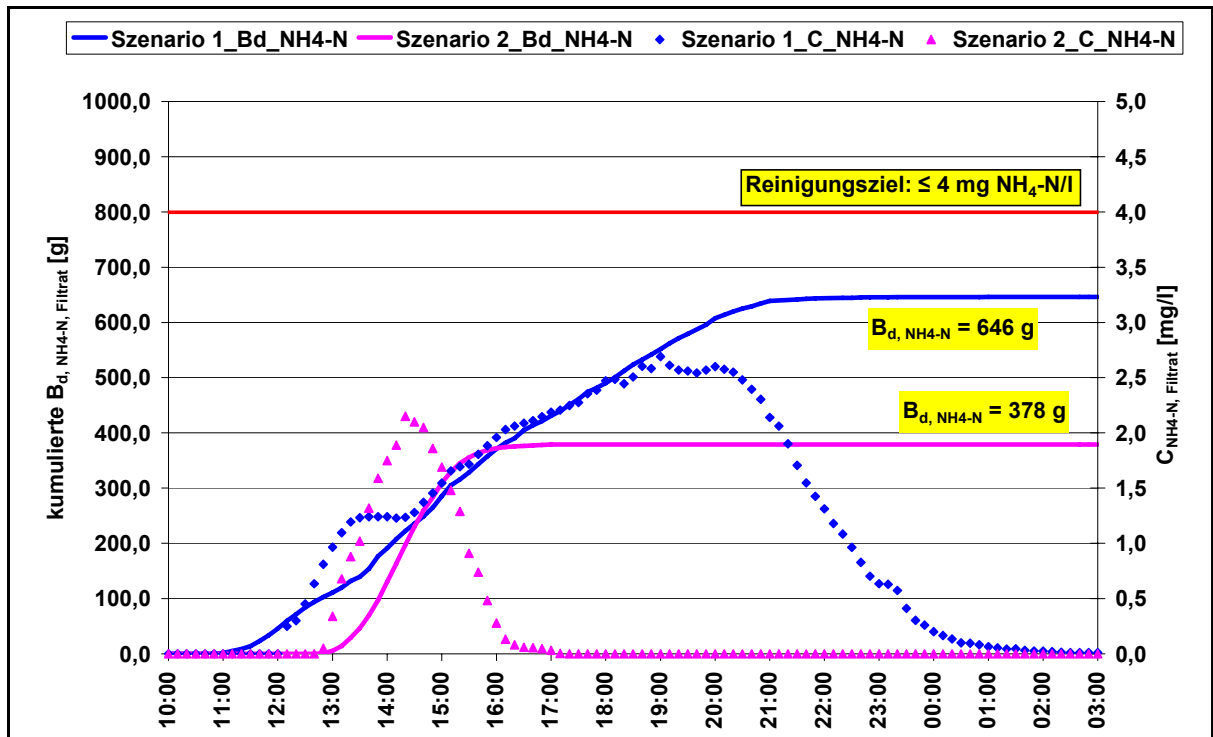


Bild 6-63: Vergleich der Szenarien 1 und 2 anhand der kumulierten Ammoniumablafracht und der Ammoniumkonzentration im Filtrat

Bei Szenario 1 betrug die Ammoniumablauffracht infolge der Stoßbelastung sowie des lang andauernden Zeitraums mit erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Filtrat 0,65 kg NH₄-N. Dahingegen betrug die Ammoniumablauffracht für das Szenario 2 nur 0,38 kg NH₄-N (Bild 6-63). Ursache für die deutlich bessere Ammoniumstickstoffelimination des Szenarios 2 sind die günstigeren hydraulischen Verhältnisse im Vergleich zum Szenario 1, da zwischen dem stofflichen und hydraulischen Peak ein Zeitraum von zweieinhalb Stunden lag. Für beide Szenarien konnte jedoch das ursprüngliche Reinigungsziel (Tabelle 5-1) in Höhe von 4 mg NH₄-N/l sicher eingehalten werden. (Bild 6-63)

6.6 Membranentwicklung und Betriebsoptimierung

6.6.1 Entwicklung und Untersuchung einer Membran mit geringer Trenngrenze

Alle neu entwickelten Membranen wurden zunächst nur im Labormaßstab produziert. Die Klarwasserpermeabilität und der Bubble-Point werden im Labor gemessen. Beim Bubble-Point-Test wird die mit Wasser benetzte Membran mit Luft beaufschlagt. Der Druck bei dem die ersten Bläschen auftreten ist der Bubble-Point. Dieser Druck markiert die größten Poren bzw. Fehlstellen der Membran. Diese Membranen werden dann Filtrationstests in einer Pilot-MBR auf der Kläranlage Eilendorf unterzogen. Wenn sich die Membran hinsichtlich ihrer Betriebsdaten als technisch interessant erweist, muss die Laborproduktion auf eine technische umgestellt werden. Dieses erfordert weitere Entwicklungsschritte sowie Anpassungs- und Optimierungsbedarf. Im Rahmen des vorliegenden Projektteils wurden neu entwickelte Blendmembranen in der MBR-Pilotanlage in Eilendorf unter realen Bedingungen eingesetzt, betrieben und untersucht. In Bild 6-65 ist der Rückhalt der Standardmembran und einer Blendmembran dargestellt. Hier ist zu erkennen, dass sich die Blendmembran durch eine wesentlich schärfere Trenngrenze auszeichnet.

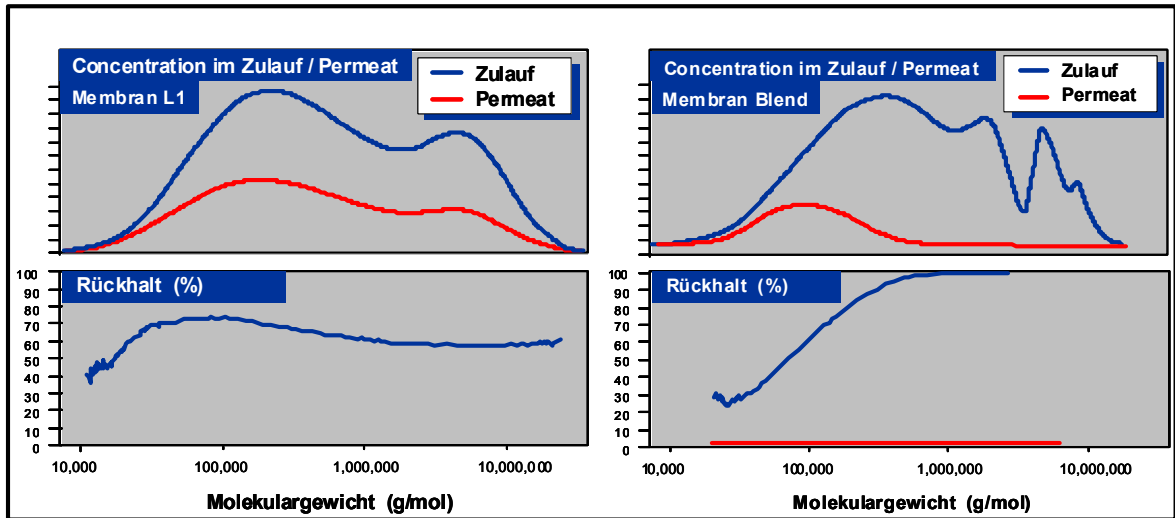


Bild 6-64: Vergleich des Rückhalts der Standard- und Blendmembran

6.6.2 Bewertung der Leistungsfähigkeit der Membran

Die Blend-Membran ist nur dann sinnvoll einzusetzen, wenn sie trotz der engeren Trenngrenze ein gutes Permeabilitätsverhalten aufweist. Dies ist aus zwei Gründen von Bedeutung: Zum einen werden MBR-Anlagen in der Regel mit permeatseitigem Unterdruck betrieben und sind daher bezüglich der maximal erreichbaren Triebkraft (Transmembrandruck) begrenzt. Zum anderen leidet bei zu hohen Transmembrandrücken die Wirtschaftlichkeit des Systems. Einerseits muss dann das Intervall der Membranreinigungen erhöht werden, und andererseits besteht die Gefahr der irreversiblen Verblockung der Poren bei hohen Transmembrandrücken. Daher kam der Untersuchung der Permeabilität der neu entwickelten Blend-Membran eine zentrale Bedeutung zu. In Tabelle 6-21 sind die Laborpermeabilität und der Bubble-Point der eingesetzten Membran dargestellt. Der Bubble-Point liegt bei 3 bar und die Laborpermeabilität beträgt 1.450 l/(m²·h·bar).

Tabelle 6-21: Laborpermeabilität und Bubble-Point der Blend-Membran

Permeabilität l/(m ² h bar)	Bubble- Point bar
1450	3

In Bild 6-65 i ist der Permeabilitätsverlauf der Blend-Membran (B61.2) im Vergleich zur Standard-PURON[®]-Membran (L1) beim Betrieb in der Pilotanlage in Eilendorf dargestellt. Beide Membranen wurden mit gleichen Flüssen betrieben. Wie zu erkennen ist beginnen

beide Membrantypen auf einem hohen Permeabilitätsniveau. Der Vergleich der Betriebspermeabilität zeigt, dass die Blend-Membran auf einem sehr viel niedrigeren Niveau arbeitet. Die Permeabilität liegt im ersten Betriebszeitraum nur bei ca. 50 l/(m²·h·bar). Die Standardmembran (L1) wird bei einer Permeabilität von ca. 100 l/(m²·h·bar) im ersten Betriebszeitraum betrieben. Anfang April 2005 wurde eine Intensivreinigung durchgeführt. Bei der Standardmembran wird hierdurch eine Permeabilität von 250 l/(m²·h·bar) erzielt. Die Permeabilität der Blend-Membran erhöht sich hingegen nur auf ca. 110 l/(m²·h·bar). Im anschließenden Betriebszeitraum wurde eine regelmäßige Zwischenreinigung eingeführt. Mit dieser ist es möglich das Betriebspermeabilitätsniveau beider Membranen anzuheben. Doch auch mit regelmäßiger Zwischenreinigung liegt das Permeabilitätsniveau der Blend-Membran weit unter 100 l/(m²·h·bar). Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese Versuche auf einem vergleichsweise geringen Permeatflussniveau von 10 bis 20 l/(m² h) durchgeführt wurden. Wenn bei diesen Flüssen die Betriebs-Permeabilität einer Membran bereits weit unter 100 l/(m²·h·bar) liegt, sind höhere Flüsse technisch im Unterdruckbetrieb nicht realisierbar.

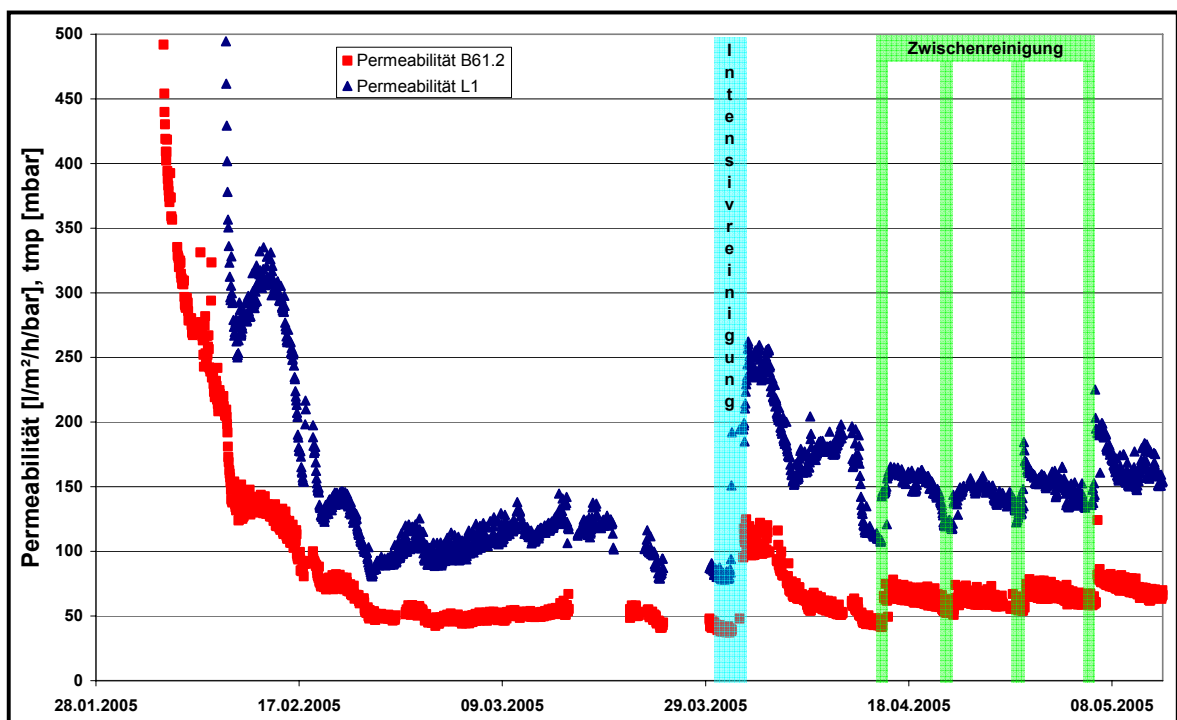


Bild 6-65: Vergleich Betriebsverhalten Blend-Membran und Standardmembran auf der KA Eilendorf

Die Ursache für das geringe Permeabilitätsniveau der Blend-Membran liegt in ihrer deutlich höheren Foulingneigung im Vergleich zur Standardmembran. Die Versuchsergebnisse zeigen, dass ein technisch sinnvoller und wirtschaftlicher Betrieb mit dieser Membran nicht erreichbar ist. Daher wurden die Entwicklungsarbeiten der

Blend-Membran gestoppt. Daher wurde der Einsatz dieser Membran auf der Demonstrationsanlage Simmerath nicht durchgeführt

Ein Grund für das erhöhte Fouling könnte in der Struktur der Membran begründet sein. Diese ist in Bild 6-66 im Vergleich zur Standard Membran dargestellt. Die Standardmembran besteht im oberen Bereich aus einer asymmetrischen Schwammstruktur die im unteren Bereich in eine Kavernen Struktur übergeht. Die Blendmembran besteht dagegen aus einer sehr gleichmäßigen Schwammstruktur.

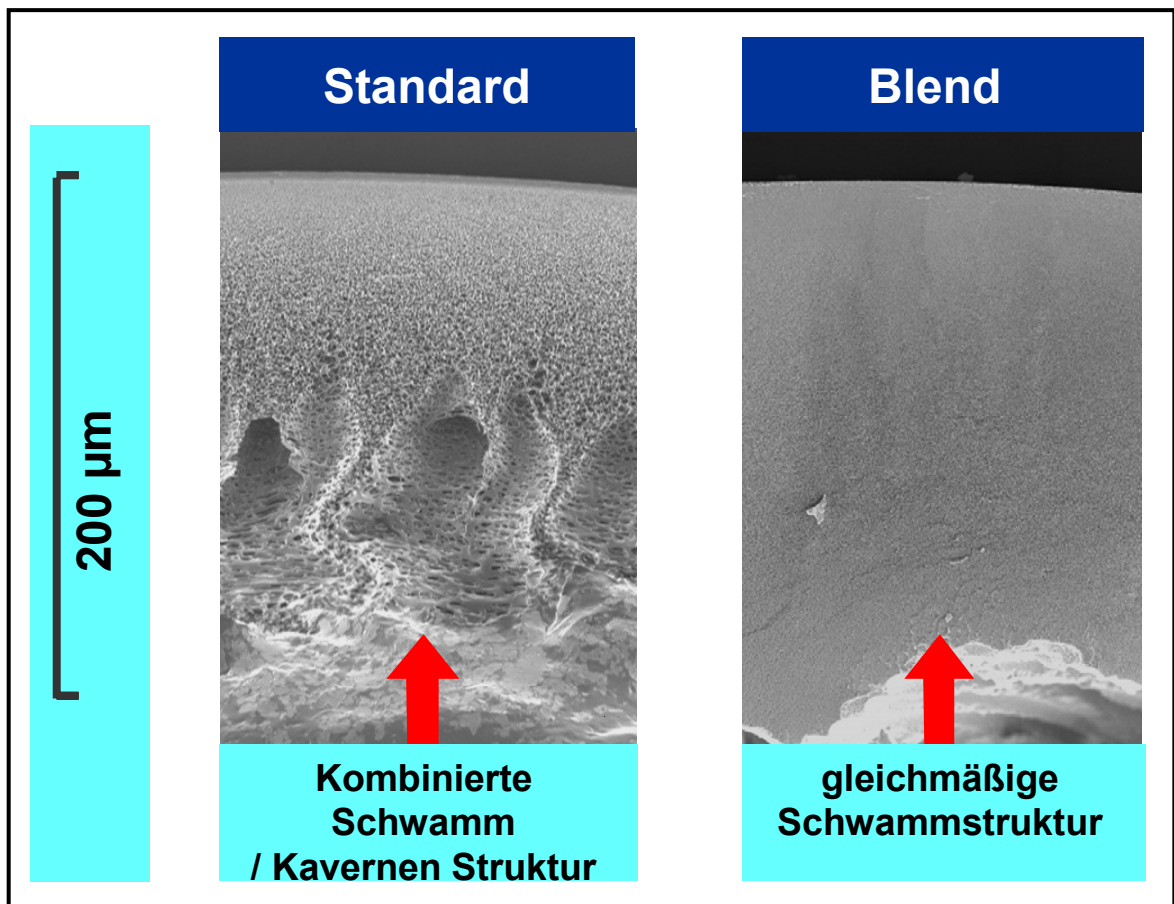


Bild 6-66: Rasterelektronenmikroskopaufnahme der Standard- und der Blend-Membran

Es wird vermutet, dass diese sehr gleichmäßige Schwammstruktur wie eine Art Anschwemmfilter für sehr kleine Partikel oder Makromoleküle, die sich dann z.T.: absorptiv an die im Vergleich zur Standardmembran größere innere Oberfläche anlagern, fungiert. Dies könnte die erhöhte Foulingrate erklären.

6.6.3 Optimierung des Lufteintrags

Optimierung der Anlagensteuerung

Im FuE-Vorhaben „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath/ Nord-Eifel“ wurde eine zulaufproportionale Gangliniensteuerung entwickelt. Hier wurde für eine definierte Zeit die Zulaufmenge aufsummiert. Diese Summe war dann die Grundlage um den Filtratvolumenstrom für den nächsten Summationszeitraum zu steuern. Die Betriebsparameter wurden in 4 Schritten dem Filtratvolumenstrom angepasst. Ein typischer Parametersatz sah z.B. wie in Bild 6-67 aus. Ganz oben in der Grafik sind die Parameterbereiche mit 1 bis 4 durchnummeriert. Zu jedem Parameterbereich sind die zugehörigen Filtrationsparameter zu finden. Links und rechts von der Bereichsnummerierung sind die Grenzvolumenströme angeordnet. Liegt der ermittelte Volumenstrom aus der Summation der Zulaufmessung innerhalb dieser Grenzvolumenströme wird der entsprechende Parametersatz gewählt. Ergibt die Zulaufsummation z.B. einen Wert von 5,5 m³/h wird Parameterbereich 3 ausgewählt.

Parameter Bereiche Gangliniensteuerung																																				
Bereich	0			1			3			2			5			3			7			4			15											
Sollwert m³/h	P	I	D	P	I	D	P	I	D	P	I	D	P	I	D	P	I	D	P	I	D	P	I	D	P	I	D	P	I	D						
Filtration Modul 2 PK4021 P-I-D	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0
Filtration Modul 3 PK4031 P-I-D	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0	0,80	50	0
Rückspülung PK4001 P-I-D	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0	0,80	10	0
Rückspülfaktor	Modul2: 2,5		Modul3: 2,5	Modul2: 3,0		Modul3: 3,0	Modul2: 3,0		Modul3: 3,0	Modul2: 2,0		Modul3: 2,0	Modul2: 2,0		Modul3: 2,0	Modul2: 2,0		Modul3: 1,1	Modul2: 2,0		Modul3: 1,1	Modul2: 2,0		Modul3: 1,1	Modul2: 2,0		Modul3: 1,1	Modul2: 2,0		Modul3: 1,1						
Sollwert VS4021	3,0 m³/h			2,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h					
Sollwert VS4031	3,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h			0,0 m³/h					
	Zyklus		Luftpuls	Zyklus		Luftpuls	Zyklus		Luftpuls	Zyklus		Luftpuls	Zyklus		Luftpuls	Zyklus		Luftpuls	Zyklus		Luftpuls	Zyklus		Luftpuls	Zyklus		Luftpuls	Zyklus		Luftpuls						
elÜftung Modul 2	36	12	12	36	12	12	36	12	12	36	12	12	36	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12						
elÜftung Modul 3	36	12	12	36	12	12	36	12	12	36	12	12	36	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12						
Filtrationszeit Strang 2	256 s			256 s			256 s			256 s			256 s			205 s			205 s			205 s			205 s			205 s			205 s					
Filtrationszeit Strang 3	256 s			256 s			256 s			256 s			256 s			205 s			205 s			205 s			205 s			205 s			205 s					
Rückspülzeit Strang 2	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		15	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12						
Rückspülzeit Strang 3	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		15	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12	Dauer		12						
Luftspülzeit Strang 2	Dauer		100	Dauer		12	Dauer		0	Dauer		12	Dauer		0	Dauer		12	Dauer		0	Dauer		12	Dauer		0	Dauer		12						
Luftspülzeit Strang 3	Dauer		100	Dauer		12	Dauer		0	Dauer		12	Dauer		0	Dauer		12	Dauer		0	Dauer		12	Dauer		0	Dauer		12						
Spülart	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luftpülung	<input type="checkbox"/> Wasserspülung	<input type="checkbox"/> Luft- und Wasserspülung						

Bild 6-67: Parametersatz der Gangliniensteuerung

Das Problem dieser entwickelten Gangliniensteuerung war, dass für einen Großteil der Zeit die Anlage mit Flüssen kleiner $10 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ betrieben worden ist. Diese Flüsse sind aufgrund des hohen spezifischen Luftbedarfs energetisch als unwirtschaftlich anzusehen. Ein großes Einsparpotential ergibt sich, wenn der Minimalfluss, mit dem filtriert wird, vorgegeben werden kann.

Würde z.B. der minimale Fluss $10 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ betragen und würde bei kleineren Flüssen die Filtration teilweise ausgeschaltet, ergibt sich hier ein enormes Einsparpotential. Um dieses zu ermöglichen, ist es erforderlich, die Filtration vom Zulaufvolumenstrom zu entkoppeln. Die Entscheidung in welchem Parameterbereich filtriert wird, wird anhand des Füllstandes der Biologie getroffen. Der Filtratvolumenstrom ist dann in Abhängigkeit vom Füllstand festzulegen. Dies führt zu einer quasi kontinuierlichen Regelung, da nicht mehr mit einem beliebigen errechneten Volumenstrom, sondern mit maximal vier Volumenströmen filtriert werden kann. Wobei der Volumenstrom in Parameterbereich 1 üblicherweise null ist und der Volumenstrom im Parameterbereich 4 dem Regenwettervolumenstrom entspricht. Hierdurch wird die Möglichkeit geschaffen, die Parameter der jeweiligen Bereiche auf einen einzigen Volumenstrom pro Bereich zu optimieren.

Ein typischer Parametersatz der optimierten Gangliniensteuerung ist in Bild 4.7 dargestellt. Hier wird erst ab Volumenströmen $> 5 \text{ m}^3/\text{h}$ filtriert, was einem Fluss größer $10 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ entspricht. Liegt der Anlagenzulauf unter diesem Wert wird die Filtration teilweise deaktiviert.

Bereich	1			2			3			4		
	P	I	D	P	I	D	P	I	D	P	I	D
Filtration Modul 2 PK4021 P-I-D	0,00	20	0	0,50	20	0	0,50	15	0	0,50	12	0
Filtration Modul 3 PK4031 P-I-D	0,00	20	0	0,50	10	0	0,50	10	0	0,50	8	0
Rückspülung PK4001 P-I-D	0,00	8	0	1,00	8	0	2,00	8	0	2,00	8	0
Rückspülfaktor	Modul2: 2,0	Modul3: 2,0		Modul2: 2,0	Modul3: 2,0		Modul2: 1,5	Modul3: 1,5		Modul2: 1,2	Modul3: 1,2	
Sollwert M2 Rehläse RK7001	85	%		85	%		85	%		85	%	
Sollwert M3 Rehläse RK7001	85	%		85	%		85	%		85	%	
Soll Vol_strom M2 FICA4021	0,0	m³/h		6,0	m³/h		11,0	m³/h		20,0	m³/h	
Soll Vol_strom M3 FICA4031	0,0	m³/h		5,0	m³/h		7,0	m³/h		10,0	m³/h	
	Zyklus	Luftpuls		Zyklus	Luftpuls		Zyklus	Luftpuls		Zyklus	Luftpuls	
Belüftung Modul 2	36	12		36	12		36	12		12	12	
Belüftung Modul 3	36	12		36	12		36	12		12	12	
Filtrationszeit Strang 2	700			310			310			310		
Filtrationszeit Strang 3	700			310			310			310		
Rückspülzeit Strang 2	Dauer: 20	12		Dauer: 20	12		Dauer: 20	12		Dauer: 15	12	
Rückspülzeit Strang 3	Dauer: 20	12		Dauer: 20	12		Dauer: 20	12		Dauer: 15	12	
Luftspülzeit Strang 2	Dauer: 70 LS o. Ws: 2	12		Dauer: 12 LS o. Ws: 2	12		Dauer: 12 LS o. Ws: 2	12		Dauer: 12 LS o. Ws: 2	12	
Luftspülzeit Strang 3	Dauer: 70 LS o. Ws: 2	12		Dauer: 12 LS o. Ws: 2	12		Dauer: 12 LS o. Ws: 2	12		Dauer: 12 LS o. Ws: 20	12	
Anfahrzeit Strang 2 TRfilt	30			30			40			40		
Anfahrzeit Strang 3 TRfilt	33			30			40			40		

Bild 6-68: Parametersatz optimierte Gangliniensteuerung

Optimierung der Betriebsparameter

Während der Optimierung wurde vor allem daran gearbeitet bei gleicher Belüftungsrate den Fluss zu erhöhen. Dies ist in der Praxis, vor allem auch für die Umsetzung in technischen Anlagen, einfacher als den Anteil der belüfteten Zeit zu variieren. Je nach Flussbereich konnte die spezifische Filtratmenge um 20% (niedriger Flussbereich) bis 80 % (Maximalfluss) gesteigert werden (Bild 6-69).

Modul 3-02	Gangliniensteuerung					Modul 2-02	optimierte Gangliniensteuerung				
	Filtration		Modulbelüftung				Filtration		Modulbelüftung		
	Anteil Bereiche	Nettofluss [l/m ² /h]	belüftete Zeit [%]	Nm ³ /m ² /h	Nm ³ /m ³		Anteil Bereiche	Nettofluss [l/m ² /h]	belüftete Zeit [%]	Nm ³ /m ² /h	Nm ³ /m ³
Bereich 1	0,06	4,8	25	0,2	40,0	F0	0,12	0,0	12	0,1	
Bereich 2	0,5	9,0	25	0,2	21,2	Fmin	0,51	11,1	25	0,2	18,1
Bereich 3	0,17	13,4	25	0,2	14,3	Fopt	0,29	20,1	25	0,2	9,9
Bereich 4	0,27	20,8	50	0,4	18,4	Fmax	0,08	38,3	50	0,4	10,5
effektiv	1	12,7	32	0,26	20,4	effektiv	1	14,5	25	0,21	13,8

→ 20%- 80% Flussteigerung bei gleicher Belüftungsrate

Bild 6-69: Optimierung der Parameter für die Gangliniensteuerung

Gesamtergebnis Optimierung Lufteintrag

Die Optimierung der Gangliniensteuerung erfolgte über den gesamten Zeitraum des Projektes. Interessant ist an dieser Stelle der Vergleich des spezifischen Luftbedarfs je Kubikmeter filtrierten Abwassers. Dieser lag im Mittel während der Projektphase des Forschungsvorhabens „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath/ Nord-Eifel“ bei 20,4 Nm³/m³ und konnte im aktuellen Projekt im Mittel auf 16,7 Nm³/m³ reduziert werden. Berücksichtigt man zusätzlich, dass im Laufe des Projektes eine stetige Optimierung der Gangliniensteuerung erfolgte, und überträgt die bei Projektende gewonnenen Erkenntnisse fiktiv auf den gesamten Projektzeitraum, so ist zu erkennen, dass mit der optimierten Gangliniensteuerung eine 33 prozentige Luftmengeneinsparung bzw. Energieeinsparung ermöglicht wird (Bild 6-70).

Als Ausblick für zukünftige Untersuchungen ist zu erwähnen, dass das Modul größtenteils im Niedrigflussbereich (F_{\min}) filtriert (51% Betriebszeit). Momentan wird der Modul dabei mit der gleichen Luftmenge wie im Mittelflussbereich (F_{opt}) betrieben. Hieraus geht hervor dass, weitere Einsparungen möglich sind, wenn dieser Bereich weiter optimiert wird. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die im Bereich F_{\min} momentan erhöhte Luftmenge auch zur Erholung des Moduls nach Regenwetterereignissen beiträgt. Inwieweit eine Verringerung der Luftmenge bei Betrieb mit F_{\min} realisierbar ist, müsste in einer weiteren Projektphase eingehend untersucht werden.

Modul 3-02		Gangliniensteuerung				
Nov. 04 - Nov. 05		Filtration		Modulbelüftung		● kurze Platten
Anteil Bereiche	Nettofluss [l/m ² /h]	belüftete Zeit [%]	Nm ³ /m ² /h	Nm ³ /m ³		
Bereich 1	0,06	4,8	25	0,2	40,0	● erstes Gap Design
Bereich 2	0,5	9,0	25	0,2	21,2	
Bereich 3	0,17	13,4	25	0,2	14,3	
Bereich 4	0,27	20,8	50	0,4	18,4	
effektiv	1	12,7	28,9	0,26	20,4	
Modul 2-02		minimalisation software				
Jan. 06 - Nov. 06		Filtration		Modulbelüftung		● lange Platten
Anteil Bereiche	Nettofluss [l/m ² /h]	belüftete Zeit [%]	Nm ³ /m ² /h	Nm ³ /m ³		
F0	0,12	0,0	12	0,1		● verbessertes Gap Design
Fmin	0,51	11,1	25	0,2	18,1	
Fopt	0,29	20,1	25	0,2	9,9	
Fmax	0,08	38,3	50	0,4	10,5	
effektiv	1	14,5	0,3	0,21	13,8	
→ 33% Luftmengenreduzierung pro m³ behandeltes Abwasser						

Bild 6-70: Luftbedarfsvergleichsrechnung vor und nach den Optimierungsmaßnahmen

6.6.4 Optimierung des Verschlammungs- und Verzopfungsverhaltens

Ergebnisse optimiertes Bündeldesign

Das optimierte Gap Design ist in Bild 6-71 zu erkennen. Dies wurde erreicht durch eine Änderung des Produktionsprozesses, der es ermöglicht, die Gaps während der Aushärtungsphase des Harzes offen zu halten und daher eine Gap-verschließende Orientierung der Membranen im fertigen Bündel vermeidet. Eine Einzelreihe wurde mit diesem Gap Design produziert und in Simmerath mit einem Fluss von 45 l/(m²·h) drei Wochen lang ohne chemische Reinigung betrieben. In Bild 6-72 ist der Verschlammungsgrad des Fußbereiches unmittelbar nach dieser Belastungsphase dargestellt. Wie zu erkennen ist, sind alle Gaps frei von Verschlammungen. Nur in einzelnen Membransegmenten sind noch leichte Verschlammungen zu erkennen.

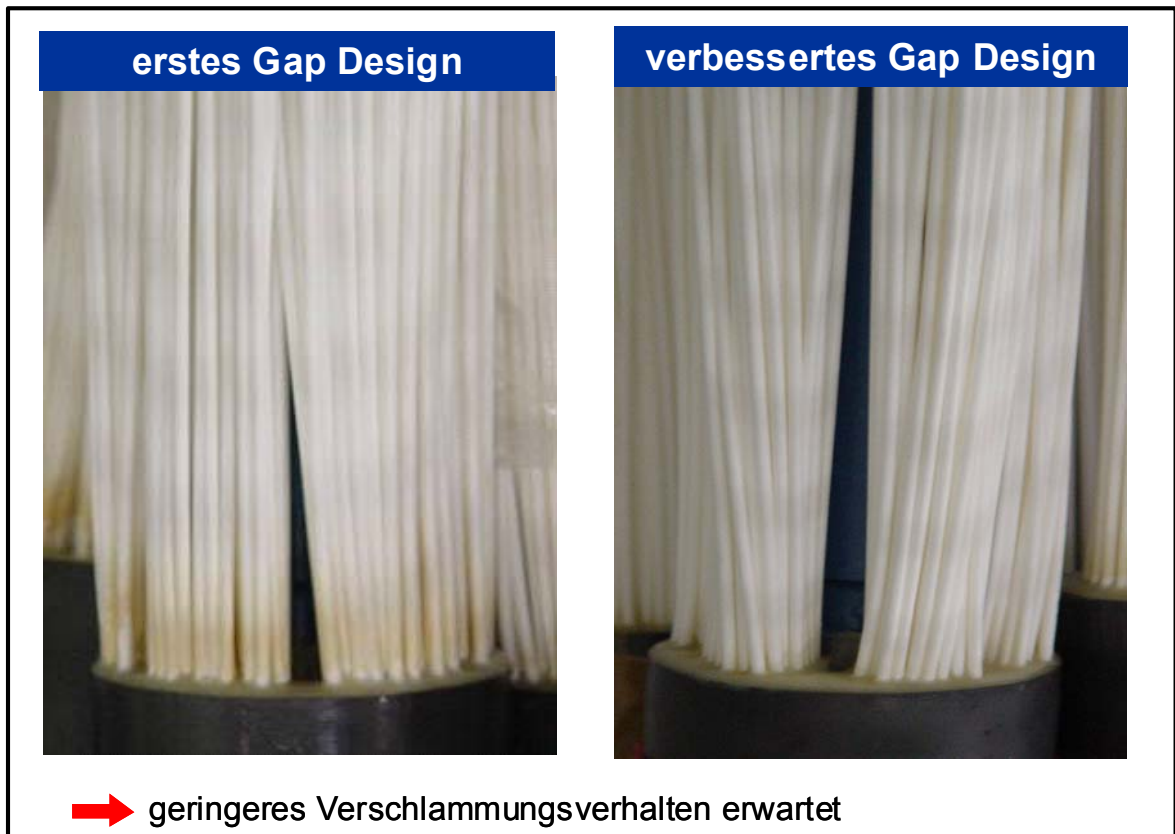


Bild 6-71: Optimiertes Design der Strömungskanäle im Bündel (Gaps)

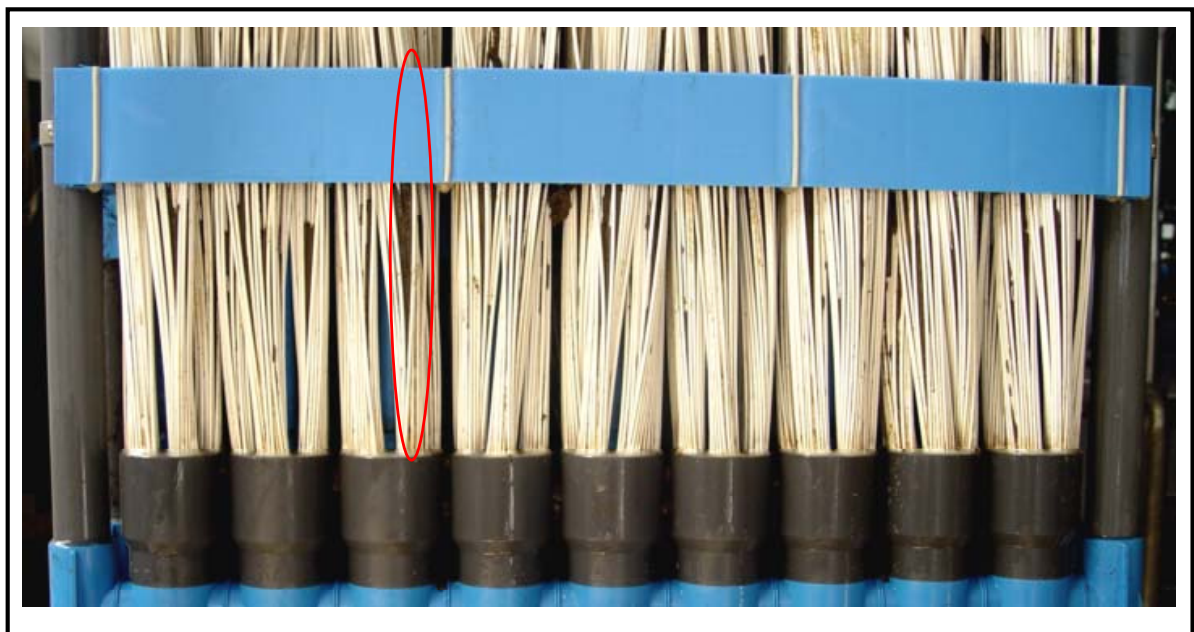


Bild 6-72: Betriebsergebnis verbessertes Gap Design

Ergebnisse optimiertes Plattendesign

Bild 6-73 zeigt einen technischen Modul mit dem Plattendesign aus vorangegangenen Forschungsvorhaben („Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath/Nord-Eifel“). Hier ist zu erkennen, dass im unteren Bereich noch deutliche Verschlämmungen des Moduls vorhanden sind.



Bild 6-73: Plattendesign des Forschungsvorhabens „Demonstrationsvorhaben Membranfiltration – Kläranlage Simmerath/ Nord-Eifel“

Es hatte sich gezeigt, dass bei dieser Version, bei der im unteren Modulbereich keine Platten angebracht waren, Schlammeinströmungen im unteren „offenen“ Modulbereich zu einer ungleichmäßigen Moduldurchströmung führten. Dabei werden die äußeren Faserbündel durch den einströmenden Schlamm in die Mitte gedrängt (Bild 6-74), und es kommt zu vermehrter Schlammablagerung in den äußeren Bündeln.

Zur Verbesserung der Modulhydraulik wurde daher das Design dahingehend geändert, dass die Platten bis zum Boden des Moduls verlängert wurden. Ziel war es, dadurch das seitliche Einströmen des Schlammes zu verhindern. Der Schlammzulauf zum Modul erfolgt in diesem Fall nur von der Unterseite und ist daher parallel zu den Fasern gerichtet, was deren freie Beweglichkeit verbessern sollte (Bild 6-75).

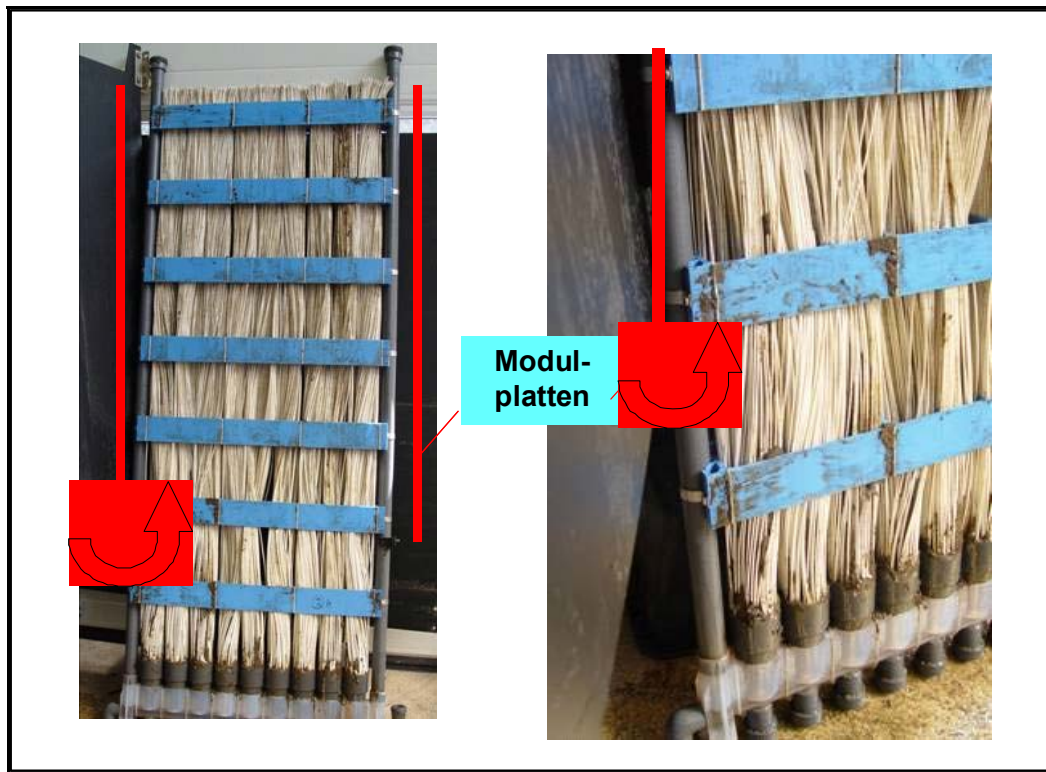


Bild 6-74: Verdrängung der äußeren Membranen durch einströmenden Schlamm

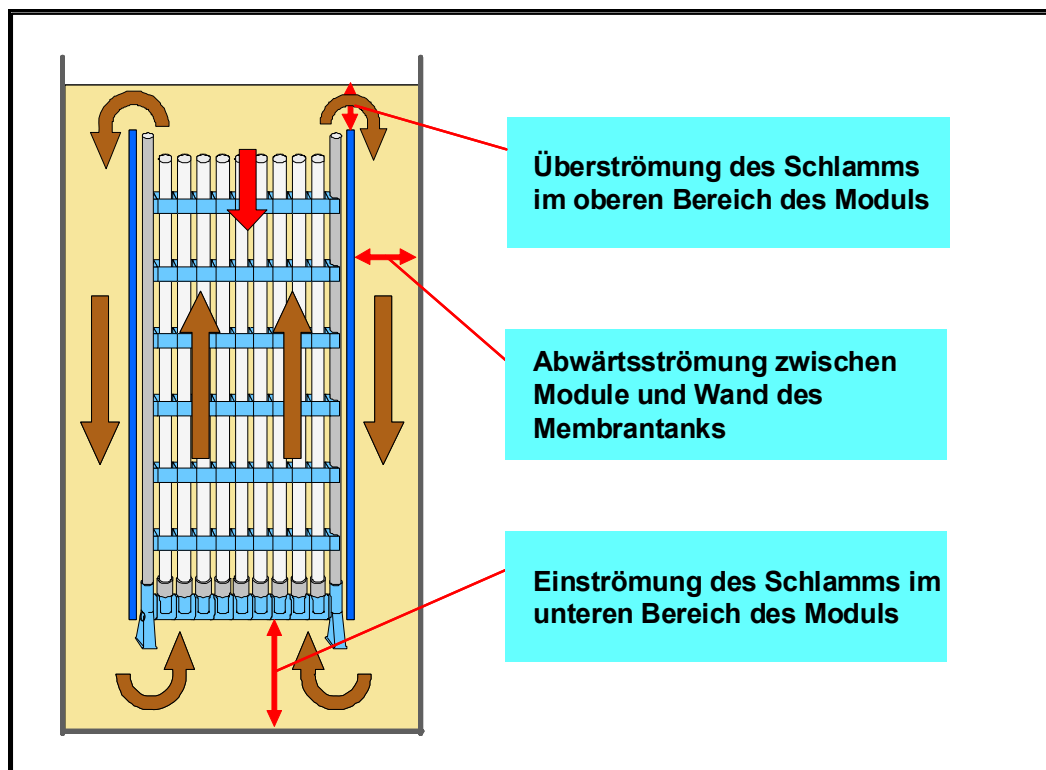


Bild 6-75: Hydraulik des in eine Membrankammer eingebauten Membranmoduls

In Bild 6-76 ist der Modul mit optimierten Platten dargestellt. Hier sind die Verschlämmungen sichtlich reduziert. Nur innerhalb der Segmente sind im unteren Bereich noch leichte Verschlämmungen vorzufinden.

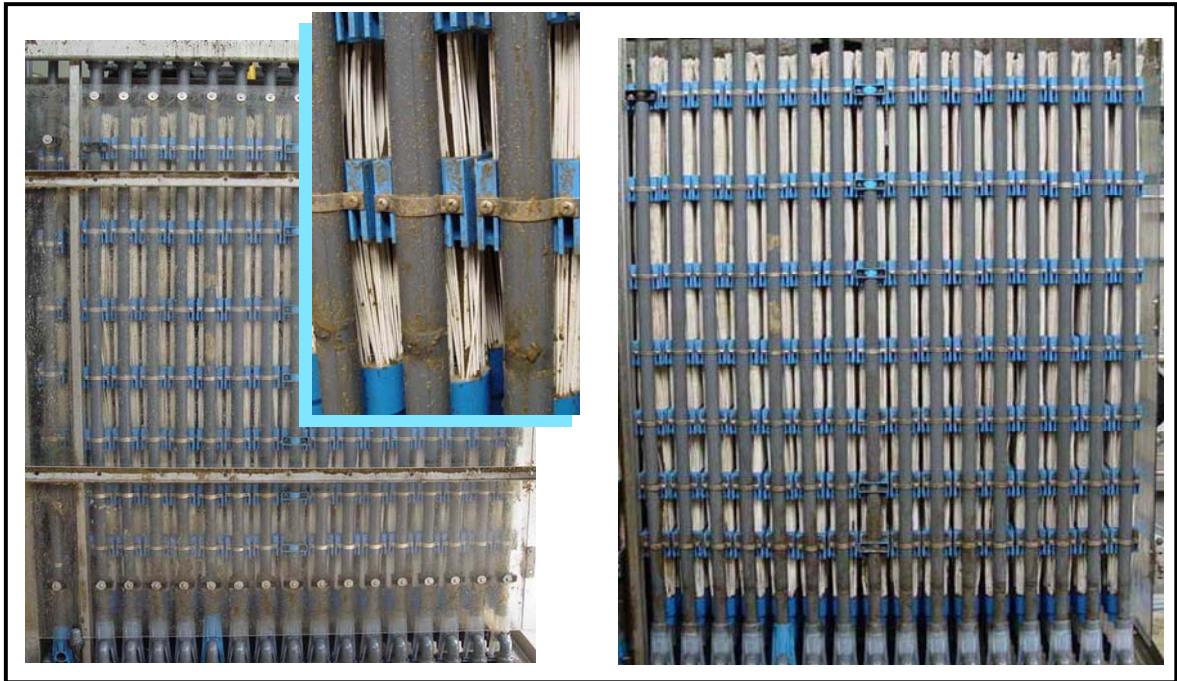


Bild 6-76: Plattendesign im aktuellen Forschungsvorhaben

Regenwetterflusstest zur Evaluierung des neuen Plattendesigns

Um zu überprüfen, wie groß die Verschlämmungsneigung des Moduls mit langen Platten ist, wurden zwei Versuche bei einem Regenwetterfluss von $45 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ durchgeführt. Der erste Versuch wurde bei einem TS Gehalt von 12 g/l durchgeführt; der zweite bei einem TS-Gehalt von 15 g/l . Die Belüftung betrug bei beiden Versuchen $0,4 \text{ Nm}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Es wurde versucht, den Fluss für drei Tage aufrecht zu halten. Da aber nicht während der gesamten Versuchszeit genügend Abwasser zur Verfügung stand, war dies nicht durchgängig möglich. Nach Beendigung des Versuchs wurde der Modul ausgebaut, und die Reihen wurden inspiziert. Hierbei wurde mit einer Federwaage das Gewicht der Reihen festgestellt. Aufnahmen von repräsentativen Reihen aus den Versuchen sind in Bild 6-77 zu sehen. Die Verschlämmung ist bei beiden Reihen als gering einzustufen.

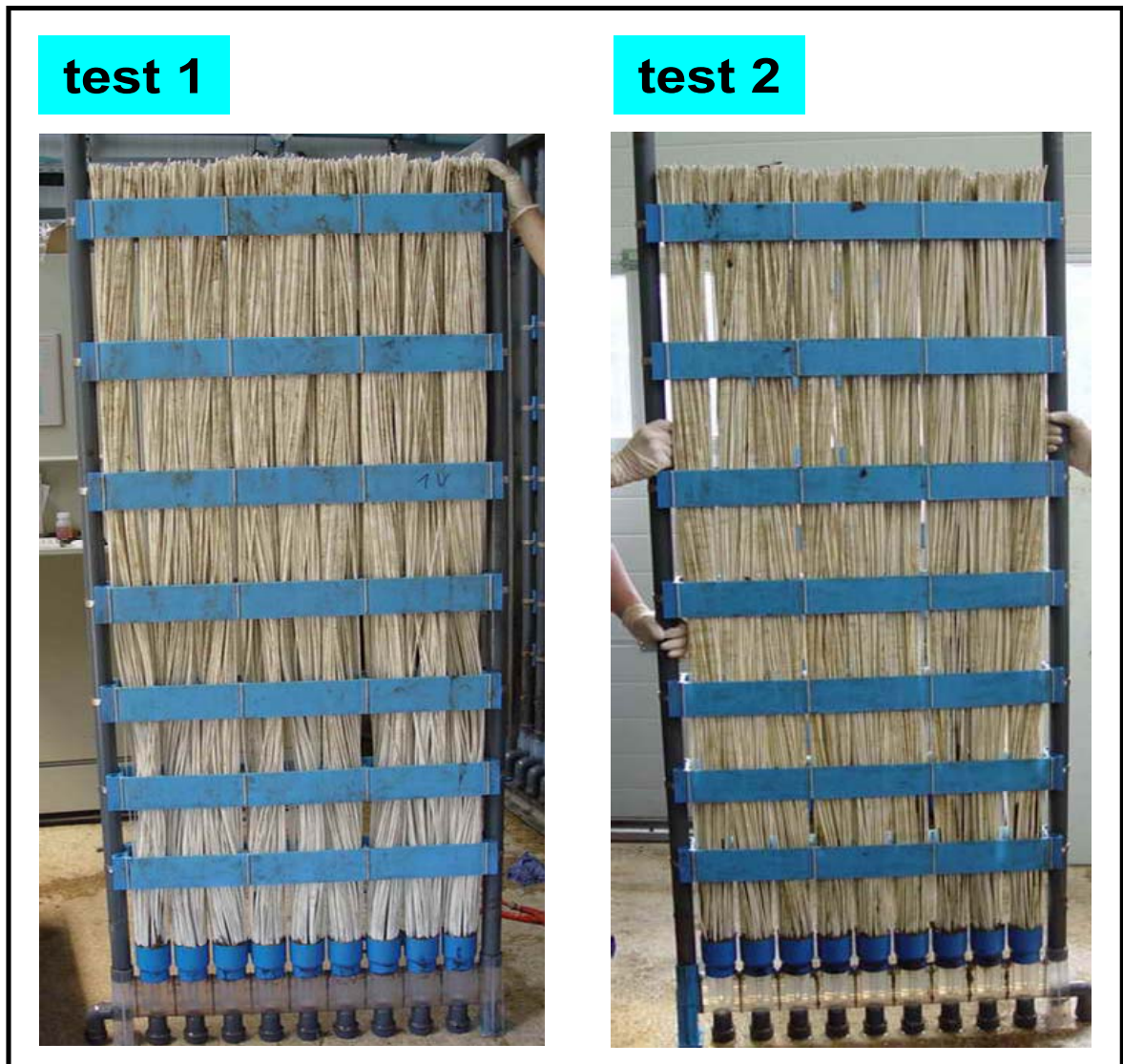


Bild 6-77: Fotos von Modulreihen nach den Regenwetterflusstests

Um eine genauere Beurteilung vornehmen zu können wurden die Reihen gewogen. Die Resultate sind in Bild 6-78 dargestellt. Das Gewicht der Reihen bestätigt den niedrigen Verschlammungsanteil aus der optischen Begutachtung.

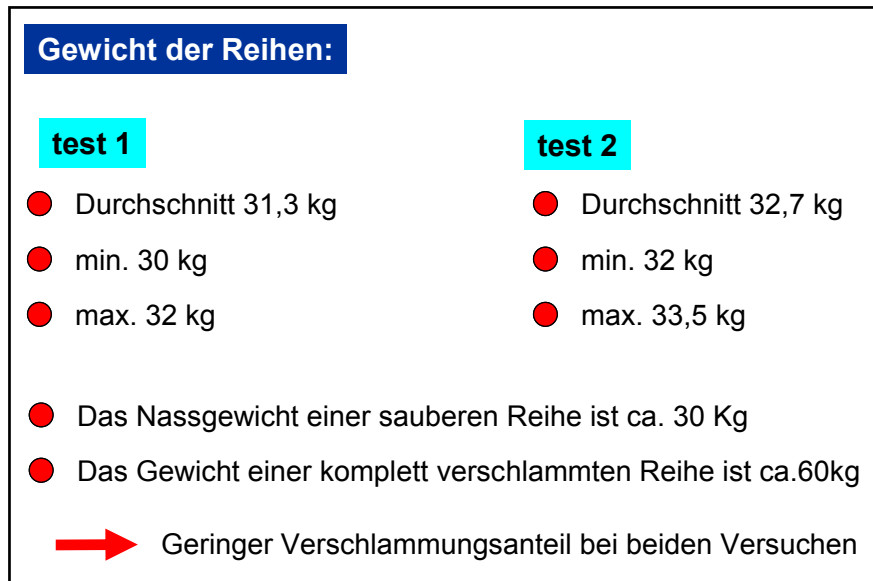


Bild 6-78: Gewichte der Reihen nach den Regenwetterflusstests

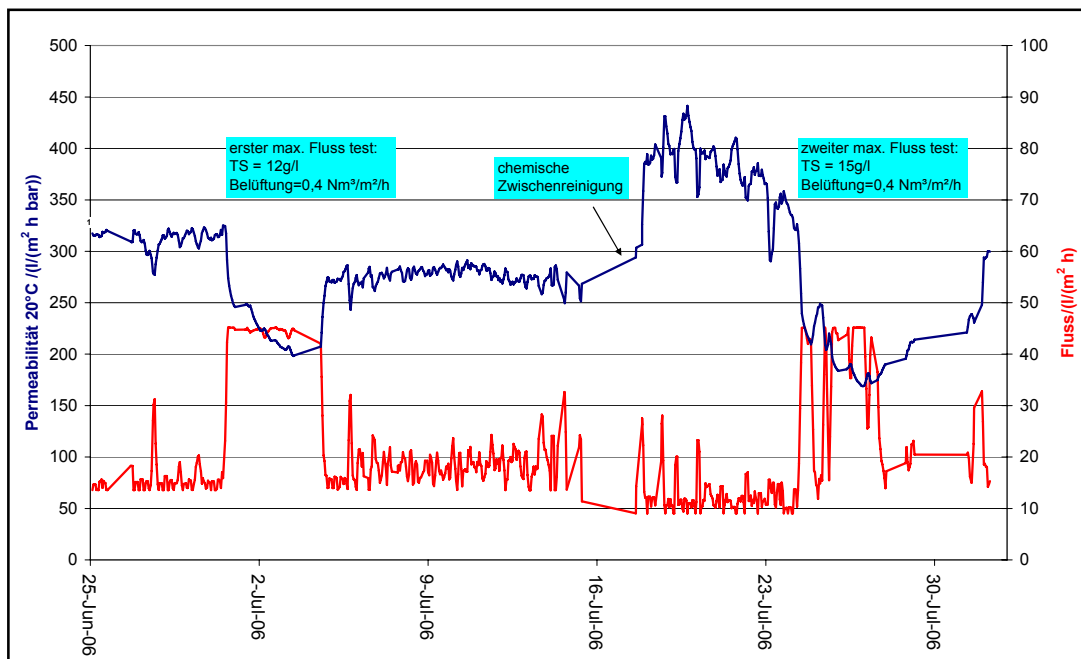


Bild 6-79: Permeabilitätsverhalten während der Regenwetterflusstests

Test eines neuen Belüftungssystems

In der bisherigen Modulversion wurde die Luft zur Belüftung der Modulreihen im Fußbereich von zwei Seiten zugeführt. Dies hatte den Nachteil, dass die Montage der Module sehr aufwendig war. Zudem hatten die Module insbesondere in ihrer Breite einen höheren Platzbedarf. Bei der Konstruktion des neuen Moduls wurde zudem die Forderung gestellt, die Reihen so zu gestalten, dass sie auch in einen Doppelmodul mit zwei

Modulreihen (1.500 m² Modul) eingebaut werden können. Bei dieser Designvariante ist die zweiseitige Zufuhr von Luft zu jeder Modulreihe nicht mehr realisierbar. Daher wurde ein neues Luftsystem entwickelt. Bild 6-80 zeigt den prinzipiellen Unterschied im Aufbau der Modulreihe und der damit verbundenen Luftzufuhr.

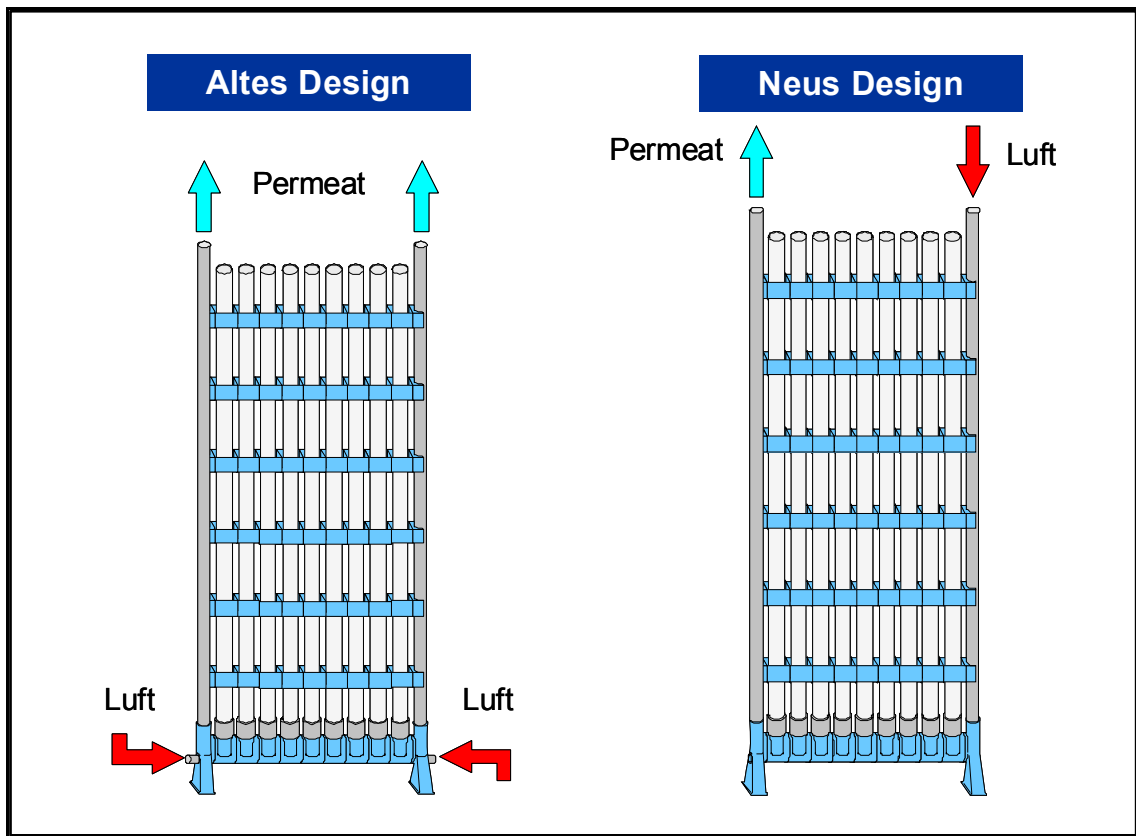


Bild 6-80: Vergleich der Luftzufuhr bei altem und neuem Moduldesign

In der neuen Produktgeneration wird eines der beiden seitlichen Rohre des Modulsystems für die Zufuhr der Luft und das andere für den Abzug des Permeates verwendet. Dadurch sind keine weiteren Rohrleitungen und Verbindungselemente mehr im Fußbereich des Moduls erforderlich, d. h. die Konstruktion des Moduls wird damit wesentlich vereinfacht. Voraussetzung für ein derartiges Design ist die Implementierung eines Luftsystems, das auch bei Ausfall eines Gebläses den einströmenden Schlamm beim Wiederanfahren der Belüftung ohne weitere Maßnahmen wieder aus dem System entfernt. Zu diesem Zweck wurde eine Art Siphon-System entwickelt, das eine gleichmäßige Verteilung der Luft bei gleichzeitiger Selbstentleerung des gesamten Luftsystems ermöglicht. Das Prinzip dieses Systems ist in Bild 6-81 dargestellt.

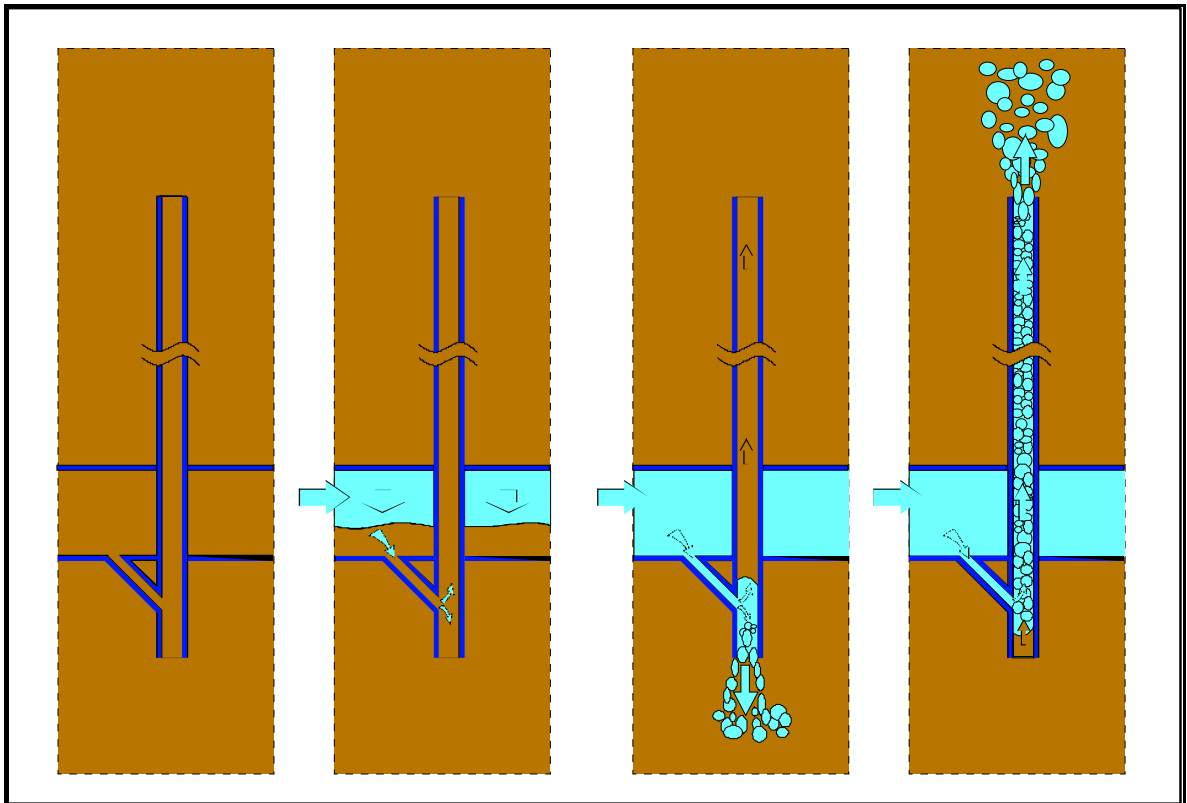


Bild 6-81: Prinzipskizze des neuen Luftsystems

In Bild 6-82 ist das Betriebsverhalten eines Moduls mit 30 m² Membranfläche (technische Reihe) mit neuem Belüftungssystem abgebildet. Bei einem Fluss von 50 l/(m²·h) sinkt die Permeabilität innerhalb einer Woche von 450 l/(m²·h·bar) auf ca. 350 l/(m²·h·bar) ab. Dieses Absinken entspricht einem Transmembrandruckanstieg von ca. 30 mbar. Innerhalb dieses Versuches wurde eine Membranreinigung durchgeführt. Hieraus resultiert der Permeabilitätsanstieg von ca. 40 l/(m²·h·bar).

In Bild 6-83 ist ein Foto von dem Modul am Ende der Periode mit hohem Fluss abgebildet. Es ist zu erkennen, dass das Modul nahezu frei von Schlamm ist. Nur in den Membransegmenten im Bereich des Pottings sind leichte Schlammansammlungen zu finden. Der Permeabilitätsverlust ist also primär auf Membranfouling und nicht auf eine Verschlämmung des Moduls zurückzuführen. Somit ist die Leistung des Luftsystems in Hinblick auf das Feststoffmanagement als sehr zufrieden stellend zu bezeichnen.

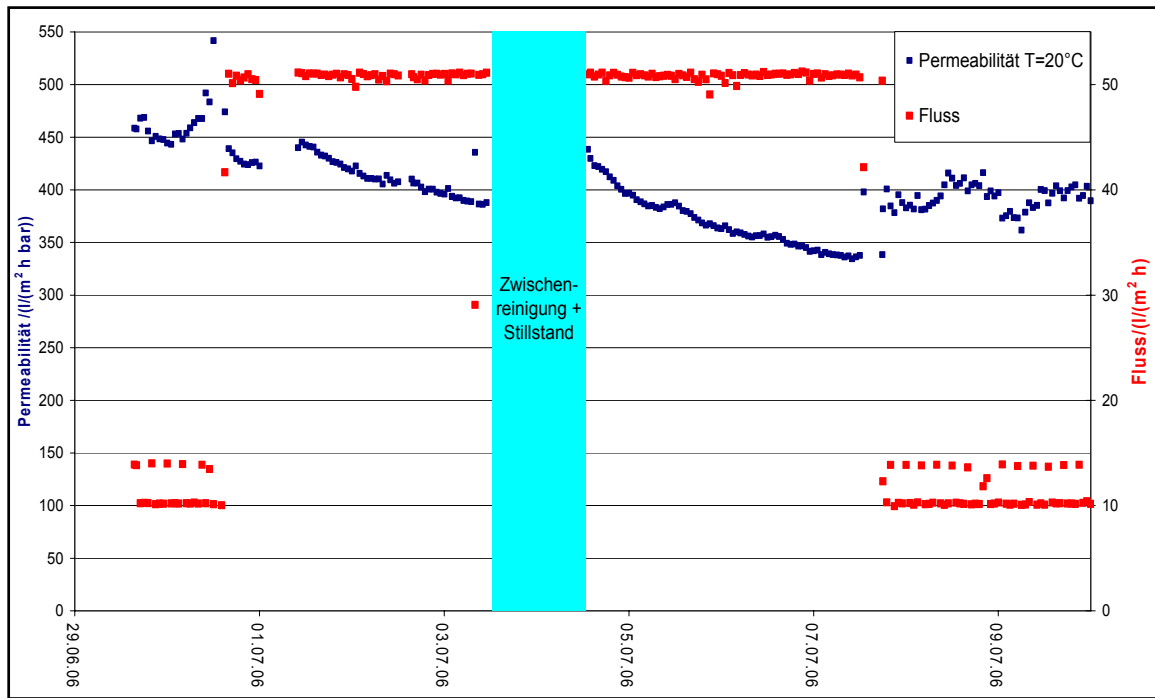


Bild 6-82: Betriebsverhalten einer Reihe mit neuem Luftsystem bei Regenwetterflüssen



Bild 6-83: Foto einer Reihe mit neuem Luftsystem nach einer Betriebsphase mit Regenwetterfluss

Störfallverhalten

In diesem Versuch wurde ein Ausfall des Belüftungsgebläses bei andauernder Filtration simuliert. Hierzu wurde eine Einzelreihe permeatseitig an einen technischen Modul angeschlossen. Die Belüftung dieser Reihe wurde deaktiviert. So wurde der Modul mehrere Tage betrieben. Dies führte zu einer kompletten Verschlammung des Moduls (Bild 6-84). Hier sind keine Einzelnen Membranen mehr zu erkennen. Nach dem Wiedereinbau wurde die Membranbelüftung wieder aktiviert. Der Modul wurde dann für einige Tage dauerbelüftet und einer chemischen Zwischenreinigung unterzogen. Das Ergebnis ist in Bild 6-85 zu sehen. Der Modul ist vollkommen sauber. Es wurde keine mechanische Reinigung durchgeführt.

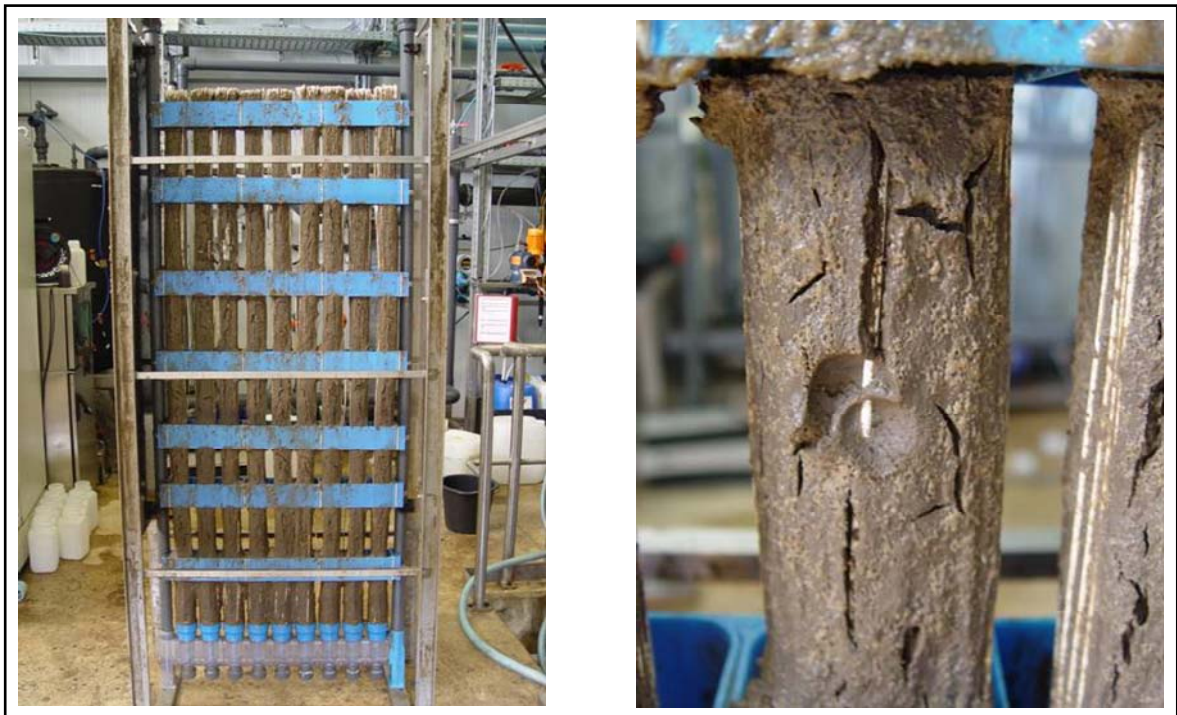


Bild 6-84: Foto einer Reihe mit neuem Luftsystem nach einer Betriebsphase ohne Modulbelüftung

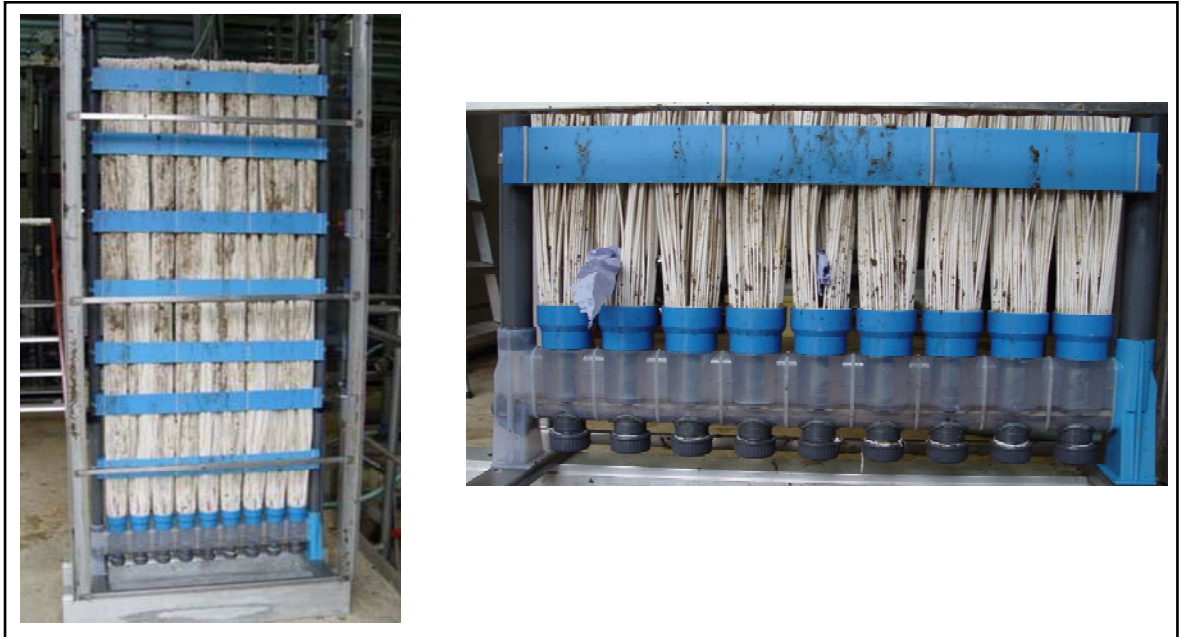


Bild 6-85: Erholung durch Dauerbelüftung einer komplett verschlammten Reihe

Ein weiterer Test wurde an Permeatstrang 1 durchgeführt. Hier war auch eine Einzelreihe installiert. Der Unterschied zum ersten System bestand darin, dass diese Reihe nicht im Bypass, sondern mit einer eigenen Permeatpumpe betrieben wurde. Es wurde dann solange mit niedrigen Flüssen ohne Belüftung filtriert, bis ein Unterdruck von 500 mbar erreicht war. Danach wurde die Filtration und Belüftung wieder aktiviert und die Erholung der Permeabilität wurde beobachtet. In Bild 6-86 ist ein solcher Versuch dargestellt. Nach Aktivieren der Belüftung steigt die Permeabilität innerhalb von 1,5 h von 50 l/(m² h bar) auf ca. 320 l/(m² h bar) an. Nach 12 h wird das Ausgangsniveau wieder nahezu erreicht. Dies sind exzellente Resultate, die die Leistungsfähigkeit des Belüftungssystems unterstreichen.

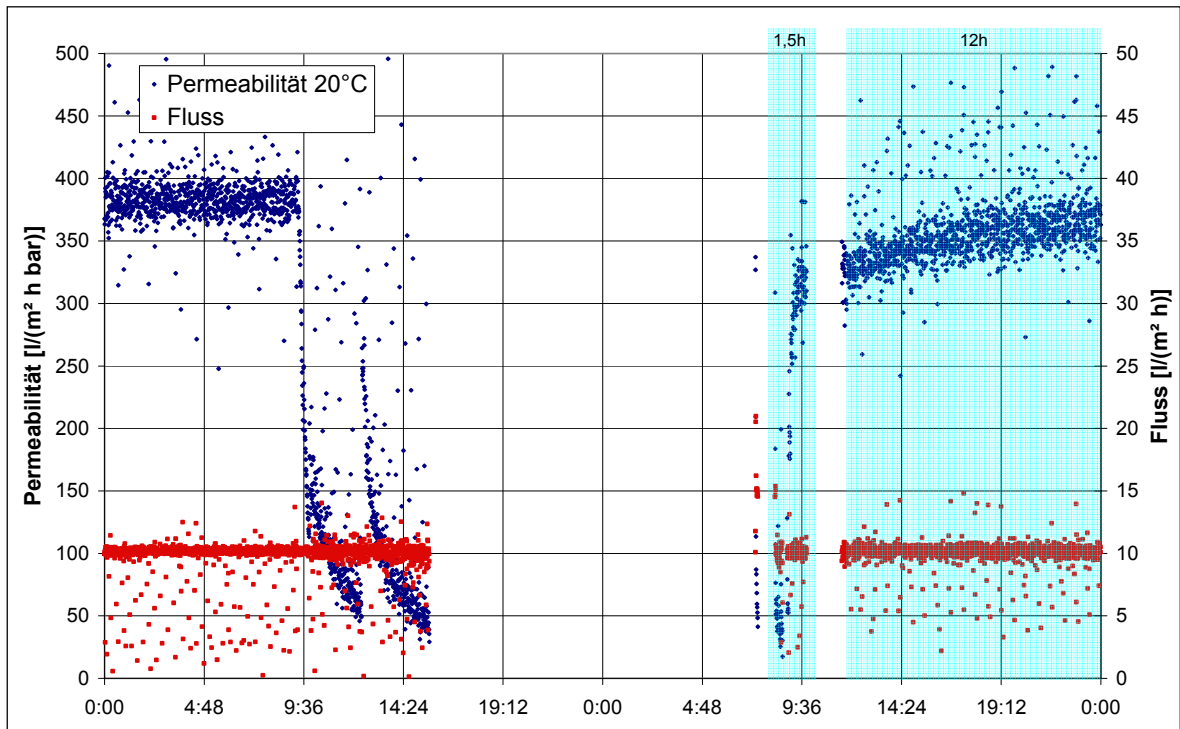


Bild 6-86: Permeabilitätsverlauf während eines Crash Tests einer Einzelreihe

6.6.5 Optimierung der chemischen Zwischenreinigung

Die Untersuchungen zur chemischen Zwischenreinigung wurden sowohl im Handbetrieb als auch im Automatikbetrieb durchgeführt. In Bild 6-87 ist der Erfolg der Reinigungen dargestellt, die im Handbetrieb durchgeführt wurden. Da in Simmerath die Zitronensäurereinigung keinen direkten Reinigungserfolg zeigt, ist der Reinigungserfolg nur auf den oxidierenden Natriumhypochloridschritt bezogen. Es ist ersichtlich, dass mit steigender Reinigungszeit der prozentuale Reinigungserfolg langsamer ansteigt. Weiterhin ist zu erkennen, dass mit einer Verdopplung der Konzentration sich keine Verdopplung des Reinigungserfolges einstellt. Ein Optimum liegt bei einer Reinigungszeit zwischen 30 und 40 Minuten und einer Konzentration von 500 ppm aktivem Chlor. Wobei allerdings die Streuung der Ergebnisse recht groß ist. Dies hängt unter anderem mit der Vorgeschichte der Membran vor einer Reinigung (z. B. Regenwetter oder Trockenwetter) und eventueller Fehler im Ablauf der Reinigung im Handbetrieb

zusammen.

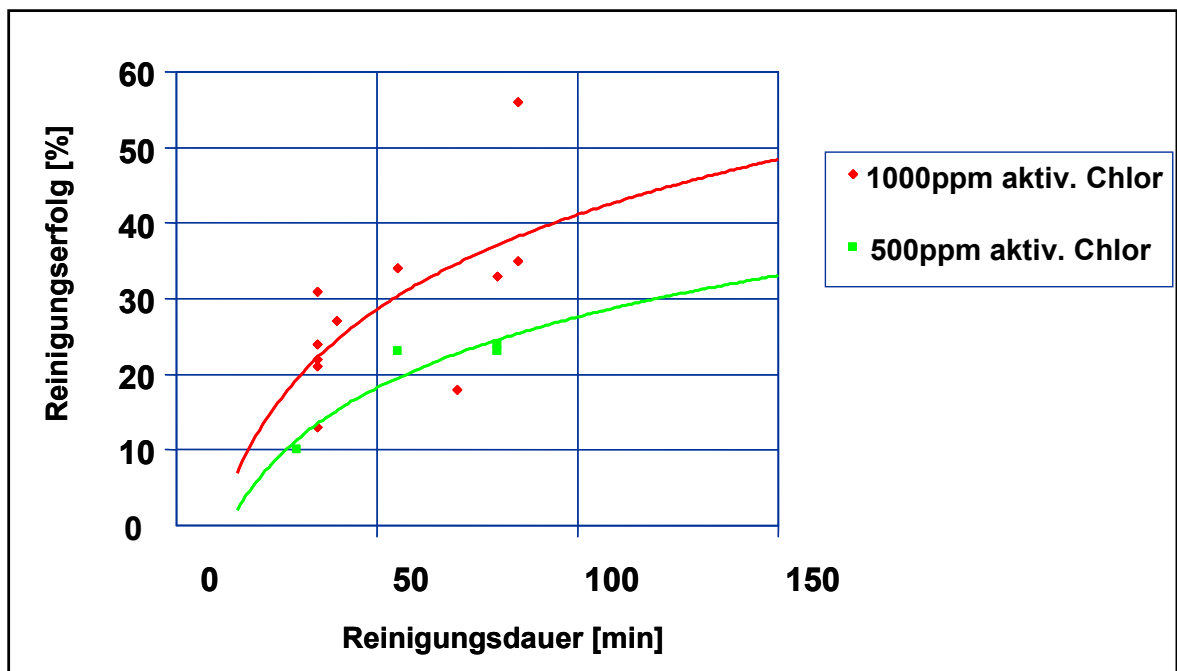


Bild 6-87: Reinigungserfolg in Abhängigkeit von Zeit und Konzentration während des Handbetriebes

Bei den Reinigungen im Automatikbetrieb stellte sich bei einer Konzentration von 500 ppm aktivem Chlor durchschnittlicher Reinigungserfolg von 21,6 % ein. Dabei lag die Reinigungszeit zwischen 30 und 40 Minuten. Der im Automatikbetrieb erzielte Reinigungserfolg ist um ca. 40% höher als bei der Reinigung im Handbetrieb. Zur Auswertung wurden 25 Membranreinigungen herangezogen. Für die Erhöhung des Reinigungserfolges gibt es unterschiedliche Gründe: Die Umstellung auf den Automatikbetrieb trägt hier sicherlich auch zu einem geringen Teil bei, da aufgrund der automatisierten Reinigung Fehler und Ungenauigkeiten des Handbetriebs vermieden werden können und ein gleichmäßigerer Reinigungsablauf gewährleistet werden kann. Darüber hinaus ist jedoch zu berücksichtigen, dass während der Projektphase mit automatisierter Zwischenreinigung gleichzeitig auch deutlich höhere Permeatflüsse eingestellt wurden. Das führt zu einer schnelleren Verschmutzung der Membranen und dadurch auch zu einem höheren Regenerierungspotenzial bei der chemischen Reinigung. Zudem wurden während dieser Projektphase auch kontinuierlich die hydraulischen Parameter des Moduls (s.o.) verbessert, die sich nicht nur auf den Filtrationsbetrieb, sondern auch auf den Reinigungsbetrieb positiv auswirken.

zeigt die Auswertung aller durchgeführten Reinigungen im Jahr 2006 und deren Mittelung. Der spezifische Reinigereinsatz von Natriumhypochloridlösung (150 g/l aktives Chlor) liegt demnach zwischen $0,005$ und $0,006 \text{ mg/m}^3_{\text{Abwasser}} / \text{m}^2_{\text{Membranfläche}}$.

Tabelle 6-22 zeigt die Auswertung aller durchgeführten Reinigungen im Jahr 2006 und deren Mittelung. Der spezifische Reinigereinsatz von Natriumhypochloridlösung (150 g/l aktives Chlor) liegt demnach zwischen 0,005 und 0,006 mg/m³_{Abwasser} /m²_{Membranfläche}.

Tabelle 6-22: Zusammenfassung automatisierte Zwischenreinigung

Automatische Zwischenreinigung 2006					
	Permeabilitätssteigerung		Chemikalienverbrauch NaOCl [150g akt. Cl/l]	spezifischer Verbrauch mg/m ³ /m ²	Reinigungsintervall [Tage]
	[l/m ² /h/bar]	[%]			
Modul 2-02	40	19	5,8	0,005	16,7
Modul 3-02	21	25	6,6	0,006	22,3

Gesamtbeurteilung der Änderungen

Um die Wertigkeit der Änderungen in den Bereichen Steuerung, Moduldesign und chemische Reinigung zu überprüfen, ist insbesondere auch das Langzeitverhalten der Module hinsichtlich ihrer Permeabilität zu vergleichen. Hieran lässt sich erkennen, ob die oben genannten Veränderungen über einen längeren Zeitraum zu einem verbesserten Anlagenverhalten führen. An den Langzeitbetriebsergebnissen ist zu erkennen, dass die Permeabilität und der Fluss des optimierten Moduls (Bild 6-88) mit der optimierten Gangliniensteuerung im Mittel auf einem höheren Niveau liegen als der Vergleichsmodul mit alter Gangliniensteuerung (Bild 6-89).

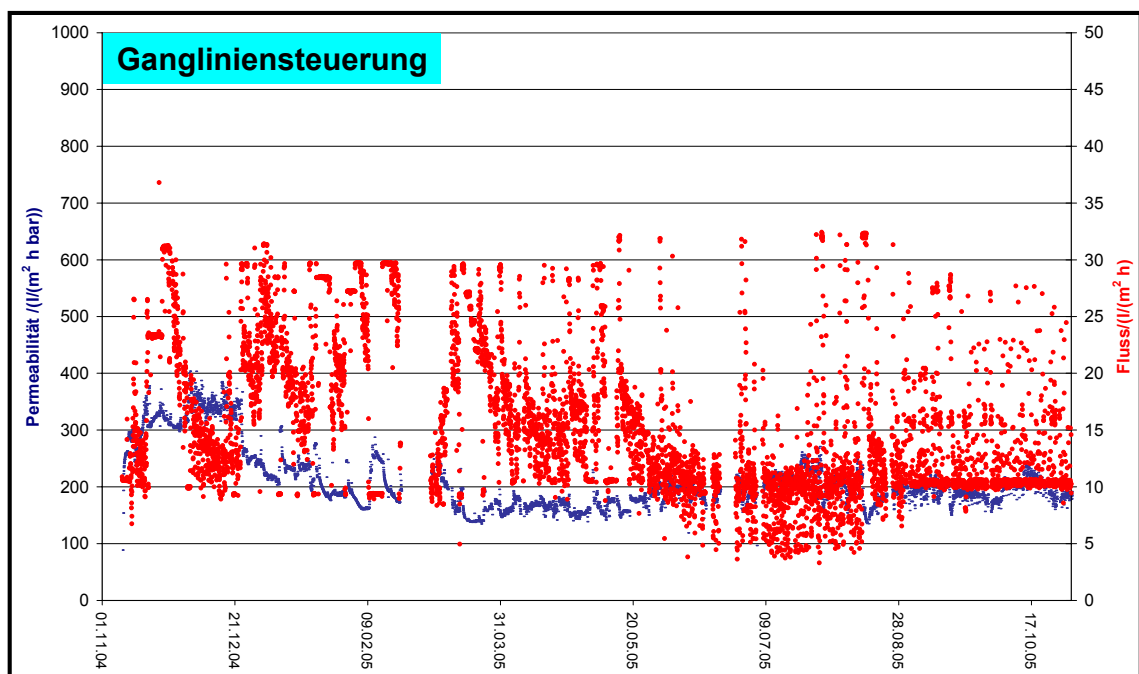


Bild 6-88: Betriebsverhalten mit Gangliniensteuerung

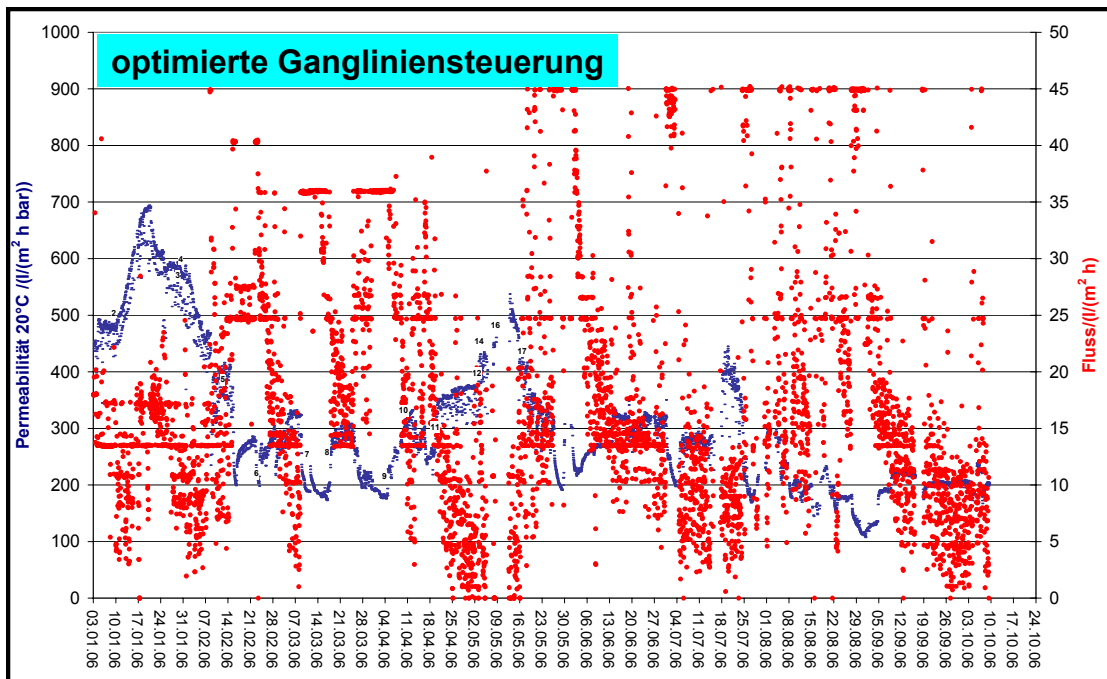


Bild 6-89: Betriebsverhalten mit optimierter Gangliniensteuerung und optimierten Modul

Ergebnisse der hygienischen Begutachtung des Permeates

Im Verlauf der Untersuchungen in Simmerath wurden regelmäßig mikrobiologische Untersuchungen durchgeführt. Bei den Ergebnissen ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich um eine Versuchsanlage handelt, bei der auch in regelmäßigen Abständen Inspektionen der Module vorgenommen wurden, um das Verhalten neuer Designparameter zu untersuchen. Zu diesem Zwecke mussten die Module häufig ausgebaut werden, was jedes Mal mit einer Kontamination des Permeatesystems einhergeht.

Bild 6-90 zeigt die Ergebnisse der hygienischen Parameter im Permeat des Anfang 2006 in Betrieb gegangenen Moduls mit altem Luftsystem, und Bild 6-91 die entsprechenden Ergebnisse des Moduls mit neuem Luftsystem, das Anfang 2007 in Betrieb genommen wurde.

Anhand der Diagramme ist in den ersten Wochen nach der Inbetriebnahme ein Abfall der anfangs höheren Koloniezahlen ablesbar. Die höheren Anfangswerte sind auf die unvermeidliche Verkeimung der Rohrleitungen beim Ein- und Ausbau der Module zurückzuführen. Nach Durchlaufen dieser Anfangsphase lagen die Filtratqualitäten durchweg im Bereich der gestellten Anforderungen nach der Europäischen Badegewässerrichtlinie.

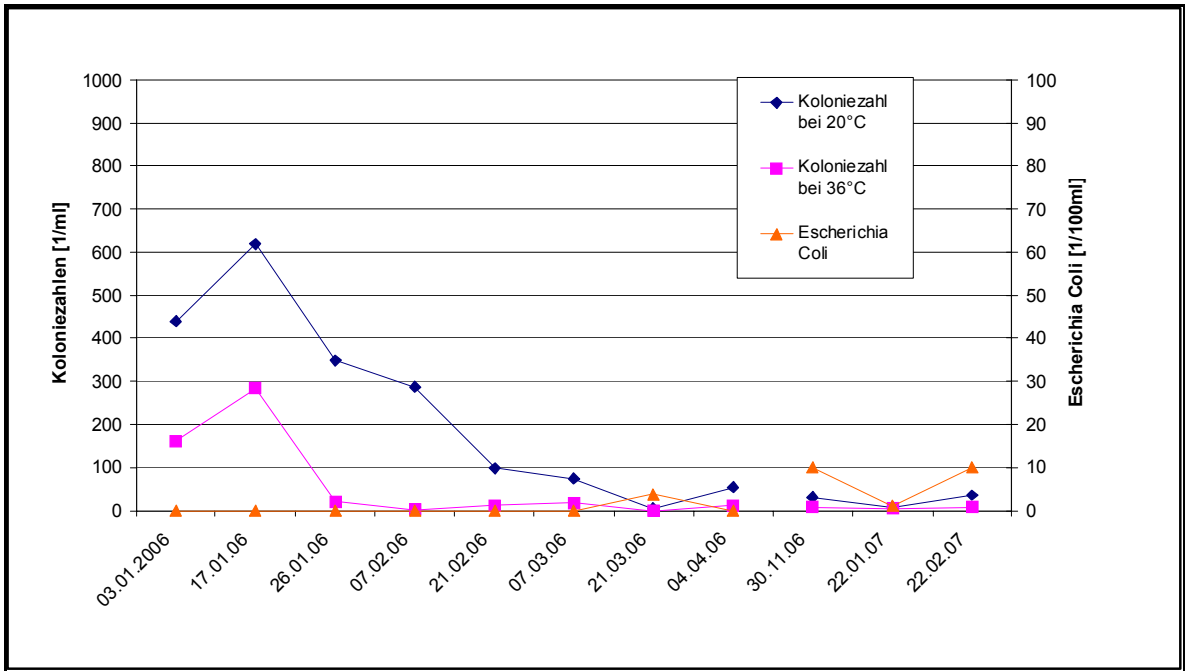


Bild 6-90: Mikrobiologische Untersuchungen des Filtrats ab Anfang 2006 (Modul mit altem Luftsystem)

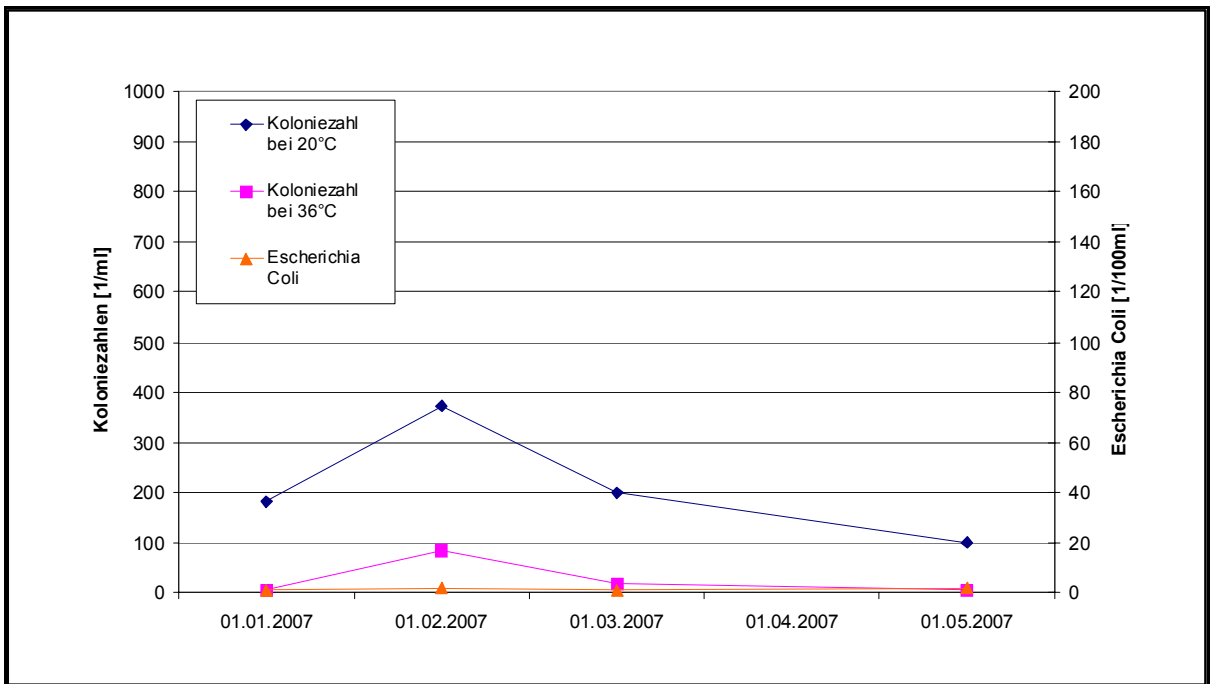


Bild 6-91: Mikrobiologische Untersuchungen des Filtrats ab Anfang 2007 (Modul mit neuem Luftsystem)

Auswirkungen der Schlammqualität auf die Permeabilitätsentwicklung

Während der Versuche in Simmerath wurde festgestellt, dass die Entwicklung der Permeabilität der Membranen in starkem Maße vom Zustand der Biologie abhängt. Dabei spielen der Schlammvolumenindex und die Temperatur eine bedeutende Rolle. Bild 6-92 zeigt die Entwicklung des transmembranen Druckes (TMP), der bei gegebenem Permeatfluss von $50 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ein Maß für die Entwicklung der Permeabilität darstellt. Bild 6-92 zeigt die Entwicklung des TMP jeweils für die Dauer eines Filtrationsintervalls bei verschiedenen Temperaturen und Schlammvolumenindizes. Auffällig dabei ist, dass sich die Temperatur lediglich auf das Niveau des TMP auswirkt, nicht jedoch auf dessen Anstieg im Filtrationsintervall. Das bedeutet, dass bei geringeren Temperaturen zwar die Permeabilität generell geringer ist, das Foulingverhalten davon aber nicht zwangsläufig negativ beeinflusst wird. Ändert sich hingegen der Schlammvolumenindex hin zu Werten, die deutlich über 150 ml/g liegen, so ändert sich auch der generelle Verlauf des TMP dahingehend, dass er wesentlich stärker während des Filtrationsintervalls ansteigt, was ein Indiz für eine deutlich höhere Foulingneigung ist. Dieses Ergebnis korreliert auch sehr gut mit den Langzeitergebnissen der Permeabilität in Simmerath.

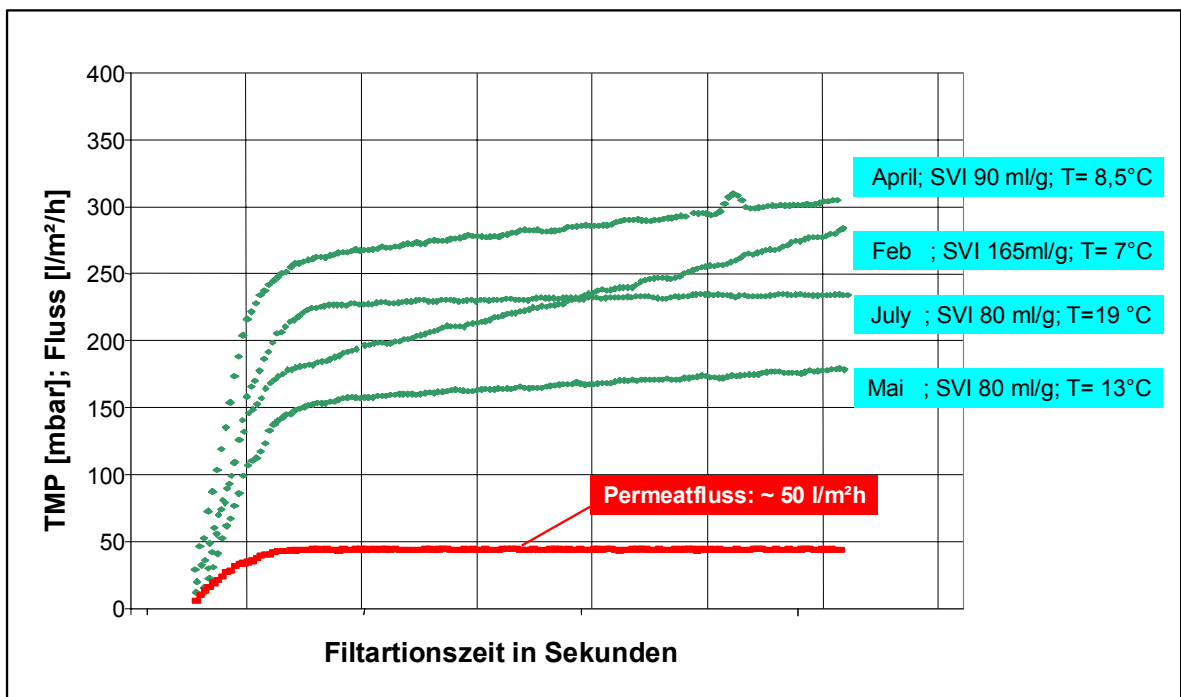


Bild 6-92: Entwicklung des TMP in einem Filtrationsintervalls in Abhängigkeit der Belebtschlammigenschaften

7 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

7.1 Kosteneinsparpotential infolge optimierter Modulbelüftung

In Kapitel 6.6.3 wurde gezeigt, dass durch die dort realisierten Maßnahmen die Luftmenge bezogen auf das behandelte Abwasser um 33% reduziert werden konnte. Dies führt gleichzeitig zu einer Einsparung von 33% im Bereich der Energiekosten für die Modulbelüftung. Der benötigte Überdruck der für die Modulbelüftung benötigt wird beträgt ca. 300 mbar am Modul. Der Gebläselieferant Aerzner gibt eine benötigte Kupplungsleistung von 4,7 kW bei 370 Nm³/h an. Mit diesen Angaben errechnet sich ein Energiebedarf von 0,18 kWh/m³ behandeltes Abwasser für den optimierten Betrieb des PURON[®]-Moduls in Simmerath.

Zum Vergleich sei an dieser Stelle angemerkt, dass der spezifische Energiebedarf für den Betrieb eines alternativen Modulsystems auf der KA Mohnheim zwischen 0,25 und 0,8 kWh/m³ behandeltes Abwasser für die Modulbelüftung liegt. (PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006)

7.2 Kosteneinsparpotential infolge optimierter und automatisierter Zwischenreinigung

Die größte Ersparnis im Bereich der Zwischenreinigung ist in den Personalkosten zu sehen. Für die Zwischenreinigung im Handbetrieb ist es erforderlich, dass während der gesamten Reinigung ein Mitarbeiter zugegen ist. Dieser muss stetig Einstellungen an den Aggregaten vornehmen und die Werte wie Volumenstrom und pH-Wert kontrollieren. Die Personenstunden für eine manuelle Reinigung sind mit ca. 4 Stunden pro Zwischenreinigung anzusetzen. Dagegen ist bei der automatisierten Zwischenreinigung ein Personalaufwand von ca. 0,25 Personenstunden pro Zwischenreinigung anzusetzen. In dieser Zeit muss kontrolliert werden, ob genug Chemikalien vorhanden sind. Des Weiteren müssen die Pumpen, die die Reinigungslösung in die Leitung pumpen, manuell entlüftet werden, um einen einwandfreien Transport von Chemikalien zu gewährleisten. Die Gesamteinsparung beträgt also ca. 3,5 Mannstunden pro Zwischenreinigung. Wird angenommen, dass 25 Zwischenreinigungen pro Jahr durchgeführt werden, ist die Ersparnis auf 11 Personentage pro Modul zu beziffern. Da eine Zwischenreinigung aus vielen Einzelschritten besteht, ist die Gefahr Fehler im Ablauf der Reinigung zu machen, recht groß. Durch die Automatisierung ist diese Gefahr auf ein Minimum begrenzt.

Hierdurch wird die Membranreinigung kontrollierter und genauer durchgeführt. Dieser Vorteil ist allerdings schwer in Kostenersparnis zu beziffern.

8 Optimierung des Entwurfes für die Membranbelebungsanlage Bergheim-Glessen des Erftverbandes mit dem Ziel der Erreichung von MTR-Qualität im Ablauf

8.1 Zielsetzungen der Entwurfsoptimierung

Der Erftverband hat die Kläranlage Bergheim-Glessen erweitert und zur Membranbelebungsanlage umgebaut. Die Anlage reinigt das Abwasser von bis zu 9.000 Einwohnern der Ortsteile Glessen und Fliesteden. Der Probetrieb der Anlage begann im April 2008. Die offizielle Inbetriebnahme fand am 04. September 2008 statt.

Mit Hilfe der dynamischen Simulation ist vor Beginn der Ausführungsplanung der Entwurf für die Membranbelebungsanlage überprüft und optimiert worden. Dabei war zu überprüfen ob durch eine Optimierung verschiedener Entwurfsparameter sowie der Regelungsstrategie für den Anlagenbetrieb die so genannte MTR-Qualität im Ablauf der Kläranlage erreicht werden kann.

Die Simulation basiert auf den Erfahrungen bei der Simulation der Pilotanlage in Simmerath sowie der Membranbelebungsanlage in Varsseveld in den Niederlanden.

Im Unterschied zu den wasserrechtlichen Überwachungswerten, wie sie für die Kläranlage Glessen festgelegt sind, zielt die MTR-Qualität auf die Einhaltung der mittleren Jahreswerte ab. Eine unmittelbare Übertragbarkeit der Ergebnisse dieser Studie auf die Einhaltung der Überwachungswerte nach der in Deutschland üblichen Praxis ist nur sehr eingeschränkt möglich.

8.2 Beschreibung der Kläranlage Glessen

8.2.1 Einzugsgebiet und Anforderungen an die Abwasserreinigung

Die Membrantechnik dient in diesem Falle dazu, die speziellen und hohen Anforderungen zu erfüllen, die sich durch die Einleitung des gereinigten Abwassers in ein empfindliches Feuchtgebiet ergeben.

Nach Einleitung in den Glessener Bach gelangt das Wasser nach kurzer Fließstrecke in das Naturschutzgebiet „Große Laache“ westlich der Stadt Köln (Bild 8-1). Dort versickert es mit dem Übertritt in die Niederterrasse des Rheins in gut durchlässige Bodenschichten und erreicht letztlich das Gewinnungsgebiet des Wasserwerkes Weiler.

Den Bau und Betrieb der Membranbelebungsanlage Glessen hat die Bezirksregierung Köln am 22.07.2005 unter Az. 54-2-3.1-15.0-3.2-5-schü genehmigt.

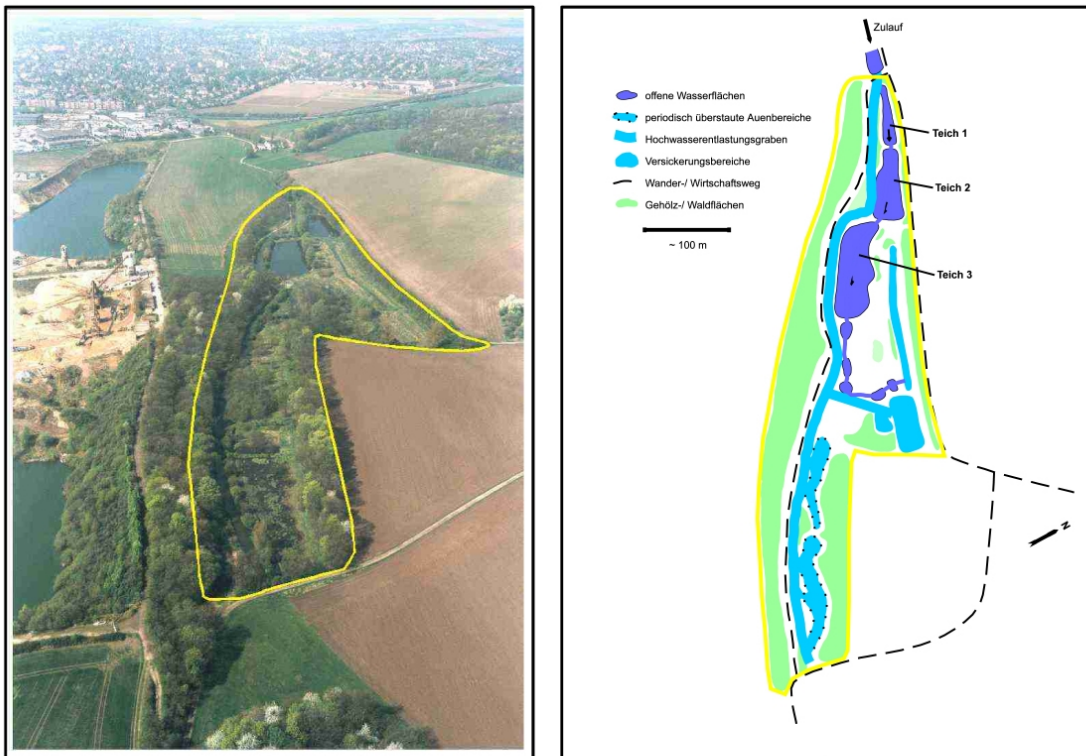


Bild 8-1: Naturschutzgebiet Große Laache

Neben dem Erhalt des empfindlichen und für die Region bedeutsamen Feuchtgebietes leiten sich daher die Anforderungen an die Reinigungsleistung der Kläranlage aus dem vorsorgenden Schutz der Trinkwassergewinnung ab. Gemäß des wasserrechtlichen 5. Änderungsbescheides (5. Änderungsbescheid für die KA Glessen vom 14.08.2003, Az.: 54.1-3.1(15.3.2)-4.2) vom 18.08.2003 sind für die Kläranlage Glessen bei Einleitung in den Glessener Bach die in Tabelle 8-1 dargestellten Überwachungswerte in der qualifizierten Stichprobe einzuhalten; zum Vergleich sind ebenfalls die angestrebten Jahresmittelwerte der MTR-Qualität aufgeführt.

Tabelle 8-1: Überwachungswerte der Membranbelebungsanlage Glessen im Vergleich zur MTR-Qualität

Parameter	Überwachungswert [mg/l]	MTR – Qualität [mg/l]
CSB	30	-
BSB ₅	6,0	-
NH ₄ -N	1,5	-
N _{ges}	-	2,2
P _{ges}	0,6	0,15
Überwachung	Qualifizierte Stichprobe	Jahresmittelwert

8.2.2 Entwurf und technische Daten der Kläranlage

Die behandelte Abwassermenge beträgt künftig rund 900.000 m³ pro Jahr. Die mechanische Vorbehandlung wurde komplett erneuert und dreistufig ausgebaut. Sie besteht heute aus einer Rechenanlage mit einer Spaltweite von 6 mm, dem belüfteten Sand- und Fettfang und einer zweistraßigen Siebanlage mit einer Maschenweite von 0,75 mm.



Bild 8-2: Ansicht der bestehenden Kläranlage Glessen

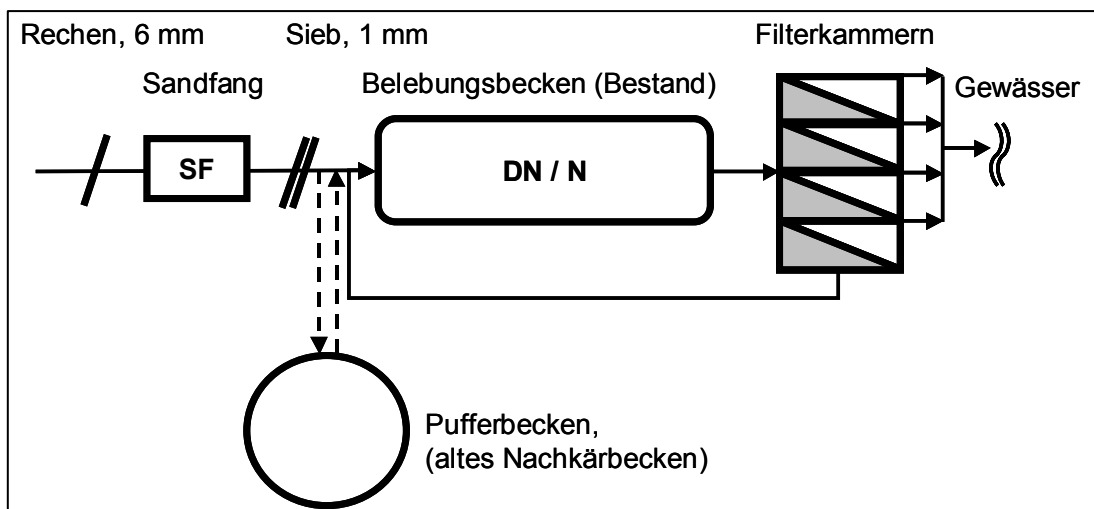
Der bestehende Umlaufgraben wird als Membranbelebung weiterhin betrieben. Das Schlammalter soll rund 25 Tage betragen. Mit dem vorhandenen Volumen der Belebungsstufe ist hierfür ein Trockensubstanzgehalt von lediglich 8 g/l erforderlich. Die hydraulische Aufenthaltszeit beträgt bei maximalem Zufluss sechs Stunden.

Die vierstraßige Membranfiltration befindet sich in separaten Kammern, die über ein neues Rezirkulationspumpwerk beschickt werden. Die vereinfachte Darstellung des Reinigungsverfahrens ist aus Bild 8-3 ersichtlich.

Schlammbehandlung und Simultanfällung werden aus dem heutigen Bestand übernommen. Das Nachklärbecken der alten Kläranlage soll zukünftig bei Bedarf als Ausgleichs- und Störfallbecken dienen. Die klärtechnischen Daten der wesentlichen Anlagenteile sind in Tabelle 8-2 zusammengefasst.

Tabelle 8-2: Kläranlage Glessen, Anlagendaten

Anlagenteil	Anzahl	technische Daten
Zulaufpumpwerke	2 mit je 3 Pumpen	Zufluss maximal 290 m ³ /h
Feinrechen	1-straßig mit Notumlauf	Spaltweite 6 mm
Sand- und Fettfang	1-straßig	Volumen 53 m ³
Feinsiebung	2-straßig mit Notumlauf	Maschenweite 1 mm
Belebungsbecken	1-straßig	Volumen 1.680 m ³ $X_{TS, BB} = 8 \text{ g/l}$ intermittierende Denitrifikation mit 2 Walzen zur Oberflächenbelüftung
Membranfiltration	4 Filterkammern	Membranfläche ca. 12.000 m ²
Phosphatfällung	1 Vorratsbehälter	Simultanfällung mit FeCl ₃
Ausgleichs- und Störfallbecken	1 Becken	Volumen 560 m ³
Schlammeindickung	1 Behälter	Volumen 500 m ³

**Bild 8-3: Verfahrensschema der Membranbelebungsanlage Glessen**

8.2.3 Realisierung der Anlage

Nach Erhalt der wasserrechtlichen Genehmigung hat der Ertverband im Juli 2005 das Vergabeverfahren eröffnet. Im Rahmen der Ausführungsplanung wurde der Entwurf so angepasst, dass notwendige Optimierungen, in Folge der Erkenntnisse aus dem laufenden Forschungsvorhaben auch zu einem späteren Zeitpunkt noch ohne größere technische und insbesondere vergaberechtliche Schwierigkeiten durchgeführt werden konnten.

Die Ausschreibung und Vergabe der Anlage erfolgte in einzelnen Losen im Zeitraum September 2005 bis September 2006. Die Erkenntnisse aus der Simulationsstudie wurden noch bei der Erstellung der Ausschreibungsunterlagen für die Maschinen- und EMSR-Technik berücksichtigt.

Nach einer Bauzeit von 20 Monaten hat der Erftverband Ende März 2008 mit der Inbetriebnahme der neuen Kläranlage in Bergheim – Glessen begonnen (Bild 8-4). Zunächst nahm die neue mechanische Vorreinigung die Arbeit auf. Der reibungslose Betrieb dieser ersten Reinigungsstufe der Kläranlage war die Voraussetzung für den Einbau der Filtermodule in die Filterkammern.



Bild 8-4: Luftbild der Membranbelebungsanlage Glessen

Die Inbetriebnahme der eigentlichen Filterstufe erfolgte dann nach ausgiebigen Tests der Steuer- und Regelungstechnik. Diese letzte Reinigungsstufe, die aus vier Filterkammern besteht, ging stufenweise in Betrieb während ein Teilstrom des Abwassers noch über das alte Nachklärbecken geklärt wurde. Durch diese Strategie konnte das Risiko von anfänglichen Betriebsstörungen oder Programmfehlern, wie sie bei einer solch komplexen Anlage vorkommen können, vermindert werden.

Der Probetrieb wurde seitdem fortgesetzt, um die betrieblichen Abläufe und Einstellungen weiter zu verbessern und die notwendigen Leistungstests der Anlage abzuschließen.

8.3 Simulationsmodell zur Optimierung des Entwurfes

8.3.1 Vorgehen bei der Modellerstellung

Die Simulationsstudie wurde im Rahmen des Projektes durch das Ingenieurbüro DHV Water BV, Amersfort, NL durchgeführt und durch den Erftverband begleitet und bewertet. Die vollständige Simulationsstudie ist als Anlage dem Bericht beigefügt.

Beim Modellaufbau wurde unter anderem auch auf die Erfahrungen aus der Modellierung der MBR Simmerath (siehe Kapitel 4.5.1 und 5.5.1) zurückgegriffen.

Die Erstellung des Simulationsmodells und die Bearbeitung der Simulationsstudie erfolgten in drei Phasen:

1. Auswertung von Grundlegendaten und Bewertung der Leistungsfähigkeit der vorhandenen Kläranlage Glessen
2. Modellaufbau und Kalibrierung
 - a. Aufbau eines Modells der bestehenden Kläranlage Glessen einschließlich der Prozesssteuerung
 - b. Modellkalibrierung für die konventionelle, bestehende Kläranlage auf Basis der Daten aus Phase 1
 - c. Abschätzung der Eingangsgrößen und Modellparameter für die Simulation der Membranbelebungsanlage
3. Vergleichende Simulationsberechnungen für die Membranbelebungsanlage
 - a. Aufbau eines Simulationsmodells für die Membranbelebungsanlage Glessen auf Grundlage des vorliegenden Entwurfes
 - b. Durchführung von Modellberechnungen auf Basis der Ergebnisse aus 1. und 2. zur Abschätzung der Leistungsfähigkeit der zukünftigen Membranbelebungsanlage
 - c. Vergleich verschiedener Optimierungsansätze und Regelungsphilosophien sowie Untersuchung von zusätzlichen Maßnahmen, um eine Einhaltung von MTR-Qualität zu erreichen
 - d. Abschließende Empfehlungen und Hinweise zur Erreichung der MTR-Qualität

Da neben der Stickstoffelimination auch die Phosphorentnahme berücksichtigt werden sollte, wurde als Modellgrundlage das ASM2d (IWA, 2000) gewählt. Die Zulauf-

fraktionierung erfolgte in Anlehnung an das Protokoll der niederländischen STOWA (STOWA, 2000).

Als Software wurde das Programmpaket Matlab/Simulink zusammen mit dem SIMBA-Modell verwendet.

8.3.2 Variantenuntersuchungen zur Optimierung

Zur Optimierung des Anlagenentwurfes wurden verschiedene Szenarien anhand von Modelrechnungen untersucht.

1. Regelung der Belüftung des Belebungsbeckens
2. Regelung der Überschussschlammmentnahme
3. Regelung der Phosphorelimination
4. Auswirkungen bei Betrieb des Störfall- und Pufferbeckens als Ausgleichbecken

Zunächst lag der Schwerpunkt der untersuchten Szenarien auf der Ermittlung notwendiger Maßnahmen zur sicheren Einhaltung der tatsächlichen Überwachungswerte. Dabei wurden die einzelnen Teilprozesse getrennt voneinander optimiert. Abschließend wurde diese Erfahrung genutzt, um eine Aussage bezüglich der Leistungsfähigkeit der gesamten Anlage zur Einhaltung der MTR-Qualität zu treffen.

8.3.3 Schlussfolgerungen und Empfehlungen für den späteren Anlagenbetrieb

8.3.3.1 Betrieb der Membranfilterkammern

Bei Stillstand einer Filterkammer wird das Wasser aus dem Belebungsbecken über die Filterkammer rezirkuliert während die grobblasige Lüftung der Filter nicht aktiv ist. Dadurch entspricht die Ammoniumkonzentration in dem Filtertank der Ammoniumkonzentration im Belebungsbecken. Wird nun die Filterkammer aktiviert, wird zunächst Permeat mit einer höheren Ammoniumkonzentration erzeugt.

Im Rahmen der Simulation wurde ermittelt, dass bei Anfahren der einzelnen Filterkammern eine Abflussspitze beim Ammoniumstickstoff in Höhe von bis zu 1 mg/l auftreten kann.

Die biologischen Vorgänge in der Filterkammer tragen nicht unwesentlich zum Reinigungserfolg bei. Daher ist sicherzustellen, dass bei Inbetriebnahme einer zuvor

abgeschalteten Filterkammer diese zunächst einige Zeit belüftet wird, bevor der eigentliche Filtrationsvorgang beginnt.

8.3.3.2 Betrieb der biologischen Stufe

Die Untersuchung verschiedener Optionen für die Belüftungssteuerung umfasst Aspekte einer kontinuierlichen Ammoniumregelung sowie die Betrachtung der Auswirkungen eines Reglers unter Einbeziehung der Zulaufmessung sowie der intermittierenden Belüftung. Die vergleichende Untersuchung der verschiedenen Regelstrategien zeigt, dass für den geplanten Zustand eine kontinuierliche Kaskadenregelung zur Steuerung der Lüftung empfohlen werden kann.

Bezüglich der Phosphatelimination zeigt sich, dass eine Feedback-Regelung mit Berücksichtigung der gemessenen Phosphatkonzentration im Ablauf ausreichend ist.

Für die Überschussschlamm-Entnahme wird eine Proportionalregelung empfohlen, aufgrund der Trägheit des Prozesses ist jedoch eine Zeitsteuerung möglich.

Mit Hinblick auf eine evtl. Erreichung der MTR-Qualität im Ablauf der zukünftigen Kläranlage Glessen wurden die Auswirkungen weitergehender Maßnahmen der Steuerung und Regelung untersucht. Dabei wurden folgende Maßnahmen betrachtet.

1. Erhöhung der chemischen Fällung zur Erreichung eines mittleren Phosphatablaufwertes von 0,15 mg/l

Die geringeren Ablaufwerte können durch eine Steigerung der Dosiermenge erreicht werden. Es ist jedoch zu beachten, dass durch die erhöhte Dosierung der Anteil an anorganischen Schlamm steigt. Dies hat direkte Auswirkungen auf den Anteil der biologisch aktiven Biomasse im Belebungsbecken.

2. Weitere Optimierungen der Belüftungsregelung

Zur Erreichung der MTR-Qualität ist neben einer möglichst vollständigen Nitrifikation eine ausreichende Denitrifikation im Belebungsbecken sicherzustellen. Um dies zu erreichen, wird ein Kaskadenregler vorgeschlagen, der neben dem Ammoniumablauf auch die Nitratlaufwerte berücksichtigt. Dabei soll die Vorgabe für die Sauerstoffregelung und den Sauerstoffsollwert über die Ermittlung eines gemessenen Verhältnisses zwischen Ammonium- und Nitratlaufwert eingestellt werden. Das Verhältnis von Ammonium zu Gesamtstickstoff, anorganisch, im Ablauf der Anlage soll konstant gehalten werden. Im Vergleich zu dem herkömmlichen Kaskadenregler zeigte diese Regelung eine durchschnittlich bessere Leistung.

3. Untersuchung der Effekte einer Vergleichmäßigung der Zuflussmengen im Speicherbecken

Das Ziel der Zuflussbewirtschaftung im Ausgleichsbecken besteht darin, möglichst lange einen durchschnittlichen Trockenwetterzufluss zur Kläranlage aufrecht zu erhalten. Lediglich wenn der Speichertank zu 100 % gefüllt ist, soll die Zuflussmenge erhöht werden. Erst bei vollständiger Entleerung des Speicherbeckens wird sie erniedrigt. Im Simulationsmodell konnte gezeigt werden, dass die Zulaufpufferung eine schätzungsweise 20 %-ige Verbesserung der Ablaufmittelwerte und eine ca. 40 %-ige Verbesserung mit Hinblick auf die Abflussspitzen ermöglicht. Durch die Vergleichmäßigung können bei Trockenwetterzufluss lediglich 2 Membrantanks dauerhaft betrieben werden. Es ist lediglich je einer der Oberflächenbelüfter in Betrieb. Dadurch lässt sich die Denitrifikationskapazität des Belebungsbeckens optimal ausnutzen.

8.3.3.3 Schlussfolgerungen aus der Simulationsstudie

Die oben beschriebenen Regelstrategien für die verbesserte Phosphatfällung und die optimierte Belüftungssteuerung wurden in zwei Simulationsläufen getestet, die einmal mit und ohne Zuflussbewirtschaftung berechnet wurden. Im Modell zeigt sich, dass die gewünschte MTR-Qualität (auf Basis von Tagesmittelwerten) nur bei einer Zuflussbewirtschaftung erreicht werden kann. Ohne Zuflussbewirtschaftung sind die durchschnittlichen Ablaufkonzentrationen für Stickstoff höher. In allen Fällen ist jedoch die maximale Stickstoffkonzentration im Ablauf höher als der MTR-Wert.

Obwohl das kalibrierte Modell die bestehenden Prozesse der Abwasserreinigung ausreichend genau nachbildet, bestehen hinsichtlich der Übertragung dieser Ergebnisse auf die zukünftige Situation einer Membranbelebungsanlage deutliche Unsicherheiten:

- Für die Simulation wurden die Schlammeigenschaften anhand der existierenden Situation kalibriert. Es ist unklar, ob die kinetischen Belebten Schlammparameter auf die neue Situation übertragbar sind, da diese auch Veränderungen unterliegen, die mit der Änderung der Verfahrenstechnik zusammenhängen.
- Aufgrund der sehr hohen Nitratkonzentration im Ablauf der derzeitigen Kläranlage (bis zu 18 mg/l) ist eine genaue Vorhersage des Sättigungskoeffizienten für die Denitrifikation nicht möglich. Eine genaue Vorhersage der Denitrifikationsrate der zukünftigen Anlage ist daher unsicher.
- Eine genaue Vorhersage der Dosiermenge für die Phosphatfällung ist ebenfalls unsicher, da die Modelkalibrierung auf deutlich höheren Ablaufwerten beruht.

- Die MTR-Qualität kann im Model nur erreicht werden, wenn eine Zuflussbewirtschaftung betrieben wird.

Die Ergebnisse der Simulationsstudie stellen daher lediglich einen Vergleich zwischen verschiedenen Betriebsweisen dar. Eine exakte Vorhersage zukünftiger Ablaufwerte ist nur eingeschränkt und mit der nötigen Vorsicht möglich.

8.4 Anpassungen des ursprünglichen Entwurfes

Gegenüber dem ursprünglichen Entwurf wurden verschiedene Änderungen vorgenommen, die eine größere Flexibilität beim Betrieb der Anlage ermöglichen und damit den nötigen Spielraum für eine Optimierung im Hinblick auf die mögliche Erreichung einer MTR-Ablaufqualität eröffnen.

8.4.1 Betriebskonzept

Zur Einhaltung des geforderten Ammonium-Überwachungswertes erfolgt auf der KA Glessen eine weitgehende Nitrifikation. Das darüber hinaus zur Verfügung stehende Beckenvolumen wird für eine betrieblich gewünschte Denitrifikation genutzt. Zum Einsatz kommt hierbei die simultane Denitrifikation. Wahlweise ist ein Betrieb mit intermittierender Denitrifikation möglich. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration hat als übergeordnete Regelgröße immer Vorrang, da die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration wasserrechtlich überwacht wird. Dies bedeutet, dass auch bei höheren Temperaturen auf eine Denitrifikation verzichtet wird, wenn die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf dies erfordert.

Ein Feststoffgehalt von ca. 8 g/l im Belebungsbecken ist ausreichend, und es ergibt sich bei einem TS-Gehalt in den Membranfilterkammern von 12 g/l ein erforderliches Rücklaufverhältnis von $\text{RV} = 2,0$. Dadurch wird eine mögliche Sauerstoffverschleppung verringert wird, und Energie wird eingespart. Das Rücklaufverhältnis ist jedoch so flexibel einstellbar, das auch höhere TS-Gehalte im Belebungsbecken möglich sind.

Es ist derzeit nicht vorgesehen, das Pufferbecken dauerhaft zur Bewirtschaftung des Zuflusses zu betreiben. Es wurde jedoch vorgesehen, das Becken mit vorgereinigtem Abwasser beschicken zu können, so dass bei Betrieb weniger Probleme mit dem Absetzen von Grobstoffen auftreten.

8.4.2 Mess-, Steuer- und Regelungstechnik

Im Rahmen der Errichtung der Membranfiltration wird ein Prozessleitsystem für die Gesamtanlage der Kläranlage Glessen eingerichtet. Die Daten und Informationen aus

allen Anlagenteilen werden zum Prozessleitsystem (PLS) übertragen. Steuerbefehle sind vom PLS zu übernehmen und weiterzuverarbeiten.

Folgende Messungen sind zur Überwachung und Regelung der Membranbelebung vorgesehen.

Mengenmessungen

- Ablaufmessung, gesamt
- Zufluss zu den Membranbecken, 4 Stück
- Überschussschlammmenge
- Messung des Permeatvolumenstroms je Filterstraße

Qualitätsmessungen

- pH-Wert und Temperaturmessungen
- Feststoffmessungen im Belebungsbecken und in den einzelnen Filterkammern
- Zwei Sauerstoffmessungen im Belebungsbecken
- Erfassung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf der Kläranlage
- Erfassung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der Kläranlage
- Erfassung der Gesamtphosphatkonzentration im Zulauf und Ablauf der Kläranlage

Visualisierung, Berechnung, Eingabe und Auswertung sowie die Ausgabe von Befehlen zur Steuerung des Belebungsbeckens erfolgen mittels des zentralen Prozessleitsystems.

Wie mit der Simulationsstudie ermittelt werden konnte, ist zur optimierten Einhaltung der Ablaufkonzentrationen ein erhöhter Aufwand für die einzelnen Regelkreise erforderlich. Für die Regelung des Sauerstoffeintrags und der Phosphorelimination kommen Kaskadenregler mit Störgrößenaufschaltung zum Einsatz.

8.5 Umsetzung und erwartete Resultate

Für den späteren Betrieb der Membranbelebungsanlage Glessen ist die Einhaltung der wasserrechtlichen Überwachungswerte maßgebend. Um diese Werte gesichert einzuhalten, werden im regulären Betrieb diese Grenzwerte im Mittel üblicherweise deutlich unterschritten. Bei der Inbetriebnahme wurden daher entsprechende Ablaufkonzentrationen angestrebt.

Als Richtschnur wurden zunächst die auf der Membranbelebungsanlage Rödingen im Mittel erreichten Ablaufwerte angenommen (ERFTVERBAND, 2004). Die ersten

Betriebsergebnisse zeigen, dass die Ablaufkonzentration für Ammoniumstickstoff in der Online-Überwachung bei Trockenwetter in der Regel bei 0,1 mg NH₄-N/l liegen können.

Auch bei der Denitrifikation hat sich zunächst eine spürbare Verbesserung ergeben. Langfristig wird sich zeigen müssen in wie weit die Annahmen aus der Simulationsstudie zutreffend und geringere Ablaufkonzentrationen des Gesamtstickstoffs dauerhaft möglich sind.

Die in Bild 8-5 dargestellten ersten Betriebsergebnisse des Sommerhalbjahres 2008 zeigen eine deutliche Verbesserung gegenüber den Ablaufwerten der alten Kläranlage.

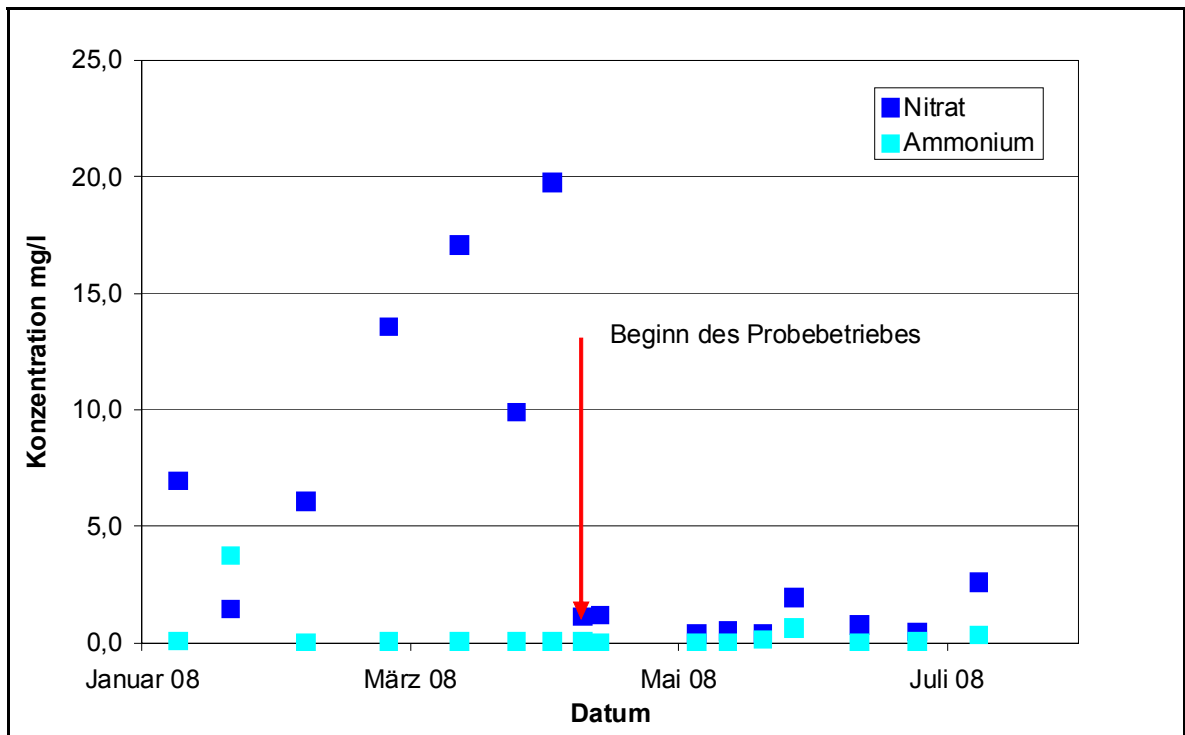


Bild 8-5: Ablaufwerte aus der Eigenüberwachung der Kläranlage Glessen vor und nach Inbetriebnahme der Membranbelebungsanlage

9 Literatur

- ADAM, M.; HEBERER, T. (2004): Vorkommen und Relevanz von Arzneimittelrückständen im aquatischen System urbaner Räume. Bremer Kolloquium Pharmazeutische Reststoffe in Abwässern. Vorkommen – Gefährdungspotenzial – Techniken zur Eliminierung. IUV Universität Bremen, 13.-14.09.2004.
- ALT, K.; WEDI, D. (2007): Bemessung, Konstruktion und Ausschreibung kommunaler Membranbelebungsanlagen. 7. Aachener Tagung Wasser und Membranen am 30. und 31. Oktober 2007; ISBN 3-86130-888-6; Hrsg.: T. Melin, J. Pinnekamp, M. Dohmann; Aachen.
- ATV (1992): Entwässerungskennwerte. Arbeitsbericht des ATV/BDE/VKS-Fachausschusses 3.1 Allgemeine Fragen (Statistik, Analyse, F+E-Programme. Korrespondenz Abwasser (39), Nr. 3.
- ATV (1997): ATV-Handbuch – Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. Hrsg. Abwassertechnische Vereinigung e. V.. Ernst & Sohn Verlag, Berlin.
- BAUMGARTEN, G. (1998): Behandlung von Deponiesickerwasser mit Membranverfahren – Umkehrosmose, Nanofiltration. Dissertation am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
- BEIER, S.; GRINWIS, S.; PINNEKAMP, J. (2007): Membranen in kommunalen Kläranlagen. Umwelt Magazin, Nr. 3, Seiten 33-35.
- BLAC (2003): Arzneimittel in der Umwelt – Auswertungen der Untersuchungsergebnisse an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK) am 19./20. November 2003 in Hamburg, Im Internet unter: <http://blak-uis.server.de/servlet/is/2146/P-2c.pdf> (01.04.2008).
- BLACK, GV (1886): Microorganisms of the oral cavity.
- BOERLAGE, S.F. (2001): Scaling and particulate fouling in membrane filtration systems. Dissertationsschrift, Academic Board of Wageningen University and the Academic Board of the International Institute of Infrastructural, Hydraulic and Environmental engineering, Delft.
- BÖHNKE, B. et al. (1989): Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung – Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen. Korrespondenz Abwasser, Nr. 9, Seiten 1046-1061.
- BORNEMANN, C.; LONDONG, J.; FREUND, M.; NOWAK, O.; OTTERPOHL, R.; ROLFS, T. (1998): Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ. Korrespondenz Abwasser 45 (Nr. 3), S. 455-462.
- BOWDEN, G.H.W.; LI, Y.H. (1997): Nutritional influences on biofilm development. Advances in dental research, No. 11, pp. 81-99.
- BRANDS, E.; OHLE, P.; SCHRÖDER, H.FR. (1998): FIA and LC separation with MS and MS/MS detection monitoring the degradation and elimination of compounds with endocrine disrupter function in the biological waste water treatment process combined with membrane systems. Vortrag im Rahmen des 15. Montreux Symposiums on LC/MS/MS in Montreux.

- BRANDS, E., REETZ, M. (1998): Biologische Aktivität des belebten Schlammes in Membranbioreaktoren. 2. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik, Aachen.
- BURA, R.; CHEUNG, M.; LIAO, B.; FINLAYSON, J.; LEE, B.C.; DROPPA, I.G.; LEPPARD, G.G.; LISS, S.N. (1998): Composition of extracellular polymeric substances in the activated sludge matrix. *Water Sci. Technology* 37, pp. 325-333.
- BURTON, K. (1955): A Study of the Conditions and Mechanism of the Diphenylamine Reaction for the Colorimetric Estimation of Deoxyribonucleic Acid. *Biochemical Journal*, Vol 62, pp 315-322.
- CECH, J. S.; CHUDOBA, J.; GRAU, P. (1984): Determination of kinetic constants of activated sludge microorganisms. *Water Science and Technology* 17, 259-272.
- CHA, G.; JEONG, T.; YOO, I.; KIM, D. (2004): Kinetics Characteristics of SMP and ECP in Relation of Loading Rate in a MBR process. Begleitband zur IWA Speciality Conference – Water Environment – Membrane Technology, M-2-4. Seoul, Korea.
- CHANG, I-S.; LEE, C-H. (1998): Membrane filtration characteristics in membrane-coupled activated sludge system effect of physiological states of activated sludge on membrane fouling. *Desalination* 120, pp. 221-223.
- CHO, M.-H.; MA, B.C.; YUN, M. A.; KIM, H.Y.; LEE, J.W.; LEE, C.-H.; LEE, S. (2004): Influence of flocculation on membrane filtration characteristics in coagulation microfiltration (MF) hybrid process for water treatment.
- DICHTL, N.; KOPP, J. (2001): Kennwerte zur Entwässerbarkeit von Klärschlämmen. 34. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, GWA 184. Hrsg. M. Dohmann, Aachen.
- DIN EN 14701-1 (2006): Charakterisierung von Schlämmen – Filtrationseigenschaften – Teil 1: Bestimmung der kapillaren Fließzeit. Deutsches Institut für Normung e.V. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 9509 (2006): Wasserbeschaffenheit – Toxizitätstest zur Bestimmung der Nitrifikationshemmung in Belebten Schlamm. Anhang A: Bestimmung der spezifischen Nitrifikationsrate des Belebten Schlammes. Deutsches Institut für Normung e.V. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DOHMANN, M. et al. (1993): Bemessung der Belebungsbecken nach dem Ansatz der Hochschulgruppe (HSG-Ansatz). *Korrespondenz Abwasser*, Nr. 8, Seite 1240.
- DOHMANN, M.; BUER, T; VOSSENKAUL, K. (2002): Stand und weitere Entwicklungen membrantechnischer Anlagen im Bereich der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung. Vortrag Abschlusskolloquium zum Pilotprojekt Membrantechnik Kläranlage Büchel.
- DWA (2000): Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 – Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Vertrieb). Hennef.
- DWA 2000, ATV-DVWK-ARBEITSBLATT A 131 - Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, 2000

- EIKELBOOM, D.H.; VAN BUIJSEN, H.J.J. (1992): Handbuch für die mikroskopische Schlammuntersuchung. Hirthammer, München.
- ERFTVERBAND (2004): Weitergehende Optimierung einer Belebungsanlage mit Membranfiltration Band I - III, Abschlussbericht für das MUNLV NRW, Erftverband, Bergheim, Oktober 2004.
- EU (2000): EU-Wasserrahmenrichtlinie - Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Oktober 2000 geändert im November 2001.
- FANCK, B. (2004): Occurrence and fate of antibiotics in sewage, surface, and ground water in Berlin, Germany. 4th International Conference on Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting Chemicals in Water, Oct 13-15, 2004, Minneapolis, Minnesota.
- FÄRBER, H.; SKUTLAREK, D.; ALBERTI, J.; REUPERT, R.-R. (2004). Belastung kommunaler Abwässer mit Arzneimitteln aus medizinischen Einrichtungen, In: Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 193, Hrsg.: Dohmann, M., Tagungsband zur 37. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen.
- FLEMMING, H.-C. (1995): Biofouling bei Membranprozessen. Springer Verlag, Berlin.
- FLEMMING, H.-C.; WINGENDER, J. (2000): Extrazelluläre Polymere Substanzen (EPS) – Der Baustoff für Biofilme. Vom Wasser, Nr. 94. Seiten 245-266.
- FROELUND, B.; PALMGREN, R.; Keiding, K.; Nielsen, P. (1996): Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. Water Research, No. 8. pp. 1749-1758.
- GARRISSON, A.W.; POPE, J.D.; ALLEN, F.R. (1976): GC/MS analysis of organic compounds in domestic wastewaters. In: Keith, C.H.: Identification and analysis of organic pollutants in water. Ann Arbor Science Publishers, S. 517-566.
- GÜNDER, B. (1999): Rheologische Eigenschaften von belebten Schlämmen und deren Einfluss auf die Sauerstoffzufuhr. Korrespondenz Abwasser (46), Nr. 12, S. 1896-1904.
- GÜNTHERT, F.W.; KRAUSE, S.; EDER, B.; HERB, S.; SCHINDLER, P.; GIMBEL, R.; HAGEMeyer, G.; LEIMBÖCK, A. (2002): Einsatz der Ultrafiltration zur Trinkwasseraufbereitung von trübstoffhaltigen und mikrobiologisch belasteten Karst-, Kluft-, und Quellwässern. Mitteilungen des Institutes für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr, München. Heft 76.
- HALLING-SORENSEN, B.; NORS NIELSEN, S.; LANZKY, P.F.; INGERSLEV, F., HOLTEN LUTZHOFT, H.C., JORGENSEN, S.E. (1998). Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment. Chemosphere 38, 357- 393.
- HEBERER, T.; DÜNNBIER, U.; REILICH, CH.; STAN H.-J. (1997). Detection of drugs and drug metabolites in ground water samples of a drinking water treatment plant. Fresenius Environ. Bull. 6 : 438-443.
- HEBERER, T.; STAN H.-J. (1996). Vorkommen von polaren organischen Kontaminanten im

- Berliner Trinkwasser. Vom Wasser 86, 19-31.
- HENZE, M.; GRADY, C. P. L. JR.; GUJER, W.; MARAIS, G. V. R.; MATSUO, T. (1987): Activated Sludge Model No. 1. Scientific and Technical Report No. 1, IAWPRC, London.
- HERMANOWICZ (2005): Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics. *Water Research* 39 (2005) 981-992
- HIGNITE, C.; AZARNOFF, D.L. (1977): Drugs and drug metabolites as environmental contaminants: chlorophenoxybutyrate and salicylic acid in sewage water effluent. *Life Sciences* (20), S. 342-377.
- HIRSCH, R.; TERNES, TH. A.; HABERER, K.; KRATZ, K.L. (1996): Vorkommen von Betablockern und Bronchospasmolytika in Kläranlagen und Fließgewässern. *Vom Wasser* 87, 263.
- HIRSCH, R.; TERNES, TH. A.; KRATZ, K.L.; HABERER, K. (1999). Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *Sci. Total Environ.* 225, 109.
- HUNT, D.F.; SHABANOWITZ, J.; HARVEY, T.M.; COATES, M. (1985): Scheme of the Direct Analysis of Organics in the Environment by Tandem Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry* (57), pp. 525-537.
- IMHOFF, KA; IMHOFF, KL (2007): Taschenbuch der Stadtentwässerung. 30. Auflage, Oldenburg Industrieverlag GmbH, München.
- IWA (2000): IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3.
- IWA Publishing, Scientific and Technical Report No.9.
- JENKINS, D., RICHARD, M.G., DAIGGER, G.T. (1993): Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming. 2nd ed. Boca Raton: Lewis Publishers.
- KOCH, G.; KÜHNI, M.; GUJER, W.; SIEGRIST, H. (2000): Calibration and Validation of Activated Sludge Model No. 3 For Swiss Municipal Wastewater. *Water Research* (34), No 14, pp. 3580-3590.
- KOHNEN, W. (2004): Vorkommen und Ausbreitung der Antibiotikaresistenz in der aquatischen Umwelt. Bremer Kolloquium Pharmazeutische Reststoffe in Abwässern. Vorkommen – Gefährdungspotenzial – Techniken zur Eliminierung. IUV Universität Bremen, 13.-14.09.2004.
- KRAUTH, KH; BEHNKE, B. (1998): Untersuchungen zum Erstaz der Nachklärung durch Membranfiltration in der kommunalen Abwasserreinigung bei stark variablen Zulaufverhältnissen auf der Kläranlage Immenstaad des Abwasserverbandes Lipbach-Bodensee. Stuttgart.
- KREBS, P.; KÜHN, V. (1999): Dynamik in der Siedlungsentwässerung. Beitrag im Rahmen der 12. Ostsee-Tagung. 15.-16.11.1999. Travemünde.
- KROISS, H. (2002): Arzneimittel in der aquatischen Umwelt. *Wiener Mitteilungen Wasser, Abwasser, Gewässer* Band 178. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft Wien.

- KROISS, H. (2003): VALIUM. Verhalten von bestimmten Arzneimittelrückständen, Industrie- und Umweltchemikalien in Membranbioreaktoren. TU Wien.
- KÜMMERER (2001): Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review. *Chemosphere*, Volume 45, Issue 6-7, pp. 957-969.
- KUBIN, K. (2004): Einfluss unterschiedlicher Verfahrenskonzepte auf Substratabbau und Nährstoffverwertung in Membranbelebungsanlagen zur kommunalen Abwasserreinigung. Dissertationsschrift vorgelegt an der Fakultät III – Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin.
- KUBIN, K.; ROSENBERGER, S.; KRAUME, M. (2001): Bedeutung der Betriebsweise für die Auslegung von Membranbioreaktoren. Beitrag im Rahmen der 4. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik. Aachen.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2006): Arzneistoffe in Zu- und Abläufen von kommunalen Kläranlagen des Landes Sachsen-Anhalt. Nr. 3/2006.
- LEE, D.; NOIKE, T.; CHA, G. (2001): Biofouling and behaviour of soluble microbial products in the submerged membrane separation activated sludge process. *Proceedings of Asian Waterqual – First IWA Asia-Pacific Regional Conference Proceedings I*. Fukuoka, Japan.
- LEE, W.; KANG, S. AND SHIN, H. (2003). Sludge characteristics and their contribution to microfiltration in submerged membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, 216 (1-2), pp. 217-227.
- LEE, Y.; CHO, J.; SEO, Y.; LEE, J.; AHN, K. (2002): Modelling of submerged membrane bioreactor process for wastewater treatment. *Desalination*, 146; pp. 451-457.
- LESJEAN, B.; RODENBERGER, S.; LAABS, C.; JEKEL, M.; GNIRSS, R.; AMY, G. (2005): Correlation between membrane fouling and soluble / colloidal organic substances in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology* (51), No. 6-7, pp. 1-8.
- LfU (1992): Das mikroskopische Bild bei der aeroben Abwasserreinigung. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 1/90* 2. Auflage, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- LI, D.; GANCZARCZYK, J. (1990): Structure of activated sludge flocs. *Biotechnology and Bioengineering*, Issue 35, Volume 1, pp. 57-65.
- LI, H.Q.; JIKU, F.; SCHRÖDER, H.F. (2000): Assessment of the pollutant elimination efficiency by gas chromatography/mass spectrometry, liquid chromatography, mass spectrometry and tandem mass spectrometry – comparison of conventional and membrane assisted biological wastewater treatment processes. *Journal of Chromatography, A* 889, pp. 155-176.
- LIAO, B.Q.; ALLEN, D.G.; DROPPA, I.G.; LEPPARD, G.G., LISS, S.N. (2001): Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Res.* Nr. 35, pp. 339.
- LIEBESKIND, M. (1999): Parameter für die dynamische Simulation kommunaler Abwasserreinigungsanlagen. Dissertationsschrift. GWA, Band 117, Aachen.

- LIEBESKIND, M. (1994): Ermittlung von praxisgerechten Versuchskombinationen zur reproduzierbaren Bestimmung von Parametersätzen für die Simulation von Abwasserreinigungsanlagen. Forschungsvorhaben PASIOS (Kennzeichen 509/90).
- LÖFFLER, D. (2004): Analysis and fate of human veterinary pharmaceuticals in water and sediment. 4th International Conference on Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting Chemicals in Water, Oct 13-15, 2004, Minneapolis, Minnesota.
- LUA BRANDENBURG (2001): Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe Heft-Nr. 68, Potsdam.
- MANSER, R. (2005): Population dynamics and kinetics of nitrifying bacteria in membrane and conventional activated sludge plants. Dissertation, Swiss Federal Institute Of Technology, Zurich.
- MARTIN-CERECEDA, M.; JORAND, F.; GUINEA, F.; BLOCK, J.C. (2001): Characterization of extracellular polymeric substances in rotating biological contractors and activated sludge flocs. *Environmental Technology*, No. 22, pp. 951-959.
- MASSÉ, A.; SPÉRANDIO, M.; CABASSUD, C. (2006): Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. *Water Research* 40, pp. 2405-2415.
- MELIN, T.; RAUTENBACH, R. (2003): Membranverfahren. Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung. Springer-Verlag, Berlin.
- MÖHLE, E.; HORVATH, S.; MERZ, W.; METZGER, J. W.: (1999): Bestimmung von schwer abbaubaren organischen Verbindungen im Abwasser – Identifizierung von Arzneimittelrückständen. *Vom Wasser* Nr. 92, S. 207-223.
- MULDER, M. (1996): Nature of membranes. In "Membranes in bioprocessing: Theory and applications. pp. 13-54. Glasgow.
- MUNLV (2004): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben, ISBN 3-9808617-6-7.
- MUNLV-NRW (2004): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.). Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben – Institut für Umweltforschung an der Universität Dortmund.
- N.N. (1999): Das mikroskopische Bild bei der biologischen Abwasserreinigung. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsberichte 1/99, München.
- N.N. (2006): Arzneimittel im Wasser: Keine akute Gefahr, aber Handlungsbedarf – Ausrüstung der Kläranlagen mit Aktivkohlefiltern empfohlen. Europäischer Wirtschaftsdienst (EUWID) – Wasser und Abwasser, Jahrgang 9, Ausgabe 21, Seiten 1 und 2.
- NG, H-Y.; HERMANOWICZ, S-W. (2005): Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics. *Water Research* 39, pp. 981-992.

- OBST, U. (2004): Antibiotikaresistente Bakterien im Wasserkreislauf - Eine Gefährdung für die menschliche Gesundheit? Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 193, 37. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen.
- PAXÉUS, N. (2003): Removal of selected NSAIDs, Gemfibrozil, Cabamazepine, b-blockers, Trimethoprim and Triclosan in conventional wastewater treatment plants in five EU countries and their discharge to the aquatic environment, Begleitbuch zur 4th IWA specialiced conference on assessment and control of hazardous substances in water, 14. – 16 .09.2003.
- PINNEKAMP, J.; FRIEDRICH, H. (2006): Abwasserreinigung mit Membrantechnik – Membraneinsatz im kommunalen und industriellen Bereich. Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW und Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp. 2. Auflage. FIW Verlag, Aachen.
- POSEIDON (2004): Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse. Report 2004, Im Internet unter: <http://poseidon.bafg.de/servlet/is/2888/Final-Report-POSEIDON-May2006.pdf?command=downloadContent&filename=Final-Report-POSEIDON-May2006.pdf>.
- RAMESH, A.; LEE, D. J.; WANG, M. L.; HSU, J. P.; JUANG, R. S.; HWANG, K. J.; LIU, J. C.; TSENG, S. J. (2006): Biofouling in Membrane Bioreactor, Separation Science and Technology, 41: pp. 1345–1370.
- RAUTENBACH, R.; MELIN, T. (2007): Membranverfahren. Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, ISBN 3-540-00071-2
- RICHARDSON M.L.; BOWRON J.M. (1985): The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment, Journal of Pharm. Pharmacol. 37, 1-12.
- RIDGWAY, H.F.; ISHIDA, K.; RODRIGUEZ, G.; SAFARIK, T.; KNOELL, T.; BOLD, R. (1998): Biofouling of Membranes I: Membrane Preparation and Characterization and Analysis of Bacterial Adhesion. In Methods of Enzymology, Louisville, Ky.: R.J. Doyle.
- ROHWEDER, U. (2003): Bericht über die Ergebnisse des Untersuchungsprogramms „Arzneimittel in der Umwelt“, Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz am 19./20. November 2003 in Hamburg, Hrsg.: Frei und Hansestadt Hamburg, Behörde für Umwelt und Gesundheit, Untersuchungen im Auftrag des Bund/Länderausschusses für Chemikaliensicherheit, Hamburg.
- ROLFS, T.; VOSENKAUL, K.; GRINWIS, S. (2005): Pilotprojekt Membranfiltration, Kläranlage Simmerath/Nordeifel. 6. Aachener Tagung Wasser und Membranen am 26 und 27. Oktober 2005; ISBN 3-86130-775-8; Hrsg.: T. Melin, J. Pinnekamp, M. Dohmann; Aachen.
- RÖNNEFAHRT, I.; KOSCHORRECK, J.; KOLOSSA-GEHRING, M. (2002). Berlin. Arzneimittel in der Umwelt – Teil 2: Rechtliche Aspekte und Bewertungskonzepte.
- ROSENBERGER, S. (2003): Charakterisierung von belebten Schlamm in Membranbelebungsreaktoren zur Abwasserreinigung. VDI Reihe 3 Nr. 769, VDI Verlag, Düsseldorf.
- ROSENBERGER, S.; KUBIN, K.; KRAUME, M. (2002): Rheologie von Belebten Schlamm in

- Membranbioreaktoren. Chemie Ingenieur Technik (74), Nr. 4, S. 487-494.
- SABLIER, M. und FUJII (2003): Gas Chromatography/Ion Trap Mass Spectrometry (GC/ITMS) for Environmental Analysis; In: Gauglitz, G. und Vo-Dinh, T. (Eds.), Handbook of Spectroscopy, Vol. 2, Section VIII, pp 244-267, WILEY-VCH, Weinheim/Germany.
- SACHER, F.; LOCHOW, E.; BETHMANN, D.; BRAUCH, H.J. (1998): Vorkommen von Arzneimittelwirkstoffen in Oberflächenwässern. Vom Wasser 90, 233-243.
- SALOMON, M. (2005): Arzneimittel in der aquatischen Umwelt – Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Handlungsbedarf. Umweltgutachten. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie (17), S. 50-53.
- SCHARF, S.; GANS, O.; SATTELBERGER, R. (2002): Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf von Kläranlagen, Berichte BE-201, Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2002.
- SCHEEN, J. (2003): Einfluss des C:N:P-Verhältnisses auf die Bildung von Biofilmen. Dissertationsschrift. Fachbereich Chemie der Universität Dortmund.
- SCHNEIDER, C.; MOEHLE, E.; STENZ, G.; KRAUSS, P.; METZGER, J.W. (2001): Arzneimittel in Siedlungsabfällen und in Deponiesickerwässern. Müll und Abfall, 6, 362-369.
- SCHRÖDER, H.FR. (1989): Hochdruckflüssigkeitschromatographie gekoppelt mit Tandem-massenspektrometrie - Eine schnelle und zukunftsweisende Analysenmethode in der Wasser- und Abwasseranalytik. Vom Wasser (73), S. 111-136.
- SCHRÖDER, H.FR. (1991): Identification of Non-Biodegradable, Hydrophilic, Organic Substances in Industrial and Municipal Waste Water Treatment Plant-Effluents by Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry (LC/MS/MS). Water Science and Technology (23), pp. 339-347.
- SCHRÖDER, H.FR. (1993a): Pollutants in drinking water and waste water; J. Chromatogr., 643, pp.145-161.
- SCHRÖDER, H.FR. (1993b): Festphasenextraktion mit selektiver Elution in Verbindung mit massenspektroskopischer Detektion - eine vielversprechende Vorgehensweise bei der Untersuchung von Abwässern auf polare, organische Inhaltsstoffe. Vom Wasser, 80, S. 323 - 339.
- SCHRÖDER, H.FR. (1996a): Selective determination of non-biodegradable polar, organic pollutants in waste water related to functional groups using flow injection combined with tandem mass spectrometry. Water Science and Technology (34), pp. 21-28.
- SCHRÖDER, H.FR. (2001): Tracing of surfactants in the biological wastewater treatment process and the identification of their metabolites by flow injection-mass spectrometry and liquid chromatography-mass spectrometry and –tandem mass spectrometry. Journal of Chromatography A, 926, S. 127-150.
- SCHRÖDER, H.FR. (2002): Mass spectrometric monitoring of the degradation and elimination efficiency for hardly eliminable and hardly biodegradable, polar compounds by membrane bioreactors, Wat. Sci. Technol., 46, 57-64.

- SCHRÖDER, H.FR. (2003a): Mikroschadstoffe – Potentiale der Eliminierung bei Anwendungen von Membranverfahren. In: DOHMANN, M. (Hrsg.): Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 190 - 36. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Aachen. S. 33/1-33/22.
- SCHRÖDER, H.FR. (2003b): LC-MS in Environmental Chemistry; In: Gauglitz, G. und Vo-Dinh, T. (Eds.), Handbook of Spectroscopy, Vol. 2, Section VIII, pp 152-243, WILEY-VCH, Weinheim/Germany.
- SCHRÖDER, H.FR. (2004): Wasseraufbereitung – im Roh- und Abwasser – Die „beste“ Technik und „alles ist (wieder) gut?“. Tagungsunterlagen im Rahmen des Seminars „Wasser – Reservoir des Lebens – Aktuelle Fragen zur Wasserversorgung und –hygiene. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit in Neuherberg.
- SCHRÖDER, H.FR.; FYTIANOS, K. (1999): Organic Pollutants in the Biological Waste Water Treatment. Mass and Tandem Mass Spectrometry of the Flow Injection Mode Compared with Liquid Chromatographic Examinations: Polar Compounds under Positive Ionization. Chromatographia (50), pp. 583-595.
- SCHWABE, U.; PAFFRATH, D. (1996): Arzneiverordnungsreport 1996 - Aktuelle Daten, Kosten, Trends und Kommentare. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- SPENGLER, P.; KÖRNER, W.; METZGER, J.W. (1999): Schwer abbaubare Substanzen mit östrogenartiger Wirkung im Abwasser von kommunalen und industriellen Kläranlagenabläufen. Vom Wasser, 93, S. 141-157.
- STAN H.; HEBERER T.; LINKERHÄGNER M. (1994). Vorkommen von Clofibrinsäure im aquatischen System - Führt die therapeutische Anwendung zu einer Belastung von Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser? Vom Wasser 83: 57-68.
- STOWA (2000): SIMBA protocol – Richtlijnen voor het dynamisch modelleren van actiefslibsystemen. STOWA-rapport, 2000-16.
- STUMPF, M.; TERNES, TH. A.; HABERER K.; BAUMANN, W. (1998): Isolierung von Ibuprofen-Metaboliten und deren Bedeutung als Kontaminanten der aquatischen Umwelt. Vom Wasser, 91, 291-303.
- STUMPF, M.; TERNES, TH. A.; HABERER, K.; SEEL, P.; BAUMANN, W. (1996). Nachweis von Arzneimittelrückständen in Kläranlagen und Fließgewässern. Vom Wasser 86, 291-303.
- TERNES, T. (1998a): Abbau und Verhalten von Pharmaka in aquatischen Systemen. Schriftenreihe Wasserforschung 6, S. 23-33. Wasserforschung e. V. (Hrsg.), Berlin.
- TERNES, T. (1998b): Occurrence of drugs in german sewage treatment plants an rivers. Water Research 32, S. 3245-3260.
- TERNES, T.; HIRSCH, RW.; STUMPF, M.; EGGERT, T.; SCHUPPERT, BF; HABERER, K. (1999): Nachweis und Screening von Arzneimittelrückständen Diagnostika und Antiseptika in der aquatischen Umwelt. Forschungsbericht für das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie. Referenznummer 02WU9567/3.
- THOMANETZ, E. (1982): Untersuchungen zur Charakterisierung und quantitativen Erfassung der Biomasse von belebten Schlämmen. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft,

Band 74, Stuttgart.

THUY, Q.; VISVANATHAN, C. (2004): Treatment of inhibitory phenolic compounds in membrane bioreactor. Begleitband zur IWA Speciality Conference – Water Environment – Membrane Technology. P-6-5. Seoul, Korea.

VFA (2003): Die Arzneimittelindustrie in Deutschland. Verband forschender Arzneimittelhersteller e.V.Berlin. www.vfa.de.

WISCHNACK S.; OLESKY-FRENZEL J.; JECKEL M. (1998). Abbauverhalten und Vorkommen organischer Iodverbindungen im Raum Berlin. Vortrag, Jahrestagung 1998 der FG Wasserchemie der GDCh, Lübeck.

WU, B.; TAY, S.; FANE, A. (2004): The effect of MBR operational parameters on EPS production and membrane fouling. Begleitband zur IWA Speciality Conference – Water Environment – Membrane Technology. P-2-6. Seoul, Korea.

ZIMMER, A.; GRAESER, U.; WAKOBINGER, A.; KREUTER, J. (2000): Rücklauf von Alt-Arzneien in hessischen Apotheken. Pharm. Ztg.

ZIMMER, A.; ZIMMER, A.K.; KREUTER, J. (1992): Rücklauf von Alt-Arzneien. Pharm. Ztg. 49, 20-29.

ZOBELL, C. E. (1943): The effect of solid surfaces upon bacterial activity. Journal of Bacteriology. Volume 45, Issue 1, pp. 39-56.

Anhang

Tabelle 1: Vergleich der Elimination von Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) der MBR - Demonstrationsanlage und des Gruppenklärwerks Simmerath

Probenbezeichnung	Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoranthren	Benzo(k)fluoranthren	Benzo(a)pyren	Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(ghi)perylen	Indeno(123-cd)pyren
	ng/l bei Wässern bzw. µg/kg TR bei Schlämmen															
Zulauf	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS konv.	<10	<10	8,4	6	39	29	17	45	29	20	25	42	55	32	4	7
Ablauf konv.	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS MBR	<10	<10	<5	<2	32	14	13	31	14	8	15	37	25	21	<2	<5
Ablauf MBR	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
Zulauf	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS konv.	<10	<10	<5	5,2	13	22	56	69	48	52	66	47	31	44	59	30
Ablauf konv.	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS MBR	<10	<10	7	11	32	14	23	51	34	23	45	37	25	40	46	23
Ablauf MBR	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
Zulauf	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS konv.	<10	<10	5,4	5,2	13	32	60	59	55	60	60	47	31	31	14	12
Ablauf konv.	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS MBR	<10	<10	8	11	30	24	19	41	30	39	23	63	25	26	18	17
Ablauf MBR	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
Zulauf	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS konv.	<10	<10	<5	<2	22,1	<2	81,8	127	63,3	83,4	100	34,1	49	50,8	79,8	53
Ablauf konv.	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
BS MBR	<10	<10	7,2	11	32	14	89	51	34	51	72	63	25	40	46	23
Ablauf MBR	<5	<5	<2	<1	<1	<1	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3

BS: belebter Schlamm



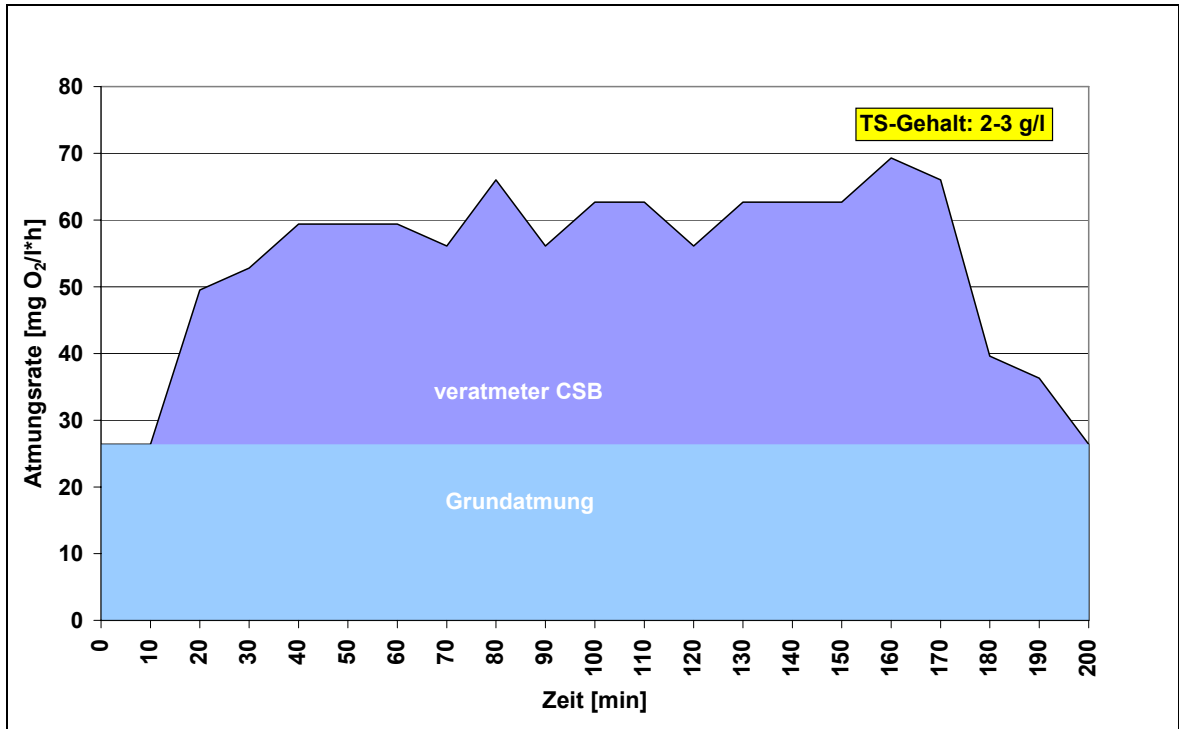


Abbildung 1: Versuchstechnische Bestimmung des Ertragskoeffizients YH der Probe I vom 12.02.2008

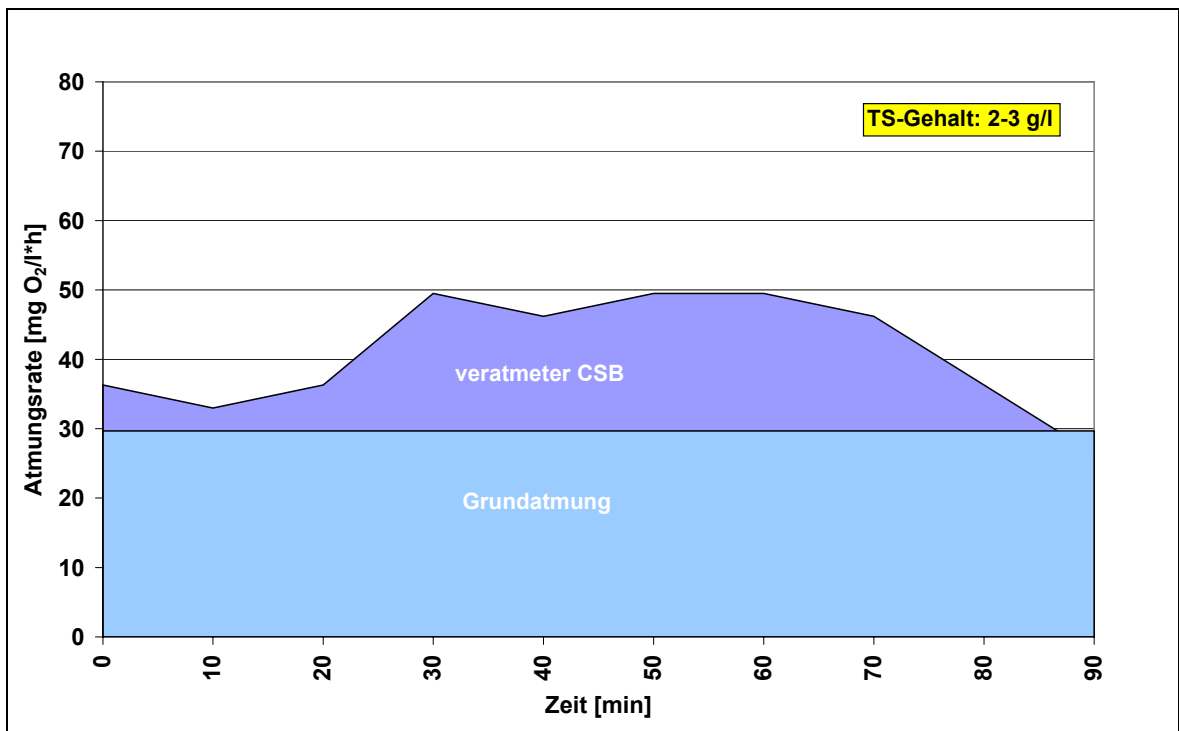


Abbildung 2: Versuchstechnische Bestimmung des Ertragskoeffizients YH der Probe II vom 18.02.2008

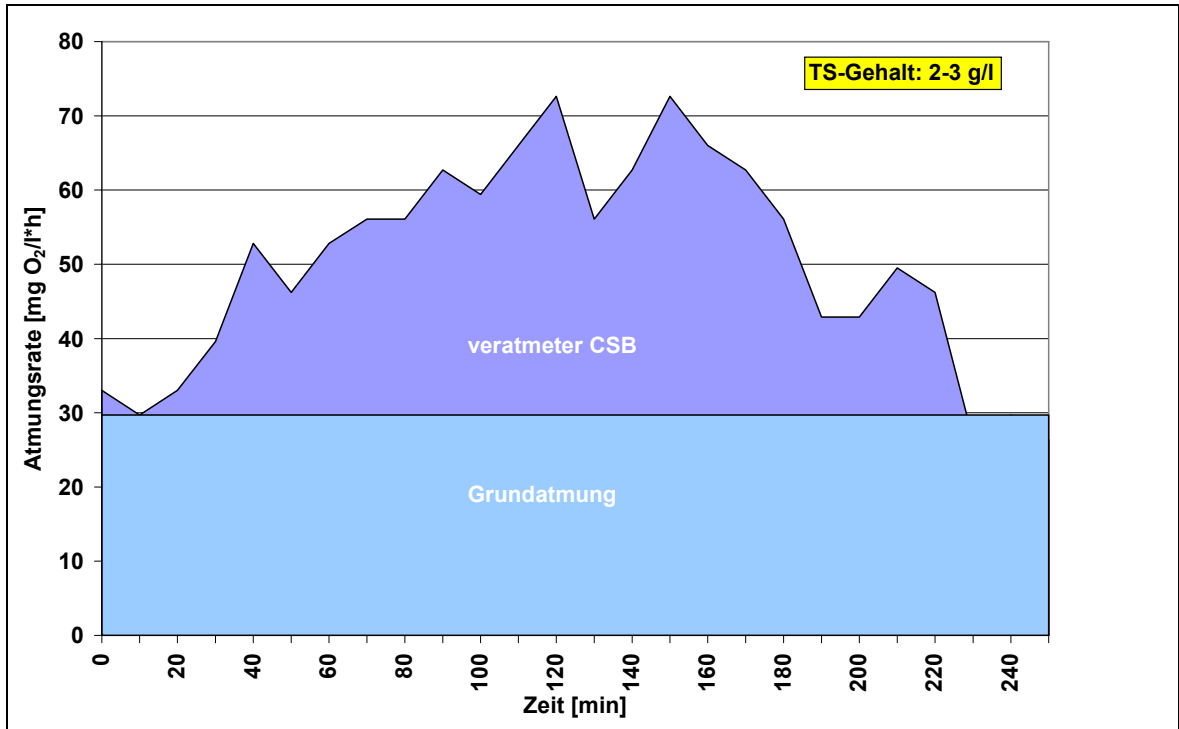


Abbildung 3: Versuchstechnische Bestimmung des Ertragskoeffizients YH der Probe III vom 27.02.2008

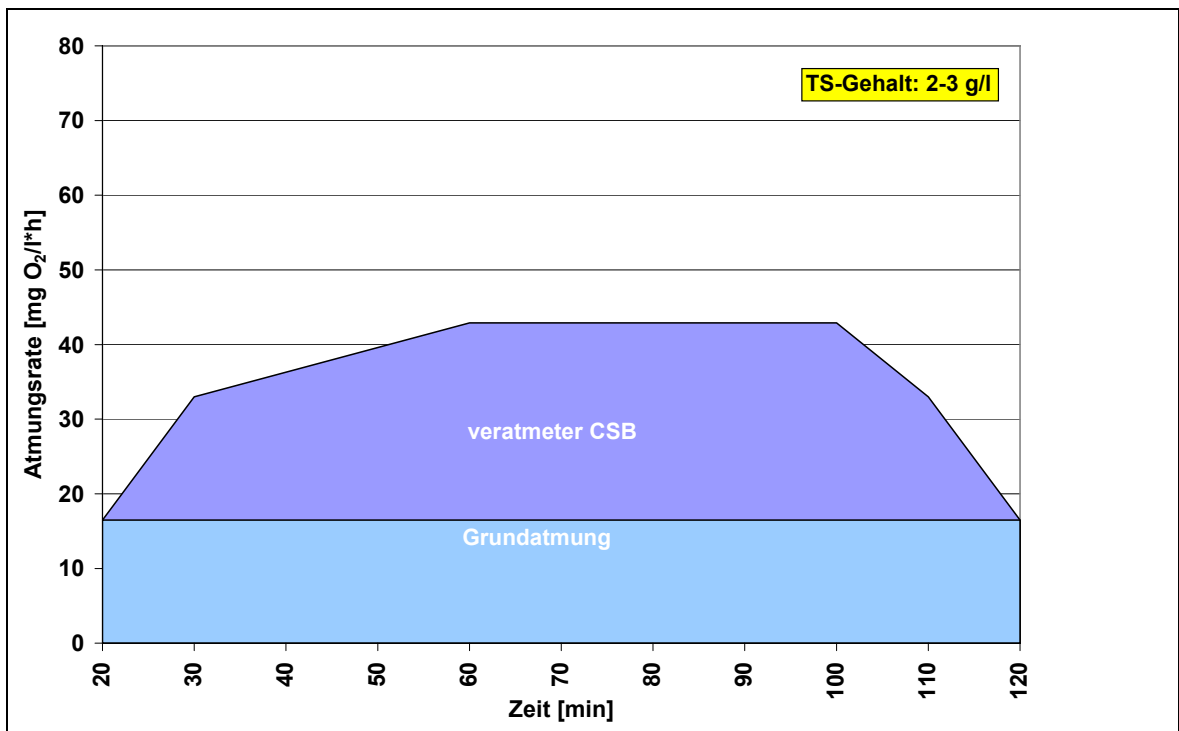


Abbildung 4: Versuchstechnische Bestimmung des Ertragskoeffizients YH der Probe IV vom 04.03.2008

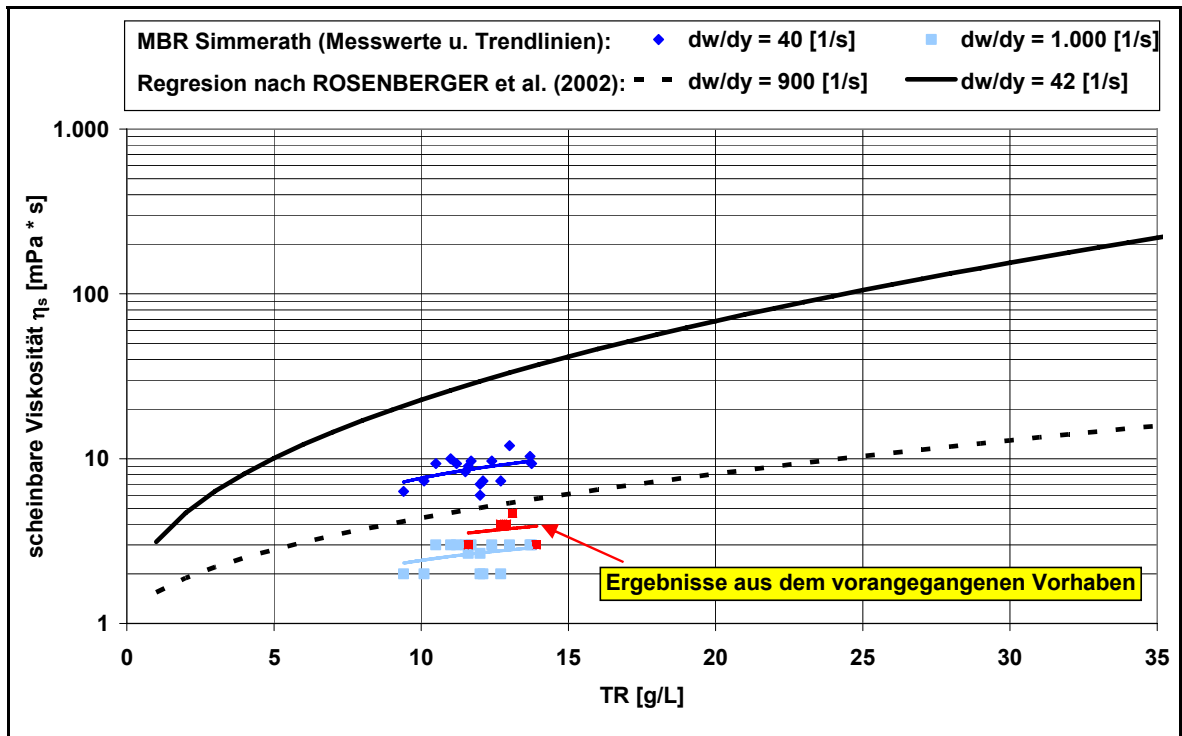


Abbildung 5: Scheinbare Viskosität der belebten Schlämme des MBR Simmerath in Abhängigkeit der Trockensubstanzkonzentration ergänzt um Ergebnisse des vorangegangenen Forschungsvorhabens