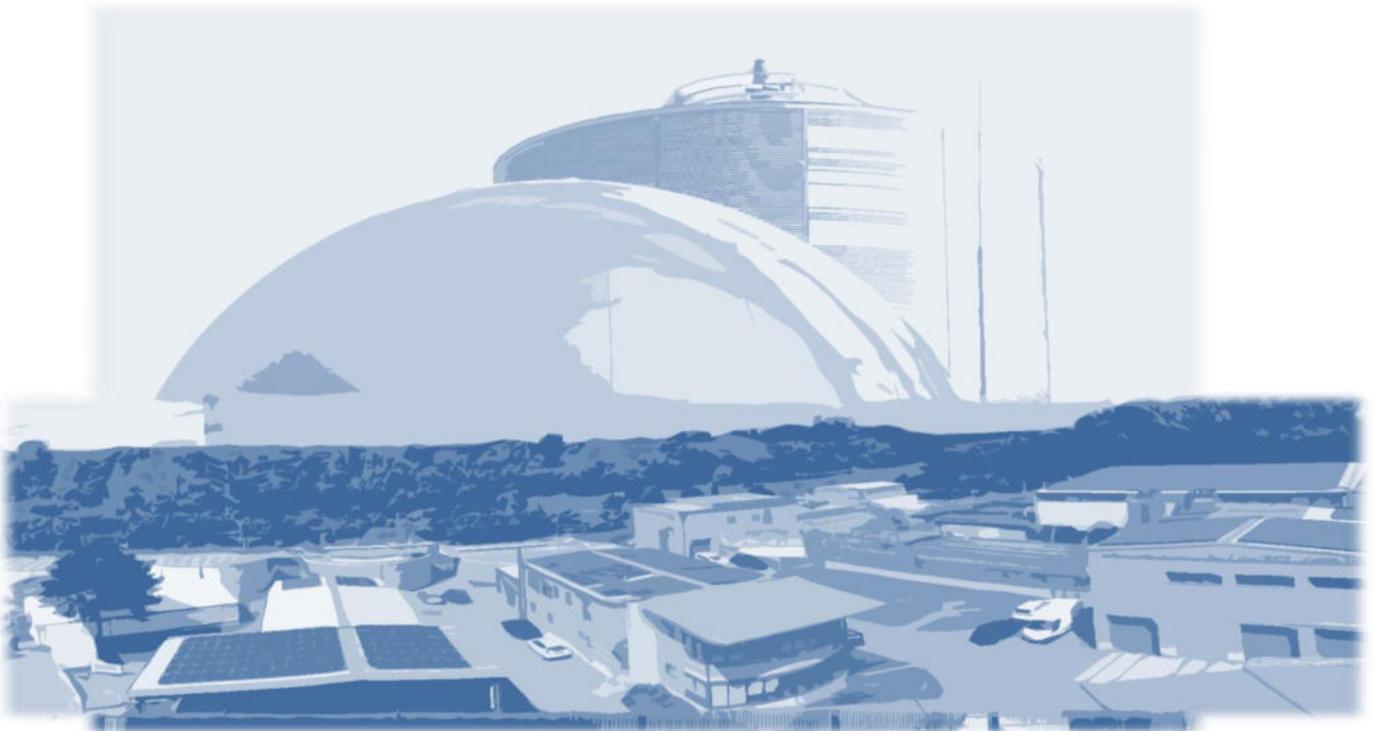




Abschlussbericht zum Vorhaben

Verfahrenskombination der Membranbelebungs- technik mit der anaeroben Schlammstabilisierung - empirische Ermittlung der Bemessungsgrundlagen



Bergheim Oktober 2020
Projektnummer: NKa3 - 003083
Projektleitung: ERFTVERBAND

BMUB-UMWELTINNOVATIONSPROGRAMM

Abschlussbericht

zum Vorhaben

Verfahrenskombination der Membranbelebungs-technik
mit der anaeroben Schlammstabilisierung -
empirische Ermittlung der Bemessungsgrundlagen

NKa3 – 003083

Zuwendungsempfänger/ -in

Erfvtverband

Umweltbereich

Abwasser- und -entsorgung

Laufzeit des Vorhabens

2015 – 2020

Autoren

Dipl.-Ing. Christoph Brepols

Dr.-Ing. Kinga Drensla

B. Eng. Niklas Wachendorf

**Gefördert mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare
Sicherheit**

Datum der Erstellung

Oktober 2020

Berichts-Kennblatt

Aktenzeichen UBA: NKa3 - 003083	Projekt-Nr.: NKa3 - 003083
Titel des Vorhabens: Verfahrenskombination der Membranbelebungs-technik mit der anaeroben Schlammstabilisierung - empirische Ermittlung der Bemessungsgrundlagen	
Autor(en); Name(n); Vorname(n) Brepols, Christoph Drensla, Kinga Wachendorf, Niklas	Vorhabenbeginn: 01.01.2015 <hr/> Vorhabenende (Abschlussdatum): 31.03.2020
Zuwendungsempfänger/-in (Name, Anschrift): Erftverband, Am Erftverband 6, 50126 Bergheim	Veröffentlichungsdatum: Oktober 2020 <hr/> Seitenzahl: 131
Gefördert im BMU Umweltinnovationsprogramms des Bundesministeriums. für Umwelt Naturschutz und nukleare Sicherheit.	
Kurzfassung: Der Erftverband betreibt seit 2004 die Membranbelebungsanlage (MBA) in Kaarst-Nordkanal für das Abwasser von rund 80.000 Einwohnern. Die Nachrüstung der MBA mit einer anaeroben Schlammbehandlung anstelle der bisherigen simultan-aeroben Schlammstabilisierung hat den Energieverbrauch auf das Niveau herkömmlicher Kläranlagen gesenkt, ohne die hohe Reinigungsleistung der MBA zu beeinträchtigen. Dazu wurden von April 2016 bis März 2019 ein Vorklärbecken, eine Schlammfäulung, eine BHKW-Anlage und eine Deammonifikation errichtet. Nach Inbetriebnahme betrug der jährliche Stromverbrauch 3.173 MWh/a und sank damit von 69 kWh je Einwohner im Jahre 2008 auf 39,7 kWh je Einwohner im Jahr 2019. Der Anteil der Eigenstromproduktion betrug 34%. Der anfallende Klärschlamm ist sehr gut entwässerbar. Aus dem Vorhaben lassen sich Hinweise und Empfehlungen zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Membranbelebungsanlagen ableiten. Die Konzentration an Belebtschlamm in MBA kann abhängig von den klärtechnischen Anforderungen zwischen < 5 und 12 gTS/l variiert werden. Niedrige TS-Gehalten senken den Energiebedarf der biologischen Reinigung überproportional und verbessern die Prozessbedingungen für die Filtration. Die Lebensdauer der Membranfilter beträgt mittlerweile mehr als 17 Jahre.	
Schlagwörter: Membranbelebungs-, Energieeffizienz, anaerobe Schlammbehandlung, Belebtschlamm, Deammonifikation, Eigenstromproduktion	
Anzahl der gelieferten Berichte Papierform: 1 Elektronischer Datenträger: 1	Sonstige Medien: Veröffentlichung im Internet geplant auf der Webseite: http://www.umweltinnovationsprogramm.de/

Report Coversheet

Reference-No. Federal Environment Agency: NKa3 - 003083	Project-No.: NKa3 - 003083
Report Title: Process combination of membrane bioreactor technology and anaerobic sludge digestion – empirical evaluation of design criteria	
Author/Authors (Family Name, First Name): Brepols, Christoph Drensla, Kinga Wachendorf, Niklas	Start of project: 01.01.2015 <hr/> End of project:: 31.03.2020
Performing Organisation (Name, Address):: Erftverband, Am Erftverband 6, 50126 Bergheim	Publication Date: October 2020 <hr/> No. of Pages: 131
Funded in the Environmental Innovation Programme of the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety.	

Summary :

Since 2004, the Erftverband has been operating the membrane bioreactor (MBR) wastewater plant in Kaarst-Nordkanal for approximately 80,000 inhabitants. Retrofitting the MBR plant with anaerobic sludge treatment instead of the previous simultaneous aerobic sludge stabilisation has reduced energy consumption to the level of conventional sewage treatment plants without impairing the high purification performance of the MBR. For this reason, a primary clarifier, a sludge digestion system, a CHP plant and a deammonification system were installed between April 2016 and March 2019. After commissioning, the annual electricity consumption was 3,173 MWh/a and therefore decreased from 69 kWh per inhabitant in 2008 to 39.7 kWh per inhabitant in 2019. The share of on-site electricity production amounted to 34%. The sewage sludge produced shows favourable drainage characteristics. From the project, it is possible to advise and recommend upgrading the municipal sewage treatment plants, such as MBR. The concentration of activated sludge in the MBR can vary between < 5 and 12 g/l, depending on the technical treatment requirements. Low activated sludge content greatly reduces the energy requirement of the biological treatment and improves the process conditions for filtration. The service life of membrane filters is currently more than 17 years.

Keywords:

membrane bioreactor, anaerobic sludge treatment, energy efficiency, activated sludge, deammonification, on-site energy production,

Inhaltsverzeichnis

I.	Abbildungsverzeichnis	IV
II.	Tabellenverzeichnis	VII
III.	Symbole und Abkürzungen	VIII
1.	Einleitung	11
1.1	Kurzbeschreibung des Unternehmens	11
1.1.1	Kurzbeschreibung der Projektpartner	13
1.2	Ausgangssituation	14
2.	Vorhabens-Umsetzung	18
2.1	Ziel des Vorhabens	18
2.2	Darstellung der technischen Lösung	18
2.2.1	Vergleich verschiedener Anlagenkonzepte	20
2.2.2	Ergebnisse der Variantenuntersuchung	21
2.2.3	Realisierte technische Lösung	22
2.2.4	Vorklärbecken	25
2.2.5	Siebung	26
2.2.6	Biologische Reinigungsstufe	28
2.2.7	Klärschlammbehandlung und Faulbehälter	29
2.2.8	Gasspeicher und Gasverwertung	30
2.2.9	Schlammwässerung	32
2.2.10	Trübwasserspeicher und Deammonifikation	32
2.2.11	Zusammenfassung der bestehenden Anlagentechnik	33
2.3	Darstellung der Umsetzung des Vorhabens	35
2.3.1	Planungsphase	35
2.3.2	Bau und Inbetriebnahme	36
2.4	Behördliche Anforderungen	41
2.4.1	Einleitungserlaubnis gemäß §§ 8, 9 und 10 WHG	41
2.4.2	Genehmigung nach § 58 (2) LWG	42
2.5	Erfassung und Aufbereitung der Betriebsdaten	43
2.5.1	Auslastung der Anlage: Ist-Zustand	43
2.5.2	Zulaufwassermenge	44
2.5.3	Abwassertemperatur	46
2.5.4	CSB-Belastung im Zulauf der Membranbelebungs-ung	46
2.5.5	Stickstoff-Belastung	48
2.5.6	Phosphor-Belastung im Zulauf der Membranbelebungs-ung	49
2.5.7	Biomassekonzentration in der Membranbelebungs-ung	51
2.5.8	Klärschlamm Entsorgung	53

2.5.9	Reinigungsleistung der Abwasserbehandlungsanlage	54
2.6	Konzeption und Durchführung des Messprogramms	59
2.6.1	Untersuchung der mechanischen Vorreinigung	60
2.6.2	Untersuchung der Membranbelebungsstufe	64
2.6.2.1	Beschreibung der Verfahrensregel/Steuertechnik	64
2.6.2.2	Aktive Biomasse im Bioreaktor	71
2.6.2.3	Reinigungsleistung der biologisch aktiven Membranoberfläche	75
2.6.3	Betrachtungen zur Bemessung von MBA	76
2.7	Verifizierende Gasertragsmessungen	78
3.	Ergebnisdarstellung zum Nachweis der Zielerreichung	81
3.1	Bewertung der Vorhabendurchführung	81
3.1.1	Entwicklung der Energiepreise und EEG-Umlage	81
3.1.2	Entwicklung der Baupreise	82
3.2	Stoff- und Energiebilanz	83
3.2.1	Bewertung der Umbaumaßnahme nach DWA-A 216	89
3.3	Umweltbilanz	90
3.3.1	CO ₂ -Bilanzierung vor der Verfahrensumstellung	90
3.3.1.1	CO ₂ -Emission aus Stromverbrauch	90
3.3.1.2	CO ₂ -Emission aus Wärmebedarf	92
3.3.1.3	CO ₂ -Emission aus Schlammtransport	92
3.3.1.4	CO ₂ -Emission aus Transport von Fäll- und Flockungsmittel	92
3.3.1.5	CO ₂ -Emission aus Transport von membranspezifischen Reinigungskemikalien	93
3.3.1.6	CO ₂ -Bilanzierung vor Verfahrensumstellung	93
3.3.2	Verfahrenstechnik nach der Verfahrensumstellung	93
3.3.3	CO ₂ -Bilanzierung nach der Verfahrensumstellung	94
3.3.3.1	CO ₂ -Emission aus Stromverbrauch	94
3.3.3.2	CO ₂ -Emission aus Wärmebedarf	94
3.3.3.3	CO ₂ -Emission aus Schlammtransport	94
3.3.3.4	CO ₂ -Emission aus Transport von Fäll- und Flockungshilfsmittel	95
3.3.3.5	CO ₂ -Emission aus Transport von membranspezifischen Reinigungskemikalien	95
3.3.3.6	CO ₂ -Emission aus Transport von Essigsäure	96
3.3.3.7	CO ₂ -Gesamtbilanz nach Verfahrensumstellung	96
3.4	Hygienisch relevante Kenngrößen	97
3.4.1	Untersuchung der Keimzahlen im Ablauf der MBA	97
3.4.2	Forschungsprojekt HyReKA	98
3.5	Wirtschaftlichkeitsanalyse	100
3.6	Technischer Vergleich zu konventionellen Verfahren	103
4.	Übertragbarkeit	106
4.1	Erfahrungen aus der Praxiseinführung	106

4.2	Modellcharakter/Übertragbarkeit	109
5.	Zusammenfassung / Summary	118
6.	Literatur	128
6.1	Weitere Veröffentlichungen zum Vorhaben	128
6.2	Verwendete Literatur	128
7.	Anhang	131
7.1	Begleitendes Messprogramm während der Umrüstungsphase des GWK Nordkanal Bericht Uni Kassel FG SWW März 2020	
7.2	Analysenbericht Vermicon Mikrobiologische Populationsanalyse an Belebtschlammproben Dezember 2019	

I. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Erftverband – Tätigkeitsbereich, Verbandsgebiet	11
Abbildung 2:	Membranbelebungsanlagen beim Erftverband	13
Abbildung 3:	Luftbild der Membranbelebungsanlage Nordkanal nach ihrer Fertigstellung im Jahre 2004	15
Abbildung 4:	Entwicklung des jährlichen Gesamtstromverbrauchs und der behandelten jährlichen Abwassermenge der Membranbelebungsanlage Nordkanal zwischen 2005 und 2015	15
Abbildung 5:	Verfahrensschema mit anaerober Schlammbehandlung (Stand 2013)	20
Abbildung 6:	Prozessschema der MBA Nordkanal nach dem Umbau (2019)	24
Abbildung 7:	Vorklärbecken mit zwei Kammern und Längsräumer	26
Abbildung 8:	Innenansicht des Siebgebäudes mit fünf Trogsieb-anlagen mit doppelten Siebtrögen	27
Abbildung 9:	Belebungsbecken (Denitrifikation) und Membranfilterhalle	29
Abbildung 10:	Im Hintergrund Maschinengebäude, Faulbehälter mit Treppenturm und Gasbehälter (v.l.n.r), im Vordergrund das Dach des Schlamm-entwässerungsgebäudes mit Fotovoltaikanlage	30
Abbildung 11:	BHKW im Maschinengebäude, mit Wärmepuffer und Heizverteiler	31
Abbildung 12:	Gasfackel und Gasbehälter	32
Abbildung 13:	Trübwasserspeicher (vorne) und Reaktor für die Deammonifikation (Mitte) mit außenliegender Wärmeisolierung, im Hintergrund die Schlamm-speicher für Primär- und Faulschlamm	33
Abbildung 14:	Lageplan der erweiterten Membranbelebungsanlage Nordkanal, neu errichtete Bauwerke sind dunkelblau dargestellt	36
Abbildung 15:	Baufortschritt Anfang 2018	37
Abbildung 16:	Tauchereinsatz zur Beseitigung einer Betriebsstörung am Faulbehälter	38
Abbildung 17:	Blick vom Faulbehälter auf die fertig gestellte Erweiterung.	41
Abbildung 18:	GKW Nordkanal – Zulaufwassermenge (Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)	44
Abbildung 19:	Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Zuflüsse zur Kläranlage für den Zeitraum vor dem Umbau, 2012-2017	45
Abbildung 20:	Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Zuflüsse zur Kläranlage für den Zeitraum nach dem Umbau, 2019	45
Abbildung 21:	GKW Nordkanal – Abwassertemperatur im Belebungsbecken (Zeitraum: 01.01.2019 – 29.02.2020)	46
Abbildung 22:	Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der CSB Konzentration im Zulauf der Membranbelebungsanlage für den Zeitraum 2012-2017	47
Abbildung 23:	Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der CSB Konzentration im Zulauf der Membranbelebungsanlage für den Zeitraum Januar 2019 bis Februar 2020	47
Abbildung 24:	Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Konzentration TNb im Zulauf der biologischen Stufe für den Zeitraum 2012-2017	48
Abbildung 25:	Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Konzentration TNb im Zulauf der biologischen Stufe für den Zeitraum 2019 bis Februar 2020	49
Abbildung 26:	Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Konzentration P_{ges} im Zulauf der biologischen Stufe für den Zeitraum 2012-2017	50

Abbildung 27:	Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Konzentration P_{ges} im Zulauf der biologischen Stufe für die Zeitraum 2019 bis Februar 2020	50
Abbildung 28:	GKW Nordkanal – TS-Gehalts im Belebungsbecken (Zeitraum: 01.01.2016 bis 29.02.2020)	51
Abbildung 29:	GKW Nordkanal – TS-Gehalt im Belebungsbecken (Zeitraum 01.01.2019 bis 29.02.2020)	52
Abbildung 30:	GKW Nordkanal – CSB-Konzentrationen im Ablauf der Anlage (Zeitraum: 01.01.2016 bis 29.02.2020)	54
Abbildung 31:	GKW Nordkanal – CSB-Ablaufkonzentrationen (Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)	55
Abbildung 32:	GKW Nordkanal – TN_b -Ablaufkonzentrationen Zeitraum von 2019 bis Januar 2020	56
Abbildung 33:	GKW Nordkanal – NH_4 -Ablaufkonzentrationen (Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)	56
Abbildung 34:	GKW Nordkanal - N_{anorg} Ablaufkonzentration (Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)	57
Abbildung 35:	GKW Nordkanal – P_{ges} -Ablaufkonzentrationen (Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)	57
Abbildung 36:	Vergleich der fraktionierten AFS-Konzentrationen im Zulauf zur Vorklä rung (GKW Glehn - KA Grevenbroich - GKW Nordkanal)	62
Abbildung 37:	Vergleich der fraktionierten AFS-Konzentrationen im Ablauf aus der Vorklä rung (GKW Glehn - KA Grevenbroich - GKW Nordkanal)	63
Abbildung 38:	Ursprünglich geplante Verteilung der Zulaufwassermenge in vier parallelen Belebungsbecken	65
Abbildung 39:	Bestimmung der Anzahl von aktiven Membranbelebungsbecken (Filterstraßen)	66
Abbildung 40:	Schaltungsregelung der aktiven Becken - Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal	66
Abbildung 41:	Alternierender Betrieb der aktiven Belebungsbecken nach Zeitkriterium	67
Abbildung 42:	Wechselregelung der aktiven Becken-Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal	68
Abbildung 43:	Vorlagevolumen in einzelnen Belebungsbecken	68
Abbildung 44:	Steuerung der Membranfiltration nach dem Beckenfüllstand	69
Abbildung 45:	Steuerung der Membranstraßen im laufenden Filtrationsprozess	69
Abbildung 46:	Steuerung der Anzahl der aktiven Membranstraßen in Abhängigkeit vom Beckenfüllstand	70
Abbildung 47:	Steuerung der Membranfiltration nach dem Beckenfüllstand - Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal	70
Abbildung 48:	MBR Nordkanal – TS-Gehalt im Belebungsbecken	71
Abbildung 49:	TS-Gehalt (rote Punkte) und ISV (blaue Linie) im Zeitrahmen von 2005 bis 2020	72
Abbildung 50:	Belebtschlamm aus dem Membranbelebungs-/Nitrifikationsbecken	73
Abbildung 51:	Belebtschlamm aus dem Membran-/Nitrifikationsbecken nach der Zugabe von Pulveraktivkohle	74
Abbildung 52:	Organische Schlammmassen und Faulgasproduktion	79
Abbildung 53:	Preisindex für elektrische Energie auf dem GKW Nordkanal, tatsächliche Preise und prognostizierte Preise für die Jahre 2021 bis 2023	82

Abbildung 54: Baupreisindizes für gewerbliche Betriebsgebäude (IT.NRW) berechnet für das Bezugsjahr 2010	82
Abbildung 55: GWK Nordkanal – prozentuale Stromversorgungsanteile der einzelnen monatlichen Bezüge (Zeitraum: Januar 2019 bis Februar 2020)	84
Abbildung 56: GWK Nordkanal – Prozentuale Anteile der Strombezüge für das Jahr 2019 und die Prognose 2020	85
Abbildung 57: GWK-Nordkanal - TS-Gehalt (Punkte) und Energieverbrauch (Linie) der Nitrifikationsgebläse für den Zeitraum 01.01.2017 bis 15.07.2020 (Vergleichswert 01.01.2019 bis 01.01.2020)	85
Abbildung 58: GWK-Nordkanal - TS-Gehalt und Energieverbrauch der Nitrifikationsgebläse für den Zeitraum 06.08.2019 bis 17.09.2019	86
Abbildung 59: GWK Nordkanal – Gegenüberstellung der Zulaufwassermengen und des Stromverbrauchs (Zeitraum: 2016 bis Prognose 2020)	87
Abbildung 60: GWK Nordkanal – Gegenüberstellung des täglichen spezifischen Stromverbrauchs und der zugehörigen Zulaufwassermenge (Zeitraum: 2010 bis 31.01.2020)	88
Abbildung 61: Abwasserbehandlungsverfahren im Vergleich: Rückhalt ESBL-bildender E. coli und VRE (Ergebnisse IHPH; HyReKA-Förderkennzeichen: 02WRS1377H)	99
Abbildung 62: Projektkostenbarwerte in Abhängigkeit der Preissteigerungen für den Strombezug für die ursprüngliche MBA (vorher) und die Anlage nach dem Umbau (Bezugsjahr 2020)	102
Abbildung 63: Verfahrenstechnischer Vergleich zwischen konventioneller Kläranlage und Kläranlage mit Membrantechnik	104
Abbildung 64: Verfahrenstechnischer Vergleich zwischen konventioneller Kläranlage und Kläranlage mit Membrantechnik und Spurenstoff-, Mikroplastikelimination	105
Abbildung 65: Abhängigkeit der scheinbaren Viskosität von der TS Konzentrationen der Biomasse (Henkel, 2006 und 2010)	111
Abbildung 66: Abhängigkeit des α -Wertes von der oTS Konzentrationen der Biomasse (Henkel, 2006 und 2010)	112
Abbildung 67: Vergleich zwischen der aeroben und anaeroben Schlammbehandlung am Beispiel der Membrananlage Nordkanal	115

II. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Vergleich spezifischer Betriebskennzahlen der Membrananlage Nordkanal bei Planung und Inbetriebnahme 2004 und im Jahre 2015 (Drensla u. Janot, 2016)	16
Tabelle 2:	Kenngößen der Verfahrensstufen für die betrachteten Varianten	21
Tabelle 3:	Bemessungszuflüsse im Zulauf der MBA Nordkanal	23
Tabelle 4:	Bemessungsfrachten im Zulauf der MBA Nordkanal	23
Tabelle 5:	Annahme für die Nachrechnung des Belebungsbeckens nach der DWA A131 (Gelbdruck)	28
Tabelle 6:	Tabelle Verfahrenskenngrößen der wesentlichen Prozess-Stufen der realisierten Maßnahme	33
Tabelle 7:	Technische Daten der Membranfiltration der MBA Nordkanal	34
Tabelle 8:	Überwachungswerte für die Einleitung von gereinigtem Abwasser der MBA Nordkanal	41
Tabelle 9:	Bestimmung der Anlagenbelastung nach DWA-A 216	44
Tabelle 10:	Mengen der Schlammentsorgung am Standort Nordkanal vor und nach Umbau	53
Tabelle 11:	Konzentrationen von CSB, NH ₄ , P _{ges} , im filtrierten Belebtschlamm (Feed)- und im Permeat (Küvetten-Test, Juni 2019)	75
Tabelle 12:	Konzentration vom CSB im filtrierten Belebtschlamm (Feed) und im Permeat, (Küvetten-Test, Juni - Oktober 2019)	76
Tabelle 13:	Schlammanfall und Faulgasproduktion - GWK Nordkanal	80
Tabelle 14:	Stromverbrauch und Stromerzeugung auf der Membrananlage Nordkanal - Geplant und Ist-Zustand (nach Umbau) und Prognose	83
Tabelle 15:	GWK Nordkanal – Häufigkeitsverteilung der spezifischen Stromverbräuche für unterschiedliche Zeiträume	87
Tabelle 16:	GWK-Nordkanal - Kennwerte der Energie-, Faulgasbilanzierung (nach DWA-A 216 für das Jahr 2019)	89
Tabelle 17:	CO ₂ -Emissionsfaktoren Strommix in [g/kWh] (Icha und Kuhs 2019)	91
Tabelle 18:	CO ₂ -Emissionen aus Strombezug bis 2018 - GWK Nordkanal	91
Tabelle 19:	Vergleich der CO ₂ -Emissionen vor und nach dem Umbau	96
Tabelle 20 :	Keimzahlen (Koloniebildende Einheiten, KBE/100 ml) im Ablauf der MBA Nordkanal	97
Tabelle 21:	Ersparte und zusätzliche Aufwendungen	100
Tabelle 22:	Kenngößen des spezifische Stromverbrauch für die Sauerstoffversorgung der biologischen Hauptstufe der MBA Nordkanal im Vergleich	113
Tabelle 23:	Kenngößen des Spezifische Stromverbrauchs für die gesamte MBA Nordkanal im Vergleich	114
Tabelle 24:	Orientierungswerte und Verfahrenskenngrößen für die Dimensionierung von MBA mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung	116
Tabelle 25:	GWK-Nordkanal - Kennwerte der Energie-, Faulungs- und Klimabilanzierung vor und nach dem Umbau	120
Table 26:	Nordkanal MBR – Key performance indicators of energy consumption, digestion and carbon footprint bevor and after the retrofit	125

III. Symbole und Abkürzungen

Abkürzung	Einheit	Erläuterung
AFS	kg/d	Abfiltrierbare Stoffe
AOB		Ammonium oxidierende Mikroorganismen (ammonia-oxidizing-bacteria)
AOX	µg/l	adsorbierbare Organisch gebundene Halogene
ASM-Modell		Activated Sludge Model No.1 der International Water Association (IWA), ist ein Simulationsmodell zur Modellierung biologischer Prozesse in Belebungsanlagen
ATV-DVWK		(alt) Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
BB		Belebungsbecken
BHKW		Blockheizkraftwerk
BMU		Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BMUB		Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BSB ₅	mg/l	Biochemischer Sauerstoffbedarf
CO ₂	mg/l	Kohlenstoffdioxid
C _{P, AN}	mg/l	Konzentration von P _{ges} im Ablauf (bei 0,45 µm filtrierten Konzentration)
CSB	kg/d	Chemischer Sauerstoffbedarf
DBU		Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DN		Denitrifikation
DWA		(neu) Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
e _{Bel, AB}	kWh/(EW·a)	spezifischer Stromverbrauch Belüftung (Ausbaugröße)
e _{Bel, EW}	kWh/(EW·a)	spezifischer Stromverbrauch Belüftung je Einwohnerwert (EW _{CSB})
EEG		Erneuerbare-Energie-Gesetz
e _{FG, AB}	l/(EW·d)	spezifische Faulgasproduktion bezogen auf die Ausbaugröße
e _{FG, EW}	l/(EW·d)	spezifische Faulgasproduktion (EW _{CSB})
EG		Europäische Gemeinschaft
e _{ges, AB}	kWh/(EW·a)	gesamter spezifischer Stromverbrauch (AB-Größe)
e _{ges, EW}	kWh/(EW·a)	gesamter spezifischer Stromverbrauch (EW _{CSB})
EMSR-Technik		Elektrische Mess-, Steuer- und Regelungstechnik
ESBL		bakterielles Enzym (Extended Spectrum Beta-Lactamase)
EV		Eigenversorgungsgrad
EV _{el (BHKW + PV)}	%	Eigenversorgungsgrad, Elektrizität (BHKW + PV)
EV _{el (BHKW)}	%	Eigenversorgungsgrad, Elektrizität (BHKW)
EW		Einwohnerwert
EW _{CSB}		Einwohnerwert bezogen auf den CSB mit einer spezifischen Belastung von 120 g/(E·d)
F+E		Forschung und Entwicklung

FG SWW		Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
FHM		Flockungshilfsmittel
FM		Fällmittel
GKW		Gruppenklärwerk
GW		Grenzwert (Nordkanal Prozessleitsystem)
HyReKA		Hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger in klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern
IHPH		Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit
IK		Investitionskosten
IWA		Institut für Wasser und Abwasseranalytik GmbH
IWRM		integriertes Wasser-Ressourcen-Management
KA		Kläranlage
KB		Kontaktbecken
KBE		koloniebildende Einheiten
KN	kg/d	Kjeldahl-Stickstoff
KWK		Kraft-Wärme-Kopplung
LAWA		Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LWG		Landeswassergesetz
LWG NRW		Landeswassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen
MBR		Membranbelebungsreaktor
MSE		Maschinelle Schlammeindickung
MUNLV		Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MÜSE		Mechanische Überschussschlamm Entwässerung
MW		Mittelwert
N		Nitrifikation
N _{anorg.}	mg/l	anorganischer Stickstoff
NH ₄ -N:	mg/l	Ammonium
NK		Nachklärung
NO ₂ -N	mg/l	Nitrit
NO ₃ -N	mg/l	Nitrat
NOB		Nitrit oxidierende Mikroorganismen (nitrite-oxidizing-bacteria)
oTR	% oder g Mg=10g	Organischer Trockenrückstand im Klärschlamm, Angabe in Gewichts-% oder als Gesamtmasse
PAK		Pulveraktivkohle
PF	-	Prozessfaktor
P _{ges}	kg/d	Phosphor
PKBW		Projektkostenbarwert

PV		Photovoltaik
Q	m ³ /a	Abwassermenge
Q _D	m ³ /d	Täglicher Abwasserzufluss
Q _m	m ³ /h	max. Mischwasserzufluss
Q _t	m ³ /h	Trockenwetterzufluss
R		Rechen
RZ		Rezirkulation
S/F		Sand- und Fettfang
SB		Sedimentationsbecken
S _{CSB, AN}	mg/l	Konzentration von suspendiertem CSB im Ablauf (bei 0,45 µm filtrierten Konzentration)
SF		
S _{NH₄, AN}	mg/l	Konzentration von NH ₄ im Ablauf (bei 0,45 µm filtrierten Konzentration)
S _{NO₃, AN}	mg/l	Konzentration von NO ₃ im Ablauf (bei 0,45 µm filtrierten Konzentration)
S _{orgN, AN}	mg/l	Konzentration von N _{org} im Ablauf (bei 0,45 µm filtrierten Konzentration)
SPS		Speicherprogrammierbare Steuerung
SW		Schmutzwasser
T _{Bem} /T _{min} /T _{max}	° C	Temperatur
TF		Tuchfiltration
TNb	mg/l	gesamter gebundener Stickstoff
TR	% oder g	Trockenrückstand des Klärschlammes, Angabe in Gewichts-% oder als Gesamtmasse
TS	g/l	Trockensubstanz
TS _{BB}	g/l	TS Belebung
Tsd.		Einheitenfaktor Tausend
TW/ RW		Trockenwetter/ Regenwetter
UBA		Umweltbundesamt
ÜS/ÜSS		Überschussschlamm
UV		Ultraviolette-Behandlung
UVPG		Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
V		Volumen
V _{BB}	m ³	Belebungsbeckenvolumen
V _D / V _{BB}	%	Denitrifikationsanteil
VK		Vorklärbecken
WHG		Wasserhaushaltsgesetz
Zul.		Zulauf der Kläranlage

1. Einleitung

1.1 Kurzbeschreibung des Unternehmens

Der Erftverband ist einer der sondergesetzlichen Wasserverbände in Nordrhein-Westfalen (Gesetz über den Erftverband –ErftVG- in der Fassung vom 3. Januar 1986). Er ist innerhalb des Verbandsgebietes von ca. 1.900 km² zuständig für die Gewässerunterhaltung, den Hochwasserschutz, die Abwasserbehandlung und die Klärschlamm Entsorgung.

Der Tätigkeitsbereich des Verbandes umfasst das gesamte Gebiet, das durch den Rheinischen Braunkohlenbergbau wasserwirtschaftlich beeinflusst ist und geht damit weit über das Verbandsgebiet hinaus. Der Tätigkeitsbereich deckt das hydrologische Einzugsgebiet der Braunkohlentagebaue ab. In dem rund 4.300 km² großen Tätigkeitsbereich erforscht der Erftverband die komplexen wasserwirtschaftlichen Verhältnisse, bewirtschaftet das Grundwasser, stellt die Wasserversorgung sicher und schützt die zahlreichen Feuchtgebiete.

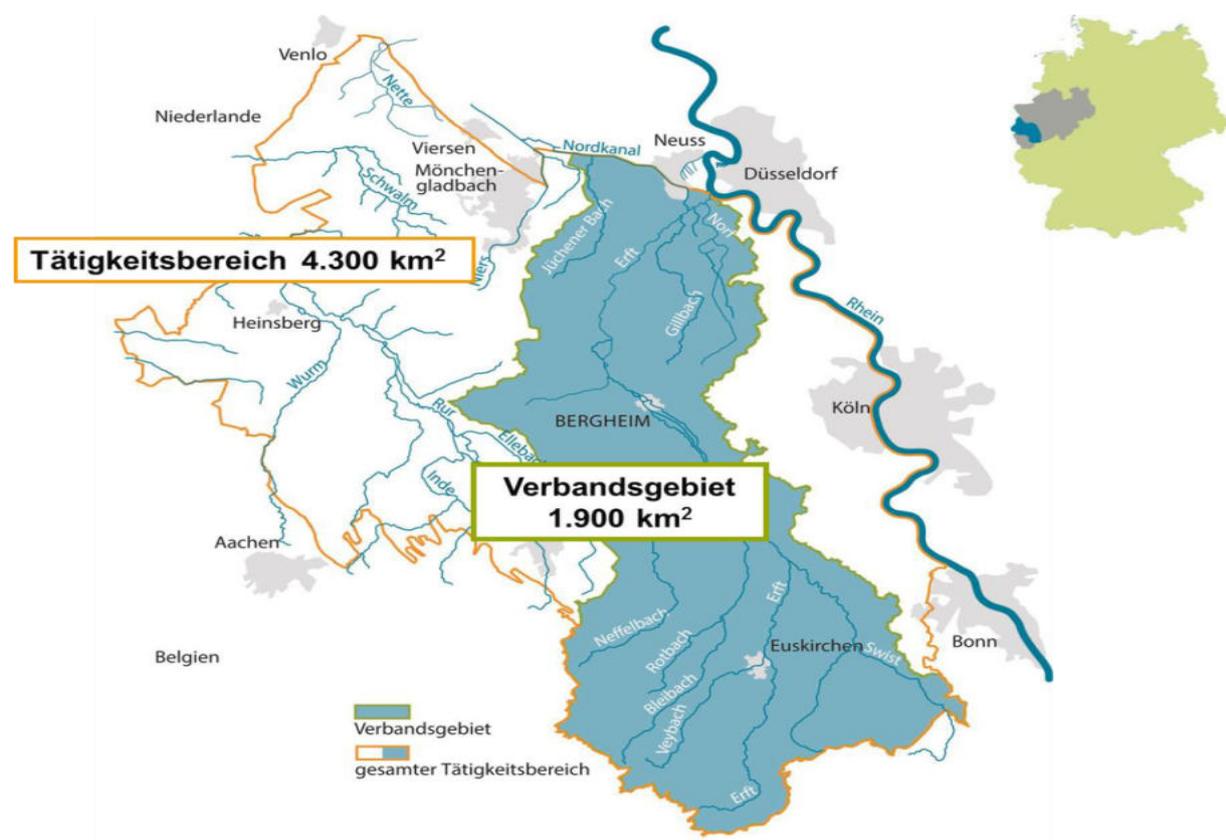


Abbildung 1: Erftverband – Tätigkeitsbereich, Verbandsgebiet

Innerhalb des Verbandsgebiet (Abbildung 1) reinigt der Erftverband das häusliche Abwasser von rund 750.000 Einwohnern und zusätzlich das Abwasser von Gewerbe und Industrie, das einer Abwasserbelastung von ca. 450.000 Einwohnern entspricht. Zudem pflegt er einen sensiblen Naturraum und schützt die Siedlungsgebiete vor Hochwasser. Auch Niederschlagswasser, das auf besiedelte Flächen fällt, kann die Gewässer erheblich belasten. Daher betreibt der Erftverband in der Region mehrere hundert Regenbecken, um schädliche Auswirkungen der Regen- und Mischwassereinleitungen auf die Gewässer zu minimieren. Dabei setzt der Erftverband mit der Reinigung und Rückhaltung in Retentionsbodenfiltern zunehmend auf ein modernes und naturnahes Verfahren. Beim Bau dieser Becken kann weitgehend auf Beton verzichtet werden, so dass sich Retentionsbodenfilter in die Landschaft einfügen. Inzwischen hat der Erftverband mehr als 25 dieser Bodenfilterbecken in Betrieb genommen.

Der Erftverband hat in den vergangenen Jahrzehnten im Bereich der Modernisierung seiner Abwasseranlagen immer wieder Pionierarbeit geleistet. Sei es bei der Einführung der großtechnischen Anwendung des Membranbelebungsverfahrens für die kommunale Abwasserreinigung im Jahre 1999 als auch bei der weiteren Anwendung, Erforschung und Verbesserung des Membranbelebungsverfahrens sowie bei der Anwendung von Retentionsbodenfilter für die Niederschlagswasserbehandlung oder auch bei der Erkundung von Eintragspfaden und Minderungsmaßnahmen für Spurenstoffe in Gewässern. Von den 33 kommunalen Kläranlagen die der Erftverband betreibt, besitzen 17 eine zusätzliche Verfahrensstufe mit Filtration. Drei davon sind Membranbelebungsanlagen (MBA) (Abbildung 2), Die Übrigen sind mit Raumfilteranlagen in verschiedenen Verfahrensvarianten ausgestattet (z.B. Sandfilter). Im Verbandsgebiet existiert damit bereits heute eine ungewöhnliche Dichte an Kläranlagen für die weitergehende Abwasserreinigung.

Die Membranfiltertechnik und MBA im speziellen können helfen aktuelle Herausforderungen in der Abwasserreinigung zu bewältigen. Angefangen von der hervorragenden Reinigungsleistung einschließlich der Reduzierung von feinsten Partikeln wie Mikroplastik bis hin zur Zurückhaltung von Krankheitserregern und antibiotikaresistenten Keimen, in unmittelbarer Kombination mit adsorptiven Verfahren (z.B. durch Dosierung von Pulveraktivkohle in die Membranbelebungsanlage), der Spurenstoff-Elimination. Das Membranbelebungsverfahren stellt derzeit die einzige Technologie dar, mit der gleichzeitig die oben genannten, weitergehenden Reinigungsziele ohne Reihung von verschiedenen, nachgeschalteten und zusätzlichen Verfahrensstufen realisiert werden können. Die mittlerweile erzielte Wirtschaftlichkeit der MBA veranlasst den Erftverband, bei Kläranlagen mit besonders hohen Ablaufanforderungen, auch in Bezug auf die Spurenstoffe, Membrantechnik vorzusehen. Vor diesem Hintergrund plant der Erftverband bereits die Erweiterung einer vierten Kläranlage, in Rheinbach-Flerzheim, mit dem Membranbelebungsverfahren. Der Genehmigungsentwurf für diese Anlage wurde Ende 2019 vorgelegt.

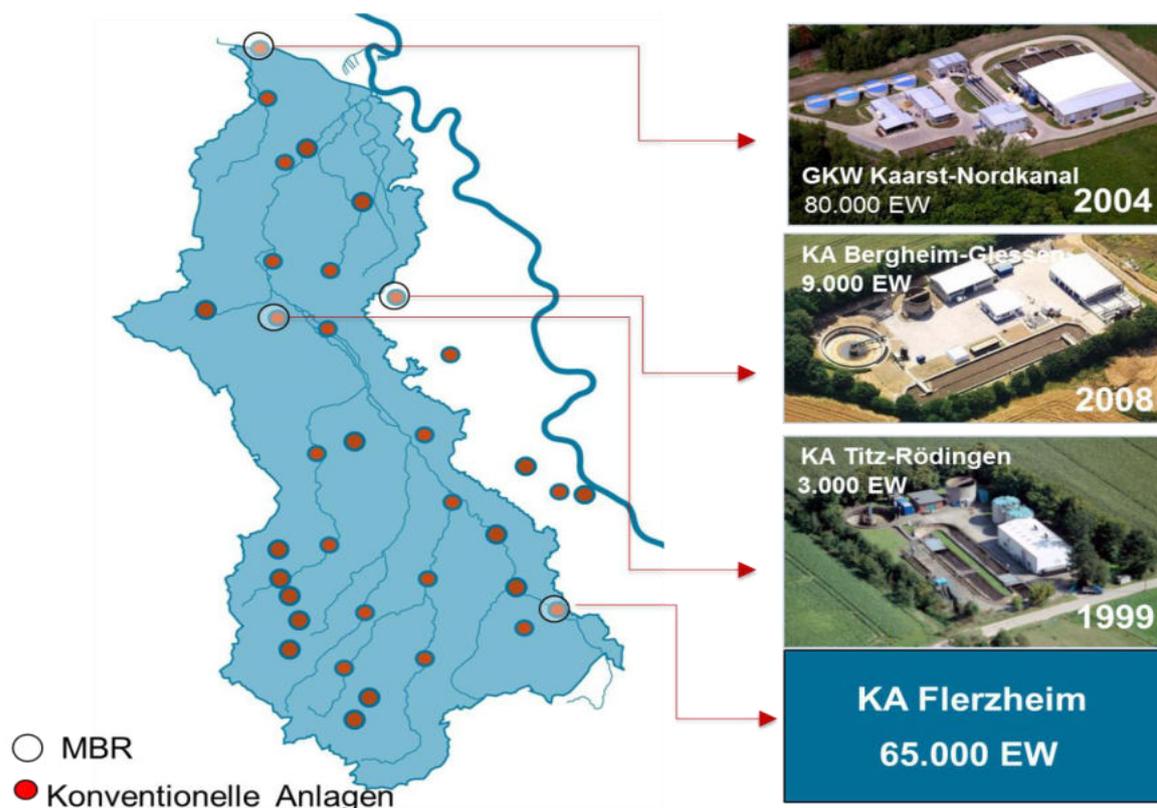


Abbildung 2: Membranbelebungsanlagen beim Ertfverband

1.1.1 Kurzbeschreibung der Projektpartner

Seit dem Jahr 2003 widmet sich das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) der Universität Kassel dem Thema „Mechanische Abwasservorbehandlung auf kommunalen Membran-Bioreaktor-Anlagen“. Dabei wurde die Leistungsfähigkeit der eingesetzten Vorbehandlungssysteme als Kombinationen unterschiedlicher Rechen-, Sandfang- und Siebanlagen hinsichtlich ihrer Entnahmeleistungen bezogen auf verschiedene Abwasserparameter auf den MBR-Anlagen in Markranstädt (D), Monheim (D), Varsseveld (NL) und Swanage (UK) untersucht.

Aus diesem Grund hat der Ertfverband bereits im Jahr 2006 erste gleichartige Untersuchungen auf dem GKW Nordkanal durch das FG SWW durchführen lassen. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse mündeten im Jahr 2008 in das F+E-Vorhaben „Optimierung der mechanischen Vorreinigungsstufe kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen“, welches Ende 2010 abgeschlossen wurde und Empfehlungen für Planung und Betrieb effizienter Vorbehandlungsstufen enthält.

In der Folgezeit entwickelte der Ertfverband das Vorhaben, auf dem GKW Nordkanal eine anaerobe Stabilisierung zu realisieren. In zwei vorbereitenden Testreihen untersuchte das FG SWW hierzu den Gasertrag sowohl des biologischen Überschussschlammes als auch eines mittels einer halbertechnischen Versuchsanlage gewonnenen Primärschlammes. Diese Untersuchungen begannen im Jahr 2013 und wurden im September 2014 abgeschlossen.

Daher war zu konstatieren, dass das FG SWW mit allen betrieblichen Einrichtungen und Verfahrens-Aspekten des GWK Nordkanal bestens vertraut ist und dass zukünftige Kooperationen der Projekt-Ingenieure und Wissenschaftler beider Institutionen auf einer bereits längeren, erfolgreichen und vertrauensvollen Zusammenarbeit basieren.

Das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) im Fachbereich Bauingenieur- und Umweltingenieurwesen der Universität Kassel befasst sich mit der integrativen Betrachtung der Trinkwasserversorgung bis zur Abwasserentsorgung und des Gewässerschutzes. Dazu zählen die Kernthemen wie Wassergewinnung und -aufbereitung, Kanalisationstechnik, neuartige Sanitärsysteme, integriertes Wasser-Ressourcen-Management (IWRM), weitergehende Mischwasserbehandlung & Bodenfiltertechnologie, kommunale Abwasserreinigung (Schwerpunkte: mechanische Abwasserreinigung, MBR-Technologie), industrielle Abwasserreinigung (Schwerpunkte: biologische Reinigung hochgradig salzbelasteter Abwässer, biologische Schwermetall-Elimination), Schlammbehandlung sowie Spurenstoffe.

1.2 Ausgangssituation

Der Erftverband betreibt im Westen der Stadt Kaarst in Nordrhein-Westfalen das Gruppenklärwerk Nordkanal. Das Einzugsgebiet der Kläranlage umfasst die Stadt Kaarst, sowie Teile der Städte Korschenbroich und Neuss. Das Einzugsgebiet ist überwiegend geprägt durch Wohnbebauung mit geringen Anteilen von Gewerbe und Industrie sowie landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Nutzung. Der Erftverband betreibt seit 2004 das Gruppenklärwerk (GWK) Nordkanal in Kaarst als Membranbelebungsanlage. Diese wurde für die Abwasserbehandlung von 80.000 Einwohnerwerten (EW) aus den umliegenden Städten ausgelegt und mit Mitteln des Landes Nordrhein-Westfalen finanziell gefördert. Die Membranbelebungsanlage hat dabei eine deutlich ältere konventionelle Kläranlage ersetzt, deren Standort aus städtebaulichen Gründen aufgegeben wurde.

Das behandelte Abwasser des GWK Nordkanal wird in den Nordkanal eingeleitet. Der Nordkanal ist ein zu Beginn des 19. Jahrhunderts künstlich angelegtes Gewässer und erhält seinen wesentlichen Zufluss aus dem Ablauf der Kläranlage. Der Nordkanal fließt durch die Städte Kaarst und Neuss, wo er schließlich in den Rhein mündet.

Vor dem Hintergrund der damaligen niedrigen Energiepreise infolge der Liberalisierung der Strommärkte wurde in den Jahren 1999 bis 2002 eine Membranbelebungsanlage mit simultanaerobe- r Schlammstabilisierung geplant und schließlich bis 2004 realisiert, siehe Abbildung 3. Auf Basis einer Energieanalyse im Jahr 2008 wurden bereits verschiedene Maßnahmen umgesetzt, um den Energieverbrauch zu reduzieren. Unter anderem wurde auf den Betriebsgebäuden eine Photovoltaikanlage mit einer Nennleistung von 236 kWp nachgerüstet. Eine weitere energetische und verfahrenstechnische Verbesserung der Membrankläranlage Nordkanal fand im Rahmen des BMUB Umweltinnovationsprogramms in den Jahren 2011 bis 2015 statt, siehe Abbildung 4. Damit wurden die Randbedingungen für den Betrieb und die Wirtschaftlichkeit der Membrananlage seit der Inbetriebnahme im Jahr 2004 bereits grundlegend verändert. Der überwiegende Teil der dort installierten Membranfilter ist mittlerweile seit der

Inbetriebnahme der Filterstufe vor 17 Jahren dauerhaft in Betrieb. Dies ist unter anderem das Ergebnis intensiver betrieblicher Bemühungen, die Prozesse der biologischen Reinigung und Membranfiltration ständig zu verbessern und die Effizienz der Filtration zu erhöhen, siehe Tabelle 1.



Abbildung 3: Luftbild der Membranbelebungsanlage Nordkanal nach ihrer Fertigstellung im Jahre 2004

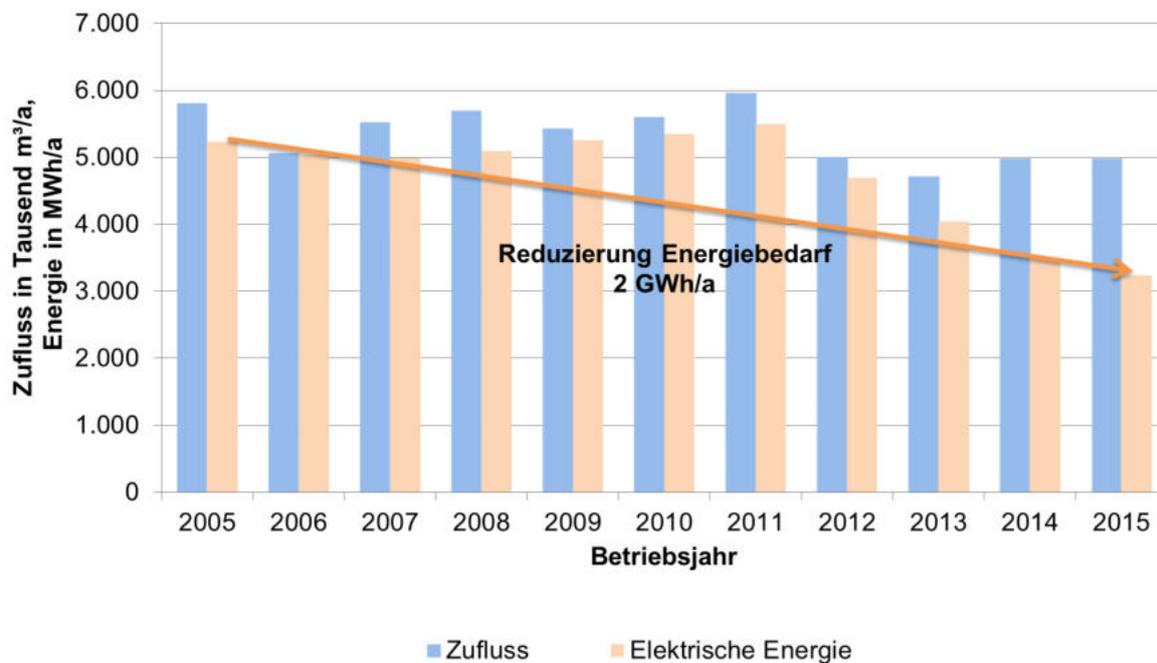


Abbildung 4: Entwicklung des jährlichen Gesamtstromverbrauchs und der behandelten jährlichen Abwassermenge der Membranbelebungsanlage Nordkanal zwischen 2005 und 2015

Die verfahrenstechnischen Verbesserungen, die unter anderem im Rahmen des BMU Umweltinnovationsprogramms mit dem Förderschwerpunkt „Energieeffiziente Abwasseranlagen“ ohne bautechnische Maßnahmen durchgeführt wurden, haben bereits die Reduzierung des Energieverbrauchs um ca. 30 % bewirkt. Bei der Umsetzung der Optimierungsmaßnahmen wurden die Eigenschaften des Belebtschlammes in Bezug auf den Sauerstoffeintrag erkannt. Das strukturviskose Fließverhalten, d. h. die Viskosität der Biomasse, wurde bei der Einführung der Membrantechnik stark unterschätzt. Mit zunehmendem Feststoffgehalt nimmt die Viskosität zu und damit die Energieverbräuche für die Luftreinigung der Membranen, die Durchmischung des Belebtschlammes sowie den Sauerstoffeintrag. Damit war der Verzicht auf die simultan aerobe Schlammstabilisierung und die dadurch mögliche Senkung des Trockensubstanz-Gehaltes eine gangbare Möglichkeit der weiteren energetischen Erhöhung der Membranbelebungsanlage. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die wesentlichen Verfahrenskenngrößen, die im Zuge des Projektes Förderschwerpunkt Energieeffiziente Abwasseranlagen - Ertverband Bergheim „Energetische Optimierung der Membrankläranlage am Beispiel des Gruppenklärwerks Nordkanal“ ermittelt wurden.

Tabelle 1: Vergleich spezifischer Betriebskennzahlen der Membrananlage Nordkanal bei Planung und Inbetriebnahme 2004 und im Jahre 2015 (Drensla u. Janot, 2016)

Parameter	Einheit	Kennzahlen 2004	Kennzahlen 2015
Spezifischer Durchfluss der Membranfilter, Flux (netto)	l/(m ² h)	22-28	30-45
Filtrationszeit/Rückspüldauer	s	400/50	900/50
Aktive tägliche Filtrationszeit der Membranfilter, im Mittel	h/d	11	3,5 - 7
Reinigungsintervall der chemischen Intensivreinigung (ex- situ)	Jahre	1	3
Lebensdauer der Membranfilter	Jahre	5-8	15-20
Spezifischer Energieverbrauch der Membranbelebungsanlage (alle Verfahrensstufen)	kWh/m ³	1 - 2	0,5 – 0,7
Einwohnerspezifischer Energieverbrauch	kWh/(EW a)	70	30 - 40
Spezifischer Energieverbrauch der Membranbelüftung (Cross-Flow)	Wh/m ³	250	60 – 200
Biomassekonzentration im Belebungsbecken	gTS/l	12	6 - 8
Einwohnerspezifisches Belebungsvolumen	l/EW	115	90 – 115

Zur weiteren betrieblich-energetischen Verbesserung der Verfahrenstechnik der Anlage hat der Erftverband daher bereits seit 2012 erste Vorüberlegungen angestellt auf dem Gelände des GWK eine anaerobe Schlammstabilisierung zur Gewinnung von Faulgas nachzurüsten und das Faulgas energetisch zu verwerten.

2. Vorhabens-Umsetzung

2.1 Ziel des Vorhabens

Ziel des Vorhabens ist es, den Energiebedarf der großtechnischen seit 2004 in Betrieb befindlichen Membranbelebungsanlage Kaarst-Nordkanal des Ertftverbandes durch verfahrenstechnische Änderungen auf ein Niveau abzusenken, das mit konventionellen Kläranlagen ähnlicher Größe und Reinigungsleistung vergleichbar ist. Damit soll gezeigt werden, dass das Membranbelebungsverfahren eine betriebssichere, wirtschaftliche und umweltfreundliche Alternative für den Ausbau und die Ertüchtigung vorhandener und neuer Kläranlagen darstellen kann, die im Hinblick auf die erreichbaren Reinigungsleistungen wie den Rückhalt abfiltrierbarer Stoffe (einschließlich Mikroplastik) und Krankheitserreger herkömmlichen Technologien sogar weit überlegen ist.

2.2 Darstellung der technischen Lösung

Die Planungen der MBA Nordkanal wurden bereits Ende 1999 begonnen. Zu diesem Zeitpunkt existierten im deutschsprachigen Raum noch keine verbindlichen Auslegungsempfehlungen für MBA. Entsprechend dem Kenntnis- und Erfahrungsstand bei Planung der MBA Nordkanal wurde die Anlage ursprünglich mit einer biologischen Reinigungsstufe und simultan-aerober Stabilisierung des Klärschlammes konzipiert. Auch spätere Veröffentlichungen (Pinnekamp, 2006 und DWA, 2011) beschreiben weiterhin MBA mit simultan aerober Stabilisierung als Standard seit der Inbetriebnahme der Anlage 2004 hat der Ertftverband zahlreiche Prozessverbesserungen auf der MBA umgesetzt, mit dem Ziel, bei gleichbleibender oder besserer Reinigungsleistung den Energiebedarf der Anlage nachhaltig zu senken und die Leistungsfähigkeit der Membranfilter zu verbessern (Brepols, 2010).

In der vorangegangenen Maßnahme hat der Ertftverband in den Jahren 2011 bis 2015 auf der Membranbelebungsanlage Nordkanal verschiedene Verbesserungen der Anlageautomation und der Ausrüstung einzelner Prozessstufen durchgeführt (Drensla und Janot, 2016). Durch diese verfahrenstechnischen Verbesserungen konnte eine Reduzierung des Verbrauchs an elektrischer Energie von über 30 % bewirkt werden. Diese Maßnahme wurde im Rahmen des BMU-Umweltinnovationsprogramms mit dem Förderschwerpunkt „Energieeffiziente Abwasseranlagen“ durchgeführt (siehe Kapitel 1.2). Bereits während der Durchführung dieses vorangegangenen Projektes hat der Ertftverband geprüft, in welchem Umfang durch zusätzliche Maßnahmen eine weitergehende Reduzierung des Verbrauches an elektrischer Energie und vor allem eine Reduzierung des Strombezugs aus dem öffentlichen Netz unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten darstellbar ist. Grundsätzlich bot sich dazu die Nachrüstung einer anaeroben Schlammstabilisierung an, um Klärgas zu gewinnen und damit am Standort elektrische Energie und Wärme aus einer erneuerbaren Quelle zu erzeugen. Dabei lassen sich verschiedene Komponenten kombinieren: Durch Bau einer zusätzlichen Vorklärung kann die Belastung der biologischen Stufe mit organischen Substanzen zusätzlich vermindert werden und der Sauerstoffbedarf wird weiter reduziert. Da die Sauerstoffversorgung für die biologische

Reinigungsstufe einen großen Anteil am Energieverbrauch der Kläranlage hat, geht mit dieser Verbrauchsreduzierung eine entsprechende Energieeinsparung einher.

Die einzelnen Teilverfahren der biologischen Reinigung, Membranfiltration und Schlammfau- lung, können, jedes für sich, als Stand der Technik angesehen werden. Die Kombination der Verfahren mit dem Ziel, die Energieeffizienz einer bestehenden Membranbelebungsanlage insgesamt zu steigern, wurde bisher nicht realisiert. Die Verfahrenskombination erscheint grundsätzlich geeignet, den Energiebezug großtechnischer Membranbelebungsanlagen wei- ter zu reduzieren.

Vor Maßnahmenbeginn wurden verschiedene Kombinationen, Varianten und Möglichkeiten der verfahrenstechnischen Anpassung der Membranbelebungsanlage geprüft. Dabei wurde auch nach Referenzen und relevanten wissenschaftlichen Publikationen gesucht, die ver- gleichbare Maßnahmen beschreiben. Großtechnische Referenzen für MBA mit getrennt anaer- ober Klärschlammbehandlung waren hierfür jedoch kaum dokumentiert. Judd (2011) nennt zum Beispiel nur eine großtechnische Referenz für kommunale Membranbelebungsanlagen mit getrennter anaeroben Schlammstabilisierung (Traverse City, USA), die aber aus der Nach- rüstung einer konventionellen, getrennt stabilisierenden Anlage mit einer Membranbelebungs hervorgegangen ist. So ergeben sich neben den oben genannten offensichtlichen Vorteilen auch eine Reihe von offenen Fragen und Herausforderungen, die den innovativen Charakter der Maßnahme begründen und die im Zuge der Projektierung zu lösen waren.

Bei Betrieb einer separaten anaeroben Schlammbehandlung kann auf die simultane aerobe Stabilisierung des Überschuss-Schlammes im Belebungsbecken verzichtet werden. Die Auf- enthaltszeit des Schlammes in dem Becken kann durch eine Reduzierung der gesamten Schlammmenge reduziert werden. Dadurch verringert sich der Sauerstoffbedarf für die Versor- gung der Mikroorganismen.

Die zusätzliche mechanische Reinigungsleistung der Vorklärung verändert die Abwasserzu- sammensetzung im Zulauf der biologischen Reinigungsstufe, zusätzlich führt die anaerobe Schlammstabilisierung zu einer Rücklösung von Stickstoffverbindungen aus dem Klär- schlamm, die bei der anschließenden Schlammwässerung als stark Ammoniumhaltiges Trübwasser anfallen und einen zusätzlichen internen Abwasserstrom darstellen. Zusätzliche Maßnahmen im Bereich der Prozessführung der biologischen Hauptstufe sowie die Einrich- tung einer separaten Trübwasserbehandlung sind daher erforderlich, um ungünstige Auswir- kungen auf die biologische Reinigungsleistung der Anlage zu kompensieren.

Darüber hinaus wird in der Fachliteratur von einigen Autoren ein Zusammenhang zwischen hohen Schlammaltern, geringer Schlammbelastung und guten Filtrationseigenschaften des Schlammes gesehen (Meng et al., 2009). Eine Reduzierung des Schlammalters auf dem GKW Nordkanal könnte daher einen erhöhten Aufwand für den Betrieb der Membranfiltration bedeuten und im ungünstigsten Falle die Lebensdauer der Membranfilter verkürzen. Das Be- triebsregime und die Reinigung der Filter sind in jedem Falle auf die geänderte Betriebsweise einzustellen.

Einschätzungen zur Wirtschaftlichkeit der Maßnahme unter den aktuellen Bezugskosten für den elektrischen Strom auf der Kläranlage sowie den Maßgaben des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG 2017), dessen Regelungen im Laufe der Projektierung vom Gesetzgeber mehrfach justiert wurden, hat der Ertverband wiederholt anpassen müssen.

2.2.1 Vergleich verschiedener Anlagenkonzepte

Aus verschiedenen Verfahren zur Gewinnung von Klärgas auf dem Standort: (a) Verwertung des Überschussschlammes der Anlage in der heutigen Form, (b) Verwertung des Überschussschlammes bei gleichzeitiger deutlicher Verminderung des heutigen Schlammalters zur Erhöhung der möglichen Biogasproduktion, (c) Bau einer Vorklärung zur energetischen Verwertung des Primärschlammes oder (d) Nutzung von Primärschlamm und biologischem Überschussschlamm für die Schlammfäulung, wurden unterschiedliche Anlagenkonzepte entwickelt. Vier Alternativen wurden hinsichtlich ihrer Auslegungsgrößen und ihrer wirtschaftlichen Rahmenbedingungen verglichen. Ein Verfahrensschema mit Einbindung der anaeroben Schlammbehandlung ist in Abbildung 5 dargestellt.

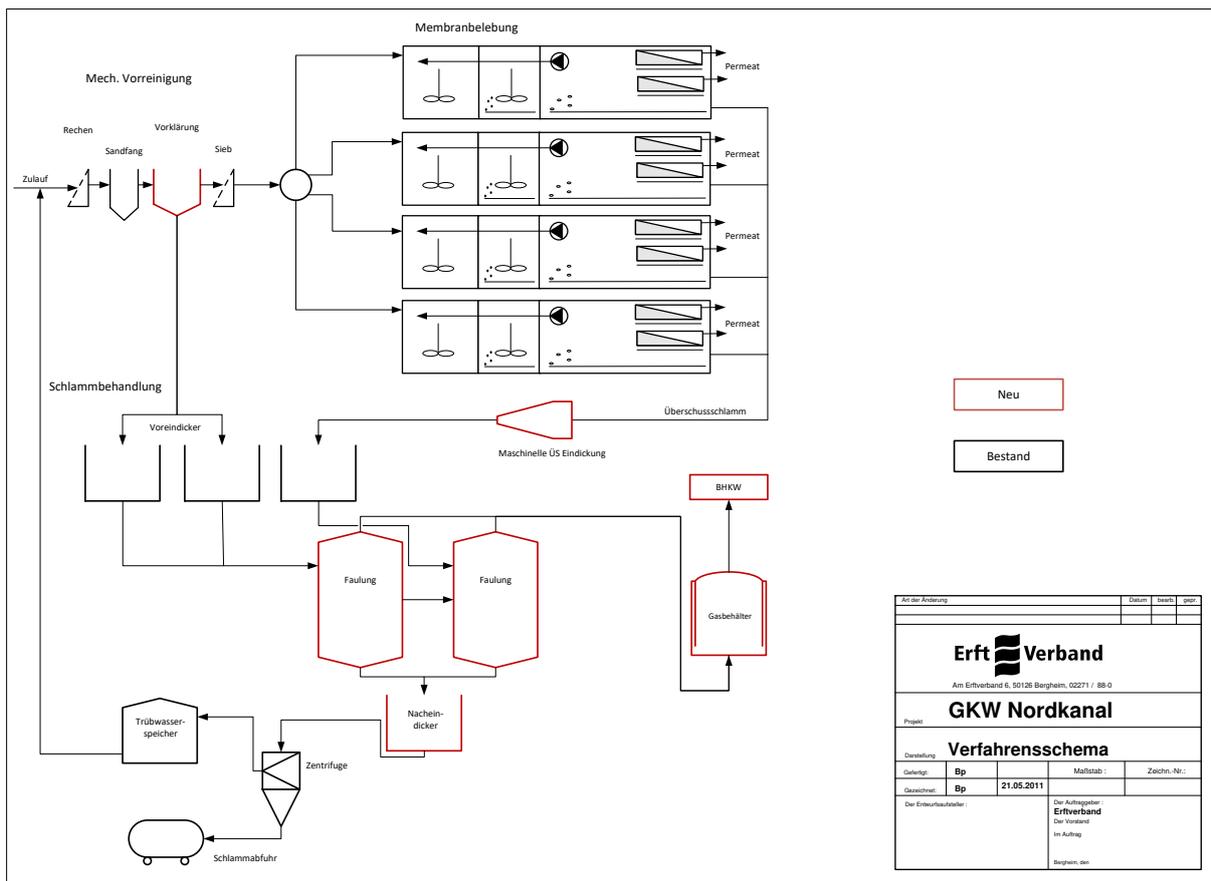


Abbildung 5: Verfahrensschema mit anaerober Schlammbehandlung (Stand 2013)

Alternative 0: Beibehaltung der derzeitigen Verfahrensweise ohne Änderungen

Alternative 1: Bau einer Vorklärung und eines Faulbehälters zur Verwertung von Primär- und Überschussschlamm.

Alternative 2: Bau einer Vorklärung und eines Faulbehälters zur Verwertung von Primärschlamm

Alternative 3: Bau eines Faulbehälters zur Verwertung von Überschussschlamm.

Investitions- und Betriebskosten wurden anhand der ermittelten Reaktorvolumen und Kenngrößen für die einzelnen Verfahrenseinheiten unter Zuhilfenahme von spezifischen Kosten aus vergleichbaren Vorhaben ermittelt. Um eine Abschätzung der Lebenszykluskosten für die Alternativen zu erhalten, wurde eine Projektkostenbarwertbetrachtung gemäß den Empfehlungen (LAWA, 2012) für einen Betrachtungszeitraum von 30 Jahren durchgeführt. Hinsichtlich geänderter Steigerungsraten für Energiekosten wurden außerdem wirtschaftliche Empfindlichkeitsprüfungen durchgeführt.

2.2.2 Ergebnisse der Variantenuntersuchung

Aufbauend auf den Vorentwürfen für die einzelnen Verfahrensalternativen wurden die Projektkostenbarwerte für die vier Alternativen ermittelt. Dabei wurden die für die Unterschiede relevanten Investitions- und Betriebskosten anhand von Vergleichszahlen konventioneller Kläranlagen abgeschätzt. Wesentliche technische Daten und geschätzte Betriebsergebnisse befinden sich in der Tabelle 2.

Tabelle 2: Kenngrößen der Verfahrensstufen für die betrachteten Varianten

Verfahrensstufe/Kenngröße	Einheit	Alternative 0	Alternative 1, PS/ÜS	Alternative 2, PS	Alternative 3, ÜS
Vorklärung, Volumen	m ³	-	770	770	-
Belebungsbecken					
Volumen	m ³	9.300	9.300	9.300	9.300
Trockensubstanzgehalt der Belebung TS_{BB}	kg/m ³	14,20	3,90	8,70	6,00
Maximaler Luftbedarf für die biologische Reinigung	Nm ³ /h	17.556	5.287	8.847	7.839
Schlammbehandlung					
Voreindicker, Volumen	m ³	0	475	475	0
MÜSE, Durchsatz	m ³ /h	0	35,00	25,00	45,00
Faulbehälter, Volumen	m ³	0	2.621	1.232	2.224
Gasertrag	m ³	0	1.769	784	1.577

Der Energieverbrauch für die Belüftung der Belebungsstufe, der Energiegewinn durch Stromerzeugung aus Faulgas, die Investitionskosten für die Schlammbehandlung sowie die realen Steigerungsraten für die Energiekosten sind wesentliche Einflussgrößen zur Bewertung der Wirtschaftlichkeit.

Im Ergebnis zeigt sich, dass die Nachrüstung nur bei weiterhin stark steigenden Energiekosten wirtschaftlich wird. Die möglichen Energieeinsparungen wiegen die Mehraufwendungen für Bau, Unterhaltung und Betrieb der Faulungsanlage sonst nicht auf. Zwischen den Alternativen gibt es darüber hinaus folgende Abstufungen. Die ausschließliche energetische Verwertung von Primärschlamm (Variante 2) erscheint gegenüber den beiden anderen Varianten (1 und 3) mit Faulung immer als unwirtschaftlich. Die Projektkostenbarwerte für Varianten 1 und 3 liegen dagegen in einer ähnlichen Größenordnung. Variante 3 zeichnet sich durch etwas geringere Investitionskosten aus während Variante 1 wegen eines geringeren Strombezugs vorteilhaft ist.

2.2.3 Realisierte technische Lösung

Von den Varianten aus der Machbarkeitsstudie wurde der Variante 1 der Vorzug gegeben, da sich so der Energieverbrauch am stärksten senken und der mögliche Energieertrag maximieren lassen. Dies führte im Zuge der weiteren Bearbeitung des Projektes zu der realisierten Prozesskette mit Rechen, Vorklärbecken, Siebung, MBR, anaerober Schlammbehandlung und Klärgasnutzung, die weiter unten in Abb. 6 dargestellt ist.

Gemäß ATV-DVWK, Arbeitsblatt A 198, erfolgt die Einordnung von Kläranlagen in eine Größenklasse bzw. die Festlegung der Ausbaugröße anhand der an 85 % der Trockenwettertage erreichten oder unterschrittenen organischen Fracht ohne interne Rückflüsse zuzüglich einer eingeplanten Kapazitätsreserve. Für das GWK ergeben sich für den definierten Trockenwetterzufluss $< 10.000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ im Zulauf des GWK als 85 %-Wert 7.730 kg CSB/d . Die vorhandene Nennbelastung gem. DWA-Arbeitsblatt A 198 ergibt sich demnach zu 64.400 EW . Aus den Städten Kaarst, Korschenbroich und Neuss waren 2014 59.963 natürliche Einwohner angeschlossen. Industrielle Einleiter sind nicht vorhanden. Die festgelegte Ausbaugröße der Kläranlage von 80.000 EW hat weiterhin Bestand.

Für die verfahrenstechnischen Auslegungen und den Nachweis der biologischen Reinigungsstufe werden abweichend davon gemäß DWA-A 198 die an 85 % der Tage erreichten oder unterschrittenen Tagesfrachten verwendet. Für die Bemessung von Anlagen zur Schlammbehandlung werden außerdem die täglich anfallenden Schlammengen und Zusammensetzungen anhand der Mittelwerte über mehrere Wochen mit Trocken- und Regenwetter zugrunde gelegt. Hervorzuheben ist, dass vor allem bei Regenwetter ausgeprägte Spitzen der Belastungsfrachten festgestellt wurden.

Basierend auf den in Tabelle 3 ausgelegten Kenngrößen der Belastung der Kläranlage wurden die im folgenden dargestellten Verfahrensstufen mit den zugehörigen Kenngrößen errichtet. In Tabelle 3 sind die maßgeblichen Zuflüsse der ursprünglichen Planung (2001) und der Planung der Verfahrensänderungen (2016) dargestellt. Die Tageswassermenge bei Trockenwetter hat sich gegenüber 2001 verringert. Dies ist neben sinkenden Frischwasserverbräuchen im Einzugsgebiet vor allem auf eine Reduzierung des Fremdwasseranteils in den kommunalen Kanalnetzen zurück zu führen. Der maßgebliche maximale Trockenwetterzufluss ist gegenüber der Planung von 2001 höher. Diese Zuflüsse stellen Rechenwerte für die Bemessung

verschiedener Verfahrensstufen dar. Mit der Neufassung der entsprechenden technischen Regeln (DWA A 131 und DWA A 198) wurden die Bemessungskennwerte und Algorithmen weiterentwickelt und angepasst. Die tatsächlichen, gemessenen Zuflüsse bei Trockenwetter weichen davon ab und unterliegen teilweise deutlichen Schwankungen. Der maximale Mischwasserzufluss bei Regenwetter ist demgegenüber durch die Leistungsfähigkeit der beiden vorgelegerten Pumpwerke im Kanalnetz vorgegeben und hat sich nicht verändert. Es wird damit weiterhin ein hoher Anteil an belastetem Niederschlagswasser auf der Kläranlage mitbehandelt. Die Bemessungsfrachten (Tab. 4) dienen der Dimensionierung der biologischen Reinigungsstufe der MBA. Für die Planung 2016 wurden verschiedene Lastfälle untersucht, die auf den Mittelwerten bzw. den 85-perzentilwerten der in den Jahren 2009 – 2014 im Zulauf der Kläranlage gemessenen Konzentrationen und Frachten beruhen. Die untenstehenden Angaben (Tabelle 3 und Tabelle 4) sind den jeweiligen wasserrechtlichen Genehmigungsentwürfen der Kläranlage entnommen.

Tabelle 3: Bemessungszuflüsse im Zulauf der MBA Nordkanal

Kenngröße	Kennung	Planung 2001	Planung 2016	Einheit
Ausbaugröße	EW	80.000	80.000	EW
Tageswassermenge (Trockenwetter)	Q _D	16.000	12.000	m ³ /d
Maßgeblicher maximaler Trockenwetterzufluss (Tagesspitze)	Q _t	1.024	1.228	m ³ /h
max. Mischwasserzufluss aus dem Kanalnetz	Q _m	1.881	1.881	m ³ /h

Tabelle 4: Bemessungsfrachten im Zulauf der MBA Nordkanal

Kenngröße	Kennung	Planung 2001 (85-Perzentil)	Planung 2016 (Mittel)	Planung 2016 (85-Perzentil)	Einheit
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	9.600	8.580	12.590	kg/d
Kjeldahl-Stickstoff	KN	897	787	1.155	kg/d
Phosphor	P _{ges}	123	130	191	kg/d
Abfiltrierbare Stoffe	AFS	5.600	4.990	7.320	kg/d

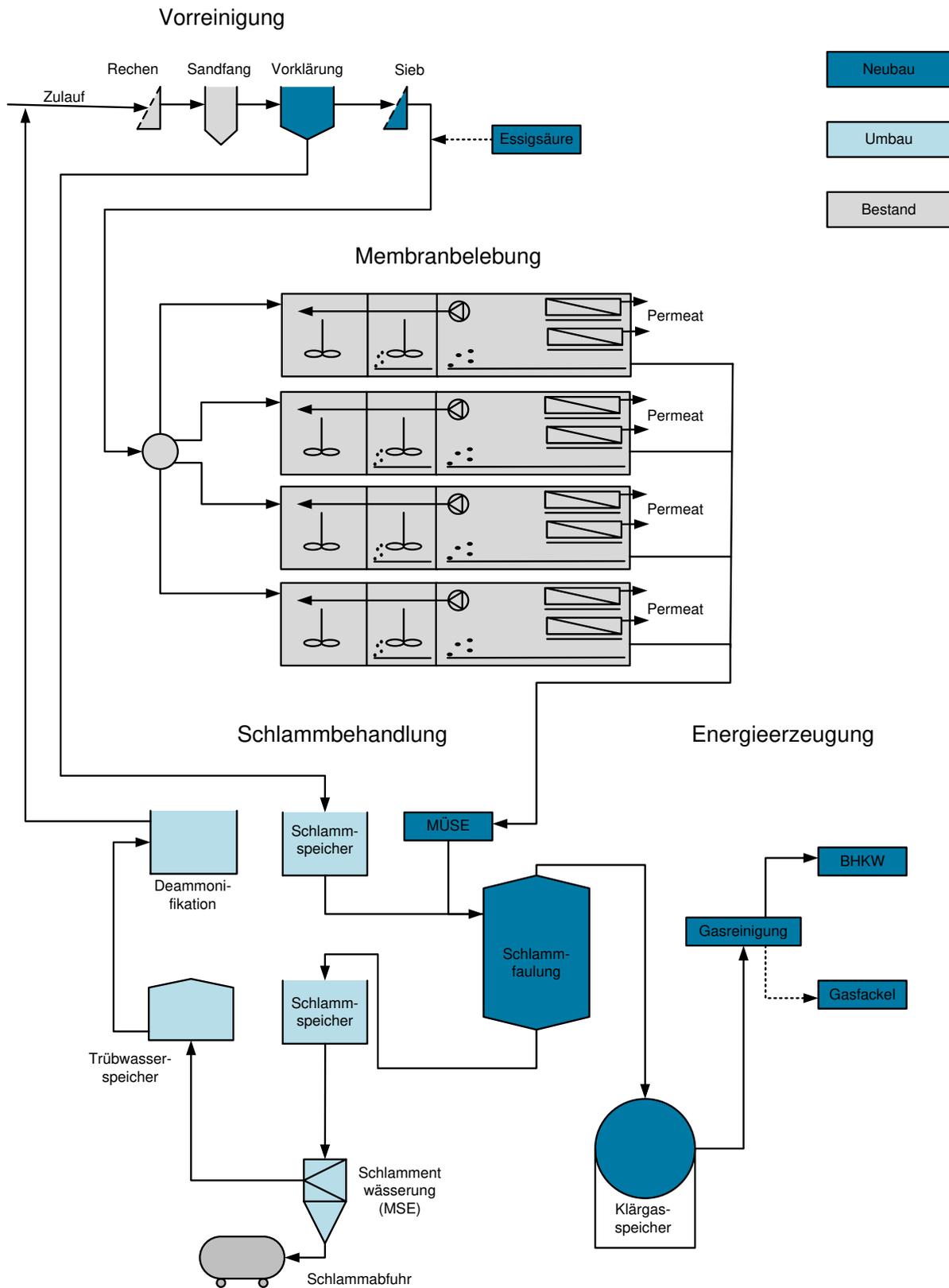


Abbildung 6: Prozessschema der MBA Nordkanal nach dem Umbau (2019)

2.2.4 Vorklärbecken

Für die Bemessung des Vorklärbeckens und die Überprüfung der biologischen Reinigungsstufe wurde das DWA Arbeitsblatt A-131 in der Fassung des Gelbdrucks von 2015 zugrunde gelegt.

Bei der Bemessung der Vorklärung ist ein Kompromiss zwischen der möglichen Entnahme an organischen Abwasserinhaltsstoffen (CSB) im Primärschlamm und einer entsprechend hohen Gasproduktion im Faulbehälter sowie der notwendigen Kohlenstoffversorgung für den Reinigungsschritt der vorgeschalteten Denitrifikation im Belebungsbecken zu finden.

Daher wurde ein Wirkungsgrad für die Kohlenstoffelimination (CSB) von 25 % angestrebt. Dazu soll die Aufenthaltszeit bei mittlerem Trockenwetterzufluss unter 0,75 Stunden liegen, bei maximalem Zufluss aber mind. 20 Minuten betragen.

Es wurde ein rechteckiges Vorklärbecken mit zwei parallelen Kammern und einem Gesamtvolumen von rund 670 m³ errichtet. Die Becken haben eine Breite von je rund 5 m, eine Länge von rund 26 m und eine mittlere Tiefe von 2,6 m. Damit werden die für Absetzbecken empfohlenen Längen- und Breitenverhältnisse von 4:1 bis 6:1 eingehalten. Das entsprechend der o.g. neueren Auslegungsempfehlung realisierte Beckenvolumen ist damit ca. 15 % kleiner als in der vorhergehenden, älteren Variantenuntersuchung (siehe Tab. 2).

Zusätzlich gibt es die Möglichkeit, einen Teil des Zulaufes über einen gesteuerten Bypass an der Vorklärung vorbeizuleiten. Dadurch kann gezielt Abwasser mit höherem Gehalt an CSB in das Belebungsbecken geleitet werden, um die Kohlenstoffversorgung für die vorgeschaltete Denitrifikation zu erhöhen.



Abbildung 7: Vorklärbecken mit zwei Kammern und Längsräumer

2.2.5 Siebung

Zum Schutz der getauchten Hohlfasermembranen vor Störstoffen, Fasern und Haaren befindet sich eine Feinsiebanlage im Ablauf des Vorklärbeckens. Das mechanisch gereinigte Abwasser fließt aus der Vorklärung über Ablaufschwellen zu einer Sammelrinne und gelangt über zwei Verteiler-Rinnen zur nachgeschalteten Siebanlage mit fünf parallelen Siebaggagaten mit jeweils zwei unabhängigen Siebtrögen mit einer Maschenweite von 1,5 mm und einer Durchsatzleistung von ca. 500 m³/h je Sieb.

Diese Siebanlage ersetzt die ursprüngliche Siebung mit zwei großformatigen Trommelsieben und Notumlauf, die nach dem Sandfang angeordnet war. Die ausgeführte Siebung wurde geplant, um den hydraulischen Verlust so gering wie möglich zu halten, so dass zur Beschickung der Membranbelebungsanlage kein zusätzliches Zwischenpumpwerk erforderlich ist. Gleichzeitig wurde Wert auf die Auswahl von möglichst wartungsarmen und betriebssicheren Aggregaten gelegt. Durch die Anzahl der Siebe ergibt sich insgesamt eine höhere Verfügbarkeit der Siebanlage bei erforderlichen Wartungen oder Betriebsstörungen.

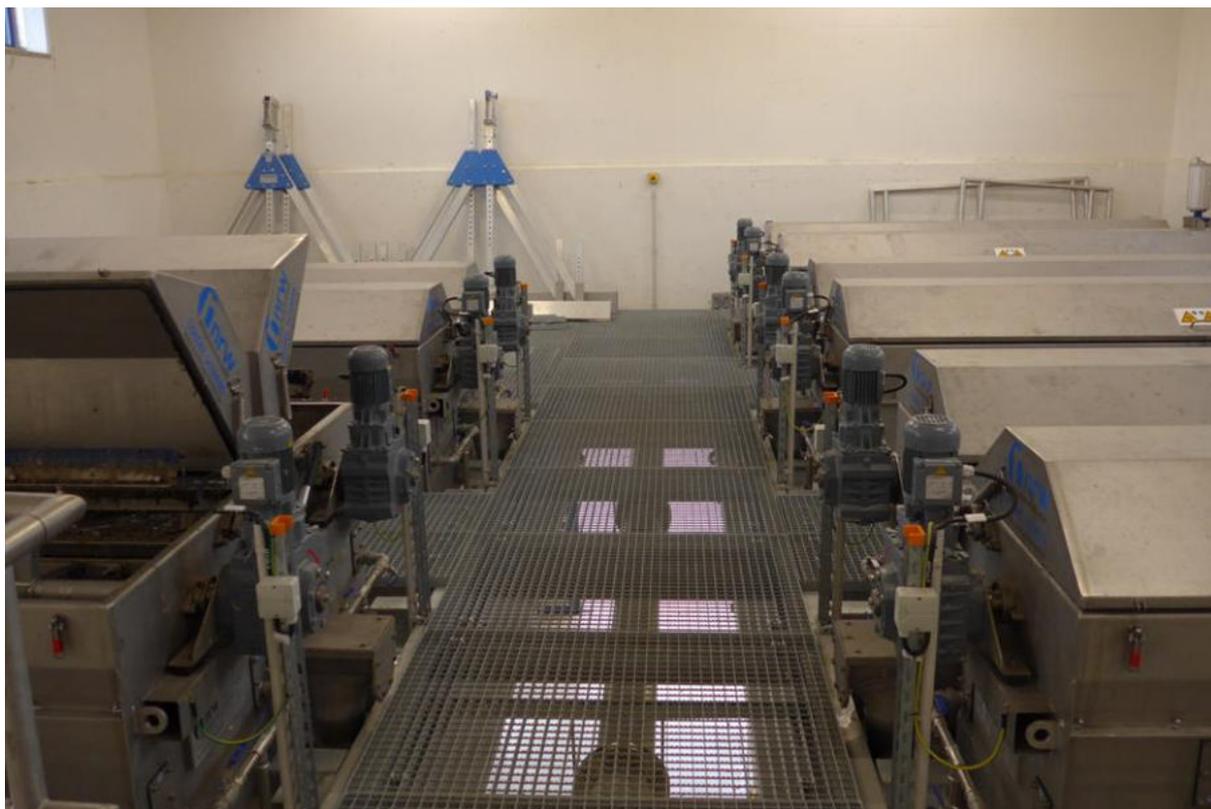


Abbildung 8: Innenansicht des Siebgebäudes mit fünf Trogsiebanlagen mit doppelten Siebtrögen

2.2.6 Biologische Reinigungsstufe

Das bestehende Belebungsbecken hat ein Volumen von 9.300 m³. Dieses besteht aus vier parallel beschickten Straßen mit je drei Kaskaden und folgenden Teilvolumina:

Denitrifikationszone:	4 x 465 m ³ = 1.860 m ³
Wechselzone:	4 x 418 m ³ = 1.672 m ³
Nitrifikationszone:	4 x 1.442 m ³ = 5.768 m ³

Mit der dauerhaft anoxischen und der fakultativen Zone beträgt der mögliche Anteil der Denitrifikation am Gesamtvolumen 38 %. Zur Schlammrückführung aus dem Membranbecken / der Nitrifikation und gleichzeitigen Rezirkulation von Nitrat in die Denitrifikation sind 8 Rezirkulationspumpen, mit einer Leistung von 8 x 600 m³/h installiert.

Die Nachrechnung der bestehenden Anlage zielt auf die Einhaltung von Ablaufkonzentrationen des Nitrats in Höhe von 10 bis 11,5 mg/l. Die rechnerischen Nachweise für die mittleren Belastungen orientieren sich mit ca. 7 mg/l an den langjährigen mittleren Betriebsergebnissen, so dass sich auch mit Betrieb der Vorklärung und der anaeroben Schlammstabilisierung keine höheren Ablaufkonzentrationen des Stickstoff ergeben als mit der ursprünglichen Anlage. In der Planung von 2016 und im Genehmigungsentwurf wurde die Dimensionierung auf Basis des zwischenzeitlich erschienenen Gelbdruckes des DWA A 131 durchgeführt, der mittlerweile in der endgültigen Fassung von 2016 vorliegt. Dadurch ergeben sich gegenüber der älteren Variantenuntersuchung leichte Abweichungen, die noch auf eine ältere Fassung des DWA A-131 zurückgreifen.

Tabelle 5: Annahme für die Nachrechnung des Belebungsbeckens nach der DWA A131 (Gelbdruck)

Parameter	Bezeichnung	Einheit	Planung 2001	Planung 2016, 85-Perzentil_ der Belastung	Planung 2016, mittlere Belastung
Temperatur	T _{Bem} /T _{min} /T _{max}	° C		12	15,6
Belebungsbeckenvolumen	V _{BB}	m ³	9.300	9.300	9.300
Denitrifikationsanteil	V _D / V _{BB}	%	38	38	38
TS Belegung	TS _{BB}	g/l	12	6,0	6,0
Prozessfaktor	PF	---	-	1,59	1,59
CSB im Ablauf	S _{CSB, AN}	mg/l	-	20	20
N_{org} im Ablauf	S _{orgN, AN}	mg/l	2,0	2,0	2,0
NH₄ im Ablauf	S _{NH₄, AN}	mg/l	2,0	0,5	0,5
NO₃ im Ablauf	S _{NO₃, AN}	mg/l	10,0	10,0	6,5
P_{ges} im Ablauf	C _{P, AN}	mg/l	2,0	0,5	0,2

Durch die Schlammfäulung und das bei der Schlammwässerung anfallende Trübwasser kommt es zu einer internen Rückbelastung der Anlage mit Ammonium. Im Regelbetrieb werden diese Wässer in einer eigenen Trübwasserbehandlung mit Deammonifikation (siehe Kapitel 2.2.10) behandelt. Während der Inbetriebnahme der Deammonifikation oder im Falle einer Betriebsstörung ist eine temporäre, bedarfsabhängige Zugabe von Essigsäure in den Ablauf der Siebung als zusätzliche Kohlenstoffquelle vorgesehen.

Dadurch kann die Denitrifikation und damit die Nitratkonzentration im Ablauf der Membranbelebungsanlage stabil gehalten werden. Die Dosieranlage befindet sich im Siebgebäude.



Abbildung 9: Belebungsbecken (Denitrifikation) und Membranfilterhalle

2.2.7 Klärschlammbehandlung und Faulbehälter

Der Wassergehalt des aus der Membranbelebungsanlage abgezogenen Überschussschlammes wird in einer maschinellen Überschussschlammwindung (MÜSE) reduziert. Die Anlage besteht aus einem Siebbandwindicker und ist für einen automatischen kontinuierlichen Betrieb ausgelegt, um stoßweise Belastungen der Schlammfäulung durch Entnahme- bzw. Beschickungszyklen zu vermeiden. Der Primärschlamm aus der Vorklärung wird über einen Schlammspeicher, in dem der Schlamm statisch eindicken kann, dem Faulbehälter zugeführt.

Diese bei der Abwasserreinigung anfallenden Schlämme werden in einer anaeroben mesophilen Faulstufe weiterbehandelt. Die organischen Anteile des Primär- und Überschussschlammes werden möglichst weitgehend reduziert, dabei entsteht Klärgas.

Ausgehend von den vorliegenden Lastfällen des Schlammanfalls ergibt sich bei einer Aufenthaltszeit von mindestens 20 Tagen in dem Faulbehälter ein erforderliches Nutzvolumen von 2.600 m³.

Der Faulbehälter ist als zylindrischer Behälter mit flach geneigtem Deckel und Sohle ausgelegt. Der Behälter ist 17,8 m hoch und hat einen Außendurchmesser von 14,5 m, was ein Volumen von 2.940 m³ ergibt. Er verfügt über ein zentrales vertikales Rührwerk zur Durchmischung des Behälterinhalts. Die Betriebstemperatur in dem Behälter liegt bei 35 bis 38° C. Der Behälter ist wärmege-dämmt. Die Erwärmung der Schlämme erfolgt über einen Rohrmantelwärmetauscher. Die Wärmeerzeugung erfolgt mit Wärme aus dem Blockheizkraftwerk und der Klärgasverwertung. Bei der Inbetriebnahme oder bei Betriebsstörungen erfolgt eine Wärmeerzeugung über einen Heizkessel.



Abbildung 10: Im Hintergrund Maschinengebäude, Faulbehälter mit Treppenturm und Gasbehälter (v.l.n.r), im Vordergrund das Dach des Schlammwässerungsgebäudes mit Fotovoltaikanlage

2.2.8 Gasspeicher und Gasverwertung

Das anfallende Klärgas aus Faulbehälter wird in einer Blockheizkraftanlage zur Strom- und Wärmeerzeugung genutzt. Eine Gasreinigung mit Kies- und Feinfilter sowie einem Aktivkohlefilter bereitet das Klärgas für die Nutzung in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) auf. Als Gasbehälter kommt ein Doppelmembranbehälter mit einem Volumen von 1.190 m³ zum Einsatz. Der Gasbehälter ist so bemessen, dass bei einer kontinuierlichen Beschickung des

Faulbehälters mit Überschuss- und Primärschlamm (Betriebszeit 20 h/d) die Speicherzeit für das Klärgas zwischen 0,5 bis 0,9 Tage beträgt.

Das BHKW ist für eine elektrische Leistung von 300 kW und eine thermische Leistung von 375 kW dimensioniert. Die bei der Stromerzeugung anfallende Wärme des Motors und die anfallenden Abgase werden über Wärmetauscher abgeführt und ganz oder teilweise im Heizungssystem der Kläranlage genutzt. Die Wärme wird neben der Schlammwärmung im Faulbehälter auch zur Erwärmung des Prozesswassers genutzt. Daneben können auch das vorhandene Betriebsgebäude und die Anlage für die Intensivreinigung der Membranfilter versorgt werden.



Abbildung 11: BHKW im Maschinengebäude, mit Wärmepuffer und Heizverteiler

Für den gesicherten Betrieb der Gasstrecke ist zusätzlich und vorsorglich eine Gasfackel vorgesehen. Tritt eine Betriebsstörung auf, bei der das anfallende Klärgas nicht energetisch verwertet wird oder der Druck im Gassystem über einen kritischen Wert steigt, wird das anfallende Faulgas abgefackelt. Die Fackel funktioniert automatisch in Abhängigkeit des Betriebsdruckes im Gassystem und vom Füllstand im Gasbehälter. Der Betrieb der Gasfackel stellt einen außergewöhnlichen Betriebszustand dar. Die Gasfackel ist eine Sicherheitseinrichtung zur Vermeidung schwerwiegenden Schäden infolge von unkontrolliertem Druckanstieg oder Gasaustritt.



Abbildung 12: Gasfackel und Gasbehälter

2.2.9 Schlammmentwässerung

Da die Menge an Klärschlamm gegenüber der ursprünglichen Konzeption zurückgeht, wurde eine in ihrer Leistung angepasste Zentrifuge errichtet, die das alte, deutlich größere Aggregat ersetzt. Die neue Zentrifuge kann nahezu kontinuierlich betrieben werden. Dadurch vermindert sich der Energiebedarf für den Betrieb der Schlammmentwässerung. Die Anlage wurde in das bestehende Gebäude eingebaut.

2.2.10 Trübwasserspeicher und Deammonifikation

Durch die anaerobe Schlammbehandlung wird organisch gebundener Stickstoff als gelöstes Ammonium freigesetzt, über die Rückführung von Trübwasser aus der Schlammmentwässerung führt dies zu einer Erhöhung der Stickstoffzulaufmenge zur Membranbelebungsanlage.

Das anfallende Prozesswasser wird in einem Teilstrom vorbehandelt, um die biologische Reinigungsstufe zu entlasten. Als Verfahren kommt die Deammonifikation zum Einsatz. Hierbei werden in einem ersten Schritt ca. 50 % des Ammoniums zu Nitrit oxidiert. und in einem zweiten Prozessschritt werden das Nitrit und das verbleibende Ammonium zu gasförmigem Stickstoff umgewandelt, wobei auch eine kleine Menge Nitrat entsteht. Ein bereits bestehender Schlammstaubehälter wurde zu diesem Zweck zu einem Bioreaktor umgebaut. Ein Trübwasserspeicher, aus dem das Wasser dosiert dem Prozess zugegeben werden kann, ist bereits vorhanden. Ausreichende Umsatzgeschwindigkeiten lassen sich mit diesem Prozess üblicherweise bei Temperaturen über 25° C erreichen. Um die Restwärme aus der Schlammfäulung besser nutzen zu können, wurden die Behälter mit einer Wärmedämmung versehen. Um ein Absinken der Temperatur im Winter oder bei Stillständen zu vermeiden, wurde zusätzlich ein Wärmetauscher im Bioreaktor installiert.



Abbildung 13: Trübwasserspeicher (vorne) und Reaktor für die Deammonifikation (Mitte) mit außenliegender Wärmeisolierung, im Hintergrund die Schlammspeicher für Primär- und Faulschlamm

2.2.11 Zusammenfassung der bestehenden Anlagetechnik

Zur schnelleren Übersicht sind in der untenstehenden Tabelle 6 die Volumina und Kenngrößen der wesentlichen Anlagebestandteile zusammengefasst. Dabei sind auch die Prozessstufen (Rechen und Sandfang) miteingefasst, die durch den Umbau keine Änderung erfahren haben.

Tabelle 6: Tabelle Verfahrenskenngrößen der wesentlichen Prozess-Stufen der realisierten Maßnahme

Verfahrensstufe	Kenngröße	Einheit	Wert
Rechen	Stabweite	mm	5
Belüfteter Sandfang mit Fettfang	Volumen	m ³	340
Vorklärung	Volumen	m ³	670
Feinsiebung	Lochweite	mm	1,5
Membranbelebung	Volumen	m ³	9.300
Schlammspeicher (Primärschlamm)	Volumen	m ³	475
Maschinelle Überschussschlammmeindickung	Max. hydraulischer Durchfluss	m ³ /h	50
Faulbehälter	Nutzvolumen	m ³	2600
Schlammspeicher (Faulschlamm)	Volumen	m ³	475
Maschinelle Schlammmentwässerung (Zentrifuge)	Max. hydraulischer Durchsatz	m ³ /h	15
Trübwasserspeicher	Volumen	m ³	240
Deammonifikation	Volumen	m ³	440
Gasspeicher	Volumen	m ³	1.190
BHKW	Leistung, elektrisch	kW	300

Ergänzend dazu sind in der nachfolgenden Tabelle 7, die technischen Daten zur Membranfiltration aufgeführt. Die Membranfilter sind wesentlicher und integraler Bestandteil der Verfahrenstechnik der Anlage. Im Zuge der Projektrealisierung wurden an dieser Verfahrensstufe keine baulichen oder technischen Änderungen vorgenommen. Der überwiegende Teil der Filter ist bereits seit der Inbetriebnahme der ursprünglichen Anlage 2004 in Betrieb.

Ursprünglich war die Anlage mit jeweils 24 Filterkassetten (Typ ZW 500C) in 8 Filterstraßen ausgerüstet. Im Laufe der Jahre wurden einzelne, defekte Filterkassetten entweder repariert oder entfernt und nicht durch neue Kassetten ersetzt. Der Verlust an Filterfläche konnte im Zuge der durchgeführten Betriebsanpassungen, Verbesserungen an der Anlageautomation und durch geänderte Betriebseinstellungen der vorhandenen Filter kompensiert werden. Im Jahre 2015 hat der Erftverband eine vollständige Filterstraße mit 18 Membranfiltern (=18 Filterkassetten) einer neueren Bauart ersetzt (Typ ZW 500D LEAP MBR). Dadurch besteht die Membrananlage heute aus 7 Filterstraßen mit jeweils 24 Kassetten und einer Filterstraße mit 18 Kassetten.

Tabelle 7: Technische Daten der Membranfiltration der MBA Nordkanal

Technische Daten der Membranfiltration-Anlage	
Membranfläche	83.920 m ²
Modultyp	ZW 500C / ZW 500D LEAP MBR
Anzahl der Membrankassetten insgesamt	186
Anzahl der Membrankassetten pro Membranstraße	24 bzw. 18

2.3 Darstellung der Umsetzung des Vorhabens

Im Folgenden wird die Chronologie der Umsetzung des Vorhabens in wesentlichen Grundzügen dargestellt:

2.3.1 Planungsphase

Zwischen 2011 und 2013 hat der Erftverband in einer Machbarkeitsstudie die verschiedenen grundlegenden Varianten untersucht (Kapitel 2.2.1). Auf Basis der bevorzugten Planungsvariante wurde dann im Jahre 2014 eine detaillierte ingenieurmäßige Planung begonnen.

Die ersten orientierenden Versuche zur Ermittlung des Faulgasertragspotenzials aus Überschussschlamm der Membranbelebungsanlage Nordkanal fanden bereits im Jahr 2013 statt. Um die Bemessungsgrundlage für die geplante anaerobe Schlammstabilisierung zu ermitteln, wurden weitere Untersuchungen Ende 2014 durchgeführt. Zur Bestimmung der Gaserträge auf einer Membranbelebungsanlage aus dem Primärschlamm und dem Überschussschlamm, vermischt mit der Siebgutmasse, wurden Versuche direkt auf der MBR Nordkanal durchgeführt.

Planungsleistungen der Objektplanung für Ingenieurbauwerke, der Tragwerksplanung sowie der Planung der technischen Ausrüstung hat der Erftverband als Bauherr im Zuge eines offenen Verfahrens im Wettbewerb vergeben. Der Auftrag wurde im Dezember 2014 erteilt.

Im Zuge der Grundlagenermittlungen wurde die tatsächliche Belastungssituation der Kläranlage überprüft. Im Rahmen der Vor- und Entwurfsplanung wurden dann weitere Details der technischen Konzeption ausgearbeitet.

Im Zuge der Vorplanung hat das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel außerdem erste orientierende Untersuchungen der zu erwartenden Abscheideleistung der Vorklärung in Kombination mit der für Membranbelebungsanlagen erforderlichen Feinsiebung mit einer Lochweite von 1,5 mm durchgeführt.

Am 28.05.2015 wurde der Entwurf der Anlage zur wasserrechtlichen Genehmigung für den Bau und Betrieb der neuen Anlagenteile entsprechend § 57(2) nach Landeswassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen (LWG NRW) bei der Bezirksregierung Düsseldorf als zuständiger Aufsichtsbehörde eingereicht. Am 04.08.2016 erfolgte die Bekanntmachung über Feststellung der UVP-Pflicht gemäß § 3 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Die Genehmigung wurde am 18.08.2016 erteilt.

Im Anschluss daran wurde die Ausführungsplanung fertiggestellt. Dabei wurden noch weitere Optimierungen des Entwurfs eingebracht. So konnte durch eine Änderung an der Feinsiebanlage und durch Berücksichtigung einer anderen Bauart der Siebe der hydraulische Verlust im Wasserweg vermindert werden. So konnte z. B. das ursprünglich erforderliche neue Zwischenhebewerk für die Beschickung der biologischen Reinigungsstufe entfallen. Die Planänderungen wurden der Bezirksregierung Düsseldorf angezeigt. Ein ergänzender Änderungsbescheid wurde am 19.05.2017 erteilt.



Abbildung 14: Lageplan der erweiterten Membranbelebungsanlage Nordkanal, neu errichtete Bauwerke sind dunkelblau dargestellt

2.3.2 Bau und Inbetriebnahme

Die erforderlichen Bauleistungen zur Errichtung der Anlage hat der Erttverband in einem offenen Vergabeverfahren europaweit ausgeschrieben. Die Aufträge für die Hauptgewerke der Bautechnik, der maschinentechnischen Ausrüstung sowie der Elektro- und Automationstechnik konnten am 23.02.2017 erteilt werden. Darüber hinaus wurden untergeordnete Bauleistungen zum Rückbau einer vorhandenen Brunnenanlage und zur Errichtung eines Feuerlöschbrunnens vergeben.

Am 17.03.2017 hat der Erftverband im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit zu dem Projekt einen ersten Spatenstich auf dem Gelände des Gruppenklärwerkes Nordkanal durchgeführt. Berichterstattung hierzu erfolgte in der lokalen Presse sowie im Rundfunk.

Die Bauleistungen wurden dann im Zeitraum von April 2017 bis April 2019 durchgeführt. Bedingt durch ungünstige Witterungsverhältnisse im Winter 2017/2018 sowie durch konjunkturbedingte Lieferschwierigkeit von einzelnen Bauteilen der Maschinentechnik kam es zu Verzögerungen im geplanten Bauablauf. Dennoch konnten bereits ab dem Frühjahr 2018 einzelne bereits fertig gestellte Anlagenteile Zug um Zug in Betrieb genommen werden.



Abbildung 15: Baufortschritt Anfang 2018

Bei der Inbetriebnahme der Vorklärung kam es aufgrund eines Fehlers in der Anlagenautomation mehrfach zu Unterbrechungen. Im Bereich der Siebung zeigte sich der Teilschritt des Siebguttransportes als störungsanfällig. Zum einen waren die anfallenden Mengen an verbleibenden Grob- und Faserstoffen im Ablauf der Vorklärung höher als ursprünglich erwartet, da größere Mengen an Zellstoff und z. B. schwimmfähige Störstoffe, wie Kunststoffpartikel, die vorgelagerten Reinigungsstufen passieren konnten. Des Weiteren führen insbesondere bei kalter Witterung fetthaltige Stoffe zu Beeinträchtigungen des nachgeschaltete Schwemmsiebes, welches das notwendige Spülwasser für den Betrieb der Siebe vom eigentlichen Siebgut abtrennt. Es wurden hier mehrfach Nachbesserungen durchgeführt, um eine zufriedenstellende Funktion sicherzustellen.

Der Faulturm wurde ab Herbst 2018 mit Impfschlamm aus einer benachbarten Kläranlage befüllt und in Betrieb genommen. Die Beschickung des Faulbehälter mit Primär- und Überschussschlamm der Kläranlage wurde in der Folge allmählich gesteigert und die Gasproduktion hochgefahren. Aufgrund von Störungen kam es mehrfach zu Unterbrechungen der Inbetriebnahme des Faulbehälters. Unter anderem trat eine Leckage im Bereich der Schlammaufheizung auf,

die zur Folge hatte, dass der Behälter teilweise wieder entleert werden musste. Anscheinend wurden durch den Impfschlamm unbeabsichtigt Störstoffe wie Faserstoffe, Hygieneartikel und Sand in den Faulbehälter eingetragen. Zur Beseitigung der Störstoffe wurde ein Teilstrom aus dem Faulbehälter zeitweise über einen provisorischen Mazerator gefahren und so zerkleinert. Bei der Demontage des Provisoriums zeigte sich, dass sich ein Plattenschieber am Auslass des Faulbehälters nicht mehr ordnungsgemäß schließen ließ. Die Blockade konnte kurz vor Weihnachten im Dezember 2018 durch einen Tauchereinsatz beseitigt werden. Darüber hinaus kam es mehrfach zu nicht kritischen Fehlfunktionen sicherheitsrelevanter Baugruppen und Messeinrichtungen am Faulbehälter, die ebenfalls zu Unterbrechungen der Inbetriebnahme führten.



Abbildung 16: Tauchereinsatz zur Beseitigung einer Betriebsstörung am Faulbehälter

Nach der erforderlichen Abstimmung mit dem Stromnetzbetreiber konnte das BHKW Ende Februar 2019 erstmals Strom produzieren. Seit März 2019 befindet sich das BHKW im Regelbetrieb.

Im Bereich der maschinellen Schlammwässerung kam es vermehrt zu Störungen durch kristalline Ablagerungen aus dem Trübwasser. Diese Ablagerungen bestehen im Wesentlichen aus Kalziumcarbonat und führten zu Querschnittsverengungen der Rohrleitungen und

Störungen der Pumpen, die das Trübwasser in das Speicherbecken fördern. Wiederholt kam es auch zu Ablagerungen in der Zentrifuge selbst, die deswegen mehrfach in kurzen Zeitabständen gewartet und gereinigt werden musste. Ablagerungen dieser Art waren aus dem früheren Anlagenbetrieb nicht bekannt und das Ausmaß der Ablagerungen war nicht zu erwarten. Zur genaueren Untersuchung und Konzeption von Gegenmaßnahmen wurde ein Fachgutachter eingeschaltet. Seit dem Sommer 2019 wird der Schlammmentwässerung ein Inhibitor zu dosiert, der die Kristallbildung verzögert. Die Häufigkeit an Betriebsstörungen an der Zentrifuge konnte dadurch deutlich verringert werden. Zuletzt wurde als Inhibitor das Produkt „Rock Away Vario“ des Herstellers P.C.S. Pollution Control Service GmbH in einer Menge von 250 – 350 ml/h, bei einer hydraulische Durchsatzleistung der Zentrifuge von ca. 5 m³/h eingesetzt. Es sind noch weitere Arbeiten erforderlich, um die Betriebsstörungen infolge der Ablagerungen zukünftig gänzlich zu vermeiden. Der Erftverband ist gemeinsam mit dem Hersteller der Zentrifuge weiterhin dabei, diese Situation zu verbessern.

Die bauliche Ausrüstung der Deammonifikation zur Trübwasserbehandlung konnte erst vollständig abgeschlossen werden, nachdem die Schlammbehandlung und Schlammmentwässerung fertiggestellt waren, da hierfür ein bestehender Schlammspeicher baulich umgerüstet wurde. Das Erreichen eines stabilen Betriebes der Deammonifikation gestaltete sich 2019 als sehr schwierig. Die beschriebenen Störungen im Betrieb der Schlammmentwässerung wirkten sich auch negativ auf die Trübwasserbehandlung aus, so dass die Beschickung mit Trübwasser immer wieder unterbrochen werden musste

Die Deammonifikation ist ein zweistufiger autotropher biologischer Prozess zum Abbau von Ammonium. Das Ammonium wird dabei zu ca. 50 % aerob zu Nitrit oxidiert (Nitritation). Das restliche Ammonium wird danach mit dem gebildeten Nitrit unter anaeroben Bedingungen zu gasförmigem Stickstoff und Nitrat (ca. 11 % des umgesetzten Ammoniums) umgewandelt (anaerobe Ammonium Oxidation). Der Prozess ist stark temperaturabhängig so dass zufriedenstellende Reaktionsgeschwindigkeiten nur bei Temperaturen oberhalb von 25° C zu erwarten sind.

Das ursprünglich im Rahmen der Ausführungsplanung festgelegte Verfahren sah eine intermittierende aerobe Nitritation und anaerobe Ammoniumoxidation in einem einstufigen Reaktor mit integrierter, inliegender Nachklärung zur Biomasseabtrennung vor. Der Vorteil dieses Verfahrens wurde in der Möglichkeit zur kontinuierlichen Beschickung des Reaktors gesehen, so dass die im Trübwasser vorhanden Restwärme aus der Schlammfäulung bestmöglich genutzt werden kann, und es nicht, in Folge langer Stapelzeiten des Trübwassers, zu einer vermeidbaren Abkühlung kommt.

Die zu behandelnden Ammoniumfrachten aus dem anfallenden Trübwasser, stellten sich vor allem in der Anfangsphase als erheblich geringer dar als geplant. Die geplante Installation der Online-Messung für Nitrit im Reaktor konnte aufgrund von Lieferschwierigkeiten erst im Sommer 2019 erfolgen.

Mit der Automation der Prozessbelüftung konnten, auch aufgrund der geringen Frachtbelastung, die erforderlichen niedrigen Sauerstoffgehalte nicht zuverlässig und dauerhaft eingehalten werden. Dadurch kam es mehrmals zu einem Zusammenbruch des Prozesses. Der Bioreaktor musste wiederholt neu angeimpft werden. Der Zufluss zur Deammonifikation konnte deshalb nur mit deutlichen Unterbrechungen und langsam gesteigert werden.

Es wurde im Laufe der Zeit insgesamt deutlich, dass der geplante einstufige Prozess unter den tatsächlichen Randbedingungen nicht das am besten geeignetste Verfahren ist. Daher wurden Ende 2019 Vorbereitungen getroffen, um den Prozess auf ein zweistufiges Verfahren zu ändern, bei dem der aerobe Prozessschritt der Nitritation in einem vorgelagerten Reaktor stattfindet.

Im Dezember 2019 wurden dazu im Trübwasserspeicher, der eigentlich nur zur kurzzeitigen Zwischenspeicherung von Trübwasser vorgesehen war, zusätzliche Belüfter installiert. Seitdem findet der aerobe Teilprozess der Deammonifikation, die Nitritation bereits im Trübwasserspeicher statt. Die angestrebten Konzentrationen an Biomasse in der anaeroben Teilstufe konnten aber bisher weiterhin nicht erreicht werden. Dennoch hat sich seitdem die Anlagenleistung der Deammonifikation stabilisiert und konnte im Laufe der Zeit weiter gesteigert werden.

Der Prozess der Deammonifikation zeigte sich in der Inbetriebnahme insgesamt als sehr stör anfällig. Die Leistungsfähigkeit blieb 2019 zunächst noch deutlich hinter den Erwartungen zurück. Dies hatte auch Auswirkungen auf die Abwasserreinigung im Hauptstrom (s. u.).

Die oben beschriebenen Störungen im Bauablauf und während der Inbetriebnahme waren zwar im Einzelnen so nicht zu erwarten, sind jedoch insgesamt bei der Fertigstellung neuer Prozess- und Verfahreseinheiten auf Kläranlagen nicht außergewöhnlich. Störungen und Unterbrechungen wurden zügig beseitigt, haben aber insgesamt zu einem zeitlichen Verzug bei der abschließenden Fertigstellung geführt, der nicht mehr durch Gegenmaßnahmen kompensiert werden konnte.

Die Endabnahme der Baumaßnahme durch die Bezirksregierung Düsseldorf erfolgte am 08.05.2019. Am 22.05.2019 fand ein Termin zur offiziellen Einweihung und Inbetriebnahme statt. Die wissenschaftlichen Untersuchungen der Universität Kassel zur Evaluation der erreichten Energieeinsparung und -erzeugung, der Reduzierung der Treibhausgasemissionen sowie der Leistungsfähigkeit der biologischen Reinigung konnten erst danach begonnen bzw. abgeschlossen werden. Zur Darstellung und Diskussion der Zwischenergebnisse aus der projektbegleitenden Forschung und Entwicklung fand am 20.09.2019 ein Workshop auf der Kläranlage Nordkanal statt, bei dem neben Vertretern der Zuwendungsgeber auch Vertreter aus Wissenschaft und Forschung zugegen waren.



Abbildung 17: Blick vom Faulbehälter auf die fertig gestellte Erweiterung.

2.4 Behördliche Anforderungen

2.4.1 Einleitungserlaubnis gemäß §§ 8, 9 und 10 WHG

Die Erlaubnis zur Einleitung von biologisch gereinigtem Abwasser für die Membrananlage (max. 1.034 m³/0,5 h) wurde am 15.11.2000 unter dem Az.: 54.16.31 – 103/2000 durch die Bezirksregierung Düsseldorf erteilt. Es gelten die in Tabelle 8 dargestellten Überwachungswerte für die Einleitung von gereinigtem Abwasser.

Tabelle 8: Überwachungswerte für die Einleitung von gereinigtem Abwasser der MBA Nordkanal

Messgröße	Konzentration	Einheit	Bedingung
CSB:	90	mg/l	
BSB ₅ :	20	mg/l	
NH ₄ -N:	10	mg/l	bei T ≥ 12° C
P _{ges} :	1	mg/l	
N _{anorg} :	18	mg/l	bei T ≥ 12° C
AOX	100	µg/l	

Mit dem 5. Änderungsbescheid wurde bestimmt, dass in den Jahren 2016 bis 2017 der Ablauf der Kläranlage einmal im Quartal auf die folgenden Stoffe zu untersuchen ist.

- Benzotriazol
- Carbamazepin
- Clarithromycin

- Diclofenac
- Metoprolol
- Sotalol
- Sulfamethoxazol

Darüber hinaus wurden chemisch-physikalische Untersuchungen im Nordkanal ober- und unterhalb der Einleitstelle angeordnet.

Mit Schreiben vom 24.05.2018 hat der Erftverband einen neuen Erlaubnis-antrag mit der Bitte um Befristung bis zum 31.12.2033 bei der Bezirksregierung Düsseldorf eingereicht.

2.4.2 Genehmigung nach § 58 (2) LWG

Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb der ursprünglichen MBA Nordkanal wurde am 04.04.2000 unter dem Az.: 54.53.07 durch die Bezirksregierung Düsseldorf erteilt. Die Änderungen des Betriebes der Kläranlage wurden mit Schreiben vom 03.06.02, 11.06.04 und 18.12.2007 genehmigt. Im Zuge dieser Genehmigung hat die Bezirksregierung die Nebenbestimmung erlassen, nach erfolgtem Ausbau der Kläranlage aus dem Ablauf der Kläranlage vierteljährig eine Probe zu entnehmen und auf bakteriologische Parameter untersuchen zu lassen, da der Vorfluter in unmittelbarer Nähe zu einem EG-Badegewässer liegt.

Der Untersuchungsumfang erstreckt sich auf folgende Parameter:

- Koloniebildende Einheiten bei 20° C und 36° C
- *E.- Coli*
- Coliforme Keime
- Salmonellen
- *Streptococcus feacalis*

Die Untersuchungen werden wie gefordert regelmäßig durchgeführt und die Ergebnisse hierzu sind im Kapitel 3.4.1 sowie im Anhang aufgelistet.

Mit Bezug auf die geplanten Änderungen und Erweiterungen der hier vorgestellten Maßnahme hat die Bezirksregierung Düsseldorf eine 3. und 4. Änderungsgenehmigung vom 18.08.2016 bzw. 19.05.2017 erteilt.

2.5 Erfassung und Aufbereitung der Betriebsdaten

Wie in Kapitel 2.2.3 dargestellt, haben sich die tatsächlichen Frachten der Zulaufbelastung gegenüber den Daten, die dem Entwurf von 2001 zugrunde gelegen haben, deutlich verändert. Darüber hinaus sind die Zuflüsse bei Trockenwetter und der Fremdwasseranteil durch Sanierungen im Kanalnetz ebenfalls verändert.

Zum Vergleich der Betriebsdaten vor und nach dem Umbau werden daher Daten aus den Zeiträumen 2012 bis 2015 als Referenzzeitraum vor der Umbauphase und vom 01.01.2019 bis 29.02.2020 nach dem Umbau gegenübergestellt. Der Referenzzeitraum nach Fertigstellung des Umbaus ist deutlich kürzer, so dass insgesamt weniger Daten zur Verfügung stehen. Darüber hinaus wurde erst ab April 2019 ein stabiler Betrieb aller Verfahrensstufen erreicht. Lediglich für die Deammonifikation ist weiterhin kein dauerhaft stabiler Betrieb erreicht worden.

Für den Zeitraum 2012 bis 2015 wurde darüber hinaus lediglich der Zulauf zur Kläranlage beprobt. Im Zeitraum nach dem Umbau liegen Messdaten für den Zulauf zur Kläranlage als auch für den Zulauf der biologischen Stufe im Ablauf des Vorklärbeckens vor.

Die Probennahme erfolgte anhand von zeitproportionalen 24-Stunden-Mischproben mittels automatischer Probenehmer. Die Analyse der Stoffkonzentrationen der wesentlichen Abwasserinhaltsstoffe erfolgte unmittelbar vor Ort mittels Schnelltestverfahren.

Die Deammonifikation konnte im gesamten Vergleichszeitraum nach dem Umbau nicht oder nicht mit ihrer vollen Kapazität betrieben werden, so dass sich daraus, bedingt durch die Rückbelastungen aus der Schlammmentwässerung, stärkere Schwankungen der Belastung mit Ammoniumstickstoff im Zulauf des Belebungsbeckens ergaben, die auch die gemessenen Ablaufkonzentrationen der Kläranlage beeinflussten.

In den folgenden Kapiteln werden die Betriebsdaten nach der Umbauphase in Form von Ganglinien bzw. Einzelwerten über der Zeitachse grafisch präsentiert, um einen Eindruck der Schwankungsbreite und des zeitlichen Verlaufs wiederzugeben. Der Vergleich der Werte nach der Umbauphase mit den Betriebsdaten des Referenzzustandes vor der Umbauphase erfolgt anhand von beschreibenden statistischen Kennwerten (Mittelwerte, Medianwerte, 85-Perzentil-Werte, Maximalwerte) Dort, wo prägnante Abweichungen des Zustandes vor und nach der Umbauphase sichtbar werden, erfolgen Erläuterungen, die die beobachteten Unterschiede im Anlagenbetrieb zu den Prozessänderungen und dem betrieblichen Geschehen während der jeweiligen Zeiträume in Relation setzen.

2.5.1 Auslastung der Anlage: Ist-Zustand

Auf der Grundlage der Betriebsdaten des Jahres 2019 wurde folgende frachtmäßige Belastung ermittelt und demzufolge die Einwohnergleichwerte nach DWA-A 216 festgelegt. Diese Werte dienen als Kenngröße für die spätere Bewertung des spezifischen Energiebedarfs der Anlage (siehe Kapitel 3.2). Der planmäßige Ausbauzustand der Anlage beträgt 80.000 EW. Damit ist derzeit eine Auslastung von 90% erreicht.

Tabelle 9: Bestimmung der Anlagenbelastung nach DWA-A 216

Parameter	Einheit	CSB	P _{ges}	TNb
Mittelwert der Tagesfracht im Zulauf	kg/d	8.605,6	101,8	782,3
Einwohnerspezifische Frachten, Standardwerte nach DWA A 216	g/EW·d	120	1,8	11
Anlagenbelastung	EW	71.714	56.575	71.118

2.5.2 Zulaufwassermenge

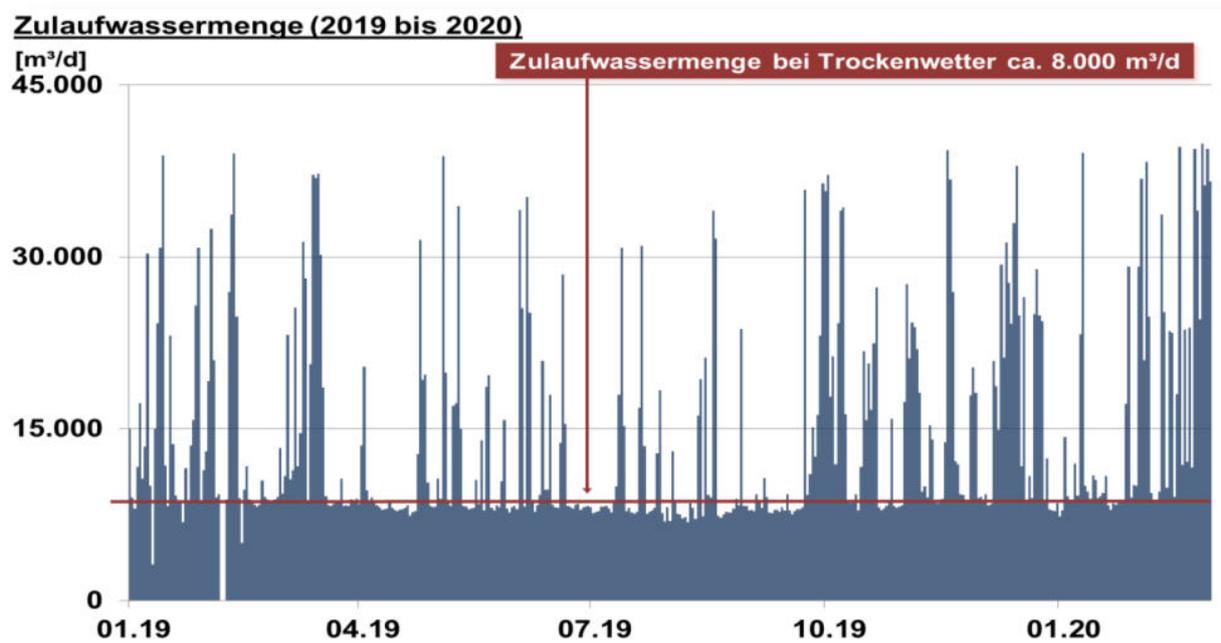


Abbildung 18: GKW Nordkanal – Zulaufwassermenge (Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)

In Abbildung 18 ist der zeitliche Verlauf der Tageszuflüsse zu erkennen. Der typische Trockenwetterzufluss liegt bei rund 8.000 m³/d und bildet die Grundlast. Darüber sind die Auswirkungen der Niederschläge im Einzugsgebiet auf das Zufluss Geschehen zu erkennen. Während der Sommermonate treten einzelne starke Niederschläge auf, die zu Zufluss Spitzen führen, während in den Wintermonaten (Oktober bis März) länger andauernde Phasen mit erhöhten Zuflüssen auftreten, die auf länger andauernde Niederschläge zurück zu führen sind. Die Häufigkeitsverteilung der Tagesmengen in Abbildung 19 und Abbildung 20 zeigen für die beiden Vergleichszeiträume keine signifikanten Unterschiede. Für den betrachteten Zeitraum nach dem Umbau lag die durchschnittliche Zulaufwassermenge mit rund 14.300 m³/d geringfügig über dem Mittel der letzten 10 Jahre. Insbesondere der Februar 2020 war durch langanhaltende, hohe Zuflüsse gekennzeichnet. Der Zufluss lag in diesem Monat bei 701.501 m³, das entspricht einem mittleren Zufluss von 24.190 m³/d. Die behandelte Jahresabwassermenge 2019 betrug 5.055.221 m³.

Kläranlage Nordkanal
Von 01.01.2012
Bis 31.12.2017

Zufluss in m³/d
 Anzahl Werte 2.125,00
 Mittelwert 13.599,29
 Medianwert 9.190,00
 85-Perzentil-Wert 22.643,80
 Maximalwert 45.279,00

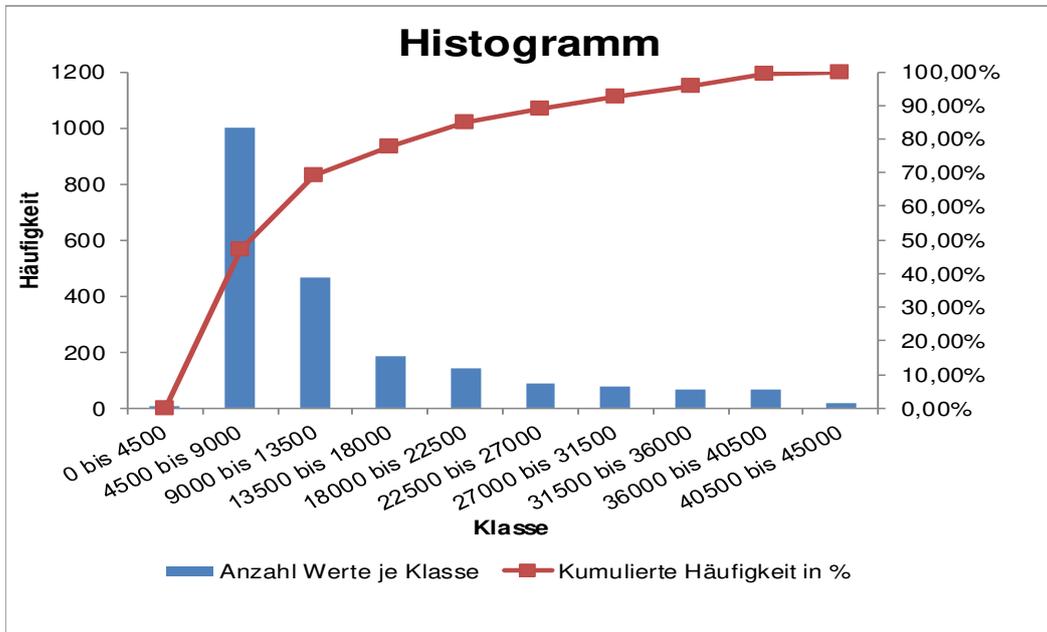


Abbildung 19: Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Zuflüsse zur Kläranlage für den Zeitraum vor dem Umbau, 2012-2017

Kläranlage Nordkanal
Von 01.01.2019
Bis 29.02.2020

Zufluss in m³/d
 Anzahl Werte 423
 Mittelwert 14.313,7
 Medianwert 9.177,0
 85-Perzentil-Wert 24.791,7
 Maximalwert 39.891,0

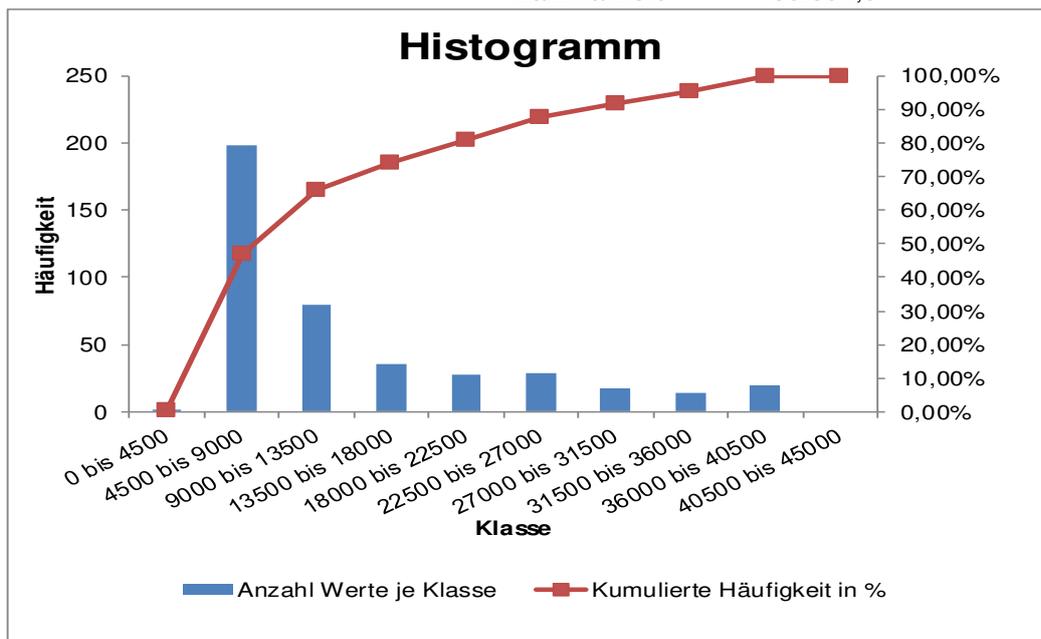


Abbildung 20: Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Zuflüsse zur Kläranlage für den Zeitraum nach dem Umbau, 2019

2.5.3 Abwassertemperatur

Im Zeitraum 2019 bis Ende Februar 2020 schwankte die Abwassertemperatur zwischen + 7,6° C im Februar 2020 und + 23,1° C im Juli 2019. Der Januar 2019 war mit einer Abwassertemperatur von bis zu + 12,8° C relativ warm. Kaltwetterperioden mit Abwassertemperaturen unter 10° C traten im Jahr 2019 vereinzelt im Februar und April auf. Temperaturen unter 10° C wurden danach erst wieder am Ende des Jahres im Dezember 2019 gemessen. Ende Januar bis Februar 2020 sank die Temperatur ebenfalls unter 10° C bis auf minimal + 7,6° C, vgl. Abbildung 21.

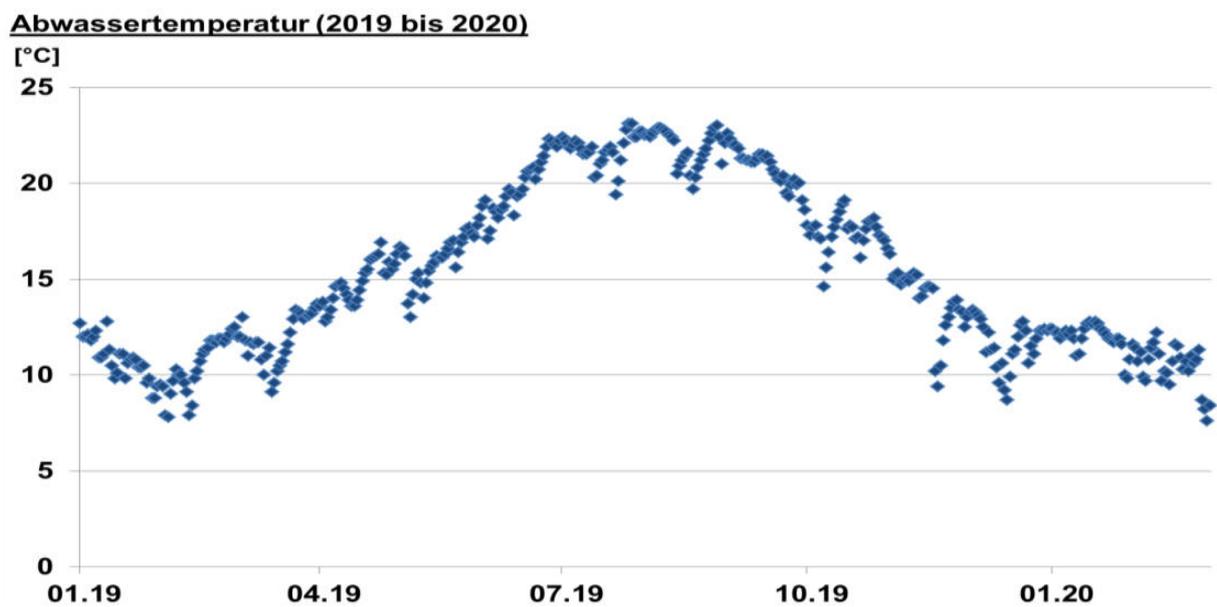


Abbildung 21: GWK Nordkanal – Abwassertemperatur im Belebungsbecken
(Zeitraum: 01.01.2019 – 29.02.2020)

2.5.4 CSB-Belastung im Zulauf der Membranbelebungs-ung

Der Betrieb des Vorklärbeckens führt zu einer deutlichen Verringerung der Zulaufkonzentrationen für den CSB. Bereits Mitte 2018 wurde die Vorklärung in Betrieb genommen. Durch den Betrieb der Vorklärung hat sich die mittlere Konzentration des CSB im Zulauf der Membranbelebungs-ung von rund 710 mg/l auf 450 mg/l verringert. Abbildung 22 und Abbildung 23 zeigen den Vergleich der Häufigkeitsverteilungen der Konzentration an CSB im Zulauf der Membranbelebungs-ung für die Vergleichszeiträume 2012 bis 2017 und 2019. Eine Auswertung zeitlich korrespondierender Proben im Zu- und Ablauf des Vorklärbeckens ergibt einen Wirkungsgrad der CSB-Reduktion von durchschnittlich mehr als 25 % .

Kläranlage Nordkanal
Von 01.01.2012
Bis 31.12.2017

CSB-Konzentration in mg/l
 Anzahl Werte 311
 Mittelwert 712,1
 Medianwert 717,0
 85-Perzentil-Wert 970,5
 Maximalwert 1.519,0

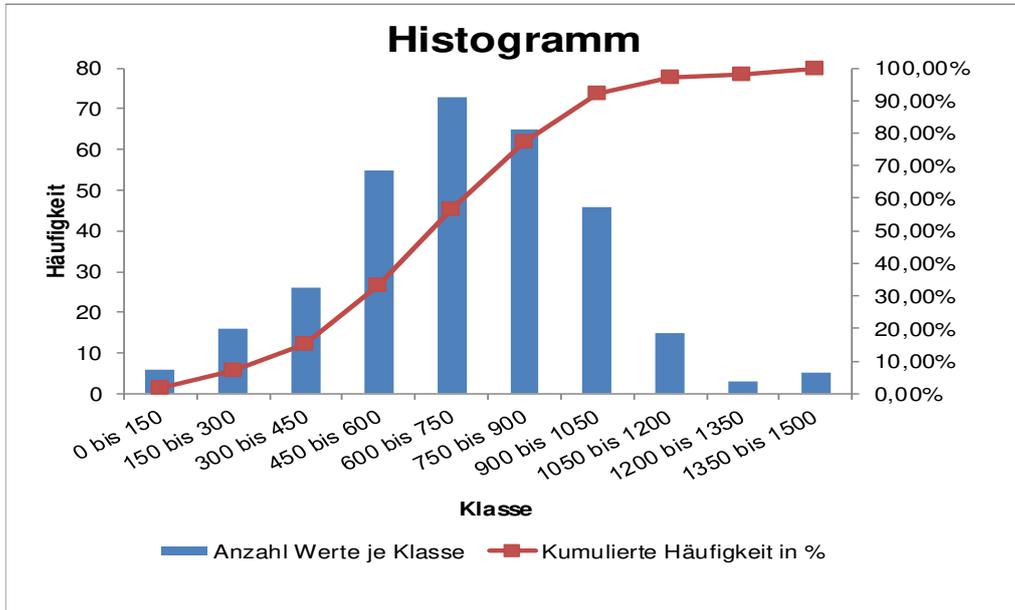


Abbildung 22: Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der CSB Konzentration im Zulauf der Membranbelebungs- für den Zeitraum 2012-2017

Kläranlage Nordkanal
Von 01.01.2019
Bis 29.02.2020

CSB-Konzentration in mg/l
 Anzahl Werte 61
 Mittelwert 447,3
 Medianwert 469,0
 85-Perzentil-Wert 572,0
 Maximalwert 818,0

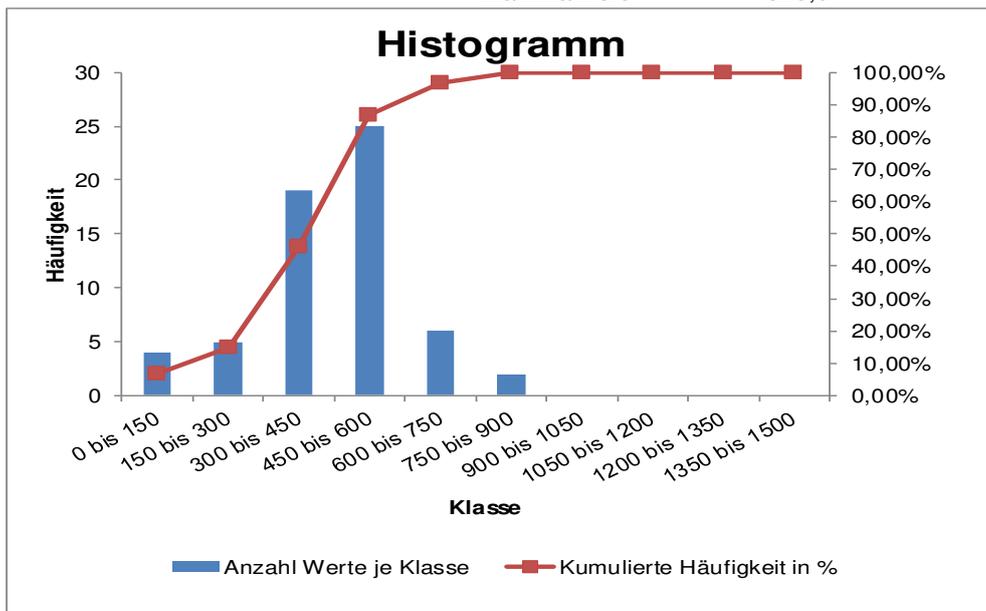


Abbildung 23: Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der CSB Konzentration im Zulauf der Membranbelebungs- für den Zeitraum Januar 2019 bis Februar 2020

2.5.5 Stickstoff-Belastung

Die Häufigkeitsverteilungen der Zulaufkonzentrationen von Gesamtstickstoff TNb (Abbildung 25 und Abbildung 25) zeigen vor und nach der Umbauphase grundsätzlich eine große Schwankungsbreite der Werte, die auf Schwankungen der Zulaufwassermenge (Trockenwetter-, Regenwetterzulauf) und auf bei Regenwetter eintretende Verdünnungseffekte sowie auf Frachtstöße aus dem Kanalnetz zurückgeführt werden können. Für den Zeitraum nach dem Umbau ab 2019 zeigt sich darüber hinaus eine Tendenz zum Auftreten höherer Konzentrationen im Zulauf zur Belebung, die auf die Rückbelastung aus der Schlammbehandlung zurückgeht. Im Laufe des Jahres 2019 konnte noch kein dauerhaft stabiler Betrieb der Deammonifikation zur Trübwasserbehandlung erreicht werden, so dass Trübwasser aus der Schlammwässerung ohne Vorbehandlung in die Membranbelebung eingeleitet wurde.

Kläranlage Nordkanal	TNb in mg/l	
Von 01.01.2012	Anzahl Werte	295
Bis 31.12.2017	Mittelwert	58,9
	Medianwert	65,3
	85-Perzentil-Wert	75,5
	Maximalwert	90,6

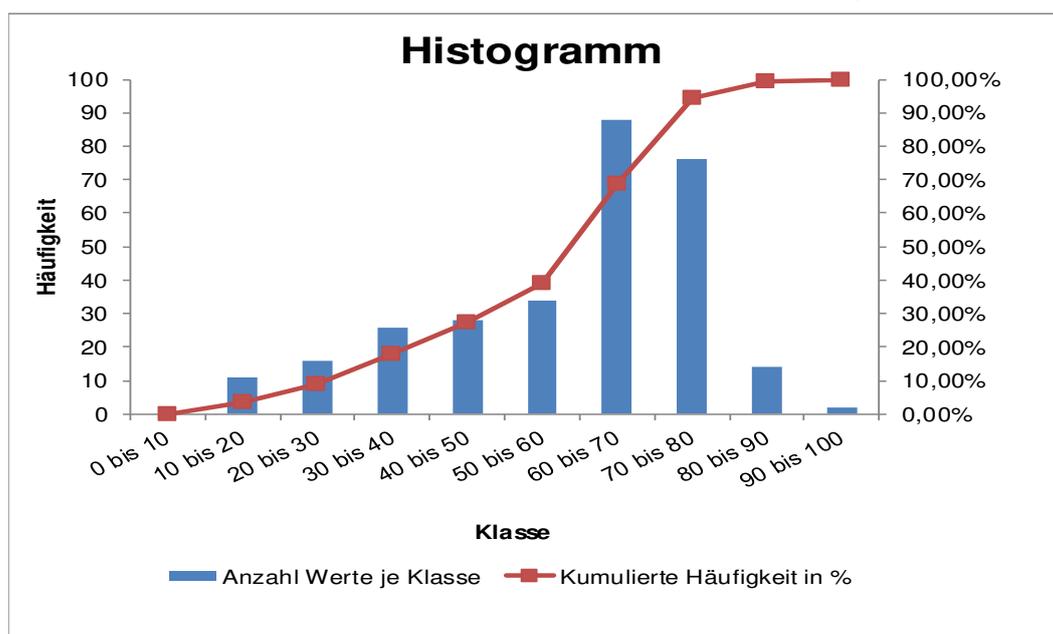


Abbildung 24: Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Konzentration TNb im Zulauf der biologischen Stufe für den Zeitraum 2012-2017

Kläranlage Nordkanal		TNb in mg/l	
Von	01.01.2019	Anzahl Werte	61
Bis	29.02.2020	Mittelwert	61,2
		Medianwert	64,3
		85-Perzentil-Wert	82,0
		Maximalwert	99,0

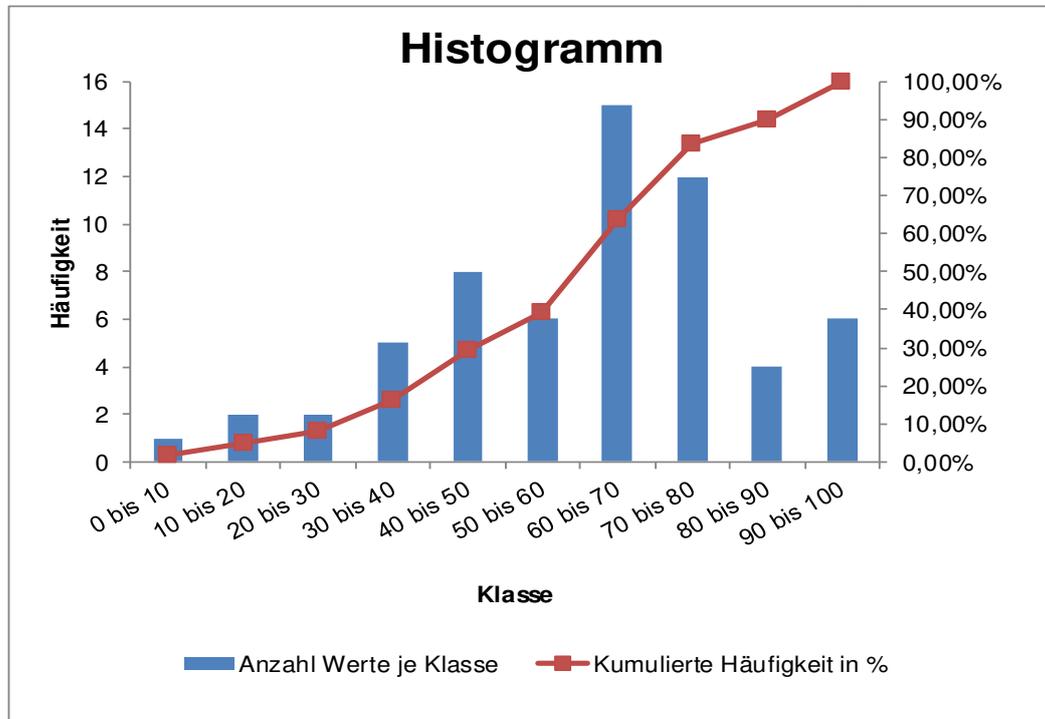


Abbildung 25: Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Konzentration TNb im Zulauf der biologischen Stufe für den Zeitraum 2019 bis Februar 2020

2.5.6 Phosphor-Belastung im Zulauf der Membranbelebungs-ung

Der Vergleich der Häufigkeitsverteilungen für die Konzentration der gesamten Phosphorverbindungen (P_{ges}) im Zulauf der Membranbelebungs-ung (Abbildung 26 und Abbildung 27) zeigt für die Vergleichszeiträume einen Rückgang der Konzentrationen nach der Umbauphase 2019, der auf die Wirkung der Vorklärung zurückzuführen ist. Ein Teil des Phosphors im Zulauf ist partikulär gebunden und wird mit dem Primärschlamm entfernt. Die mittlere Konzentration an Phosphor im Zulauf zum Membranbelebungsbecken hat sich dadurch von 9,7 mg/l auf 7,0 mg/l verringert.

Kläranlage Nordkanal		P_{ges} in mg/l	
Von	01.01.2012	Anzahl Werte	290
Bis	31.12.2017	Mittelwert	9,7
		Medianwert	9,9
		85-Perzentil-Wert	13,1
		Maximalwert	23,0

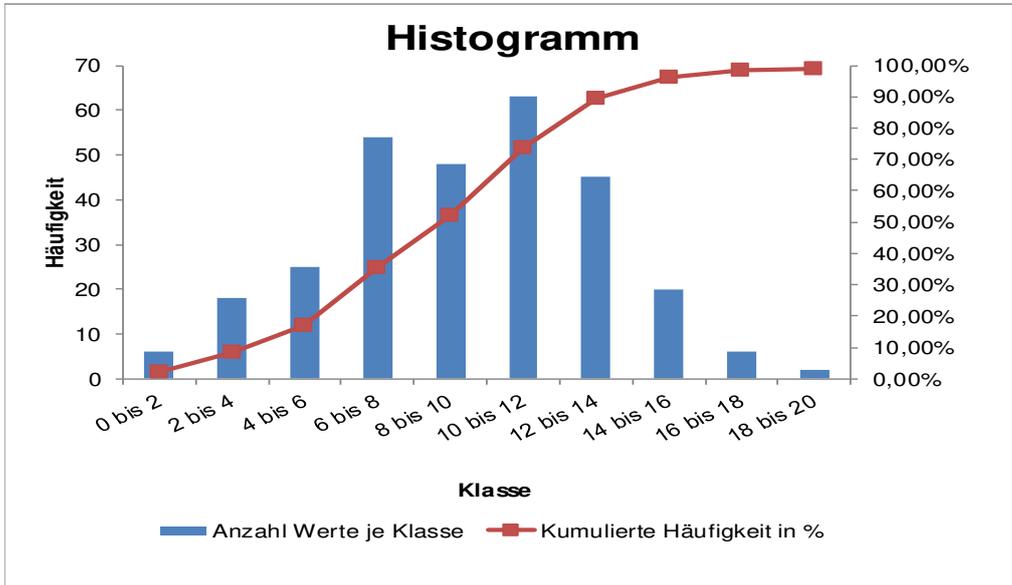


Abbildung 26: Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Konzentration P_{ges} im Zu-
 lauf der biologischen Stufe für den Zeitraum 2012-2017

Kläranlage Nordkanal		P_{ges} in mg/l	
Von	01.01.2019	Anzahl Werte	61
Bis	29.02.2020	Mittelwert	7,0
		Medianwert	7,5
		85-Perzentil-Wert	9,3
		Maximalwert	18,5

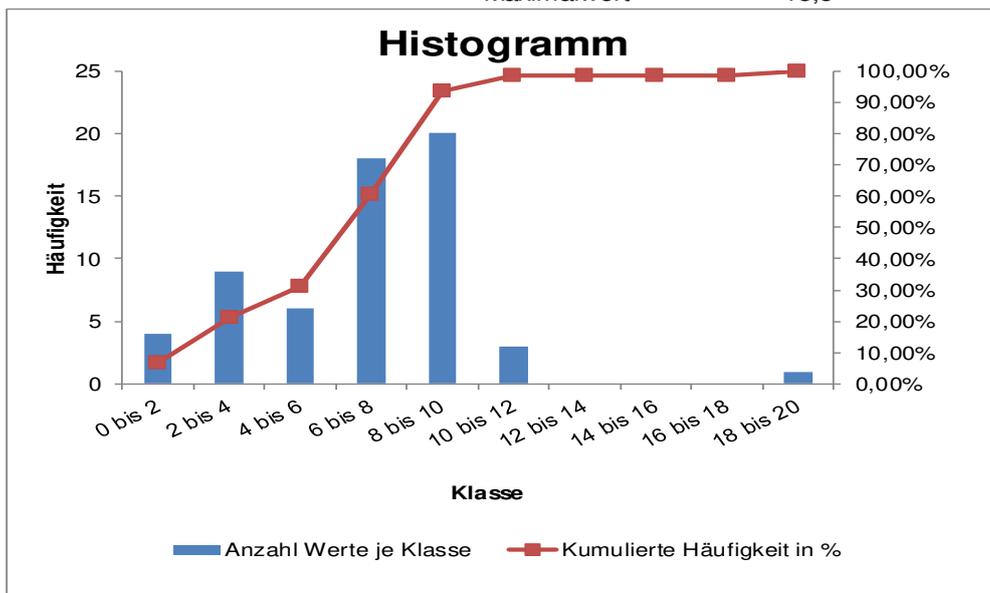


Abbildung 27: Statistische Kennwerte und Häufigkeitsverteilung der Konzentration P_{ges} im Zu-
 lauf der biologischen Stufe für die Zeitraum 2019 bis Februar 2020

2.5.7 Biomassekonzentration in der Membranbelebungs-technik

Der ursprünglichen Planung der MBA Nordkanal lag eine mittlere Biomassekonzentration gemessen als Trockensubstanz (TS) im Membranbelebungsbecken von 12 gTS/l zu Grunde. Grundsätzlich wird die Einhaltung der erforderlichen Biomassekonzentration durch einen automatischen Abzug von Überschussschlamm aus dem Membranbelebungsbecken geregelt, die gleichzeitig sprunghafte Änderungen der Überschussschlammabnahme vermeiden soll. Kurzfristige temporäre Schwankung der Biomassekonzentration, ausgedrückt als TS-Gehalt, können durch Witterungseinflüsse wie Regenereignisse hervorgerufen werden und haben daher keine unmittelbaren Auswirkungen auf die biologische Reinigungsleistung. Im Zuge der energetischen Verbesserungen der Membranbelebungs-technik wurde die Biomassekonzentration 2016 auf ein Niveau von unter 6 g/l abgesenkt (Abbildung 28). Diese Reduzierung erfolgte abhängig von der Abwassertemperatur und anhand von Erfahrungswerten und einer genauen Überwachung der Nitrifikationsleistung der Anlage, so dass hierbei Leistungsreserven der biologischen Reinigungsstufe im Vergleich zu der mit Sicherheitsfaktoren bewehrten statischen Bemessung der Anlage ausgenutzt wurden. Während der Umbauphase (4. Quartal 2017 bis 2018) wurde die dauerhafte Einhaltung niedriger Biomassekonzentrationen aufgegeben, um die Einflüsse verschiedener Umbaustände auf die Klärschlammbehandlung am Standort zu kompensieren und wieder größere Sicherheiten im Anlagenbetrieb zu gewinnen. Während des Umbaus der maschinellen Schlammabwasserung im Frühjahr 2018 und der Einfahrphase der Schlammfäulung im Winter 2018/2019 wurde zeitweise Überschussschlamm in der Membranbelebungs-technik zurückgehalten, so dass längerfristig TS-Gehalte von deutlich über 12 g/l erreicht wurden.

TS-Gehalt (2016 bis 2020)

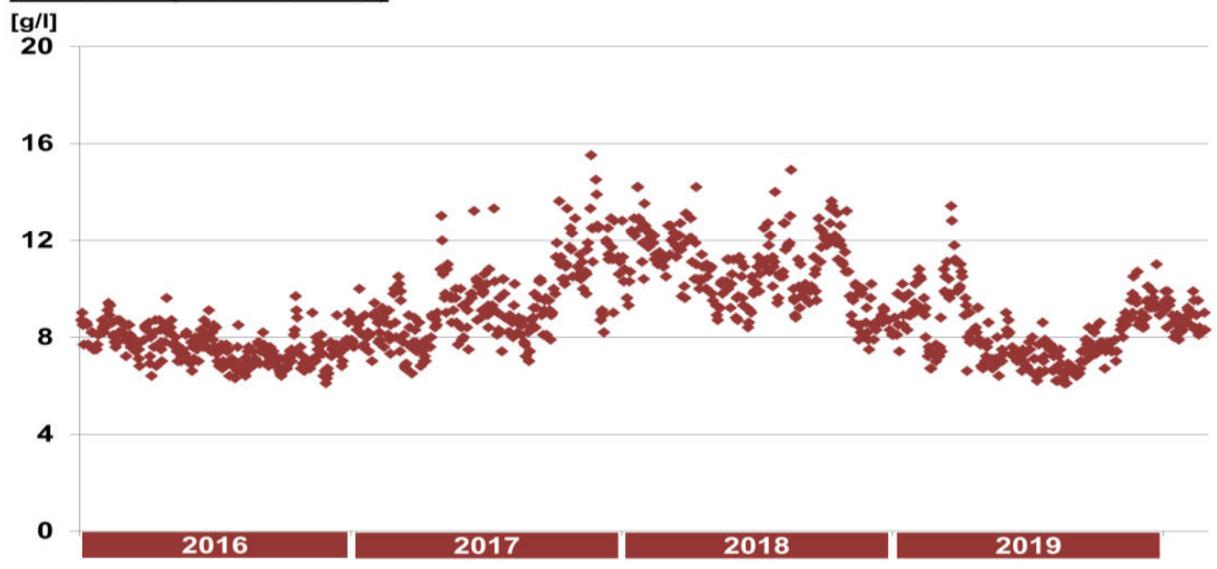


Abbildung 28: GW Nordkanal – TS-Gehalts im Belebungsbecken
(Zeitraum: 01.01.2016 bis 29.02.2020)

Nach Inbetriebnahme der Schlammfäulung (1. Quartal 2019) konnte der TS-Gehalt wieder auf ein Niveau von 6 - 10 g/l abgesenkt werden. Um den Einfluss der Rückbelastung mit Ammonium aus dem Trübwasser zu verringern, wurde mit sinkenden Abwassertemperaturen die Biomassekonzentration zum Ende des Jahres 2019 erneut erhöht (Abbildung 29).

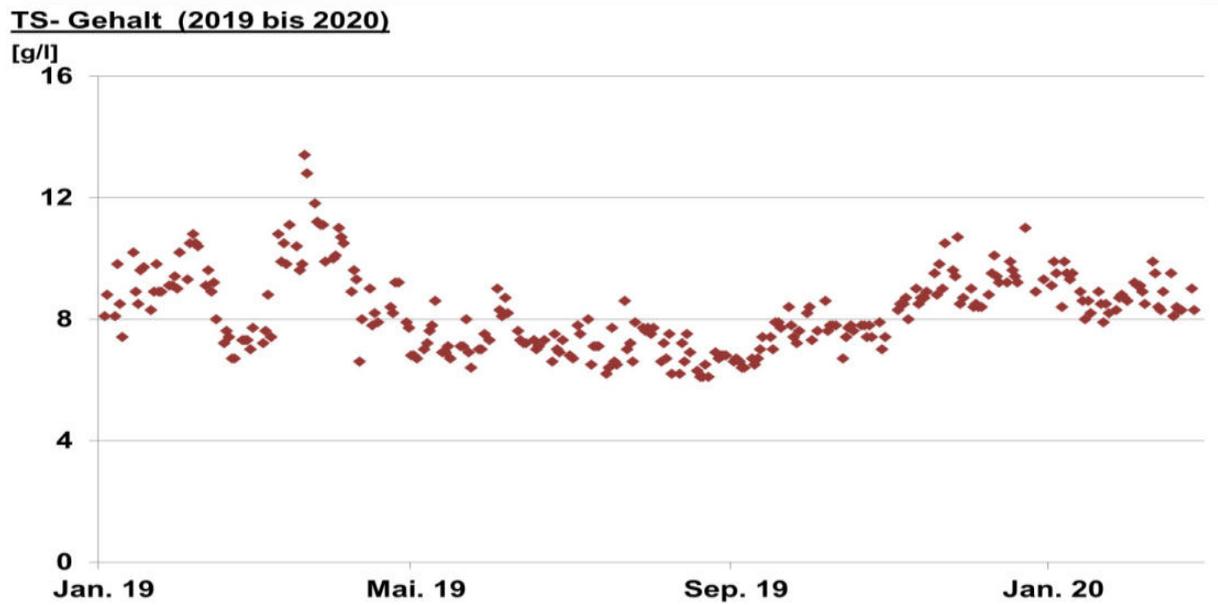


Abbildung 29: GWK Nordkanal – TS-Gehalt im Belebungsbecken
(Zeitraum 01.01.2019 bis 29.02.2020)

2.5.8 Klärschlamm Entsorgung

Bezogen auf die anfallenden Mengen an nicht ausgefaultem, Rohschlamm stammen bei der neuen Anlage ca. 22 % des Schlammes als Primärschlamm aus der Vorklärung und 78 % als biologischer Überschussschlamm aus der Membranbelebungs-technik. Der Überschussschlamm aus der biologischen Reinigung wird über einen Siebbandeindicker und durch Zugabe von Flockungsmittel (Brenntag Z 9048 FS Flüssigprodukt), eingedickt. Überschüssiges Wasser wird entfernt und das Schlammvolumen wird so bereits vor Zugabe in den Faulbehälter um durchschnittlich 84 % reduziert.

Durch die verfahrenstechnischen Änderungen ergeben sich deutliche Änderungen in der Überschussschlammproduktion der biologischen Reinigungsstufe sowie bei den zu entsorgenden, behandelten Klärschlamm-mengen. Tabelle 10 zeigt die abfallwirtschaftlichen Kenn-daten der Klärschlamm-entsorgung des Standortes Nordkanal für die Jahre 2013 bis 2019. Die Menge des Klärschlammes (als Trockensubstanz) ist so 2019 gegenüber dem Mittelwert der Jahre 2013 bis 2017 um mehr als 25 % gesunken. Die entsorgte Klärschlamm-menge, die per LKW zur Klärschlamm-verbrennung abgefahren wurde (Originalsubstanz) war, aufgrund des hohen Ent-wässerungsgrades, 2019 sogar um 35 % niedriger als in den Jahren 2013 bis 2017. Dies ist auf die gegenüber früher spürbar höhere Entwässerungsleistung der neuen Zentrifuge und auf die durch die anaerobe Schlammbehandlung veränderte Schlamm-beschaffenheit zurück-zuführen. Bereits für das Jahr 2018 zeigte sich gegenüber den Vorjahren eine sichtbare Redu-zierung, da neue Verfahrens-stufen bereits im laufenden Jahr in Betrieb gegangen sind. Die neue Zentrifuge zur Schlamm-entwässerung ist bereits seit dem Sommer 2018 voll in Betrieb. Der anfallende Primärschlamm aus dem Vorklär-becken wurde 2018 vorübergehend zur wei-teren Behandlung auf einen benachbarten Kläranlagenstandort verbracht, da der Betrieb des Faulbehälters erst ab Herbst 2018 langsam hochgefahren wurde. Die entsorgte Klärschlamm-menge war dadurch 2018 gegenüber den Vorjahren bereits reduziert.

Tabelle 10: Mengen der Schlamm-entsorgung am Standort Nordkanal vor und nach Umbau

Jahr	entsorgter Klär-schlamm, Originalsubstanz [t]	MSE Austrag TS [%]	MSE Austrag TS Anzahl an Wer-ten	entsorgter Klär-schlamm als Tro-ckensubstanz TS [t]
2013	4.908,46	25,1	170	1.232,02
2014	5.336,52	25,1	164	1.339,47
2015	4.897,44	25,4	140	1.243,95
2016	5.056,98	25,9	132	1.309,76
2017	4.852,76	25,6	147	1.242,31
2018	4.269,24	24,6	190	1.050,23
2019	3.184,28	29,3	254	932,99

Durch die Umstellung des Entwässerungsbetriebes auf einen automatisierten Betrieb ohne Beaufsichtigung durch das Betriebspersonal und die Wahl einer kleineren Zentrifuge mit reduzierter Durchsatzleistung wurde die maschinelle Schlammwässerung 2019 an 254 Tagen betrieben. In früheren Jahren war dies nur zwischen 132 und 170 Tage im Jahr der Fall. Die ursprüngliche Zentrifuge besaß eine hydraulische Durchsatzleistung von 40 m³/h, die neue Zentrifuge hat eine maximale hydraulische Durchsatzleistung von nur noch 15 m³/h. Dementsprechend hat sich die elektrische Anschlussleistung der Zentrifuge von 56 kW auf 22 kW reduziert. Die verringerte elektrische Anschlussleistung der Zentrifuge und der automatisierte Dauerbetrieb bei reduzierter hydraulischer Durchsatzleistung führt zu einem verminderten momentanen Stromverbrauch und zu geringeren Verbrauchsspitzen durch die Schlammwässerung.

Die Klärschlämme des Ertverbandes werden ausschließlich thermisch verwertet. Dies gilt auch für den Klärschlamm der MBA Nordkanal. Die thermische Verwertung erfolgt durch Mitverbrennung an verschiedenen Kraftwerksstandorten, die sich im Rheinischen Braunkohlerevier in Nachbarschaft des Verbandsgebietes befinden.

2.5.9 Reinigungsleistung der Abwasserbehandlungsanlage

Der Abbau organischer, sauerstoffzehrender Verbindungen in der Membranbelebung erfolgte, während des gesamten Beobachtungszeitraum, sehr weitgehend. In den letzten fünf Jahren lagen die Ablaufkonzentrationen für CSB wiederholt in den ersten Halbjahren höher als in den Monaten Juli bis Dezember derselben Jahre, ohne dass dafür eine nachweisbare Ursache angegeben werden kann (Abbildung 30). Trotz dieser auftretenden Schwankungen konnte die Anlage jederzeit CSB-Ablaufkonzentrationen deutlich unter 30 mg/l sicher erzielen.

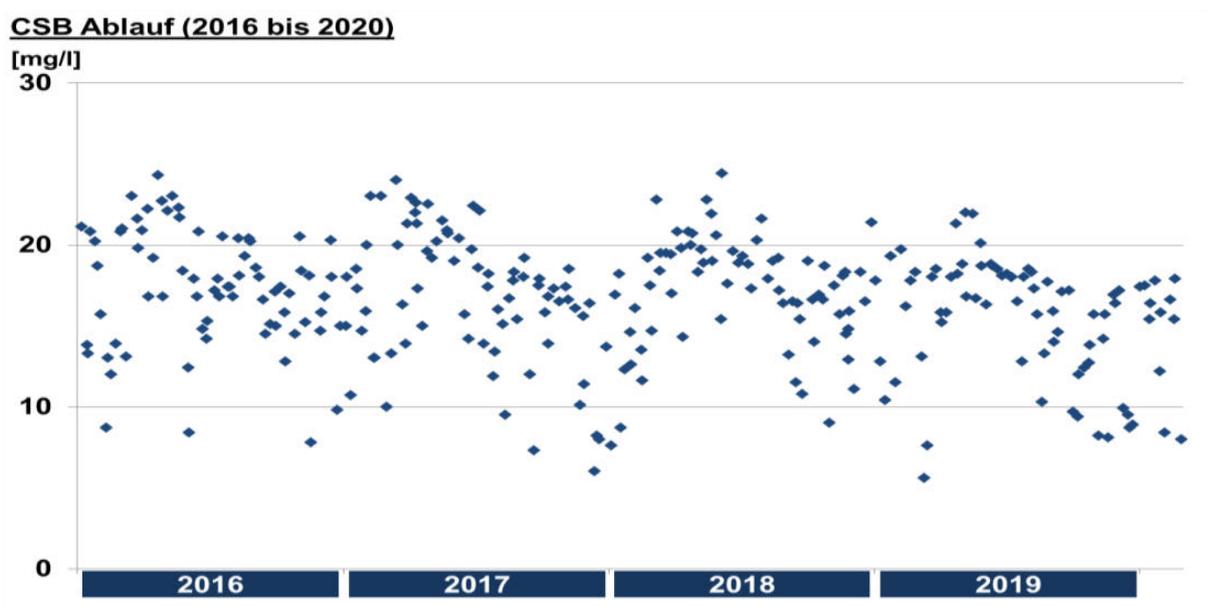
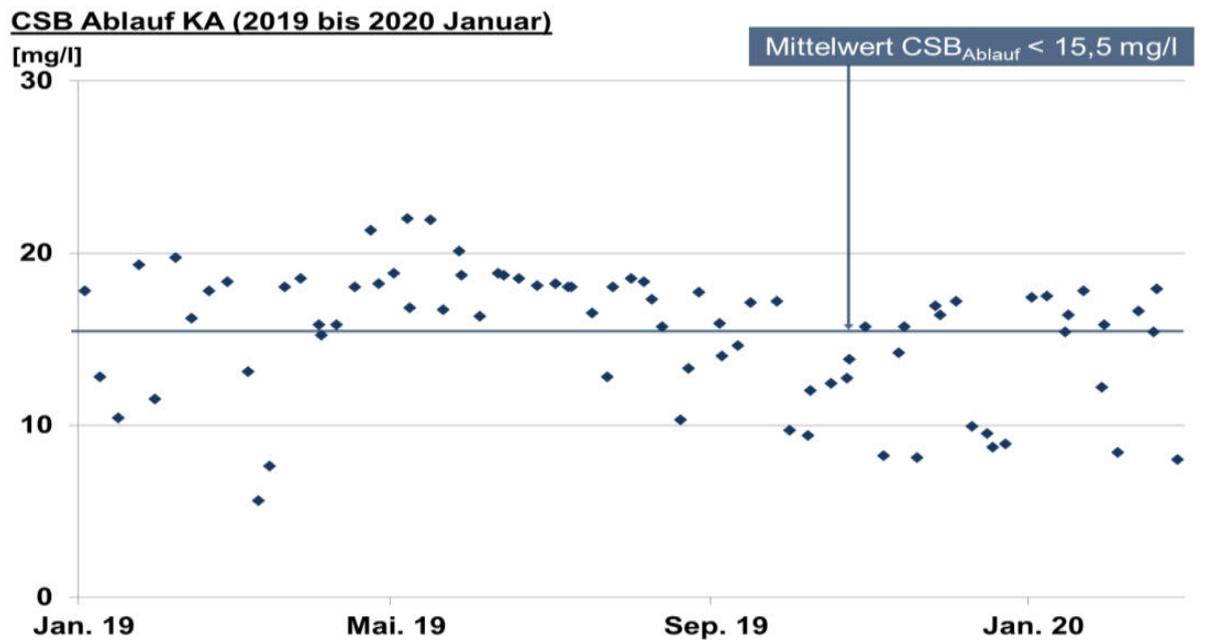


Abbildung 30: GWK Nordkanal – CSB-Konzentrationen im Ablauf der Anlage
(Zeitraum: 01.01.2016 bis 29.02.2020)

Die mittlere Ablaufkonzentration des CSB nach der Umbauphase lag bei ca. 15,5 mg/l, siehe Abbildung 31. Überwiegend lagen die Werte sogar unter 20 mg/l, und damit tendenziell etwas niedriger als in den Vorjahren.



**Abbildung 31: GWK Nordkanal – CSB-Ablaufkonzentrationen
(Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)**

Die Stickstoffkonzentration (Total Nitrogen) TN_b im Ablauf der MBA (Abbildung 32) stehen zwar grundsätzlich unter dem Einfluss der Abwassertemperatur, da die Reaktionsgeschwindigkeiten der für den Stickstoffabbau zuständigen Bakteriengruppen temperaturabhängig sind und niedrige Temperaturen zu verminderten Stoffwechselraten führen. Dieser Temperatureinfluss wird jedoch durch zufällige Schwankungen der Zulaufbelastung überlagert, so dass die Auswertung der Betriebsergebnisse hier keinen eindeutigen saisonalen Verlauf anzeigt. Auf der MBA Nordkanal wirkt sich die unmittelbare Anordnung der Membranfilter im Nitrifikationsbecken ebenfalls auf die Eliminationsleistung für Stickstoff aus. Da die Verteilung des Abwassers im Belebungsbecken nicht vollständig gleichmäßig erfolgt, kann es zu Kurzschlussströmungen zwischen dem Zulaufbereich und einzelnen Membranfiltern kommen. Dieser Effekt wird bei einer Reduzierung der Durchmischung im Belebungsbecken, wie sie zum Zwecke der energetischen Verbesserung durchgeführt wurde, tendenziell verstärkt. Im Zuge des Vorhabens wurde eine Strömungssimulation des Belebungsbeckens durchgeführt. Im Ergebnis wurde eine neue Zulaufstrategie für das Nitrifikationsbecken entwickelt, um den Zulauf gleichmäßiger im Becken zu verteilen. Die Zulaufverteilung erfolgt nun über ein Rohr, welches in Bodennähe verlegt ist und an mehreren Stellen über definierte Auslassöffnungen verfügt. Die NH_4-N -Ablaufkonzentrationen liegen im Jahresmittel bei unter 0,3 mg/l und sind mit Hinblick auf die Einhaltung des Überwachungswertes unkritisch, siehe Abbildung 33.

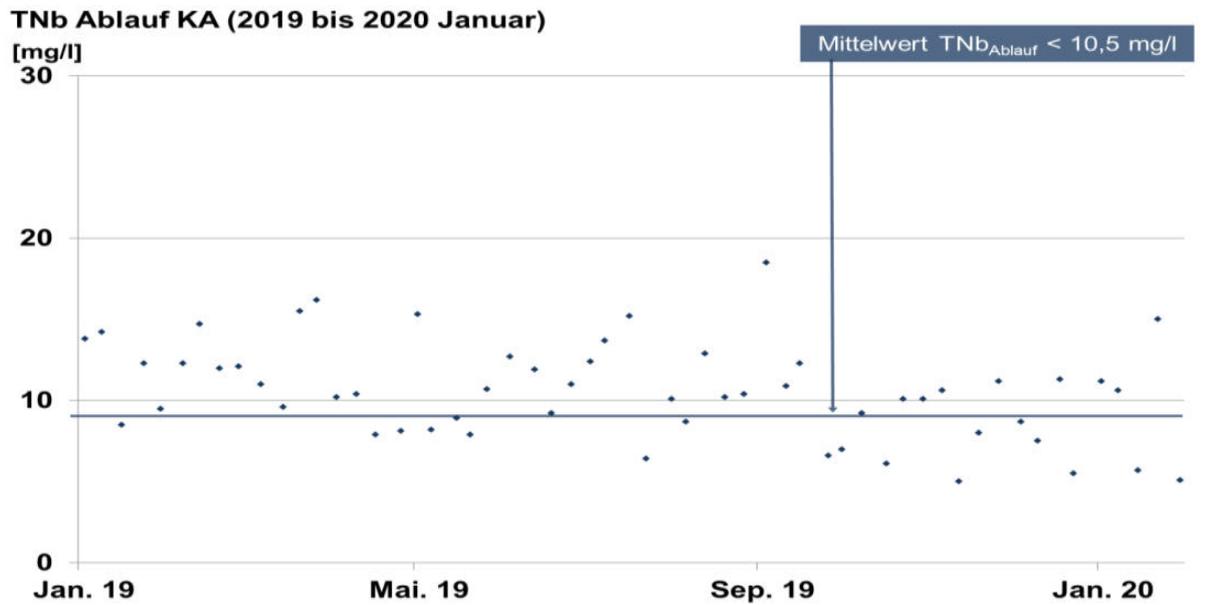


Abbildung 32: GWK Nordkanal – TN_b-Ablaufkonzentrationen
Zeitraum von 2019 bis Januar 2020

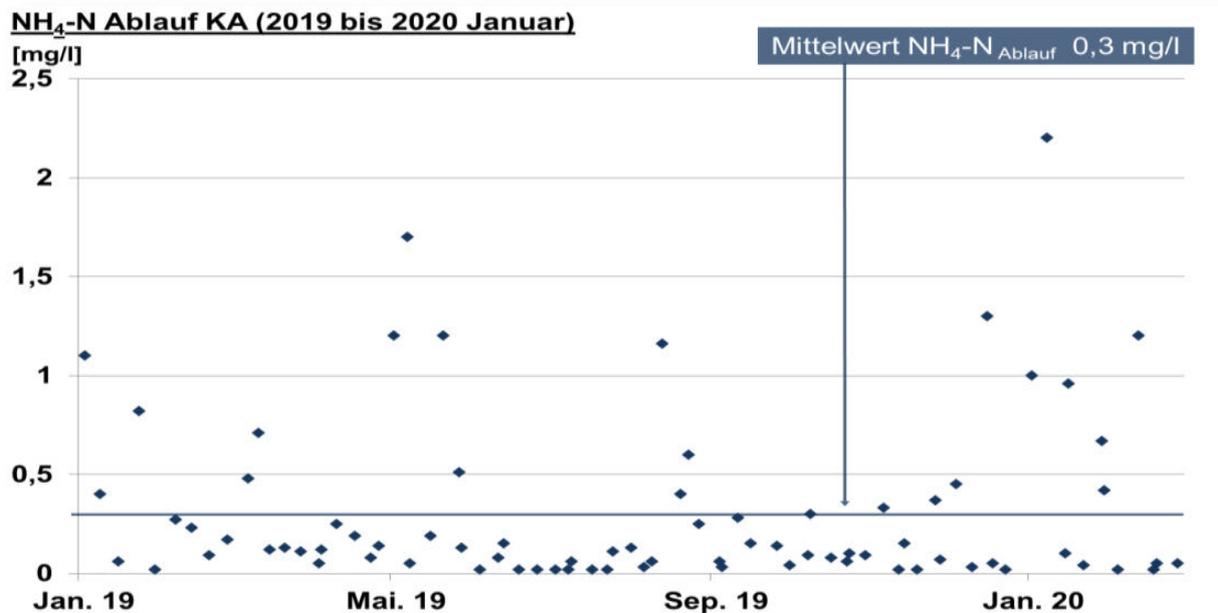


Abbildung 33: GWK Nordkanal – NH₄-Ablaufkonzentrationen
(Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)

Des Weiteren können Sauerstoffüberschüsse, die bei gleichzeitigem Betrieb der feinblasigen Druckbelüftung und der Prozessbelüftung der Membranfiltration entstehen können, über die

Rezirkulationsleitung in die Denitrifikation zurück gelangen und dort zu einer Beeinträchtigung des anoxischen Prozessschrittes der Denitrifikation führen. Die Konzentrationen des gesamten anorganischen Stickstoffs N_{anorg} als Summe von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ ergeben mit einem Mittelwert von 7,9 mg/l einen ausreichenden Abstand zum wasserrechtlichen Überwachungswert in Höhe von 18 mg/l.

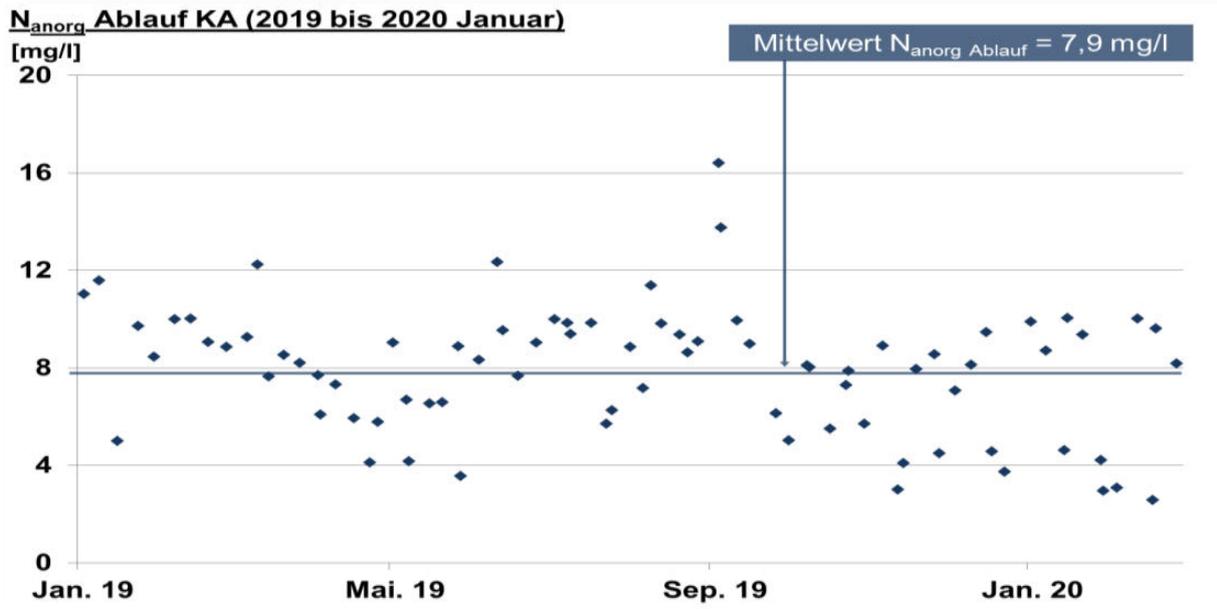


Abbildung 34: GW Nordkanal - N_{anorg} Ablaufkonzentration
(Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)

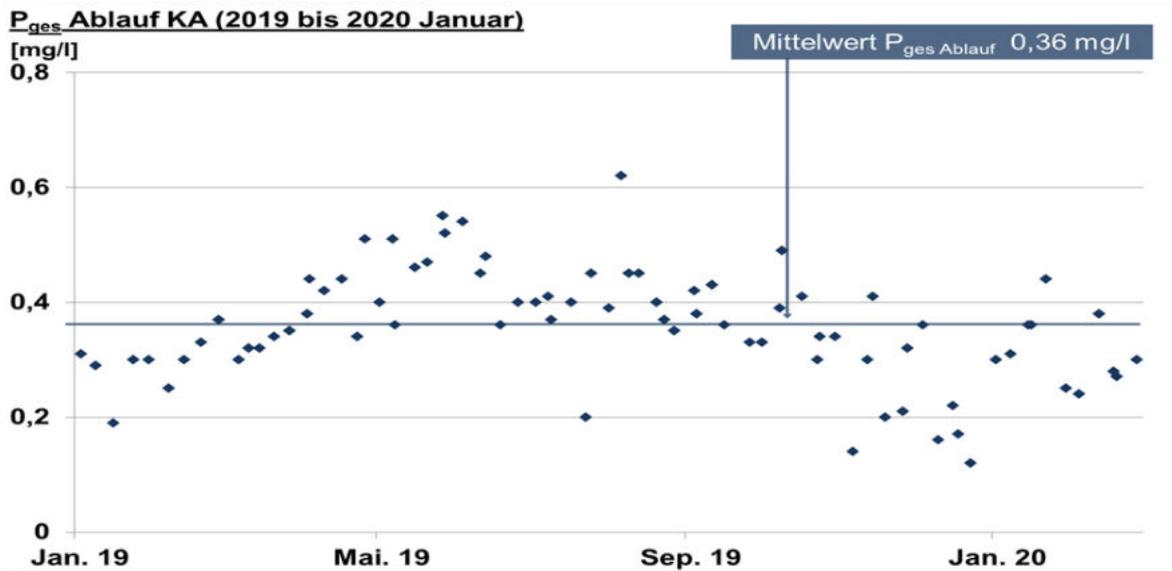


Abbildung 35: GW Nordkanal – P_{ges} -Ablaufkonzentrationen
(Zeitraum: 01.01.2019 bis 29.02.2020)

Die Eliminationsleistung bezogen auf den Nährstoff Phosphor ist weitgehend stabil. Trotz hoher und schwankender Phosphorgehalte im Zulauf der Anlage lagen die gemessenen Ablaufwerte im Mittel bei ca. 0,36 mg/l.

Bemessungstechnische Einschränkungen der Denitrifikationsleistung durch fehlendes anoxisches Volumen können im Betrieb kompensiert werden, da die Nitrifikationsbecken ebenfalls teilweise mit intermittierender Belüftung betrieben werden (siehe hierzu auch Kapitel 2.6.2.1).

2.6 Konzeption und Durchführung des Messprogramms

Mit dem begleitenden Mess- und Untersuchungsprogramm wurde im Wesentlichen das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) der Universität Kassel im September 2015 beauftragt. Der Abschluss des Vorhabens war ursprünglich bis Ende 2017 geplant. Bedingt durch den dargestellten Projektablauf konnten die verifizierenden Messungen zur Evaluation des Projekterfolges erst verspätet durchgeführt werden.

Die Schwierigkeiten mit der Inbetriebnahme der Trübwasser-Behandlung (Deammonifikation) sowie wiederholte Betriebsstörungen der maschinellen Schlammentwässerung (siehe Kapitel 2.3.2) haben die Leistungsfähigkeit und den Betrieb der Membranbelebungsstufe stark beeinflusst. Der nach dem Umbau planmäßige Betriebszustand der Membranbelebungsstufe mit einer Biomassekonzentration von 6 gTS/l konnte daher innerhalb des Beobachtungszeitraums nicht dauerhaft eingehalten werden. Gleichzeitig konnte die Rückbelastung der Membranbelebungsstufe mit Ammonium aus dem Trübwasser nicht in dem vorgesehenen Umfang reduziert werden.

Die Bewertung der Unterschiede im Betrieb der Membranbelebungsstufe vor und nach dem Umbau auf Basis längerfristiger Beobachtungen wird auch nach Abschluss des Vorhabens fortgesetzt. Die Darstellung der Ergebnisse, insbesondere hinsichtlich der biologischen Reinigungsleistung, sind daher unter dem Vorbehalt zu sehen, dass mehrjährige Betriebserfahrungen noch nicht vorliegen.

Im Zusammenhang mit dem Messprogramm wurden in einzelnen Reinigungsstufen der Kläranlage folgende Untersuchungen/Untersuchungsreihen sowie Betrachtungen in Bezug auf die vorgesehenen Umbaumaßnahmen durchgeführt. Inhaltliche Schwerpunkte dieses Untersuchungsprogramms sind:

- ➔ Umgestaltung der mechanischen Vorreinigungsstufe im Hinblick auf eine anaerobe Schlammstabilisierung
- ➔ Vergleichende Betrachtungen der tatsächlichen Reinigungsleistung der Membran-Bioreaktor-Anlage nach dem aktuellen theoretischen Bemessungsansatz; diese Untersuchungen wurden ergänzt
 - durch Betrachtungen zur Aktivität der Biomasse in Abhängigkeit von der Feststoffkonzentration im Membran-Bioreaktor
 - sowie durch Simulationen der biologischen Stufe des GWK Nordkanal mit den gängigen ASM-Modellen sowie mit der zum Zeitpunkt der Befassung aktuellen Version des Anwenderprogramms SIMBA im Hinblick auf eine angepasste Regel- und Steuertechnik
- ➔ Verifizierende Gasertragsmessungen aus dem insgesamt zur anaeroben Schlammstabilisierung anstehenden Klärschlamm (Primärschlamm, Siebgut und Überschussschlamm) des GWK Nordkanal nach Inbetriebnahme aller neuen Anlagen- und Verfahrenskomponenten

- Erstellung einer CO₂-Bilanzierung auf der Basis der erneuerten Prozesskonfiguration.

Der detaillierte Untersuchungsablauf wie Material und Methoden, analytische Bestimmungsmethoden, Untersuchungsstandorte sowie Beschreibung der einzelnen Messphasen wurden im Bericht der Universität Kassel dargestellt (siehe Anlage).

2.6.1 Untersuchung der mechanischen Vorreinigung

Die verfahrenstechnische Umstellung der Schlammbehandlung von aeroben zur anaeroben Schlammstabilisierung erfordert eine Erweiterung der Vorreinigungsstufe. Zur Entnahme von partikulären Stoffen wurden die Vorklärung mit einer Aufenthaltszeit von 20 Minuten bei der maximalen Wassermenge - und damit unter Trockenwetterbedingungen deutlich länger als 30 Minuten vorgesehen. Eine neue Feinsiebanlage im Ablauf der Vorklärung wurde angeordnet, um sicher auszuschließen, dass Störstoffe, die sich im Ablauf einer Vorklärung nach wie vor befinden können, die Membranfiltration beeinträchtigen. Das gewählte, zweidimensionale Sieb-System soll den Schutz der Membranen sicherstellen und gleichzeitig die nachfolgenden biologischen Abbauprozesse durch eine zu weitgehende Abscheideleistung nicht beeinträchtigen.

Aus diesen Gründen war es notwendig, vor der Ausführungsphase der Maßnahme die Untersuchungsinhalte in Bezug auf die notwendige Leistungsfähigkeit der Vorreinigungsstufe und die daraus resultierende Auswirkung auf die biologischen Reinigungsprozesse anzupassen. Es war zu untersuchen,

- inwieweit im Ablauf einer Vorklärstufe noch Stoffe vorhanden sind, die sich störend oder leistungsmindernd auf den Membranfiltrationsprozess auswirken und mit einer Siebung zurückgehalten werden können bzw. müssen,
- mit welcher zweidimensionalen Sieböffnungsweite die Auslegung der nachgeschalteten Siebstufe zu erfolgen hat, und
- welche Entnahmeleistung an organischen Stoffen mit einer entsprechenden Siebstufe im Hinblick auf eine unbeeinflusste biologische Stickstoffelimination in der nachfolgenden Prozessstufe zu erwarten ist.

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden zwei Messphasen auf dem Gruppenklärwerk (GKW) Glehn sowie eine Messphase auf der Kläranlage Grevenbroich durchgeführt. Diese Messphase 3 konnte entgegen der ursprünglichen Planung wegen dringender Revisionsarbeiten am Vorklärbeckenräumer nicht auf dem GKW Glehn durchgeführt werden. Der Ausfall des Vorklärbeckenräumers des GKW Glehn machte einen kontinuierlichen und störungsfreien Untersuchungsbetrieb unmöglich und ließ deutliche Einbußen bei der Qualität der erzielten Ergebnisse erwarten.

Beide Kläranlagen verfügen in der mechanischen Reinigungsstufe über eine Rechenstufe, einen belüfteten Sandfang sowie eine Vorklärung. Die Anlagen unterscheiden sich deutlich in ihrer Rechenkonstruktion (Glehn: eindimensionaler Filterstufenrechen, Grevenbroich:

zweidimensionaler Filterbandrechen) sowie in den Aufenthaltszeiten ihrer Vorklärstufen (Glehn: 37 Minuten, Grevenbroich: 73 Minuten; jeweils bei maximalem Trockenwetterzulauf). Die verfahrenstechnische Konzeption auf dem GWK Glehn entspricht weitgehend der geplanten Konzeption auf dem GWK Nordkanal (zzgl. einer Siebstufe).

Im Verlaufe der Messphasen 1 und 2 wurde beschlossen, die Beschaffenheit der für die Sackfiltration verwendeten Filtrationssäcke zu verändern und zur Erreichung höherer Probenahmevolumina Filtrationssäcke mit einer Öffnungsweite von 1,0 mm Maschengometrie zu verwenden. Die Wahl einer 1,0 mm Maschengometrie erfolgte im Hinblick auf die präferierte Sieböffnungsweite auf dem GWK Nordkanal von 1,5 mm Lochgeometrie. Maschenöffnungen von 1,0 mm Kantenlänge weisen in ihren Diagonalen ein Maß von ca. 1,4 mm auf. Auf diese Weise war es möglich, den Parameter AFS direkt nach der gewählten Sieböffnungsgröße zu fraktionieren und Aussagen über die Menge der aus der Vorklärstufe ablaufenden, partikulären Störstoffe zu treffen.

Im Ergebnis der Messphasen 1 und 2 konnten folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- ➔ Hinsichtlich der durchgeführten AFS-Größenfraktionierung war zu konstatieren, dass im Ablauf der Vorklärung nur noch eine sehr geringe messbare Konzentration AFS $>$ 1,0 mm festgestellt werden konnte. Sie wurde zu über 98 % in der Vorklärung entnommen. Diese Entnahmeeistung wurde unabhängig vom hydraulischen Zulauf (Regenwetterzulauf, Trockenwetterzulauf, Nachtzulauf) erreicht. Übertragen auf eine MBA ergab sich daraus die Schlussfolgerung, dass der zusätzliche Betrieb eines Siebes hinter der Vorklärung zum Schutz der Membranmodule in der MBA in verfahrenstechnischer Hinsicht nicht zwingend notwendig erschien. Jedoch wurde empfohlen, eine solche Entscheidung durch eine zusätzliche, längerfristige Kontrolluntersuchung auf dem GWK Glehn zu verifizieren.
- ➔ Sofern der zusätzliche Betrieb eines Siebes hinter einer Vorklärung zum Schutz der Membranmodule in der MBR-Stufe beschlossen wird, erschien aufgrund der erzielten Ergebnisse eine zweidimensionale Sieböffnungsweite von 1,5 mm völlig ausreichend.
- ➔ Die Entnahmeeistung an organischen Stoffen (betrachtet wurde der Parameter CSB) in der Vorklärstufe zeigte sich in den Untersuchungen mit 38 % bis 42 % gegenüber dem aktuellen Technischen Regelwerk ATV-DVWK-A 198 und DWA-A 131 leicht erhöht, wobei das dem GWK Glehn zulaufende Abwasser auch eine erhöhte spezifische CSB-Belastung aufwies. Eine Aussage über den zusätzlichen Einfluss eines großtechnischen Siebbetriebes konnte nicht getroffen werden. Jedoch konnte vor dem Hintergrund, dass der zusätzliche Betrieb eines Siebes hinter der Vorklärung in verfahrenstechnischer Hinsicht nicht zwingend notwendig erschien, vermutet werden, dass kein maßgeblich störender Einfluss hinsichtlich des zusätzlichen CSB-Rückhaltes durch eine Siebstufe hinter der Vorklärstufe zu erwarten sei.

Die Messphase 3 auf der KA Grevenbroich diente der Untersuchung der Annahme, dass nach einer zweidimensionalen Rechenstufe und einer Vorklärstufe keinerlei Störstoffe für eine

nachfolgende MBR-Anlage im Ablauf der Vorklärung zu finden seien. Die Untersuchungsergebnisse der Messphase 3 haben diese Annahme bestätigt, wobei einschränkend hinzuzufügen ist, dass zum Zeitpunkt der Untersuchungen extrem lange Aufenthaltszeiten in der Vorklärstufe von > 2,5 Stunden bis zu 3,6 Stunden zu verzeichnen waren. Zur Verifizierung der Annahme wurde empfohlen, entsprechende Untersuchungen mit einer deutlich verkürzten Aufenthaltszeit in der Vorklärstufe zu wiederholen.

Dazu kam es allerdings aufgrund des Projektfortschrittes bei der Ausführungsphase der Umrüstungsmaßnahme des GWK Nordkanals nicht mehr, da durch die zwischenzeitlich vorgenommene Ausschreibung und Auftragsvergabe seitens des Ertverbandes entschieden war, hinter der Vorklärung eine Siebung mit 10 parallelen Muldensieben (Öffnungsgeometrie: Loch, Öffnungsweite: 1,5 mm) und zwei zusätzlichen Nachrüstplätzen zu realisieren.

Insofern verblieb für die Messphase 4 der Charakter einer verifizierenden Messung nach Fertigstellung, Inbetriebnahme und erfolgreicher Einfahrphase der umgerüsteten Anlage.

Abbildung 36 und Abbildung 37 zeigen nachfolgend den Vergleich der AFS-Konzentrationen der Parameter AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$ und $AFS_{<1,0}$ im Zu- und Ablauf der jeweiligen Vorklärstufen aus den Messphasen 2 bis 4 ohne TW-/RW-Unterscheidung.

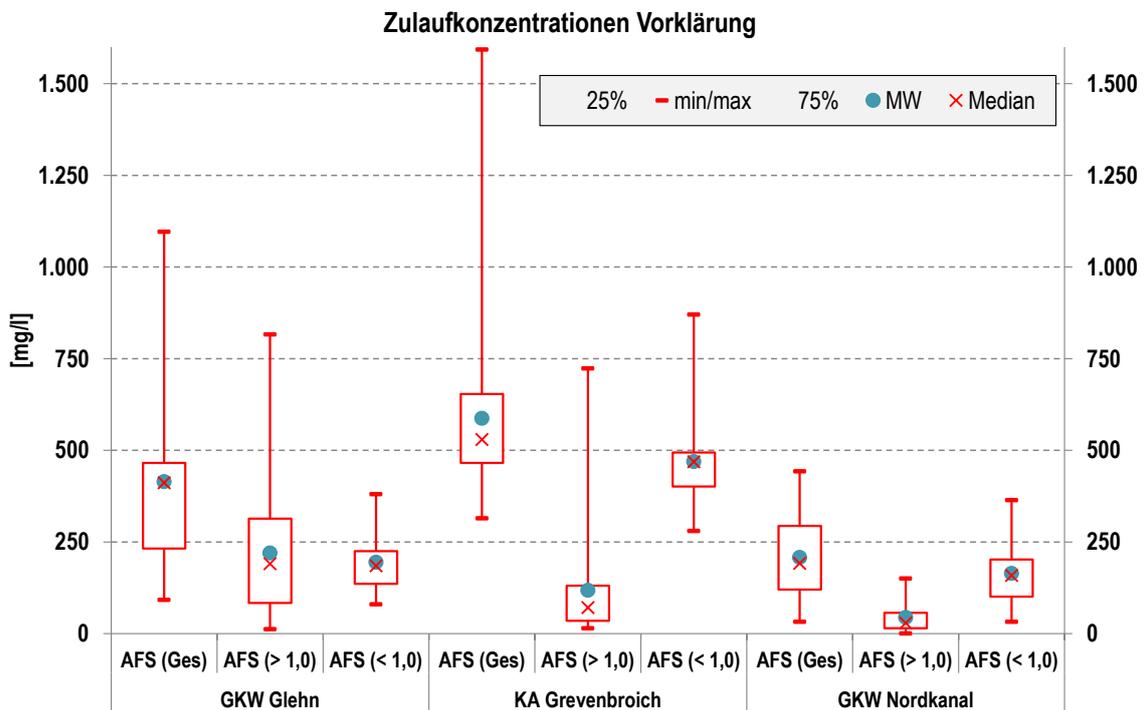


Abbildung 36: Vergleich der fraktionierten AFS-Konzentrationen im Zulauf zur Vorklärung (GKW Glehn - KA Grevenbroich - GKW Nordkanal)

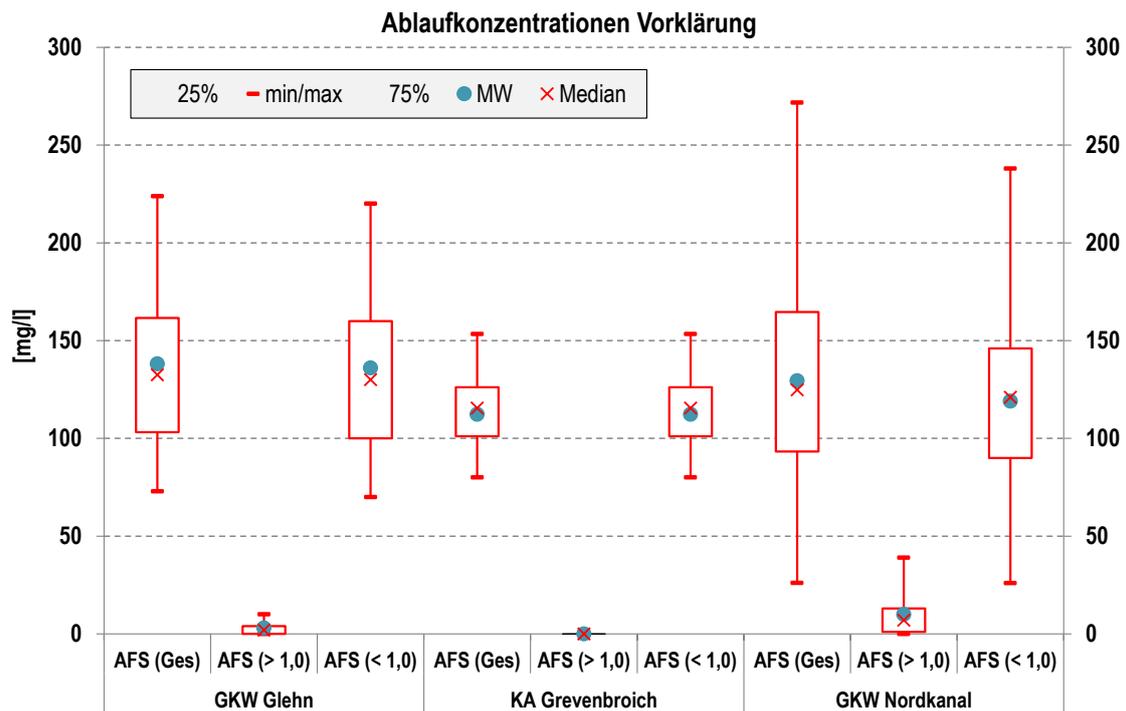


Abbildung 37: Vergleich der fraktionierten AFS-Konzentrationen im Ablauf aus der Vorklärung (GWK Glehn - KA Grevenbroich - GWK Nordkanal)

Dabei ist natürlich zu konstatieren, dass die Einzugsgebiete der drei Kläranlagen unterschiedlich strukturiert sind, sich Abwassercharakteristika im Zulauf nicht ohne detaillierte Differenzierung vergleichen lassen und die Betrachtung daher bestenfalls als Indiz gewertet werden kann.

Weiterhin muss festgehalten werden, dass zu keinem Zeitpunkt der vier Messphasen die jeweiligen Vorklärstufen im Modus einer sog. Grobentschlammung, d.h. einer Vorklärung mit einer kurzen Aufenthaltszeit von ca. 30 Minuten unter Trockenwetterbedingungen, betrieben werden konnten. Die kürzesten Aufenthaltszeiten unter Trockenwetterbedingungen lagen auf dem GWK Glehn bei 70 Minuten, auf der KA Grevenbroich bei 130 Minuten und auf dem GWK Nordkanal bei 62 Minuten.

Dies vorangestellt legt, bei einer Betrachtung der AFS-Konzentrationen, insbesondere der jeweils enthaltenen Fraktion $AFS_{>1,0}$, die Vermutung nahe, dass eine zweidimensionale Rechengeometrie, wie auf der KA Grevenbroich, eine erkennbar höhere Entnahmeleistung, bezogen auf die Fraktion $AFS_{>1,0}$, zeigt, als eine eindimensionale Rechengeometrie. Im Vergleich der drei betrachteten Kläranlagen ist die AFS_{GES} -Belastung auf der KA Grevenbroich am höchsten, die anteilige $AFS_{>1,0}$ -Fraktion prozentual demgegenüber am geringsten. Dies deutet einen entsprechenden Rückhalt in den vorgelagerten Verfahrensstufen an. Zur exakten Bewertung fehlen jedoch die Zulaufdaten zu den Rechenbauwerken. Auf der KA Grevenbroich entnimmt die sehr große Vorklärung die $AFS_{>1,0}$ -Fraktion komplett. Auf dem GWK Glehn wie auch auf dem GWK Nordkanal waren jedoch entsprechende Restfrachten im Ablauf der Vorklärung festzustellen, auf dem GWK Nordkanal sogar auf höherem Niveau als auf dem GWK Glehn.

Aus der verifizierenden Messphase 4 ergeben sich zwei wesentliche Erkenntnisse:

- ➔ Die darin erfolgte Mengenabschätzung der täglich (100 kg/d bis 200 kg/d) bzw. projiziert auch jährlich (50 Mg/a) zurückgehaltenen Masse an membrankritischen Feststoffen (AFS_{>1,0}-Fraktion) ist eindeutiger Beleg für das Erfordernis, auch eine MBR-Verfahrenstechnik mit anaerober Schlammstabilisierung und einer damit verbundener Vorklärstufe im Rahmen der mechanischen Abwasserreinigung, mit einer nachgeschalteten Siebung auszurüsten. Dadurch wird langfristig vermieden, dass größere Feststoffpartikel sich in der Membranbelebungsphase anreichern und zu Verzapfungen oder Verschlammungen an und in den Membranfiltrationsmodulen der nachfolgenden biologischen Stufe führen.
- ➔ Im Hinblick auf die vorgeschaltete Denitrifikationszone dieser nachfolgenden biologischen Stufe ist die CSB-Gesamtreduktion von Vorklärung und Siebung von ca. 30 % im Mittel der gesamten Messphase und sogar annähernd 60 % unter Trockenwetterverhältnissen (Aussagekraft aufgrund der Datenlage eingeschränkt) kritisch zu bewerten. Zum Zeitpunkt der Messphase wurde diesem Umstand bereits durch eine Essigsäuredosierung vor dem Ablauf der Vorklärung Rechnung getragen. Perspektivisch ist der Betrieb von nur einer Vorklärstraße denkbar, wie es nach Auskunft des GWK-Personals auch bereits gelegentlich vorgenommen wird. Unter diesen Betriebsverhältnissen, die dann auch eine Grobentschlammung repräsentieren würden, würde eine zusätzliche Messphase aktuellere Daten zu einem optimierten und abgestimmten Betrieb von Vorklärung und Siebung liefern können. Dies war im Rahmen dieses Vorhabens nicht vorgesehen und aufgrund der zeitlichen und ökonomischen Rahmenbedingungen auch nicht ergänzend zu realisieren.

2.6.2 Untersuchung der Membranbelebungsstufe

2.6.2.1 Beschreibung der Verfahrensregel/Steuertechnik

Das Belebungsbecken auf dem GWK Nordkanal ist in vier Becken mit jeweils zwei integrierten, getauchten Membranfilterstraßen unterteilt. Der Abwasserstrom im Zulauf zur Membranbelebungsphase wurde nach der ursprünglichen Planung in einem Verteilerbauwerk (Quelltopf) über vier Wehrschwelle gleichmäßig parallel auf die vier Belebungsbecken verteilt. Jedes der vier Becken erhielt somit permanent 25 % des Gesamtzulaufes. Der Füllstand in den Becken ist in engen Grenzen variabel, so dass die Belebungsphase gleichzeitig als Volumenvorlage für die Regelung der Membranfiltration genutzt wird.

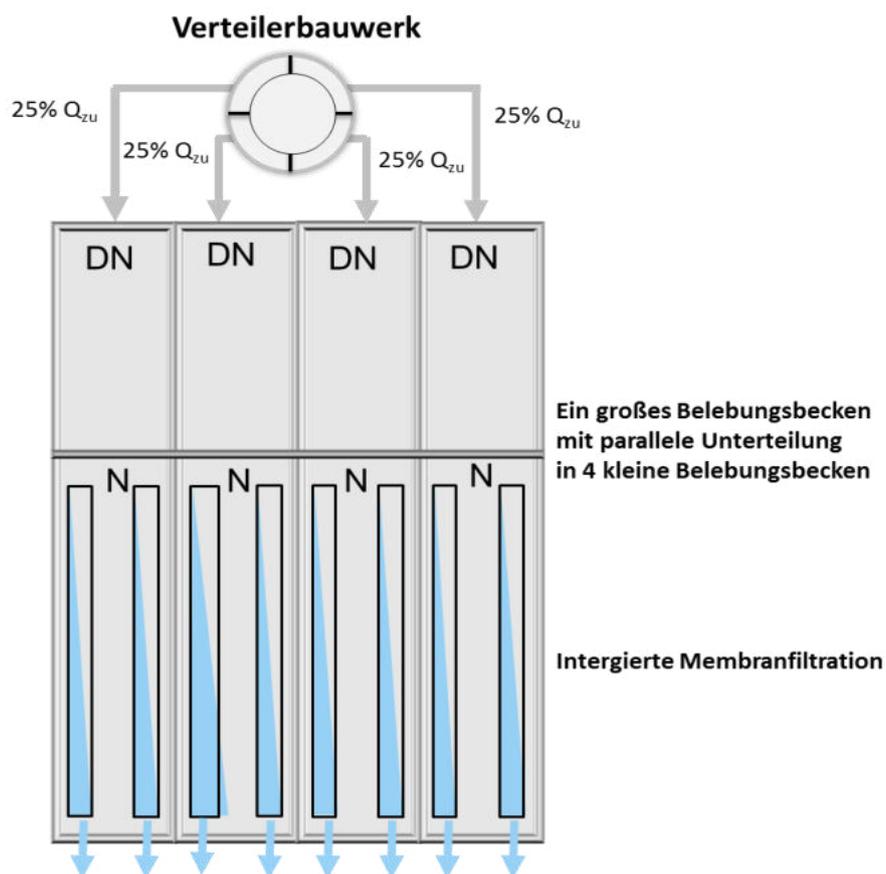


Abbildung 38: Ursprünglich geplante Verteilung der Zulaufwassermenge in vier parallelen Belebungsbecken

Im Rahmen der betrieblichen Optimierungen wurde im Zulaufbereich zu den vier Beckenkammern jeweils ein geregelter Teleskoprohrschieber installiert, um den Zulauf abwechselnd gezielt in eines oder mehrere Becken leiten zu können. Somit wurden die vier, parallel und kontinuierlich beschickbaren, ursprünglichen Belebungsbecken zu vier separaten, diskontinuierlich beschickbaren Belebungsbecken umfunktioniert, was vier separaten Membranbelebungsanlagen (Filterstraßen) mit gemeinsamer mechanischer Vorbehandlung entspricht.

Während der Phasen mit geringer Belastung (Trockenwetter/Nachtzulauf) ist abwechselnd nur eine der vier Membranbelebungsanlagen (Filterstraßen) aktiv. Die Beschickung der Becken ist automatisiert, die Anzahl von aktiven Becken (aktiven Filterstraßen) wird nach den Kriterien Wassermenge, Fracht und Ablaufqualität geregelt (siehe Abbildung 39 und Abbildung 40).

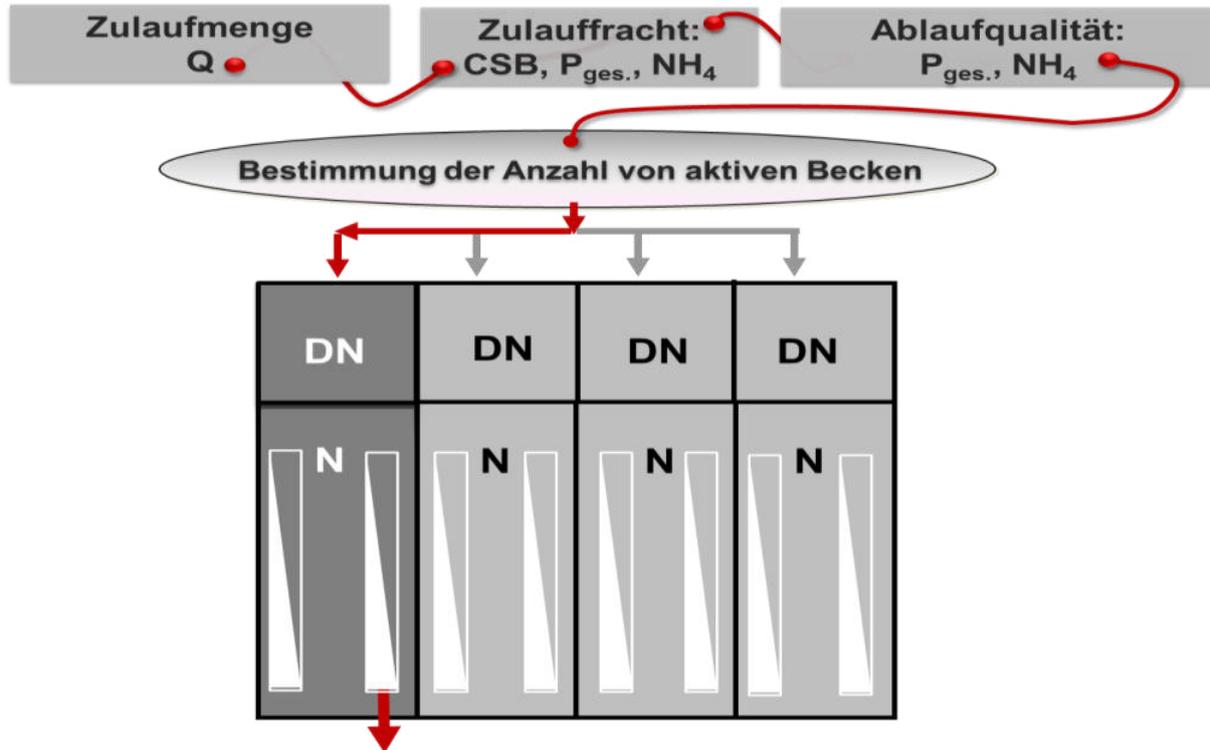


Abbildung 39: Bestimmung der Anzahl von aktiven Membranbelebungsbecken (Filterstraßen)

Sollwerte					
eller Gesamtzulauf	1493,90	m ³ /h	Aktuelle Fracht NH4N Zulauf	22,40	k
Zulauf >= (4 Becken Betrieb)	1270,00	m ³ /h	GW3 NH4 Fracht >= (4 Becken Betrieb)	60,00	k
Zulauf >= (3 Becken Betrieb)	850,00	m ³ /h	GW2 NH4 Fracht >= (3 Becken Betrieb)	30,00	k
Zulauf >= (2 Becken Betrieb)	750,00	m ³ /h	GW1 NH4 Fracht >= (2 Becken Betrieb)	20,00	k
Zulauf Verzögerung hochschalten	300	sec	GW NH4 Fracht Verzögerung hochschalten	1200	s
Zulauf Verzögerung runterschalten	600	sec	GW NH4 Fracht Verzögerung runterschalten	1800	s
elle Anzahl BB nach GW Zulauf	4		aktuelle Anzahl BB nach NH4 Fracht	2	
elle Fracht CSB Zulauf	514,88	kg/h	Aktueller NH4N Ablauf	8,93	n
CSB Fracht >= (4 Becken Betrieb)	1050,00	kg/h	GW3 NH4 Ablauf >= (4 Becken Betrieb)	7,00	n
CSB Fracht >= (3 Becken Betrieb)	850,00	kg/h	GW2 NH4 Ablauf >= (3 Becken Betrieb)	5,00	n
CSB Fracht >= (2 Becken Betrieb)	500,00	kg/h	GW1 NH4 Ablauf >= (2 Becken Betrieb)	1,00	n
CSB Fracht Verzögerung hochschalten	300	sec	aktuelle Anzahl BB nach GW NH4 Ablauf	4	
CSB Fracht Verzögerung runterschalten	600	sec			
elle Anzahl BB nach GW CSB Fracht	2				
elle Fracht Pges Zulauf	3,15	kg/h	Aktueller Pges Ablauf	0,38	n
Pges Fracht >= (4 Becken Betrieb)	6,00	kg/h	GW3 Pges Ablauf >= (4 Becken Betrieb)	0,80	n
Pges Fracht >= (3 Becken Betrieb)	5,00	kg/h	GW2 Pges Ablauf >= (3 Becken Betrieb)	0,60	n
Pges Fracht >= (2 Becken Betrieb)	4,00	kg/h	GW1 Pges Ablauf >= (2 Becken Betrieb)	0,40	n
Pges Fracht Verzögerung hochschalten	300	sec	aktuelle Anzahl BB nach GW Pges Ablauf	1	
Pges Fracht Verzögerung runterschalten	600	sec			
elle Anzahl BB nach GW Pges Fracht	1				

Abbildung 40: Schaltungsregelung der aktiven Becken - Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal

Damit ist die Möglichkeit geschaffen worden - abhängig von hydraulischen oder stofflichen Lasten im Zulauf - Reaktorvolumen und Filterstraßen zu aktivieren oder außer Betrieb zu

nehmen. Die Schaltpunkte der Regelung können variabel, z. B. in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur oder des TS-Gehalts, angepasst werden.

Die Belebungsbecken (Filterstraßen) werden in Abhängigkeit der Zulauf-/Ablaufverhältnisse auf folgende Weise betrieben:

Standby-Betrieb

Grundsätzlich befinden sich Becken, die nicht mit Zulauf beschickt und nicht aktiv sind in einem Standby-Betrieb. Im Stand-by-Betrieb wird das Becken ohne Vorgabe eines Sauerstoffsollwertes intermittierend belüftet (Puls/Pause) z. B. in einem 20-Minuten-Takt. Bei Inaktivierung des Volumens wird die Membranfiltration jedoch noch so lange betrieben, bis der Minimalfüllstand im Belebungsbecken erreicht ist. Damit wird immer ausreichendes Puffervolumen bei plötzlich auftretenden hydraulischen Lastwechseln durch Niederschläge geschaffen.

Während Zeiten mit geringer Belastung (Trockenwetter/Nachtzulauf) sind in der Regel nur ein bzw. zwei Becken aktiv.

Aktiver, alternierender Betrieb

Beim Betrieb von weniger als vier Belebungsbecken erfolgt automatisch ein zeitabhängig vorgegebener Wechsel der Beschickung, z. B. alle 3.600 s, siehe Abbildung 41 und Abbildung 42. Werden Becken mit Zulauf beschickt, werden diese aktiviert. Die feinblasige Belüftung wird auf den vorgegebenen Sollwert der Sauerstoffkonzentration geregelt, die Rührwerke und die Rezirkulationspumpen arbeiten.

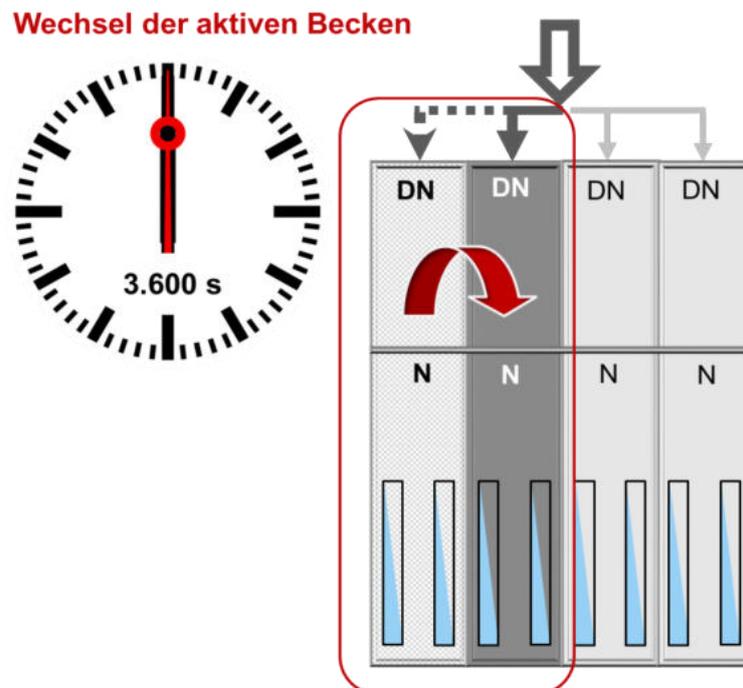


Abbildung 41: Alternierender Betrieb der aktiven Belebungsbecken nach Zeitkriterium

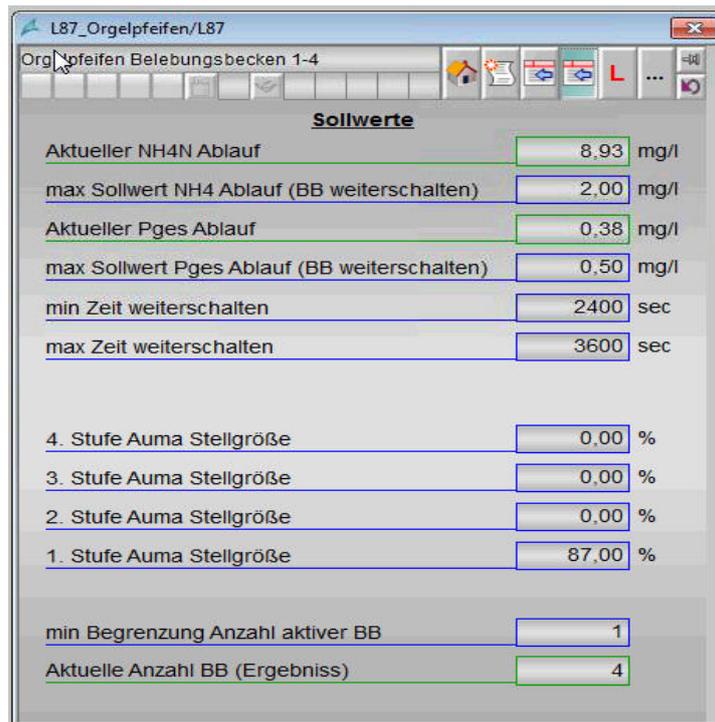


Abbildung 42: Wechselregelung der aktiven Becken-Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal

Das aktive Becken füllt sich mit dem mechanisch vorgereinigten Abwasser. Das absolute Vorlagevolumen beträgt dabei ca. 250 m³ (ca. 50mx10mx0,5m), siehe Abbildung 43. Das tatsächliche Vorlagevolumen schwankt zwischen 200 m³ und 250 m³. Wird im Becken der vorgegebene Wasserstand erreicht, schaltet sich automatisch die Membranfiltration ein. Während der Filtration werden die Membranen mit Air-Cycling-Belüftung in 10/10 Modus (10 s Belüftung/10 s Pause) mit grobblasiger Luft gespült. Durch die Bewirtschaftung des Vorlagevolumens ist sichergestellt, dass die Filtration in einem möglichst guten Wirkungsbereich betrieben werden kann. Das bedeutet, dass die Permeatausbeute maximiert und so der spezifische Energieverbrauch für die Filtration minimiert wird.

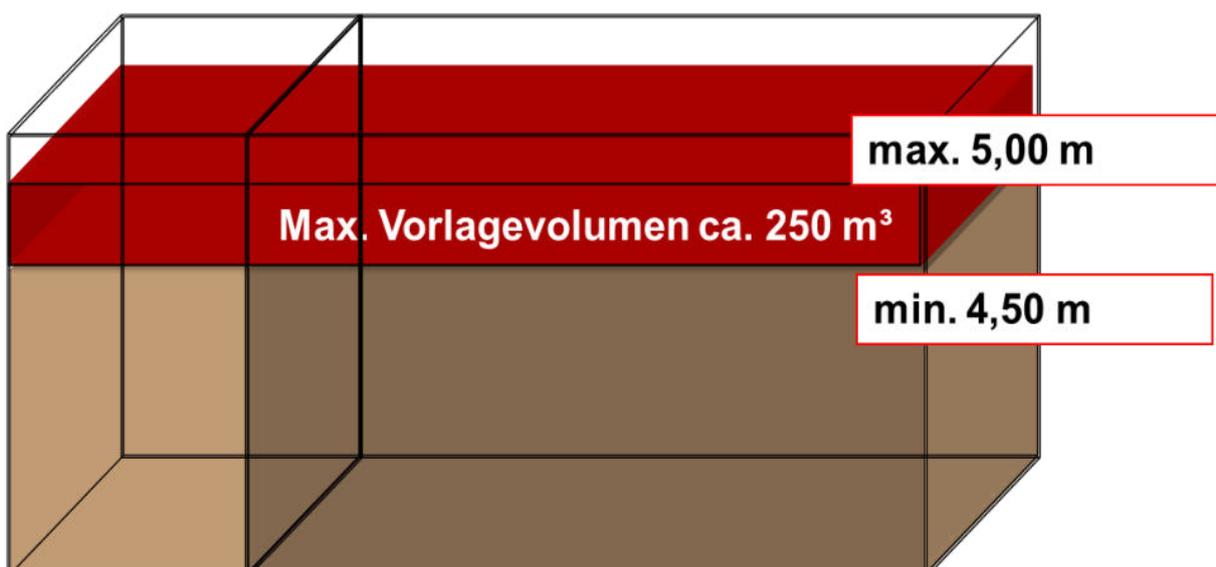


Abbildung 43: Vorlagevolumen in einzelnen Belebungsbecken

In den aktiven Belebungsbecken startet die Filtration einer Membranstraße, nachdem der Wasserspiegel die notwendige Füllhöhe vom 4,80 m erreicht hat. Der Filtrationszyklus dauert 900 s, danach erfolgt die Rückspülung von 50 s.

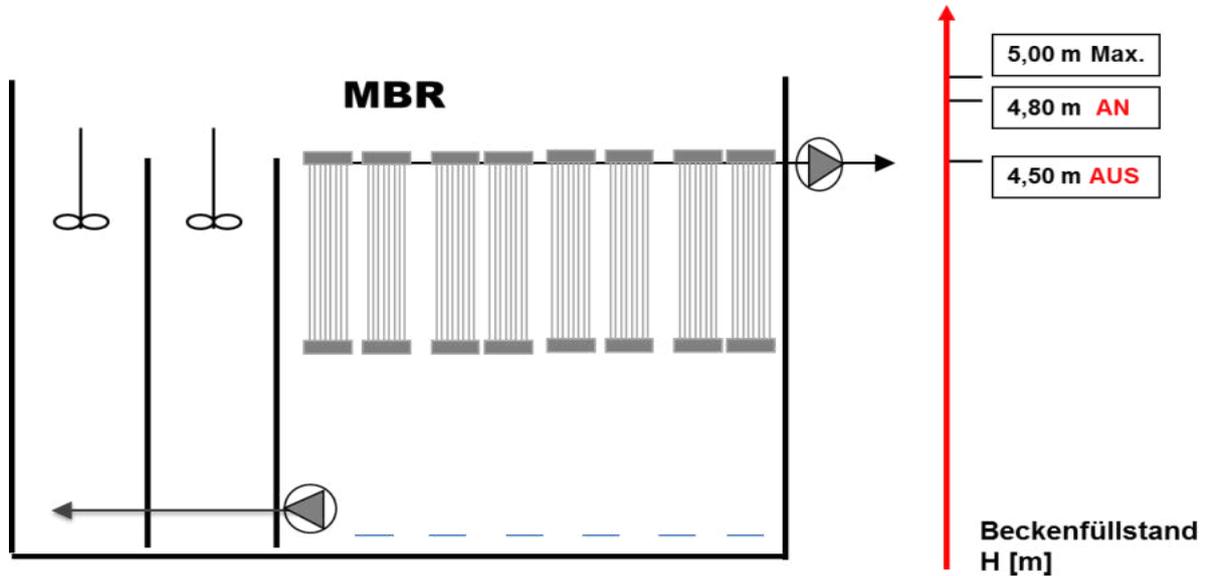


Abbildung 44: Steuerung der Membranfiltration nach dem Beckenfüllstand

Der Start eines neuen Zyklus ist von der Füllstandshöhe abhängig. Um einen vollständigen Filtrationszyklus von 900 s zu garantieren, prüft das Steuerungssystem, ob die Füllstandshöhe > 4,75 m ist. Bei Unterschreitung der vorgegebenen Füllstandshöhe von 4,75 m sperrt die Steuerung den weiteren Filtrationszyklus, siehe Abbildung 45.

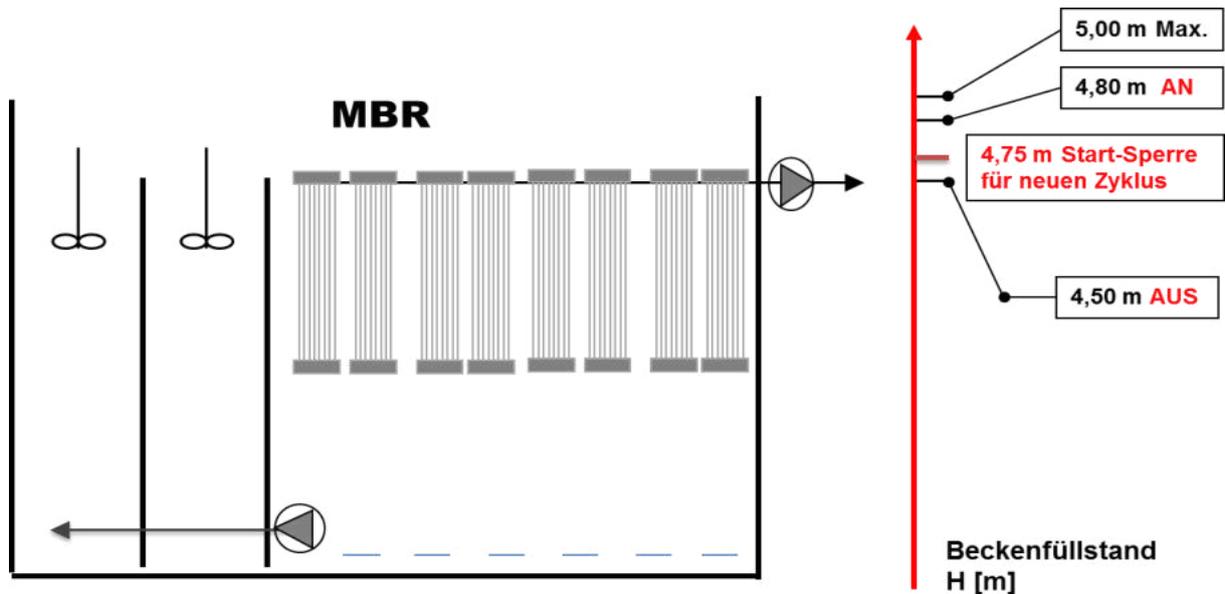


Abbildung 45: Steuerung der Membranstraßen im laufenden Filtrationsprozess

Steigt der Füllstand im Becken nach der Inbetriebnahme einer Membranstraße auf eine Höhe von 4,85 m, startet die Filtration der zweiten Membran(Filter-)straße, siehe Abbildung 46 und Abbildung 47.

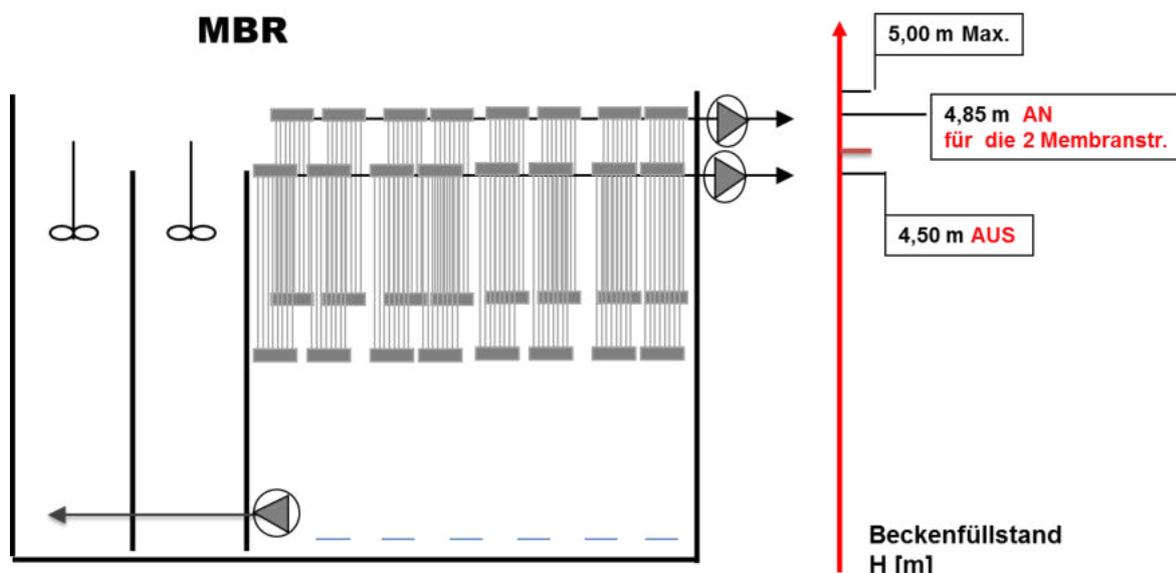


Abbildung 46: Steuerung der Anzahl der aktiven Membranstraßen in Abhängigkeit vom Beckenfüllstand

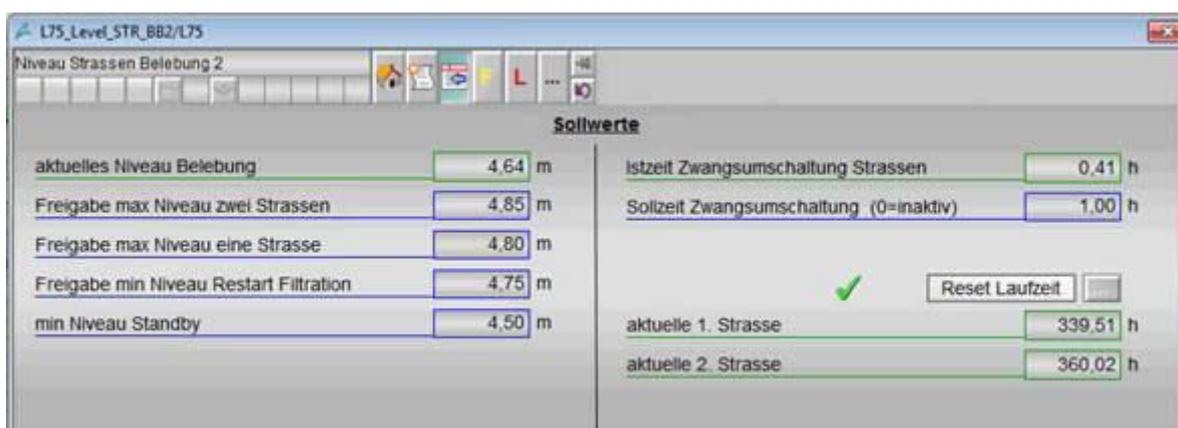


Abbildung 47: Steuerung der Membranfiltration nach dem Beckenfüllstand - Abbildung aus dem Steuerungssystem der MBR Nordkanal

Die starken Schwankungen der Zulaufwassermenge beeinflussen nur die Betriebszeit der Membranen. Demzufolge filtrieren die Membranen bei Trockenwetter zwischen 3 und 4 Stunden pro Tag, bei maximaler Zulaufwassermenge bis zu 18 Stunden pro Tag.

Während der Bauphase waren oft die ursprünglichen Einstellungen für längere Zeit verändert, um den Einfluss verschiedener Umbaustände zu kompensieren. Die Zurücksetzung der Sollwerte erfolgte in manchen Fällen erst nach Monaten. Auch die Arbeiten an der SPS-Programmierung haben zu diversen Störungen geführt, die erst langsam behoben werden konnten. Davon betroffen war in erster Linie das System der Sollwertvorgaben von der oberen Bedienebene des PLS auf die darunter liegenden Ebenen der oben beschriebenen Regelung. Diese „Fehler“ im Steuerungsprogramm können daher zu unvorhersehbaren Änderungen der Sollwertvorgaben führen.

2.6.2.2 Aktive Biomasse im Bioreaktor

Die angepasste Regelung der Membranbelebungsanlage Nordkanal basiert auf der frachtabhängigen Belastung der biologischen Reinigungsstufe und auf dem alternierenden Betrieb der Membranfiltration bei möglichst hoher und gleicher hydraulischer Leistung, unabhängig von der Zulaufwassermenge. Unter dieser Voraussetzung erfolgt die Beschickung der aktiven Becken und somit die Behandlung des Abwassers bei verhältnismäßig konstanter Schlammbelastung.

Durch den Betrieb der Vorklärung und der getrennt anaeroben Schlammstabilisierung kann der Gehalt an Biomasse in den Becken gesenkt werden. Eine Voraussetzung für die sichere Einhaltung der wasserrechtlichen Überwachungswerte bei dauerhaft niedrigen TS-Gehalten im Belebungsbecken ist der störungsfreie Betrieb der Deammonifikation des Prozesswassers (Trübwasser) aus der Schlamm entwässerung. Bisher konnte der störungsfreie Betrieb noch nicht dauerhaft erreicht werden (siehe Kapitel 2.3). Um die Reinigungsleistung dennoch zu sichern, wurde der TS-Gehalt in der Winterzeit dementsprechend erhöht, siehe Abbildung 48. Dabei besteht nur ein Teil der als TS gemessenen Konzentration aus aktiver Biomasse, der Rest besteht aus Resten bereits abgestorbener Mikroorganismen sowie aus abbaubarem und inertem, partikulärem Material aus dem Zulauf.

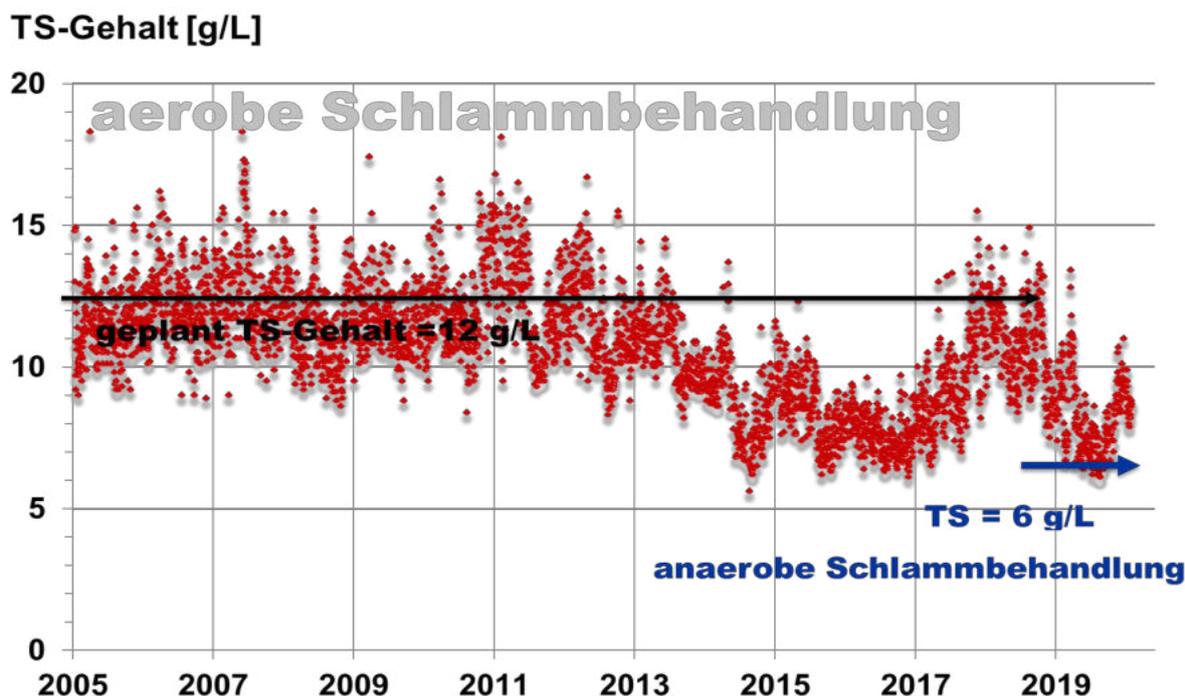


Abbildung 48: MBR Nordkanal – TS-Gehalt im Belebungsbecken

Der Anteil aktiver Biomasse wurde durch das Labor VERMICON, München untersucht, siehe Anlage 2. Insgesamt wurde im Schlamm der Membrananlage ein ausgewogenes Populationsprofil gemessen, das in jeder Bakterienhauptgruppe vielfältigste Bakterientypen enthielt, die in keiner Weise auf Ungleichgewichte, Substrat- oder Sauerstofflimitationen hinwiesen. Auch die

Summenparameter der Gesamt- und Lebendzellzahlen wiesen keine Auffälligkeiten auf. Die Fädigkeit der Biomasse war vergleichsweise gering und verteilte sich auf mehrere Gruppen von Fadenorganismen. Nitrifikanten waren mit 3 % (AOB) und 5 % (NOB) auf ausbaubarem mittlerem Niveau vorhanden. Erfahrungswerte für stabile Nitrifikationsleistungen liegen für beide Gruppen bei 7 bis 9 %.

Mit einem spezifischen Belebungs-volumen von 115 Litern pro Einwohnerwert können unter Mischwasserbedingungen die wasserrechtlichen Anforderungen bei einer hydraulischen Verweilzeit von weniger als fünf Stunden eingehalten werden. Der Aus-nutzungsgrad des Gesamtvolumens, der sich aus der tatsächlichen Beschickungsdauer der einzelnen Straßen ergibt, weist für die Sommermonate einen Anteil von etwa 50 % aus. Im Winterbetrieb wird das Beckenvolumen bis zu etwa 70 % in Anspruch genommen.

Die Flocken der Biomasse haben einen Durchmesser zwischen 80 und 100 μm , siehe Abbildung 50. Der alternierende Betrieb der Belebungsbecken und die Aktivierung von weiterem Beckenvolumen (Filterstraßen) nach den Kriterien Zeit, Fracht, Wassermenge und Ablaufqualität hat positive Wirkung auf den Schlammindex und die Filtrierbarkeit der Biomasse. Die langen Zeiten mit Puls/Pause-Belüftung während der nicht aktiven Betriebsphase führen, ähnlich wie das Auftreten aerober granulierter Biomasse, zu einem Schlammindex von $< 60 \text{ ml/g}$, siehe Abbildung 49.

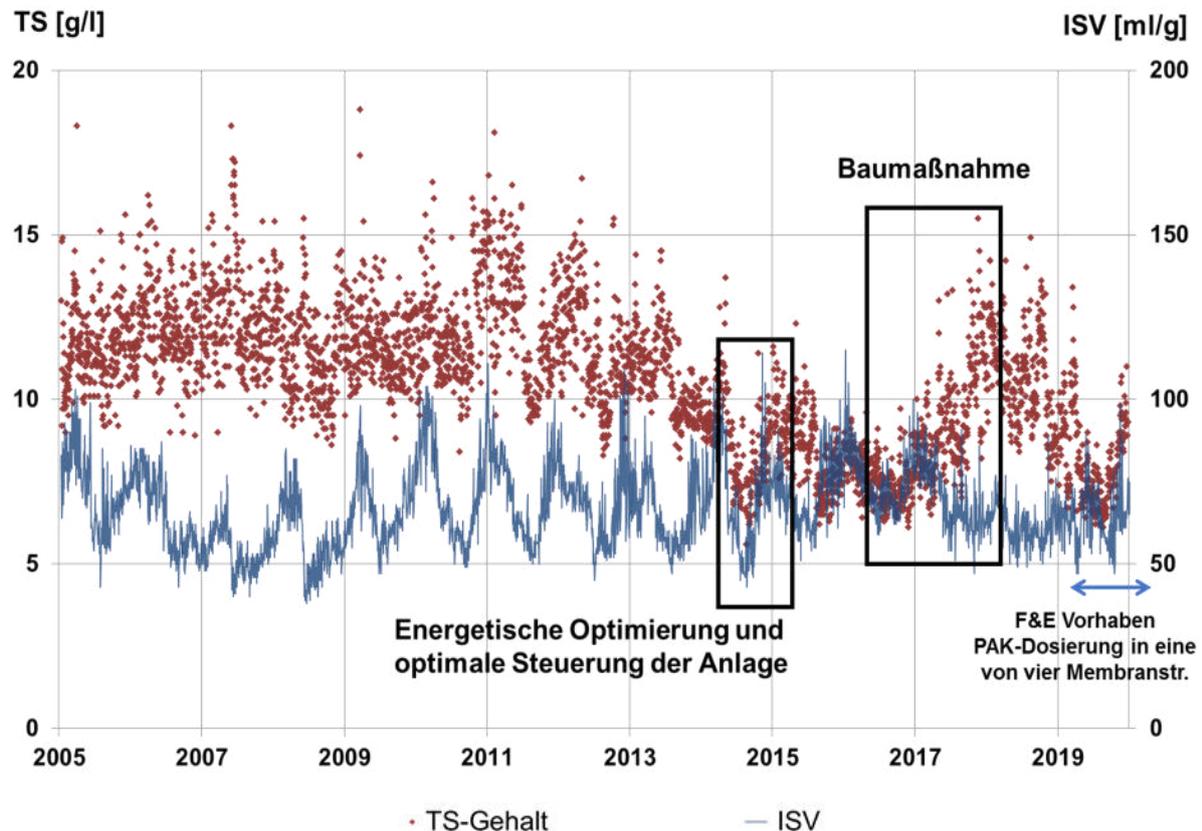


Abbildung 49: TS-Gehalt (rote Punkte) und ISV (blaue Linie) im Zeitrahmen von 2005 bis 2020

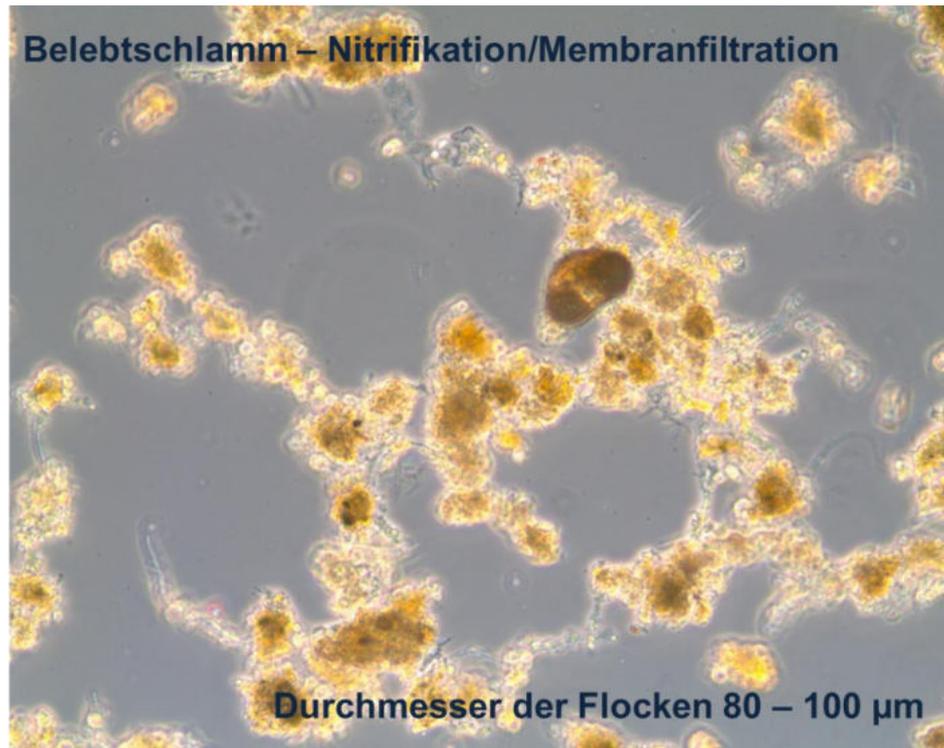


Abbildung 50: Belebtschlamm aus dem Membranbelebungs-/Nitrifikationsbecken

Seit 2016 hat der Erftverband auf der Membrananlage Nordkanal in einem der vier Belebungsbecken mit den zwei zugehörigen Filterstraßen die Auswirkung der sporadischen Dosierung von Pulveraktivkohle (PAK) auf die Spurenstoffelimination, Filtrations-, und Reinigungsprozesse getestet. In Kooperation mit der RWTH Aachen und dem Membranhersteller, der Firma Suez, startete im Jahr 2018/2019 ein Forschungsvorhaben „MBR-Aktiv“ zur Untersuchung der Kombination der Membrantechnik mit kontinuierlicher Dosierung von PAK auf der MBR Nordkanal. Die Dosierung der PAK hat anscheinend auch Auswirkungen auf die Eigenschaften der Biomasse. So haben die Schlammflocken in dem Testbecken gegenüber den Becken, in denen keine PAK zugegeben wurde, einen deutlich größeren Durchmesser von 120 bis 280 μm , wie der Vergleich von Abbildung 50 und Abbildung 51 zeigt. Die Filtrierbarkeit des Schlammes in dem Becken mit PAK-Zugabe erscheint ebenso wie die Entwässerbarkeit des Schlammes in der maschinellen Schlammindickung und Schlammmentwässerung gegenüber den Becken ohne PAK-Zugaben erhöht. Trotz eines geringeren Energiebedarfs für die feinblasige Druckbelüftung in dem Becken erscheint neben der Reduzierung der Konzentrationen organischer Verbindungen auch die Nitrifikationsleistung gegenüber den Becken ohne PAK erhöht. Das Vorhaben „MBR-Aktiv“ endet voraussichtlich im Jahre 2021. Ein ausführlicher Bericht zum den bisherigen Ergebnissen befindet sich in Vorbereitung (Schäfer et al. 2020).

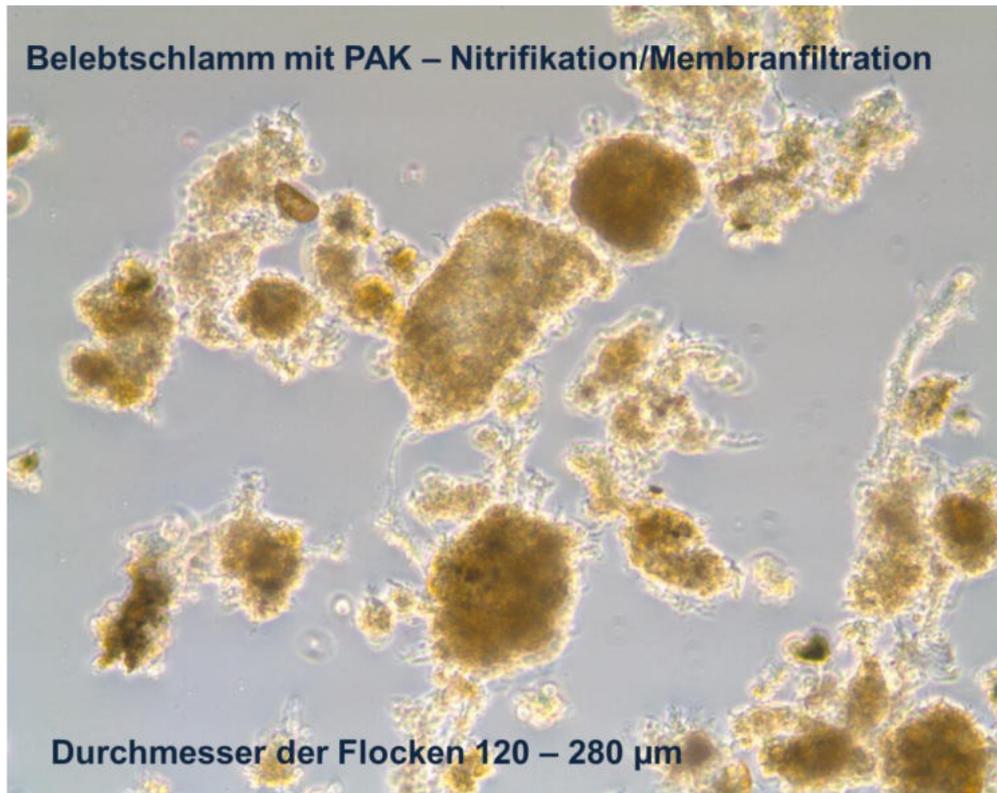


Abbildung 51: Belebtschlamm aus dem Membran-/Nitrifikationsbecken nach der Zugabe von Pulveraktivkohle

Der Sauerstoffeintrag in die Belebungsbecken variiert stark in Abhängigkeit vom TS-Gehalt, der Abwassertemperatur aber auch in Abhängigkeit vom Energieeintrag durch mechanisches Rühren bzw. Umwälzung. Bei hohen Feststoffgehalten kann die erforderliche Sauerstoffkonzentration anscheinend besser erreicht werden, wenn neben der grobblasigen Membranbelüftung eine intensive Umwälzung der Biomasse mittels Rezirkulationspumpen bzw. Rührwerken als zusätzlicher mechanischer Energieeintrag stattfindet. Eine mögliche Erklärung für diese Beobachtung könnte in einer strukturviskosen Eigenschaft des Belebtschlammes liegen, die dazu führt, dass die Viskosität des Belebtschlammes bei stärkerer mechanischer Beanspruchung sinkt. Das Betreiben der Rührwerke bzw. der Rezirkulationspumpen führt dabei nicht zu einem zusätzlichen Sauerstoffeintrag.

Die Bedeutung des Feststoffgehaltes auf den Sauerstoffeintrag und die Filtrationsleistung ist nicht zu unterschätzen. So wurden im Belebtschlamm einer Membranbelebungsanlage Sauerstoffeintragskoeffizienten in Abhängigkeit der Viskosität zwischen 0,1 und 0,7 festgestellt. Die Auswirkungen der Feststoffkonzentration auf den Energiebedarf sind dadurch enorm. So sind hohe spezifische Energieverbräuche auf MBA u. a. auf diesen wesentlichen Faktor zurückzuführen. Mit der anaeroben Schlammbehandlung kann der TS-Gehalt bis zu 6 g/l deutlich reduziert werden. Eine weitere Senkung des TS-Gehaltes ist erst möglich, wenn durch einen stabilen Betrieb der Deammonifikation, die zusätzliche Stickstoffbelastung aus dem Trübwasser sicher und dauerhaft reduziert werden kann.

2.6.2.3 Reinigungsleistung der biologisch aktiven Membranoberfläche

Während des Betriebes des MBR bilden sich auf der Membranoberfläche Biofilme, die üblicherweise durch die regelmäßige Rückspülung und chemische Reinigung in-situ verhindert bzw. eingeschränkt werden sollen. Es stellt sich die Frage, ob diese organischen Beläge einen messbaren, zusätzlichen Beitrag zur Abwasserbehandlung bei der Filtration leisten. Die ersten Versuche mit dieser Aufgabestellung fanden 2014 auf der Kläranlage Nordkanal entlang einer gesamten Membranstraße mit 24 Kassetten statt (Drensla, 2015). Darüber hinaus wurden umfangreiche Untersuchungen zu anorganischen Belägen im Rahmen einer Diplomarbeit (Stegmann, 2009) durchgeführt. In beiden Untersuchungen wurde der Beitrag der Membran-Beläge von Faktoren wie Beschaffenheit der Biomasse, Fortschritt im Abbau der Abwasserinhaltsstoffe und Zeitverhältnis zwischen belüfteter und unbelüfteter Phase stark beeinflusst. Lediglich die Messwerte für die CSB-Konzentration, zeigten unabhängig von den Milieubedingungen einen konstanten Rückhalt an der Membranoberfläche von ca. 30 %.

Im Rahmen des Messprogramms zum Vorhaben wurden die Untersuchungen wiederholt. Wie in den früheren Versuchen wurde der vorfiltrierte Belebtschlamm-Überstand aus dem Membranbecken im Labor zusätzlich mit einem Spritzenvorsatzfilter (0,1 µm) filtriert, um die Vergleichbarkeit mit den suspensafreien Schlamm- und Permeat-Proben herzustellen. Die Untersuchungen mit Küvetten-Test wurden anfangs in Bezug auf alle relevanten Parameter CSB, NH₄-N, P_{ges} durchgeführt.

Wie in der Tabelle 11 dargestellt, ist eine Abnahme der Konzentration nur bei dem Parameter CSB zu erkennen. Die fehlenden Reinigungseffekte in Bezug auf NH₄-N, P_{ges}, wie in den o. g. Voruntersuchungen, sind auf die langen unbelüfteten Phasen der Membranen beim Trockenwetterzulauf zurückzuführen. Die Filtrationszeit beim Trockenwetter und damit die Belüftungszeit der Membranen beträgt nur 3,5 bis 4 Stunden am Tag.

Tabelle 11: Konzentrationen von CSB, NH₄, P_{ges}, im filtrierten Belebtschlamm (Feed)- und im Permeat (Küvetten-Test, Juni 2019)

	CSB	NH ₄	P _{ges}
Filtrierte Belebtschlammprobe (Feed) (Porengröße 0,1 µm)	29 mg/l	0,6 mg/l	0,63 mg/l
Permeat	18 mg/l	0,6 mg/l	0,61 mg/l

Unabhängig von dem Betriebszustand fand der Abbau der CSB-Konzentrationen statt, was den im Vorfeld durchgeführten Untersuchungen entsprach. Demzufolge wurde die wiederholte Analytik nur auf den Parameter CSB bezogen.

Während der Untersuchung lag der TS-Gehalt im Nitrifikations- und Filtrationsbecken zwischen 6,5 und 10 g/l bei einer Abwassertemperatur im Belebungsbecken von bis 23° C im Sommer und ca. 12° C im Winter.

Die CSB-Konzentrationen lagen in allen Stichproben des Filtrats aus dem Überstandswasser des Belebtschlammes (Feed) höher als in den korrespondierenden Stichproben des Permeats nach der Membranfiltration, siehe Tabelle 12.

Tabelle 12: Konzentration vom CSB im filtrierten Belebtschlamm (Feed) und im Permeat, (Küvetten-Test, Juni - Oktober 2019)

CSB in mg/l										
Filtrierte Belebtschlammprobe (Feed) (Porengröße 0,1µm)	18,5	24,2	23,8	24,4	25,0	20,5	14,3	20,4	8,4	10,7
Permeat	12,8	18,6	19,8	18,8	18,2	16,4	10,2	13,9	4,8	6,8

Die Oberfläche der Membranfasern und die Zwischenräume innerhalb der Kassette bilden günstige Voraussetzungen für Biofilmbildung und biologische Abbauprozesse. Bei dem biologisch aktiven Filtern wird die Oberfläche durch Crossflow-Belüftung mit Sauerstoff versorgt und durch die Filtrationsprozesse wird die Substratzufuhr gesichert.

Insgesamt trägt der Betrieb getauchter Ultrafiltrationsmodule unter aeroben Bedingungen zum CSB-Abbau bei. Die zusätzliche Reduzierung der Konzentration gegenüber dem Überstandswasser aus der Membranbelebungsanlage ist mit durchschnittlich 30 % vergleichbar mit den Untersuchungsergebnissen anderer Membranbioreaktoren (Martinez, 2011; Drensla, 2015).

Eine empirische Bestätigung der Reinigungsleistung der Membranoberfläche, kann nach dem nächsten Austausch einer Membranstraße erfolgen. Die Bildung des Biofilms erfordert längere Zeit. Ein Vergleich zwischen dem im Labor filtrierten Überstandswasser mit dem Permeat aus der neuwertigen Membranstraße und dem Permeat aus der Membranstraße mit mehreren Betriebsjahren könnte ein Beweis liefern .

2.6.3 Betrachtungen zur Bemessung von MBA

Während der letzten Betriebsjahre konnten sehr niedrige Ablaufkonzentrationen hinsichtlich der organischen Ablaufbelastungen und der Stickstoffbelastungen auf der MBR GWK Nordkanal verzeichnet werden. Aufgrund dessen entstand die Vermutung, dass neben der biologischen Abwasserreinigung mittels suspendierter Biomasse weitere zusätzliche Reinigungseffekte auftreten, die im Rahmen der Bemessung keine Berücksichtigung finden.

Vor diesem Hintergrund wurden vergleichende Betrachtungen der tatsächlichen Reinigungsleistung der Membranbelebungsanlage nach dem aktuellen theoretischen Bemessungsansatz in Bezug auf die Zulauf- und Betriebsverhältnisse (Zulaufmengen, Abwassertemperatur, Raumbelastung, Schlammbelastung, Schlammalter) durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war es, Hinweise und Erkenntnisse zu sammeln, die diese Vermutung bestätigen und möglicherweise eine Quantifizierung dieser Effekte erlauben.

Die vergleichenden Betrachtungen wurden auf zweierlei Weise durchgeführt. Zum einen wurde das GWK Nordkanal stationär auf der Grundlage des Arbeitsblattes-A 131 (DWA 2016) nachbemessen. Zum zweiten wurde versucht, die MBR GWK Nordkanal in einer dynamischen Simulation in verschiedenen Varianten abzubilden.

Im Vorfeld dieser vergleichenden Betrachtungen wurde eine ausführliche Auswertung der zur Verfügung gestellten Betriebsdaten des Jahres 2016 durchgeführt. Wesentliche Erkenntnisse hieraus sind:

- ➔ Die Schmutzstoffbelastung des Abwasserzulaufes zum MBR GWK Nordkanal im Jahre 2016 lag bei Ansatz der jeweiligen 85-Perzentilwerte unterhalb der Bemessungsfrachten aus dem Jahre 2002. Bezogen auf den Parameter CSB wird der Bemessungswert um ca. 15 % unterschritten, bezogen auf den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ wird der Bemessungswert exakt erreicht, bezogen auf den Parameter P_{ges} wird der Bemessungswert mit ca. 45 % sehr deutlich unterboten. Bezogen auf den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ ist zu sagen, dass sich die Belastung der Anlage permanent, verglichen mit der Bemessungsfracht, auf einem sehr hohen Niveau befindet.
- ➔ Eine Auswertung der Belebungs volumina auf der Basis des installierten Steuerungsregimes ergibt einerseits ein täglich minimal im aktiven Betrieb befindliches Belebungsbeckenvolumen von 2.523 m³ und andererseits ein maximal in Betrieb befindliches tägliches Belebungsbeckenvolumen von 9.314 m³ (Gesamtvolumen der Belebungsstufe). Im Jahresmittel waren 4.716 m³ Belebungsbeckenvolumen im aktiven Betrieb. Das entspricht nahezu exakt 50 % des verfügbaren Belebungsbeckenvolumens auf dem MBR GWK Nordkanal.
- ➔ Erkennbar wird bei Betrachtung des Verlaufes der CSB-Ablaufkonzentrationen der Einfluss, der seit Mitte 2016 begonnenen PAK-Dosierung. Die CSB-Ablaufkonzentrationen verringern sich in der zweiten Jahreshälfte um einen mittleren Betrag von ca. 4 mg/l bis 5 mg/l.

Aus den Untersuchungen zur stationären Neu-Bemessung des MBR GWK Nordkanal kann folgendes resümiert werden:

Es wurden für alle Trockenwettertage des gesamten Jahres 2016 insgesamt sechs Bemessungsdurchläufe und Ergebnisvergleiche mit den real betriebenen Belebungs volumina durchgeführt. Dabei wurden neben der Variation von Schlammalter und Abwassertemperatur insbesondere die iterative Ermittlung des Denitrifikationsvolumenanteils, das Steuerungsregime sowie die maximale Trockenwetterwassermenge berücksichtigt. Letztlich ergab eine Neu-Bemessung mit den Ansätzen

- ➔ Mindestschlammalter: 12 Tage
- ➔ Ansatz des realen Temperaturverlaufes
- ➔ iterative Ermittlung des Denitrifikationsvolumenanteils
- ➔ Steuerungsregime ohne Berücksichtigung von Ablaufanforderungen
- ➔ maximale Trockenwetterwassermenge: 10.000 m³/d

eine mittlere Volumendifferenz von ca. 34 %, um die die vorhandene Belebungsstufe zu klein bemessen wäre.

Anlagenspezifisch für das GWK Nordkanal mit seinen steuerungsbedingt variablen Belebungs-volumen entspricht dies einem mittleren Belebungs-volumen von ca. 1.000 m³ unter Trockenwetterverhältnissen. Dies wiederum entspricht rund 11 % des gesamten vorhandenen Belebungsbeckenvolumens.

Es war eingangs als Hinweis für das vermutete Auftreten zusätzlicher Reinigungseffekte formuliert worden, dass die stationären Neubetrachtungen mehrheitlich ein größeres erforderliches Belebungsbeckenvolumen ermitteln, als es faktisch an den betreffenden Be-messungsta-gen in Betrieb gewesen ist. Dieser Hinweis wurde nun durch die erläuterte bemessungstech-nische Untersuchung gegeben, wobei einschränkend hinzuzufügen ist, dass eine vergleich-bare Untersuchung unter Verwendung des DWA-A 131 (2016) an einer ähnlich betriebenen Kläranlage mit konventionellem Belebungsverfahren bislang nicht durchgeführt wurde. Die Er-gebnisse einer solchen Untersuchung könnten die grundsätzliche Vorgehensweise bestätigen und die Interpretation der Ergebnisse erleichtern.

Der Vollständigkeit halber sei an dieser Stelle zusätzlich darauf hingewiesen, dass das Steu-erungsregime vor der geplanten Inbetriebnahme des erweiterten GWK Nordkanal an den dann vorhandenen Betrieb einer zusätzlichen Vorklärstufe anzupassen ist.

Bezüglich der dynamischen Simulation des MBR GWK Nordkanal wurden Untersuchungen nach der Variante „Modellierung als einstraßige Belebungsanlage“ durchgeführt. Eine exakte Kalibrierung konnte anhand der Betriebsdaten 2016 dabei nicht erzielt werden. Die maßgebliche Abweichung war hier bei der Überschussschlammabzugsmenge zu verzeichnen.

Von einer weiteren Befassung mit der dynamischen Simulation wurde abgesehen, da ein Nachvollziehen der zahlreichen Beckenumschaltungen und in der Folge eine Modellierung dieses komplexen Steuerungsregimes nicht mit vertretbarem Aufwand möglich waren.

2.7 Verifizierende Gasertragsmessungen

Da labortechnische Untersuchungen nur einen ungefähren Anhalt über das Gasertragspoten-zial ergeben, weil betriebliche Einflüsse nicht berücksichtigt werden können, wurde entschie-den, auf erneute derartige Untersuchungen zu verzichten, sondern stattdessen die Betriebs-daten aus dem Jahr der Inbetriebnahme auszuwerten und mit allgemein anerkannten Leis-tungsdaten aus der Literatur zu vergleichen.

Die anaerobe Schlammstabilisierung mit einem Faulraumvolumen von 2.600 m³ wurde Ende Januar 2019 in Betrieb genommen, die messtechnische Anbindung der Faulgasmengenmes-sung erfolgte jedoch erst im April 2019, weswegen auch erst seit diesem Monat entsprechend auswertbare Daten zur Verfügung stehen, vollständige Daten dann ab Mai 2019. Die mögliche Gasproduktion hängt von der im Klärschlamm enthaltenen, anaerob abbaubaren Substrat-menge ab, die durch den organischen Trockenrückstand des Klärschlammes oTR definiert wird.

Die folgende Abbildung 52 zeigt die in den Monaten des Jahres 2019 seit Mai angefallenen Primär- und Überschuss-Schlamm-massen, dargestellt als Gesamtmasse an oTR sowie die erzeugte Faulgasmenge und die sich daraus ableitende spezifische Faulgasproduktion.

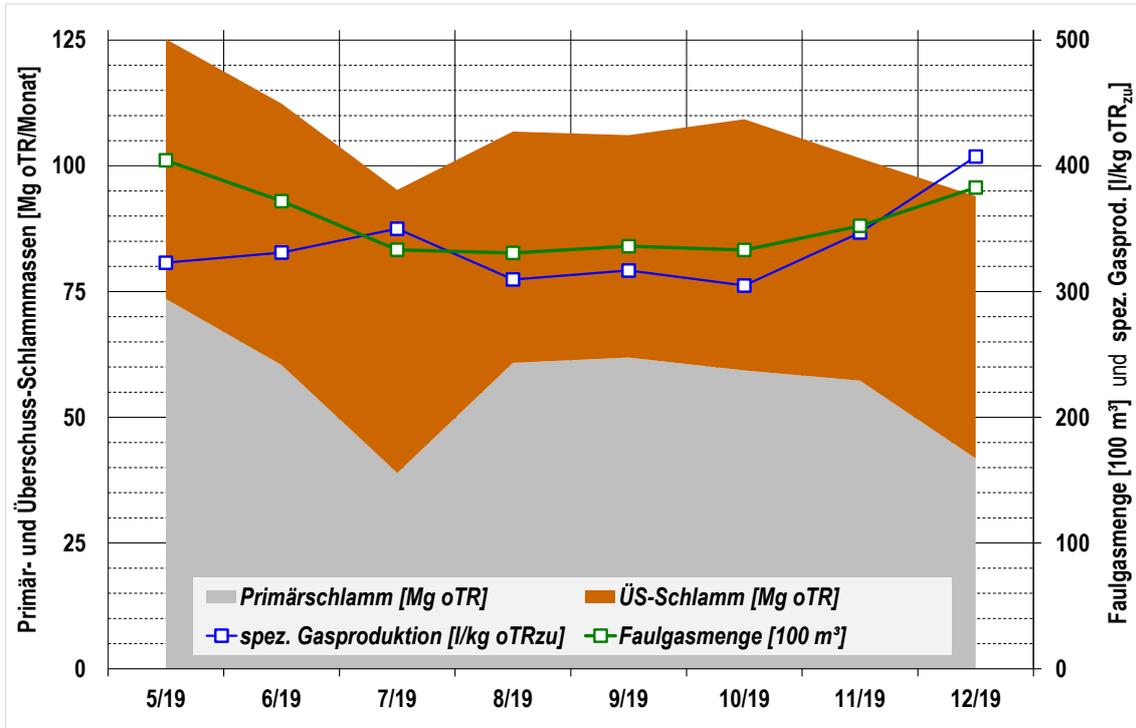


Abbildung 52: Organische Schlamm-massen und Faulgasproduktion

Die organischen Rohschlamm-massen im Zulauf zum Faulbehälter bewegen sich in einem monatlichen Spektrum von 90 Mg ($90 \cdot 10^6$ g) oTR/Monat bis 125 Mg ($125 \cdot 10^6$ g) oTR/Monat. Die Anteile sind dabei nahezu hälftig auf Primärschlamm und Überschussschlamm verteilt (im Mittel 52,6 % Primärschlamm; min / max: 41 % / 59 %).

Die Faulgasproduktion variiert zwischen monatlich 33.000 m³ und 40.000 m³. Auffallend ist der Mengenanstieg zum Jahresende bei gleichzeitig sinkendem organischem Rohschlammanfall. Dies gilt in der Folge ebenfalls für die spezifische Gasproduktion, die zwischen 310 l/kg oTR_{zu} und 407 l/kg oTR_{zu} variiert und diesen deutlichen Maximalwert seit Inbetriebnahme der Faulung im Dezember erreichte. Dies überrascht insofern nicht, als nach allgemeiner betrieblicher Praxiserfahrung davon ausgegangen werden kann, dass sich stabile und effiziente Betriebsverhältnisse erst nach mehreren Monaten einstellen. Hier ist auch für das Jahr 2020 noch mit weiteren Leistungssteigerungen zu rechnen. Die detaillierte Entwicklung zum Jahresende ist in der nachfolgenden Tabelle 13 auf der Grundlage der Monate November und Dezember 2019 dargestellt.

Tabelle 13: Schlammfall und Faulgasproduktion - GWK Nordkanal

		Primär- schlamm	Über- schuss- schlamm	Roh- schlamm	Faul- schlamm
November 2019	[m ³]	2.122	1.128	3.250	3.250
	[kg TR/m ³]	36	70	47,8	27
	Schlammmenge in kg	76 392	78 960	155 350	87 750
	[oTR]	75,0 %	56,0 %	68,4 %	55,5 %
	[Mg oTR _{zu}]	57,29	44,22	101,51	48,70
	Faulgasmenge [m ³]				35.223
	spez. Gasprod. [l/kg oTR _{zu}]				347
Dezember 2019	[m ³]	1.685	1.330	3.015	3.015
	[kg TR/m ³]	34	70	49,9	28
	[oTR]	73,0 %	56,0 %	65,5 %	56,3 %
	[Mg oTR _{zu}]	41,82	52,14	93,96	47,53
	Faulgasmenge [m ³]				38.270
	spez. Gasprod. [l/kg oTR _{zu}]				407

In der Literatur finden sich Angaben für die Faulung von Primärschlamm, von Primärschlamm und Überschussschlamm (auch aus MBR-Anlagen) sowie Idealwerte und Richtwerte für die Faulung im Allgemeinen. Als Wertespektrum für Faulungsanlagen mit Primärschlamm und Überschussschlamm werden gemäß ATV (1996) Faulgaserträge zwischen 275 l/kg oTR_{zu} und 480 l/kg oTR_{zu} genannt. Das nordrhein-westfälische Ministerium für Umweltschutz, Raumordnung und Landwirtschaft (MUNLV, 1999) gibt als Richtwert einen Gasertrag von 450 l/kg oTR_{zu} und als Idealwert einen Ertrag von 475 l/kg oTR_{zu} an. Winter (2003) nennt diesbezüglich Werte zwischen 370 l/kg oTR_{zu} und 410 l/kg oTR_{zu}.

In diese Spektren lassen sich die Gaserträge auf dem GWK Nordkanal bereits jetzt gut einordnen, zumal eine weitere Steigerung für die nächsten Monate erwartbar ist.

3. Ergebnisdarstellung zum Nachweis der Zielerreichung

3.1 Bewertung der Vorhabendurchführung

Die Chronologie der Umsetzung des Vorhabens während der Planungs- und Bauphase ist in Kapitel 2.3 zusammengefasst. Eine Bewertung der Durchführung findet in verschiedenen Teilaspekten statt, die sich auf die wirtschaftliche Situation des Projekts, auf die zeitliche Entwicklung der Baumaßnahmen und der Inbetriebnahme sowie auf die Qualität der technischen Umsetzung und die Einhaltung der definierten Projektziele und Umweltgesichtspunkte nach Fertigstellung beziehen. Aspekte der Stoff- und Energiebilanz, Umweltbilanz, der CO₂-Bilanz sowie der Wirtschaftlichkeit werden in den folgenden Kapiteln eingehender behandelt.

Insbesondere hinsichtlich der Bewertung der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ist neben den unmittelbar projektbezogenen Umständen auch die gesamtwirtschaftliche Entwicklung mit zu betrachten. Seit den ersten Überlegungen zu dem Vorhaben, die der Erftverband bereits 2010 angestellt hat, über den Zeitpunkt der Bewilligung des Vorhabens bis zur endgültigen Fertigstellung sind hier, ausgelöst durch Änderungen auf gesetzlicher Ebene sowie durch die Kostenentwicklung im Anlagenbau und Bauwesen, deutliche Veränderungen der Grundlagen gegenüber den ursprünglichen Einschätzungen eingetreten.

3.1.1 Entwicklung der Energiepreise und EEG-Umlage

Der wirtschaftliche Ertrag der Maßnahme beruht im Wesentlichen auf ersparten Aufwendungen für den elektrischen Energiebezug aus dem Netz sowie auf den Einsparungen durch den Eigenverbrauch der erzeugten Energie.

Die Energiepreise für den Strombezug der Kläranlage sind in den vergangenen Jahren kontinuierlich gestiegen (siehe Abbildung 53). Der aktuelle Strombezugspreis für das Jahr 2020 beträgt 22,1 ct/kWh. Für das kommende Jahr werden 22,5 ct/kWh geplant, so dass der Erftverband derzeit von einer jährlichen Preissteigerung in einer Größenordnung von 2 % ausgeht. Zum Vergleich hat der ersten Wirtschaftlichkeitsuntersuchung vor Beginn der Maßnahme im Jahr 2014 noch ein Strompreis von 17,0 ct/kWh zu Grunde gelegen. Darüber hinaus ist entsprechend der derzeitigen Fassung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) für den auf der Kläranlage selbst erzeugten und verbrauchten Strom eine reduzierte EEG-Umlage von 40 % zu entrichten. Die EEG-Umlage ist in den Jahren 2010 bis 2020 von 2,05 auf 6,756 ct/kWh gestiegen.

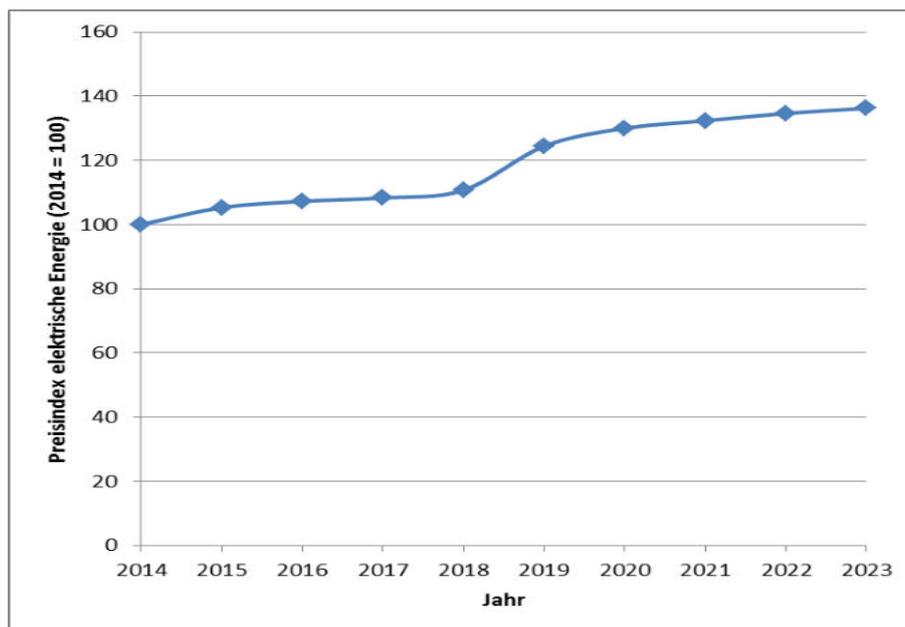


Abbildung 53: Preisindex für elektrische Energie auf dem GWK Nordkanal, tatsächliche Preise und prognostizierte Preise für die Jahre 2021 bis 2023

3.1.2 Entwicklung der Baupreise

Die Preise für Bau, Maschinen und EMSR-Technik haben sich im Betrachtungszeitraum ebenfalls signifikant erhöht. So weist zum Beispiel der Baupreisindex des Landes NRW für gewerbliche Betriebsgebäude zwischen 2010 und 2019 eine Steigerung um 28,6 % aus (<https://www.it.nrw/statistik/eckdaten/ausgewaehlte-baupreisindizes-bauleistungen-am-bauwerk-2038>), siehe Abbildung 54. Die zwischen der ersten Kostenannahme im Jahre 2010 und der Schlussrechnung der Bauleistungen im Jahre 2019 eingetretenen Ausgabensteigerungen für den investiven Teil der Maßnahme liegen in dieser Größenordnung.

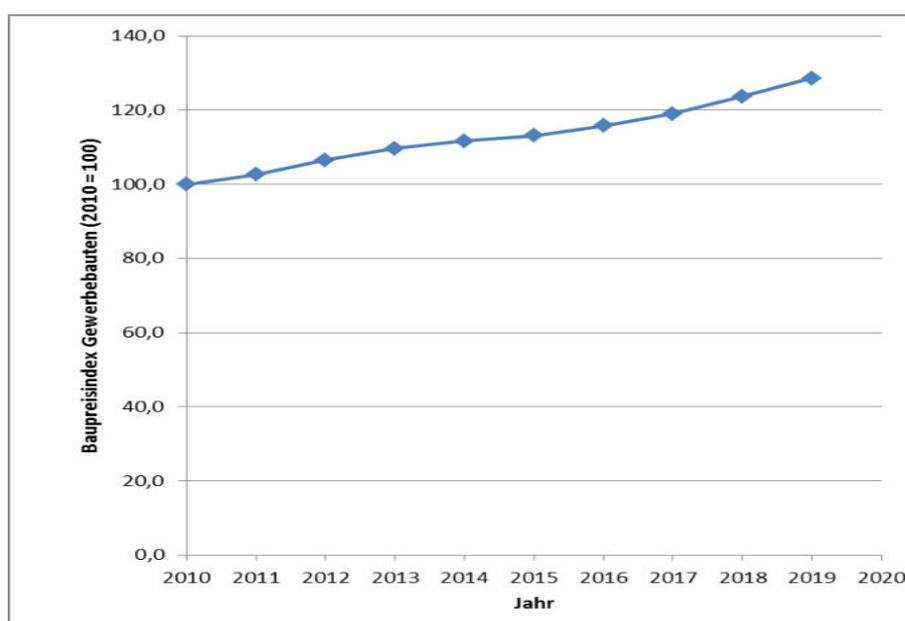


Abbildung 54: Baupreisindizes für gewerbliche Betriebsgebäude (IT.NRW) berechnet für das Bezugsjahr 2010

3.2 Stoff- und Energiebilanz

Nach Inbetriebnahme der MBA Nordkanal betrug der Verbrauch an elektrischer Energie in den Jahren 2004 bis 2008 zweifach über 5,0 GWh/a. Erste erfolgreiche Maßnahmen zur Verringerung des Verbrauchs an elektrischer Energie fanden bereits in den Jahren 2011 bis 2015 im Rahmen der Fördermaßnahmen „Energieeffiziente Abwasseranlagen“ statt (Drensla und Janot, 2016). Durch den Umbau der aeroben Schlammbehandlung zur anaeroben Schlammstabilisierung mit der Biogasverstromung sollte, gemäß der ersten Planung aus dem Jahre 2014, der Strombedarf dauerhaft auf insgesamt 3,6 GWh/a gesenkt werden, wobei 1,1 GWh/a aus der Eigenproduktion am Standort (Photovoltaik- und Klärgasnutzung) stammen sollten. Nach dem Abschluss der Umbaumaßnahmen im Jahr 2018/2019 lag der Gesamtstromverbrauch der Anlage sogar bei rund 3,2 GWh/a. Davon stammten 2,1 GWh/a (63 %) aus externen Quellen und 1,1 GWh/a (37 %) aus der Eigenstromerzeugung aufgeteilt auf die Photovoltaikanlage (7 %) und die Klärgasverstromung im BHKW (30 %), siehe Tabelle 14. Das ursprünglich geplante Ziel der Stromeinsparung wurde damit bereits übertroffen, obwohl das Potential zur Energiereduzierung unmittelbar nach der Inbetriebnahme noch nicht vollständig ausgeschöpft werden konnte (siehe Kapitel 2.3).

Tabelle 14: Stromverbrauch und Stromerzeugung auf der Membrananlage Nordkanal - Geplant und Ist-Zustand (nach Umbau) und Prognose

	Geplant (nach Umbau)	Ist-Zustand (nach Umbau)	Prognose
Jahr:	Planung 2014	2019	2020
Einheit:	MWh/a	MWh/a	MWh/a
Stromverbrauch	3.600	3.173	2.900
Differenz zwischen Geplant und Ist-Zustand		427	700
Stromerzeugung durch BHKW	873	863	1.100
Stromerzeugung durch Photovoltaik	235	207	205
Stromerzeugung gesamt	1.108	1.070	1.300
Differenz zwischen Geplant und Ist-Zustand		- 38	200

Während der Inbetriebnahme und dem Probetrieb führten diverse Störungen (Überdrucksicherung des Gasbehälters, Netzanbindung des BHKWs, Ausfall der Schlammwässerung usw.) zu längeren Unterbrechungen der Eigenversorgung, die seit dem Frühjahr 2019 überwunden wurden, siehe Abbildung 55. Die Faulgasproduktion und damit der Anteil der Eigenstromversorgung aus dem BHKW variierte im Jahr 2019 zwischen 26 % und 38 %. Im

Tagesmittel produzierte das BHKW ca. 2.580 kWh/d Strom. Im Januar/Februar 2020 stieg dieser Wert auf ca. 3.200 kWh/d, dies entspricht einer Steigerung von ca. 24 %.

Bereits Im Laufe des Jahres 2019 hat sich die Klärgasproduktion weiter stabilisiert und gesteigert und wird so in den nächsten Jahren für höhere Eigenstromversorgungsgrade sorgen. Für das Jahr 2020 soll durch die eigene Stromerzeugung ein Deckungsgrad von 45 % erreicht werden. Der Maximalwert des Anteils der Eigenstromerzeugung im Januar 2020 von fast 40 % bestärkt diese prognostizierte Annahme. Für das gesamte Jahr 2020 wird eine Steigerung des Anteils aus Klärgasverstromung um 11 Prozentpunkte als realistisch angesehen, siehe Abbildung 56.

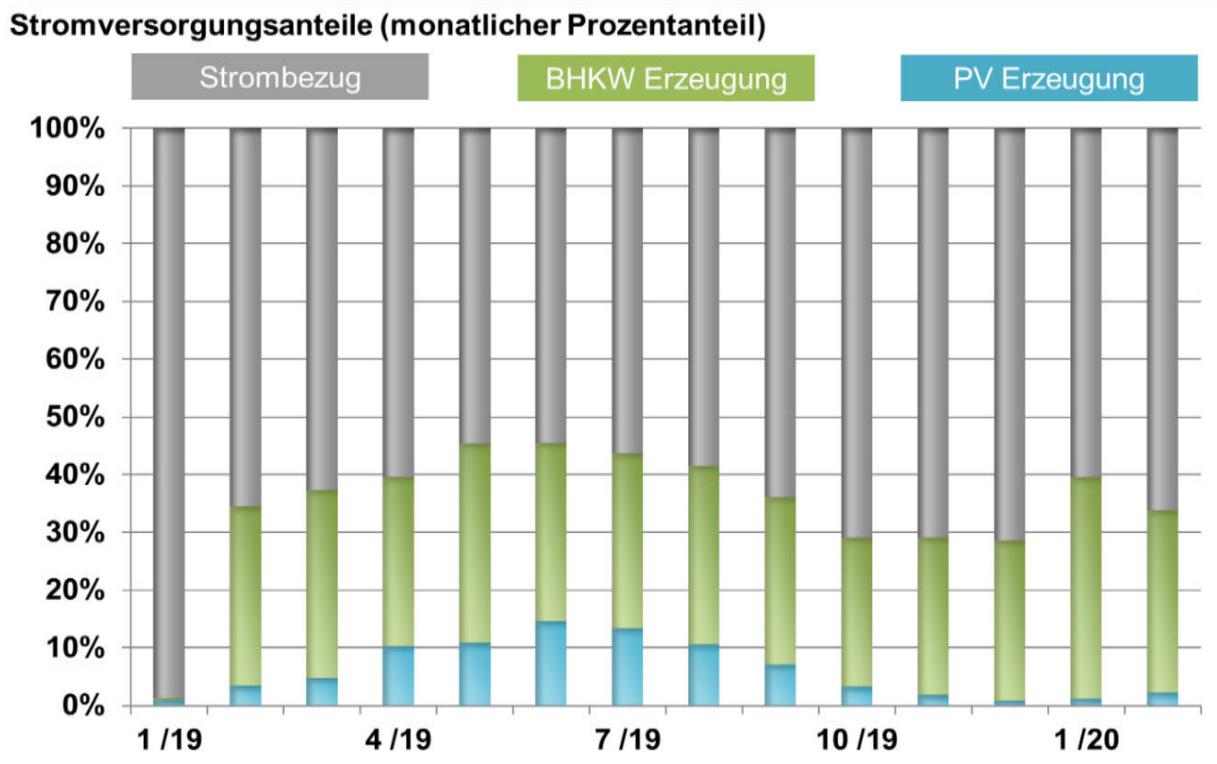


Abbildung 55: GKW Nordkanal – prozentuale Stromversorgungsanteile der einzelnen monatlichen Bezüge (Zeitraum: Januar 2019 bis Februar 2020)

Der Stromversorgungsanteil der Photovoltaikanlage schwankt saisonal- und witterungsbedingt zwischen 1 und 15 %. Die Stromerzeugung ist von Sonneneinstrahlung, Temperatur und Oberflächenverschmutzung der Photovoltaikmodule abhängig. Durch eine regelmäßige, jährliche Reinigung vor der Hauptsonnensaison (Sommer) kann der Stromertrag dauerhaft hochgehalten werden.

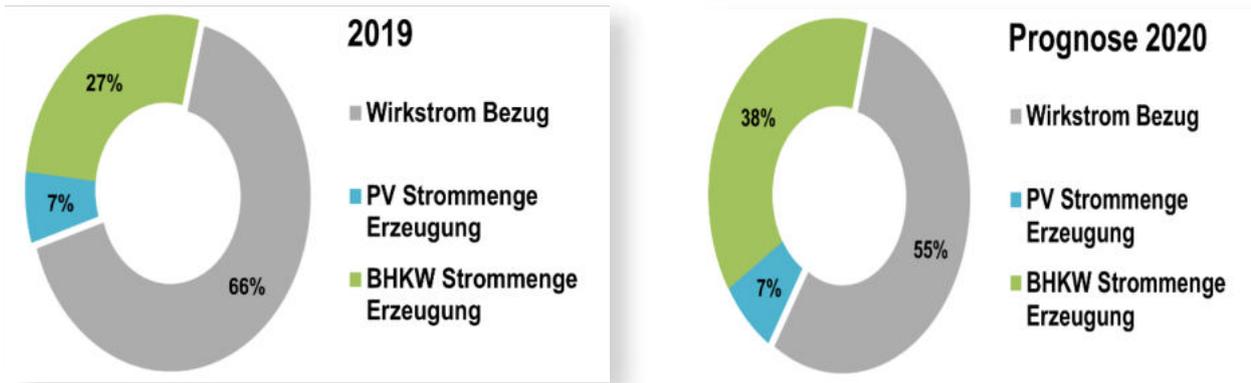


Abbildung 56: GWK Nordkanal - Prozentuale Anteile der Strombezüge für das Jahr 2019 und die Prognose 2020

Für das laufende Jahr 2020 und die Folgejahre ist neben der weiteren Steigerung der Faulgas- und Stromproduktion auch eine weitere Senkung des Stromverbrauchs in der Membranbelebungs-ung zu erwarten. Durch die anvisierte weitere Senkung des TS-Gehalts und die Steuerung der vier Membranbelebungsbecken mit möglichst konstanter Schlammbelastung während der Beschickungsphasen (siehe Kapitel 2.6.2.1) wird eine weitere Reduzierung des Strombedarfs der Nitrifikationsbelüftung erwartet.

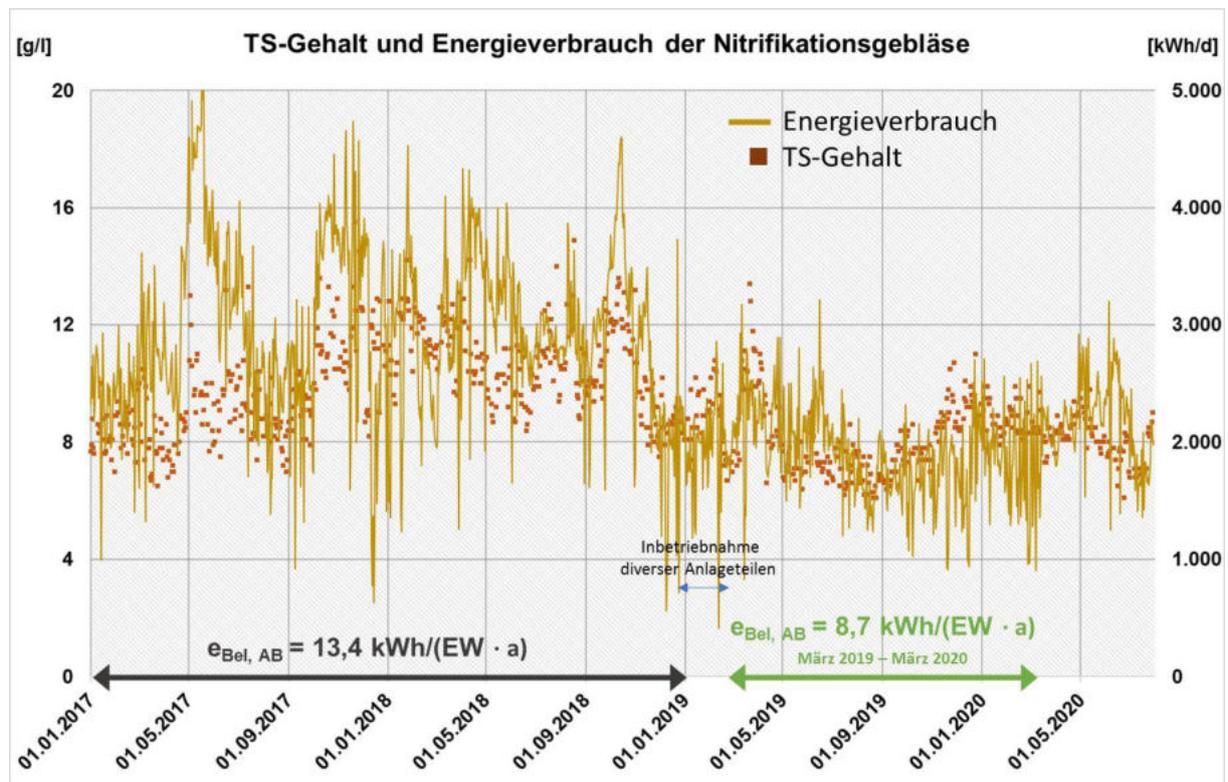


Abbildung 57: GWK-Nordkanal - TS-Gehalt (Punkte) und Energieverbrauch (Linie) der Nitrifikationsgebläse für den Zeitraum 01.01.2017 bis 15.07.2020 (Vergleichswert 01.03.2019 bis 01.03.2020)

Die Auswirkung des TS-Gehaltes in der Membranbelebungs-technik auf den spezifischen Stromverbrauch der Belüftung wird seit Jahren beobachtet, siehe Abbildung 57. Die Absenkung der TS-Konzentration von einem Bereich zwischen 8 und 12 gTS/l auf 5-10 gTS/l führte zu einem überproportionalen Absinken des spezifischen Energiebedarfs um 35 %. Es ist damit eindeutig zu erkennen, dass die Senkung des TS-Gehaltes den reduzierten Stromverbrauch der Belüftung bewirkt. Für TS-Konzentrationen unter 8 gTS/l konnte der spez. Energiebedarf zeitweise noch darunter gesenkt werden, siehe Abbildung 58. Diese Verbesserungen beziehen sich sowohl auf die feinblasige Druckbelüftung der biologischen Reinigung als auch auf die Membranbelüftung, die bei geringeren TS-Gehalten perspektivisch ebenfalls dauerhaft reduziert werden kann.

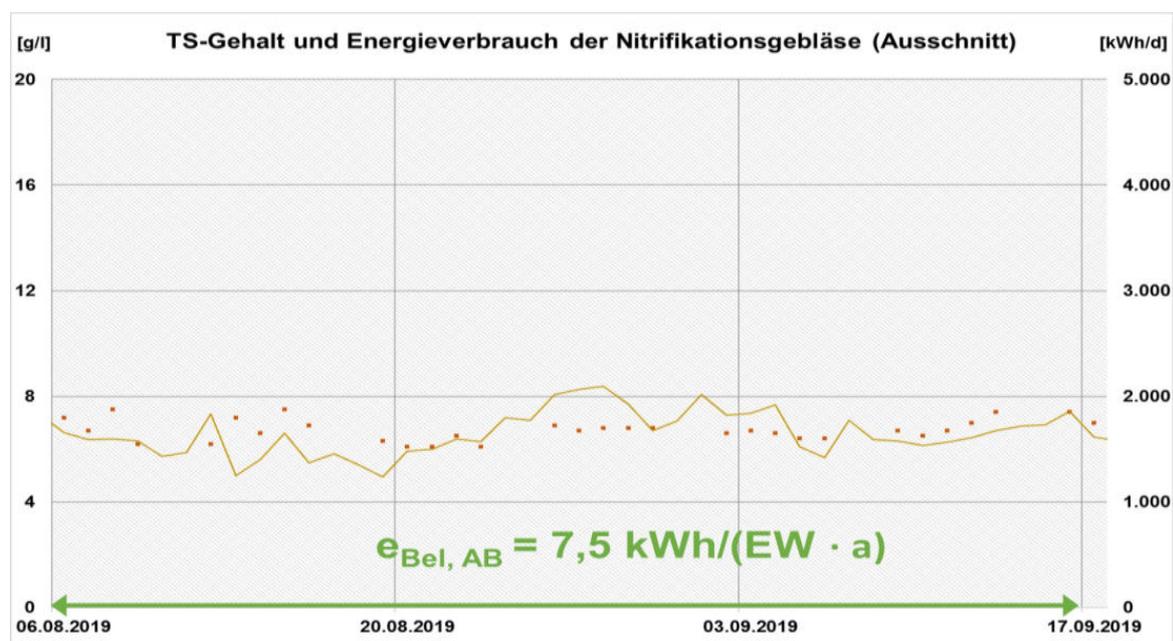


Abbildung 58: GWK-Nordkanal - TS-Gehalt und Energieverbrauch der Nitrifikationsgebläse für den Zeitraum 06.08.2019 bis 17.09.2019

Die Entwicklung des gesamten Verbrauchs an elektrischer Energie während der letzten Jahre sowie die Entwicklung des spezifischen Stromverbrauchs bezogen auf die behandelte Abwassermenge sind in der Abbildung 59 dargestellt. Während der Umbaumaßnahmen im Bereich der Schlammbehandlung und Schlamm-speicherung (2016-2018) stiegen der TS-Gehalt im Belebungsbecken und damit der Stromverbrauch zunächst wieder an. Nach Abschluss der Baumaßnahmen im Jahr 2019 konnte der spezifische Wert wieder auf $0,63 \text{ kWh}/\text{m}^3$ gesenkt werden. Eine Senkung wird auch für die zukünftigen Jahre angestrebt. Die Prognose für das gesamte Betriebsjahr 2020 zeigt, dass ein spezifischer Stromverbrauch um die $0,55 \text{ kWh}/\text{m}^3$ erreicht werden kann. Diese Prognose basiert auf einer Auswertung der Häufigkeitsverteilung der bisher erreichten Energieverbräuche, aber ohne Berücksichtigung weiterer Verbesserungsmaßnahmen (siehe Tabelle 15). Der minimale Energieverbrauch für die Gesamtanlage lag Anfang 2020 bei $0,27 \text{ kWh}/\text{m}^3$. Solch niedrige Werte konnten bisher auf der MBA nicht mit vergleichbar hoher Häufigkeit erreicht werden. Verbrauchsspitzen mit bis zu $1,04 \text{ kWh}/\text{d}$ sind 2020 nur einmal in zwei Monaten vorgekommen und damit deutlich seltener als früher.

Zulaufwassermenge und Gesamtstromverbrauch (Jahressummen)

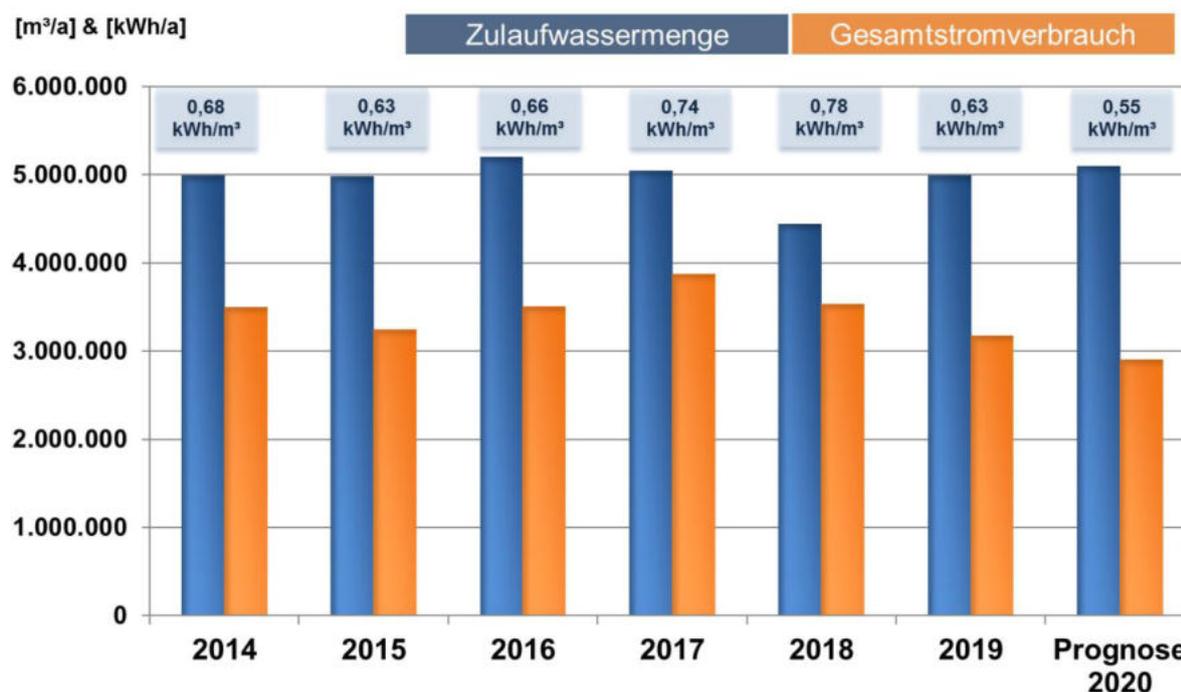


Abbildung 59: GWK Nordkanal - Gegenüberstellung der Zulaufwassermengen und des Stromverbrauchs (Zeitraum: 2016 bis Prognose 2020)

Tabelle 15: GWK Nordkanal - Häufigkeitsverteilung der spezifischen Stromverbräuche für unterschiedliche Zeiträume

Häufigkeitsverteilung 2019 (01.01.2019 bis 31.12.2019)			Häufigkeitsverteilung 2020 (01.01.2020 bis 29.02.2020)			Häufigkeitsverteilung 2019/2020 (01.01.2019 bis 29.02.2020)		
Anzahl der Daten: 364			Anzahl der Daten: 60			Anzahl der Daten: 424		
Verteilung	Anzahl	Anteil	Verteilung	Anzahl	Anteil	Verteilung	Anzahl	Anteil
[kWh/m³]	[n]	[%]	[kWh/m³]	[n]	[%]	[kWh/m³]	[n]	[%]
< 0,25	0	0,00%	< 0,25	0	0,00%	< 0,25	0	0,00%
< 0,50	83	22,80%	< 0,50	22	36,67%	< 0,50	105	24,76%
< 0,75	58	15,93%	< 0,75	8	13,33%	< 0,75	66	15,57%
< 1,00	186	51,10%	< 1,00	29	48,33%	< 1,00	215	50,71%
> 1,00	37	10,16%	> 1,00	1	1,67%	> 1,00	38	8,96%
	Σ =	100,00%		Σ =	100,00%		Σ =	100,00%
Maximal-Wert	1,31	kWh/m³	Maximal-Wert	1,31	kWh/m³	Maximal-Wert	1,04	kWh/m³
Minimal-Wert	0,27	kWh/m³	Minimal-Wert	0,29	kWh/m³	Minimal-Wert	0,27	kWh/m³

Für das laufende und das kommende Jahr stehen auf der MBA notwendige Wartungsarbeiten an den Membrankassetten, sowie die Erneuerung der Anlage zur chemischen Reinigung der Membranfilter an. Diese aufwendigen Wartungs- und Instandsetzungsarbeiten können die Umsetzung der energetischen Verbesserungsmaßnahmen verlangsamen. Trotzdem wird prognostiziert, dass in den nächsten Jahren der mittlere spezifische Energieverbrauch

dauerhaft deutlich unter $0,50 \text{ kWh/m}^3$ fallen wird und die Abhängigkeit des Energieverbrauchs von der Zulaufwassermenge (insbesondere die hohen spezifischen Verbräuche in Zeiten mit niedrigem Zufluss) weiter abnimmt (siehe Abbildung 60).

Spezifischer Stromverbrauch gegenüber der Wassermenge

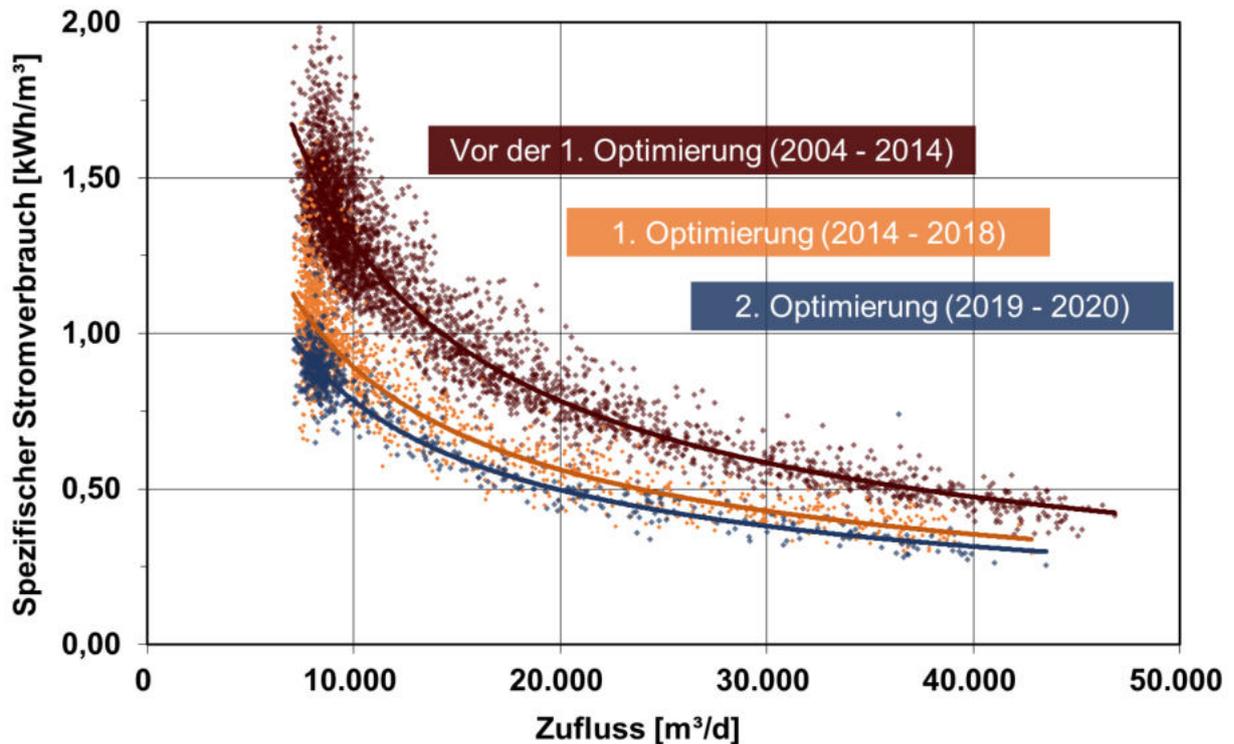


Abbildung 60: GWK Nordkanal - Gegenüberstellung des täglichen spezifischen Stromverbrauchs und der zugehörigen Zulaufwassermenge (Zeitraum: 2010 bis 31.01.2020)

3.2.1 Bewertung der Umbaumaßname nach DWA-A 216

Nach dem Arbeitsblatt DWA-A 216 wird der Stromverbrauch in Abhängigkeit der Zulaufbelastung, bezogen auf den CSB mit einem spezifischen Wert von 120 g/(E·d), bewertet (siehe Tabelle 16).

Tabelle 16: GWK-Nordkanal - Kennwerte der Energie-, Faulgasbilanzierung (nach DWA-A 216 für das Jahr 2019)

Bezeichnung Kennwert	Formel- zeichen	Einheit	Ziel lt. Antrag	Wert 2019	Erwartung 2020 und Folgejahre
Energiebilanz					
gesamter Stromverbrauch	E_{ges}	kWh/a	3.600.000	3.173.081	2.900.000
Strombezug	E_{Bezug}	kWh/a	2.492.000	2.103.445	1.600.000
gesamter spez. Stromverbrauch ($EW_{CSB}=72.000$ EW)	$e_{ges, EW}$	kWh/(E·a)		44,07	40,28
gesamter spez. Stromverbrauch (Ausbaugröße 80.000 EW)	$e_{ges, AB}$	kWh/(E·a)		39,66	36,25
spez. Stromverbrauch Belüftung (EW_{CSB})	$e_{Bel, EW}$	kWh/(E·a)		9,73	< 8,33
spez. Stromverbrauch Belüftung (Ausbaugröße 80.000 EW)	$e_{Bel, AB}$	kWh/(E·a)		8,76	< 7,50
spez. Stromverbrauch (Wassermenge)		kWh/m ³		0,63	0,50
Eigenversorgungsgrad, Elektrizität (BHKW)	$EV_{el (BHKW)}$	%	MW: 25	MW: 27 Max.: 35	MW: 30 Max.: 40
Eigenversorgungsgrad, Elektrizität (BHKW, PV)	$EV_{el (BHKW, PV)}$	%	MW: 31	MW: 34 Max.: 46	MW: 37 Max.: 46
Faulgasbilanz					
spez. Faulgasproduktion (EW_{CSB})	$e_{FG, EW}$	l/(E·d)		19,54	
spez. Faulgasproduktion (AB-Größe)	$e_{FG, AB}$	l/(E·d)	15,7	17,58	17,6
Grad der Faulgasum- wandlung in Elektrizität	N_{FG}	%	33	26,4	33

Aus der Bestimmung der Zulaufbelastung ergab sich nach DWA-A 216 eine Anschlussgröße von rund 72.000 EW. Zusätzlich zu diesem Wert wird die Ausbaugröße der Kläranlage (80.000 EW) als zeitlich unabhängige Größe mit ausgewertet. Das Verhältnis zwischen Anschlussgröße (Einwohnerwert) nach DWA und der Ausbaugröße liegt bei 0,9.

In Bezug auf die ermittelte Anschlussgröße von 72.000 EW wurden für das Jahr 2019 ein spezifischer Gesamtstromverbrauch in Höhe von $e_{\text{ges, EW}} = 44,1 \text{ kWh}/(\text{E}\cdot\text{a})$ und ein spezifischer Stromverbrauch der Belüftung in Höhe von $e_{\text{Bel, EW}} = 9,7 \text{ kWh}/(\text{E}\cdot\text{a})$ ermittelt.

Hinsichtlich der Ausbaugröße der Membrananlage Nordkanal von 80.000 EW lagen für 2019 der spezifische Gesamtstromverbrauch bei $e_{\text{ges, Ausbau}} = 39,7 \text{ kWh}/(\text{E}\cdot\text{a})$ und der spezifische Stromverbrauch der Belüftung bei $e_{\text{Bel, Ausbau}} = 8,8 \text{ kWh}/(\text{E}\cdot\text{a})$.

Allgemein wird in der Fachliteratur dargestellt, dass MBR-Verfahren gegenüber klassischen Belebtschlammanlagen einen höheren Energieverbrauch aufweisen. Der Stromverbrauch wird dabei selbst in neueren Veröffentlichungen mit Werten zwischen $0,73 \text{ kWh}/\text{m}^3$ und $1,83 \text{ kWh}/\text{m}^3$ bzw. ca. $49 \text{ kWh}/(\text{E}\cdot\text{a})$ und $208 \text{ kWh}/(\text{E}\cdot\text{a})$ angegeben (Pinnekamp, Schröder et al., 2017). Die Erfahrungen auf der MBA Nordkanal zeigen, dass diese Werte deutlich unterschritten werden können.

3.3 Umweltbilanz

3.3.1 CO₂-Bilanzierung vor der Verfahrensumstellung

Auf Basis der dokumentierten Stoff- und Energieverbräuche auf dem GWK Nordkanal und allgemeiner verbrauchsabhängiger Kennzahlen für die äquivalenten CO₂-Emissionen wird für den Zustand vor und nach dem Umbau des GWK Nordkanal eine CO₂-Bilanz erstellt. Die Berechnungen sind in den folgenden Kapiteln 3.3.1.1 bis 3.3.1.6 detailliert dargestellt.

3.3.1.1 CO₂-Emission aus Stromverbrauch

Für den Stromverbrauch können die CO₂-Emissionen mit Hilfe von Emissionsfaktoren für einen „Strommix“ in Deutschland berechnet werden. Die Emissionsfaktoren für den Zeitraum 2011 bis 2018 sind in Tabelle 17 aufgelistet. Die Daten zum Stromverbrauch der Kläranlage in diesem Zeitraum sind in Tabelle 18 enthalten. Auf dem GWK Nordkanal wird erneuerbare Energie durch eine Photovoltaikanlage gewonnen und für die Eigennutzung eingespeist. Die Photovoltaikanlage wurde im Jahr 2011 gebaut und 2012 im Betrieb genommen. Der erzeugte Strom emittiert bspw. gegenüber der Stromerzeugung in Kohlekraftwerken kein CO₂. Daher wird für die CO₂-Bilanzierung der Stromanteil aus PV von dem Gesamtverbrauch abgezogen. Es lagen keine vollständigen Daten zur Stromproduktion im Jahr 2015 vor; deswegen wird der PV-Stromanteil für 2015 auf der Grundlage der Daten aus 2012 bis 2014 abgeschätzt. Da auch die Daten für die Stromproduktion in den Jahren 2016 bis 2018 nicht verfügbar waren, wird der für 2015 geschätzte Wert auch für diese Jahre zugrunde gelegt. Im Zeitraum von 2011 bis

2015 ist ein Rückgang des elektrischen Energieverbrauchs von 2.258.261 kWh/a ohne Berücksichtigung der PV-Einspeisung zu erkennen. Mit der PV-Einspeisung lag die Verminderung des Stromverbrauchs bei 2.423.611 kWh/a.

Tabelle 17: CO₂-Emissionsfaktoren Strommix in [g/kWh] (Icha und Kuhs 2019)

Jahr	Faktor
2011	568
2012	573
2013	572
2014	557
2015	527
2016	523
2017	486
2018	474

Für das Jahr 2018 ergibt sich beispielhaft bei einem Strombezug von 3.367.798 kWh/a und einem Emissionsfaktor von 474 g/kWh eine Gesamtemission von 1.596 t CO₂/a. Die Ergebnisse der Jahre 2011 bis 2018 sind in Tabelle 18 zusammengefasst.

Tabelle 18: CO₂-Emissionen aus Strombezug bis 2018 - GWK Nordkanal

Jahr	Stromverbrauch [kWh/a]	Jahresabwasser- menge [m ³]	spez. Verbrauch [kWh/m ³]	Stromproduktion aus PV [kWh/a]	Strombezug [kWh/a]	CO ₂ -Emission [t/a]
2011	5.497.007	5.999.103	0,92	0	5.497.007	3.122
2012	4.695.567	5.139.658	0,91	207.216	4.488.351	2.572
2013	4.044.552	4.849.980	0,83	189.387	3.855.165	2.205
2014	3.499.415	5.152.420	0,68	194.507	3.304.908	1.841
2015	3.238.746	5.102.790	0,63	165.350	3.073.396	1.620
2016	3.504.021	5.344.172	0,66	165.350	3.338.671	1.746
2017	3.869.177	5.253.256	0,74	165.350	3.703.827	1.800
2018	3.533.139	4.552.660	0,78	165.350	3.367.789	1.596
Durchschnitt (2014 bis 2018)	3.528.900	5.081.060	0,70	171.181	3.357.718	1.721

Die CO₂-Emission im Jahr 2015 war um 1.502 t geringer als 2011, entsprechend einem Rückgang von 48 % demnach nahezu halbiert. In der Folgezeit 2016 und 2017 stieg der Stromverbrauch bedingt durch Betriebsumstellungen während der Umbauphase wieder an. Die CO₂-Emission im Jahr 2017 betrug 180 t mehr als 2015 (entsprechend 11 % Steigerung) und sank im Folgejahr 2018 um einen vergleichbaren Anteil wieder ab.

Die CO₂-Emission durch Stromverbrauch im Durchschnitt der Jahre 2014 bis 2018 wird für die weitere Betrachtung als jährliche CO₂-Emission vor der Erweiterung angenommen. Sie entspricht basierend auf der Ausbaugröße von 80.000 EW einem spezifischen Wert von 21,5 kg CO₂/(EW*a).

3.3.1.2 CO₂-Emission aus Wärmebedarf

Da auf dem GWK Nordkanal eine aerobe simultane Schlammstabilisierung betrieben wurde, stand zur Bereitstellung der benötigten thermischen Energie kein Faulgas zur Verfügung. Der Wärmebedarf wurde komplett über Heizöl und Elektroheizungen gedeckt.

Das Betriebsgebäude wurde über eine Zentralölheizung geheizt. Das Rechengebäude, die Polymeransatzstation sowie die Maschinenhalle der Zentrifuge wurden mit elektrischen Heizregistern beheizt.

Es lagen keine aktuellen Daten für die Wärmenutzung vor der Anlagenerweiterung vor. Daher wird für die gesamte Wärmenutzung das Jahr 2007 als Bezugsjahr genommen. Laut der Zusammenstellung der Heizölrechnung wurden 6.020 Liter Öl bezogen. Bei einem Heizwert von 9,96 kWh/l ergibt sich ein Wärmebedarf von 59.959 kWh/a bzw. 60 MWh/a.

Der CO₂-Emissionsfaktor für leichtes Heizöl beträgt 74.020 kg CO₂/TJ bzw. 74 t CO₂/TJ.

Daraus lässt sich ableiten:

$$1 \text{ TJ} = 1.000.000 \text{ MJ} = 1.000.000 \text{ MWh} \rightarrow 1.000.000 \text{ MWh} / 3.600 \text{ s/h} = 278 \text{ MWh}$$

$$74 \text{ t CO}_2/\text{TJ} = 74 \text{ t CO}_2/278 \text{ MWh} = 0,266 \text{ t/MWh}$$

Bei einem Heizbedarf von 60 MWh/a lässt sich die CO₂-Emission durch Nutzung von leichtem Heizöl zu $60 \text{ MWh/a} * 0,266 \text{ t/MWh} = 15,95 \text{ t/a} = \mathbf{16 \text{ t/a}}$ berechnen.

3.3.1.3 CO₂-Emission aus Schlammtransport

Im Bezugsjahr 2017 wurden 4.853 Tonnen Schlamm zum Verbrennungsstandort transportiert. Die Transportstrecke beträgt 58 km. Der spezifische Emissionswert für LKW wird mit 0,103 kg/(t*km) angesetzt.

Daraus ergibt sich eine CO₂-Emission von $28.992 \text{ kg CO}_2/\text{a} = \mathbf{29 \text{ t/a}}$.

3.3.1.4 CO₂-Emission aus Transport von Fäll- und Flockungsmittel

Im Bezugsjahr 2017 wurden 363.800 Liter Fällmittel FeCl₃ verbraucht. Mit einer Dichte von 1,43 kg/l lässt sich die Masse des Fällmittels berechnen zu:

$$1,43 \text{ kg/l} * 363.800 \text{ l/a} = 520.234 \text{ kg/a}$$

Der Flockungsmittel (FHM)-Bedarf im Jahr 2017 betrug 27.638 l/a. Die Dichte des Flockungsmittels wird mit 1 kg/l angesetzt, woraus eine Masse der Flockungsmittel von 27.638 kg/a resultieren.

Die erforderliche Transportstrecke wird mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt lässt sich die CO₂-Emission aus dem Transport von Fäll- und Flockungsmitteln wie folgt berechnen:

$$(520.234 \text{ kg/a} + 27.638 \text{ kg/a}) * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg}/(\text{t} * \text{km}) / 1.000 = 11.286 \text{ kgCO}_2/\text{a} = \mathbf{12 \text{ t/a}}$$

3.3.1.5 CO₂-Emission aus Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien

Im Bezugsjahr 2018 wurden 129.000 l Reinigungschemikalien (Salzsäure, Zitronensäure, Natronlauge, Natriumhypochlorid) verbraucht. Mit einer angesetzten Dichte von 1 kg/l ergibt sich eine Masse an Reinigungschemikalien von 129.000 kg.

Die erforderliche Transportstrecke wird mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt lässt sich die CO₂-Emission aus dem Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien wie folgt berechnen:

$$129.000 \text{ kg/a} * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg}/(\text{t} * \text{km}) / 1.000 = 2.657 \text{ kgCO}_2/\text{a} = \mathbf{3 \text{ t/a}}$$

3.3.1.6 CO₂-Bilanzierung vor Verfahrensumstellung

Die durchschnittliche jährliche CO₂-Gesamtemission vor der Erweiterung betrug somit:

$$1.721 \text{ t/a} + 16 \text{ t/a} + 29 \text{ t/a} + 12 \text{ t/a} + 3 \text{ t/a} = 1.781 \text{ t/a}$$

96,6 % der CO₂-Emission stammen somit aus dem Stromverbrauch. Die einwohnerspezifische CO₂-Gesamtemission liegt bei 22,3 kg/(EW·a).

3.3.2 Verfahrenstechnik nach der Verfahrensumstellung

Kern der verfahrenstechnischen Umstellung ist die Klärschlammstabilisierung. Die aerobe simultane Schlammstabilisierung wurde aufgegeben, stattdessen wurden die erforderlichen Gewerke für eine anaerobe Schlammstabilisierung (Voreindicker, Faulbehälter, Nacheindicker, Gasspeicher, BHKW) realisiert. Beschickt wird der Faulbehälter (V = 2.600 m³) mit maschinell voreingedicktem biologischem Überschussschlamm und voreingedicktem Primärschlamm. Dazu wurde die mechanische Vorreinigungsstufe hinter dem belüfteten Sand- und Fettfang um eine Vorklärung ergänzt. Die Siebanlage wurde vollständig ausgetauscht (Halbmuldensiebe mit 1,5 mm Loch-Öffnungsgeometrie) und neu hinter der Vorklärung positioniert. Für die anfallenden Trüb- und Prozesswässer wurde eine Deammonifikationsstufe in einem bereits vorhandenen Speicherbecken konzipiert.

3.3.3 CO₂-Bilanzierung nach der Verfahrensumstellung

3.3.3.1 CO₂-Emission aus Stromverbrauch

Im Jahr 2019 wurden 3.173.081 kWh verbraucht. Der Faulgasanfall betrug 322.617 m³. Die im BHKW aus dem Faulgas produzierte Strommenge lag bei 862.642 kWh und die Photovoltaikanlage produzierte 206.994 kWh

Daraus ergibt sich ein Strombezug im Jahr 2019 von:

$$3.173.081 \text{ kWh/a} - 862.642 \text{ kWh/a} - 206.994 \text{ kWh/a} = 2.103.445 \text{ kWh/a}$$

Unter Ansatz des CO₂-Emissionsfaktors aus dem Jahr 2018 in Höhe von 474 g/kWh ergibt sich ein Emissionswert von 997 t CO₂/a.

3.3.3.2 CO₂-Emission aus Wärmebedarf

Die Wärmeversorgung der Kläranlage einschließlich des Betriebsgebäudes erfolgt nach dem Umbau planmäßig vollständig über das BHKW. Um den Wärmebedarf auch bei extrem niedrigen Außentemperaturen oder während Betriebsunterbrechungen des BHKW decken zu können ist eine zusätzliche Heizungsanlage installiert, die wahlweise mit Klärgas oder bei unzureichendem Klärgasanfall auch mit Heizöl betrieben werden kann. Die Heizung wurde 2019 nur zu Test- und Wartungszwecken betrieben. Während des Betrachtungszeitraums betrug der Wärmeversorgungsgrad durch das BHKW damit annähernd 100 %. Daher werden für 2019 keine zusätzlichen CO₂-Emissionen aus Wärmebedarf berücksichtigt.

3.3.3.3 CO₂-Emission aus Schlammtransport

Im Jahr 2019 wurden 3.184 t Schlamm zum Verbrennungsstandort transportiert. Die Transportstrecke beträgt nach wie vor 58 km. Der spezifische Emissionswert für LKW wird mit 0,103 kg/(t*km) (UBA 2018) angesetzt. Daraus ergibt sich eine CO₂-Emission von:

$$3.184 \text{ t/a} * 58 \text{ km} * 0,103 \text{ kgCO}_2/(\text{t*km}) = 19.021 \text{ kg/a bzw. } 19 \text{ t/a.}$$

Im Vergleich zu der CO₂-Emission aus dem Schlammtransport vor der Verfahrensumstellung zeigt sich eine um ca. 10 t/a niedrigere CO₂-Emission, was auf die Verfahrensumstellung bei der Schlammstabilisierung und den damit verbundenen erhöhten Schlammentwässerungsgrad von 22 % auf aktuell 30 % bei der Zentrifugation des ausgefaulten Schlammes zurückzuführen ist.

3.3.3.4 CO₂-Emission aus Transport von Fäll- und Flockungshilfsmittel

Bis zum 01.08.2019 wurden 232.670 l Fällmittel FeCl₃ verbraucht, was sich auf einen Jahresbedarf von 400.000 l Fällmittel FeCl₃ hochrechnen lässt. Mit einer Dichte von 1,43 kg/l lässt sich die Masse des Fällmittels berechnen zu:

$$1,43 \text{ kg/l} * 400.000 \text{ l/a} = 572.000 \text{ kg/a}$$

Der Flockungshilfsmittel(FHM)-Bedarf bis zum 01.08.2019 betrug 18.310 l. Dies ergibt für das gesamte Jahr 31.388 l und bei einer angesetzten Dichte von 1 kg/l resultiert daraus eine Masse der Flockungshilfsmittel von 31.388 kg/a.

Die erforderliche Transportstrecke wird wieder mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt lässt sich die CO₂-Emission aus dem Transport von Fäll- und Flockungshilfsmitteln wie folgt berechnen:

$$(572.000 \text{ kg/a} + 31.388 \text{ kg/a}) * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg/(t*km)} / 1.000 = 12.430 \text{ kgCO}_2/\text{a} = \mathbf{13 \text{ t/a}}$$

Dieser Wert zeigt im Vergleich zum Bezugsjahr 2017 (vor Verfahrensumstellung) eine leichte Verbrauchserhöhung, insbesondere des Fällmittelverbrauches, an. Die Daten unterliegen zwar aufgrund der Extrapolation einer gewissen Ungenauigkeit; ein Anstieg des Fällmittelverbrauches ist jedoch nach der Verfahrensumstellung nicht grundsätzlich zu erwarten. Ergänzend ist allerdings zu berücksichtigen, dass der TS-Gehalt in der biologischen Verfahrensstufe im Jahre 2019 erkennbar geringer als im Jahr 2017 war, woraus eine reduzierte Phosphorkorporation aufgrund weniger verfügbarer Biomasse und damit eine prozentuale Erhöhung des zu fällenden Phosphatanteiles resultiert. Unter Berücksichtigung dieser Einflussgrößen sowie der Zulaufbelastungen mit Phosphor ist die Entwicklung des Fällmittelverbrauches künftig aufmerksam zu beobachten.

3.3.3.5 CO₂-Emission aus Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien

Für das Bezugsjahr 2019 werden die identischen Mengen an Reinigungschemikalien (Salzsäure, Zitronensäure, Natronlauge, Natriumhypochlorid) angesetzt wie für das Jahr 2018, so dass sich auch hier eine Masse an Reinigungschemikalien von 129.000 kg ergibt.

Die erforderliche Transportstrecke wird entsprechend mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt errechnet sich die CO₂-Emission aus dem Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien zu:

$$129.000 \text{ kg/a} * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg/(t*km)} / 1.000 = 2.657 \text{ kgCO}_2/\text{a} = \mathbf{3 \text{ t/a}}$$

3.3.3.6 CO₂-Emission aus Transport von Essigsäure

Für das Bezugsjahr 2019 ist zusätzlich der Einsatz und Transport von Essigsäure als Dosiermittel vor der biologischen Stufe zu berücksichtigen. Im Betrachtungsjahr wurden 80.000 l Essigsäure eingesetzt. Mit einer Dichte von 1,064 kg/l laut zugehörigem Sicherheitsdatenblatt lässt sich die Masse des Dosiermittels berechnen zu:

$$1,064 \text{ kg/l} * 80.000 \text{ l/a} = 85.120 \text{ kg/a}$$

Die erforderliche Transportstrecke wird mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt errechnet sich die CO₂-Emission aus dem Transport von Essigsäure wie folgt:

$$85.120 \text{ kg/a} * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg/(t*km)} / 1.000 = 1.754 \text{ kgCO}_2/\text{a} = \mathbf{2 \text{ t/a}}$$

3.3.3.7 CO₂-Gesamtbilanz nach Verfahrensumstellung

Die jährliche CO₂-Gesamtemission nach der Verfahrensumstellung ergibt somit:

$$997 \text{ t/a} + 0 \text{ t/a} + 19 \text{ t/a} + 13 \text{ t/a} + 3 \text{ t/a} + 2 \text{ t/a} = 1.034 \text{ t/a}$$

Davon stammen 96,4 % der CO₂-Emission aus dem Stromverbrauch. Die einwohnerspezifische CO₂-Gesamtemission liegt bei 12,9 kg/(EW*a).

Die jährliche CO₂-Gesamtemission reduziert sich durch die Verfahrensumstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung um ca. 42 % - von 1.781 t CO₂/a auf aktuell nur noch 1.034 t CO₂/a (siehe Tabelle 19). Die einwohnerspezifische CO₂ Emission reduziert sich entsprechend von 22,6 kg/(EW a) auf 12,9 kg/(EW a). Maßgeblicher Faktor dieser CO₂-Emissionsreduktion ist die Eigenstromerzeugung des aufgrund der veränderten Verfahrenstechnik anfallenden Faulgases.

Tabelle 19: Vergleich der CO₂ -Emissionen vor und nach dem Umbau

Quelle	CO ₂ -Emissionen vor Umbau 2011 - 2018, t/a	CO ₂ -Emissionen nach Umbau 2019, t/a
Strombezug	1.721	997
Wärmebedarf	16	0
Klärschlammtransporte	29	19
Betriebsmitteltransporte		
Fäll- und Flockungshilfsmittel	12	13
Reinigungschemikalien	3	3
Essigsäure	0	2
Summe	1.781	1.034

3.4 Hygienisch relevante Kenngrößen

3.4.1 Untersuchung der Keimzahlen im Ablauf der MBA

Seit der Inbetriebnahme der Membranbelebungsanlage Nordkanal untersucht das Institut für Wasser- und Abwasseranalytik GmbH (IWA) aus Aachen quartalsmäßig die hygienisch relevanten Parameter im Ablauf der Kläranlage. Die Probenahmestelle befindet sich im Ablauf des hinter der Membranfiltration angeordneten Speicherbeckens, das als Permeat- bzw. Betriebswasservorlage für die Rückspülung und Reinigung der Membranfilter dient. Die Untersuchungen umfassen folgende Parameter:

- ➔ Salmonellen S13 – DIN 38414 S13
- ➔ Escherichia coli (E. Coli) Colilert - DIN EN ISO 9308-2 2014:06
- ➔ Coliforme Bakterien Colilert - DIN EN ISO 9308-2 2014:06
- ➔ Koloniezahl bei 22° C, 36° C – TrinkwV §15 Absatz (1c)
- ➔ Intestinale Enterokokken - DIN EN ISO 7899 – 2K 15 2000-11

Die Befunde für Salmonellen waren im gesamten Zeitraum negativ bzw. unterhalb der Nachweisgrenze. Die Befunde für Intestinale Enterokokken lagen überwiegend ebenfalls unter der Nachweisgrenze. Die Tabelle 20 zeigt die Ergebnisse einer statistischen Auswertung der Analyseergebnisse der vergangenen 10 Jahre für die Bakteriengruppen E. Coli sowie Coliforme. Die Konzentration von fäkal coliformen Keimen im Ablauf der MBA liegt damit dauerhaft unterhalb einer Größenordnung von 10^2 KBE/100ml. Eine typische Größenordnung der Belastung mit fäkal coliformen Keimen von Nachklärbeckenabläufen konventioneller kommunaler Kläranlagen liegt bei ca. 10^4 bis 10^5 KBE/100 ml. Im Ablauf einer MBA liegen die Keimzahlen damit mindestens um 2 bis 3 Zehnerpotenzen unter den Keimzahlen im Ablauf von Nachklärbecken konventioneller Kläranlagen. Durch Nachbehandlung des Kläranlagenablaufs konventioneller Anlagen in einem herkömmlichen Sandfilter ist demgegenüber nur eine Verringerung der Keimbelastung um eine Zehnerpotenz möglich.

Tabelle 20: Keimzahlen (Koloniebildende Einheiten, KBE/100 ml) im Ablauf der MBA Nordkanal

Gruppe	Einheit	Min	Max	Arithm. Mittel	Median	15-Perzentil-Wert	85-Perzentil-Wert
E. coli	KBE/100 ml	0	52	5,1	2	0	9
Coliforme Bakt.	KBE/100 ml	0	387	36,3	16,5	2	60

3.4.2 Forschungsprojekt HyReKA

Das Vorhaben HyReKA („Hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger in klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern“, HyReKA-Förderkennzeichen 02WRS1377H) war ein deutschlandweites Verbundforschungsprojekt, das die Problematik von Antibiotikaresistenzen und multiresistenten Bakterien in Abwässern und der aquatischen Umwelt behandelt. Der Erftverband führte Untersuchungen zum Vorkommen und zur Ausbreitung von antibiotikaresistenten Bakterien und Resistenzgenen in den häuslichen Abwässern sowie in Oberflächengewässern durch. Diese Untersuchungen wurden zusammen mit dem Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit des Universitätsklinikums Bonn (IHPH) durchgeführt.

Für das Forschungsprojekt fand im Einzugsgebiet der Swist bis Ende 2018 ein zweijähriges Monitoring an Gewässern und Kläranlagen statt. Die größte Kläranlage im Einzugsgebiet der Swist ist das GW Flerzheim. Das GW Flerzheim hat derzeit eine Ausbaugröße von 50.500 EW. Die Abwasserbehandlung im GW Flerzheim erfolgt im konventionellen Belebungsverfahren. Zur weitergehenden Phosphorelimination ist zusätzlich eine nachgeschaltete Sandfiltration in Betrieb. Damit ist dort gegenüber herkömmlichen Kläranlagen bereits ein verbesserter Rückhalt von Keimen zu erwarten.

Als Referenzkläranlage mit Membranfiltration wurden zusätzlich auf der Membrananlage Nordkanal im Zeitraum 06.07.2018 bis 05.11.2018 im zweiwöchigen Abstand insgesamt 6 Probenahmen im Zulauf (zwischen Rechengebäude und Sandfang) und 8 Probenahmen im Ablauf der Kläranlage durchgeführt. Das Monitoring und alle mikrobiologischen Analysen an der Swist, am GW Flerzheim und am GW Nordkanal sind vom IHPH durchgeführt worden.

Im Forschungsprojekt HyReKA wurden ESBL-bildende *E. coli* in den genommenen Wasserproben bestimmt. **ESBL (Extended Spectrum Beta-Lactamase)** ist ein bakterielles Enzym, welches eine Vielzahl gebräuchlicher Antibiotika spaltet und somit Multiresistenzen insbesondere bei gramnegativen Darmbakterien verursacht. Neben den ESBL *E. Coli* wurden als weiterer Marker auch Vacinomycin-resistente Enterokokken (VRE) beprobt. Bei VRE handelt es sich um Erreger des Typs *Enterococcus faecium*, die gegen das Reserveantibiotikum Vacinomycin eine Resistenz zeigen. In Abbildung 61 ist der Vergleich zwischen einer konventionellen Kläranlage mit Sandfiltration (GW Flerzheim) und der Membrananlage Nordkanal zu sehen. Im Zulauf beider Kläranlagen liegen ähnliche hohe koloniebildende Einheiten (KBE) pro 100 ml vor (bis ca. 10^5 KBE/100 ml). Die konventionelle Verfahrenstechnik mit nachgeschalteten Sandfiltern reduziert diese Konzentration um 3 Zehnerpotenzen (ca. 99,9 %) auf ca. 10^2 KBE/100 ml, wohingegen das Membranbelebungsverfahren, auch nach langjährigem Praxiseinsatz der Membranmodule, eine Reduktion um mehr als 4 Zehnerpotenzen (99,99 %) auf deutlich weniger als 10 KBE/100 ml bewirkt und damit eine praktisch vollständige Elimination der resistenten Bakterien im Abwasser ermöglicht.

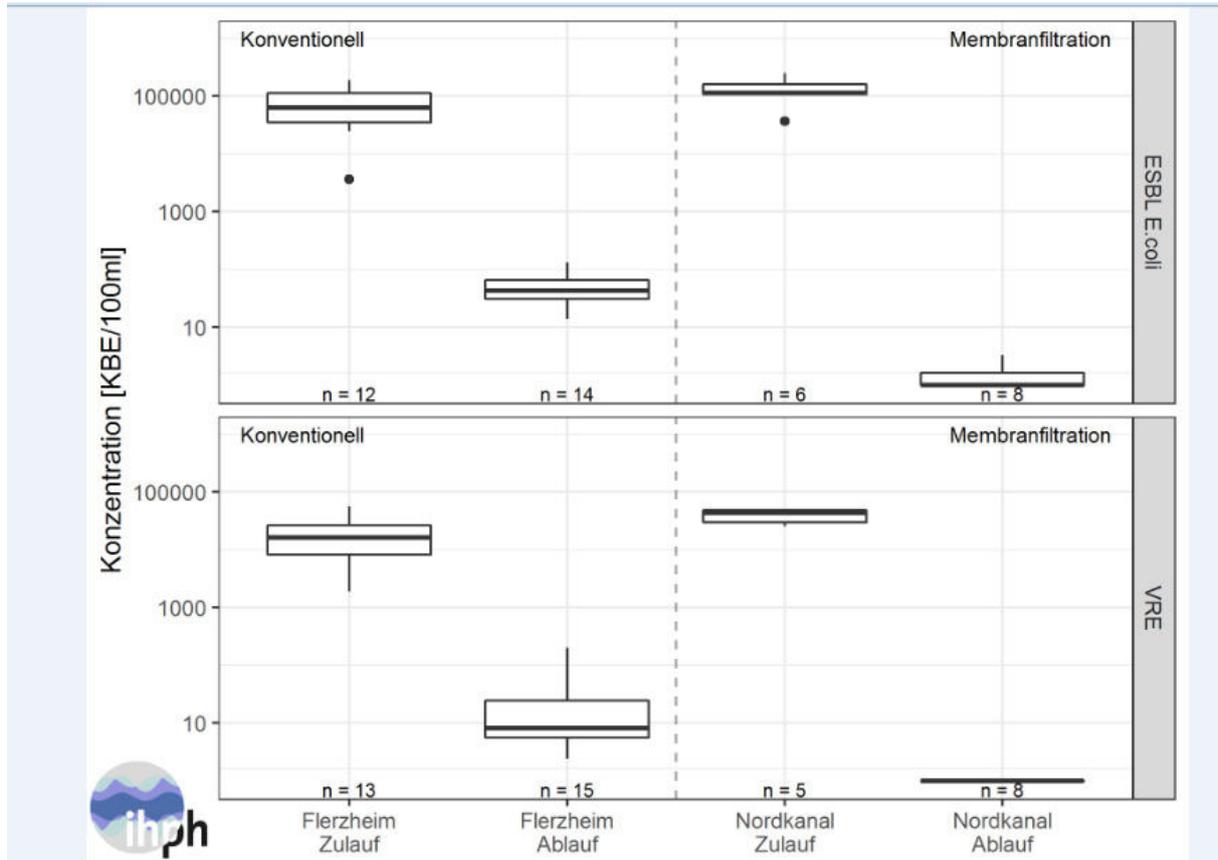


Abbildung 61: Abwasserbehandlungsverfahren im Vergleich: Rückhalt ESBL-bildender E. coli und VRE (Ergebnisse IHPH; HyReKA-Förderkennzeichen: 02WRS1377H)

3.5 Wirtschaftlichkeitsanalyse

Für die ökonomische Betrachtung wird eine Berechnung der durchschnittlichen statischen Amortisationsdauer auf Basis der tatsächlichen Ausgaben sowie der Erträge bzw. der ersparten Aufwendungen beim Bezug elektrischer Energie sowie der Klärschlamm Entsorgung durchgeführt. Des Weiteren werden zusätzliche Aufwendungen für Betriebspersonal angesetzt. Durch die zusätzlichen Verfahrensstufen wurde der Personalschlüssel für das GWK Nordkanal um eine Person erhöht. Neben den ersparten Aufwendungen ergeben sich so auch zusätzliche Aufwendungen für den Betrieb der neuen Anlage in Form von zusätzlichem Personal und Wartungskosten für die neu errichteten Einheiten. Für die Wartungskosten erfolgt ein pauschaler Ansatz, anhängig von den Investitionskosten (IK). Die einzelnen Positionen sind in Tabelle 21 aufgeführt. Als Bezugsjahr wird das Jahr 2020 verwendet.

Die Eigenstromerzeugung aus Klärgas im Jahr 2019 betrug rund 863.000 kWh. Es wird erwartet, dass sich die Stromproduktion nach einer weiteren Konsolidierung des Anlagebetriebes auf etwas über 1.000.000 kWh pro Jahr steigern lässt (siehe Kapitel 3.2). Für die Berechnung wird jedoch der niedrigere Wert aus 2019 angesetzt. Die Einsparung an elektrischer Energie nach dem Umbau wird gegenüber dem Zustand vor dem Umbau mit 500.000 kWh pro Jahr abgeschätzt. Die tatsächlich erreichten und zukünftig voraussichtlich erreichbaren Einsparungen liegen aber darüber (siehe Kapitel 3.2). Die spezifischen Kosten für Energie und Klärschlamm Entsorgung entsprechen den erwarteten bzw. vertraglich vereinbarten Preisen für 2020. Die erwarteten Erträge und Einsparungen aus dem Projekt entsprechen somit einer vorsichtigen Schätzung.

Tabelle 21: Ersparte und zusätzliche Aufwendungen

Kenngröße	Menge	Einheitskosten (Bezugsjahr 2020)	Gesamtkosten pro Jahr
Ersparter Energieaufwand	500.000 kWh	0,221 €/kWh	110.500,00 €
Einsparung durch Eigenstromverbrauch aus BHKW	863.000 kWh	0,194 €/kWh	167.422,00 €
Ersparte Klärschlammtransporte und Entsorgung	1.600 ton	74 €/ton	118.400,00 €
Zusätzlicher Personalaufwand	1 Person	45.000 €/Pers.	45.000,00 €
Zusätzliche Wartungskosten Bautechnik		0,15 % der IK	5.618,90 €
Zusätzliche Wartungskosten EMSR und Maschinenteknik		0,5 % der IK	37.238,52 €

Weitere Eingangsgrößen für die Berechnung der Amortisationsdauer sind die Abschreibungsdauer für die Investitionen von 30 Jahren für die Bautechnik sowie von 15 Jahren für die Maschinen- und EMSR-Technik bei einem kalkulatorischen Zinssatz von derzeit 3,25 %.

Die Amortisationsdauer in Jahren ergibt sich dabei aus dem Quotienten von Kapitaleinsatz und den jährlichen Rückflüssen aus kalkulatorischen Kosten für Abschreibung und Zins sowie aus einem Gewinn in Form von ersparten Aufwendungen gegenüber der vorherigen Anlage, die mit den zusätzliche Aufwendungen verrechnet werden.

Ohne Berücksichtigung der Zuwendungen für den investiven Teil ergibt sich damit eine Amortisationsdauer von rund 9,7 Jahren. Unter Berücksichtigung der Zuwendungen liegt die Amortisationsdauer bei rund 7,7 Jahren.

In einem zweiten Schritt wird die Sensitivität des Projektkostenbarwertes für die Gesamtmaßnahme in Abhängigkeit von den weiterhin zu erwartenden Steigerungen der spezifischen Stromkosten untersucht. Die Berechnung des Projektkostenbarwertes erfolgt gemäß der LAWA-Leitlinien. Dabei wird das Handbuch LAWA (Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) herangezogen. Die Projektkostenbarwerte für die ursprüngliche Anlagenkonzeption ohne die Klärgaserzeugung und die Verstromung (vorher) werden denen des Betriebes der MBA mit Klärgaserzeugung (nach Umbau) gegenübergestellt. Der Betrachtungszeitraum entspricht der geplanten Nutzungsdauer der Anlage von 30 Jahren (bzw. 15 Jahren für die Maschinen- und EMSR-Technik). Der Realzins beträgt in der Berechnung 1 %. In Abbildung 62 sind die Projektkostenbarwerte (PKBW) in Abhängigkeit der Preissteigerungen für die elektrische Energie dargestellt. Der Vergleich der Kurvenverläufe zeigt, dass bei realen Preissteigerungen von ca. 1,0 % bereits ein positives Ergebnis für die ausgeführte Anlage eintritt. Tatsächlich geht der Ertfverband derzeit von jährlichen Preissteigerungen bei den Stromkosten von 2 % bis maximal 3 % aus.

Die Amortisationsdauer ist deutlich kürzer als die erwartete Nutzungsdauer der Anlage, der Vergleich der Projektkostenbarwerte zeigt ein positives Ergebnis für die ausgeführte Anlagentechnik. Die wirtschaftlichen Ziele der Maßnahme sind damit erfüllt.

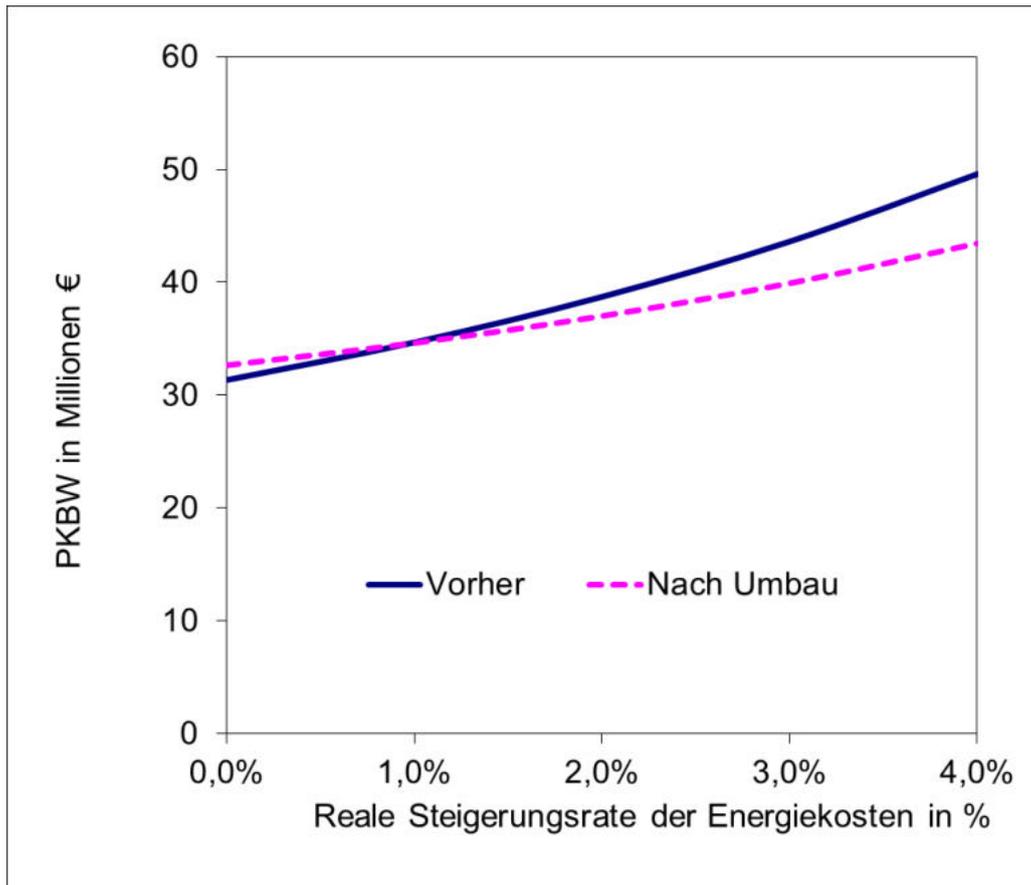


Abbildung 62: Projektkostenbarwerte in Abhängigkeit der Preissteigerungen für den Strombezug für die ursprüngliche MBA (vorher) und die Anlage nach dem Umbau (Bezugsjahr 2020)

3.6 Technischer Vergleich zu konventionellen Verfahren

Das konventionelle Belebtschlammverfahren zur Abwasserbehandlung blickt mittlerweile auf eine mehr als 100-jährige Entwicklungsgeschichte zurück. Diese Technik hat ihre Robustheit in vielen Anwendungen unter Beweis gestellt. Neben der biologischen Behandlung zur Entfernung organischer Verschmutzungen und Nährstoffe aus dem Abwasser ist die anschließende Phasentrennung zwischen Biomasse und behandeltem Abwasser durch Sedimentation integraler Bestandteil des Belebtschlammverfahrens. Die technische Anwendbarkeit des konventionellen Belebtschlammverfahrens ist unter anderem durch die Absetzeigenschaften des belebten Schlammes und damit der möglichen Biomassekonzentration im Prozess begrenzt. Auftretende Bläh- oder Schwimmschlamm-Bildung kann darüber hinaus zu schwerwiegenden Störungen des Prozesses führen. Insbesondere bei hohen Reinigungsanforderungen entsteht ein großer Platzbedarf für die erforderlichen Reaktoren und Becken und es werden oftmals nachgeschaltete, zusätzliche Behandlungsstufen erforderlich.

Demgegenüber ist das Membranbelebungsverfahren eine jüngere Entwicklung. Trotz erster Beschreibungen und Anwendungen des Verfahrens ab den 1960er Jahren findet die großtechnische Anwendung im Wesentlichen erst seit den 2000er Jahren weitere Verbreitung. Die Phasentrennung zwischen Biomasse und behandeltem Abwasser erfolgt durch Membranfiltration. Dies bietet weitergehende Möglichkeiten zur Steigerung der Leistungsfähigkeit kommunaler und industrieller Kläranlagen bei gleichzeitig kompakten Bauweisen (siehe Abbildung 63). MBA haben verfahrensbedingt einen deutlich höheren Bedarf an Technisierung und Automatisierung als konventionelle Belebungsanlagen.

Üblicherweise kommen auf MBA Mikro- oder Ultrafiltrationsmembranen zum Einsatz. Durch die geringe Porengröße dieser Filter werden nicht nur die Belebtschlammflocken als Biomasse zurückgehalten, sondern auch im Abwasser enthaltene Krankheitserreger einschließlich antibiotikaresistenter Keime. Die Membranfilter können aufgrund ihrer Trenngrenze im Bereich kleiner $0,1\ \mu\text{m}$ darüber hinaus auch feinste Partikel, wie Mikroplastik (siehe hierzu u.a. Brepols et al., 2017 und Talvitie, 2018), sehr weitgehend zurückhalten. Die Entfernung sonstiger organischer Verbindungen geht ebenfalls über das Maß konventioneller Anlagen mit einfachen Absetzbecken hinaus.

Ein weiterer Vorteil der Membrantechnik kann daher in einer verbesserten Vorbehandlung zur Spurenstoffentfernung gesehen werden. Bei nachgeschalteten Verfahren wird die Belastung der zusätzlichen Verfahrensstufe mit unerwünschten Substanzen reduziert. In Verbindung mit einer Dosierung von pulverisierter Aktivkohle PAK in die Membranbelebungs- (Abbildung 64) kann die Spurenstoff-Elimination parallel zu den biologischen Reinigungsprozessen in einem einstufigen Verfahren ohne weitere nachgeschaltete Verfahrensstufen und bei gleichzeitiger, weiterer Verbesserung der CSB-Reinigungsleistung erfolgen.

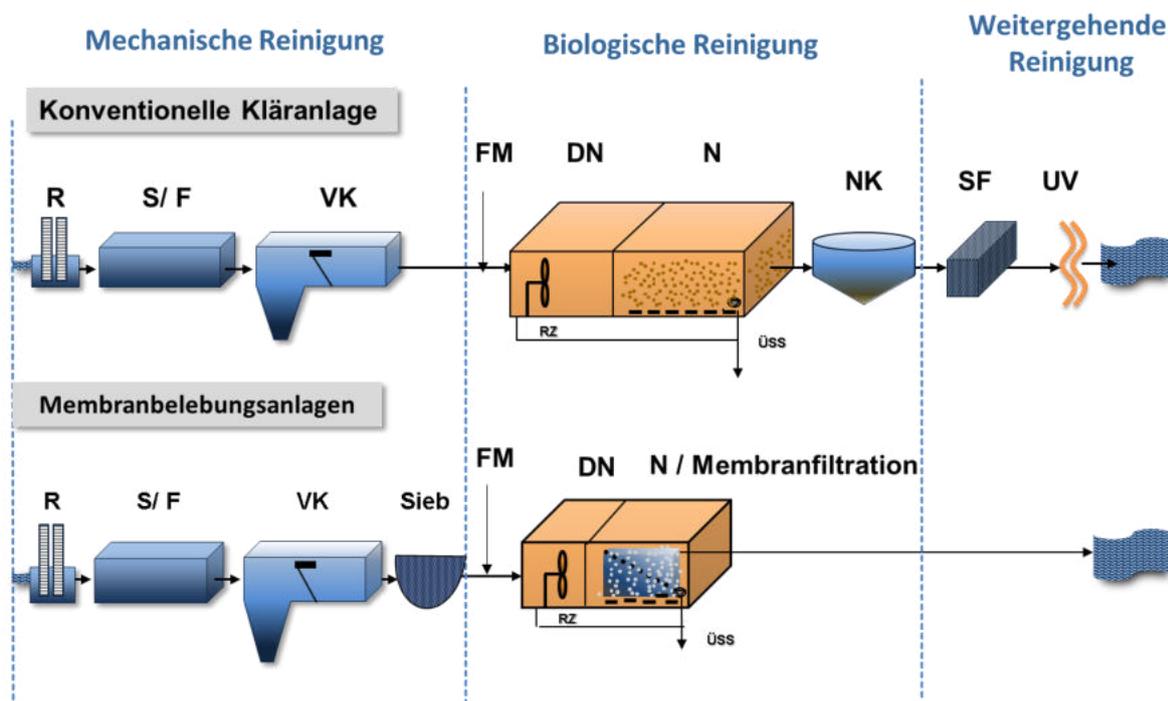


Abbildung 63: Verfahrenstechnischer Vergleich zwischen konventioneller Kläranlage und Kläranlage mit Membrantechnik

Insgesamt stellen der hohe Automatisierungsgrad und der Betrieb der Membranfilter neue und andere fachliche Anforderungen an Betreiber und deren Klärwerkspersonal. Auch wenn beim Betrieb von Membranbelebungsanlagen insgesamt von einem vergleichbaren Personalbedarf wie bei konventionellen Anlagen ausgegangen werden kann.

Membranbelebungsanlagen bieten insgesamt aufgrund der hohen Reinigungsleistung und insbesondere der sehr weitgehenden Elimination von Krankheitserregern sehr gute Voraussetzungen für eine Weiterverwendung oder Wiederverwendung des gereinigten Abwassers. Hierzu sind in den letzten Jahren weltweit viele Anwendungen dokumentiert worden (z. B. Hai et al, 2019; Mannina et al 2020). Schwerpunkte dieser Anwendungen liegen derzeit in Regionen die aufgrund zahlreicher Faktoren wie besonderer klimatischer, geografischer oder geologischer Bedingungen unter Wassermangel leiden oder in denen in Folge fortschreitender Urbanisierung oder Industrialisierung konventionelle Frischwasser Ressourcen nicht mehr in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen. Aufgrund der auch in Deutschland in den letzten Jahren wiederkehrenden, anhaltenden Hitze- und Trockenheitsperioden beabsichtigt der Erftverband Wasser aus dem Ablauf der Membranbelebungsanlage Nordkanal zur Bewässerung von Waldflächen in unmittelbarer Nachbarschaft der Kläranlage zur Verfügung zu stellen.

**Membrananlagen mit
 Spurenstoff- und Mikroplastikelimination**

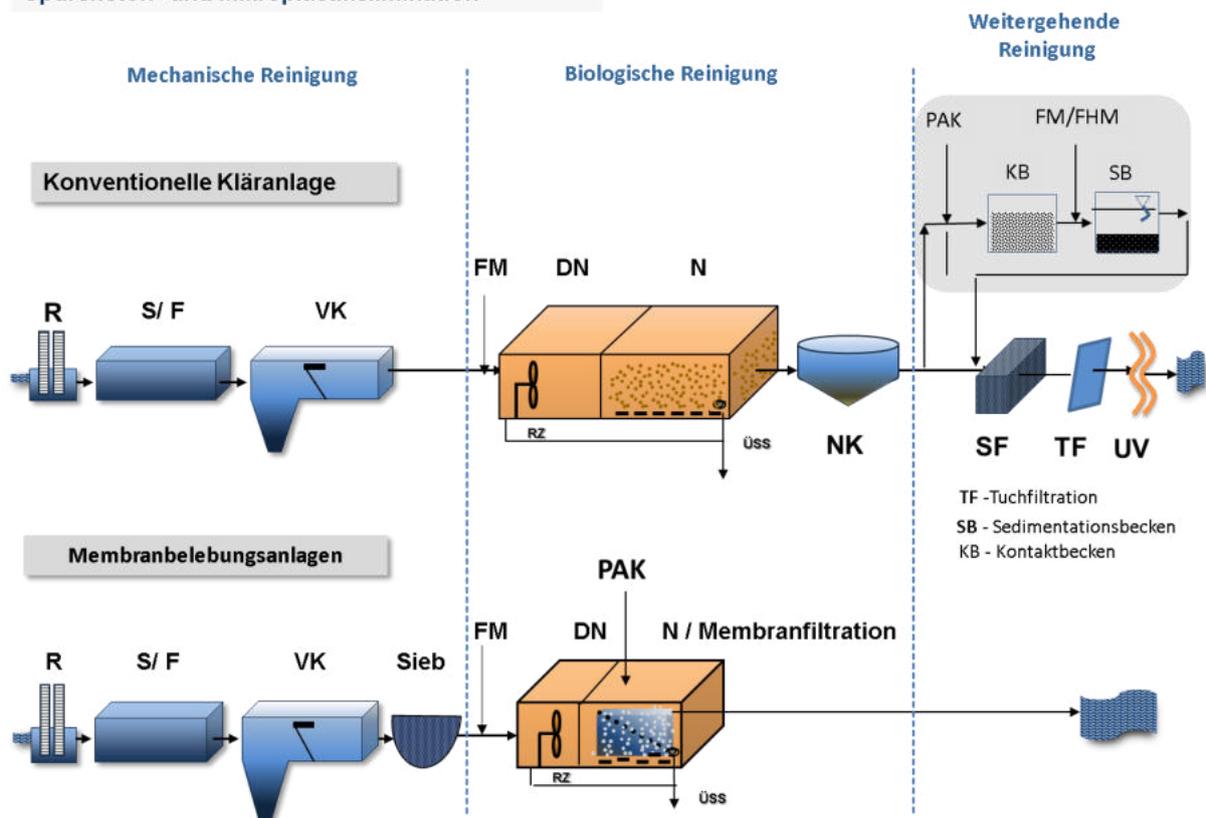


Abbildung 64: Verfahrenstechnischer Vergleich zwischen konventioneller Kläranlage und Kläranlage mit Membrantechnik und Spurenstoff-, Mikroplastikelimination

Die Erfahrungen aus dem Vorhaben zeigen, dass sich viele gängige Bewertungen des Membranbelebungsverfahrens auf eine fachliche Praxis beziehen, die, durch die technischen Entwicklungen und die Betriebsergebnisse in den letzten Jahren, als überholt erscheint. Es bleibt für Betreiber und Entscheidungsträger dennoch im Einzelfall die Frage zu klären, unter welchen wasserwirtschaftlichen Randbedingungen die positiven Aspekte des Membranbelebungsverfahrens soweit zur Geltung kommen, dass die Anwendung aus ökologischen und insbesondere ökonomischen Gründen notwendig und vorteilhaft wird. Die zwischenzeitlich erreichten neuen Erkenntnisse zum Betrieb von Membrananlagen, sind geeignet den Betrieb von MBA weiter zu verbessern und die Wirtschaftlichkeit und Effizienz des Verfahrens zu steigern.

4. Übertragbarkeit

4.1 Erfahrungen aus der Praxiseinführung

Die wirtschaftlichen und technologischen Ziele der Maßnahme wurden erreicht. Allerdings haben sich über den gesamten Verlauf des Projektes hinweg seit den ersten Überlegungen und Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit durch Preissteigerungen bei Bau und Energie sowie durch die Einführung des EEG deutliche Anpassungen ergeben.

In planerisch-technischer Hinsicht war es eine wesentliche Herausforderung, die Erweiterung der mechanischen Vorbehandlung so in die vorhandene Verfahrenstechnik einzufügen, dass die hydraulischen Verluste minimiert und auf den Bau einer zusätzlichen Zwischenpumpe verzichtet werden konnte. Dies führte letztlich zu einer Ausführung der Siebanlage, bei der der Wasserstrom auf 10 parallele Muldensiebe aufgeteilt wurde, um den an dieser Stelle auftretenden hydraulischen Verlust zu minimieren. Bei Nachrüstungen bestehender Anlagen mit einer zusätzlichen Feinsiebung im Ablauf der Vorklärung würden sich an dieser Stelle ähnliche Anforderungen an die Anlagenhydraulik ergeben, die planerisch zu lösen sind.

Im Ablauf der Vorklärung sind weiterhin noch Feststoffe enthalten, die kaum absetzbar sind und die den Betrieb der Membranfilter beeinträchtigen können, da sie an den Filtern kumulieren und zu den Ablagerungen und Verzopfungen führen. Feinsiebe mit 1,5 mm Lochweite bieten eine demgegenüber zufriedenstellende Abscheideleistung und damit einen hinreichenden Schutz der Membranfilter. Das nach der Vorklärung entnommene Siebgut besteht überwiegend aus Zellstoffmaterial, sonstigen Faserstoffen und anhaftenden organischen Schmutzstoffen. Die tatsächlich anfallenden Siebgutmengen sind weiterhin schwierig abzuschätzen, da nur wenige Referenzangaben für diesen Einsatzort innerhalb der Verfahrenskette existieren. Die Vorversuche mit einem Sieb zur Behandlung eines kleinen Teilstroms aus dem Ablauf eines Vorklärbeckens auf einer benachbarten Kläranlage führten tendenziell eher zu einer Unterschätzung des tatsächlichen Siebgutanfalls. Bei der Auslegung der Feinsiebe und der nachfolgenden Einheiten zur Siebgutbehandlung und -förderung sind ausreichende Reserven vorzusehen, da die genauen Mengen nicht zuverlässig abgeschätzt werden können. Das Siebgut aus den einzelnen Muldensieben wird über seitlich angeordnete Schwemmrinnen abtransportiert und gemeinsam auf ein Bogensieb gefördert. Dort wird ein Teil des Wassers aus den Schwemmrinnen abgetrennt und das Siebgut wird über eine Exzentrerschneckenpumpe gefördert. Das Bogensieb bedarf hierzu ebenfalls einer automatischen Reinigungseinrichtung, da es sonst häufig zu Verstopfungen neigt.

Darüber hinaus können Überlastungen oder Betriebsstörungen der vorgelagerten Reinigungsstufen (Rechen, Sand-/Fettfang und Vorklärbecken) dazu führen, dass die Siebgutmengen vorübergehend deutlich ansteigen oder die Abreinigung der Siebe erschwert wird. Daher erscheint es sinnvoll, bei der Auslegung der Siebung und der Siebgutverwertung vorsorglich Leistungsreserven einzuplanen.

Auf der MBA Nordkanal wird das Siebgut als eigener Teilstrom aus dem Zulauf zur biologischen Stufe ausgeschleust und aktuell zusammen mit dem Klärschlamm behandelt, entwässert und entsorgt. Dieser Entsorgungsweg hatte sich schon vor dem Umbau über mehrere Jahre etabliert und wurde daher im Wesentlichen übernommen. Auf herkömmlichen Kläranlagen ohne zusätzliche Siebung gelangt diese Siebfraktion in das Belebungsbecken, wird so zu einem Teil des Überschussschlammes und ebenfalls mit dem Klärschlamm entsorgt. Hinsichtlich der Entsorgung stellt die erneute Vermischung des Siebgutes mit dem Klärschlamm daher derzeit keinen Unterschied zu konventionellen Kläranlagen dar. Da das Siebgut einen hohen Anteil an Zellulose enthält, eröffnet eine separate Ausschleusung aus dem Abwasser darüber hinaus grundsätzliche Möglichkeiten für eine spätere stoffliche oder energetische Verwertung (Agudelo-Vera et al., 2012; van der Hoek et al., 2016; Crutchik et al., 2018).

Der auf der MBA Nordkanal praktizierte Betrieb der Vorklärung reduziert die Belastung der biologischen Reinigungsstufe mit organischen Schmutzstoffen. Dies ist zum einen gewünscht, da der Sauerstoffbedarf für den Abbau dieser Stoffe zurück geht, die Biomassekonzentration im Becken reduziert werden kann weniger Überschussschlamm entsteht und sich so die Prozessbedingungen für den Teilschritt der Nitrifikation verbessern. Zum anderen kann jedoch ein Mangel an leichtabbaubarem organischem Substrat zur Beeinträchtigung des Prozessschrittes der Denitrifikation und damit der Nitratreduktion führen. Diese Beeinträchtigung wird durch geeignete Maßnahmen kompensiert. Auf der MBA Nordkanal werden die Nitrifikationsbecken teilweise intermittierend belüftet, so steht zeitweise zusätzliches Volumen für die Denitrifikation zur Verfügung. Zusätzlich kann den Belebungsbecken bei Bedarf Essigsäure als externe, leichtabbaubare Substratquelle zu dosiert werden, um die Umsatzgeschwindigkeit der Denitrifikation zu steigern. Der wesentliche Baustein der verfahrenstechnischen Optimierung ist aber der Bau und Betrieb einer Deammonifikation. Ammoniumhaltiges Trübwasser aus der Zentrifuge der Schlammwässerung wird dort als eigener Teilstrom vorbehandelt und die biologische Hauptstufe wird dadurch entlastet.

Das Verfahren der Deammonifikation besteht grundsätzlich in verschiedenen Varianten. Die Etablierung eines stabilen Betriebes der Deammonifikation kann unter Umständen langwierig sein. (siehe z.B. Lackner et al., 2014 und Grömping et al., 2018). Die Inbetriebnahme der Deammonifikation auf der MBA Nordkanal gestaltete sich besonders aufwändig und betreuungsintensiv. Durch den Ausfall von Messgeräten und Anlageneinheiten wie Pumpen etc. kam es im ersten Betriebsjahr mehrfach zu schweren Betriebsstörungen, die ein erneutes Animpfen der Anlage mit Biomasse aus anderen Deammonifikationsanlagen erforderlich machten. Eine nachhaltige Verbesserung der Abbauleistung und der Prozessstabilität konnte erst erreicht werden, nachdem das Verfahren durch den Einbau von zusätzlichen Belüftern in den Trübwasserspeicher zu einem zweistufigen Verfahren mit getrennten Reaktoren für Nitritbildung und anaerobe Ammoniumoxidation umgebaut wurde. Die Arbeiten an der Deammonifikation konnten im Berichtszeitraum nicht abgeschlossen werden.

Im Ergebnis des Vorhabens hat sich gezeigt, dass auch der Klärschlamm aus der MBA, wie bei herkömmlichen Kläranlagen, mit anaerober Schlammbehandlung weiter verwertet werden

kann. Auf der MBA Nordkanal wurde der Faulbehälter als zylindrischer Edelstahlbehälter mit flach geneigter Sohle und einem zentralen Vertikalrührwerk ausgeführt. Langfristige Betriebserfahrungen mit dieser Bauweise sind noch abzuwarten. Der Klärschlamm ist insgesamt gut stabilisiert und entwässerbar. Die Schlammentwässerung erfolgt durch eine Zentrifuge, mit der Entwässerungsgrade von über 30 % TS erzielt werden. Der Klärgasanfall entspricht den Erwartungen. Der Gasspeicher wurde als Doppelmembranbehälter ausgeführt. Die Verwertung des Klärgases im BHKW verläuft störungsfrei.

4.2 Modellcharakter/Übertragbarkeit

In Deutschland wurde bereits Ende der 1990er Jahre mit der Planung und Inbetriebnahme zweier großtechnischer MBA (1999 in Titz-Rödingen und 2000 in Markranstädt) und wenige Jahre später mit der Inbetriebnahme der damals weltweit größten MBA in Kaarst-Nordkanal Pionierarbeit bei der Anwendung des Membranbelebungsverfahrens geleistet.

Das Membranbelebungsverfahren bietet einige offenkundige Vorteile, wie eine flexible Belastbarkeit der biologischen Stufe bei geringem Platzbedarf und eine hohe Reinigungsleistung einschließlich einer Hygienisierung des behandelten Abwassers, die darüber hinaus zahlreichen Möglichkeiten zur Weiterverwendung des Ablaufs bietet. Diese Vorteile haben in den vergangenen 20 Jahren dazu geführt, dass weltweit immer mehr und immer größere Membranbelebungsanlagen zur kommunalen Abwasserbehandlung entstanden sind und immer noch entstehen. Einzelne MBA besitzen dabei Reinigungskapazitäten für mehrere hunderttausend Einwohner (Judd und Judd; Hai et al. 2019; Xiao et al. 2019; Mannina et al, 2020). Dennoch ist die MBA Nordkanal, auch 16 Jahre nach ihrer Inbetriebnahme, immer noch die größte Kläranlage in Deutschland, in der Membranfilter zur Abwasserreinigung genutzt werden. Mögliche Gründe, die dazu geführt haben, sind sicherlich zahlreich und sollen zu Beginn des Kapitels ansatzweise kurz genannt werden:

Etliche Faktoren, die die Verbreitung von MBA weltweit begünstigt haben, sind in Deutschland derzeit nicht oder nur eingeschränkt gegeben. Dazu zählen unter anderem rapid wachsende industrielle und urbane Zentren und der damit einhergehende Platzmangel sowie ein hoher Wasserbedarf, der nicht ausreichend aus konventionellen Quellen gedeckt werden kann. Außerdem hatte sich in Deutschland bereits vor der großtechnischen Einführung des Membranbelebungsverfahrens ein im internationalen Vergleich sehr hoher Standard der kommunalen Abwasserreinigung etabliert, so dass oft wenig Bedarf an der Einführung einer neuen Technologie gesehen wurde und wird.

Wesentliche deutschsprachige Standardwerke zur Bemessung und Auslegung von MBA geben den Kenntnisstand von Anfang bis Mitte der 2010er Jahre wieder (DWA, 2011; Pinnekamp 2006) und sind seitdem nicht aktualisiert worden. Danach wird das Verfahren auf die Nutzung hoher Biomassekonzentrationen im Belebungsbecken in Kombination mit einer aerob-simultanen Schlammstabilisierung und den damit einhergehenden höheren Energieverbräuchen für die biologische Reinigung begrenzt. Die Anwendbarkeit auf größeren Anlagen ist dadurch sehr unattraktiv. Die frühere Empfehlung pauschaler Zuschläge für die Bemessung der Stickstoffelimination schränkt die Anwendung zusätzlich ein. So wird die Diskussion, um eine weitere Verbreitung der Membrantechnik in Deutschland weiterhin vielfach durch Vorbehalte hinsichtlich des Energieverbrauchs der Anlagen gedämpft. Die hier aufgezeigten Vorteile der Technik können in der Wahrnehmung derzeit die vermuteten wirtschaftlichen Nachteile oftmals nicht aufwiegen.

Durch die Nachrüstung der MBA Nordkanal mit einer anaeroben Schlammbehandlung wird gezeigt, dass der Anwendungsbereich des Verfahrens auf Kläranlagen mit separater Schlammbehandlung ausgedehnt werden kann, ohne dass dadurch die Vorteile einer Phasentrennung mit Membranfiltern verloren gehen. Zusätzlich kann dadurch der Energieverbrauch

des Membranbelebungsverfahrens an das Verbrauchsniveau herkömmlicher kommunaler Kläranlage angeglichen werden.

Im Folgenden werden die wesentlichen Erkenntnisse aus der Umsetzung des Vorhabens genannt, die bei einer Anwendung des Verfahrens auf anderen Standorten Anwendung finden können und die eine Weiterentwicklung des Membranbelebungsverfahrens darstellen.

Die mechanische Vorbehandlung einer MBA, die mit engmaschigen Sieben erfolgt, kann unter Berücksichtigung des notwendigen hydraulischen Gefälles, um eine mechanische Vorklärung ergänzt werden. Dadurch wird das Abwasser im Zulauf der biologischen Reinigungsstufe weitergehend von partikulären Inhaltsstoffen entfrachtet. Durch die weitergehende Vorbehandlung wird die Konzentration an abbaubarem partikulären CSB im Zulauf der Belebung gesenkt. Dadurch verringert sich der Sauerstoffbedarf der biologischen Stufe für die Oxidation von Kohlenstoffverbindungen. Der Betrieb einer Vorklärung kann so zu einer sehr niedrigen Schlammbelastung im Belebungsbecken, $B_{TS} < 0,1 \text{ kg CSB}/(\text{kg TS-d})$, führen. Gleichzeitig führt die weitgehende Entnahme von inerten partikulären Substanzen im Zulauf der Belebung zu einer zusätzlichen Verringerung der notwendigen Überschussschlamm-entnahme aus dem Belebungsbecken. Dadurch ergeben sich bei gleichem TS-Gehalt im Becken längere Aufenthaltszeiten für die Biomasse und damit andere Wachstumsbedingungen für langsamer wachsende Bakteriengruppen wie z. B. Nitrifikanten. Je nach Abwasserzusammensetzung kann es zu einem Mangel an, für die Denitrifikation notwendigem leicht abbaubarem Substrat kommen. Dieser Mangel kann, im Bedarfsfall z. B. durch zeitweise Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle, mit dem Ziel der Steigerung der Denitrifikationskapazität kompensiert werden. Eine andere Möglichkeit der Stickstoffentlastung der biologischen Hauptstufe ist die Teilstrombehandlung des ammoniumhaltigen Trübwassers der Schlammwässerung z. B. mit einer Deammonifikation.

Die Nutzung der Vorklärung und der getrennten anaeroben Schlammbehandlung auf der Membrananlage erlauben es, die erforderliche Biomassekonzentrationen im Belebungsbecken bei gleicher biologischer Reinigungsleistung insgesamt deutlich zu senken. Auf der MBA Nordkanal konnte die Biomassekonzentration auf weniger als die Hälfte, d.h. von ursprünglich erforderlichen 12 (bis 15) gTS/l auf nur noch auf 5,5 (bis 7) gTS/l reduziert werden. Die tatsächlich erforderliche Biomassekonzentration ist abhängig von der klärtechnischen Bemessung der biologischen Reinigungsstufe und wird unter anderem durch die Abwasserzusammensetzung im Zulauf, die Reinigungsanforderungen, die Abwassertemperatur und bei Umbauten oder Erweiterungen bestehender Anlagen auch durch das bereits vorhandene Beckenvolumen beeinflusst. Auf der MBA Nordkanal konnte gezeigt werden, dass darüber hinaus im praktischen Betrieb die TS-Konzentration flexibel angepasst werden kann. Durch eine Verringerung der Biomassekonzentration lassen sich Leistungsreserven der biologischen Stufe besser zu nutzen. Durch ihre Erhöhung lassen sich zusätzliche Reserven gewinnen.

Eine gegenüber früheren Empfehlungen mögliche und deutliche Verringerung der TS-Konzentrationen der MBA bewirkt zusätzlich eine Verminderung der Viskosität des Belebtschlammes (siehe Abbildung 65) und hat dadurch mehrfache, weitere Auswirkungen.

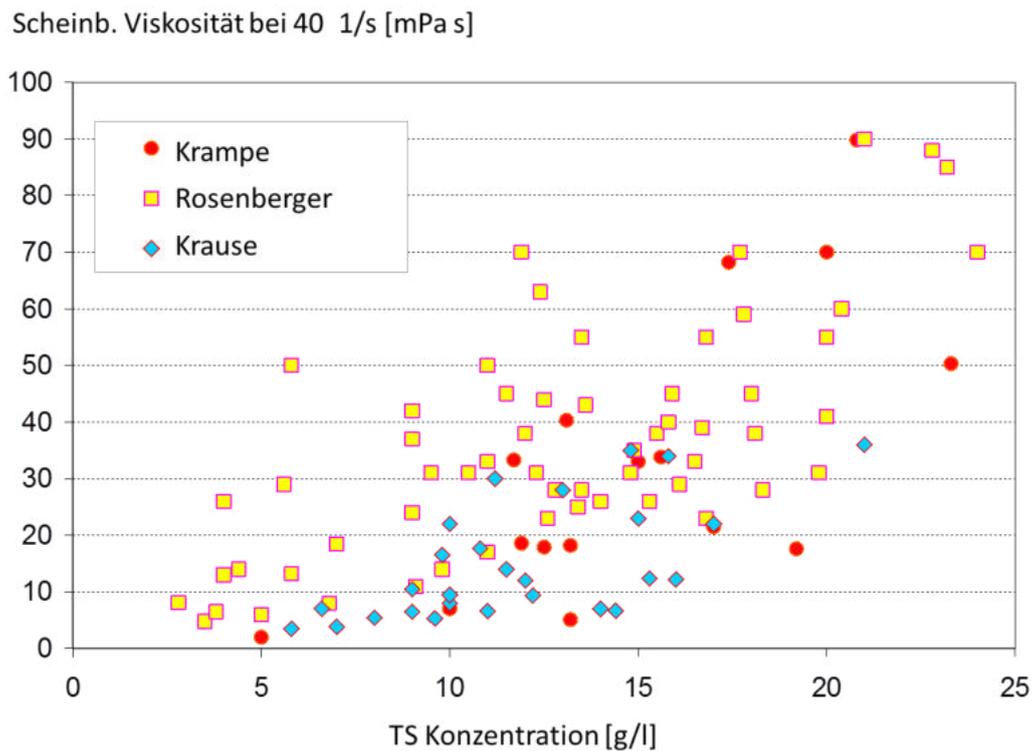


Abbildung 65: Abhängigkeit der scheinbaren Viskosität von der TS Konzentrationen der Biomasse (Henkel, 2006 und 2010)

Bereits früher haben verschiedene Autoren den Zusammenhang zwischen TS-Gehalt, der Viskosität des Wasser-Belebtschlamm-Gemisches und dem Sauerstoffeintrag beschrieben (Abbildung 66, Vergleiche hierzu u.a. Henkel, 2006 und 2010). Der Wirkungsgrad des Sauerstoffeintrags steigt mit abnehmender Viskosität. Dies wird mit dem Sauerstoffeintragskoeffizienten α beschrieben, der das Verhältnis zwischen dem Sauerstoffeintrag unter Betriebsbedingungen im Belebtschlamm und in Reinwasser jeweils unter Standardbedingungen darstellt. Mit sinkender Viskosität, steigt der α -Wert an und damit die Energieeffizienz des Sauerstoffeintrags. Diese Abhängigkeiten zwischen dem TS-Gehalt, der Viskosität und dem α -Wert haben sich im Betrieb der Membrananlage Nordkanal ebenfalls bestätigt.

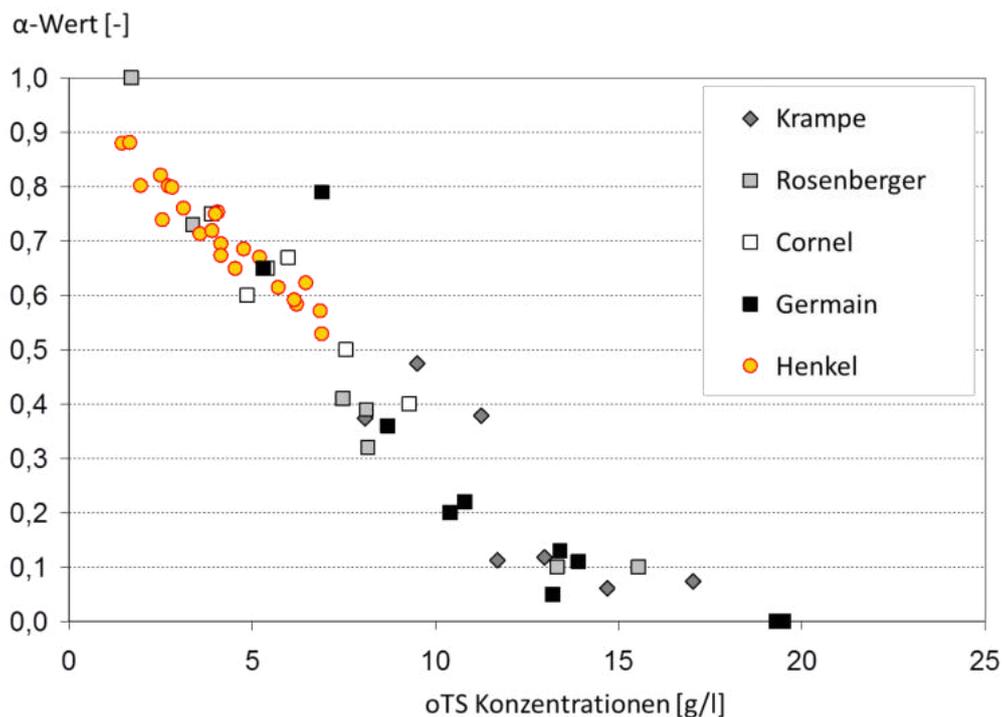


Abbildung 66: Abhängigkeit des α -Wertes von der oTS Konzentrationen der Biomasse (Henkel, 2006 und 2010)

Die dauerhafte Reduzierung der Biomassekonzentration trägt zu der bereits in Tabelle 22 dargestellten signifikanten Reduzierung des spezifischen Verbrauchs an elektrischer Energie für den Sauerstoffeintrag in die Belebung bei. Im Hinblick auf den Sauerstoffbedarf und damit den dokumentierten Energiebedarf der biologischen Stufe ist anzumerken, dass auf der MBA Nordkanal derzeit noch Essigsäure als externe Kohlenstoffquelle zu dosiert wird, um die Denitrifikationsleistung der Anlage zu unterstützen. Die Deammonifikation zur Teilstrombehandlung des ammoniumhaltigen Trübwassers aus dem Betrieb der maschinellen Schlammbehandlung mittels Zentrifuge läuft noch nicht stabil. Zukünftig kann bei stabiler Leistung der Deammonifikation auf die Zugabe einer externen Kohlenstoffquelle weitgehend verzichtet werden, so dass eine weitere, dauerhafte Senkung des TS-Gehalts in der biologischen Reinigungsstufe möglich wird. Weiterhin wird dadurch der Sauerstoffbedarf für die Oxidation des Ammoniumstickstoffs in der biologischen Hauptstufe zusätzlich reduziert. Eine weitere Senkung des spezifischen Stromverbrauchs ist dadurch zu erwarten.

Tabelle 22: Kenngrößen des spezifische Stromverbrauch für die Sauerstoffversorgung der biologischen Hauptstufe der MBA Nordkanal im Vergleich

Idealwert nach DWA A216	Nach der verfahrenstechnischen Optimierung 2014	Nach der Umbaumaßnahme zur anaeroben Schlammbehandlung 2019	Prognose nach der Inbetriebnahme der Deammonifikation
kWh/(EW·a)	kWh/(EW·a)	kWh/(EW·a)	kWh/(EW·a)
12	24	9,7	8,3
		(EW nach DWA)	
	24	8,8	7,5
		(EW nach Ausbaugröße)	

Durch die geringere TS-Konzentration sinkt bei gleicher Filterleistung bzw. gleichem Durchfluss die Feststoffbelastung der Membranfilter und die Durchströmung und der Stoffaustausch innerhalb der Membranmodule werden verbessert. Das Risiko einer Verschlämzung der Zwischenräume der einzelnen Filterelemente wird erheblich vermindert. Die geringere TS-Konzentration, die größeren Schlammflocken und die dadurch grundsätzlich verminderte Viskosität des Abwasser-Belebtschlamm-Gemisches wirken sich positiv auf den Betrieb der Membranfiltration aus. Parameter wie die Abwassertemperatur und die Anwesenheit besonderer Inhaltsstoffe (Fette, Eiweiße, Kohlenhydrate, usw.) bestimmen zusätzlich die Filtereigenschaften des Abwasser-Belebtschlamm Gemisches.

Insgesamt kann bei geringeren TS-Konzentrationen die Filterleistung gesteigert werden und der erforderliche Spülluftvolumenstrom für den Filterbetrieb sogar reduziert werden. Membranhersteller geben abhängig vom Filtertyp und der Betriebsweise einen üblichen Luftvolumenstrom vor, der einen sicheren Anlagenbetrieb ermöglicht. Diese Vorgaben enthalten Sicherheiten und beziehen sich in der Regel auf den Betrieb bei höheren TS-Gehalt von 12 g/l ohne weitere physikalische und chemische Beschaffenheiten der Biomasse explizit zu berücksichtigen. und damit die tatsächlich erforderliche Intensität der Membranbelüftung. Der Betreiber kann daher anhand von eigenen Erfahrungen und einer Überwachung der Filter selbst den optimalen und gegeben falls geringeren Spülluftbedarf ermitteln.

Die Filtereigenschaften unterliegen temperaturabhängigen, jahreszeitlichen Schwankungen. Eine wesentliche physikalische Kenngröße ist dabei die Viskosität des Wassers. Die Viskosität des Wassers steigt bei sinkenden Temperaturen an und das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisches lässt sich schlechter filtrieren, was unter anderem durch höhere transmembrane Druckdifferenzen messbar wird. Der Ertverband hat für den Betrieb der Membranfiltration daher verschiedene temperaturabhängige Einstellungen etabliert. Bei unterschiedlichen Temperaturen werden so unterschiedliche spezifische Durchflüsse, als Flux in $l/(m^2 \cdot h)$, realisiert. Bei Abwassertemperaturen über $13^\circ C$ wird ein höherer Flux eingestellt. Auf der MBA Nordkanal kann bei dieser Einstellung ein maximaler Flux von bis zu $45 l/(m^2 \cdot h)$ erreicht werden. Bei Temperaturen unter $13^\circ C$ wird dagegen der Flux reduziert. Die Permeatausbeute und der

Wirkungsgrad der Filtration werden so bei höheren Wassertemperaturen und bei gleichem Energieverbrauch erheblich gesteigert.

Nach Inbetriebnahme der Kläranlage wurde 2008 bereits eine erste Energieverbrauchsanalyse durchgeführt (Erftverband, 2009). Aufgrund der 2015 vorgenommenen Prozessverbesserungen wurde der Luftertrag an den Membranfiltern erheblich reduziert, so dass ein höherer Anteil des Sauerstoffes für die Versorgung der biologischen Reinigung heute über die feinbläsige Prozessbelüftung eingetragen werden muss. Die Verbräuche der einzelnen Prozessstufen sind daher nicht mehr mit dem ursprünglichen Zustand vergleichbar. Der Vergleich des spezifischen Verbrauchs an elektrischer Energie für die Gesamtanlage zeigt insgesamt den erheblichen Rückgang des Stromverbrauchs der MBA Nordkanal an (Tabelle 23).

Tabelle 23: Kenngrößen des Spezifische Stromverbrauchs für die gesamte MBA Nordkanal im Vergleich

Mittelwert der Kläranlagen der Größenklasse 4 in Deutschland (Fricke, 2009)	Nach Inbetriebnahme der MBA (Zustand 2008)	Nach Umbau mit anaerober Schlammbehandlung 2019
kWh/(EW·a)	kWh/(EW·a)	kWh/(EW·a)
35	69	39,7

Der in der Vorklä rung anfallende Primärschlamm kann, wie bei konventionellen Kläranlagen mit getrennter anaeroben Schlammbehandlung, auf dem Wege der Klärgasproduktion energetisch verwertet werden. Der Energiegehalt des Primärschlammes unterscheidet sich nicht von konventionellen Kläranlagen. Das wesentliche Ziel der anaeroben Schlammbehandlung ist die Biogasproduktion und die daraus resultierende Stromerzeugung. Der Eigenversorgungsgrad mit elektrischer Energie EV_{el} auf der MBA Nordkanal liegt zurzeit gesichert bei 30 % bis 35 %. Mit weiteren Optimierungen der Reinigungsprozesse wird der Energiebedarf sinken und die Eigenversorgung kann prozentual zum Gesamtverbrauch steigen.

Der Umbau der simultan-aeroben zur getrennt-anaeroben Schlammbehandlung hat auch positive Effekte auf die Klärschlammbehandlung und -entsorgung. Seit der Inbetriebnahme der neuen Anlagenteile auf der MBA Nordkanal konnte die Schlammmentwässerung erheblich gesteigert werden. Teilweise wurden Trockenrückstände im entwässerten Schlamm von bis zu 32 % erreicht. Dies stellt im Vergleich zu anderen kommunalen Kläranlagen des Erftverbandes mit vergleichbarer Abwasserzusammensetzung eine deutliche Steigerung dar. Neben einem Rückgang der Klärschlammmenge insgesamt sinken zusätzlich auch die Entsorgungskosten. Vergleichbare Entwässerungsleistungen wurden auf der MBA Nordkanal in den Jahren 2006-2008 vorübergehend erreicht. Zu diesem Zeitpunkt war die Feinsiebanlage mit einer Maschenweite von 1,0 mm ausgestattet und das Siebgut wurde vor der Entwässerung mit dem Überschussschlamm vermischt. Die damalige Abscheideleistung von Grob- und Faserstoffen, nicht aber von organischen Stoffen in Form von CSB, entsprach in etwa der heutigen Abscheideleistung der Vorklä rung mit der anschließenden Feinsiebung mit einer Lochweite von 1,5 mm. Die hohe Entwässerungsleistung der neuen Zentrifuge scheint daher, abgesehen von

einem höheren Stabilisierungsgrad des Schlammes nach der anaeroben Behandlung, auch auf die Anwesenheit von strukturbildenden Stoffen aus dem Primärschlamm bzw. aus dem Siebgut der Feinsiebung zurück zu führen zu sein.

Insgesamt zeigen die Erfahrungen aus dem Vorhaben, dass sich das Membranbelebungsverfahren auch auf Kläranlagen mit getrennt anaerober Schlammbehandlung erfolgreich einsetzen lässt. Hier können gegenüber MBA mit simultan-aerober Schlammstabilisierung eine deutlich höhere Energieeffizienz und eine gesteigerte Leistungsfähigkeit der Membranfilter erreicht werden ohne dass Einbußen bei der Entfernung von organischen Schmutzstoffen, Nährstoffen, Feststoffen und Krankheitserregern zu verzeichnen sind. Die Vor- und Nachteile, die sich aus der Erweiterung der Membranbelebungsanlage Nordkanal mit dem Verfahren der anaeroben Schlammbehandlung ergaben, sind in Abbildung 67 dargestellt.

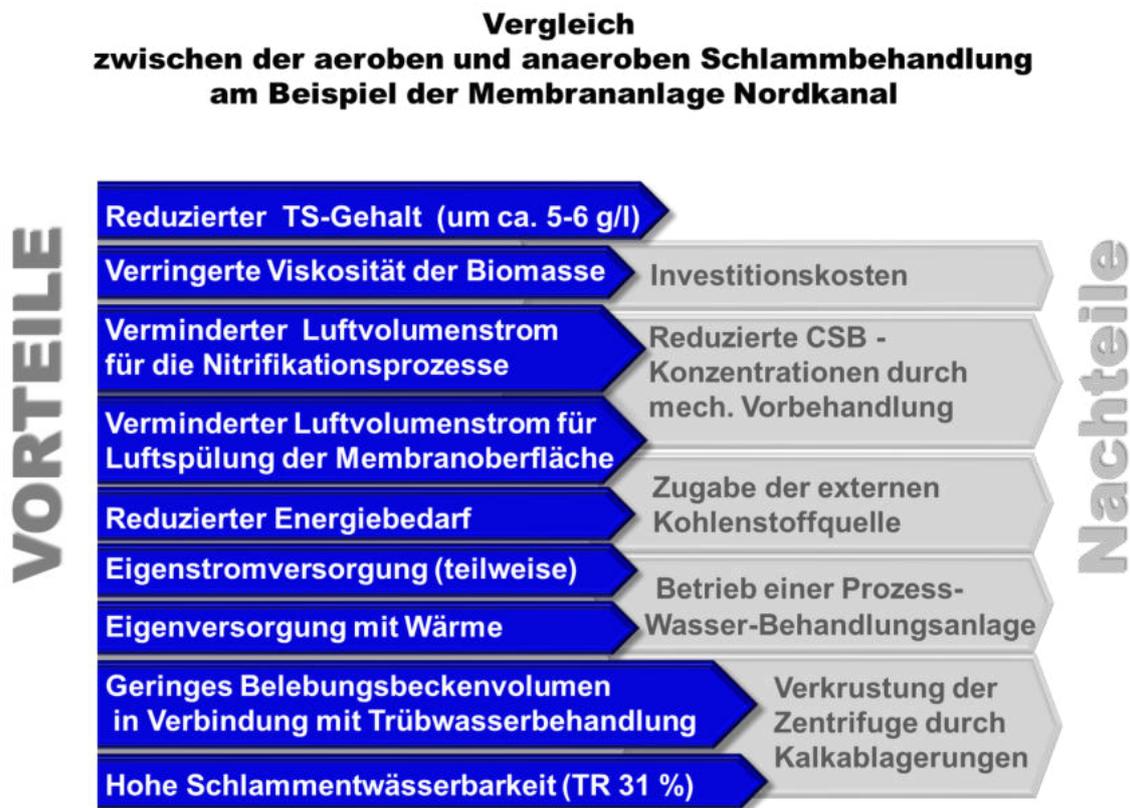


Abbildung 67: Vergleich zwischen der aeroben und anaeroben Schlammbehandlung am Beispiel der Membrananlage Nordkanal

Für eine Anwendung des Verfahrens bei der Planung neuer Membranbelebungsanlagen können auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse folgende Verfahrenskenngrößen empfohlen werden (siehe Tabelle 24). Die Werte in der Tabelle basieren auf dem Entwurf und den bisherigen Betriebserfahrungen der MBA Nordkanal. In Abhängigkeit der gegebenen Abwasserzusammensetzung und der Zuflussbedingungen ist die Übertragung dieser Kenngrößen auf andere Standorte weiterhin einer kritischen Prüfung zu unterziehen.

Tabelle 24: Orientierungswerte und Verfahrenskenngrößen für die Dimensionierung von MBA mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung

Verfahrensstufe	Kenngröße	Bemessungsempfehlung
Vorklärung	Aufenthaltszeit des Abwassers bei Trockenwetterzufluss	< 0,75h, bei zweistraßiger Ausführung der Vorklärung kann durch zeitweise Stilllegung bzw. Umfahrung einer Straße der Wirkungsgrad der Vorklärung bei Bedarf reduziert werden. Die Ausschleusung von leicht abbaubarem CSB mit dem Primärschlamm kann so gezielt verringert werden, damit ausreichend Substrat für die Denitrifikation zur Verfügung steht. Bei Wartungs- und Revisionsarbeiten ist eine zweistraßige Ausführung ebenfalls vorteilhaft und erhöht darüber hinaus die Betriebssicherheit bei Störungen.
	Lochweite	1,5 mm Rundloch / 1,0 mm Quadratlochung bzw. Masche Die Leistungsfähigkeit der Siebe und der Anfall an Siebgut können vorsorglich auf einen Betrieb ohne Vorklärung ausgelegt werden, um entsprechende Betriebssicherheit zu erhalten.
Belebungsbecken	Biomassekonzentration	< 5 gTS/l (bis 12 g/l weiterhin möglich) in Abhängigkeit der klärtechnischen Bemessung
	Sauerstoffeintragskoeffizient	α -Wert > 0,6 bei 5 gTS/l
	Volumenanteil der Denitrifikation	Bemessung in Abhängig von der Stickstoffbilanz, < 50% starrer Volumenanteil sind möglich, flexibler Betrieb mit intermittierender bzw. teilweise intermittierender Belüftung ist empfehlenswert
Erreichbare, mittlere Ablaufkonzentrationen	CSB	< 15 g/l
	NH ₄ -N	< 1,0 g/l
	Nanorg	< 10 g/l
	P _{ges}	< 0,8 g/l
	Keimreduktion	> 4 log-Stufen (> 99,99 %)
Membranfiltration	Maximaler Flux bei T > 13° C und TS < 8 g/l	Bis zu 45 l/(m ² h) möglich
	Technische Lebensdauer	> 15 Jahre

Bei einer Anwendung des Membranbelebungsverfahrens sind neben aktuellen wirtschaftlichen Kennzahlen des Verfahrens auch die Vorzüge hinsichtlich des Platzbedarfes und der Reinigungsleistung zu berücksichtigen. Möglichkeiten der Weiter- bzw. Wiedernutzung des behandelten Abwassers aus MBA können dabei ebenfalls eine Rolle spielen.

5. Zusammenfassung / Summary

Einleitung

Die weitere Verbreitung der Anwendung der Membrantechnik zur Abwasserreinigung in Deutschland wird vielfach durch die Diskussion um die Energiekosten der Anlagen gedämpft. Die offensichtlichen Vorteile der Technik wie ein deutlich kleinerer Flächenbedarf im Vergleich zu einer konventionellen Kläranlage, die flexible Anpassung an unterschiedliche Belastungen durch Anpassung des Feststoffgehaltes im Belebungsbecken und die hohe Reinigungsleistung durch den partikelfreien Ablauf einschließlich der Hygienisierung des behandelten Abwassers können derzeit in der öffentlichen Wahrnehmung vermeintliche wirtschaftliche Nachteile oftmals nicht aufwiegen.

Der Ertvverband betreibt seit 2004 am Standort Kaarst-Nordkanal eine Membranbelebungsanlage (MBA). Die Kläranlage reinigt kommunales Abwasser mit einer Kapazität von 80.000 EW. Entsprechend dem Stand der Technik bei Planung dieser MBA, wurde die Anlage 2004 so dimensioniert, dass der Klärschlamm im Belebungsbecken simultan aerob stabilisiert wurde. Dies hatte verfahrenstechnisch bedingt einen höheren Energieverbrauch zur Folge, war aber aufgrund der damaligen Energiepreise angemessen, um die Komplexität der damals noch neuartigen Verfahrenstechnik besser beherrschbar zu machen.

Der überwiegende Teil der auf der MBA Nordkanal installierten Membranfilter ist seit der Inbetriebnahme der Filterstufe vor 17 Jahren dauerhaft in Betrieb. Dies ist ein weiteres Ergebnis intensiver betrieblicher Bemühungen, die Prozesse der biologischen Reinigung und Membranfiltration ständig zu verbessern und die Effizienz der Filtration zu erhöhen.

Vorhabenumsetzung

Bereits in den Jahren 2011 bis 2015 wurde im Rahmen des Umweltinnovationsprogramms (gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Förderschwerpunkt „Energieeffiziente Abwasseranlagen (EEA)“) durch prozess- und verfahrenstechnische Verbesserungen der Membranfiltration und der biologischen Reinigungsstufe der Energieverbrauch der Anlage deutlich reduziert (Drensla und Janot, 2016). Eine darüber hinaus gehende, Steigerung der Energieeffizienz erschien möglich. Durch die Nachrüstung der MBA Nordkanal mit einer anaeroben Klärschlammbehandlung sollte bei gleicher bzw. gesteigerter Reinigungsleistung der Energieverbrauch an das Niveau vergleichbarer konventioneller Kläranlagen angeglichen werden. 2014 wurde mit den konkreten Planungen des hier dargestellten Vorhabens begonnen. Nach Erhalt der Genehmigung wurden die Bauleistungen Anfang 2016 in einer öffentlichen Ausschreibung vergeben. Die Bauarbeiten fanden bei laufendem Betrieb statt und wurden im März 2019 endgültig abgeschlossen, nachdem bereits 2018 einzelne Bauwerke Zug um Zug in Betrieb gegangen waren. Das BHKW nahm im Februar 2019 die Stromproduktion auf. Bis Anfang 2020 konnte, mit Ausnahme der Deammonifikation, ein weitgehend stabiler Betrieb aller Anlagenteile erreicht werden. Der Betrieb wurde über diesen Zeitraum hinweg beobachtet und evaluiert.

Ergebnisse

Die Vorklärung reduziert die Belastung der Membranbelebungs- mit partikulären Schmutzstoffen. Auch die Frachten an CSB, abfiltrierbarer Stoffe sowie in geringem Umfang auch Stickstoff- und Phosphor werden dadurch im Zulauf der Belebungs- reduziert. Die in der Vorklärung zurückgehaltenen Stoffe werden als Primärschlamm unmittelbar in der Schlammfäulung verwertet und tragen erheblich zur Gasproduktion bei. Der, in der nachfolgenden biologischen Abwasserreinigung anfallende, Überschussschlamm wird ebenfalls zur Klärgasproduktion in der Schlammfäulung verwertet. Es ist damit nicht mehr erforderlich, den Überschussschlamm im Belebungsbecken bei hohen Schlammaltern aerob simultan zu stabilisieren, damit er gespeichert, entwässert und entsorgt werden kann, ohne dass unkontrolliert Faulungsprozesse stattfinden.

Der Sauerstoffbedarf für die biologischen Reinigungsprozesse ist abhängig von der zu behandelnden CSB- und Stickstofffracht sowie vom Schlammalter und geht zurück. Für die vollständige Schlammstabilisierung und Abwasserbehandlung war ursprünglich ein Gehalt an Biomasse von 12 gTS/l erforderlich. Durch die Reduzierung der Biomassekonzentration auf unter 6 gTS/l und die damit verbundene Reduzierung der Viskosität des Schlammes wird der Energiebedarf für den Lufteintrag in die biologische Stufe reduziert und zusätzlich der Sauerstoffübergang der technischen Belüftung verbessert.

Zur Stickstoffelimination nutzt die MBA Nordkanal das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation. Die Entnahme von CSB in der Vorklärung hat ungünstige Auswirkungen auf die Denitrifikation, da für diesen Prozessschritt ausreichende Konzentrationen an leicht abbaubarem CSB erforderlich sind. Durch die nachfolgenden Maßnahmen können diese negativen Auswirkungen auf die Stickstoffelimination gedämpft und kompensiert werden. Die Aufenthaltszeit in der Vorklärung und damit ihr Wirkungsgrad wird in der klärtechnischen Bemessung so gewählt, dass einerseits eine ausreichende Substratversorgung der biologischen Stufe gewährleistet ist und andererseits genügend Primärschlamm zur Energieerzeugung entnommen werden kann. Des Weiteren werden die stickstoffreichen internen Abwässer aus der Schlammwässerung in einer separaten Teilstrombehandlung mittels Deammonifikation behandelt, so dass die biologische Hauptstufe von dieser zusätzlichen Ammoniumstickstoffbelastung freigehalten wird. Im Bedarfsfall kann zusätzlich eine externe Substratquelle in Form von Essigsäure in die Membranbelebungs- dosiert werden, um die Denitrifikationskapazität zeitweise zu erhöhen.

Bei der anaeroben Behandlung des Überschussschlammes und des Primärschlammes in der Schlammfäulung entsteht Klärgas, das in einem BHKW mit einer installierten, elektrischen Leistung von 300 kW energetisch verwertet wird und den Strombezug der Kläranlage aus dem öffentlichen Netz zusätzlich reduziert.

Zusammenfassende Ergebnisse zur Energie und Klimabilanz sind in Tabelle 25 dargestellt. Der spezifische Stromverbrauch der Anlage sank durch das Vorhaben auf 39,7 kWh/(EW a). Für den spezifischen Energiebedarf der feinblasigen Druckbelüftung der biologischen Reinigungsstufe wurde ein Wert von 7,5 kWh/(EW a) erreicht, der damit deutlich unter dem Idealwert für konventionelle Kläranlagen von 12 kWh/(EW a) liegt.

Die Herstellungskosten der Anlage sind gegenüber der ersten Kostenschätzung durch den allgemeinen Preisanstieg für Bauleistungen sowie infolge von Anpassungen und Mehraufwendungen während der Planungs- und Bauphase gestiegen. Gleichzeitig war ein Anstieg der Strombezugskosten zu verzeichnen. Die Nachkalkulation hat gezeigt, dass die Amortisationsdauer für das Vorhaben weiterhin kürzer ist als die erwartete technische Nutzungsdauer der Anlage. Die wirtschaftlichen Ziele der Maßnahme sind damit erfüllt.

Tabelle 25: GWK-Nordkanal - Kennwerte der Energie-, Faulungs- und Klimabilanzierung vor und nach dem Umbau

Bezeichnung Kennwert	Formelzeichen	Einheit	Zustand 2008	Vor Umbau 2015	Nach Umbau 2019
Energiebilanz					
gesamter Stromverbrauch	E_{ges}	kWh/a	5.497.570	3.238.746	3.173.081
Strombezug	E_{Bezug}	kWh/a	5.497.570	3.073.396	2.103.445
Jahresabwassermenge	Q_a	m ³ /a	5.689.160	4.985.677	5.055.221
gesamter spez. Stromverbrauch (EW_{CSB}=72.000 EW)	$e_{\text{ges, EW}}$	kWh/(E·a)	76	44,9	44,0
gesamter spez. Stromverbrauch (Ausbaugröße 80.000 EW)	$e_{\text{ges, AB}}$	kWh/(E·a)	69	40,5	39,7
spez. Stromverbrauch (Wassermenge)		kWh/m ³	0,90	0,65	0,63
Eigenversorgungsgrad, Elektrizität (BHKW)	$EV_{\text{el (BHKW)}}$	%	0	0	MW: 27 Max: 35
Eigenversorgungsgrad, Elektrizität (BHKW + PV)	$EV_{\text{el (BHKW + PV)}}$	%	0	MW: 5	MW: 34 Max: 46
Faulungsbilanz					
spez. Faulgasproduktion (EW_{CSB})	$e_{\text{FG, EW}}$	l/(E·d)	0	0	19,54
spez. Faulgasproduktion (AB-Größe)	$e_{\text{FG, AB}}$	l/(E·d)	0	0	17,58
Grad der Faulgasumwandlung in Elektrizität	N_{FG}	%	0	0	26,4
Klimabilanz					
Gesamte CO₂-Emission		t/a	k.A.	1.781	1.034
Spez. CO₂-Emission (EW_{CSB}=72.000 EW)		kg/(EW a)	k.A.	24,7	14,4

In diesem Vorhaben wurden Hinweise für die Übertragung der Verfahrenskombination auf andere Standorte sowie für die Bemessung kommunaler Membranbelebungsanlagen in Deutschland erarbeitet, welche im Folgenden zusammengefasst sind

- Die Aufenthaltszeit des Abwasser im Vorklärbeckens kann anhängig von der organischen Schmutzfracht im Zulauf variiert werden. Eine Aufenthaltszeit bei mittlerem Trockenwetterzufluss von 0,75 h ist bei herkömmlicher kommunaler Abwasserzusammensetzung (spezifische Frachten für CSB von rund 120 g/(EW d) und rund 11 g/(EW d) für Stickstoff) zu empfehlen. Eine zweistraßige Ausführung der Vorklärung ermöglicht dabei zusätzlich eine zeitweise Stilllegung bzw. Umfahrung einer Straße, so dass der tatsächliche Wirkungsgrad der Vorklärung variiert werden kann.
- Eine Feinsiebung im Ablauf der Vorklärung mit einer Lochweite von 1,5 mm bietet ausreichenden Schutz der Membranfilter vor Verzapfungen mit Fasern und anderen Störstoffen. Das Siebgut der Feinsiebung kann zusammen mit dem Klärschlamm weiter behandelt werden.
- Eine Auslegung der Biomassekonzentration im Belebungsbecken auf unter 5 gTS/l ist in Abhängigkeit der klärtechnischen Bemessung und ohne Einschränkung der Reinigungsleistung machbar, wobei weiterhin auch höhere Gehalte bis 12 gTS/l möglich sind. Der Volumenanteil der Denitrifikation kann in Abhängigkeit von der Stickstoffbilanz festgelegt werden. Ein flexibler Betrieb der Denitrifikation mit intermittierender bzw. teilweise intermittierender Belüftung erscheint empfehlenswert. Der Betrieb der MBA mit geringen Biomassekonzentrationen hat erhebliche Energieeinsparungen bei der Belüftung der Belebungsbecken zur Folge, da sich der Sauerstoffübergang im belebten Schlamm verbessert.
- Auf der MBA Nordkanal werden die vier parallelen Belebungsbecken alternierend beschickt. Diese Betriebsweise trägt zu einer guten Filtrierbarkeit des Belebtschlammes und einer energetisch günstigen Betriebsweise der Membranfiltration bei. So können auf der MBA Nordkanal maximale spezifische Durchflüsse der Membranfiltration von bis zu 45 l/(m² h) erreicht werden.
- Die Entwässerbarkeit des anfallenden Klärschlammes ist sehr gut. Es werden im Mittel Entwässerungsgrade von 29,3% TR erreicht. Gegenüber dem vorherigen Betrieb mit simultan aerober Schlammstabilisierung (TR im Mittel ca. 26,4%) konnte das Ergebnis erheblich gesteigert werden.
- Die sehr hohe Elimination von Krankheitserregern und Keimen im Ablauf der MBA ist auch nach 17 Jahren Betrieb der Membranfilter noch gegeben. Dies gilt auch für antibiotikaresistente Keime. Die gemessenen Konzentrationen fäkal coliformer Keime im Ablauf der MBA liegen dabei in einer Größenordnung von nur 10² KBE/100ml (im Vergleich zu Nachklärbeckenabläufen konventioneller Kläranlagen mit Keimzahlen in einer Größenordnung von 10⁴ bis 10⁵ KBE/100ml).
- Darüber hinaus ist der Betrieb der MBA mit einer simultanen Dosierung von Pulveraktivkohle zur Mikroschadstoffentfernung möglich.

Ausblick

Gegenüber früheren Darstellungen (Pinnekamp, 2006; DWA, 2011) ist damit nachgewiesen, dass das Membranbelebensverfahren nicht auf die Anwendung mit einer simultanen, aeroben Schlammstabilisierung beschränkt ist. In Kombination mit einer getrennten anaeroben Schlammstabilisierung kann eine MBA deutlich energieeffizienter betrieben werden. Die Möglichkeiten für die sichere Anwendung von MBA zur kommunalen Abwasserbehandlung werden damit deutlich erweitert. Mit einem einzigen, integrierten Verfahren ist so eine Reduzierung von Mikroschadstoffen, Krankheitserregern und auch Mikroplastik im Ablauf von Kläranlagen machbar (HyReKA, 2018; Talvitie, 2018; Hai et al. 2019; Mannina et al., 2020).

Die hohe Reinigungsleistung bietet außerdem sehr gute Voraussetzungen für eine Weiterverwendung oder Wiederverwendung des gereinigten Abwassers. Dies ist in den letzten Jahren vielfach dokumentiert worden (Hai et al, 2019; Mannina et al 2020), wird aber derzeit überwiegend in Gebieten genutzt, in denen ein Mangel an konventionellen Frischwasserquellen besteht. Aufgrund der in den letzten Jahren auch in Deutschland wiederkehrenden, anhaltenden Hitze- und Trockenheitsperioden beabsichtigt der Erftverband Wasser aus dem Ablauf der Membranbelebungsanlage Nordkanal zur Bewässerung von Waldflächen in unmittelbarer Nachbarschaft der Kläranlage zur Verfügung zu stellen.

Summary

Introduction

The widespread application of membrane technology for wastewater treatment in Germany is currently often dampened by discussions concerning the plants' energy costs. The obvious advantages of the technology, such as a significantly smaller area requirement in comparison to common waste water treatment plant, the flexible adaptation to different loads by adjusting the solids content in the aeration tank and the high purification performance due to the particle-free discharge including the hygienisation of the treated wastewater, often cannot outweigh the economic disadvantages of the public's perception.

Since 2004, the Erftverband has been operating a membrane bioreactor (MBR) at the Kaarst-Nordkanal site. The MBR treats municipal wastewater for a population of 80,000 people. According to the state of the art at the time of planning the MBR, the plant was constructed in such a way that that the sewage sludge is simultaneously aerobically stabilized in the aeration tanks. This resulted in higher energy consumption due to the specific process but was appropriate with regards to the energy costs during that time in order to reduce the complexity of the then still new technological process.

Most of the membrane filters installed on the Nordkanal MBR have been operating continuously since the commissioning of the filter stage 17 years ago. This is a further result of the intensive operational efforts to continuously improve the processes of biological purification and membrane filtration and to increase the filtration's efficiency.

Project Implementation

From 2011 to 2015 as part of the Environmental Innovation Program (funded by the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety - Funding focus "Energy-efficient wastewater systems"), the plant's energy consumption was significantly reduced by process improvements of the membrane filtration and the biological treatment stage (Drensla und Janot, 2016). Further increase in energy efficiency seemed possible: By retrofitting the Nordkanal MBR plant with an anaerobic sludge treatment system, energy consumption would be brought into line with the level of comparable conventional sewage treatment plants with the same or increased treatment capacity.

In 2014, concrete planning of the project presented had begun. After receiving the approval, the construction work was awarded in a public tender in the beginning of 2016. The construction took place during ongoing operations and was finally completed in March 2019 after individual structures had already been commissioned in 2018. The cogeneration plant started producing electricity in February 2019. It wasn't until the beginning of 2020, with the exception of the deammonification, that a largely stable operation of all plant components was achieved. Operation was monitored and evaluated over this period of time.

Project Results

The primary clarification reduces the load of the MBR with particular organic pollutants. At the same time, primary sludge is produced, which can be used in sludge digestion. The excess sludge resulting from the subsequent biological wastewater treatment is also used for the production of sewage gas in the sludge digestion. It is therefore no longer necessary to stabilise the excess sludge at high sludge retention times in the aerobic activated sludge tank so that the sludge can be stored, drained and disposed of without unwanted anaerobic degradation.

The oxygen demand of the biomass, which depends on the COD and nitrogen loading as well as the sludge retention time, decreases. The biomass content required for biological wastewater treatment is reduced from the original 12 g/l to below 6 g/l. Additionally, this improves the oxygen transfer and reduces the energy required for the aeration of the biological stage.

Nitrogen removal at Nordkanal MBR is based on upstream denitrification. The removal of organic substrate (COD) in the primary clarification stage impairs this denitrification treatment because this process requires sufficient concentrations of easily biodegradable COD. Negative effects can be compensated for by following measures. The residence time in the primary sedimentation and its removal rate is designed to facilitate the necessary substrate supply at the biological stage while achieving a satisfactory primary sludge production that is needed for energy generation. The nitrogen-rich internal wastewater from the sludge draining is treated in a separate partial stream treatment by means of deammonification so that the main biological stages are kept free of additional ammonium nitrogen load. If necessary, an external substrate source in the form of acetic acid can be added to the membrane activation to temporarily increase the denitrification capacity.

During the anaerobic treatment of the excess sludge and the primary sludge in the sludge digestion, sewage gas is produced, which is energetically utilised in a “combined heat and power plant (CHP)” with an installed electrical capacity of 300 kW which also reduces the power consumption of the sewage treatment plant from the public grid.

The first preliminary design for the conversion of the MBR plant in the described manner had already been completed in 2012. Concrete planning was begun in 2014. After receiving the approval for the construction and modified operation of the MBR plant, the work was submitted to public tender. Construction works under ongoing operation began in the spring of 2016 and completed in March 2019 after individual structures had already been put into operation in 2018. The cogeneration plant started producing electricity in February 2019. By the beginning of 2020, stable operation of all parts of the plant (except the deammonification unit) was finally achieved.

The operating results were scientifically evaluated parallel to construction and commissioning (table 26). The specific electricity consumption per population equivalent (PE) of the plant dropped to 39.7 kWh/(PE a). For the specific energy demand of the fine bubble aeration of the biological treatment stage, a value of 7.5 kWh/(PE a) was achieved, which is clearly below the ideal value for conventional sewage treatment plants of 12 kWh/(PE a).

The manufacturing costs of the plant have risen compared to the initial cost estimate due to the general price increase for construction work and adjustments and additional expenses during the planning and construction phase. At the same time, however, there was also an increase in the cost of electricity purchase. The post-calculation has shown that the payback period for the project is still shorter than the expected technical service life of the plant. The economic objectives of the measure have thus been met.

Table 26: Nordkanal MBR – Key performance indicators of energy consumption, digestion and carbon footprint before and after the retrofit

Indicator	Symbol	Unit	Status 2008	Before retrofit 2015	After retrofit 2019
Energy Consumption					
Total electric energy consumption	E_{tot}	kWh/a	5.497.570	3.238.746	3.173.081
External power supply	E_{ext}	kWh/a	5.497.570	3.073.396	2.103.445
Annual wastewater inflow	Q_a	m ³ /a	5.689.160	4.985.677	5.055.221
Specific energy consumption (PE-COD=72.000 PE)	$e_{tot, PE}$	kWh/(PE·a)	76	44,9	44,0
Specific energy consumption (design capacity 80.000 PE)	$e_{tot, DC}$	kWh/(PE·a)	69	40,5	39,7
Specific energy consumption (flow)		kWh/m ³	0,90	0,65	0,63
Self-sufficiency level, electricity (CHP)	$EV_{el (CHP)}$	%	0	0	Avg.: 27 Max: 35
Self-sufficiency level, electricity (CHP + PV)	$EV_{el (CHP + PV)}$	%	0	Avg: 5	Avg: 34 Max: 46
Anaerobic Digestion					
Specific gas production (PE_{COD})	$e_{GP, PE}$	l/(PE·d)	0	0	19,54
Specific gas production (design capacity)	$e_{GP, DC}$	l/(PE·d)	0	0	17,58
Efficiency of electrical power conversion	N_{FG}	%	0	0	26,4
Carbon Footprint					
Total CO₂-Emission		Mg/a	n.g.	1.781	1.034
Spec. CO₂-Emission (PE_{COD}=72.000 PE)		kg/(PE a)	n.g.	24,7	14,4

Recommendations for the transfer of the technology to other sites and for the dimensioning of municipal MBR plants in Germany have been developed and are summarised as follows:

- The primary sedimentation tank can be planned depending on the organic pollutant load in the inlet. A retention time of 0.75 h in dry weather inflow is possible with average wastewater composition. A two-lane design allows a temporary shutdown or the bypass of one lane so that the actual efficiency of the primary clarification can be adjusted.
- Fine screening in the primary clarifier outlet with a hole width of 1.5 mm offers sufficient protection of the membrane filters against clogging of fibres and other unwanted materials. The screening goods from the fine screening can be treated further together with the sewage sludge.
- The biomass concentration (dry suspended solids, DSS) in the aeration tank can be set to less than 5 g DSS/l, depending on the technical dimensioning of the bioreactor system, without limiting the purification capacity. Higher contents of up to 12 g DSS/l are also possible. The volume fraction of denitrification can be determined depending on the nitrogen balance. A flexible operation of the denitrification and nitrification with intermittent or partially intermittent aeration can be recommended. The operation of the MBR with low biomass concentrations results in considerable energy savings in the process aeration of the bioreactor, while the oxygen transfer in the activated sludge is improved.
- On the Nordkanal MBR, the four parallel activated sludge tanks are fed alternately. This operating mode contributes to good filtration of the activated sludge and a favourable operating mode of the membrane filtration. Thus, maximum membrane filtration flows of up to 45 l/(m² h) can be achieved by the MBR.
- The ability to drain the sewage sludge that is produced is very high. A drainage degree of 29.3 % dSS is reached on average. Compared to the previous operation with simultaneous aerobic sludge stabilization (DSS on average approx. 25.4 %) the result could be increased considerably.
- The very high elimination of pathogens and germs in the effluent of the MBR is still successful after 17 years of operation of the membrane filters. This also applies to germs resistant to antibiotics. The measured concentrations of faecal coliform bacteria in the effluent of the MBR are in the range of only 10² CFU/100 ml (compared to secondary clarifier effluents of conventional sewage treatment plants with bacterial counts in the range of 10⁴ to 10⁵ CFU/100 ml).
- In addition, the operation of an MBR plant with simultaneous dosing of powdered activated carbon for micro pollutant removal is advantageous.

Prospects

Compared to earlier publications (Pinnekanmp, 2006; DWA, 2011), it could be demonstrated that the membrane bioreactor process is not exclusively limited to the application with a simultaneous aerobic sludge stabilization. In combination with separate anaerobic sludge stabilization, MBT can also be much more energy-efficient than previously. The possibilities for the safe application of MBT for municipal waste water treatment are thus considerably extended. This opens up further treatment possibilities for municipal wastewater, which integrate a reduction of micro-pollutants, pathogens and also microplastics in the effluent of the wastewater treatment plant with a single process (HyReKa, 2018; Talvitie, 2018; Hai et al. 2019; Mannina et al., 2020).

This high cleaning performance offers very good conditions for further use or reuse of the treated wastewater. This has been widely documented in recent years (Hai et al, 2019; Mannina et al 2020), but currently still applies mainly to areas where there is a lack of conventional fresh water sources. Due to the recurring, persistent periods of heat and drought in recent years, also in Germany, the Erftverband currently intends to make water from the Nordkanal MBR, which would also be available for the irrigation of forested areas in the immediate vicinity of the treatment plant.

6. Literatur

6.1 Weitere Veröffentlichungen zum Vorhaben

- Brepols, C., Drensla, K., Janot, A., Beyerle, L., und Schäfer, H., „Future Perspectives for MBR Applications at the Erftverband“, in *Frontiers in Wastewater Treatment and Modelling FICWTM 2017*, G. Mannina, Hrsg. Springer, 2017.
- Brepols, C., „Ertüchtigung der MBA Nordkanal mit anaerober Schlammbehandlung“, gehalten auf der Tagung Netzwerk Membrantechnik, SIMAS, Seelscheid, Aug. 30, 2017.
- Brepols, C., „Membranbelebungsanlage Kaarst-Nordkanal - Neue Erfahrungen mit Energieeffizienz und Lebensdauer der Membrane“, *Abwasserreport*, Nr. 4.19, S. 9 - 12, 2019.
- Brepols, C., „Zukunftsperspektiven für Membranbelebungsanlagen in der kommunalen Abwasserreinigung“, in *Begleitbuch zur 12. AACHENER TAGUNG WASSERTECHNOLOGIE 24. - 25. Oktober 2017*, Aachen, Okt. 2017.
- Brepols, C., Drensla, K., Janot, A., Beyerle, L., and Schäfer, H., „Future Perspectives for MBR Applications at the Erftverband,“ in *Frontiers in Wastewater Treatment and Modelling FICWTM 2017*, G. Mannina, Ed. Springer, 2017.
- Brepols, C., Drensla, K., Janot, A., und Schäfer, H., „Energetic refurbishment of an existing large-scale MBR“, *Water Practice and Technology*, Bd. 15, Nr. 1, S. 182-187, März 2020, doi: 10.2166/wpt.2020.009.
- Drensla, K., Brepols, C. Janot, A., und M. Bartz, „Membranbelebungsanlage Nordkanal – Neue Erfahrungen mit Energieeffizienz und Lebensdauer der Membrane“, in *Wassertechnologie in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung*, Aachen, Okt. 2019.
- Janot A., Drensla K.: *Aspekte für einen energieeffizienten, wirtschaftlichen und stabilen betrieb von Membranbelebungsanlagen*, Aachener Tagung Wassertechnologie, Aachen 2015, ISBN: 978-3-95886-056-8
- Schäfer, H. „Membranbelebungsanlage Nordkanal - Erweiterung um eine Klärschlammfäulung und Deammonifikation“, gehalten auf der 18. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, Köln, Sep. 14, 2017.

6.2 Verwendete Literatur

- Agudelo-Vera, C.M., Leduc, W.R.W.A., Mels, A.R., Rijnaarts, H.H.M., 2012. Harvesting urban resources towards more resilient cities. *Resources, Conservation and Recycling* 64, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.01.014>
- ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016. *Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination*, 2. Auflage
- Brepols, C., 2010. *Operating Large Scale Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment*. Iwa Publishing, London

- Crutchik, D., Frison, N., Eusebi, A.L., Fatone, F., 2018. Biorefinery of cellulosic primary sludge towards targeted Short Chain Fatty Acids, phosphorus and methane recovery. *Water Research* 136, 112–119. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.047>
- Dominguez L., Cases V., Birek CH., Rodrigez M., Prats D. 2011., Influence of organic loading rate on the performance of ultrafiltration and microfiltration membrane bioreactors at high sludge retention time, *Chemical Engineering Journal*, www.elsevier.com/locate/cej
- Drensla K., 2015. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel Band 37: Chemische Reinigung von getauchten Niederdruck-Hohlfasermembranen auf großtechnischen kommunalen MBR-Anlagen, Kassel 2015, ISBN 978-3-7376-0038-5
- Drensla, K., Janot, A., 2016. Förderschwerpunkt Energieeffiziente Abwasseranlagen - Erftverband Bergheim „Energetische Optimierung der Membrankläranlage am Beispiel des Gruppenklärwerks Nordkanal“. Umweltbundesamt
- Drensla, K., Schäfer, H., Wachendorf, N., Bastian, D., Baumgarten, S., Heeg Ch., 2019. Betrieb eines Membranbioreaktors mit simultaner Pulveraktivkohledosierung: Praxisbeispiel GWK Nordkanal des Erftverbandes, 20. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, Köln, Sep. 11-12, 2019
- DWA, 2016. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Juni 2016. ed, DWA-Arbeitsblatt. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
- DWA, 2012. Merkblatt DWA-M 216 Energiecheck und Energieanalyse - Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen
- DWA, 2011. Merkblatt DWA-M 227 Membranbelebungsverfahren, DWA Regelwerk. Hennef
- Erftverband, 2009. Ermittlung energetischer Beurteilungskriterien für Membrankläranlagen mit Hohlfasermembranen und deren Verifizierung am Beispiel einer Großanlage - Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben. Erstellt durch Pöyry GmbH, Essen
- Fricke, K., 2009. Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen. Umweltbundesamt Pressestelle, Dessau-Roßlau
- Grömping, M., Schäpers, D., Mainz G., 2018. Stickstoffrückbelastung Erweiterter Tagungsband zur 10. Aachener Tagung mit 7. Erfahrungsaustausch Deammonifikation am 27./28.02.2018, ATEMIS GmbH, Aachen
- Hai, F.I., Yamamoto, K., Lee, C.-H. (Eds.), 2019. Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780409177>
- Haberkern, B., Maier, W., Schneider, U., 2008. Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, Forschungsbericht 205 206 307 UBAFB 001075, www.umweltbundesamt.de
- Henkel, J., 2006., Sauerstoffeintrag in Membranbelebungsanlagen - Neue Erkenntnisse, DWA - 4. Membrantage, 27./29.06.2006, Kassel

- Henkel, J., 2010. Dissertation: Oxygen transfer phenomena in activated sludge, Darmstadt
- HyReKA [WWW Document], 2018. . HyReKA „Biologische bzw. hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotikaresistenter Krankheitserreger in klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern“. URL <http://www.hyreka.net/>
- Icha, P. und Kuhs G., 2019. Climate Change 10/19 - Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 – 2018, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-04-10_cc_10-2019_strommix_2019.pdf
- Judd, S., 2011. The MBR Book, Second Edition: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment, 2nd ed. Butterworth-Heinemann, Oxford
- Judd & Judd, S., n.d. Membrane bioreactor MBR | The MBR Site [WWW Document]. URL <http://www.thembrsite.com/> (zuletzt 03.08.2020)
- Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck, S.E., Joss, A., Horn, H., van Loosdrecht, M.C.M., 2014. Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey. Water Research 55, 292–303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032>
- LAWA, 2012. Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen : (KVR-Leitlinien), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Unterausschuss Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft. Rheinbreitbach: Druckerei Plump, 2012
- Mannina, G., Pandey, A., Larroche, C., Ng, H.Y., Ngo, H.H. (Eds.), 2020. Advanced Membrane Separation Processes for Sustainable Water and Wastewater Management – Case Studies and Sustainability Analysis, Current Developments in Biotechnology and Bioengineering. Elsevier, S.I.
- Martinez D., 2011. Anaerobic Submerged Membrane Bioreactor (MBR) treating municipal wastewater under mesophilic and psychrophilic temperature conditions, Berichtsheft Nr. 205, Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität München, ISSN 0942-914X 2011
- Meng, F., Chae, S.-R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H.-S., Yang, F., 2009. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. Water Research 43, 1489–1512. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.044>
- Pinnekamp, J., 2006. Membrantechnik für die Abwasserreinigung. FiW-Verl., Aachen.
- Pinnekamp, J.; Schröder, M.; Bolle, F.-W.; Gramlich, E.; Gredigk-Hoffmann, S.; Koenen, S.; Loderhose, M.; Miethig, S.; Ooms, K.; Riße, H.; Seibert-Erling, G.; Schmitz, M.; Wöffen, B., 2017. Energie und Abwasser Handbuch NRW; Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf
- Schäfer H., Drensla K., Brepols Ch., Trimborn M., Ahring A., Bastian D., Montag D., Wintgens T., Thiemig Ch., Baumgarten S., 2020. Membranbioreaktoren mit simultaner Pulveraktivkohledosierung zur Elimination organischer Spurenstoffe und antibiotikaresistenter Bakterien: Großtechnische Untersuchungen auf dem GWK Nordkanal des Ertfverbands, Korrespondenz Abwasser, Hennef

- Stegmann D., (2009), Untersuchungen der möglichen Ursachen der Überdruckabschaltung der Membrananlage des Erftverbandes, am Gruppenklärwerk Nordkanal, im Zusammenhang mit Spülprozessen, Diplomarbeit an der Fachhochschule Köln, Fachbereich Anlagen- und Verfahrenstechnik im Studiengang Verfahrenstechnik
- Talvitie, J., 2018. Wastewater treatment plants as pathways of microlitter to the aquatic environment (Doctoral Dissertations 86/2018). Aalto University, Helsinki
- van der Hoek, J.P., de Fooij, H., Struiker, A., 2016. Wastewater as a resource: Strategies to recover resources from Amsterdam's wastewater. *Resources, Conservation and Recycling* 113, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.012>
- Xiao, K., Liang, S., Wang, X., Chen, C., Huang, X., 2019. Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review. *Bioresour Technol* 271, 473–481. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.061>

7. Anhang

- 7.1 Begleitendes Messprogramm während der Umrüstungsphase des GWK Nordkanal Bericht Universität Kassel FG SWW September 2020**
- 7.2 Analysenbericht Vermicon Mikrobiologische Populationsanalyse an Belebtschlammproben Dezember 2019**

Erftverband

Anlage 1

Begleitendes Messprogramm

Bericht Uni Kassel FG SWW September 2020



Verfahrenskombination der Membran-Bio-Reaktor-Technologie mit der anaeroben Schlammstabilisierung

**- Begleitendes Messprogramm während der Umrüstungsphase
des Gruppenklärwerks GWK Nordkanal -**

U N I K A S S E L
V E R S I T Ä T

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft



Erftverband, Bergheim

Projektleitung:

V. Prof. Dr.-Ing. Jörg Felmeden

Projektbearbeitung:

Dr.-Ing. Wernfried Schier

September 2020

Kurzzusammenfassung

Der Erftverband, Bergheim hat für das Gruppenklärwerk (GKW) Nordkanal, das für 80.000 EW nach der MBR-Technologie betrieben wird, die bauliche Erweiterung und verfahrenstechnische Umstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung 2019 in Betrieb genommen. Das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) der Universität Kassel war mit einem begleitenden Mess- und Untersuchungsprogramm zu den Aspekten

- ➔ Mechanische Vorreinigungsstufe
- ➔ Betrachtungen der biologischen Reinigungsleistung der MBR-Anlage
- ➔ Gasertragsevaluation
- ➔ CO₂-Bilanzierung

Am Ende der Untersuchungen kann folgendes konstatiert werden.

Eine Mengenabschätzung von bis zu 200 kg/d zurückgehaltener, membrankritischer Feststoffen belegt eindeutig das Erfordernis einer Feinsiebstufe (empfohlene zweidimensionale Sieböffnungsweite: 1,5 mm) hinter einer Vorklärstufe, um Verzopfungen oder Verschlämungen an und in den Membranfiltrationsmodulen der biologischen Stufe zu vermeiden. Damit einher geht jedoch eine mindestens zeitweise kritische CSB-Gesamtreduktion von Vorklärung und Siebung, weswegen eine Einrichtung zur Dosierung leicht abbaubarer organischer Stoffe ebenfalls erforderlich erscheint. Optional sind weitere Verkürzungen der Aufenthaltszeit in der Vorklärstufe hin zu einer Grobentschlammung betrieblich zu prüfen.

Untersuchungen zur stationären Nach- bzw. Neubemessung anhand von Tagesdaten für das Jahr 2016 sowie auf Grundlage des Arbeitsblattes-A 131 (DWA 2016) ergaben eine mittlere Volumendifferenz von ca. 34 %, um welche die Belebungsstufe unterbemessen wäre. Anlagenspezifisch für das GKW Nordkanal mit einem steuerungsbedingt variablen Belegungsvolumen entspricht dies einem Beckenvolumen von ca. 1.000 m³ unter Trockenwetterverhältnissen und somit rund 11 % des gesamten Belegungsvolumens. Dieses Ergebnis wird als bestätigender Hinweis für das vermutete Auftreten zusätzlicher Reinigungseffekte (fixierte Biomasse, bessere Sauerstoffaufnahme bewertet).

Die anaerobe Schlammstabilisierung wurde Ende Januar 2019 in Betrieb genommen, die messtechnische Anbindung der Faulgasmengenmessung erfolgte jedoch erst im April 2019, so dass vollständige Daten ab Mai 2019 vorlagen. Die Faulgasmenge variiert seit der vollständigen Inbetriebnahme der Faulung im April 2019 zwischen monatlich 33.000 m³ und 40.000 m³, die spezifische Gasproduktion zwischen 310 l/kg oTR_{zu} und 407 l/kg oTR_{zu}. Diese Leistungsdaten lassen sich sehr gut in zahlreich publizierte Leistungsspektren vergleichbarer Kläranlagen und vergleichbarer Verfahrensführung einordnen. Da sich stabile und effiziente Betriebsverhältnisse erfahrungsgemäß erst nach längerer Betriebszeit einstellen, kann für die nähere Zukunft noch mit weiteren Leistungssteigerungen gerechnet werden.

Die jährliche CO₂-Gesamtemission reduziert sich durch die Verfahrensumstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung um ca. 42 % auf aktuell ca. 1.000 t CO₂/a. Die einwohnerspezifische CO₂-Emission reduziert sich entsprechend um knapp 10 kg/(EW*a). Maßgeblicher Faktor dieser CO₂-Emissionsreduktion ist die Eigenstromerzeugung aus dem aufgrund der veränderten Verfahrenstechnik anfallenden Faulgas. Der Stromverbrauch hat mit weiterhin über 96 % den bestimmenden Anteil an den CO₂-Emissionen.

Insofern kann resümiert werden, dass sich die Verfahrensumstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung in mehrfacher Hinsicht positiv auswirkt, nämlich zum einen kostensenkend wegen des geringeren Fremdstrombezugs und wegen der reduzierten abzutransportierenden Menge an entwässertem Klärschlamm sowie gleichzeitig wegen der mit beiden Aspekten verbundenen Reduktion an CO₂-Emissionen.

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung	1
2	Untersuchungen zur mechanischen Vorreinigung	2
2.1	Einführende Anmerkungen	2
2.2	Material und Methoden	3
2.2.1	Konzeption.....	3
2.2.2	Probenahme	4
2.2.2.1	Probenahmezeiten	4
2.2.2.2	Probenahme zur Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe.....	5
2.2.2.3	Probenahme zur Bestimmung der Parameter CSB, TN _b und S _{NH4}	6
2.2.3	Analytische Bestimmungsmethoden.....	6
2.2.4	Untersuchungsstandorte	7
2.2.4.1	Gruppenklärwerk (GKW) Glehn.....	7
2.2.4.2	Kläranlage (KA) Grevenbroich.....	9
2.2.4.3	Gruppenklärwerk (GKW) Nordkanal.....	10
2.3	Ergebnisse.....	12
2.3.1	Messphase 1 auf dem GKW Glehn	12
2.3.1.1	Messprogramm	12
2.3.1.2	Zulaufwassermenge und Aufenthaltszeit in der Vorklärung	15
2.3.1.3	Zulaufbelastung – Literaturvergleich (Trockenwettertage)	16
2.3.1.4	Längsprofile der stofflichen Leistungsfähigkeit (nur Vorklärung)	17
2.3.2	Messphase 2 auf dem GKW Glehn	27
2.3.2.1	Änderung der Probenahmesystematik der Sackfiltration.....	27
2.3.2.2	Messprogramm	30
2.3.2.3	Zulaufwassermenge und Aufenthaltszeit in der Vorklärung	31
2.3.2.4	Längsprofile der stofflichen Leistungsfähigkeit (alle Tage).....	31
2.3.3	Messphase 3 auf der KA Grevenbroich.....	35
2.3.3.1	Einführender Hinweis	35
2.3.3.2	Messprogramm	35
2.3.3.3	Zulaufwassermenge und Aufenthaltszeit in der Vorklärung	36
2.3.3.4	Längsprofile der stofflichen Leistungsfähigkeit (alle Tage).....	36
2.3.4	Verifizierende Messphase 4 auf dem GKW Nordkanal.....	42
2.3.4.1	Einführender Hinweis	42
2.3.4.2	Messprogramm	43
2.3.4.3	Zulaufwassermenge und Aufenthaltszeit in der Vorklärung	46
2.3.4.4	Zulaufbelastung – Literaturvergleich (Trockenwettertage)	47
2.3.4.5	Längsprofile der stofflichen Leistungsfähigkeit.....	48
2.3.4.5.1	Hinweis.....	48

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

2.3.4.5.2	alle Tage	48
2.3.4.5.3	Trockenwettertag.....	52
2.3.4.5.4	Regenwettertage	55
2.3.4.5.5	Fazit	59
2.4	Zusammenfassung zu den Untersuchungen der mechanischen Vorreinigung ..	59
3	Betrachtungen der MBR-Anlage nach aktuellen Bemessungsansätzen.....	65
3.1	Einführende Anmerkungen	65
3.2	Material und Methoden	66
3.3	„Klärtechnische Berechnung“ zur Ausführungsplanung des GWK Nordkanal ..	67
3.4	Betriebsdaten des Jahres 2016 des GWK Nordkanal.....	69
3.4.1	Wassermengen	69
3.4.2	Schmutzfrachten.....	70
3.4.3	Steuerungsregime der Belebungsstraßen	73
3.4.4	Ablaufsituation 2016	75
3.4.5	Belebungsstufe.....	80
3.5	Stationäre Neu-Bemessung.....	83
3.6	Dynamische Simulation	94
3.6.1	Einführung	94
3.6.2	Modellierung als einstraßige Belebung (Variante 1)	96
3.6.3	Modellierung als vierstraßige Belebung (Variante 2).....	99
3.7	Zusammenfassung zu den Bemessungsbetrachtungen	101
4	Verifizierende Gasertragsmessungen.....	104
5	CO₂-Bilanzierung.....	106
5.1	Einführende Anmerkungen	106
5.2	Verfahrenstechnik vor der Verfahrensumstellung	106
5.3	CO ₂ -Bilanzierung vor der Verfahrensumstellung	107
5.3.1	CO ₂ -Emission aus Stromverbrauch.....	107
5.3.2	CO ₂ -Emission aus Wärmebedarf.....	110
5.3.3	CO ₂ -Emission aus Schlammtransport	110
5.3.4	CO ₂ -Emission aus Transport von Fäll- und Flockungshilfsmittel	110
5.3.5	CO ₂ -Emission aus Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien.....	111
5.3.6	CO ₂ -Bilanzierung	111
5.4	Verfahrenstechnik nach der Verfahrensumstellung	111
5.5	CO ₂ -Bilanzierung nach der Verfahrensumstellung	112
5.5.1	CO ₂ -Emission aus Stromverbrauch.....	112
5.5.2	CO ₂ -Emission aus Wärmebedarf.....	116

5.5.3	CO ₂ -Emission aus Schlammtransport	116
5.5.4	CO ₂ -Emission aus Transport von Fäll- und Flockungshilfsmittel	116
5.5.5	CO ₂ -Emission aus Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien.....	117
5.5.6	CO ₂ -Emission aus Transport von Essigsäure.....	117
5.5.7	CO ₂ -Bilanzierung.....	117
5.6	Fazit.....	118
6	Zusammenfassung	119
	Literatur	123
	Anhang	125
Anhang 1	Auswertungen zur Leistungsfähigkeit des pilotechnischen Siebes (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm) in Messphase 1	125
Anhang 2	Auswertungen zur Leistungsfähigkeit des pilotechnischen Siebes (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm) in Messphase 1	129

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1:	Art der Probenahme	5
Abbildung 2:	Vorklärbecken (GWK Glehn).....	8
Abbildung 3:	Siebaggregat – Muldensieb der Fa. Contec.....	8
Abbildung 4:	Filterbandrechen (KA Grevenbroich).....	9
Abbildung 5:	Vorklärbecken (KA Grevenbroich).....	10
Abbildung 6:	Blick auf die neue mechanische Abwasserreinigungsstufe	10
Abbildung 7:	oben: Gesamtansicht, unten: Ablaufsituation	11
Abbildung 8:	oben: Siebhalle unten: links: Muldensieb, rechts: Siebgutabwurf über Bogensieb	12
Abbildung 9:	Probenahmestellen MP1 (GWK Glehn).....	13
Abbildung 10:	Beschickung des Muldensiebes	14
Abbildung 11:	Zulaufwassermengen GWK Glehn November 2015	15
Abbildung 12:	VK-Zulaufbelastung GWK Glehn – Vergleich mit Regelwerkswerten in [g/(E*d)].....	16
Abbildung 13:	TW - Längsprofile AFS und CSB (Vorklärung)	17
Abbildung 14:	TW - Längsprofile Stickstoff (Vorklärung).....	18
Abbildung 15:	TW - Box-Whisker-Diagramme (Vorklärung).....	19
Abbildung 16:	TW - Eliminationsraten (Vorklärung)	20
Abbildung 17:	VK-Ablaufbelastung GWK Glehn – Vergleich mit Regelwerkswerten in [g/(E*d)].....	21
Abbildung 18:	RW - Längsprofile AFS und CSB (Vorklärung).....	22

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

Abbildung 19:	RW - Längsprofile Stickstoff (Vorklärung)	22
Abbildung 20:	RW - Box-Whisker-Diagramme (Vorklärung)	23
Abbildung 21:	RW - Eliminationsraten (Vorklärung)	24
Abbildung 22:	Nachtzulauf - Längsprofile AFS und CSB (Vorklärung).....	25
Abbildung 23:	Nachtzulauf - Längsprofile Stickstoff (Vorklärung)	25
Abbildung 24:	Nachtzulauf - Box-Whisker-Diagramme (Vorklärung)	26
Abbildung 25:	Nachtzulauf - Eliminationsraten (Vorklärung)	27
Abbildung 26:	Filtrationssack mit 1,0 mm Maschengeometrie	28
Abbildung 27:	kontinuierlicher Probenahmebetrieb mit Filtrationssack	29
Abbildung 28:	Probenahmestellen MP2 (GKW Glehn).....	30
Abbildung 29:	Zulaufwassermengen GWK Glehn April 2016.....	31
Abbildung 30:	Längsprofile AFS _{GES} , AFS _{>1,0} , AFS _{<1,0} , AFS _{org} , AFS _{anorg} und CSB (MP2 Glehn)	32
Abbildung 31:	Box-Whisker-Diagramme (MP2 Glehn).....	33
Abbildung 32:	Eliminationsraten (MP2 Glehn)	34
Abbildung 33:	Zulaufwassermengen KA Grevenbroich Juni 2016	36
Abbildung 34:	Längsprofile AFS _{GES} , AFS _{>1,0} , AFS _{<1,0} , AFS _{org} , AFS _{anorg} und CSB (MP3 Grevenbroich)	37
Abbildung 35:	Box-Whisker-Diagramme (MP3 Grevenbroich)	38
Abbildung 36:	Eliminationsraten (MP3 Grevenbroich).....	39
Abbildung 37:	Absetztests Ablauf Vorklärung (Standzylinder)	40
Abbildung 38:	Absetztests Ablauf Vorklärung (Standzylinder)	41
Abbildung 39:	Vergleich der fraktionierten AFS-Konzentrationen im Zulauf zur Vorklärung (GWK Glehn – KA Grevenbroich)	42
Abbildung 40:	Probenahmestellen MP4 (GWK Nordkanal).....	43
Abbildung 41:	Probenahmestellen PN1 (oben), PN2 (mitte), PN3 (unten).....	45
Abbildung 42:	Zulaufwassermengen GWK Nordkanal Dezember 2019.....	46
Abbildung 43:	VK-Zulaufbelastung GWK Nordkanal in [g/(E*d)] – Vergleich mit Regelwerkswerten.....	47
Abbildung 44:	Längsprofile AFS _{GES} , AFS _{>1,0} , AFS _{<1,0} , und CSB (MP4 Nordkanal)	48
Abbildung 45:	Längsprofile TN _b und S _{NH4} (MP4 Nordkanal)	49
Abbildung 46:	Box-Whisker-Diagramme (MP4 Nordkanal)	50
Abbildung 47:	Eliminationsraten für AFS _{GES} , AFS _{>1,0} , AFS _{<1,0} , CSB, TN _b und S _{NH4} (MP4 Nordkanal).....	51
Abbildung 48:	Längsprofile AFS _{GES} , AFS _{>1,0} , AFS _{<1,0} , und CSB bei Trockenwetter (MP4 Nordkanal).....	52
Abbildung 49:	Längsprofile TN _b und S _{NH4} bei Trockenwetter (MP4 Nordkanal)	53
Abbildung 50:	Eliminationsraten für AFS _{GES} , AFS _{>1,0} , AFS _{<1,0} , CSB, TN _b und S _{NH4} bei Trockenwetter (MP4 Nordkanal)	53
Abbildung 51:	spezifische Belastung CSB, AFS _{GES} und TKN/TN _b im Vergleich mit Regelwerkswerten in [g/(E*d)] bei Trockenwetter (MP4 Nordkanal)	54

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

Abbildung 52:	Längsprofile AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$, $AFS_{<1,0}$, und CSB bei Regenwetter (MP4 Nordkanal).....	55
Abbildung 53:	Eliminationsraten für AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$, $AFS_{<1,0}$, und CSB bei Regenwetter (MP4 Nordkanal)	56
Abbildung 54:	spezifische Belastung CSB, AFS_{GES} und TKN/TN_b im Vergleich mit Regelwerkswerten in $[g/(E \cdot d)]$ bei Regenwetter (MP4 Nordkanal)	57
Abbildung 55:	Siebgut bei Regenwetterbedingungen	58
Abbildung 56:	Vergleich der fraktionierten AFS -Konzentrationen im Zulauf zur Vorklärung (GWK Glehn - KA Grevenbroich - GWK Nordkanal)	62
Abbildung 57:	Vergleich der fraktionierten AFS -Konzentrationen im Ablauf aus der Vorklärung (GWK Glehn - KA Grevenbroich - GWK Nordkanal)	63
Abbildung 58:	Zulaufwassermengen	69
Abbildung 59:	CSB-Zulaufnachfrucht.....	70
Abbildung 60:	NH_4-N -Zulaufnachfrucht.....	71
Abbildung 61:	P_{GES} -Zulaufnachfrucht.....	71
Abbildung 62:	Unterschreitungshäufigkeiten der maßgeblichen Tagesschmutznachfrachten	72
Abbildung 63:	mittleres tägliches, in Betrieb befindliches Belebungsbeckenvolumen... ..	74
Abbildung 64:	mittleres tägliches, in Betrieb befindliches Belebungsbeckenvolumen bei Trockenwetterzulauf	75
Abbildung 65:	CSB-Ablaufkonzentrationen	76
Abbildung 66:	NH_4-N -Ablaufkonzentrationen	77
Abbildung 67:	$N_{GES,anorg.}$ -Ablaufkonzentrationen	77
Abbildung 68:	P_{GES} -Ablaufkonzentrationen	78
Abbildung 69:	Unterschreitungshäufigkeiten der Ablaufkonzentrationen in der 2-Std.-Mischprobe bezogen auf die aktuellen Überwachungswerte	78
Abbildung 70:	Unterschreitungshäufigkeiten der Ablaufkonzentrationen in der 2-Std.-Mischprobe bezogen auf die früheren Überwachungswerte	80
Abbildung 71:	Abwassertemperaturen in der Belebungsstufe.....	81
Abbildung 72:	Feststoffgehalt und Schlammalter in der Belebungsstufe	81
Abbildung 73:	Feststoffgehalt und CSB-Schlammbelastung in der Belebungsstufe	82
Abbildung 74:	Abhängigkeit zwischen Feststoffgehalt und CSB-Schlammbelastung	83
Abbildung 75:	Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 25$ d	85
Abbildung 76:	Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 10$ d	87
Abbildung 77:	Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 12$ d, V_D iterativ ermittelt.....	88
Abbildung 78:	Einfluss des Ablauf-Steuerungsregimes auf das täglich erforderliche Beckenvolumen bei Trockenwetterzulauf.....	89
Abbildung 79:	Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 12$ d, V_D iterativ ermittelt, ohne Ablauf-Steuerungsregime.....	90
Abbildung 80:	Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 12$ d, V_D iterativ ermittelt, ohne Ablauf-Steuerungsregime, $\max TW = 10.000$ m ³ /d	91
Abbildung 81:	Box-Whisker-Darstellung der durchgeführten Bemessungsvergleiche ..	92

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

Abbildung 82:	Unterschreitungshäufigkeit der in der Bemessungsiteration ermittelten Denitrifikationsvolumenanteile.....	93
Abbildung 83:	Box-Whisker-Darstellung der durchgeführten Bemessungsvergleiche, dargestellt als Belebungsvolumen [m ³]	94
Abbildung 84:	Belebtschlammmodell ASM3h	95
Abbildung 85:	Simulation1_BB, Gesamtansicht der Kläranlage.....	97
Abbildung 86:	Simulation1_BB, biologische Reinigungsstufe	97
Abbildung 87:	Simulation 1_BB, Anpassung des Feststoffgehaltes in der Belebungsstufe	98
Abbildung 88:	Simulation 1_BB, Anpassung der CSB-Konzentration im KA-Ablauf	98
Abbildung 89:	Simulation 1_BB, Anpassung der NH ₄ -Konzentration im KA-Ablauf	98
Abbildung 90:	Simulation 1_BB, Anpassung der NO ₃ -Konzentration im KA-Ablauf	98
Abbildung 91:	Simulation 2_BB, Gesamtansicht der Kläranlage.....	100
Abbildung 92:	Simulation 2_BB, biologische Reinigungsstufe	100
Abbildung 93:	organische Schlammmassen und Faulgasproduktion.....	104
Abbildung 94:	Verfahrensschema GWK Nordkanal vor der Erweiterung	107
Abbildung 95:	spezifischer Stromverbrauch vor der Verfahrensumstellung (GWK Nordkanal).....	109
Abbildung 96:	Verfahrensschema GWK Nordkanal nach der Verfahrensumstellung..	112
Abbildung 97:	Einordnung des spezifischen Faulgasanfalls (GWK Nordkanal) gemäß DWA-A 216	114
Abbildung 98:	Einordnung des Eigenversorgungsgrades (GWK Nordkanal) gemäß DWA-A 216	114
Abbildung 99:	spezifischer Stromverbrauch vor der Verfahrensumstellung (GWK Nordkanal).....	115
Abbildung 100:	TW-Längsprofile AFS und CSB (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)	125
Abbildung 101:	TW-Längsprofile Stickstoff (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)	126
Abbildung 102:	TW-Eliminationsraten (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)	126
Abbildung 103:	RW-Längsprofile AFS und CSB (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)	127
Abbildung 104:	RW-Längsprofile Stickstoff (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm).....	128
Abbildung 105:	RW-Eliminationsraten (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)	128
Abbildung 106:	TW-Längsprofile AFS und CSB (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)	129
Abbildung 107:	TW-Längsprofile Stickstoff (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)	130
Abbildung 108:	TW-Eliminationsraten (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)	130
Abbildung 109:	RW-Längsprofile AFS und CSB (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm).....	131
Abbildung 110:	RW-Längsprofile Stickstoff (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm).....	132
Abbildung 111:	RW-Eliminationsraten (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)	132

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1:	Bezeichnung der Fraktionen der abfiltrierbaren Stoffe	6
Tabelle 2:	Liste der Parameter und Analysemethoden	7
Tabelle 3:	Messprogramm Messphase 1	13
Tabelle 4:	Messprogramm Messphase 2	30
Tabelle 5:	Messprogramm Messphase 3	35
Tabelle 6:	Messprogramm Messphase 4	43
Tabelle 7:	Bemessungsdaten GWK Nordkanal (Ausführungsplanung 2002).....	68
Tabelle 8:	Belebungsbeckenvolumina GWK Nordkanal (Ausführungsplanung 2002)	68
Tabelle 9:	Reinigungsanforderungen GWK Nordkanal (2004)	69
Tabelle 10:	Datenabgleich Ausführungsplanung 2002 und Betriebsjahr 2016.....	72
Tabelle 11:	Befüllstrategie der vier Belebungsbeckenstraßen	73
Tabelle 12:	niedrig erklärte Reinigungsanforderungen GWK Nordkanal (2016)	76
Tabelle 13:	Schlammanfall und Faulgasproduktion - GWK Nordkanal	105
Tabelle 14:	CO ₂ -Emissionsfaktoren Strommix in [g/kWh] (UBA 2019)	108
Tabelle 15:	CO ₂ -Emissionen aus Strombezug bis 2018 - GWK Nordkanal	108
Tabelle 16:	CO ₂ -Emissionen aus Strombezug 2019 - GWK Nordkanal.....	113

1 Veranlassung

Der Erftverband, Bergheim plant für das Gruppenklärwerk (GKW) Nordkanal, das für 80.000 EW nach der MBR-Technologie betrieben wird, die bauliche Erweiterung und verfahrenstechnische Umstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung, was in diesem Verfahrensbereich Neuland darstellt. Ende Mai 2015 wurde bei der Bezirksregierung Düsseldorf ein Genehmigungsentwurf zur Genehmigung vorgelegt. Im September 2015 wurde das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) der Universität Kassel mit einem begleitenden Mess- und Untersuchungsprogramm beauftragt. Ursprünglich geplantes Projektende war der 31.12.2017. Durch diverse Verzögerungen im Genehmigungs-, Bau- und Inbetriebnahmeablauf verschob sich das Projektende auf den 31.03.2020.

Inhaltliche Schwerpunkte dieses Untersuchungsprogramms sind:

- Umgestaltung der mechanischen Vorreinigungsstufe im Hinblick auf eine anaerobe Schlammstabilisierung
- Vergleichende Betrachtungen der tatsächlichen Reinigungsleistung der Membran-Bioreaktor-Anlage nach dem aktuellen theoretischen Bemessungsansatz; diese Untersuchungen wurden ergänzt
 - durch Betrachtungen zur Aktivität der Biomasse in Abhängigkeit von der Feststoffkonzentration im Membran-Bioreaktor
 - sowie durch Simulationen der biologischen Stufe des GKW Nordkanal mit den gängigen ASM-Modellen sowie mit der zum Zeitpunkt der Befassung aktuellen Version des Anwenderprogramms SIMBA im Hinblick auf eine angepasste Regel- und Steuertechnik
- Verifizierende Gasertragsmessungen aus dem insgesamt zur anaeroben Schlammstabilisierung anstehenden Klärschlamm (Primärschlamm, Siebgut und Überschusschlamm) des GKW Nordkanal nach Inbetriebnahme aller neuen Anlagen- und Verfahrenskomponenten
- Erstellung einer CO₂-Bilanzierung auf der Basis der erneuerten Prozesskonfiguration.

Der Abschlussbericht wird hiermit vorgelegt.

2 Untersuchungen zur mechanischen Vorreinigung

2.1 Einführende Anmerkungen

Die Konzeption einer anaeroben Schlammstabilisierung, beschickt mit Primärschlamm und Überschussschlamm, bedingt Kenntnisse über das Faulgasertragspotenzials des vorhandenen Überschussschlammes (aus einer zurzeit noch simultan aeroben Schlammstabilisierungsstufe in einem Membran-Bio-Reaktor) sowie des noch nicht vorhandenen Primärschlammes.

Erste orientierende Versuche zur Ermittlung des Faulgasertragspotenzials aus Überschussschlamm der Membran-Bioreaktor-Anlage (MBR) GWK Nordkanal fanden bereits im Jahr 2013 statt, weitere Untersuchungen folgten im Jahr 2014, jeweils durchgeführt durch das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) der Universität Kassel. Die zugehörigen Abschlussberichte wurden im September 2013 und im September 2014 vorgelegt.

In den Untersuchungen des Jahres 2014 wurde u.a. eine Versuchsanlage in der Form eines pilotmassstäblichen Absetzbeckens als Vorklärbecken im Ablauf des vorhandenen Sand- und Fettfangs betrieben, um den dadurch gewonnenen Primärschlamm hinsichtlich seines Gasertrages zu untersuchen. Der in diesen Versuchsreihen untersuchte Primärschlamm lag mit im Mittel 595 l/kg oTR_{zu} am oberen Ende recherchierter Literaturwerte. Abschließend wurde festgestellt: „Die zweite Versuchsreihe hat erwartungsgemäß bestätigt, dass sowohl das bereits anfallende Gemisch aus Siebgut und Überschussschlamm als auch der zu generierende Primärschlamm aus einer Grobentschlammung positive Auswirkungen auf eine anaerobe Stabilisierung mit sich bringen können. Nachdem in der ersten Versuchsreihe (FG SWW 2013) festgestellt wurde, dass eine anaerobe Stabilisierung von reinem Überschussschlamm des GWK Nordkanal effizient möglich ist, wurde mit dieser Versuchsreihe unter Beweis gestellt, dass insbesondere durch die Beimischung von Primärschlamm deutliche Steigerungen des erreichbaren Gasertrages möglich sind.“

Auf dieser Grundlage wurde für die geplante anaerobe Schlammstabilisierung bereits ein Genehmigungsentwurf erstellt und Ende Mai 2015 bei der Bezirksregierung Düsseldorf zur Genehmigung vorgelegt. Für die geplante Erweiterung der Vorreinigungsstufe zur Entnahme von partikulären Stoffen wurden die Vorklärung jedoch mit einer Aufenthaltszeit von 20 Minuten bei der maximalen Wassermenge – und damit unter Trockenwetterbedingungen deutlich länger als 30 Minuten - sowie eine neue Siebanlage geplant.

Die Funktion der Vorklärung ist auf die Entnahme der sedimentierenden, partikulären Stoffe aus dem Abwasserstrom nach dem Schwerkraftprinzip beschränkt. Die geplante Siebanlage soll dagegen unabhängig von der Dichte (flotierende/sedimentierende Stoffe) die nicht gravimetrisch abgeschiedenen Störstoffe zurückhalten. Hier sind als Trenngrenze die Öffnungsweite und die Öffnungsgeometrie des Siebes bedeutsam. Es kann also nicht

ausgeschlossen werden, dass sich im Ablauf einer Vorklärung nach wie vor Störstoffe befinden, die den Membranfiltrationsprozess beeinträchtigen. Im Rahmen der bisher durchgeführten Untersuchungen wurde die optimale Trenngrenze einer Siebanlage nicht betrachtet. Die Auslegung eines zweidimensionalen Siebsystems soll den Schutz der Membranen sicherstellen und die Abbauprozesse durch eine zu weitgehende Abscheideleistung nicht beeinträchtigen. Der notwendige organische Kohlenstoff im Abwasser für die Denitrifikationsprozesse darf nicht durch die Vorreinigung limitiert werden.

Bei der Erstellung der Genehmigungsplanung wurde von den Genehmigungsbehörden ein Nachweis gefordert, dass keine Verschlechterung der Ablaufwerte für die Parameter Nitrat und Ammonium eintritt.

Aus diesen Gründen es ist zwingend notwendig, vor der Ausführungsphase der Maßnahme die Untersuchungsinhalte in Bezug auf die notwendige Leistungsfähigkeit der Vorreinigungsstufe und die daraus resultierende Auswirkung auf die biologischen Reinigungsprozesse anzupassen.

Es ist zu untersuchen,

- ➔ inwieweit im Ablauf einer Vorklärstufe noch Stoffe vorhanden sind, die sich störend oder leistungsmindernd auf den Membranfiltrationsprozess auswirken und mit einer Siebung zurückgehalten werden können bzw. müssen,
- ➔ mit welcher zweidimensionalen Sieböffnungsweite die Auslegung der nachgeschalteten Siebstufe zu erfolgen hat
- ➔ und welche Entnahmeleistung an organischen Stoffen mit einer entsprechenden Siebstufe im Hinblick auf eine ungestörte biologische Stickstoffelimination in der nachfolgenden Prozessstufe zu erwarten ist.

2.2 Material und Methoden

2.2.1 Konzeption

Ursprünglich vorgesehen waren drei Messphasen, in denen die Sieböffnungsweite - entsprechend den Erfahrungswerten sowie bereits im Jahr 2009 durchgeführter Untersuchungen [1] - zwischen 0,6 mm und 1,5 mm variiert werden sollten. Die Untersuchungen der mechanischen Vorreinigung sollten auf dem benachbarten, konventionellen Gruppenklärwerk (GWK) Glehn durchgeführt werden. Dies erschien insbesondere deswegen sinnvoll, weil Anfang des Jahres 2015 ein Muldensieb des Fabrikates CONTEC im Teilstrom aus dem Ablauf der Vorklärung in Betrieb genommen worden war. Außerdem entspricht die Dimensionierung der Vorklärung in Glehn in etwa den Aufenthaltszeiten der geplanten Grobentschlammung auf dem GWK Nordkanal (ca. 20 min. bei maximaler Zulaufwasser-

menge). Darauf basierend wird jeweils die Entnahmeeistungsfähigkeit der Verfahrenskombination Vorklärung/Siebung bei folgenden drei hydraulischen Belastungszuständen ermittelt:

- ➔ maximale hydraulische Belastung,
- ➔ Trockenwetterspitzenzufluss,
- ➔ Nachtzulauf.

Im Zuge der Messphasen wurde von dieser Planung abgewichen. Die dritte Messphase konnte entgegen der Planung wegen dringender Revisionsarbeiten am Vorklärbeckenräumer nicht auf dem GWK Glehn stattfinden, sondern stattdessen auf der KA Grevenbroich. Der Ausfall des Vorklärbeckenräumers des GWK Glehn machte einen kontinuierlichen und störungsfreien Untersuchungsbetrieb unmöglich und ließ deutliche Einbußen bei der Qualität der erzielten Ergebnisse erwarten. Letztlich erwies sich die Verlegung des Untersuchungsstandortes nach Grevenbroich sogar noch in anderer Hinsicht als der Untersuchungskontinuität als vorteilhaft. Hintergrund ist die dortige Ausführung der Rechenanlage, die nämlich ungewöhnlicher Weise als zweidimensionale Entnahmestufe mit einer 8 mm - Lochgeometrie ausgeführt ist. Bei der Darstellung der zugehörigen Messergebnisse wird auf diesen Sachverhalt noch eingegangen werden.

Die zusätzliche vierte und letzte Messphase auf dem umgerüsteten GWK Nordkanal diente der Verifizierung der zuvor gewonnenen Erkenntnisse.

Es ist notwendig, die Eliminationsleistung der Verfahrenskombination Vorklärung und Siebung in Bezug auf die Parameter abfiltrierbare Stoffe (AFS), CSB, TN_b und S_{NH_4} zu untersuchen. Diese Untersuchungen von Vorklärung/Siebung hinsichtlich der abfiltrierbaren Stoffe werden mit Hilfe einer bereits vielfach erprobten, manuellen Probenahme an den Stellen „Zulauf Vorklärung“, „Ablauf Vorklärung (entspricht Zulauf Siebung)“ und „Ablauf Siebung“ nach der Sackfiltrations-Methode des FG SWW durchgeführt. Die Methode ermöglicht die Beprobung großer Abwasservolumina je Probenahmestelle und führt somit zu einer höheren Repräsentativität und entsprechend zu einer deutlich erhöhten Aussagekraft der gewonnenen Daten und Auswertungen.

2.2.2 Probenahme

2.2.2.1 **Probenahmezeiten**

Die manuelle Beprobung der Probenahmestellen erfolgte im 2-Std.-Intervall von tagsüber 08 Uhr bis 16 Uhr (täglich vier 2-Std.-Mischproben je Probenahmestelle). Zusätzlich wurden an ausgesuchten Tagen Probenahmen über 24 Std. durchgeführt, um auch die nächtlichen Betriebsdaten aufnehmen und auswerten zu können.

2.2.2.2 Probenahme zur Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe

Zur Bestimmung des Parameters „abfiltrierbare Stoffe“ werden Filtrationssäcke eingesetzt, um größere Probevolumina (200 l/8h bis 240 l/8h) untersuchen und damit eine höhere Repräsentativität gewährleisten zu können (Abbildung 1).

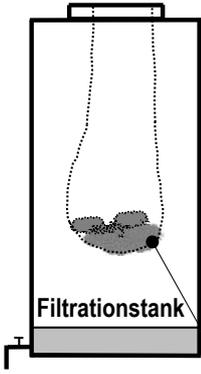
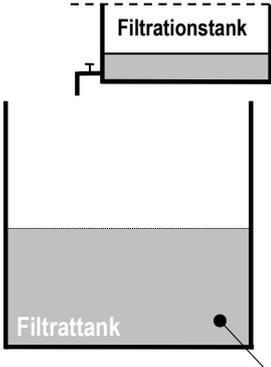
Parameter	AFS		CSB, TN _b , S _{NH4}
durchflussproportionale Probenahme			separate Probe
Probevolumen	200 bis 240 [l/8h]		3,2 [l/8h]

Abbildung 1: Art der Probenahme

Die abfiltrierbaren Stoffe werden dabei zu Beginn der Untersuchungen fraktioniert nach Korngröße, differenziert in "< 0,2 mm" und "> 0,2 mm", sowie der organischen Trockensubstanz und der anorganischen Trockensubstanz, um eine Vergleichbarkeit zu früheren Untersuchungen herstellen zu können. Zur AFS-Bestimmung werden die Säcke vor und nach erfolgter täglicher Probenahme im Trockenschrank bei 105°C getrocknet und anschließend gewogen. Das bei der Sackfiltration entstehende Filtrat wird ebenfalls beprobt und auf den Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ (0,45 µm) hin untersucht.

Die Feststoff-Analytik wurde vom Personal des FG SWW vor Ort auf dem GWK Glehn und später auf der Kläranlage Grevenbroich durchgeführt.

Im Weiteren werden, abweichend von der Nomenklatur des ATV-DVWK-A 198 (2003), folgende Abkürzungen für die abfiltrierbaren Stoffe und die in den Untersuchungen verwendeten Fraktionen verwendet (Tabelle 1):

Tabelle 1: Bezeichnung der Fraktionen der abfiltrierbaren Stoffe

Parameter	Abkürzung
gesamte abfiltrierbare Stoffe	AFS _{GES}
organische Fraktion	AFS _{org}
anorganische Fraktion	AFS _{anorg}
Fraktion > 0,2 mm	AFS _{>0,2}
Fraktion < 0,2 mm	AFS _{<0,2}
Fraktion > 1,0 mm	AFS _{>1,0}
Fraktion < 1,0 mm	AFS _{<1,0}

Hinweis:

Auf eine dezidierte Auswertung der größenfraktionierten Feststofffrachten nach der Korngröße 0,2 mm wird im Weiteren verzichtet, da sie für die Einschätzung der Entnahmekapazität eines Siebes mit Öffnungsweiten von 1,0 mm oder 1,5 mm irrelevant ist.

Im weiteren Verlauf wird noch darauf eingegangen werden, dass es hinsichtlich der dabei verwendeten Filtrationssäcke zur Änderung der Durchgangswerte von 190 µm auf 1,0 mm kam (Kap. 2.3.2.1). Hierbei wurde dann eine dezidierte Auswertung der größenfraktionierten Feststofffrachten nach der Korngröße 1,0 mm für die Einschätzung der Entnahmekapazität eines Siebes mit Öffnungsweiten von 1,5 mm sehr wohl relevant und sie sind entsprechend in den Kapiteln 2.3.2 und 2.3.3 enthalten.

2.2.2.3 Probenahme zur Bestimmung der Parameter CSB, TN_b und S_{NH4}

Parallel zur zuvor beschriebenen AFS-Bestimmung werden manuell separate 2-Std.-Mischproben gezogen, um die Parameter CSB, TN_b und S_{NH4} zu bestimmen. Das Probenahmevolumen dieser separaten 2-Std.-Mischproben ergibt sich bei 100 ml alle 15 Minuten zu 0,8 l/2h bzw. 3,2 l/8h.

2.2.3 Analytische Bestimmungsmethoden

Die Analyse der Proben erfolgte i.d.R. nach den Deutschen Einheitsverfahren für Wasser-, Abwasser und Schlammproben [DEV]. Darüber hinaus wurden die abfiltrierbaren Feststoffe durch eine sequentielle Filtration in zwei Größenklassen eingeteilt (siehe Kap. 2.2.2.2). Tabelle 2 zeigt die Liste der Parameter und Analysemethoden.

Tabelle 2: Liste der Parameter und Analysemethoden

Parameter	Abkürzung	Methode
Abfiltrierbare Stoffe (alle Fraktionen gem. Tab.1)	AFS	DIN 38409 H2
Ammonium-Stickstoff	NH ₄ -N	Küvettestest Hach Lange
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	DIN 38409 H41-1
Gesamt-Stickstoff gebunden (in Abwasser)	TN _b	DIN EN 12260 (H34)
Organische Trockensubstanz	oTS	DIN 38409 H2
Organischer Trockenrückstand	oTR	DIN EN 12879 (S3a)
Trockenrückstand	TR	DIN EN 12880 (S2a)
Trockensubstanz	TS	DIN 38414 S10

2.2.4 Untersuchungsstandorte

2.2.4.1 Gruppenklärwerk (GKW) Glehn

Das GKW Glehn liegt im Stadtgebiet von Korschenbroich im nördlichen Verbandsgebiet des Erftverbandes im Kreis Neuss. Das Einzugsgebiet umfasst die Gemeinde Jüchen und Stadtteile von Korschenbroich. Das gereinigte Abwasser des GKW Glehn wird in den Jüchener Bach eingeleitet.

Gemäß Aussage des Erftverbandes beträgt der Anschlussgrad zum Zeitpunkt dieser Untersuchungen 28.600 EW. Der maximale Trockenwetterzufluss beträgt 409 m³/h, der Mischwasserzufluss beträgt 756 m³/h (Bemessungswerte der KA).

Die biologische Abwasserreinigung erfolgt in einer aus drei Straßen bestehenden Kaskadendenitrifikation. Die vorgelagerte mechanische Abwasserreinigung besteht aus einem Rechen, einem Sand- und Fettfang sowie einer Vorklärung.

Die Vorklärung ist als Rechteckbecken mit einem Volumen von 252 m³ mit Schwimmschlammammelrinne und 2 trichterförmigen Schlamm Sümpfen ausgeführt (siehe Abbildung 2). Die bemessungstechnische Aufenthaltszeit beträgt bei Mischwasserzufluss 20 Minuten, bei maximalem Trockenwetterzufluss 37 Minuten.



Abbildung 2: Vorklärbecken (GWK Glehn)

Für Testzwecke war im Ablaufbereich des Vorklärbeckens ein kleinmaßstäbliches Muldensieb der Fa. Contec aufgestellt. Die im Inneren befindliche Halbschale weist eine Öffnungsweite von 1,5 mm Lochgeometrie auf (siehe Abbildung 3), wurde im Verlaufe der Messphase 1 auch noch umgebaut auf eine Öffnungsweite von 1,0 mm Lochgeometrie.



Abbildung 3: Siebaggreat – Muldensieb der Fa. Contec

Siebe dieser Bauart finden sich auf einigen großtechnischen MBR-Anlagen in Europa und in Deutschland. Beispielsweise wurde ein solches Muldensieb im Rahmen eines Forschungsprojektes des FG SWW im Jahre 2006 auf der holländischen Kläranlage Varsseveld untersucht.

2.2.4.2 Kläranlage (KA) Grevenbroich

Der Erftverband betreibt im Stadtgebiet Grevenbroichs die Kläranlage Grevenbroich-Noithausen. Das gereinigte Abwasser wird in den Wevelinghovener Entwässerungsgraben eingeleitet.

Gemäß Aussage des Erftverbandes beträgt der Anschlussgrad zum Zeitpunkt dieser Untersuchungen 56.000 EW. Der maximale Trockenwetterzufluss beträgt 997 m³/h, der Mischwasserzufluss beträgt 1.640 m³/h (Bemessungswerte der KA).

Die biologische Abwasserreinigung erfolgt hier ebenfalls in einer aus drei Straßen bestehenden Kaskadendenitrifikation. Die vorgelagerte mechanische Abwasserreinigung besteht aus einem Rechen, einem Sand- und Fettfang sowie einer Vorklärung.

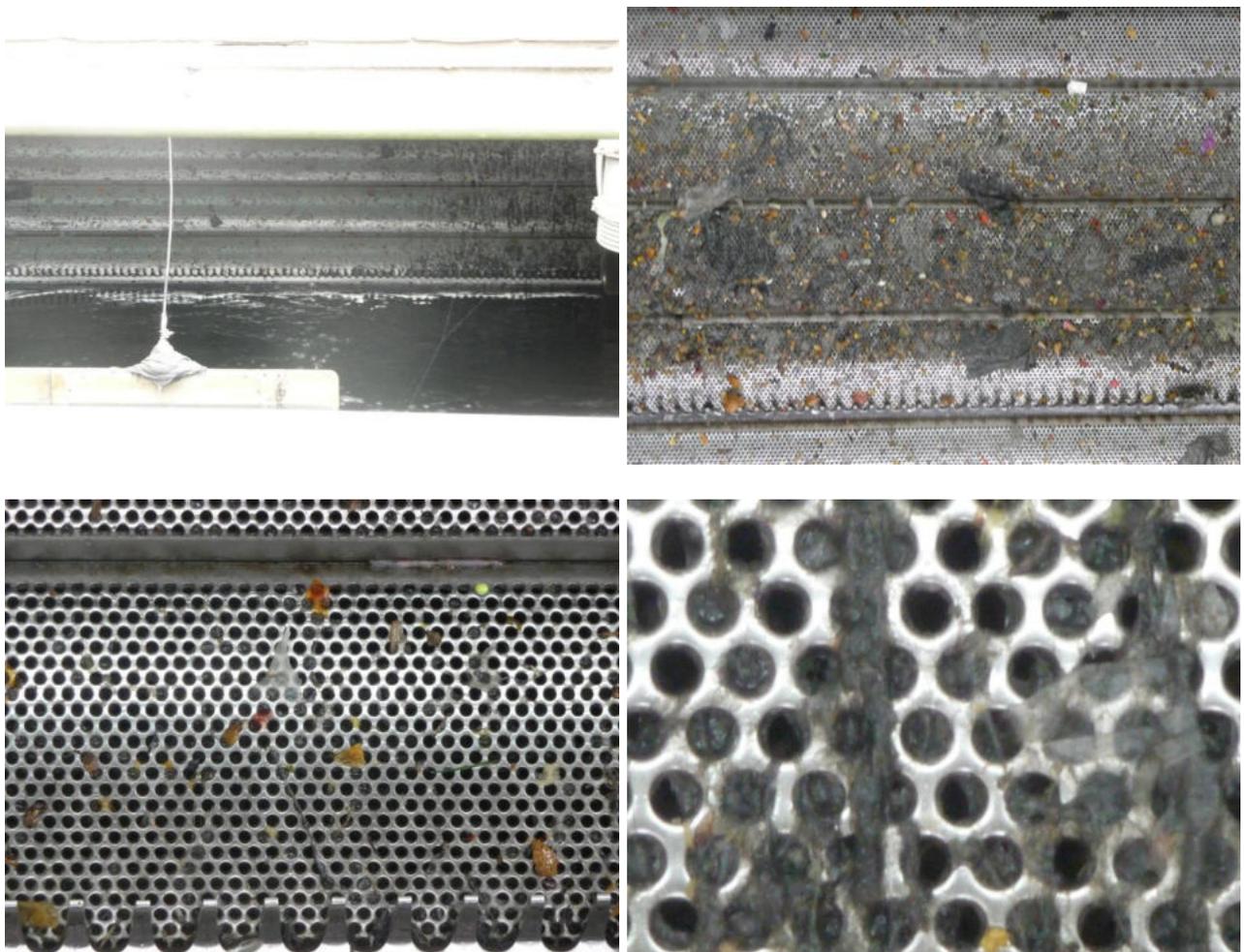


Abbildung 4: Filterbandrechen (KA Grevenbroich)

Eine Besonderheit stellt in Grevenbroich die Ausführung des Rechens dar. Entgegen des üblichen Einsatzes von Filterstufenrechen, die eine eindimensionale Spaltgeometrie aufweisen, ist in Grevenbroich seit 2015 ein Filterbandrechen mit einer 8 mm – Lochgeometrie, also einer zweidimensionalen Öffnungsgeometrie in Betrieb (siehe Abbildung 8).

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

Die Vorklärung ist als Rechteckbecken mit einem Volumen von 1.208 m³ ausgeführt (siehe Abbildung 2). Die Aufenthaltszeit beträgt bei Mischwasserzufluss 44 Minuten, bei maximalem Trockenwetterzufluss 73 Minuten.



Abbildung 5: Vorklärbecken (KA Grevenbroich)

2.2.4.3 Gruppenklärwerk (GKW) Nordkanal

Der Umbau des GKW Nordkanal beinhaltet im Bereich der mechanischen Abwasserreinigung den Rückbau der vorhandenen Feinsiebanlage sowie den Neubau eines Vorklärbeckens sowie den Neubau eines Siebgebäudes (siehe Abbildung 6).



Abbildung 6: Blick auf die neue mechanische Abwasserreinigungsstufe

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

Die Vorklärung ist als längs durchströmtes, zweistraßiges Rechteckbecken mit einem Volumen von insgesamt 670 m³ ausgeführt (siehe Abbildung 8). Die Aufenthaltszeit beträgt bei Mischwasserzufluss 20 Minuten, bei maximalem Trockenwetterzufluss ca. 40 Minuten.



Abbildung 7: oben: Gesamtansicht, unten: Ablaufsituation

Das neue Siebgebäude ist mit 10 Muldensieben (Öffnungsgeometrie: Loch, Öffnungsweite: 1,5 mm) und zwei zusätzlichen Nachrüstplätzen ausgestattet (siehe Abbildung 8).

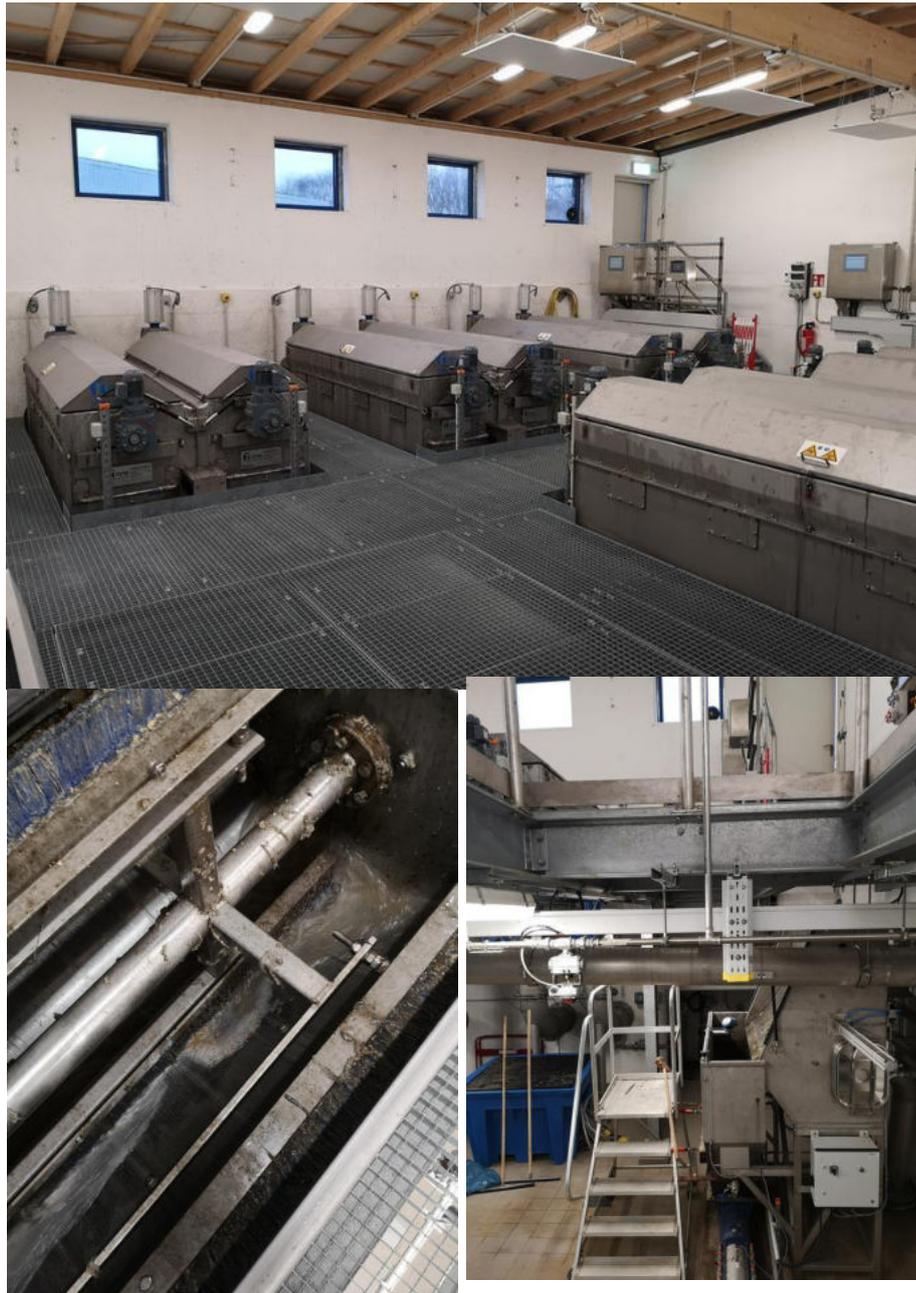


Abbildung 8: oben: Siebhalle
 unten: links: Muldensieb, rechts: Siebgutabwurf über Bogensieb

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Messphase 1 auf dem GWK Glehn

2.3.1.1 Messprogramm

Tabelle 3 zeigt das Messprogramm für die Untersuchungen, die vom 10. bis 27. November 2015 auf dem GWK Glehn durchgeführt wurden. Die nachstehende Abbildung 9 zeigt den untersuchten Teil des Anlagenschemas und die drei Probenahmestellen.

Tabelle 3: Messprogramm Messphase 1

Ort der Probenahme	AFS _{GES} , AFS _{>0,2} , AFS _{<0,2} , AFS _{org} , AFS _{anorg} (Sack/Filtrat)	CSB (Sack/ Filtrat)	TN _b	S _{NH4} (zeitweise)
Zulauf Vorklärung PN1	2-Std.-Mischproben (V: 80 l)		2-Std.-Mischproben (V: 0,8 l)	
Ablauf Vorklärung PN2				
Ablauf Sieb PN3				

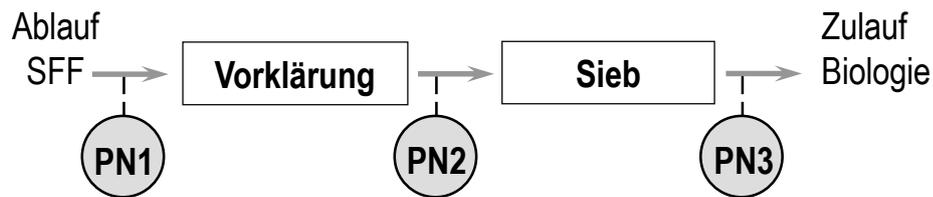


Abbildung 9: Probenahmestellen MP1 (GWK Glehn)

Folgender Hinweis sei an dieser Stelle zum Untersuchungsbetrieb des kleinmaßstäblichen Muldensiebes vorangestellt:

- ➔ Aus der Größe des Muldensiebes ergab sich zwingend, dass das Sieb lediglich mit einer Teilmenge der aus dem Vorklärbecken ablaufenden Wassermenge beschickt werden konnte. Von den Mitarbeitern des GWK Glehn war daher am Ende des Vorklärbeckens ein Bereich abgesteckt worden, aus dem heraus eine, bezogen sowohl auf die suspendierten als auch auf die flotierte Abwasserinhaltsstoffe, repräsentative Wassermenge abgepumpt und mit welcher das Muldensieb beschickt werden sollte wie Abbildung 10 zeigt.

Im Untersuchungsbetrieb hat es sich aufgrund verschiedener technischer Unzulänglichkeiten, die v.a. aus der Maßstabsdifferenz zwischen großtechnischer Vorklärung und kleintechnischem Sieb herrührten als äußerst schwierig herausgestellt, das Sieb kontinuierlich mit einem auf die Baugröße des Muldensiebes angepassten Volumenstrom zu beschicken und in der Folge das Aggregat repräsentativ zu beproben, um die Entnahmeleistung zu ermitteln.



Abbildung 10: Beschickung des Muldensiebes

Während der ersten Hälfte der Messphase 1 wurden auf dem Siebkörper nahezu keine Feststoffe zurückgehalten. Daher wurde im Verlaufe der Messphase 1 am 25.11. vor dem 2-Std.-Probenahmeintervall von 08:00 bis 10:00 Uhr die Siebschale ausgetauscht und dabei der Lochdurchmesser von 1,5 mm auf 1,0 mm reduziert. Dies hatte auf die Betriebsstabilität und auf die festgestellte Entnahmeleistung keinerlei positiven Einfluss.

Im Ergebnis der darauf folgenden Beratungen zwischen dem Ertfverband und dem FG SWW wurde für die folgenden Messphasen 2 und 3 beschlossen, auf die Untersuchung und Beprobung eines separaten, kleinmaßstäblichen Siebes zu verzichten

und statt dessen die Probenahmetechnik, insbesondere die Beschaffenheit der Filtrationssäcke auf den Untersuchungsfokus hin anzupassen. Nähere Ausführungen hierzu folgen in Kap. 2.3.2.

Im Weiteren wird daher an dieser Stelle auf die Auswertung der Daten zur Leistungsfähigkeit des Siebes verzichtet. Die um das Sieb herum erhobenen Messwerte sind zur Vollständigkeit in den Anhängen 1 und 2 dargestellt.

2.3.1.2 Zulaufwassermenge und Aufenthaltszeit in der Vorklärung

In Abbildung 11 sind die Tageszulaufwassermengen für das GWK Glehn im zeitlichen Umfeld der Messphase dargestellt. Von den hervorgehobenen 8 Messtagen herrschten an 6 Tagen Trockenwetterbedingungen, während es sich bei den verbleibenden 2 Tagen um Misch- und Regenwetterbedingungen handelte.

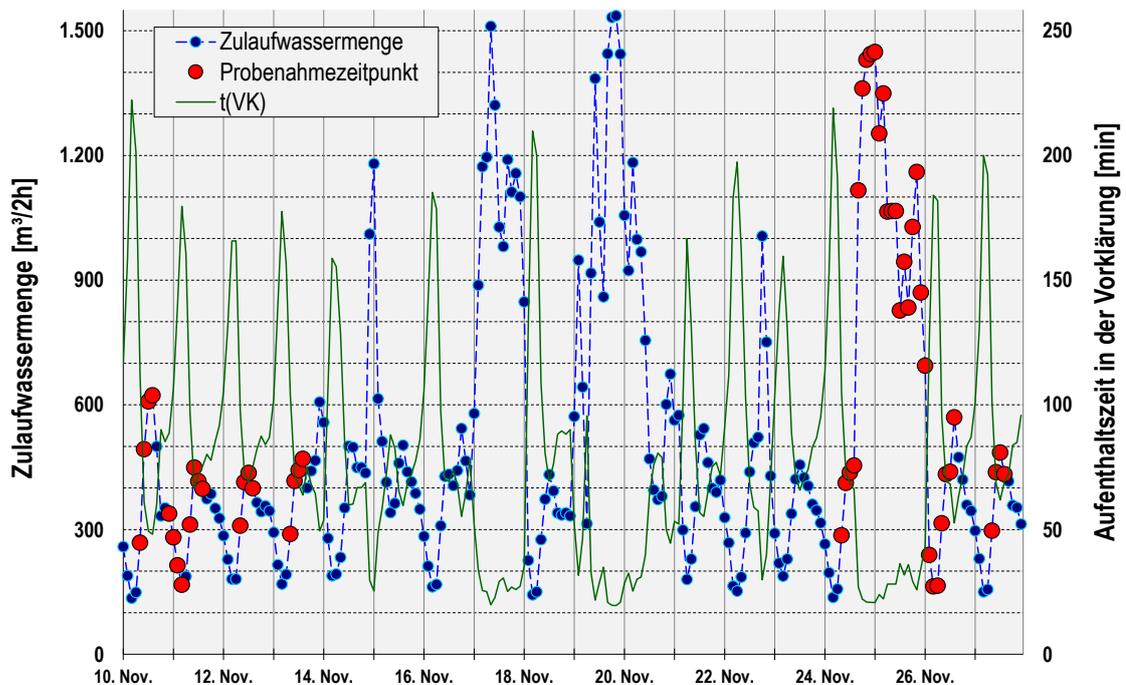


Abbildung 11: Zulaufwassermengen GWK Glehn November 2015

Außerdem enthält die Abbildung 11 die mit den Zulaufwassermengen korrespondierenden Aufenthaltszeiten t_{VK} in der Vorklärung. So lag t_{VK} zu den Probenahmezeitpunkten an den Trockenwettertagen zwischen 48 und 184 Minuten (0,8 bis 3,0 Stunden). Zu den Probenahmezeitpunkten an den Regenwettertagen lag t_{VK} zwischen 20 und 43 Minuten (0,3 bis 0,7 Stunden).

2.3.1.3 Zulaufbelastung – Literaturvergleich (Trockenwettertage)

Zur Einordnung und Beurteilung der einwohnerspezifischen Zulaufbelastung des GWK Glehn wurden die Daten aller Trockenwettertage verwendet. Es wurden die 85 %-Fraktile ermittelt, analog zu den herangezogenen Vergleichsdaten des ATV-DVWK-A A 198. Die Verwendung der ermittelten 85 %-Fraktile würde jedoch die aktuellen Frachten insoweit überschätzen, als der untersuchte Zeitraum von 8 Uhr morgens bis 16 Uhr nachmittags erfahrungsgemäß einen relevant größeren Anteil an den täglichen Schmutzfrachten aufweist als lediglich 33,3 %. Da aus dem in Glehn aufgenommenen Datenmaterial keine abgesicherte zuverlässige Relation zwischen der Tagesteilfracht zwischen 8 Uhr und 16 Uhr gegenüber der Tagesgesamtfracht ermittelt werden konnte, wurde an dieser Stelle auf eine Auswertung zurückgegriffen, die bei früheren Untersuchungen auf dem GWK Nordkanal des Erftverbandes ermittelt worden war (FG SWW 2010). Danach ergab sich derjenige Faktor, der den erhöhten Anteil der Tagesteilfracht zwischen 8 Uhr und 16 Uhr gegenüber der Tagesgesamtfracht beschreibt, mit 1,25. Danach ergibt sich der in Abbildung 12 dargestellte Vergleich.

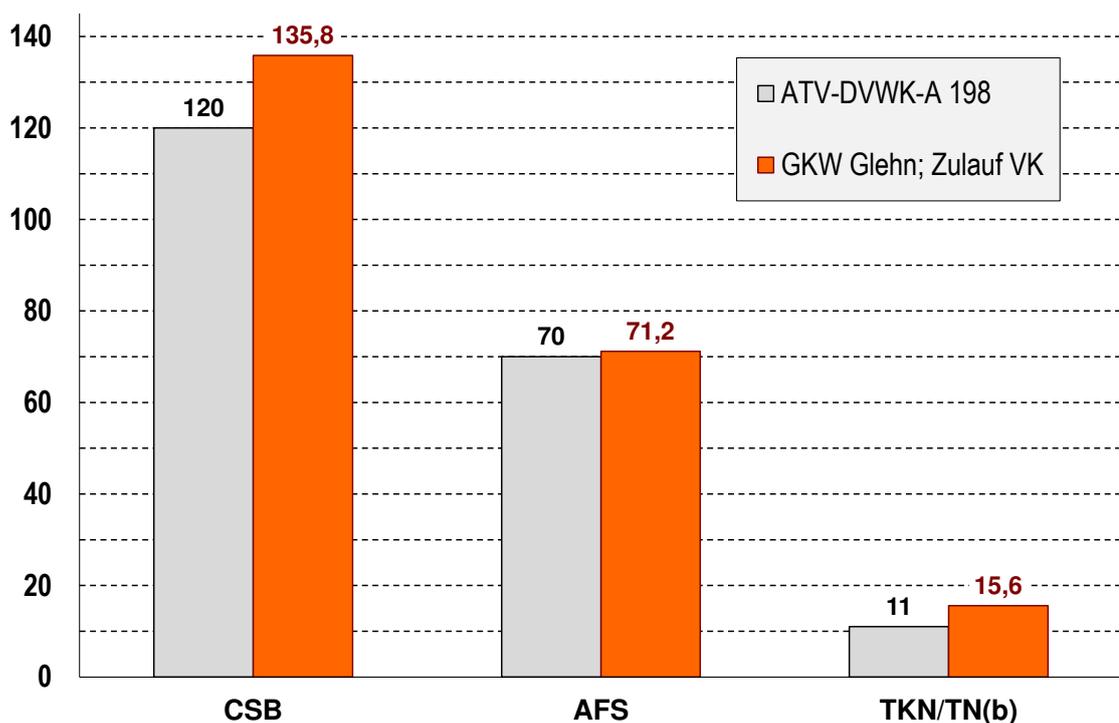


Abbildung 12: VK-Zulaufbelastung GWK Glehn – Vergleich mit Regelwerkswerten in $[g/(E \cdot d)]$

Fazit: Für die untersuchten Parameter liegen die einwohnerspezifischen Belastungen teilweise deutlich oberhalb der Literaturdaten (CSB, TN_b), teilweise auf einem vergleichbaren Niveau (AFS).

Zu den Parametern TKN und TN_b sei jedoch angemerkt, dass einerseits in Tabelle 1 des ATV-DVWK-A 198 Bezug genommen wird auf den Parameter TKN, dass andererseits jedoch in den hier durchgeführten Messreihen der Parameter TN_b gemessen wurde. TN_b enthält gegenüber TKN zusätzliche die anorganischen Stickstoffverbindungen Nitrat (NO_3-N) und Nitrit (NO_2-N), die im Zulauf zur Vorklärung schätzungsweise mindestens mit 1,5 mg/l bis 2,0 mg/l angesetzt werden können.

Hinzu kommt der zeitweilige Einfluss der Trübwassereinleitungen aus den Voreindickern, aus den Nacheindickern und aus der maschinellen Schlammwässerung in den Zulauf des Sandfanges.

2.3.1.4 Längsprofile der stofflichen Leistungsfähigkeit (nur Vorklärung)

Trockenwetterverhältnisse:

In der Abbildung 13 und der Abbildung 14 sind für die Parameter AFS_{GES} , AFS_{org} , AFS_{anorg} , CSB, TN_b und S_{NH4} die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Es handelt sich dabei um den Mittelwert aller insgesamt 35 Messintervalle. Zuflussschwache Nachtzuflüsse sind dabei nicht berücksichtigt. Die zugehörigen statistischen Daten sind den Box-Whisker-Diagrammen in Abbildung 15 zu entnehmen. In Abbildung 16 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklärung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

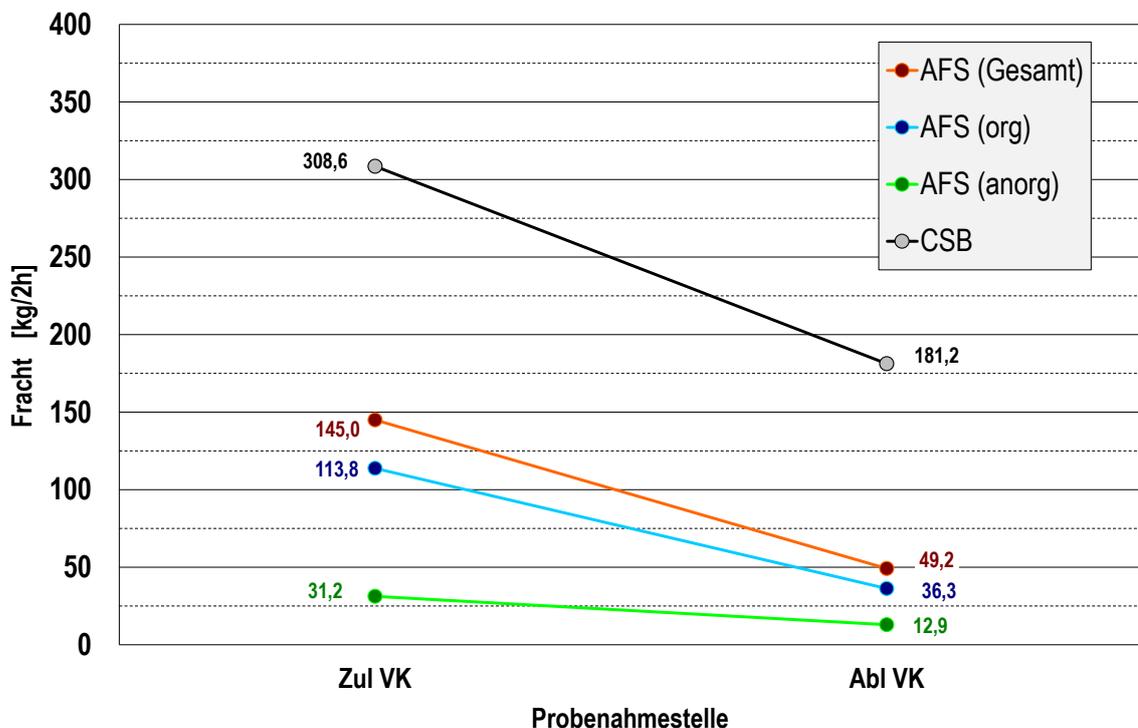


Abbildung 13: TW - Längsprofile AFS und CSB (Vorklärung)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

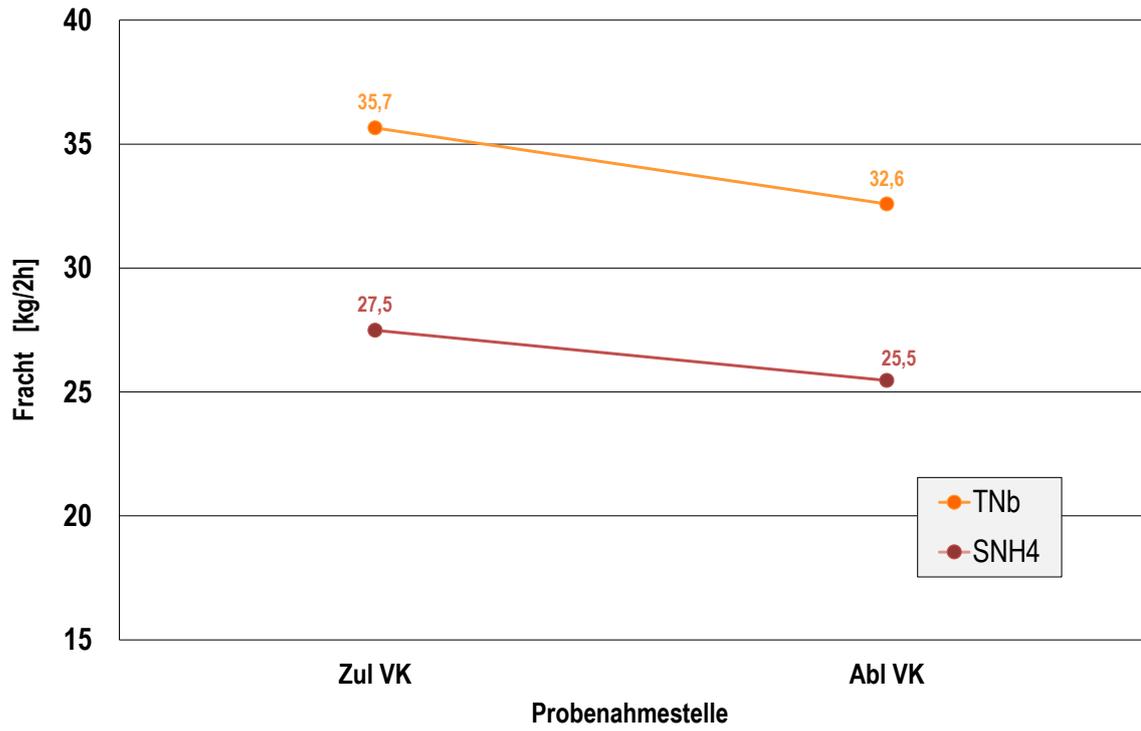


Abbildung 14: TW - Längsprofile Stickstoff (Vorklärung)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

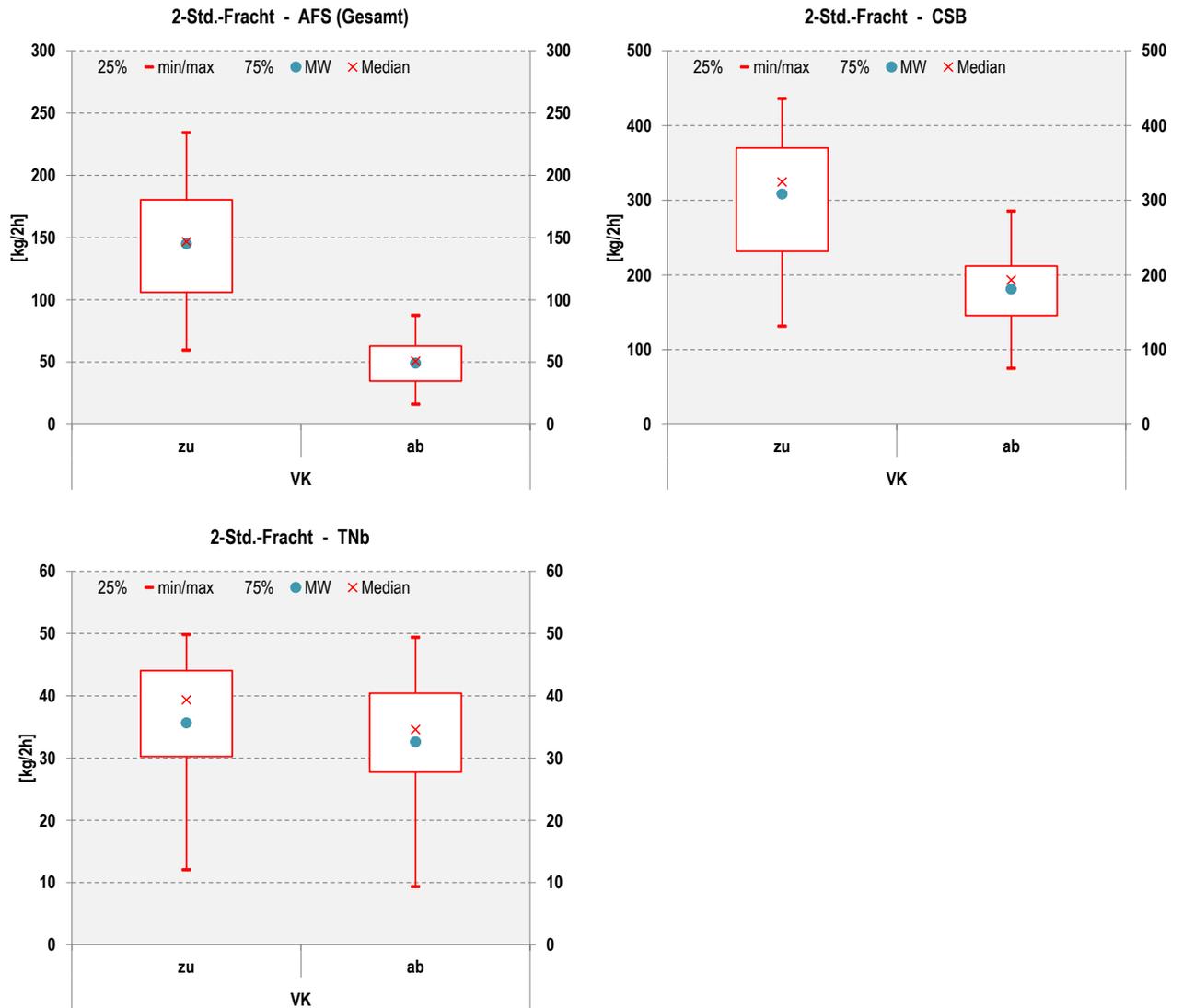


Abbildung 15: TW - Box-Whisker-Diagramme (Vorklärung)

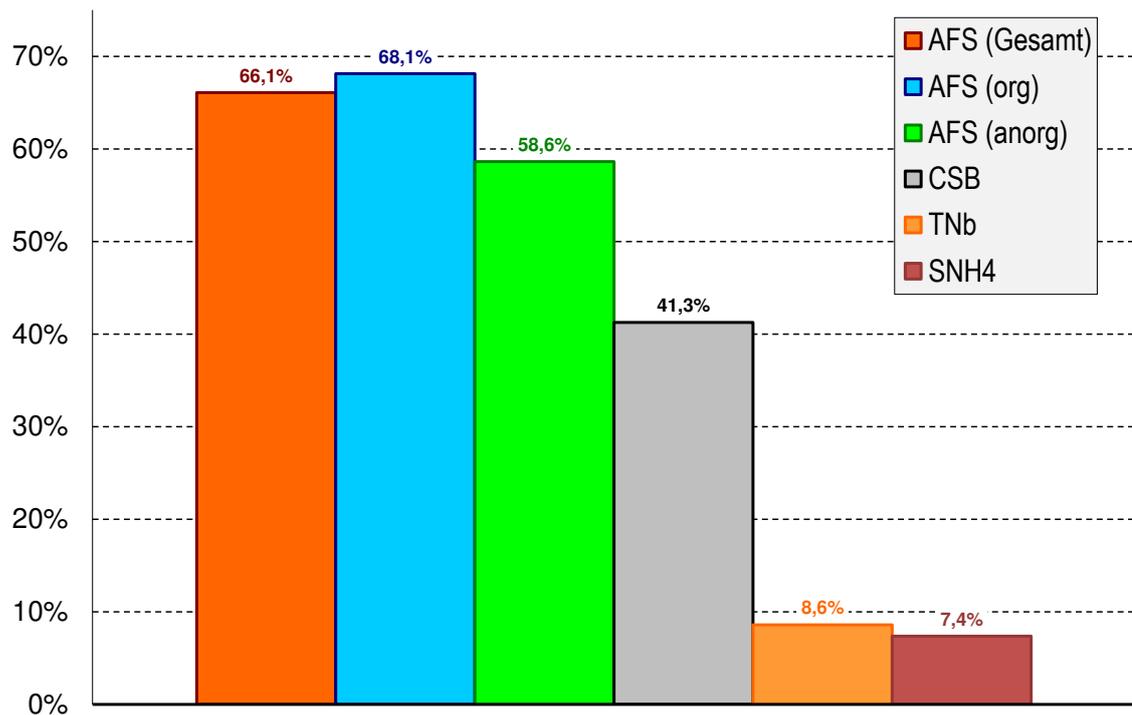


Abbildung 16: TW - Eliminationsraten (Vorklä rung)

Fazit:

Im Vergleich zu den Standard-Eliminationsraten aus dem DWA-Regelwerk ATV-DVWK-A A 198 (2003) sind die erzielten Frachtreduktionen auf dem GWK Glehn unter Ansatz einer mittleren Aufenthaltszeit im Vorklä rbecken von 1,5 Stunden hinsichtlich der Parameter AFS (66 % gegenüber 60 %) und CSB (41 % gegenüber 35 %) leicht erhöht. Für den Parameter TN_b liegt sie auf einem nahezu identischen Niveau (8,6 % gegenüber 10 %). Der organische Feststoffanteil wird durch die Vorklä rung von 79 % auf 74 % reduziert.

Trotz der gegenüber dem Technischen Regelwerk erhöhten CSB-Reduktion ergibt sich aus diesen Messungen kein Hinweis auf eine unzureichende Versorgung der nachfolgenden biologischen Stufe mit organischem Substrat. Vergleicht man, analog zu Abbildung 12, die einwohnerspezifische Ablaufbelastung hinter der Vorklä rstufe des GWK Glehn, ergibt sich das in Abbildung 17 dargestellte Bild. Hinsichtlich der Parameter TKN und TN_b gelten obige Anmerkungen entsprechend.

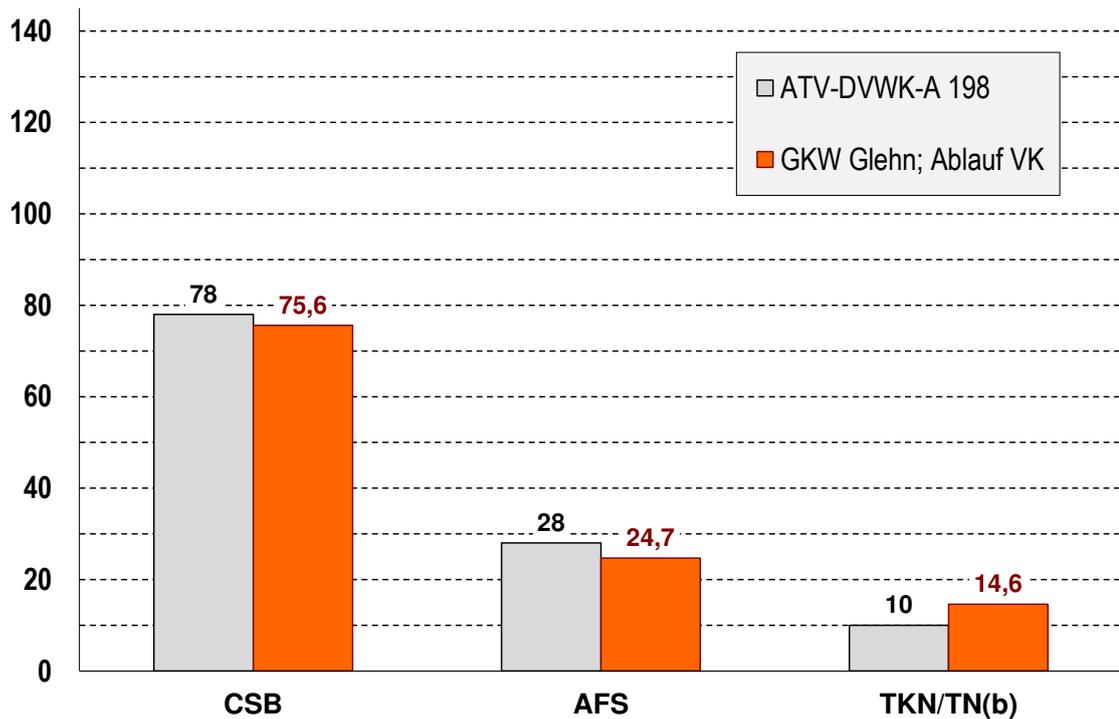


Abbildung 17: VK-Ablaufbelastung GWK Glehn – Vergleich mit Regelwerkswerten in $[g/(E \cdot d)]$

Regenwetterverhältnisse:

In der Abbildung 18 und der Abbildung 19 sind für die Parameter AFS_{GES} , AFS_{org} , AFS_{anorg} , CSB, TN_b und S_{NH_4} die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Es handelt sich dabei um den Mittelwert aller insgesamt 17 Messintervalle. Die zugehörigen statistischen Daten sind den Box-Whisker-Diagrammen in Abbildung 20 zu entnehmen. In Abbildung 21 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklärung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

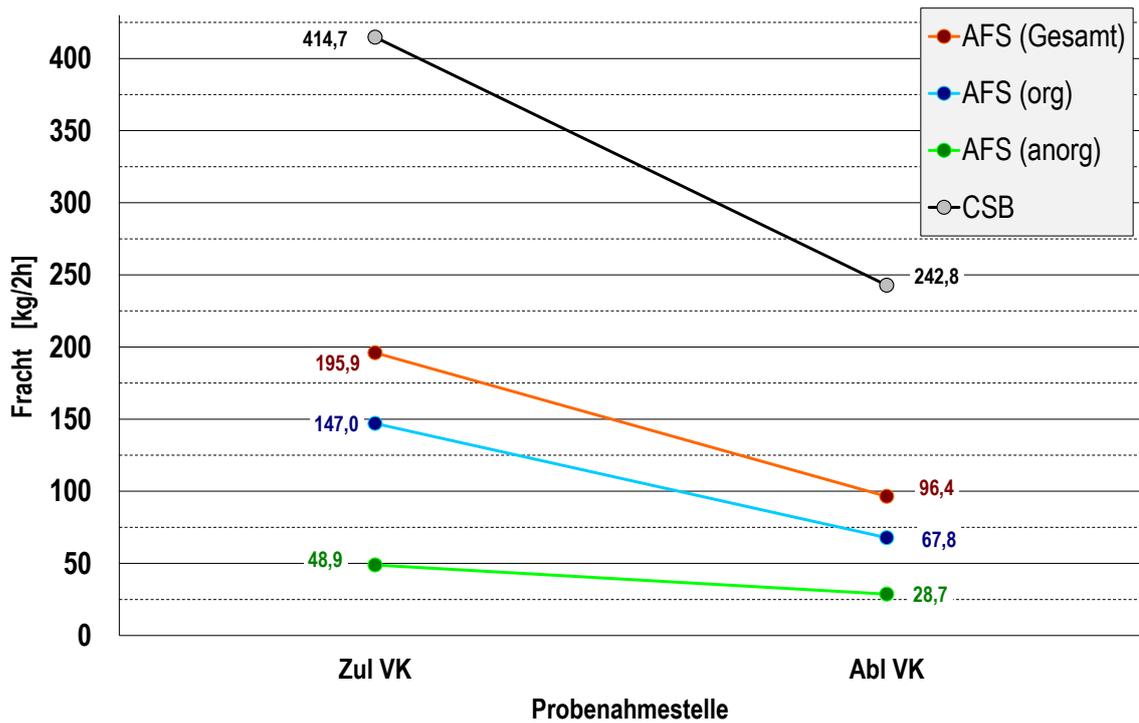


Abbildung 18: RW - Längsprofile AFS und CSB (Vorklärung)

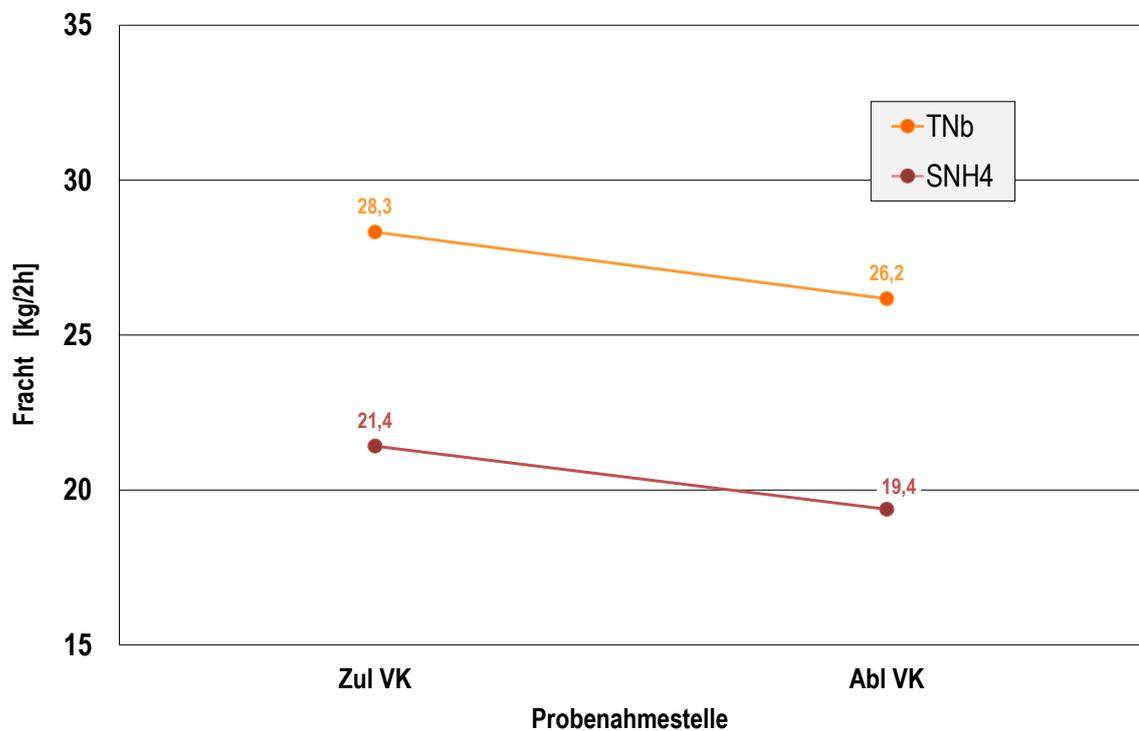


Abbildung 19: RW - Längsprofile Stickstoff (Vorklärung)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

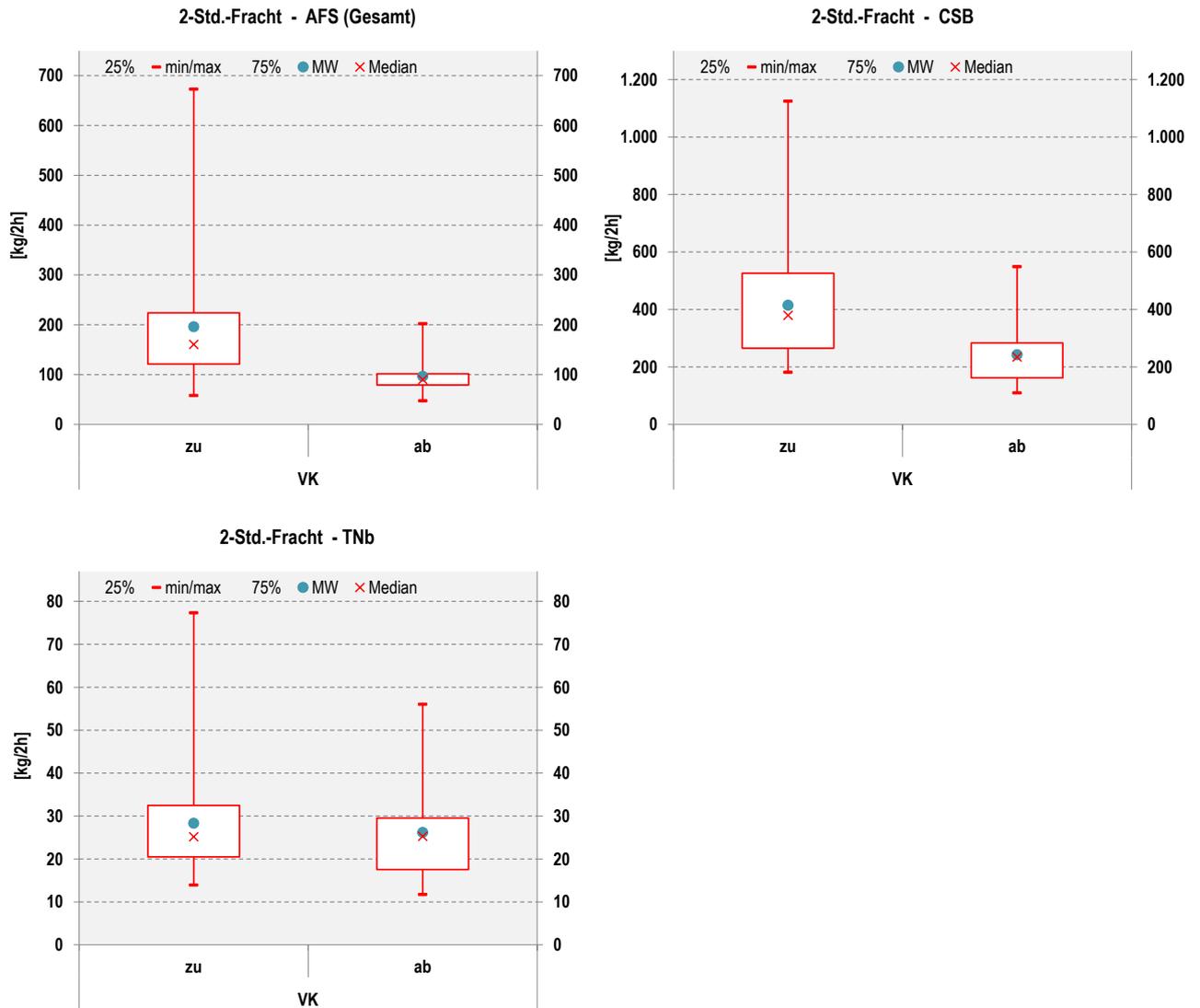


Abbildung 20: RW - Box-Whisker-Diagramme (Vorklärung)

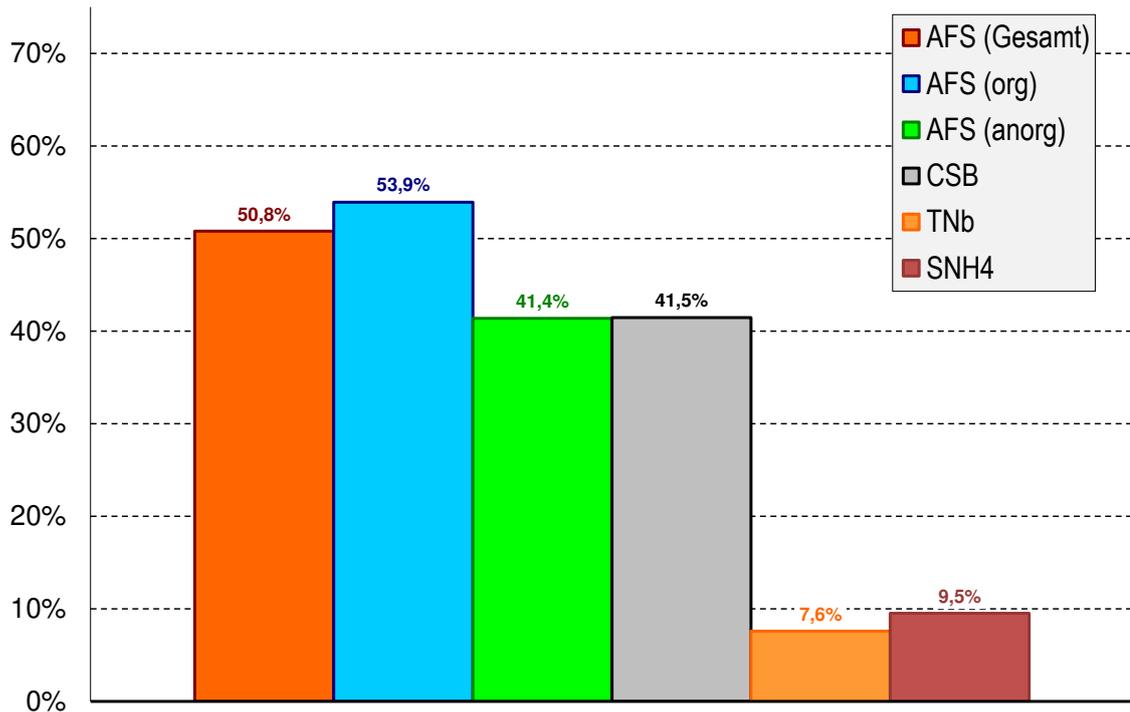


Abbildung 21: RW - Eliminationsraten (Vorklämung)

Fazit:

Im Vergleich zu den Eliminationsraten unter Trockenwetterbedingungen sinkt die erzielte AFS-Frachtreduktion auf dem GWK Glehn unter Ansatz einer mittleren Aufenthaltszeit im Vorklärbecken von 0,5 Stunden erwartungsgemäß sehr deutlich ab (51 % gegenüber 66 %). Für die Parameter CSB (41,5 % gegenüber 41,3 %) und TN_b liegt sie auf einem nahezu identischen Niveau (7,6 % gegenüber 8,6 %). Der organische Feststoffanteil wird durch die Vorklämung von 75 % auf 70 % reduziert.

Nachtzulauf:

Da bei einer hydraulischen Differenzierung der Nachtzulauf die niedrigste hydraulische Belastung der Kläranlage darstellt, wurden für die folgende Auswertung lediglich die 6 Messintervalle unter Trockenwetterbedingungen herangezogen. Die korrespondierenden Aufenthaltszeiten t_{VK} in der Vorklämung lagen zu den Probenahmezeitpunkten zwischen 163 und 338 Minuten (2,7 bis 5,6 Stunden).

In der Abbildung 22 und der Abbildung 23 sind für die Parameter AFS_{GES}, AFS_{org}, AFS_{anorg}, CSB, TN_b und SNH₄ die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Es handelt sich dabei um den Mittelwert aller Messintervalle. Die zugehörigen statistischen Daten sind den Box-Whisker-Diagrammen in Abbildung 24 zu entnehmen. In Abbildung 25 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklämung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

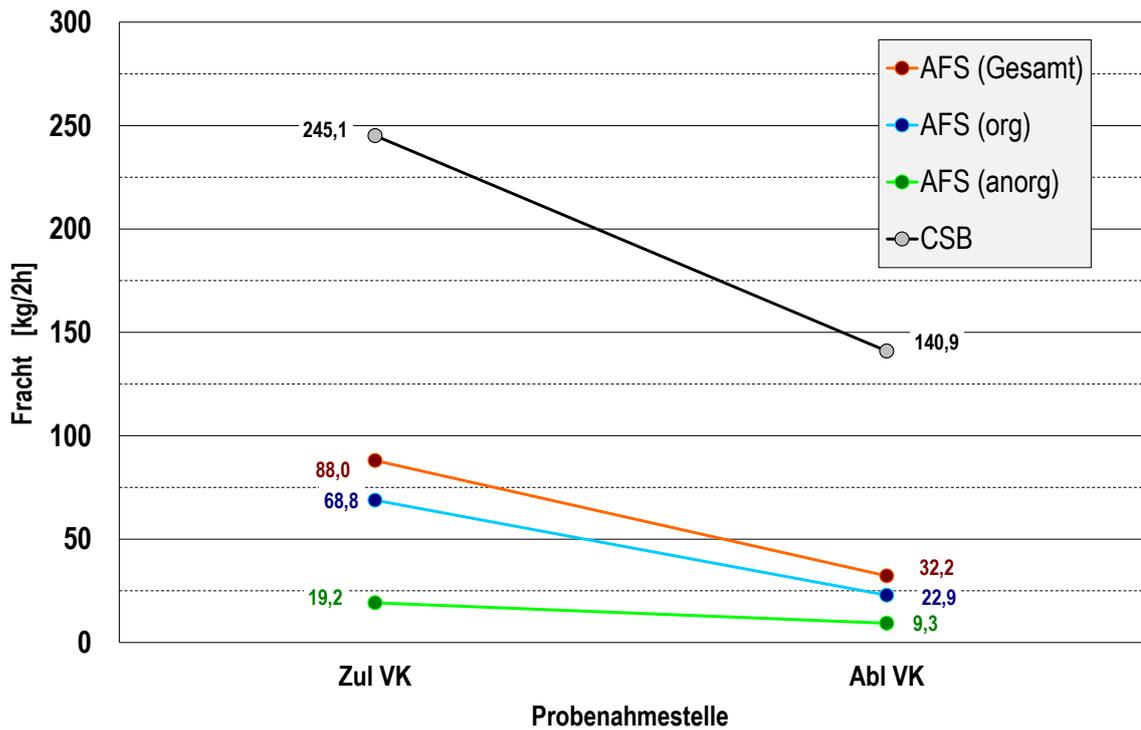


Abbildung 22: Nachtzulauf - Längsprofile AFS und CSB (Vorklärung)

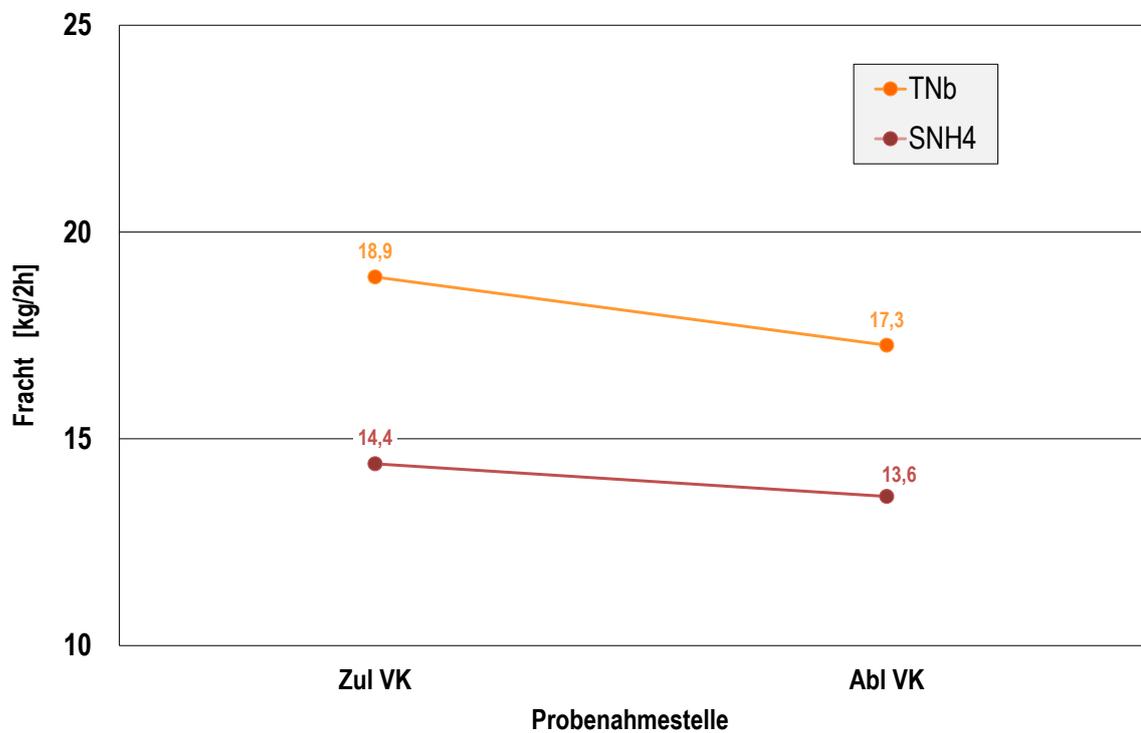


Abbildung 23: Nachtzulauf - Längsprofile Stickstoff (Vorklärung)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

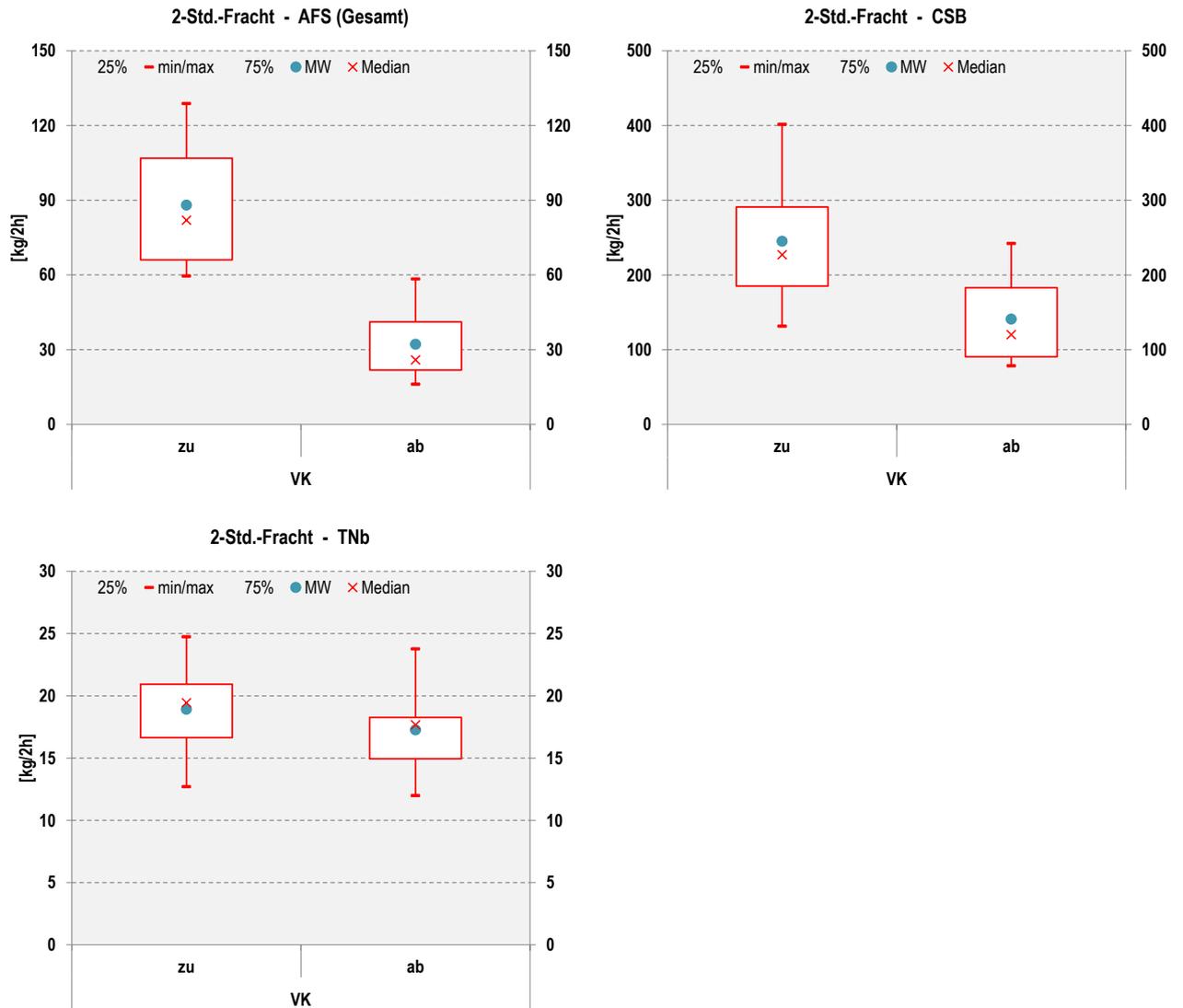


Abbildung 24: Nachtzulauf - Box-Whisker-Diagramme (Vorklärung)

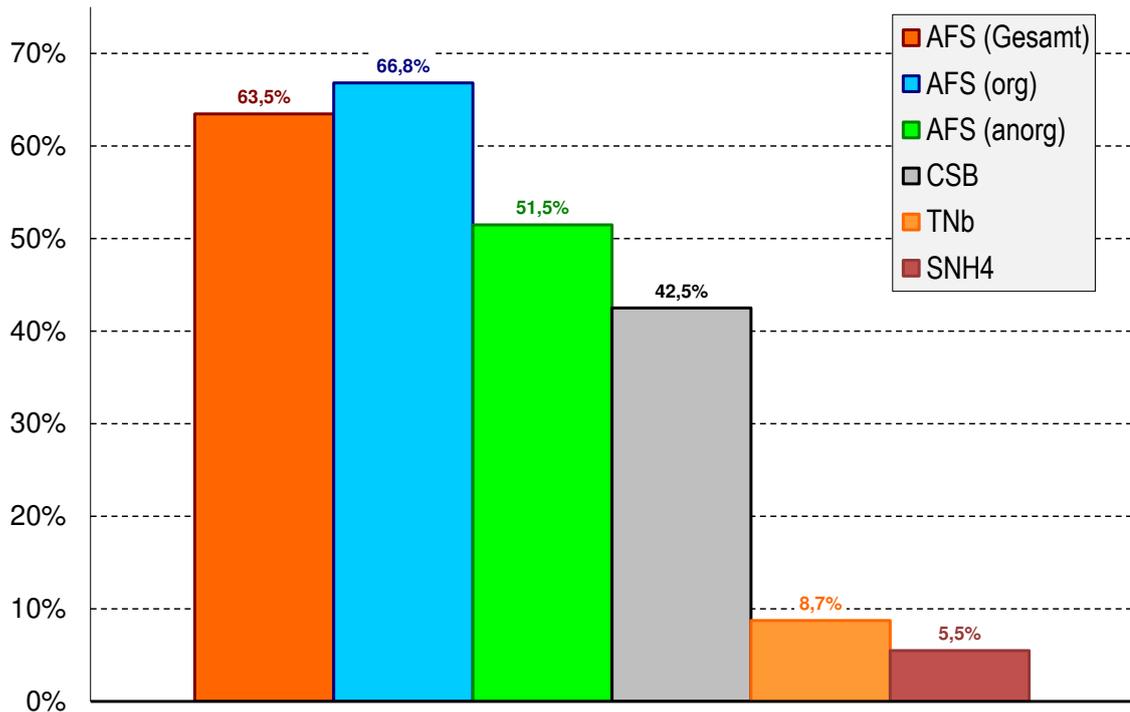


Abbildung 25: Nachtzulauf - Eliminationsraten (Vorklärung)

Fazit:

Im Vergleich zu den Eliminationsraten unter Trockenwetterbedingungen ändert sich die erzielte AFS-Frachtreduktion auf dem GWK Glehn unter Ansatz einer mittleren Aufenthaltszeit im Vorklärbecken von ca. 4 Stunden kaum (64 % gegenüber 66 %). Für die Parameter CSB (42,5 % gegenüber 41,3 %) und TN_b liegt sie auf einem identischen Niveau (8,7 % gegenüber 8,6 %). Der organische Feststoffanteil wird durch die Vorklärung von 78 % auf 71 % reduziert.

Als Gesamtfazit der Messphase 1 wurde in Abstimmung mit dem Erftverband entschieden, die Probenahmesystematik der Sackfiltration im Hinblick auf die bereits geplante Sieböffnungsweite auf dem GWK Nordkanal von 1,5 mm Lochgeometrie anzupassen und in den nachfolgenden Messphasen auf den separaten Untersuchungsbetrieb eines kleinmaßstäblichen Siebes zu verzichten. Nähere Erläuterungen folgen im folgenden Kap. 2.3.2.

2.3.2 Messphase 2 auf dem GWK Glehn**2.3.2.1 Änderung der Probenahmesystematik der Sackfiltration**

Zur Bestimmung des Parameters AFS wurden in der Messphase 1 Filtersäcke eingesetzt, um größere Probevolumina (ca. 80 l/2h) untersuchen und damit eine höhere Repräsentativität gewährleisten zu können. Die Filtrationssäcke hatten dafür eine Öffnungsweite von 190 µm (ca. 0,2 mm), die historisch bedingt aus früheren Untersuchungen auf dem GWK Nordkanal übernommen worden war.

Nach den Erkenntnissen der Messphase 1 wurde im Anschluss an eine Materialrecherche beschlossen, die Beschaffenheit der für die Sackfiltration verwendeten Filtrationssäcke zu verändern und Filtrationssäcke mit einer Öffnungsweite von 1,0 mm Maschengemetrie zu verwenden. Die Wahl einer 1,0 mm Maschengemetrie erfolgte im Hinblick auf die geplante Sieböffnungsweite auf dem GWK Nordkanal von 1,5 mm Lochgeometrie. Maschenöffnungen von 1,0 mm Kantenlänge weisen in ihren Diagonalen ein Maß von ca. 1,4 mm auf. Abbildung 26 zeigt den verwendeten Filtrationssack.



Abbildung 26: Filtrationssack mit 1,0 mm Maschengemetrie

Zur AFS-Bestimmung werden die Säcke vor und nach erfolgter täglicher Probenahme im Trockenschrank bei 105°C getrocknet und anschließend gewogen. Das bei der Sackfiltration entstehende Filtrat wird ebenfalls beprobt und auf den Parameter AFS (0,45 µm) hin untersucht.

Eine zusätzliche Anpassung bestand darin, die Filtrationssäcke in den 2-Std.-Probenahmeintervallen kontinuierlich mit Hilfe einer Kreiselpumpe zu beschicken und somit von der diskontinuierlichen, manuellen Probenahme abzuweichen. Dies erfolgte in der Absicht, die Probenahmeholumina abermals zu steigern und die Repräsentativität der Ergebnisse zu erhöhen. Auf diese Art und Weise konnten im Zulaufbereich der Vorklärung zwischen 1 m³ und 3 m³ Abwasser in den 2-Std.-Probenahmeintervallen filtriert werden. Die unterschiedlichen Volumina ergaben sich aus den unterschiedlichen Feststoffkonzentrationen im Abwasser, abhängig von Trocken- oder Regenwetterbedingungen und damit einhergehend mit der veränderlichen Durchlässigkeit der Filtrationssäcke. Im Ablaufbereich der Vorklärung konnten deutlich höhere Abwassermengen von 6 m³ bis 7 m³ filtriert werden. Diese

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

Mengen orientierten sich ausschließlich an der maximalen Förderleistung der eingesetzten Kreiselpumpen.

Abbildung 27 zeigt diesen Probenahmebetrieb.



Abbildung 27: kontinuierlicher Probenahmebetrieb mit Filtrationssock

2.3.2.2 Messprogramm

Tabelle 4 zeigt das Messprogramm für die Untersuchungen, die vom 25. bis 29. April 2016 auf dem GWK Glehn durchgeführt wurden. Dabei wird jetzt zusätzlich relevant die Fraktionierung nach der Größe der entnommenen Feststoffe $AFS_{>1,0}$, $AFS_{<1,0}$. Im Unterschied zur Messphase 1 wurde auf jegliche Stickstoffanalytik verzichtet.

Die nachstehende Abbildung 28 zeigt den untersuchten Teil des Anlagenschemas mit den zwei verbleibenden Probenahmestellen.

Tabelle 4: Messprogramm Messphase 2

Ort der Probenahme	AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$, $AFS_{<1,0}$, $AF-S_{org}$, AFS_{anorg} (Sack/Filtrat)	CSB (Sack/Filtrat)
Zulauf Vorklärung PN1	2-Std.-Mischproben (V: ca. 1 m ³ bis 3 m ³)	
Ablauf Vorklärung PN2	2-Std.-Mischproben (V: ca. 6 m ³ bis 7 m ³)	



Abbildung 28: Probenahmestellen MP2 (GWK Glehn)

Stufen Vorklärung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

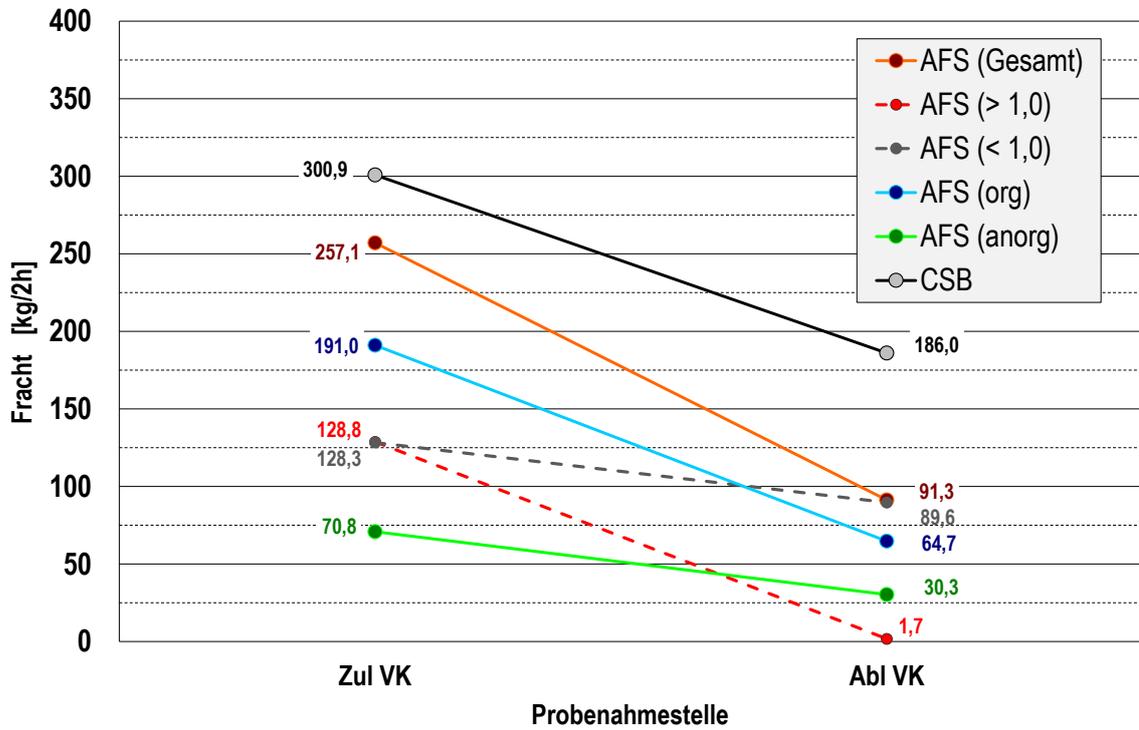


Abbildung 30: Längsprofile AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$, $AFS_{<1,0}$, AFS_{org} , AFS_{anorg} und CSB (MP2 Glehn)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

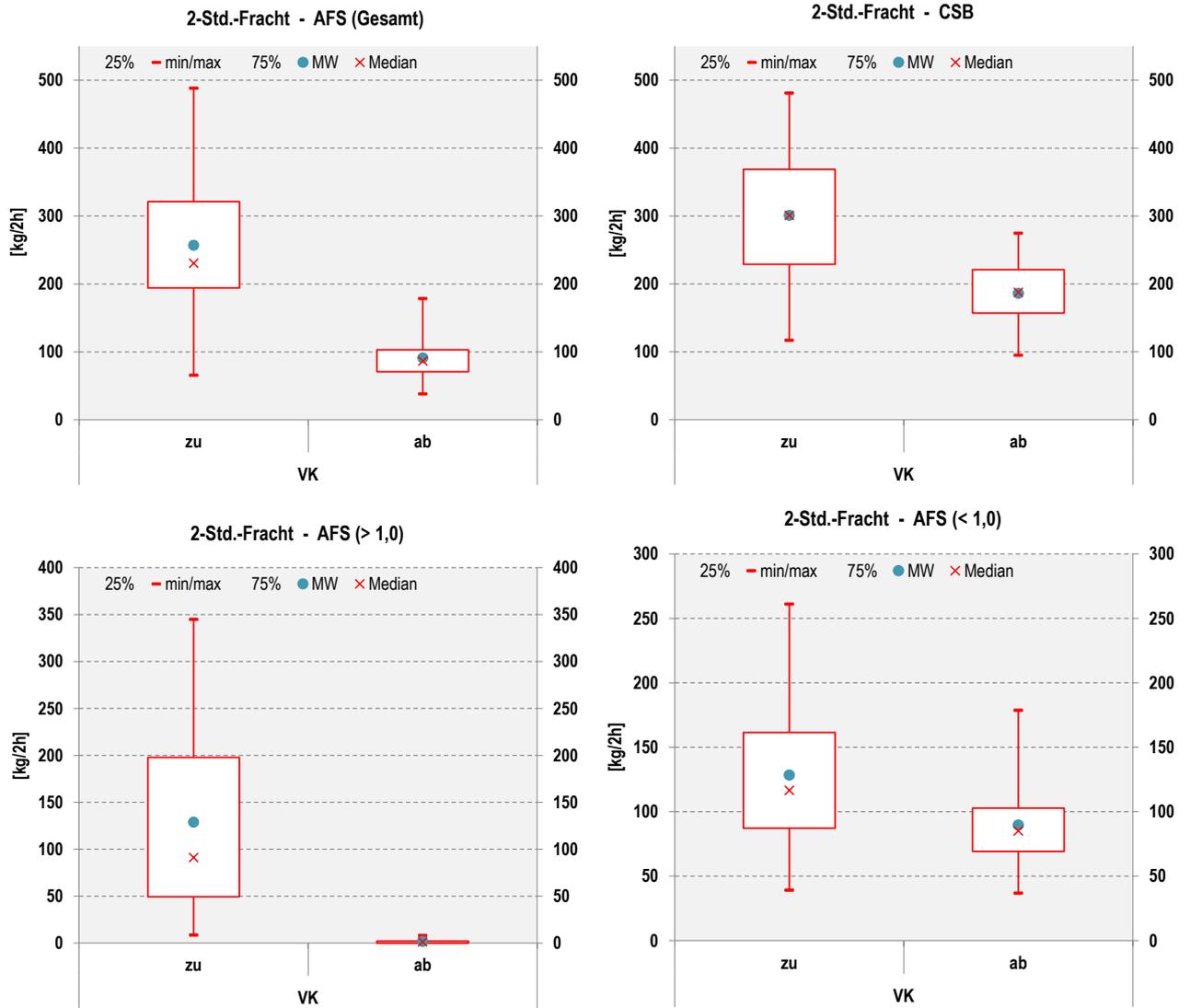


Abbildung 31: Box-Whisker-Diagramme (MP2 Glehn)

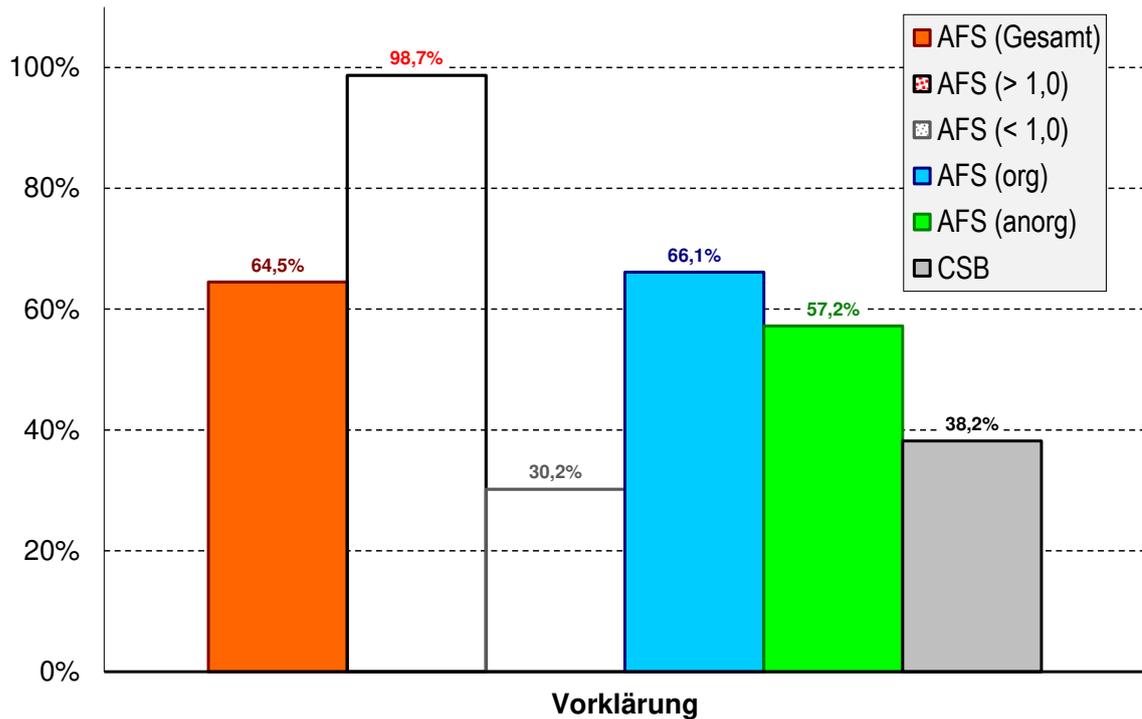


Abbildung 32: Eliminationsraten (MP2 Glehn)

Fazit:

Im Vergleich zu den Standard-Eliminationsraten aus dem DWA-Regelwerk ATV-DVWK-A A 198 (2003) sind die erzielten Frachtreduktionen auf dem GWK Glehn unter Ansatz einer mittleren Aufenthaltszeit im Vorkläerbecken von < 1,0 Stunden hinsichtlich der Parameter AFS_{GES} (64 % gegenüber 50 %) und CSB (38 % gegenüber 30 %) zum Teil deutlich erhöht. Mit Blick auf das Erfordernis organischen Substrates in der nachfolgenden biologischen Stufe ist jedoch zu konstatieren, dass in dieser Messphase 2 die CSB-Reduktion aufgrund der kürzeren Aufenthaltszeit in der Vorklärstufe geringer ausfiel als in Messphase 1 (38 % gegenüber 41 %). Der organische Feststoffanteil wurde während dieser Messphase durch die Vorklärung nicht verändert (ca. 70 %).

Hinsichtlich der durchgeführten AFS-Größenfraktionierung ist zu konstatieren, dass im Ablauf der Vorklärung nur noch eine sehr geringe messbare Konzentration $AFS_{>1,0}$ festgestellt werden konnte. Sie wurde im Rahmen dieser 5-tägigen, mehrheitlich regenwettergeprägten Messphase zu 98% in der Vorklärung entnommen.

Übertragen auf eine MBR-Anlage ergäbe sich daraus die Schlussfolgerung, dass der zusätzliche Betrieb eines Siebes hinter der Vorklärung zum Schutz der Membranmodule in der MBR-Stufe nicht zwingend notwendig erscheint. Jedoch wird empfohlen, eine solche Entscheidung durch eine zusätzliche Kontrolluntersuchung auf dem GWK Glehn zu verifizieren.

2.3.3 Messphase 3 auf der KA Grevenbroich

2.3.3.1 Einführender Hinweis

Die Messphase 3 wurde entgegen der Planung wegen dringender Revisionsarbeiten am Vorklärbeckenräumer nicht auf dem GWK Glehn, sondern stattdessen auf der KA Grevenbroich durchgeführt. Der Ausfall des Vorklärbeckenräumers des GWK Glehn machte einen kontinuierlichen und störungsfreien Untersuchungsbetrieb unmöglich und ließ deutliche Einbußen bei der Qualität der erzielten Ergebnisse erwarten. Letztlich erwies sich die Verlegung des Untersuchungsstandortes nach Grevenbroich sogar noch in anderer Hinsicht als der Untersuchungskontinuität als vorteilhaft. Hintergrund ist die dortige Ausführung der Rechenanlage.

Entgegen des üblichen Einsatzes von Filterstufenrechen, die eine eindimensionale Spaltgeometrie aufweisen, ist in Grevenbroich seit 2015 ein Filterbandrechen mit einer 8 mm – Lochgeometrie, also einer zweidimensionalen Öffnungsgeometrie in Betrieb (siehe Abbildung 8). Daraus resultierte die Annahme, dass bei Betrieb einer zweidimensionalen Rechengeometrie und einer nachfolgenden Vorklärung (nach einem Sandfang) kein weiteres Erfordernis einer Siebeinrichtung zum Schutze einer Membranfiltrationsstufe im biologischen Teil einer Kläranlage bestehen würde. Diese Theorie zu stützen war die Motivation für die Verlegung der Messphase 3 nach Grevenbroich.

2.3.3.2 Messprogramm

Tabelle 4 zeigt das Messprogramm für die Untersuchungen, die vom 09. bis 15. Juni 2016 auf der KA Grevenbroich durchgeführt wurden. Wie in Messphase 2 wurde auf jegliche Stickstoffanalytik verzichtet. Der untersuchte Teil des Anlagenschemas mit den beiden Probenahmestellen vor und hinter der Vorklärung ist identisch wie bereits aus Abbildung 28 ersichtlich.

Tabelle 5: Messprogramm Messphase 3

Ort der Probenahme	AFS _{GES} , AFS _{>1,0} , AFS _{<1,0} , AF-S _{org} , AFS _{anorg} (Sack/Filtrat)	CSB (Sack/Filtrat)
Zulauf Vorklärung PN1	2-Std.-Mischproben (V: ca. 1 m ³ bis 3 m ³)	
Ablauf Vorklärung PN2	2-Std.-Mischproben (V: ca. 6 m ³ bis 8 m ³)	

2.3.3.3 Zulaufwassermenge und Aufenthaltszeit in der Vorklärung

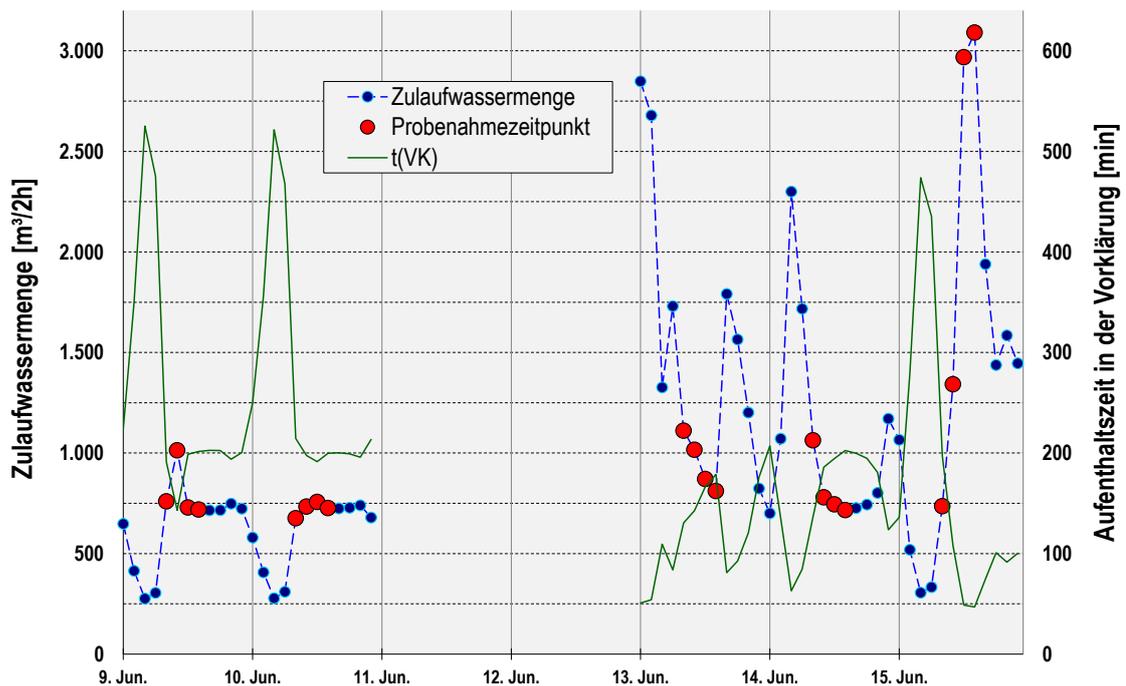


Abbildung 33: Zulaufwassermengen KA Grevenbroich Juni 2016

In Abbildung 33 sind die Tageszulaufwassermengen für die KA Grevenbroich im zeitlichen Umfeld der Messphase dargestellt. Von den 5 Messtagen herrschten an 4 Tagen durchgehend Trockenwetterbedingungen, während es sich bei dem verbleibenden 5.Tag um Misch- und Regenwetterbedingungen handelte.

Außerdem enthält die Abbildung 33 die mit den Zulaufwassermengen korrespondierenden Aufenthaltszeiten t_{VK} in der Vorklärung. So lag t_{VK} zu den Probenahmezeitpunkten an den Trockenwettertagen zwischen 130 und 215 Minuten (2,2 bis 3,6 Stunden). Zu den Probenahmezeitpunkten mit Misch- und Regenwetterkonditionen lag t_{VK} zwischen 47 und 108 Minuten (0,8 bis 1,8 Stunden). An dieser Stelle wird bereits deutlich, dass das Vorklärbecken auf der KA Grevenbroich für die aktuellen Zulaufwassermengen (bzw. die diesen Wassermengen zu Grunde liegenden EW-Belastungen) drastisch überdimensioniert ist.

2.3.3.4 Längsprofile der stofflichen Leistungsfähigkeit (alle Tage)

In der Abbildung 34 sind für die Parameter AFS_{GES} und CSB die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Dabei ist der Parameter AFS_{GES} zusätzlich fraktioniert nach den Anteilen AFS_{org} und AFS_{anorg} sowie insbesondere nach den Größenfraktionen $AFS_{>1,0}$ und $AFS_{<1,0}$. Es handelt sich dabei um den Mittelwert aller insgesamt 20 Messintervalle. Die zugehörigen statistischen Daten sind den Box-Whisker-Diagrammen in Abbildung 35 zu

entnehmen. In Abbildung 36 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklärung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

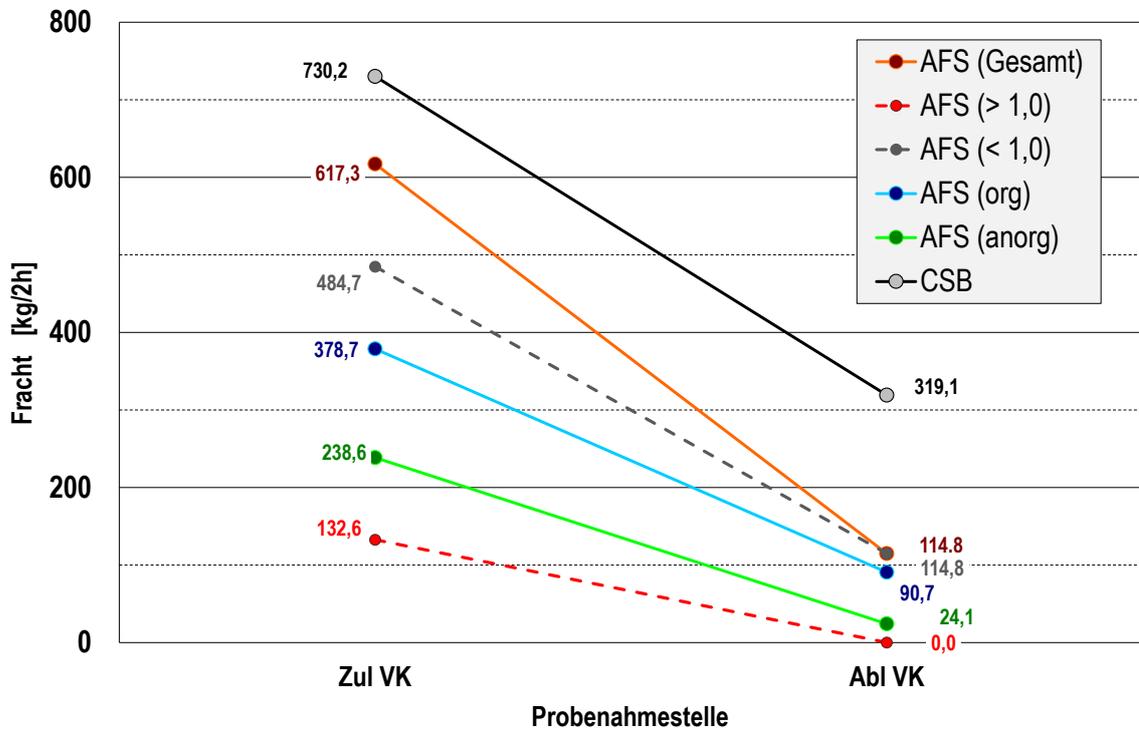


Abbildung 34: Längsprofile AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$, $AFS_{<1,0}$, AFS_{org} , AFS_{anorg} und CSB (MP3 Grevenbroich)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

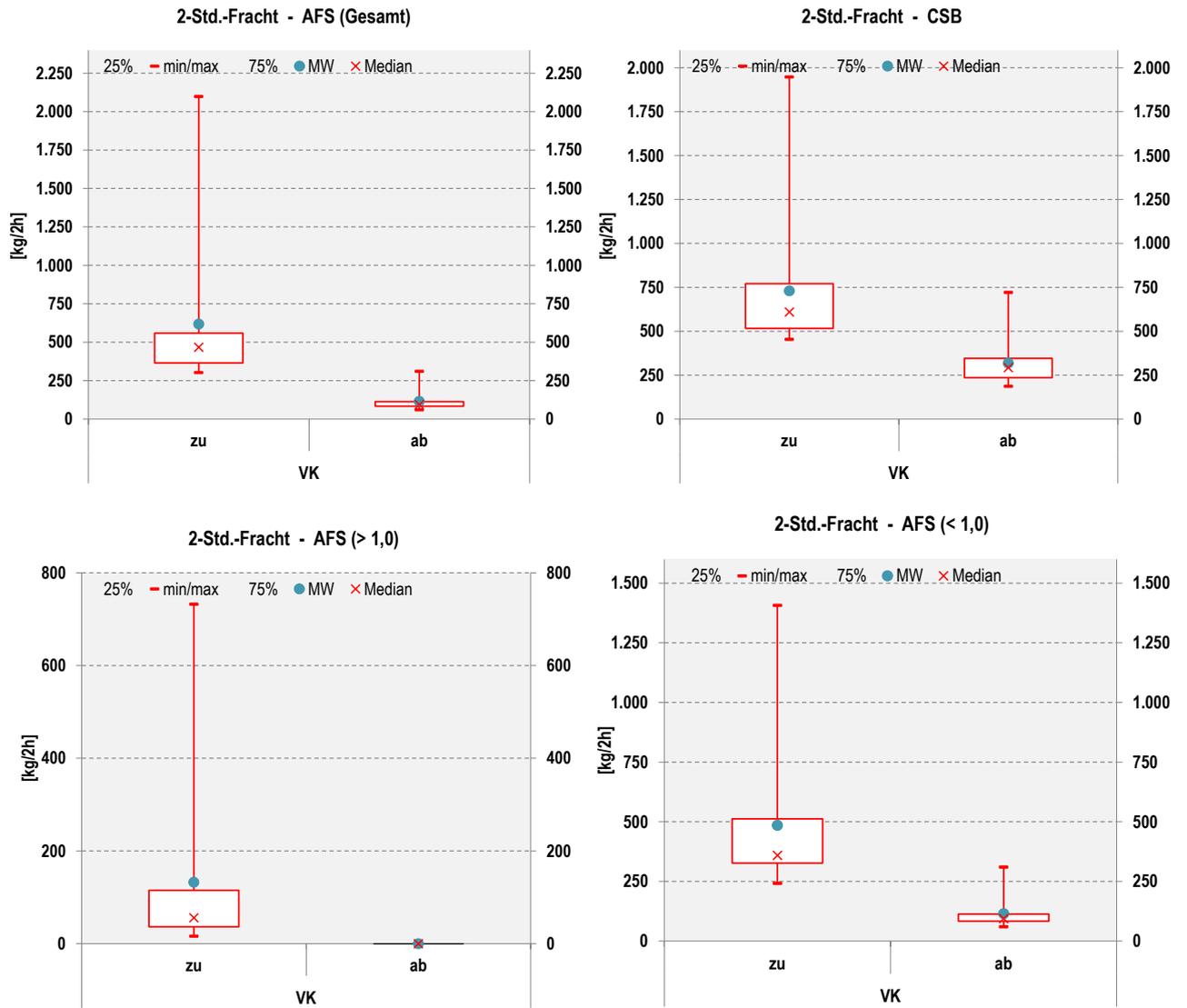


Abbildung 35: Box-Whisker-Diagramme (MP3 Grevenbroich)

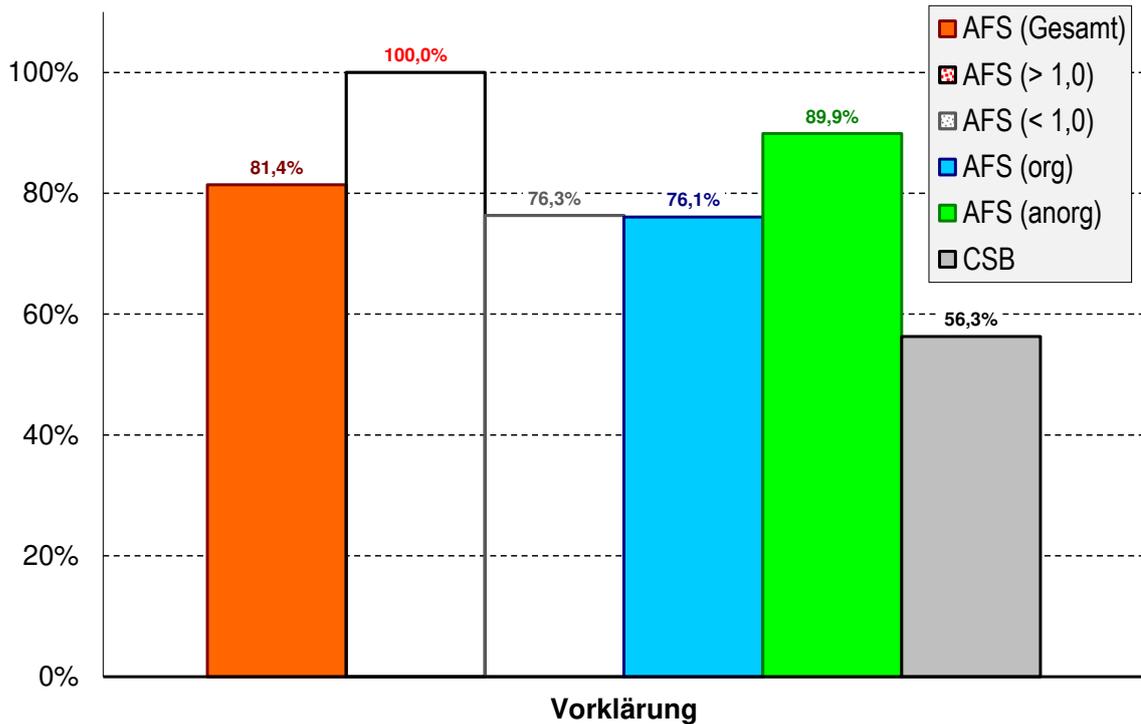


Abbildung 36: Eliminationsraten (MP3 Grevenbroich)

Fazit:

Im Vergleich zu den Standard-Eliminationsraten aus dem DWA-Regelwerk (ATV-DVWK-A A 198 (2003)) sind die erzielten Frachtreduktionen auf der KA Grevenbroich unter Ansatz einer mittleren Aufenthaltszeit im Vorklärbecken von > 2,5 Stunden und bis zu 3,6 Stunden hinsichtlich der Parameter AFS_{GES} (81 % gegenüber 65 %) und CSB (56 % gegenüber 40 %) erwartungsgemäß hoch. Auffällig ist in Grevenbroich der hohe Entnahmegrad an anorganischem Feststoff, der dazu führt, dass sich der organische Feststoffanteil während dieser Messphase sehr deutlich erhöht (80 % gegenüber vorher 65 %).

Hinsichtlich der durchgeführten AFS-Größenfraktionierung ist zu konstatieren, dass im Ablauf der Vorklämung keine messbare Konzentration $AFS_{>1,0}$ festgestellt werden konnte. Sie wird im Durchlauf durch die mechanische Reinigungsstufe komplett entnommen. Übertragen auf eine MBR-Anlage ergäbe sich daraus die Schlussfolgerung, dass der zusätzliche Betrieb eines Siebes hinter der Vorklämung zum Schutz der Membranmodule in der MBR-Stufe nicht notwendig erscheint.

Zur Kontrolle und Verifizierung wurden zusätzlich begleitende Absetztests sowohl in Standzylindern als auch in Imhoff-Trichtern (absetzbare Stoffe) durchgeführt. Diese Tests erhärteten die vorherigen Ergebnisse und ließen auch bei visueller Kontrolle keine Feststoffpartikel, Haare oder faserige Stoffe im Absetzraum oder auf der Wasseroberfläche erkennen, die eine nachfolgende Membranstufe beeinträchtigen könnten, siehe Abbildung 37 und Abbildung 38.

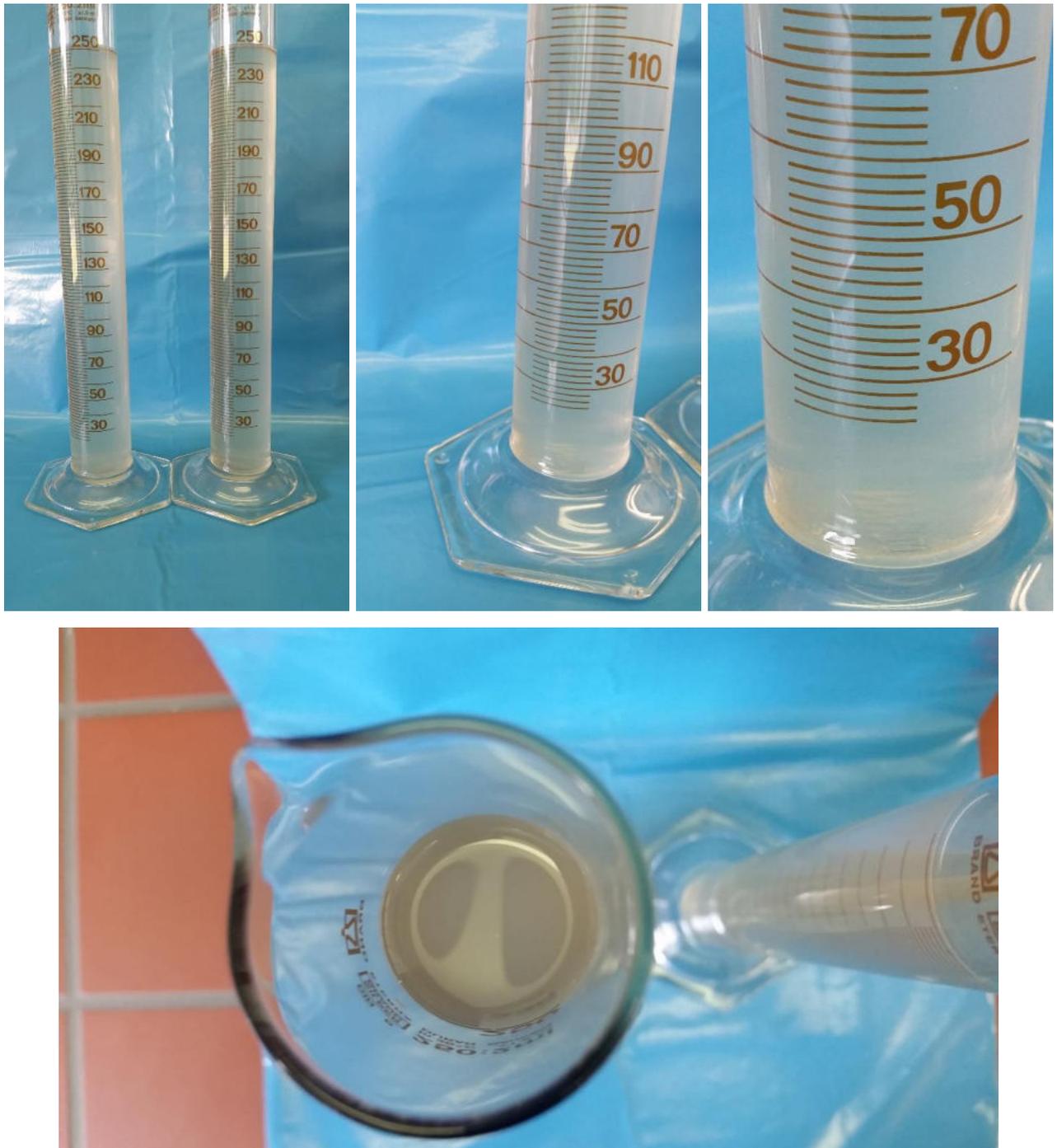


Abbildung 37: Absetztests Ablauf Vorklärung (Standzylinder)

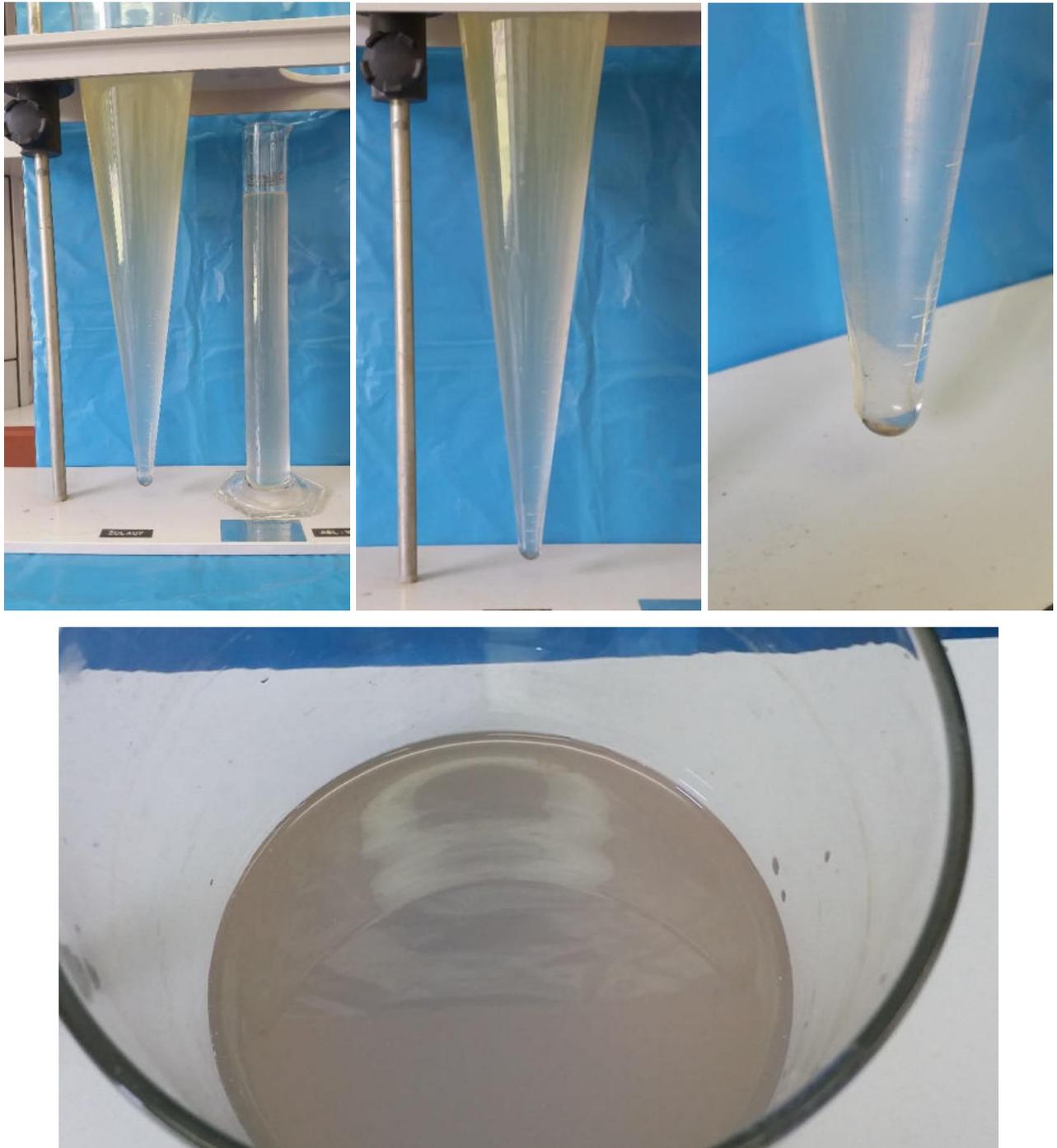


Abbildung 38: Absetztests Ablauf Vorklärung (Standzylinder)

In welchem Maße diese ermittelte AFS- Entnahmeleistung dem eingangs dieses Kapitels geschilderten Rechenbetrieb oder aber der Vorklärung mit ihrer extrem langen Aufenthaltszeit zugeordnet werden kann, lässt sich jedoch nicht eindeutig aussagen, weil die Zulaufbelastung und die Feststoff-Fraktionierung vor der Rechenstufe nicht bekannt sind.

Aus diesem Grund wird in der nachfolgenden Abbildung 39 ein Vergleich der AFS-Konzentrationen der Parameter AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$ und $AFS_{<1,0}$ im Zulauf zu den jeweiligen Vorklärstufen auf dem GWK Glehn (aus der Messphase 2) und der KA Grevenbroich (aus

der Messphase 3) vorgenommen. Dabei ist natürlich zu konstatieren, dass die Einzugsgebiete der beiden Kläranlagen unterschiedlich strukturiert sind, sich Abwasserzulaufbeschaffenheiten nicht ohne detaillierte Differenzierung vergleichen lassen und die Betrachtung daher bestenfalls als Indiz gewertet werden kann.

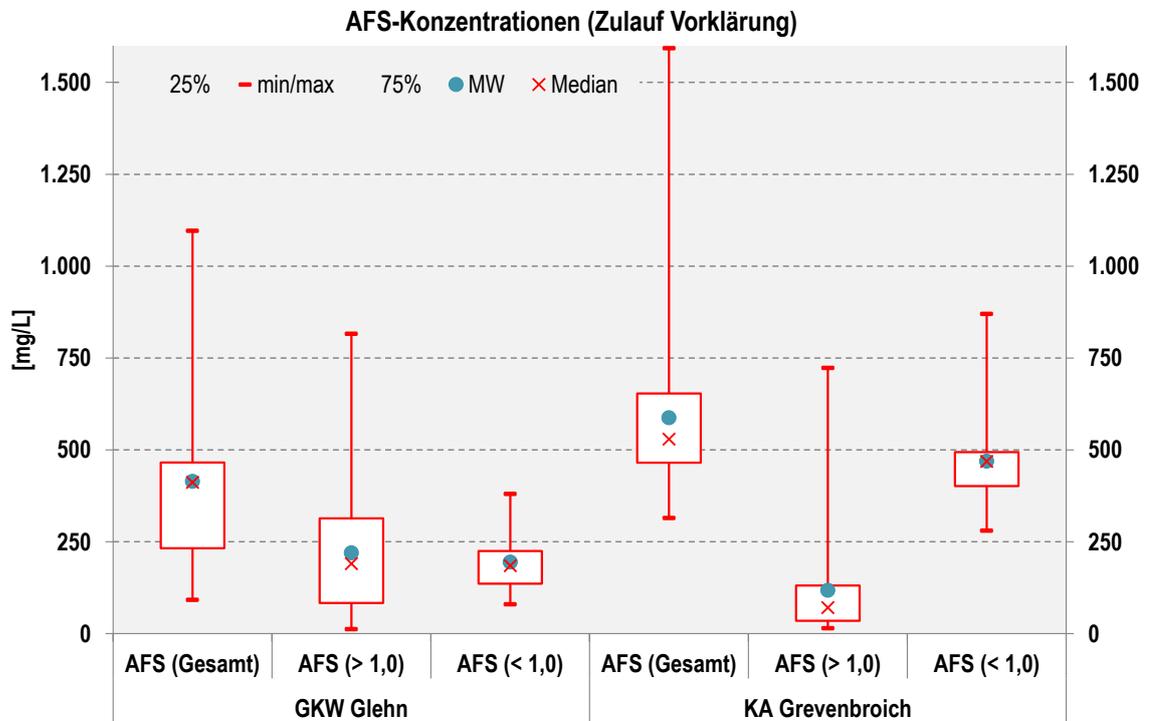


Abbildung 39: Vergleich der fraktionierten AFS-Konzentrationen im Zulauf zur Vorklämung (GWK Glehn – KA Grevenbroich)

Dies vorangestellt legt eine Betrachtung der AFS-Konzentrationen, insbesondere der jeweils enthaltenen Fraktion $AFS_{>1,0}$, die Vermutung nahe, dass eine zweidimensionale Rechengeometrie wie auf der KA Grevenbroich eine erkennbar höhere Entnahmeleistung, bezogen auf $AFS_{>1,0}$, zeigt als eine eindimensionale Rechengeometrie wie auf dem GWK Glehn. Das der Vorklämung zulaufende Abwasser auf der KA Grevenbroich enthält einen sehr deutlich geringeren $AFS_{>1,0}$ -Anteil trotz höherer AFS_{GES} -Konzentrationen im Vergleich zum GWK Glehn.

2.3.4 Verifizierende Messphase 4 auf dem GWK Nordkanal

2.3.4.1 Einführender Hinweis

Die Messphase 4 wurde als verifizierende Messphase nach Inbetriebnahme der im Bereich der mechanischen Vorreinigungsstufe und der Schlammbehandlung erneuerten Verfahrenstechnik des GWK Nordkanal im Dezember 2019 durchgeführt.

2.3.4.2 Messprogramm

Tabelle 6 zeigt das Messprogramm für die Untersuchungen, die vom 9. bis 13. Dezember 2019 auf dem GWK Nordkanal durchgeführt wurden. Die nachstehende Abbildung 40 zeigt den untersuchten Teil des Anlagenschemas und die drei Probenahmestellen.

Tabelle 6: Messprogramm Messphase 4

Ort der Probenahme	AFS _{GES} , AFS _{>1,0} , AFS _{<1,0} , AFS _{org} , AFS _{anorg} (Sack/Filtrat)	CSB	TN _b	S _{NH4}
Zulauf Vorklärung PN1	2-Std.-MP; V: 160 L		2-Std.-MP; V: 12 L	
Ablauf Vorklärung PN2	2-Std.-MP; V: 1,1-3,1 m ³			
Ablauf Sieb PN3	2-Std.-MP; V: 1,6-3,6 m ³			

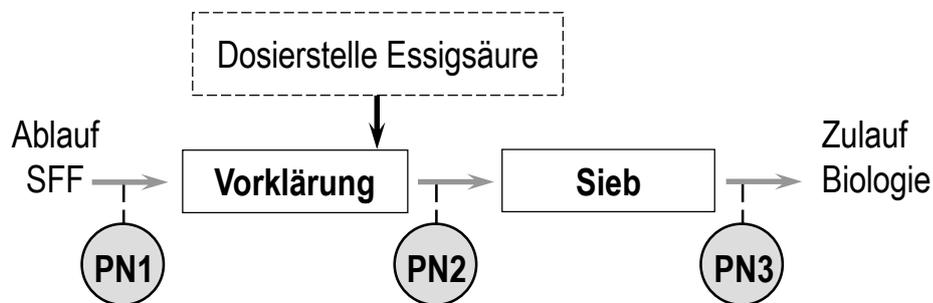


Abbildung 40: Probenahmestellen MP4 (GWK Nordkanal)

An dieser Stelle sei noch einmal darauf hingewiesen, dass die seinerzeitige Wahl einer 1,0 mm Maschengometrie bei der Unterscheidung der AFS-Größenfraktionen im Rahmen der Sackfiltration im Hinblick auf die favorisierte Sieböffnungsweite auf dem GWK Nordkanal von 1,5 mm Lochgeometrie erfolgte. Maschenöffnungen von 1,0 mm Kantenlänge weisen in ihren Diagonalen ein Maß von ca. 1,4 mm auf. Auf diese Weise ist es möglich, den Parameter AFS direkt nach der gewählten Sieböffnungsgröße zu fraktionieren und Aussagen über die Menge aus der Vorklärstufe ablaufender, partikulärer Störstoffe zu treffen.

Wie aus Abbildung 40 ersichtlich, wird vor der Ablaufstelle aus der Vorklärung Essigsäure dosiert (kontinuierlich 25 l/h), um die nachfolgende Denitrifikation zu unterstützen. Diese Dosierstelle liegt vor den Probenahmestellen PN2 und PN3, an denen die CSB-Analytik durch die Essigsäuredosierung in dem Sinne verfälscht ist, dass die CSB-Reduktion durch das Vorklärbecken unterschätzt wird.

Zur Korrektur der CSB-Analytik an den Probenahmestellen PN2 und PN3 wurde anhand des Sicherheitsdatenblattes des Dosierstoffes nachvollzogen, dass die verwendete 60%ge Essigsäure eine Konzentration von 637,8 g/l Essigsäure aufweist bei einem gleichzeitigen CSB-Gehalt von 1,067 g CSB/g Essigsäure. Daraus errechnet sich eine CSB-

Konzentration von 680,5 g CSB/l sowie CSB-Fracht bezüglich der zweistündigen Probenahmezeiträume von $2\text{h} * 25\text{ l/h} * 0,6805\text{ g CSB/l} = 34\text{ kg CSB/2h}$. Dieser Wert wurde an den Probenahmestellen PN2 und PN3 bei der Ermittlung der 2h-Frachten nachträglich in Abzug gebracht.

Die Abbildung 41 zeigt das Erscheinungsbild der drei Probenahmestellen. Die Probenahmestelle PN3 war im Verteilerbauwerk zur vierstraßigen biologischen Stufe des GWK positioniert (Abbildung 41, unten rechts).

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung



Abbildung 41: Probenahmestellen PN1 (oben), PN2 (mitte), PN3 (unten)

2.3.4.3 Zulaufwassermenge und Aufenthaltszeit in der Vorklärung

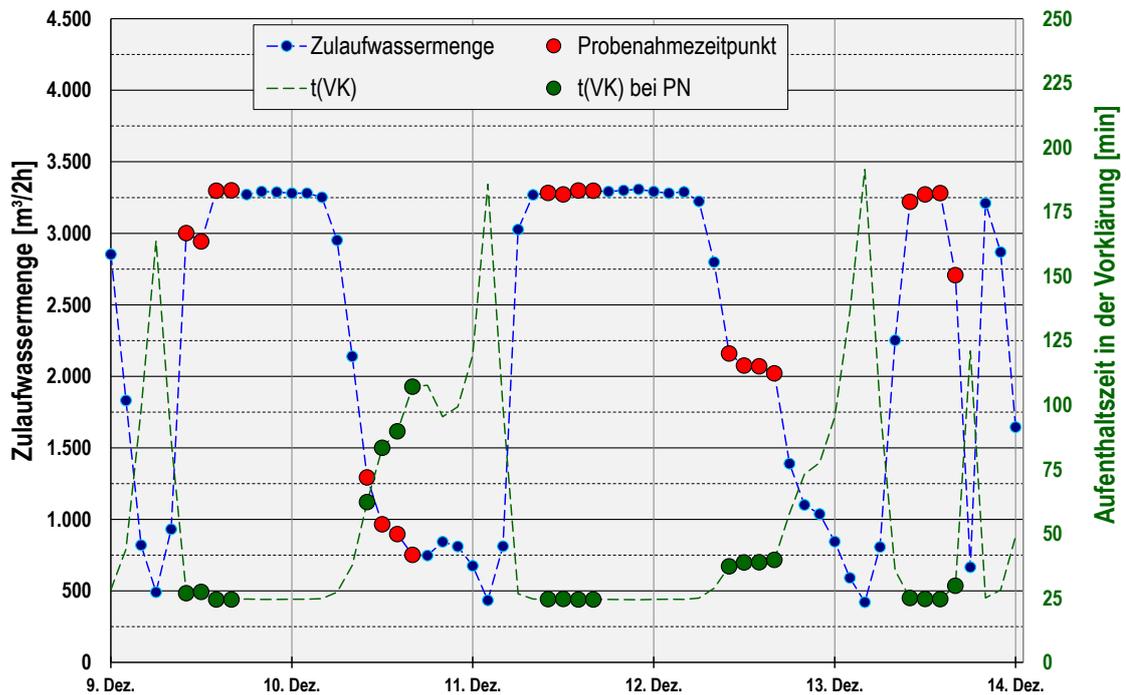


Abbildung 42: Zulaufwassermengen GWK Nordkanal Dezember 2019

In Abbildung 42 sind die Tageszulaufwassermengen für das GWK Nodkanal im zeitlichen Umfeld der Messphase dargestellt. Von den 5 Messtagen herrschten an 4 Tagen durchgehend Regenwetterbedingungen, während es sich bei dem verbleibenden 5.Tag (der zweite Tag der Messphase) um Trockenwetterbedingungen handelte.

Außerdem enthält die Abbildung 33 die mit den Zulaufwassermengen korrespondierenden Aufenthaltszeiten t_{VK} in der Vorklärung. So lag t_{VK} zu den Probenahmezeitpunkten an dem einen Trockenwettertag zwischen 62 und 107 Minuten (1,0 bis 1,8 Stunden). Zu den Probenahmezeitpunkten mit Regenwetterzulauf lag t_{VK} zwischen 24 und 40 Minuten (0,4 bis 0,7 Stunden).

Für alle folgenden Auswertungen sei an dieser Stelle auf folgendes hingewiesen: Die 5 Messtage mit 2-Std.-Probenahmen von 8 Uhr bis 16 Uhr ergeben insgesamt 20 Messintervalle. Hiervon wurden die 2 Messintervalle am 9.12.2020 von 12 Uhr bis 16 Uhr aus der weiteren Auswertung ausgenommen. Grund dafür war ein spontaner Wartungseingriff des Betriebspersonals am Primärschlammtrichter der Vorklärung. Daraus ergab sich ein kurzfristiger Schlammabtrieb aus dem Vorklärbecken, der entsprechend die Probenahmestellen PN2 und PN3, insgesamt verfälschend, beeinflusste. Daraus ergeben sich für die weitere Auswertung die Analysedaten aus 18 Messintervallen.

2.3.4.4 Zulaufbelastung – Literaturvergleich (Trockenwettertage)

Zur Einordnung und Beurteilung der einwohnerspezifischen Zulaufbelastung des GWK Nordkanal wurden die Daten des einen Trockenwettertages verwendet, woraus sich eine sehr eingeschränkte Aussagekraft ableitet. Es wurden die 85 %-Fraktile ermittelt, analog zu den herangezogenen Vergleichsdaten des ATV-DVWK-A A 198 (2003). Die Verwendung der ermittelten 85 %-Fraktile würde jedoch die aktuellen Frachten insoweit überschätzen, als der untersuchte Zeitraum von 8 Uhr morgens bis 16 Uhr nachmittags erfahrungsgemäß einen relevant größeren Anteil an den täglichen Schmutzfrachten aufweist als lediglich 33,3 %. Daher wurde an dieser Stelle auf eine Auswertung zurückgegriffen, die bei früheren Untersuchungen auf dem GWK Nordkanal des Erttverbandes ermittelt worden war (FG SWW 2010). ergab sich derjenige Faktor, der den erhöhten Anteil der Tagesteilfracht zwischen 8 Uhr und 16 Uhr gegenüber der Tagesgesamtfracht beschreibt, mit 1,25 und es ergibt sich der in Abbildung 43 dargestellte Vergleich.

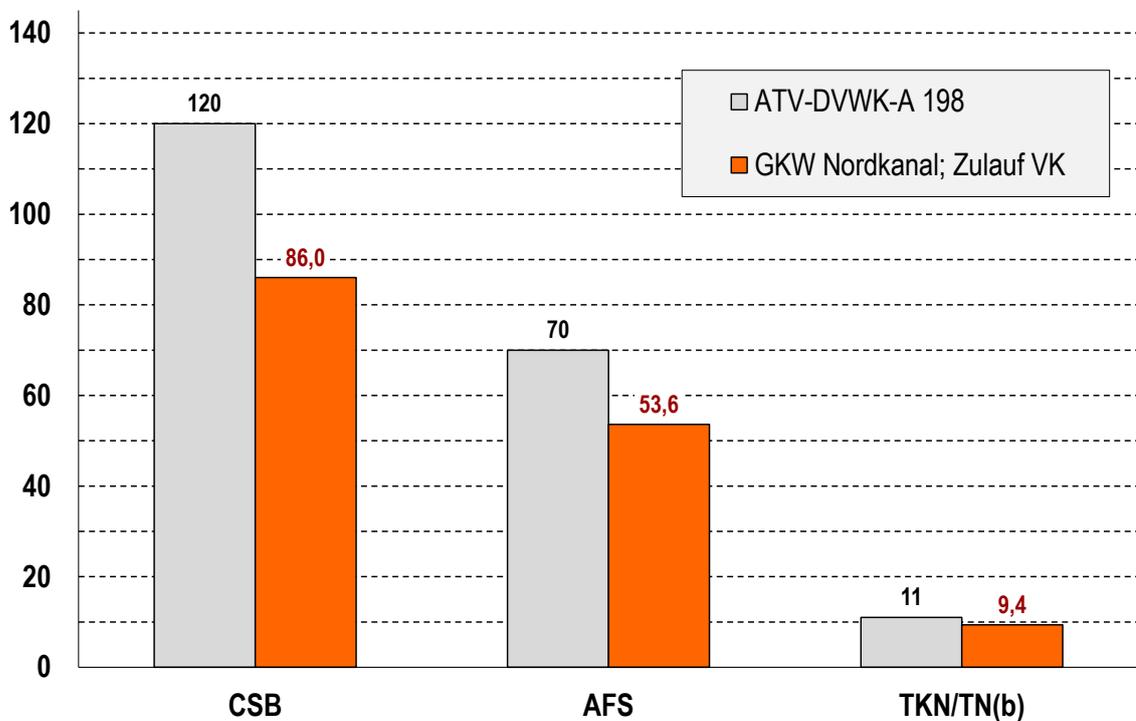


Abbildung 43: VK-Zulaufbelastung GWK Nordkanal in $[g/(E \cdot d)]$ – Vergleich mit Regelwerkswerten

Fazit: Für alle untersuchten Parameter liegen die einwohnerspezifischen Belastungen an diesem einen Untersuchungstag deutlich unterhalb der Literaturdaten.

2.3.4.5 Längsprofile der stofflichen Leistungsfähigkeit

2.3.4.5.1 Hinweis

Da die Messphase überwiegend unter Regenwetterbedingungen stattfand, wird in der weiteren Auswertung eine Betrachtung aller 5 Messtage sowie zusätzlich eine unterscheidende Betrachtung des einen Trockenwettertages sowie der vier Regenwettertage vorgenommen. Daher ist die Aussagekraft der gewonnenen Erkenntnisse sicherlich eingeschränkt. Bezogen auf die Kernfrage dieser verifizierenden Untersuchungen, ob nämlich bei einer MBR-Verfahrenstechnik mit anaerober Schlammstabilisierung und dem damit obligatorisch verbundenen Betrieb einer Vorklärung im Rahmen der mechanischen Vorreinigungsstufe zusätzlich der Betrieb einer Siebstufe zum Schutz der Membranen anzuraten ist, lassen die Ergebnisse allerdings belastbare Schlussfolgerungen zu.

2.3.4.5.2 alle Tage

In Abbildung 44 und Abbildung 45 sind für die Parameter AFS_{GES} , CSB, TN_b und S_{NH4} die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Dabei ist der Parameter AFS_{GES} zusätzlich fraktioniert nach den Größenfraktionen $AFS_{>1,0}$ und $AFS_{<1,0}$. Es handelt sich dabei um den Mittelwert aller insgesamt 18 Messintervalle. Die zugehörigen statistischen Daten sind den Box-Whisker-Diagrammen in Abbildung 46 zu entnehmen. In Abbildung 47 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklärung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

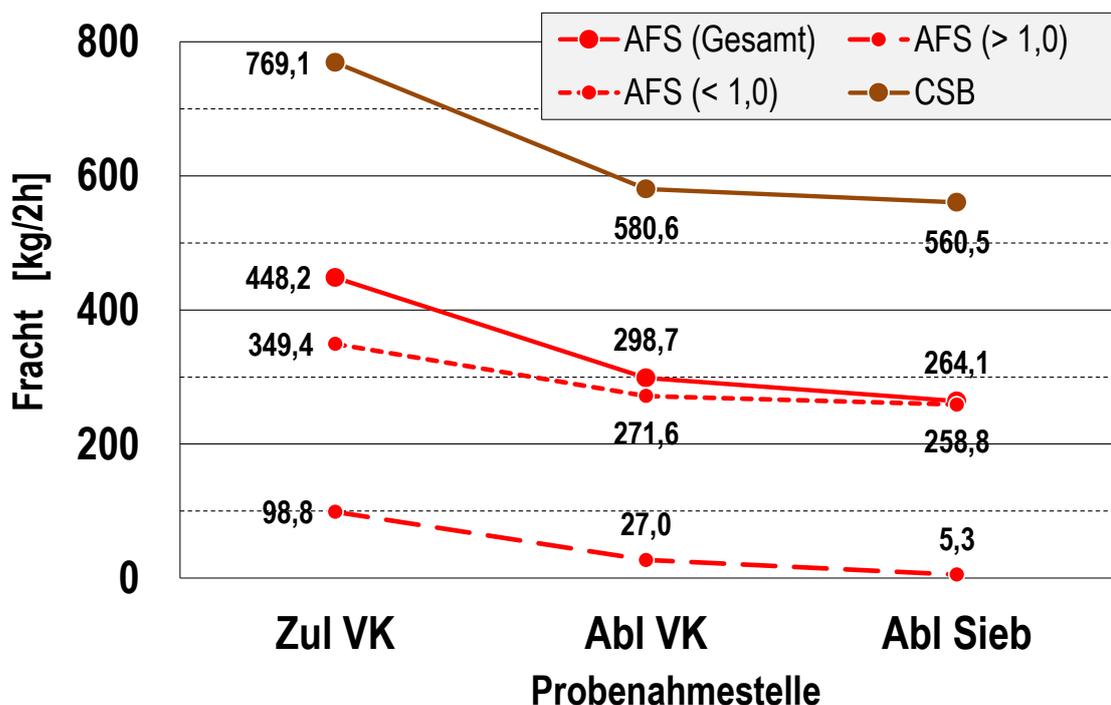


Abbildung 44: Längsprofile AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$, $AFS_{<1,0}$, und CSB (MP4 Nordkanal)

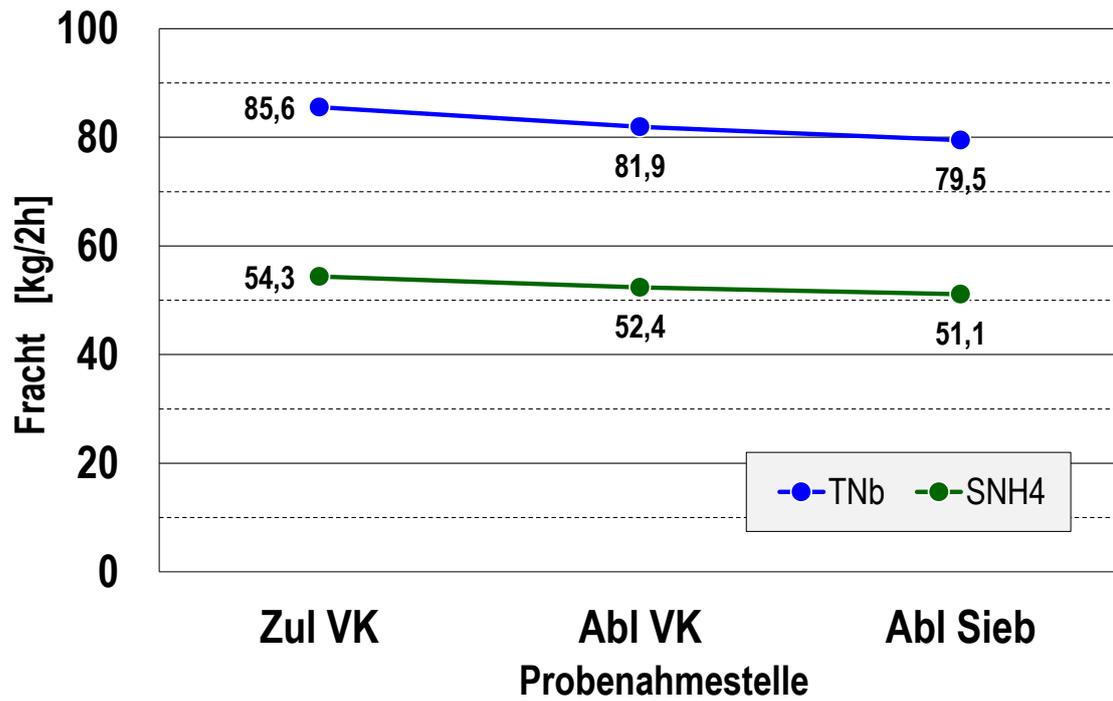


Abbildung 45: Längsprofile TN_b und S_{NH4} (MP4 Nordkanal)

Umrüstung GKW Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

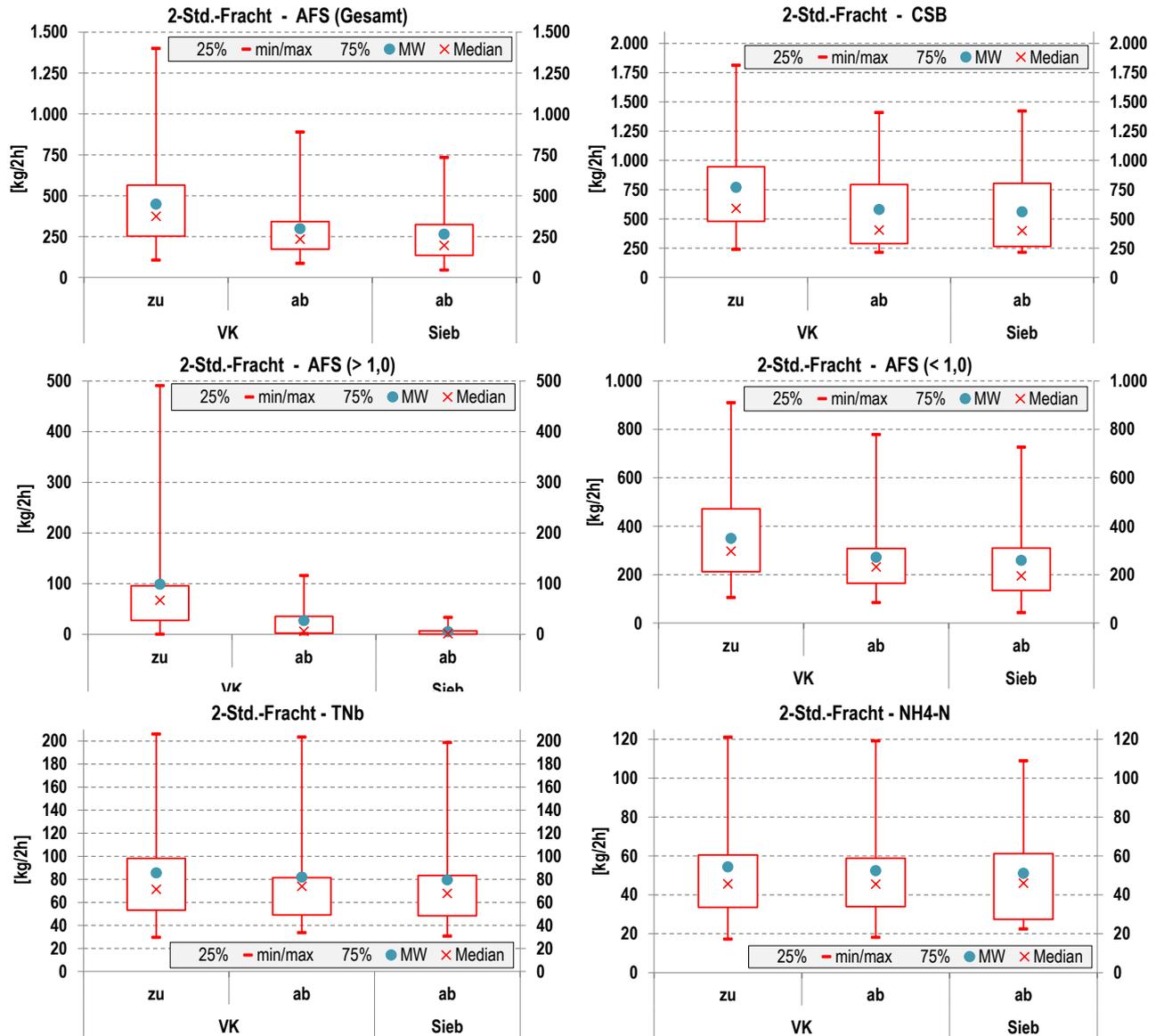


Abbildung 46: Box-Whisker-Diagramme (MP4 Nordkanal)

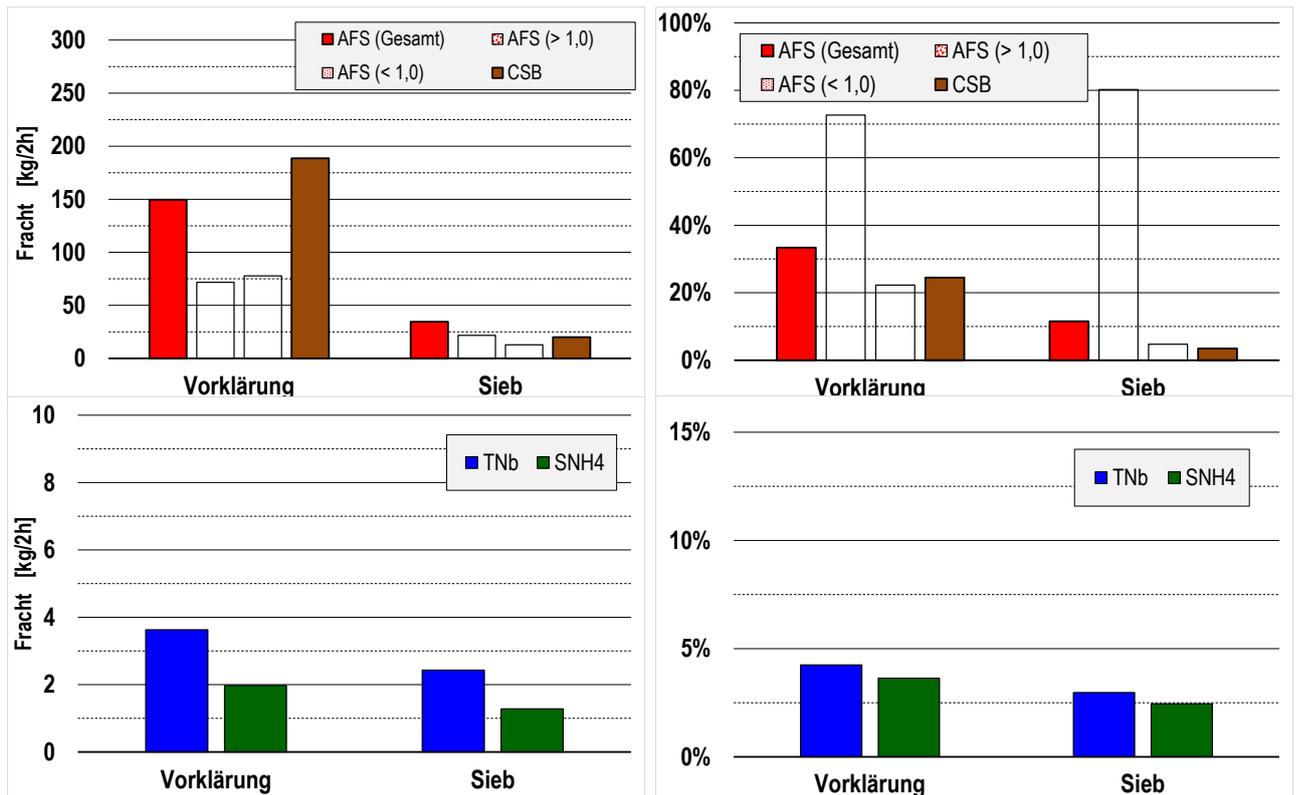


Abbildung 47: Eliminationsraten für AFS_{GES}, AFS_{>1,0}, AFS_{<1,0}, CSB, TN_b und SNH₄ (MP4 Nordkanal)

Gemäß dem vorangestellten Hinweis aus Kap. 2.3.4.5.1 lassen die Eliminationsraten erkennen, dass der zusätzliche Betrieb einer Siebstufe zum Schutz der Membranen auch nach einer Vorklärung anzuraten ist.

Für die Vorklärung wurden Eliminationsraten von 30 % (150 kg AFS_{GES}/2h) und 20 % (190 kg CSB/2h) im Durchschnitt aller Tage ermittelt. Zusätzlich entnimmt die neue Siebanlage nochmals 35 kg AFS_{GES}/2h, wovon etwa 22 kg/2h der Fraktion AFS_{>1,0} (Abbildung 44), die als die für die Membranmodul-Elemente kritische Fraktion anzunehmen ist, zuzurechnen sind. Dies repräsentiert eine etwa 80%ge Entnahme (Abbildung 47 oben rechts) der dem Sieb zufließenden groben AFS-Fraktion. Die dadurch reduzierte, kritische AFS-Menge, vor der die Membranfiltrationsstufe somit geschützt wird, kann pro Tag mit etwa 200 kg abgeschätzt werden.

Die Entnahmeraten für TN_b und NH₄-N sind mit 3 % bis 4 % für die Vorklärung sowie weiteren 2 % bis 3 % für die Siebung eher niedrig, aber unauffällig, zumal vorwiegend Regenwetterbedingungen vorherrschten.

Im Folgenden wird der Trockenwettertag vom 10.12.2019 separat dargestellt.

2.3.4.5.3 Trockenwettertag

In Abbildung 48 und Abbildung 49 sind für die Parameter AFS_{GES} , CSB, TN_b und S_{NH4} die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Dabei ist der Parameter AFS_{GES} zusätzlich fraktioniert nach den Größenfraktionen $AFS_{>1,0}$ und $AFS_{<1,0}$. Es handelt sich dabei um den Mittelwert der 4 Messintervalle des Trockenwettertages. Auf die Darstellung statistischer Daten wird verzichtet. In Abbildung 50 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklärung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

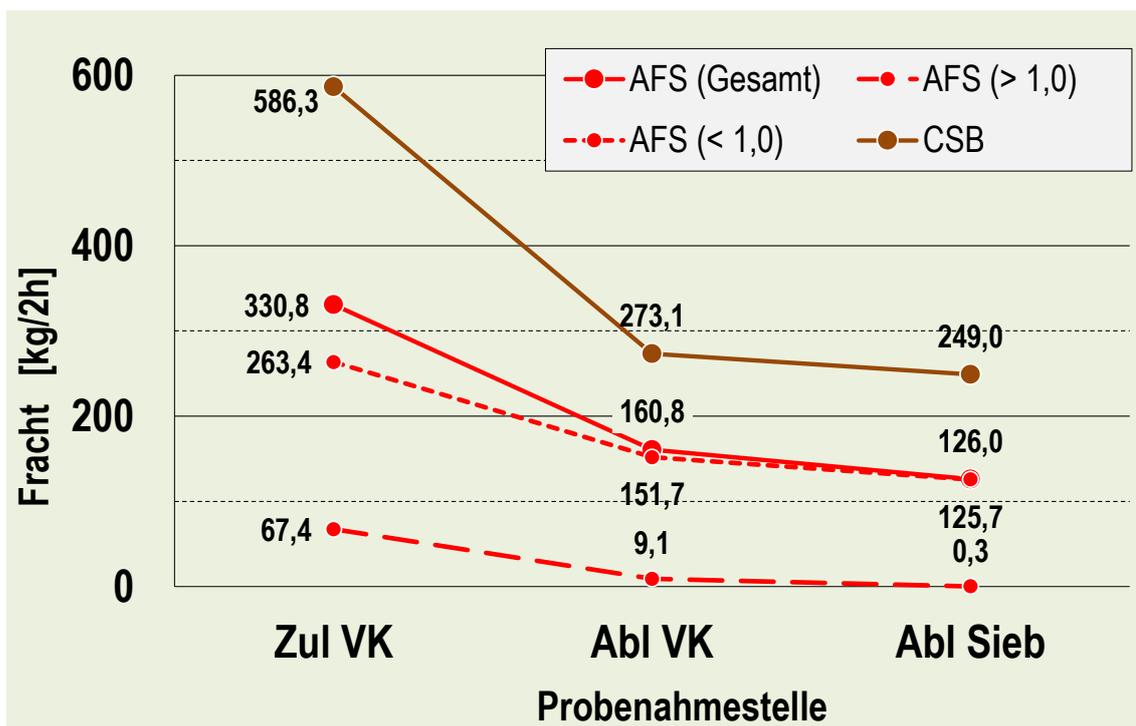


Abbildung 48: Längsprofile AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$, $AFS_{<1,0}$, und CSB bei Trockenwetter (MP4 Nordkanal)

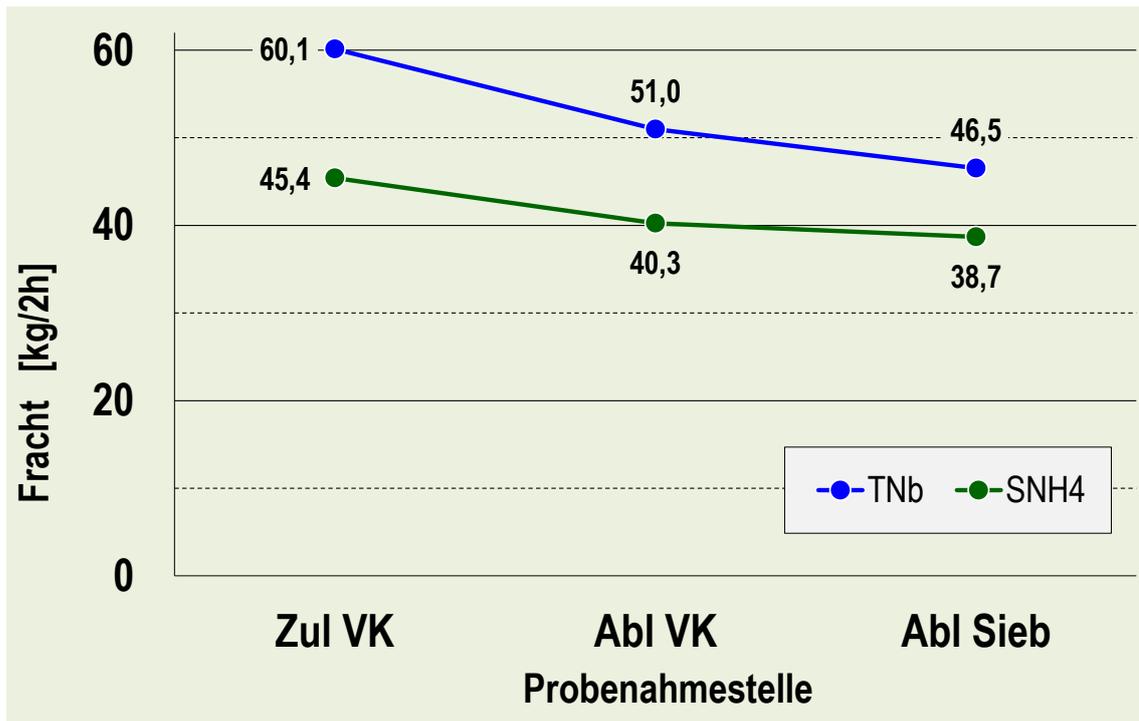


Abbildung 49: Längsprofile TN_b und SN_{H4} bei Trockenwetter (MP4 Nordkanal)

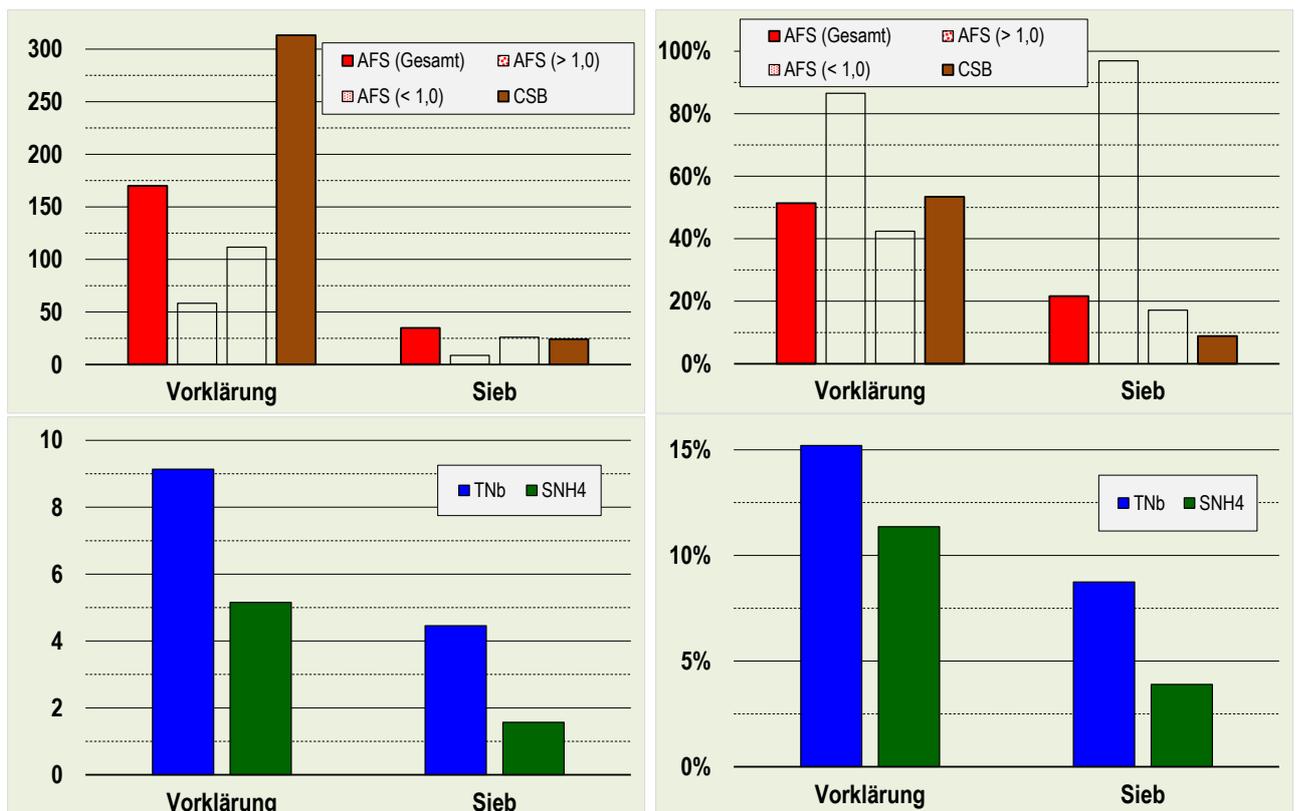


Abbildung 50: Eliminationsraten für AFS_{GES}, AFS_{>1,0}, AFS_{<1,0}, CSB, TN_b und SN_{H4} bei Trockenwetter (MP4 Nordkanal)

Für die Vorklärung wurden infolge der verlängerten Aufenthaltszeit in Vorklärung von bis zu 1,8 h deutlich erhöhte Eliminationsraten von 50 % (170 kg AFS_{GES}/2h) und von fast

60 % (310 kg CSB/2h) im Tagesdurchschnitt ermittelt. Zusätzlich entnimmt die neue Siebanlage nochmals 35 kg AFS_{GES}/2h, wobei die aus der Vorklärung abfließende Restfracht der Fraktion AFS_{>1,0} (Abbildung 48) nahezu vollständig entnommen wird. Dies repräsentiert eine etwa 97%ige Entnahme (Abbildung 50 oben rechts) der dem Sieb zufließenden groben AFS-Fraktion. Die dadurch reduzierte, kritische AFS-Menge, vor der die Membranfiltrationsstufe somit geschützt wird, kann pro Trockenwettertag mit etwa 100 kg abgeschätzt werden.

Auch die Entnahmeraten für TN_b und NH₄-N sind mit 15 % und 10 % für die Vorklärung sowie weiteren 8 % und 4 % für die Siebung deutlich erhöht, liegen aber für Trockenwetterbedingungen auf einem gewöhnlichen und daher unauffälligen Niveau.

Abbildung 51 zeigt die einwohnerspezifische Belastung für die Parameter AFS_{GES}, CSB, und TN_b im Längsprofil durch die untersuchten Verfahrensstufen im Vergleich zu den Regelwerksdaten des ATV-DVWK-A A 198 (2003) für eine verlängerte Vorklärzeit von 1 bis 2 Stunden. Analog zu Abbildung 43 werden die ermittelten 85 %-Fraktile mit dem Faktor 1,25 zur Berücksichtigung eines Tagesteil-Frachtausgleiches verrechnet.

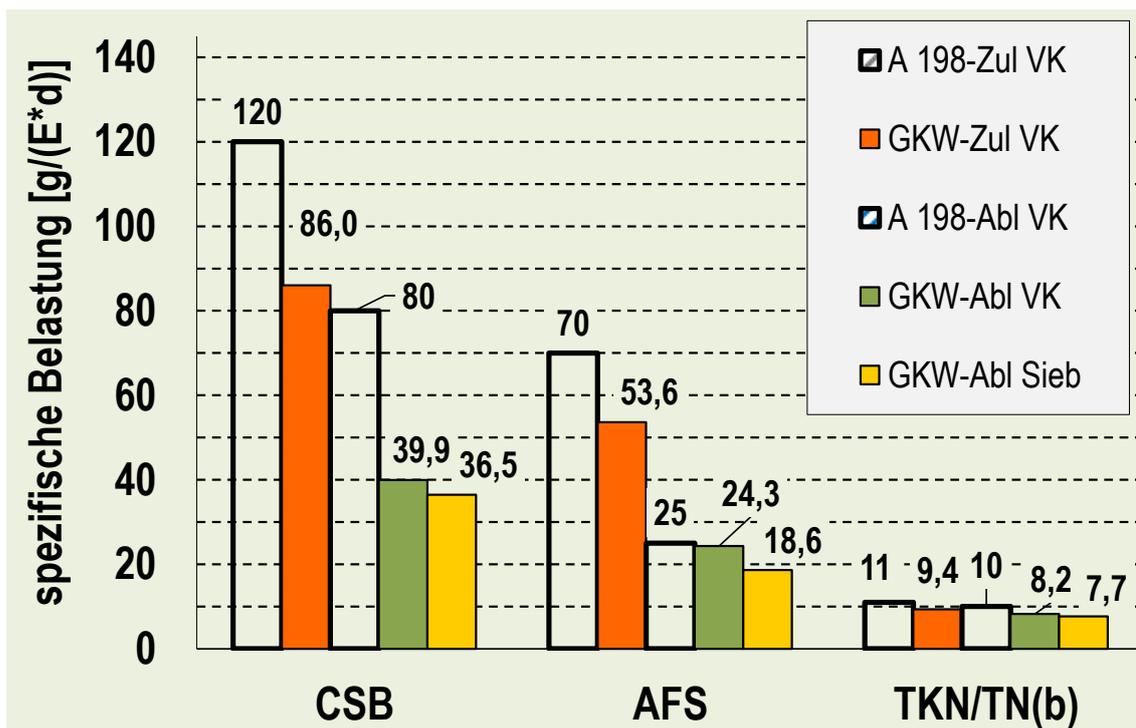


Abbildung 51: spezifische Belastung CSB, AFS_{GES} und TKN/TN_b im Vergleich mit Regelwerkswerten in [g/(E*d)] bei Trockenwetter (MP4 Nordkanal)

Alle Belastungsdaten des GWK Nordkanal sind an diesem einen Trockenwettertag gegenüber den Literaturwerten nach ATV-DVWK-A A 198 (2003) deutlich reduziert.

Die Eliminationsraten sind im Vergleich für den Parameter CSB deutlich erhöht, für den Parameter AFS_{GES} demgegenüber reduziert.

Ein Vergleich der Eliminationsraten der neuen Siebanlage mit früheren Untersuchungen wird durch den Umstand erschwert, dass in diesen Untersuchungen erstmals eine Siebung nach einer Vorklärung (und sowieso nach einem Sand-/Fettfang und einem Rechen) beprobt wurde.

In früheren Untersuchungen (FG SWW 2010) haben entsprechende Analysen der früher betriebenen Siebaggregate auf dem GWK Nordkanal stattgefunden. Ein Vergleich dieser früheren Ergebnisse zeigt die heutigen Siebe mit einer geringeren CSB-Eliminationsrate (10 % gegenüber früher 20 %) sowie einer nahezu identischen AFS_{GES}-Eliminationsrate von 20 % bis 25 %.

2.3.4.5.4 Regenwettertage

Um die vorher getroffenen Aussagen insbesondere auch für Regenwetterbedingungen zu bestätigen, werden in der nachstehenden Abbildung 52 die Längsprofile AFS_{GES}, AFS_{>1,0}, AFS_{<1,0}, und CSB bei Regenwetter (MP4 Nordkanal) dargestellt. Auch hier zeigt sich der positive Effekt einer der Vorklärung nachgeschalteten Siebstufe. Die neue Siebanlage entnimmt 35 kg AFS_{GES}/2h, wovon sogar 25 kg/2h der Fraktion AFS_{>1,0} (Abbildung 52) zuzurechnen sind. Dies entspricht einer etwa 80%igen Entnahme (Abbildung 53) der dem Sieb zufließenden groben AFS-Fraktion.

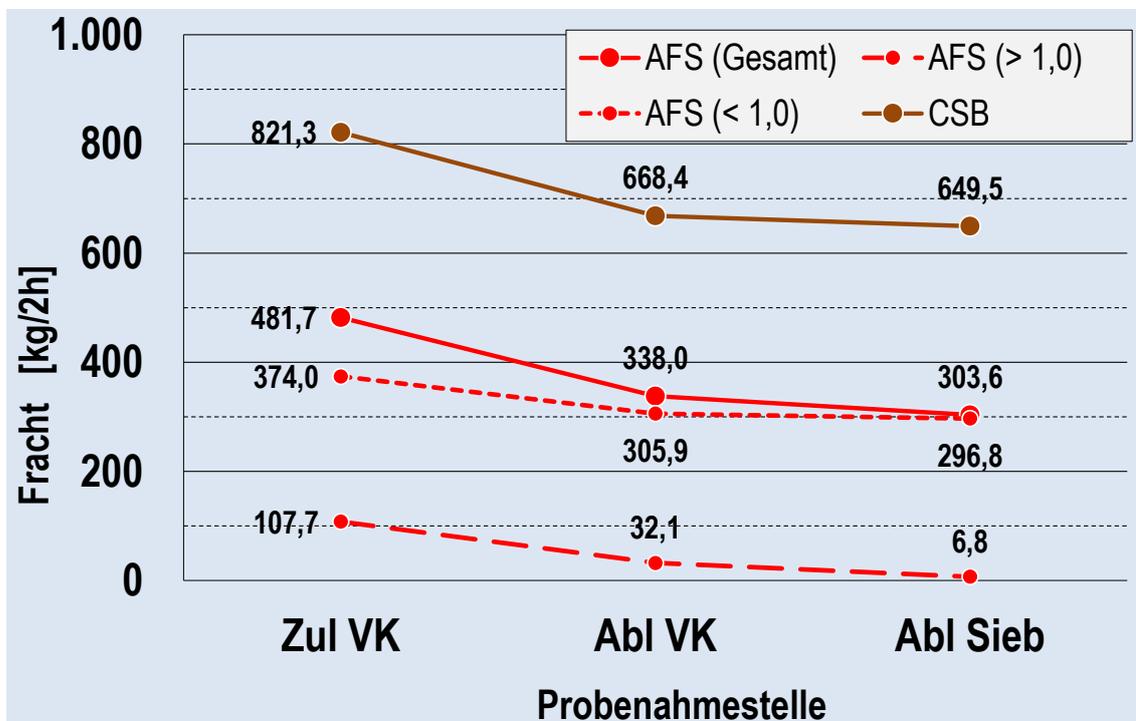


Abbildung 52: Längsprofile AFS_{GES}, AFS_{>1,0}, AFS_{<1,0}, und CSB bei Regenwetter (MP4 Nordkanal)

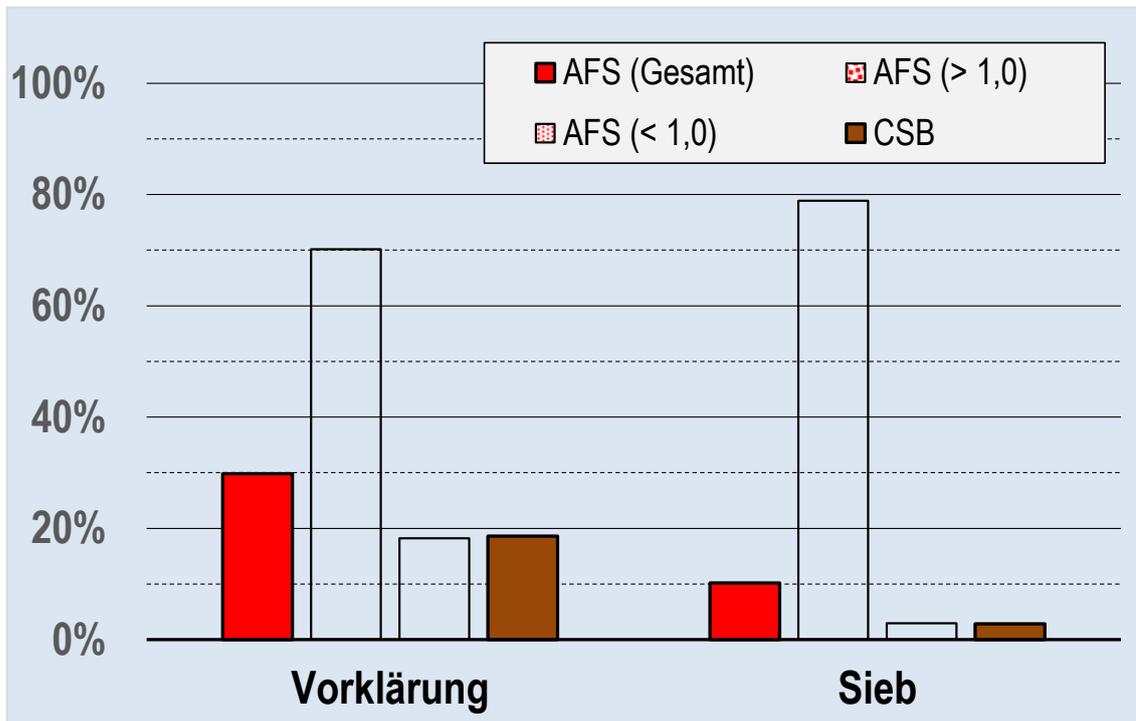


Abbildung 53: Eliminationsraten für AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$, $AFS_{<1,0}$, und CSB bei Regenwetter (MP4 Nordkanal)

Der Vollständigkeit halber sind in Abbildung 54 die einwohnerspezifischen Belastungen für die Parameter AFS_{GES} , CSB, und TN_b im Längsprofil durch die untersuchten Verfahrensstufen im Vergleich zu den Regelwerksdaten des ATV-DVWK-A A 198 (2003) für eine bei Regenwetter verkürzte Vorklärzeit von maximal 1 Stunde dargestellt. Im Unterschied zu Abbildung 43 wird in dieser Darstellung auf die Mittelwerte Bezug genommen und auf einen Tagesteil-Frachtausgleich verzichtet. Bereits bei Betrachtung der Mittelwerte für AFS_{GES} und CSB ist zu erkennen, dass die spezifischen Belastungen durchgehend um 15 % bis 20 % stark erhöht sind, was auf zwei Spülstoßereignisse im Verlaufe der Regenwettertage in der Messwoche verursacht wurde. Die jedoch über dieses Niveau hinausgehende erhöhte TN_b -Belastung von 50 % muss auf einen erhöhten organischen Stickstoffanteil zurückzuführen sein. Zur Plausibilisierung dessen wurden in Abbildung 54 die NH_4 -N-Belastungsdaten mit aufgenommen, die sich wiederum auf einem üblichen Niveau bewegen.

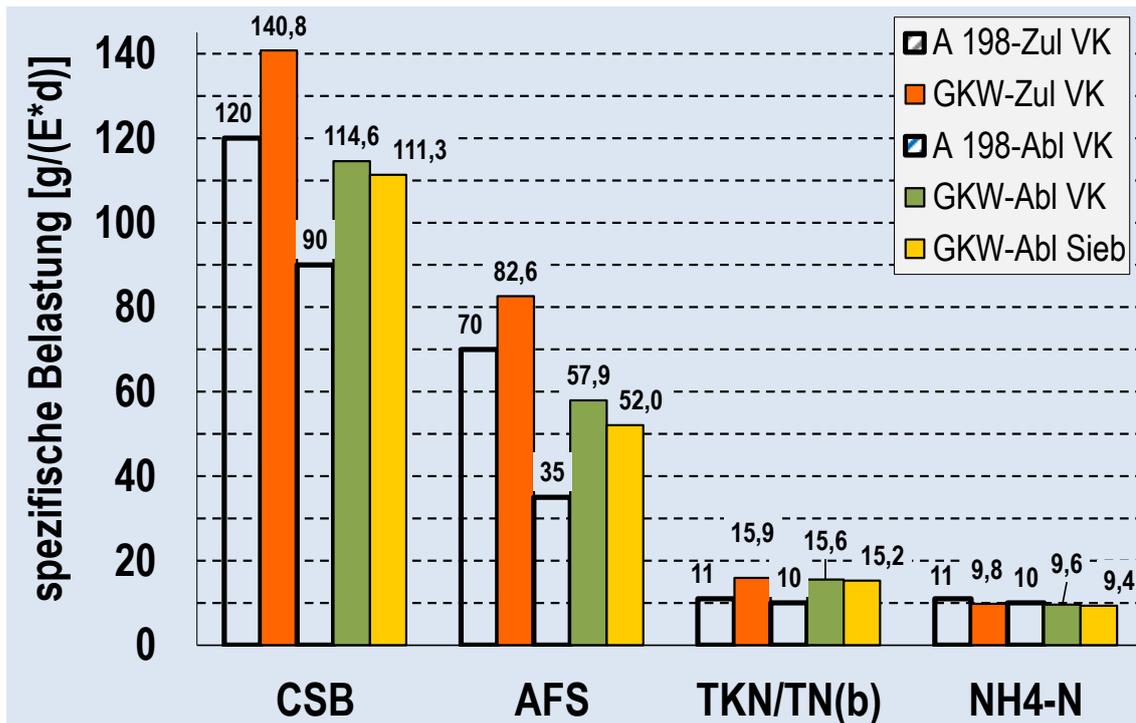


Abbildung 54: spezifische Belastung CSB, AFS_{GES} und TKN/TN_b im Vergleich mit Regelwerkswerten in [g/(E*d)] bei Regenwetter (MP4 Nordkanal)

Ungeachtet der erhöhten spezifischen Belastungen bewegen sich alle Eliminationsraten in der Vorklärung für die dargestellten Parameter auf einem völlig üblichen und unauffälligen Niveau. Das Erfordernis der Siebung ist vor allem an der Feststoffreduktion zu erkennen.

Um abschließend einen Eindruck von der Beschaffenheit des zurückgehaltenen Siebgutes im betrachteten Regenwetterzeitraum zu bekommen, sind nachstehend einige Fotos vom Bogensieb im Bereich der nachgeschalteten Siebgutwäsche zusammengestellt. Dabei lässt die Aufnahme unten links aufgrund der Struktur der zurückgehaltenen Feststoffe erkennen, dass hier auch haarige und fädige Anteile enthalten sind, die für die Membranmodul-Elemente wegen des hohen Verzopfungs- und Verschlammungspotenzials als besonders kritisch bewertet werden.



Abbildung 55: Siebgut bei Regenwetterbedingungen

2.3.4.5.5 Fazit

Die Messphase über 5 Tage auf dem GWK Nordkanal fand weitgehend unter Regenwetterbedingungen statt. Zu verzeichnen war lediglich ein Trockenwettertag mit mittlerer Belastung und entsprechend verlängerter Aufenthaltszeit in der Vorklärung von maximal 1,8 Stunden während des Probenahmezeitraumes wie Abbildung 43 zeigt. Obwohl unter diesen Betriebsbedingungen deutlich erhöhte Eliminationsraten von 50 % für AFS_{GES} und fast 60 % für CSB ermittelt wurden, entnimmt die nachfolgende Siebung nochmals gut 20 % der verbliebenen Feststoffe, wobei die aus der Vorklärung abfließende Restfracht der Fraktion $AFS_{>1,0}$ nahezu vollständig entnommen wird. Die dadurch reduzierte, kritische AFS-Menge, vor der die Membranfiltrationsstufe somit geschützt wird, kann pro Trockenwettertag mit etwa 100 kg abgeschätzt werden.

Erweitert man diese Betrachtung für die gesamte Messphase inkl. der Regenwettertage, erhöht sich diese Menge auf etwa 200 kg/d. Deutlich wird dabei das Erfordernis einer Siebung hinter einer Vorklärung gerade auch zu Regenwetterzeiten, die zusätzlich in der Messphase von zwei ausgeprägten Spülstoßereignissen geprägt waren. Relativierend sei an dieser Stelle der Hinweis hinzugefügt, dass diese Spülstoßereignisse sicherlich auch die Belastungsdaten im Probenahmezeitraum ungewöhnlich erhöht haben, was sich entsprechend nicht auf jede Regenwetterphase übertragen lässt.

Projiziert man die in der Siebung zurückgehaltenen kritischen $AFS_{>1,0}$ -Mengen unter Ansatz einer Aufteilung von 50 % Trockenwettertagen und 50 % Regenwettertagen, lässt sich eine $AFS_{>1,0}$ -Jahresmenge von ca. 50 Mg/a abschätzen.

2.4 Zusammenfassung zu den Untersuchungen der mechanischen Vorreinigung

Der Erttverband, Bergheim plant für das Gruppenklärwerk Nordkanal (MBR-Anlage) die bauliche Erweiterung und verfahrenstechnische Umstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung. Für die damit verbundene Erweiterung der Vorreinigungsstufe zur Entnahme von partikulären Stoffen wurden die Vorklärung mit einer Aufenthaltszeit von 20 Minuten bei der maximalen Wassermenge - und damit unter Trockenwetterbedingungen deutlich länger als 30 Minuten - sowie eine neue Siebanlage geplant, da im Vorhinein nicht auszuschließen war, dass sich im Ablauf einer Vorklärung nach wie vor Störstoffe befinden, die den Membranfiltrationsprozess beeinträchtigen. Die Auslegung eines zweidimensionalen Siebsystems soll den Schutz der Membranen sicherstellen und die nachfolgenden biologischen Abbauprozesse durch eine zu weitgehende Abscheideleistung nicht beeinträchtigen.

Aus diesen Gründen war es notwendig, vor der Ausführungsphase der Maßnahme die Untersuchungsinhalte in Bezug auf die notwendige Leistungsfähigkeit der Vorreinigungsstufe

und die daraus resultierende Auswirkung auf die biologischen Reinigungsprozesse anzupassen. Es war zu untersuchen,

- ➔ inwieweit im Ablauf einer Vorklärstufe noch Stoffe vorhanden sind, die sich störend oder leistungsmindernd auf den Membranfiltrationsprozess auswirken und mit einer Siebung zurückgehalten werden können bzw. müssen,
- ➔ mit welcher zweidimensionalen Sieböffnungsweite die Auslegung der nachgeschalteten Siebstufe zu erfolgen hat
- ➔ und welche Entnahmeleistung an organischen Stoffen mit einer entsprechenden Siebstufe im Hinblick auf eine ungestörte biologische Stickstoffelimination in der nachfolgenden Prozessstufe zu erwarten ist.

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden zwei Messphasen auf dem Gruppenklärwerk (GKW) Glehn sowie eine Messphase auf der Kläranlage Grevenbroich durchgeführt. Diese Messphase 3 konnte entgegen der ursprünglichen Planung wegen dringender Revisionsarbeiten am Vorklärbeckenräumer nicht auf dem GKW Glehn durchgeführt werden. Der Ausfall des Vorklärbeckenräumers des GKW Glehn machte einen kontinuierlichen und störungsfreien Untersuchungsbetrieb unmöglich und ließ deutliche Einbußen bei der Qualität der erzielten Ergebnisse erwarten.

Beide Kläranlagen verfügen in der mechanischen Reinigungsstufe über eine Rechenstufe, einen belüfteten Sandfang sowie eine Vorklärung. Die Anlagen unterscheiden sich deutlich in ihrer Rechenkonstruktion (Glehn: eindimensionaler Filterstufenrechen, Grevenbroich: zweidimensionaler Filterbandrechen) sowie in den Aufenthaltszeiten ihrer Vorklärstufen (Glehn: 37 Minuten, Grevenbroich: 73 Minuten; jeweils bei maximalem Trockenwetterzufluss). Die verfahrenstechnische Konzeption auf dem GKW Glehn entspricht weitgehend der geplanten Konzeption auf dem GKW Nordkanal (zzgl. einer Siebstufe).

Im Verlaufe der Messphasen 1 und 2 wurde beschlossen, die Beschaffenheit der für die Sackfiltration verwendeten Filtrationssäcke zu verändern und zur Erreichung höherer Probenahmeholumina Filtrationssäcke mit einer Öffnungsweite von 1,0 mm Maschengeometrie zu verwenden (siehe hierzu Kap. 2.3.2.1). Die Wahl einer 1,0 mm Maschengeometrie erfolgte im Hinblick auf die präferierte Sieböffnungsweite auf dem GKW Nordkanal von 1,5 mm Lochgeometrie. Maschenöffnungen von 1,0 mm Kantenlänge weisen in ihren Diagonalen ein Maß von ca. 1,4 mm auf. Auf diese Weise war es möglich, den Parameter AFS direkt nach der gewählten Sieböffnungsgröße zu fraktionieren und Aussagen über die Menge aus der Vorklärstufe ablaufender, partikulärer Störstoffe zu treffen.

Im Ergebnis der Messphasen 1 und 2 konnten folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- ➔ Hinsichtlich der durchgeführten AFS-Größenfraktionierung war zu konstatieren, dass im Ablauf der Vorklärung nur noch eine sehr geringe messbare Konzentration $AFS_{>1,0}$ festgestellt werden konnte. Sie wurde zu über 98% in der Vorklärung entnommen. Diese Entnahmeleistung wurde unabhängig vom hydraulischen Zulauf (Regenwetterzulauf, Trockenwetterzulauf, Nachtzulauf) erreicht. Übertragen auf eine MBR-Anlage ergab sich daraus die Schlussfolgerung, dass der zusätzliche Betrieb eines Siebes hinter der Vorklärung zum Schutz der Membranmodule in der MBR-Stufe in verfahrenstechnischer Hinsicht nicht zwingend notwendig erschien. Jedoch wurde empfohlen, eine solche Entscheidung durch eine zusätzliche, längerfristige Kontrolluntersuchung auf dem GWK Glehn zu verifizieren.
- ➔ Sofern der zusätzliche Betrieb eines Siebes hinter einer Vorklärung zum Schutz der Membranmodule in der MBR-Stufe beschlossen wird, erschien aufgrund der erzielten Ergebnisse eine zweidimensionale Sieböffnungsweite von 1,5 mm völlig ausreichend.
- ➔ Die Entnahmeleistung an organischen Stoffen (betrachtet wurde der Parameter CSB) in der Vorklärstufe zeigte sich in den Untersuchungen mit 38 % bis 42 % gegenüber dem aktuellen Technischen Regelwerk ATV-DVWK-A 198 und DWA-A 131 leicht erhöht, wobei das dem GWK Glehn zulaufende Abwasser auch eine erhöhte spezifische CSB-Belastung aufwies. Eine Aussage über den zusätzlichen Einfluss eines großtechnischen Siebbetriebes konnte nicht getroffen werden. Jedoch konnte vor dem Hintergrund, dass der zusätzliche Betrieb eines Siebes hinter der Vorklärung in verfahrenstechnischer Hinsicht nicht zwingend notwendig erschien, vermutet werden, dass kein maßgeblich störender Einfluss hinsichtlich des zusätzlichen CSB-Rückhaltes einer Siebstufe hinter der Vorklärstufe zu erwarten sei.

Die Messphase 3 auf der KA Grevenbroich diente der Untersuchung der Annahme, dass nach einer zweidimensionalen Rechenstufe und einer Vorklärstufe keinerlei Störstoffe für eine nachfolgende MBR-Anlage im Ablauf der Vorklärung zu finden seien. Die Untersuchungsergebnisse der Messphase 3 haben diese Annahme bestätigt, wobei einschränkend hinzuzufügen ist, dass zum Zeitpunkt der Untersuchungen extrem lange Aufenthaltszeiten in der Vorklärstufe von > 2,5 Stunden bis zu 3,6 Stunden zu verzeichnen waren. Zur Verifizierung der Annahme wurde empfohlen, entsprechende Untersuchungen mit einer deutlich verkürzten Aufenthaltszeit in der Vorklärstufe zu wiederholen.

Dazu kam es allerdings aufgrund des Projektfortschrittes bei der Ausführungsphase der Umrüstungsmaßnahme des GWK Nordkanals nicht mehr, da durch die zwischenzeitlich vorgenommene Ausschreibung und Auftragsvergabe seitens des Erftverbandes entschieden war, hinter der Vorklärung eine Siebung mit 10 Muldensieben (Öffnungsgeometrie: Loch, Öffnungsweite: 1,5 mm) und zwei zusätzlichen Nachrüstplätzen zu realisieren.

Insofern verblieb für die Messphase 4 der Charakter einer verifizierenden Messung nach Fertigstellung, Inbetriebnahme und erfolgreicher Einfahrphase der umgerüsteten Anlage.

Abbildung 56 und Abbildung 57 zeigen nachfolgend den Vergleich der AFS-Konzentrationen der Parameter AFS_{GES} , $AFS_{>1,0}$ und $AFS_{<1,0}$ im Zu- und Ablauf der jeweiligen Vorklärstufen aus den Messphasen 2 bis 4 ohne TW-/RW-Unterscheidung.

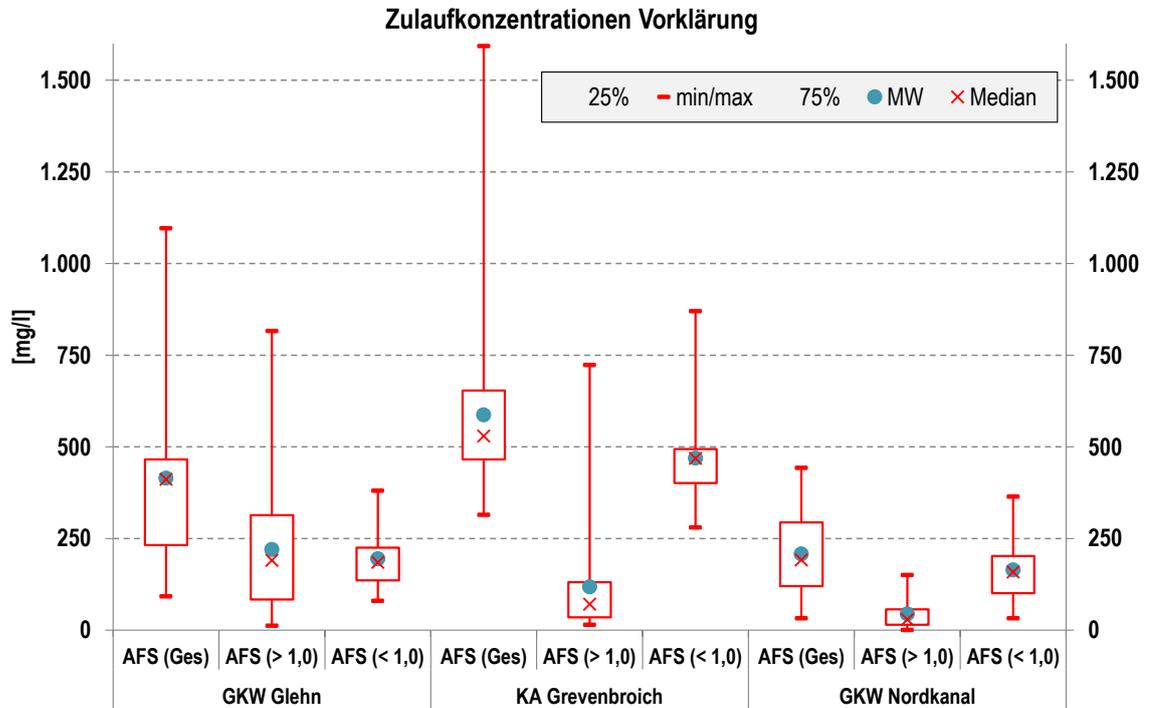


Abbildung 56: Vergleich der fraktionierten AFS-Konzentrationen im Zulauf zur Vorklä rung (GWK Glehn - KA Grevenbroich - GWK Nordkanal)

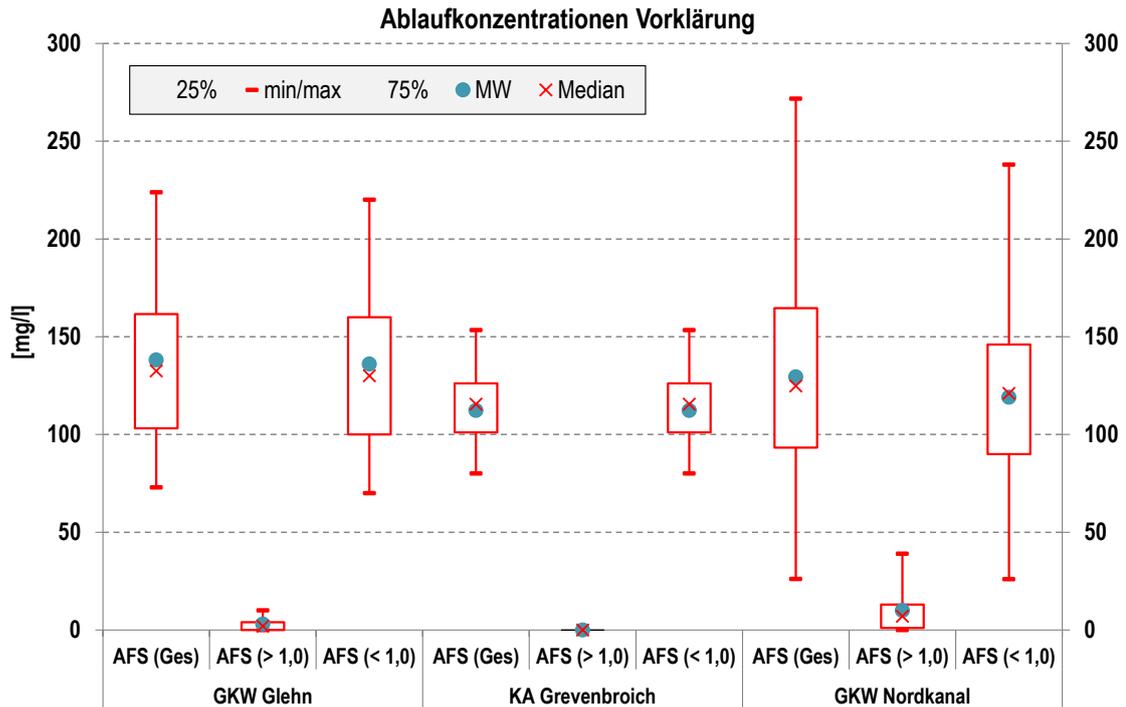


Abbildung 57: Vergleich der fraktionierten AFS-Konzentrationen im Ablauf aus der Vorklärung (GWK Glehn - KA Grevenbroich - GWK Nordkanal)

Dabei ist natürlich zu konstatieren, dass die Einzugsgebiete der drei Kläranlagen unterschiedlich strukturiert sind, sich Abwassercharakteristika im Zulauf nicht ohne detaillierte Differenzierung vergleichen lassen und die Betrachtung daher bestenfalls als Indiz gewertet werden kann.

Weiterhin muss festgehalten werden, dass zu keinem Zeitpunkt der vier Messphasen die jeweiligen Vorklärstufen im Modus einer sog. Grobentschlammung, d.h. einer Vorklärung mit einer kurzen Aufenthaltszeit von ca. 30 Minuten unter Trockenwetterbedingungen, betrieben werden konnten. Die kürzesten Aufenthaltszeiten unter Trockenwetterbedingungen lagen auf dem GWK Glehn bei 70 Minuten, auf der KA Grevenbroich bei 130 Minuten und auf dem GWK Nordkanal bei 62 Minuten.

Dies vorangestellt legt eine Betrachtung der AFS-Konzentrationen, insbesondere der jeweils enthaltenen Fraktion $AFS_{>1,0}$, die Vermutung nahe, dass eine zweidimensionale Rechengeometrie wie auf der KA Grevenbroich eine erkennbar höhere Entnahmeleistung, bezogen auf die Fraktion $AFS_{>1,0}$, zeigt als eine eindimensionale Rechengeometrie. Die AFS_{GES} -Belastung ist auf der KA Grevenbroich am höchsten, die anteilige $AFS_{>1,0}$ -Fraktion prozentual demgegenüber am geringsten im Vergleich der drei betrachteten Kläranlagen, was einen entsprechend Rückhalt in den vorgelagerten Verfahrensstufen andeutet. Zur exakten Bewertung fehlen jedoch die Zulaufdaten zu den Rechenbauwerken. Auf der KA Grevenbroich entnimmt die sehr große Vorklärung in der Folge diese $AFS_{>1,0}$ -Fraktion

komplett. Auf dem GWK Glehn wie auch auf dem GWK Nordkanal waren jedoch entsprechende Restfrachten im Ablauf der Vorklärung festzustellen, auf dem GWK Nordkanal sogar auf höherem Niveau als auf dem GWK Glehn.

Aus der verifizierenden Messphase 4 ergeben sich zwei wesentliche Erkenntnisse:

- ➔ Die darin erfolgte Mengenabschätzung der täglich (100 kg/d bis 200 kg/d) bzw. projiziert auch jährlich (50 Mg/a) zurückgehaltenen Masse an membrankritischen Feststoffen (AFS_{>1,0}-Fraktion) ist eindeutiger Beleg für das Erfordernis, auch eine MBR-Verfahrenstechnik mit anaerober Schlammstabilisierung und damit verbundener Vorklärstufe im Rahmen der mechanischen Abwasserreinigung, mit einer nachgeschalteten Siebung auszurüsten. Dadurch wird langfristig vermieden, dass größere Feststoffpartikel zu Verzopfungen oder Verschlammungen an und in den Membranfiltrationsmodulen der nachfolgenden biologischen Stufe führen.
- ➔ Im Hinblick auf die vorgeschaltete Denitrifikationszone dieser nachfolgenden biologischen Stufe ist die CSB-Gesamtreduktion von Vorklärung und Siebung von ca. 30 % im Mittel der gesamten Messphase und sogar annähernd 60 % unter Trockenwetterverhältnissen (Aussagekraft aufgrund der Datenlage eingeschränkt) kritisch zu bewerten. Zum Zeitpunkt der Messphase wurde diesem Umstand bereits durch eine Essigsäuredosierung vor dem Ablauf der Vorklärung Rechnung getragen. Perspektivisch ist zusätzlich ist der Betrieb von nur einer Vorklärstraße denkbar, wie es nach Auskunft des GWK-Personals auch bereits gelegentlich vorgenommen wird. Unter diesen Betriebsverhältnissen, die dann auch eine Grobentschlammung repräsentieren würden, würde eine zusätzliche Messphase aktuellere Daten zu einem optimierten und abgestimmten Betrieb von Vorklärung und Siebung liefern können. Dies war aufgrund der zeitlichen und ökonomischen Rahmenbedingungen im Rahmen dieses Vorhabens nicht zu realisieren, weswegen hierfür ein weiteres Untersuchungsvorhaben zu ergänzen wäre.

3 Betrachtungen der MBR-Anlage nach aktuellen Bemessungsansätzen

3.1 Einführende Anmerkungen

Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt betrifft die Belebungsstufe der MBR-Anlage. Diesbezüglich war während der letzten Betriebsjahre angesichts sehr guter Ablaufkonzentrationen die Vermutung entstanden, neben der biologischen Abwasserreinigung mittels suspendierter Biomasse könnten zusätzliche, in der Bemessung nicht berücksichtigte Reinigungseffekte auftreten. Diese Reinigungseffekte könnten hervorgerufen werden durch

- ➔ auf den Membranmoduloberflächen fixierte Biomasse, einen sogenannten Festbett-effekt und/oder
- ➔ die beim MBR-Verfahren bekanntermaßen kleinere Flockengröße, die Auswirkungen auf die Sauerstoffversorgung der Bakterien im Flockeninneren und somit auch auf die Nitrifikationsleistung hat (Manser et al., 2005)
- ➔ beginnende Granulierungsprozesse der suspendierten Biomasse; der zeitweise sehr niedrige ISV von 50 ml/g, das zeitweise sehr kompakte mikroskopische Flockenbild sowie die Auswirkungen des Steuerungsregimes (Kap. 3.4.3), welches kontinuierliche Wechsel von Hochlast- und Niedriglastphasen in den einzelnen Belebungsstraßen zur Folge hat und als eine von mehreren betrieblichen Maßnahmen zur verstärkten Bildung granularer Biomasse bekannt ist (de Kreuk, van Loosdrecht 2004), lassen sich als Hinweise hierauf interpretieren.

Vor diesem Hintergrund sollten vergleichende Betrachtungen der tatsächlichen Reinigungsleistung der Membran-Bioreaktor-Anlage nach dem aktuellen theoretischen Bemessungsansatz, der von der DWA mit der Herausgabe der Neufassung des Arbeitsblattes A 131 im Jahr 2016 aktualisiert wurde, in Bezug auf die Zulauf- und Betriebsverhältnisse (Zulauffrachten, Abwassertemperatur, Raumbelastung, Schlammbelastung, Schlammalter) durchgeführt werden, ergänzt durch Betrachtungen mittels dynamischer Simulation der biologischen Stufe des GWK Nordkanal mit Hilfe der gängigen ASM-Modellen sowie der zum Zeitpunkt der Befassung aktuellen Version des Anwenderprogramms SIMBA im Hinblick auf eine angepasste Regel- und Steuertechnik.

Diese Untersuchungen sind zu ergänzen durch Betrachtungen zur Aktivität der Biomasse in Abhängigkeit von der Feststoffkonzentration im Membran-Bioreaktor.

3.2 Material und Methoden

Aufgrund während der letzten Betriebsjahre verzeichneter sehr guter (heißt: niedriger) Ablaufkonzentrationen hinsichtlich der organischen Ablaufbelastungen und der Stickstoffbelastungen war die Vermutung entstanden, neben der biologischen Abwasserreinigung mittels suspendierter Biomasse könnten zusätzliche Reinigungseffekte auftreten.

Vor diesem Hintergrund wurden vergleichende Betrachtungen der tatsächlichen Reinigungsleistung der Membranbelebungen nach dem aktuellen theoretischen Bemessungsansatz in Bezug auf die Zulauf- und Betriebsverhältnisse (Zulauffrachten, Abwassertemperatur, Raumbelastung, Schlammbelastung, Schlammalter) durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war es, Hinweise und Erkenntnisse zu sammeln, die diese Vermutung bestätigen und möglicherweise eine Quantifizierung dieser Effekte erlauben.

Für die weitere Befassung wurden vom Erftverband folgende Unterlagen zur Verfügung gestellt:

- ➔ die der Ausführungsplanung der MBR GWK Nordkanal zugrunde liegende „Klärtechnische Berechnung“ vom 24. Juli 2002
- ➔ die Betriebsdaten des Jahres 2016 der MBR GWK Nordkanal

Diese beiden Unterlagen werden in den Kapiteln 3.3 und 3.4 ausführlich erläutert.

Die angesprochenen vergleichenden Betrachtungen wurden auf zweierlei Weise durchgeführt.

- ➔ Zum einen wurde die MBR GWK Nordkanal stationär nachbemessen bzw. nachgerechnet. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass sich im Jahre 2016 das Technische Regelwerk bezüglich der stationären Bemessung einstufiger Belebungsanlagen erneuert hat. Veröffentlicht wurde im Juni 2016 die Neufassung des DWA-Arbeitsblattes-A 131, die das 16 Jahre alte ATV-DVWK-Arbeitsblatt-A 131 außer Kraft setzte. Wesentlichste Änderung ist hierbei der Wechsel des Bemessungsansatzes vom BSB_5 auf den CSB.
Die Berechnungen wurden u.a. durchgeführt mit Hilfe der von der DWA angebotenen Software „Belebungs-Expert Kombi 3.0“.
- ➔ Zum zweiten wurde versucht, die MBR-Anlage GWK Nordkanal in einer dynamischen Simulation abzubilden.
Ausgangspunkt für die Entwicklung des Werkzeuges „Dynamische Simulation“ war die Erkenntnis, im Rahmen stationärer Bemessungsgänge die Einflüsse aus Tageschwankungen, denen ein Kläranlagenzufluss sowohl hinsichtlich der zulaufenden Schmutzfrachten als auch der hydraulischen Belastung naturgemäß unterliegt, nur

unzureichend über empirische Stoßfaktoren und Sicherheitsfaktoren zu berücksichtigen. Es fehlt bei einer stationären Bemessung die Dimension der Zeit. Grundlage für das Werkzeug „Dynamische Simulation“ ist wiederum ein Modell, das die internen Abläufe hinreichend beschreibt. Das Modell entspricht nicht der Realität sondern einer Annäherung an die Realität. Das reale, biologische System wird abstrahiert. Unter der Simulation versteht man die Durchführung eines Experimentes mit dem abstrahierten System, dem Modell. Die Vorzüge gegenüber der alternativen Verfahrensweise, dem Experiment mit dem realen System sind v.a. der verminderte Zeit- und Kostenaufwand, die Betrachtung von Risikolastfällen und die verfahrenstechnische und steuerungstechnische Optimierung der Kläranlage. Das Modell besteht aus mathematischen Modellgleichungen zur Beschreibung von Transport- und biochemischen Stoffwechselprozessen. Diese Art der Modellbildung basiert auf der Anwendung naturwissenschaftlicher Gesetzmäßigkeiten, die zu Bilanzgleichungen für Stoffe, Massen, Energien, usw. führen (ATV 1997). Aufgrund der Komplexität der Modelle kann die Anwendung nur computergestützt erfolgen.

Das lange Zeit am meisten verwendete Simulationsmodell ist das Activated Sludge Model No.1 der IAWQ (HENZE et al. 1987), kurz genannt ASM 1. Das ASM 1 beinhaltet keine Modellierung der vermehrten biologischen Phosphorelimination. Mittlerweile hat sich nach mehreren Entwicklungsschritten das Modell ASM3 nach den Vorgaben der Hochschulgruppe (HSG) „Simulation“ in der computergestützten Anwendung durchgesetzt bzw. bewährt.

Entsprechende Programme wurden von verschiedenen Institutionen entwickelt, z.B. A-111 der Fa. Aqua System/Schweiz, SIMBA der Fa. ifak/Magdeburg, DENISIM des ISAH/Universität Hannover, um nur eine Auswahl zu nennen. Im vorliegenden Projekt wird die aktuelle SIMBA-Version, Produktname „SIMBA#2.0“, verwendet.

3.3 „Klärtechnische Berechnung“ zur Ausführungsplanung des GWK Nordkanal

Mit Datum vom 24. Juli 2002 wurde im Rahmen der Ausführungsplanung des GWK Nordkanal eine „Klärtechnische Berechnung“ vorgelegt, deren Belastungsdaten in Tabelle 7 zusammengefasst werden.

Die Bemessungstemperatur wurde mit 10 °C angesetzt. Als Behandlungsverfahren wurde eine vorgeschaltete Denitrifikation mit einem Schlammalter von $t_d = 25$ d (simultan aerobe Schlammstabilisierung) gewählt.

Tabelle 7: Bemessungsdaten GWK Nordkanal (Ausführungsplanung 2002)

	Einheit	Wert
Ausbaugröße	[EW]	80.000
Bemessungswassermengen		
Trockenwetterzufluss	[m ³ /d]	16.000
	[m ³ /2h]	2.048
	[m ³ /h]	1.024
Regenwetterzufluss	[m ³ /d]	45.000
	[m ³ /2h]	3.762
	[m ³ /h]	1.881
Nachtzufluss	[m ³ /2h]	334
	[m ³ /h]	167
Schmutzfrachten im Zulauf zur Belebungsstufe		
CSB	[kg/d]	10.080
BSB ₅	[kg/d]	5.512,5
AFS	[kg/d]	5.600
TKN	[kg/d]	941
NH ₄ -N	[kg/d]	659
org. N	[kg/d]	282
P _{GES}	[kg/d]	128,6

Im Ergebnis der stationären Bemessung der Belebungsbecken, die auf der Basis der Entwurfsfassung des seinerzeit kurz vor der Veröffentlichung stehenden neuen ATV-DVWK-Arbeitsblattes-A 131 (2003) durchgeführt wurde, wurden für das GWK Nordkanal folgende Volumina ermittelt.

Tabelle 8: Belebungsbeckenvolumina GWK Nordkanal (Ausführungsplanung 2002)

Volumen	Einheit	Wert
Denitrifikation	[m ³]	2.609
Nitrifikation	[m ³]	5.775
Variozone	[m ³]	930

Diese Volumina wurden in vier parallelen Belebungsbeckenstraßen realisiert. Jede Belebungsbeckenstraße weist ein Volumen von 2.329 m³ auf.

Die Reinigungsanforderungen entsprachen den seinerzeitigen Mindestanforderungen für Abwasserbehandlungsanlagen der Größenklasse 4 bei einer Überwachungstemperatur von 12°C gemäß Abwasserverordnung.

Tabelle 9: Reinigungsanforderungen GWK Nordkanal (2004)

	Einheit	Wert
CSB	[mg/l]	90
BSB ₅	[mg/l]	20
NH ₄ -N	[mg/l]	10
N _{GES,anorg.}	[mg/l]	18
P _{GES}	[mg/l]	2

3.4 Betriebsdaten des Jahres 2016 des GWK Nordkanal

3.4.1 Wassermengen

In Abbildung 58 sind die Zulaufwassermengen für die GWK Nordkanal im 2-Std.- und im Tagesintervall dargestellt.

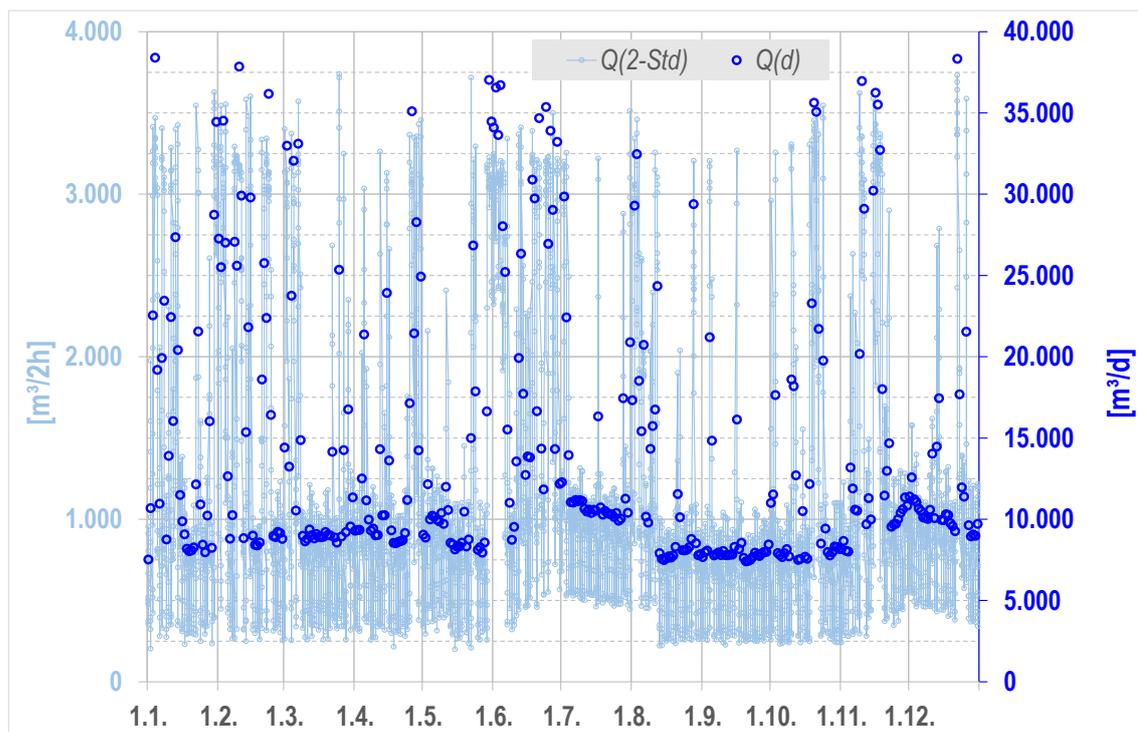


Abbildung 58: Zulaufwassermengen

Der Abbildung 58 ist zu entnehmen, dass sich die hydraulische Belastung des GWK Nordkanal in das zuvor dargestellte Bemessungsspektrum einordnet und es zu keinen Überschreitungen kommt.

3.4.2 Schmutzfrachten

Es folgen in Abbildung 59 bis Abbildung 61 die Jahresverläufe der maßgeblichen Schmutzfrachten CSB, NH₄-N und P_{GES}. Zur Orientierung sind die täglichen Zulaufwassermengen mit integriert.

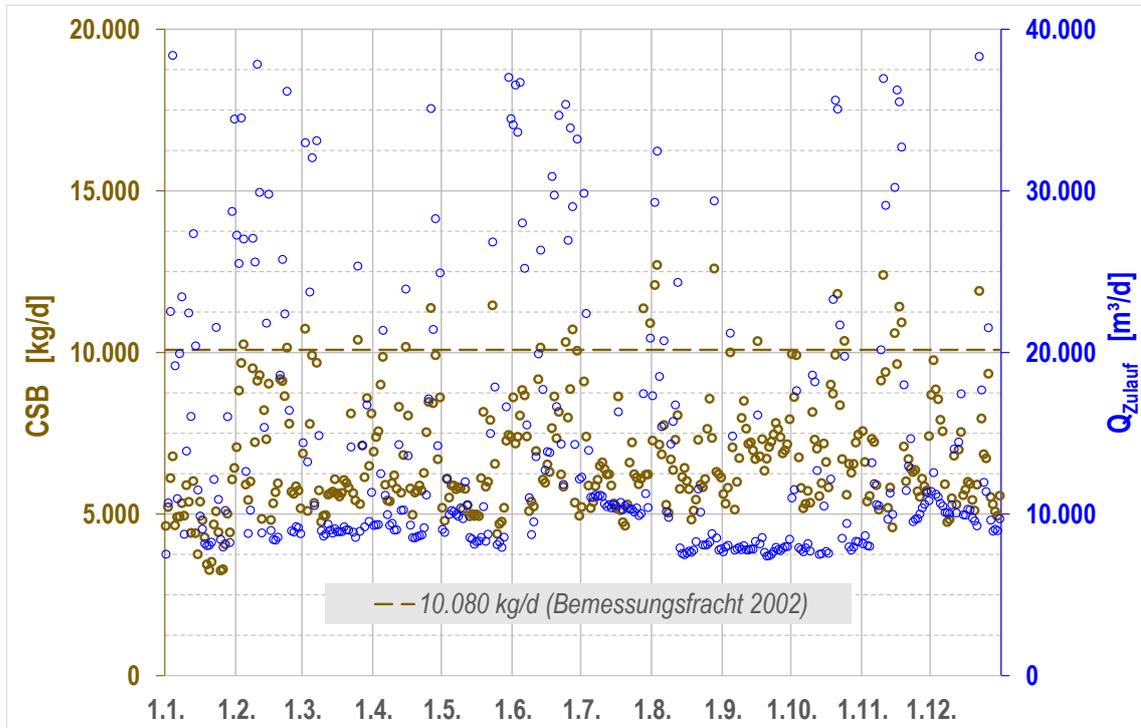


Abbildung 59: CSB-Zulauf

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

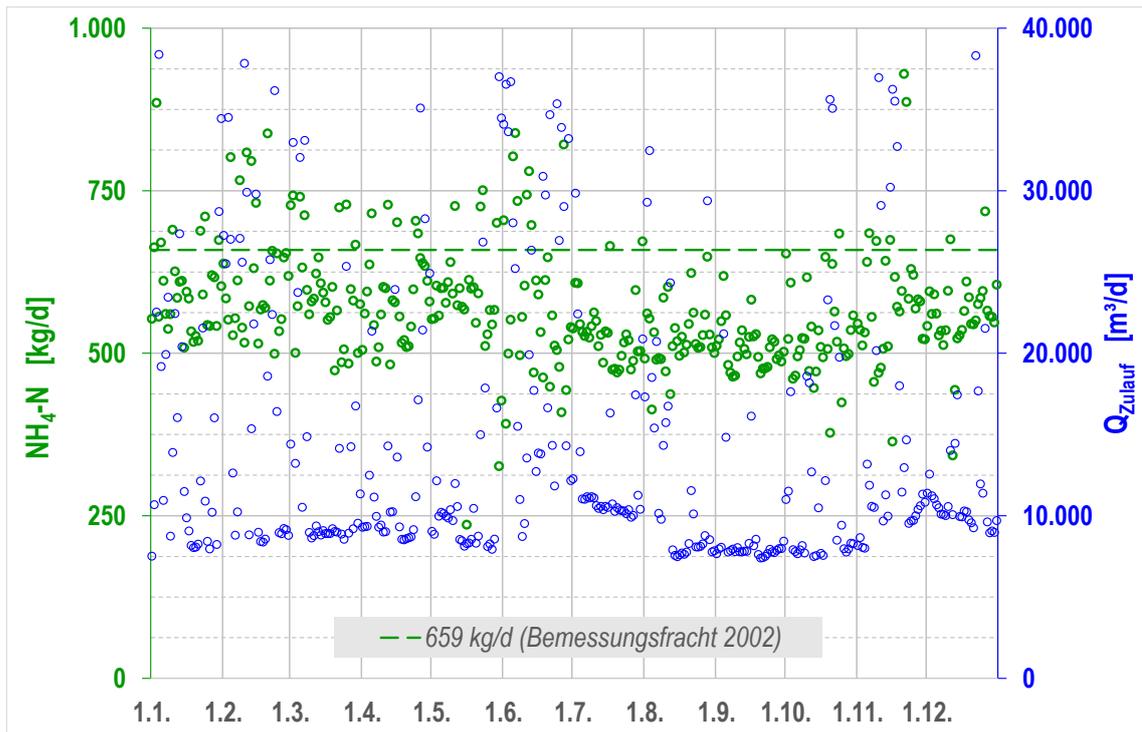


Abbildung 60: NH₄-N-Zulauffracht

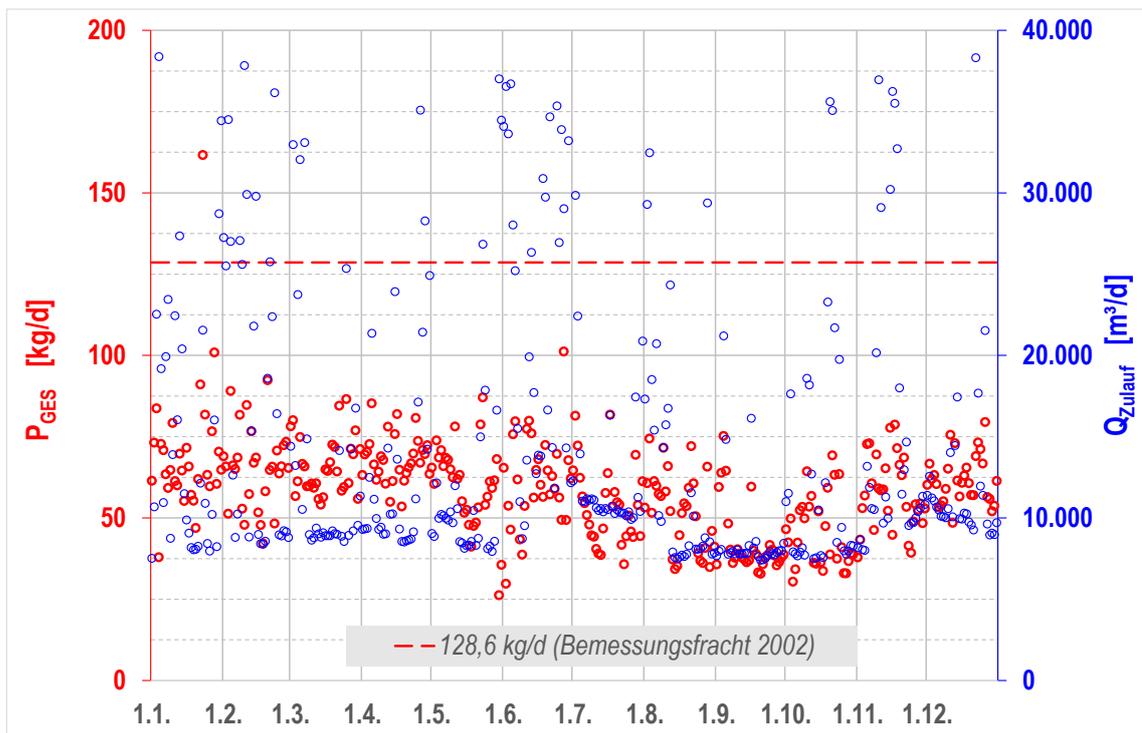


Abbildung 61: P_{GES}-Zulauffracht

Um einen Bezug zu den Bemessungsfrachten aus dem Jahre 2002 zu bekommen, werden in Abbildung 62 die Unterschreitungshäufigkeiten der drei Schmutzparameter dargestellt. Dazu folgende Hinweise:

- Zur besseren Anschaulichkeit der in einem Diagramm gemeinsam dargestellten Parameter ist der Parameter NH_4-N mit dem Faktor 10 und der Parameter P_{GES} mit dem Faktor 100 belegt worden.
- Zusätzlich enthalten sind die zugehörigen 85 % - Fraktilewerte der drei Parameterverläufe sowie zum Vergleich die Bemessungsfrachten aus dem Jahre 2002. Die Zahlenwerte finden sich in Tabelle 10.

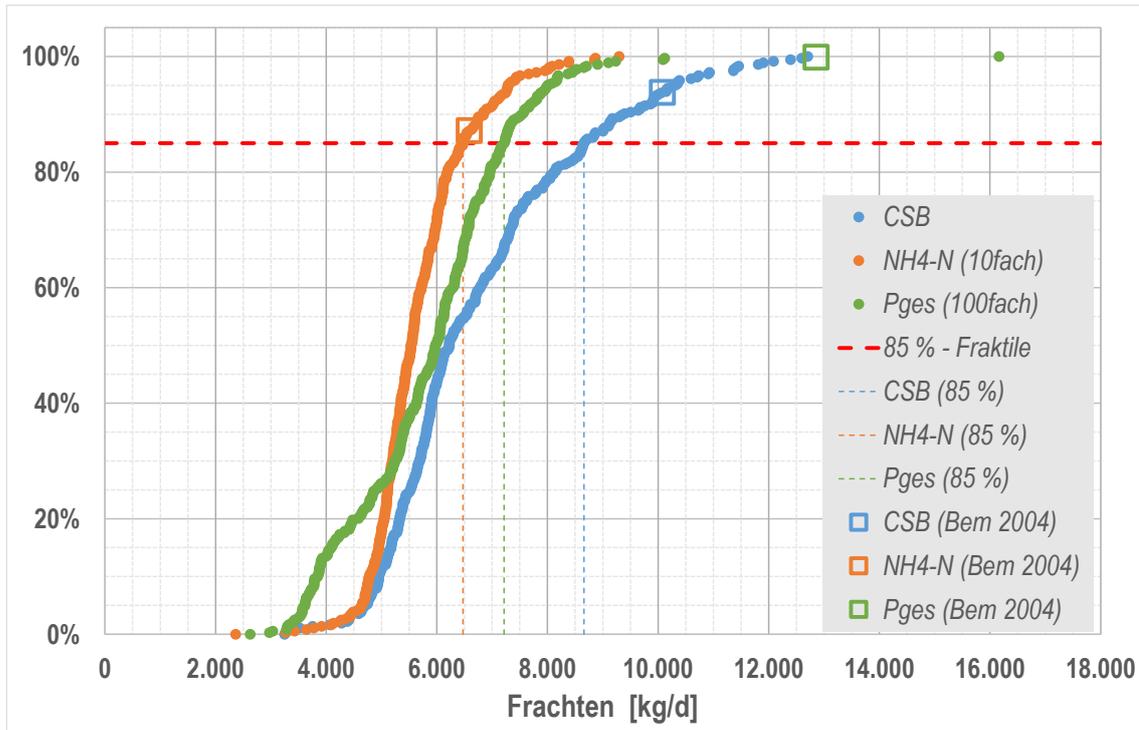


Abbildung 62: Unterschreitungshäufigkeiten der maßgeblichen Tagesschmutzfrachten

Tabelle 10: Datenabgleich Ausführungsplanung 2002 und Betriebsjahr 2016

	Einheit	2002: Bemessung	2016: 85 % - Fraktile	Diff.
CSB	[kg/d]	10.080	8.672	14,0 %
NH_4-N	[kg/d]	659	647	1,8 %
P_{GES}	[kg/d]	128,6	72,2	43,9 %

Es ist ersichtlich, dass sich im Jahre 2016 die Belastung des Abwasserzulaufes zum GWK Nordkanal bei Ansatz der jeweiligen 85 % - Fraktilewerte unterhalb der Bemessungsfrachten aus dem Jahre 2002 bewegt. Bezogen auf den Parameter NH_4-N wird der Bemessungswert nahezu exakt erreicht, bezogen auf den Parameter P_{GES} wird der Bemessungswert sehr deutlich unterboten.

3.4.3 Steuerungsregime der Belebungsstraßen

Das mechanisch vorgereinigte Abwasser wird in einem Verteilerbauwerk auf die vier Belebungsbecken aufgeteilt. Aufgrund der stark schwankenden Zulaufmengen der kommunalen Abwässer ist eine intelligente Befüllstrategie für die vier Beckenstraßen notwendig, um einen unwirtschaftlichen Teillastbetrieb zu verhindern. Diese Strategie anhand von Über- oder Unterschreitungen von Frachten und Konzentrationen (insgesamt sechs Abfragen) ist in Tabelle 11 dargestellt. Die Steuerung erfolgt anhand der Parameter Abwasserzulaufmenge, Zulaufmengen (CSB, NH₄-N und P_{GES}) sowie Ablaufkonzentration (NH₄-N und P_{GES}).

Tabelle 11: Befüllstrategie der vier Belebungsbeckenstraßen

Parameter			Bedingung	Anzahl Becken in Betrieb
Zulaufwasser- menge	Q _{ZUL}	[m ³ /h]	> 1.275	4
			> 850	3
			> 425	2
Zulauf- fracht	CSB	[kg/h]	> 1.050	4
			> 700	3
			> 350	2
	NH ₄ -N		> 79	4
			> 49	3
			> 29	2
	P _{GES}		> 10,2	4
			> 6,8	3
			> 3,4	2
Ablauf- konzent- ration	NH ₄ -N	[mg/l]	> 2,0	4
			> 1,5	3
			> 1,0	2
	P _{GES}		> 0,7	4
			> 0,6	3
			> 0,5	2

Alle sechs Abfragen werden stündlich durchgeführt und die sich daraus ergebende größte Beckenanzahl in Betrieb gesetzt. Ist nur ein Belebungsbecken in Betrieb, werden 2.329 m³ genutzt; sind alle vier Belebungsbecken in Betrieb, werden 9.314 m³ genutzt. Aus den Betriebsdatenaufzeichnungen des Jahres 2016 lässt sich resümieren, wie viel Belebungsbeckenvolumen im Mittel täglich in Betrieb war.

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

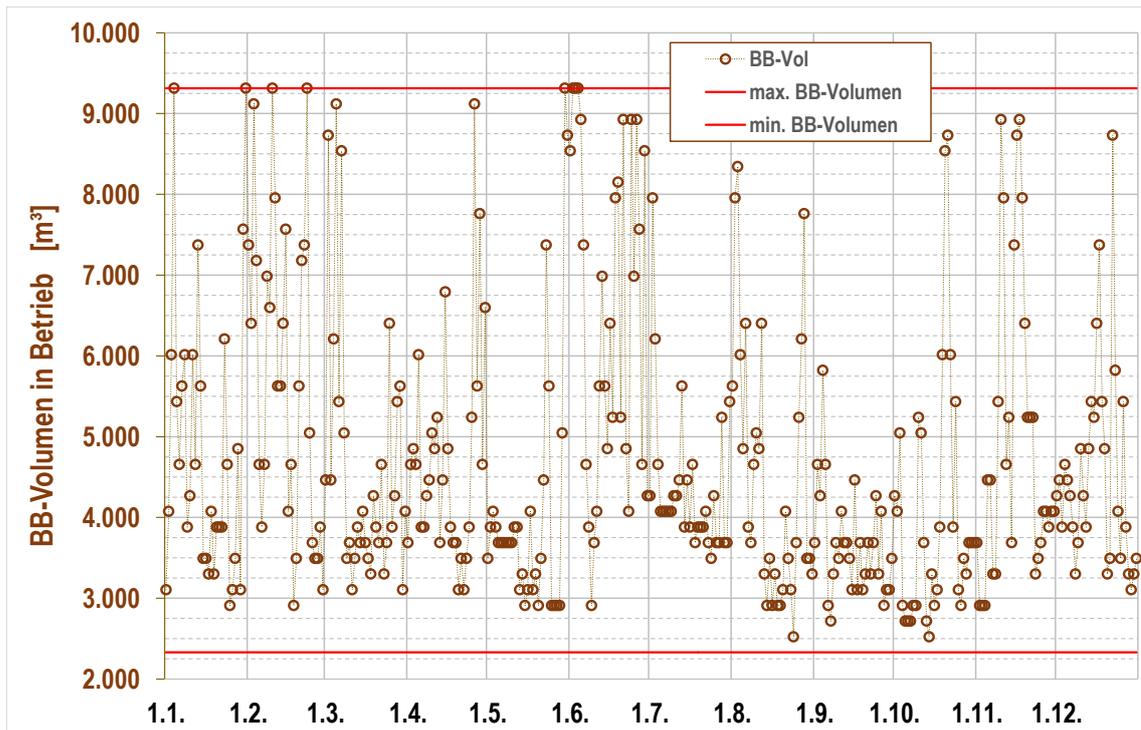


Abbildung 63: mittleres tägliches, in Betrieb befindliches Belebungsbeckenvolumen

Das minimal in Betrieb befindliche tägliche Belebungsbeckenvolumen betrug demnach an zwei Tagen 2.523 m^3 , das maximal in Betrieb befindliche tägliche Belebungsbeckenvolumen betrug an acht Tagen im Jahr 9.314 m^3 (alle vier Beckenstraßen ganztägig in Betrieb). Es lässt sich resümieren, dass im Jahresmittel 4.716 m^3 Belebungsbeckenvolumen in Betrieb waren. Das entspricht nahezu exakt der Hälfte des verfügbaren Belebungsbeckenvolumens auf dem GWK Nordkanal.

Da im weiteren Bericht noch detailliert die Trockenwettersituation bemessungstechnisch beleuchtet wird, zeigt die folgende Abbildung 64 die in Betrieb befindlichen Belebungsbeckenvolumina bei Trockenwetter.

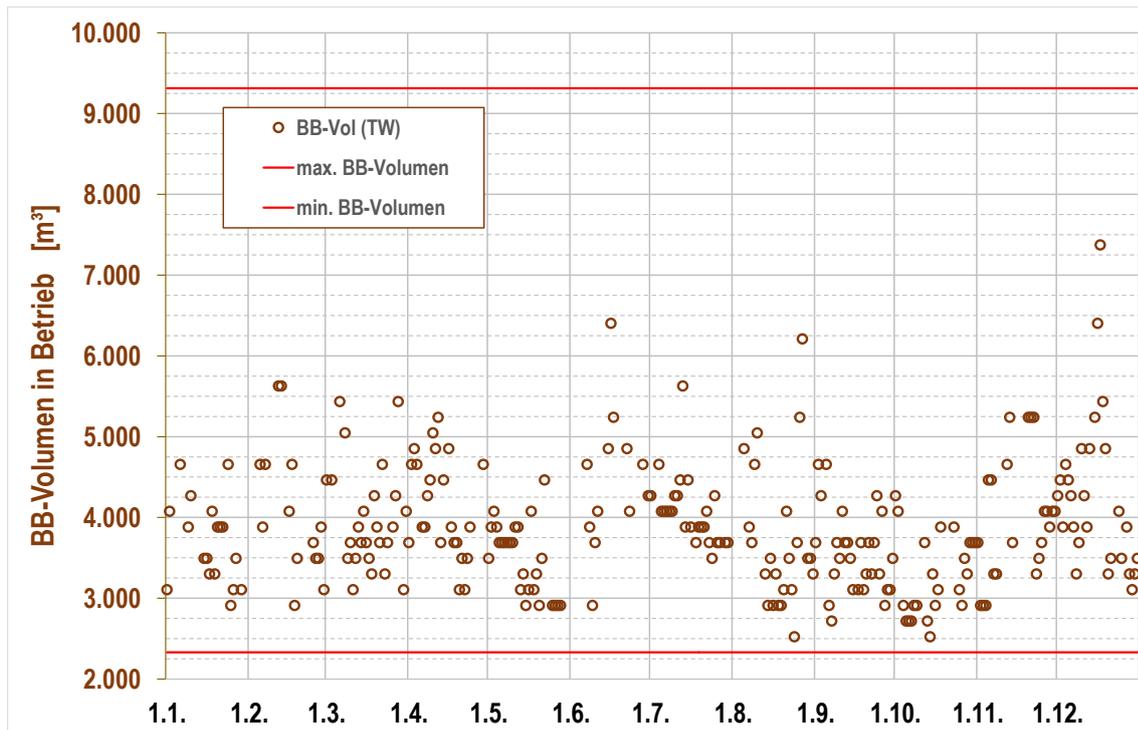


Abbildung 64: mittleres tägliches, in Betrieb befindliches Belebungsbeckenvolumen bei Trockenwetterzulauf

Das minimal in Betrieb befindliche tägliche Belebungsbeckenvolumen betrug demnach an 2.523 m³, das maximal in Betrieb befindliche tägliche Belebungsbeckenvolumen betrug an 7.374 m³. Im Mittel der 266 Trockenwettertage waren 3.869 m³ Belebungsbeckenvolumen in Betrieb.

3.4.4 Ablaufsituation 2016

Die Reinigungsanforderungen zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme des GWK Nordkanal im Jahre 2004, siehe Tabelle 9, wurden zwischenzeitlich durch den Erftverband gegenüber der Überwachungsbehörde niedrig erklärt. Sie entsprechen gegenwärtig folgenden Konzentrationen:

Tabelle 12: niedrig erklärte Reinigungsanforderungen GWK Nordkanal (2016)

	Einheit	Wert
CSB	[mg/l]	30
BSB ₅	[mg/l]	6
NH ₄ -N	[mg/l]	nicht definiert
N _{GES,anorg.}	[mg/l]	10
P _{GES}	[mg/l]	0,8

Es folgen in der Abbildung 65 bis Abbildung 68 die Verläufe der Ablaufkonzentrationen des GWK Nordkanal im Jahre 2016 für die Überwachungsparameter CSB, NH₄-N, N_{GES,anorg.} und P_{GES}.

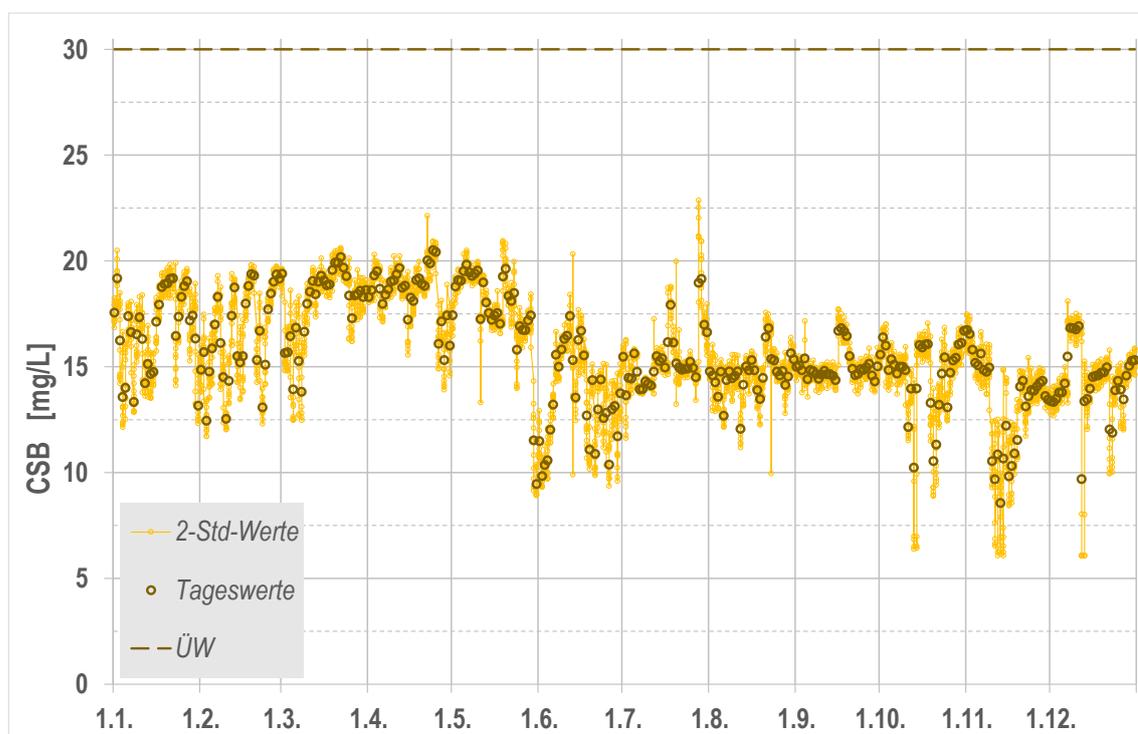


Abbildung 65: CSB-Ablaufkonzentrationen

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

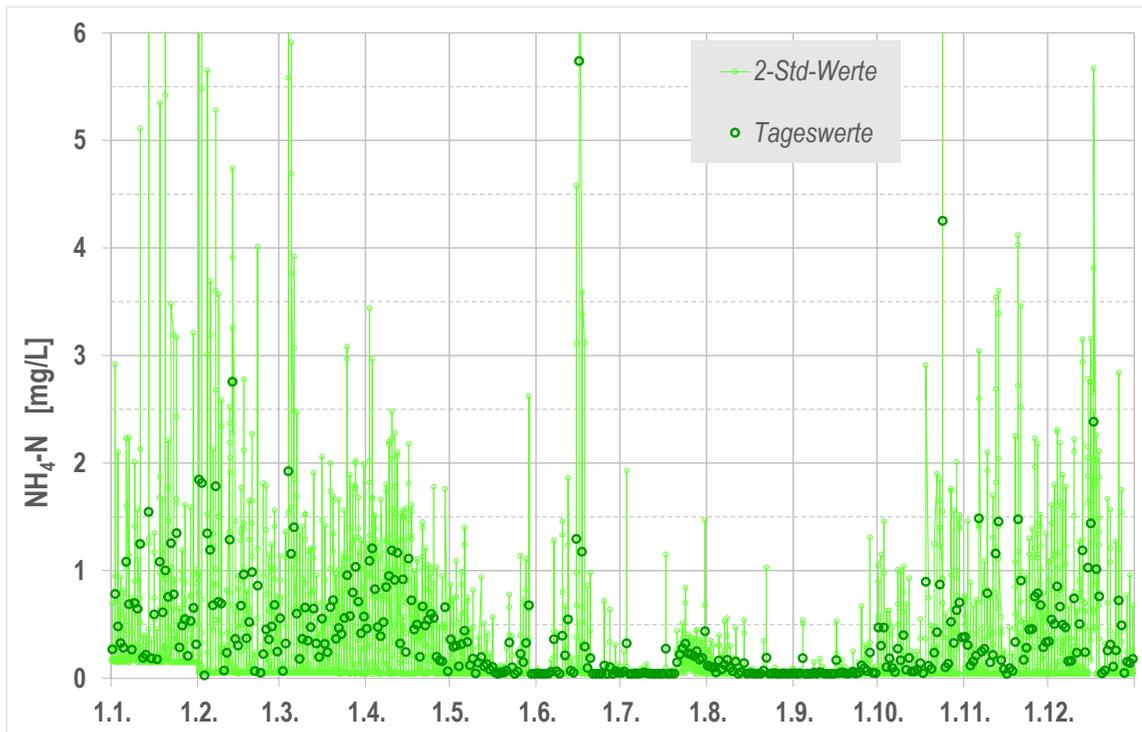


Abbildung 66: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen

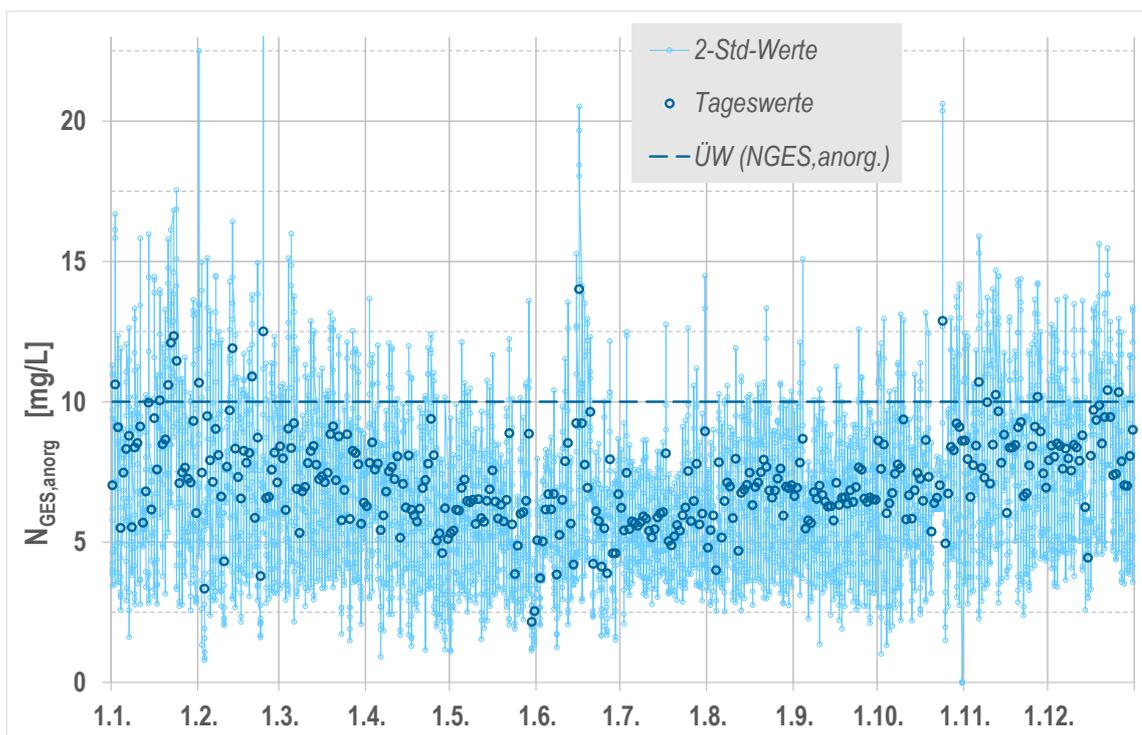


Abbildung 67: $\text{N}_{\text{GES,anorg}}$ -Ablaufkonzentrationen

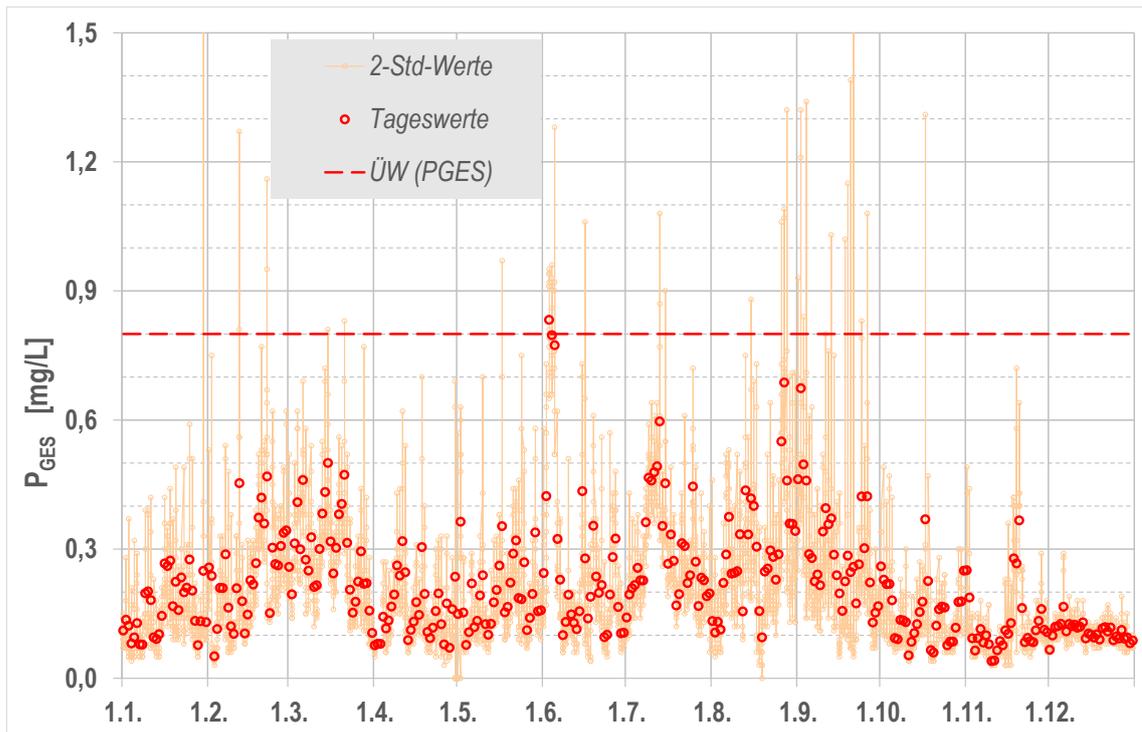


Abbildung 68: P_{GES} -Ablaufkonzentrationen

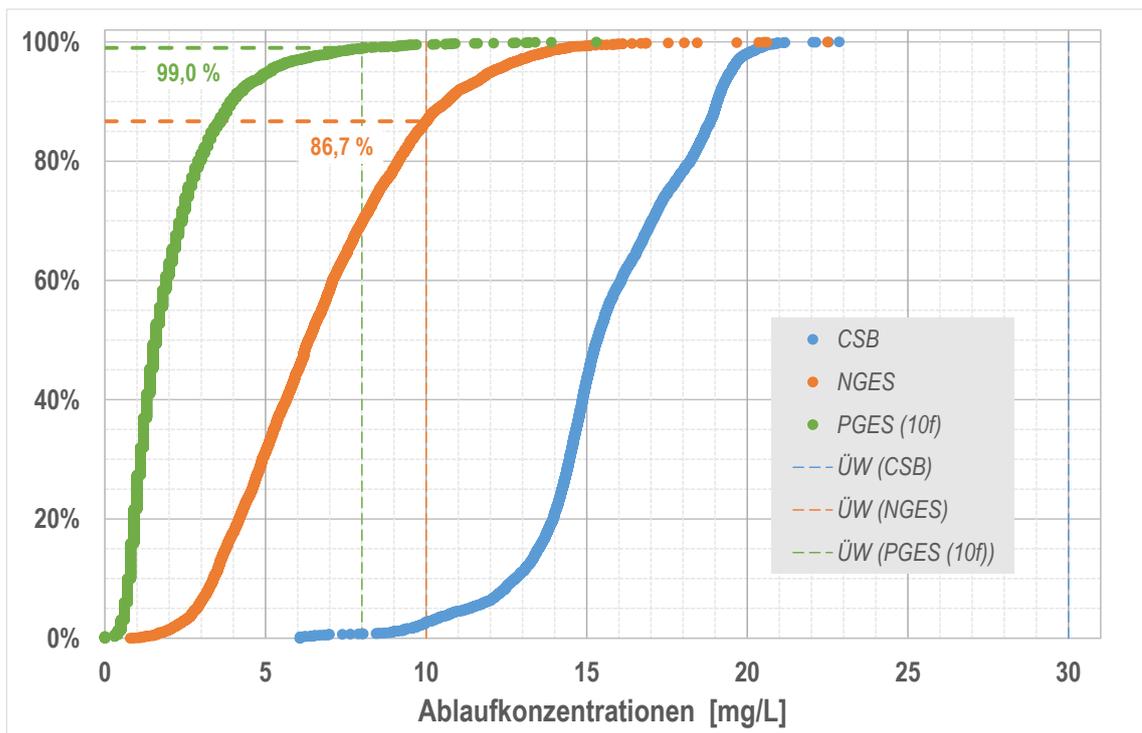


Abbildung 69: Unterschreitungshäufigkeiten der Ablaufkonzentrationen in der 2-Std.-Mischprobe bezogen auf die aktuellen Überwachungswerte

Bezüglich der Häufigkeit der Überschreitungen von Überwachungswerten korrespondiert Abbildung 69 sehr gut mit der Einordnung der Bemessungsfrachten in die Belastungssituation des Jahres 2016 in Abbildung 62 bezogen auf die Parameter Stickstoff und Phosphor.

Im Falle Stickstoff wird die ursprünglich angesetzte Bemessungsfracht an ca. 13 % der Tage im Jahr überschritten. Dies entspricht exakt der Prozentzahl an 2-Std.-Ablaufmischproben, die den Überwachungswert von 10 mg $N_{GES,anorg./l}$ überschreiten.

Beim Parameter Phosphor wird die ursprünglich angesetzte Bemessungsfracht an ca. 1 % der Tage im Jahr überschritten. Auch hier entspricht dies der Prozentzahl an 2-Std.-Ablaufmischproben, die den Überwachungswert von 0,8 mg $P_{GES/l}$ überschreiten.

Für die organische Verschmutzung stellt sich die Situation hingegen derart dar, dass die höchste, im Jahre 2016 gemessene CSB-Ablaufkonzentration von 22,9 mg CSB/l den Überwachungswert von 30 mg CSB/l weit unterschreitet. Die CSB-Zulaufkonzentration jedoch überschreitet die seinerzeit angesetzte Bemessungsfracht an ca. 6 % der Tage im Jahr.

Diese Betrachtungen lassen bislang außer Acht, dass die ursprünglich angesetzten Überwachungswerte (Tabelle 9), die auch der seinerzeitigen Bemessung im Jahre 2002 zugrunde lagen, zwischenzeitlich vom Erftverband niedrig erklärt wurden (Tabelle 12). Bezogen auf die früheren Überwachungswerte ergibt sich das Bild in Abbildung 70.

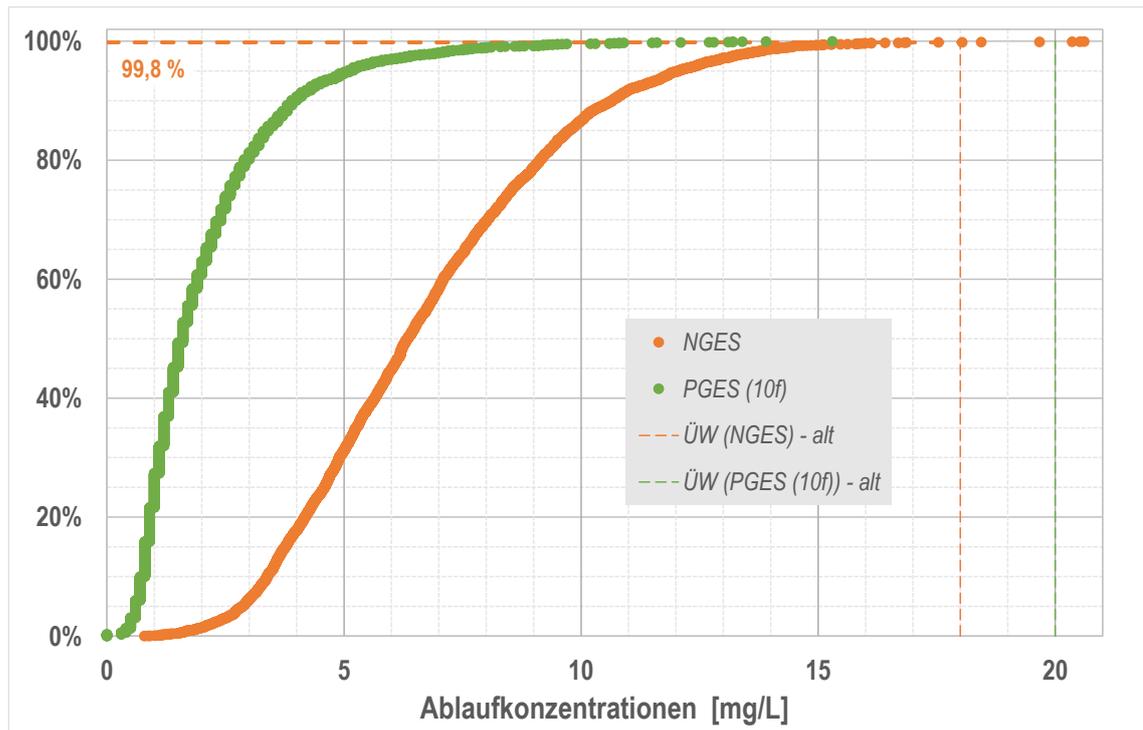


Abbildung 70: Unterschreitungshäufigkeiten der Ablaufkonzentrationen in der 2-Std.-Mischprobe bezogen auf die früheren Überwachungswerte

Danach ergäben sich für die organische Verschmutzung und für Phosphor keine Überschreitungen im Kläranlagenablauf im Jahre 2016.

Im Falle Stickstoff würde der frühere Überwachungswert von $18 \text{ mg N}_{\text{GES,anorg./l}}$ durch lediglich 0,2 % der 2-Std.-Ablaufmischproben überschritten sein und dies, obwohl, wie bereits erwähnt, an ca. 13 % der Tage im Jahr die ursprünglich angesetzte Bemessungsfracht überschritten wurde. Hieraus lässt sich bereits die Vermutung ableiten, dass die Anlage verfahrenstechnisch über Reserven verfügt, die bemessungstechnisch nicht erfasst sind.

3.4.5 Belebungsstufe

Nachstehend ist der Temperaturverlauf in der Belebungsstufe über das Jahr 2016 dargestellt.

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

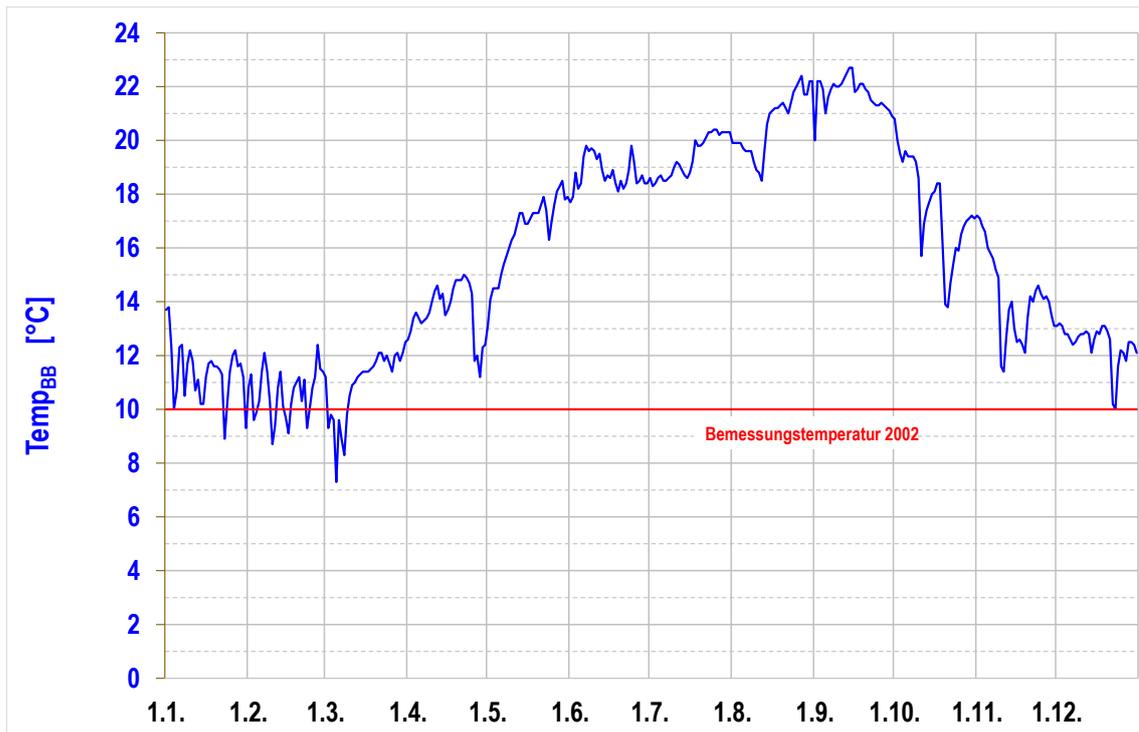


Abbildung 71: Abwassertemperaturen in der Belebungsstufe

Es folgen der Verlauf des Feststoffgehaltes, des Schlammalters sowie und der CSB-Schlammbelastung in der Belebungsstufe. Für die Ermittlung der CSB-Schlammbelastung wurden die Belebungsvolumina gemäß Abbildung 64 angesetzt.

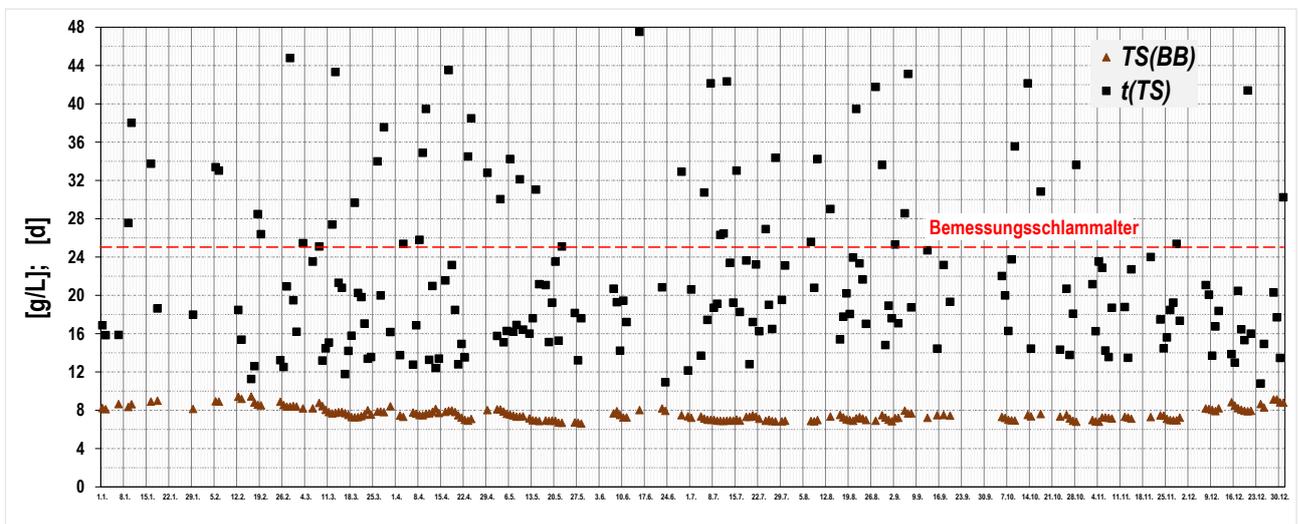


Abbildung 72: Feststoffgehalt und Schlammalter in der Belebungsstufe

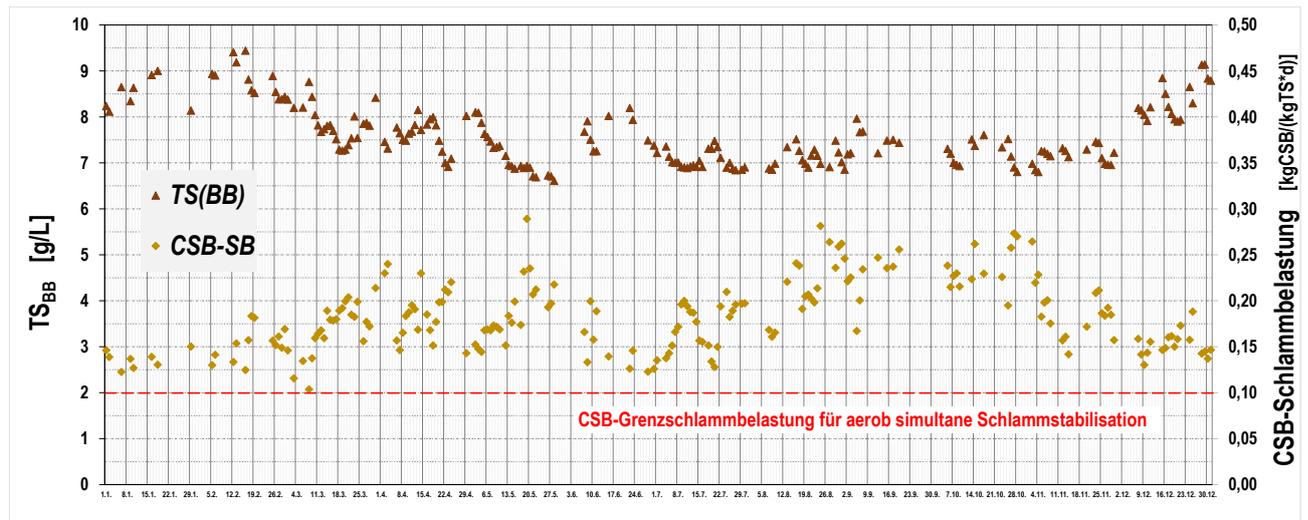


Abbildung 73: Feststoffgehalt und CSB-Schlammbelastung in der Belebungsstufe

Den beiden vorherigen Abbildungen ist zu entnehmen, dass die Belebungsstufe im Jahre 2016, gemessen an den üblichen Bemessungsparametern Schlammalter und organische Schlammbelastung, mehrheitlich nicht im Bereich einer aeroben simultanen Schlammstabilisierung betrieben wurde. Es wurden sowohl ein Schlammalter von 25 Tagen mehrheitlich unterschritten als auch eine CSB-Schlammbelastung von 0,10 [kg CSB/(kg TS*d)] durchgehend überschritten.

Die Verläufe des Feststoffgehaltes und der CSB-Schlammbelastung sind bei konstanter CSB-Zulaufbelastung bekanntermaßen entgegengesetzt. Nimmt der Feststoffgehalt in der Belebung ab, steigt die dortige CSB-Schlammbelastung. Naturgemäß ändert sich die CSB-Zulaufbelastung zwar permanent, trotzdem ist dieser grundsätzliche Zusammenhang in Abbildung 73 zu erkennen. Die folgende Abbildung 74 zeigt die direkte Beziehung zwischen Feststoffgehalt und CSB-Schlammbelastung.

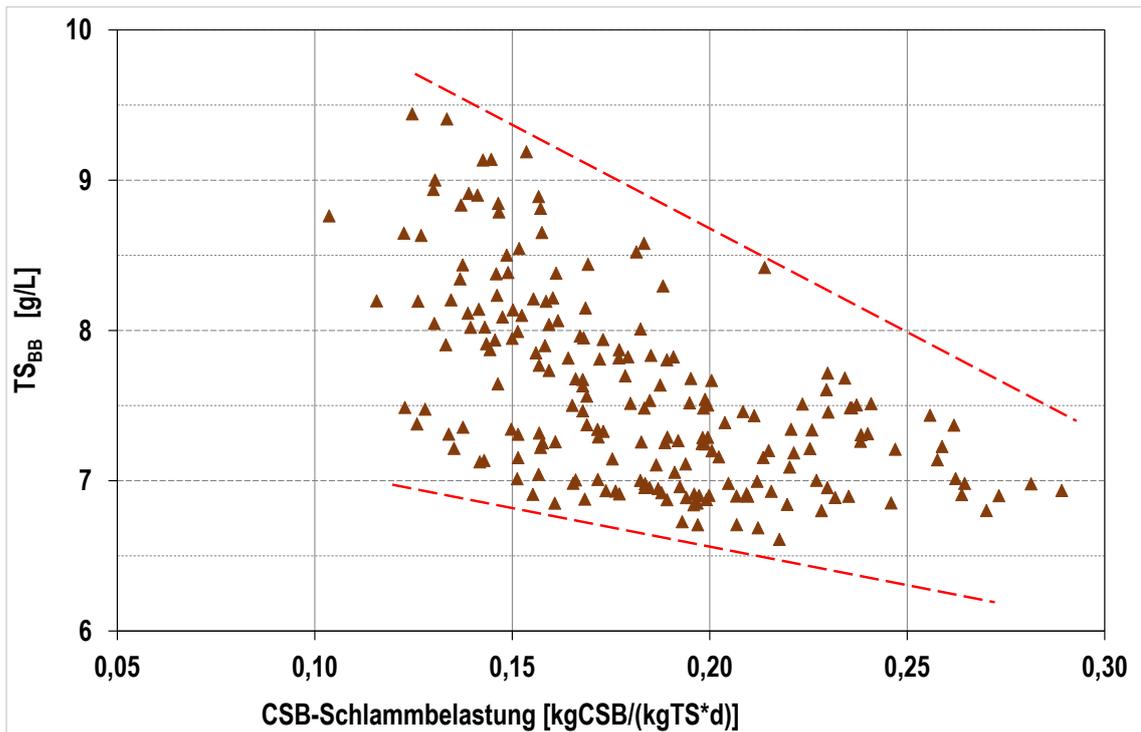


Abbildung 74: Abhängigkeit zwischen Feststoffgehalt und CSB-Schlammbelastung

3.5 Stationäre Neu-Bemessung

Grundlage der stationären Neubetrachtung sind die Betriebsdaten des GWK Nordkanal aus dem Jahr 2016. Ziel ist es, die in Betrieb befindlichen Beckengrößen mit denen zu vergleichen, welche bei den verschiedenen täglichen Belastungssituationen im Jahre 2016 bemessungstechnisch erforderlich gewesen wären. Es ist zu untersuchen, ob sich Hinweise finden lassen, die die eingangs formulierte Vermutung des Auftretens zusätzlicher Reinigungseffekte im Belebungsbecken des GWK Nordkanal (Festbettwirkung der Membranoberflächen, positiver Einfluss kleinerer Flockenstruktur) erkennen lassen. Grundsätzlich wäre ein Indiz dafür, dass die stationären Neubetrachtungen mehrheitlich ein größeres erforderliches Belebungsbeckenvolumen ermitteln, als es faktisch an den betreffenden Bemessungstagen in Betrieb gewesen ist. Die Ermittlung der täglich in Betrieb befindlichen Volumina ergibt sich aus den Betriebsdaten und kann anhand des Steuerungsregimes (Kap. 3.4.3, siehe Abbildung 63 und Abbildung 64) vorgenommen werden. Anschließend wurden die erforderlichen Belebungsbeckenvolumina für die täglich unterschiedlichen Zulaufsituationen im Jahr 2016 nach den Vorgaben des zwischenzeitlich in Kraft getretenen DWA-A 131 (2016) berechnet und mit dem tatsächlich zu diesem Zeitpunkt aktiven Belebungsbeckenvolumen verglichen.

Für die durchzuführenden Berechnungen waren die vorhandenen Zulaufdaten (aus dem Zulaufbereich der Kläranlage) auf den eigentlichen Bemessungsort, nämlich die biologi-

sche Stufe des GWK Nordkanal, anzupassen. Dazu wurde auf Werte und Regressionsbeziehungen zurückgegriffen, die in einem Vorläuferprojekt auf dieser Kläranlage ermittelt worden waren (FG SWW 2010). Dies betraf

- die Reduktion des CSB im Durchlauf durch die mechanische Reinigungsstufe (Rechen, Sandfang, Sieb), die mit 16,5 % angesetzt wurde, sowie
- die lineare Regressionsbeziehung zwischen CSB und AFS hinter der Siebstufe (für Trockenwettersituationen ergab sich: $AFS = 0,6 * CSB - 24,4$ mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,91$).

Da das neue DWA-A 131 (2016) 16 Jahre nach der Vorgängerversion in mancher Hinsicht eine Zäsur darstellt, soll an dieser Stelle kurz auf die markantesten Aspekte der neuen Bemessungsrichtlinie eingegangen werden.

- Das A 131 beruht nicht mehr auf dem biologischen Sauerstoffbedarf (BSB_5) als Summenparameter der organischen Belastung, sondern auf dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB).
- Der CSB wird fraktioniert mit dem Ziel, den für die Berechnung des Sauerstoffverbrauchs und für die Berechnung der Schlammproduktion aus dem Kohlenstoffabbau erforderlichen abbaubaren Anteil des CSB, der auch einen zu quantifizierenden leicht abbaubaren Anteil enthält, zu ermitteln.
- Der erforderliche Denitrifikationsvolumenanteil wird iterativ ermittelt. Dabei wird der Denitrifikationsvolumenanteil solange verändert, bis Nitratangebot und Sauerstoffzehrung übereinstimmen.
- Der frühere Sicherheitsfaktor SF wird nun als Prozessfaktor PF bezeichnet, wobei dieser Prozessfaktor nun erstmals einen Bezug zum NH_4-N -Überwachungswert von entweder 5 mg/l NH_4-N oder 10 mg/l NH_4-N aufweist.

In einem ersten Berechnungsdurchlauf (Abbildung 75) wurde, entsprechend der Bemessungsgrundlage von 2002, von einer simultan aerob stabilisierenden Belebungsanlage ausgegangen, also von einem Schlammalter von 25 Tagen bei einer Bemessungstemperatur von 10 °C. Zusätzlich wurden folgende Randbedingungen berücksichtigt:

- Berücksichtigung aller Tage mit einem Abwasserzulauf $< 16.000 \text{ m}^3/\text{d}$ (vorgegebener maximaler Trockenwetterzulauf). Daraus resultiert $n = 256$ Tage.
- Ansatz des auf der Kläranlage realisierten Denitrifikationsvolumenanteils am gesamten Belebungs volumen von konstant 0,38, weswegen demnach bei dieser Betrachtung keine Iteration, wie zuvor beschrieben, durchgeführt wurde. Folglich stimmen in diesen Rechenläufen Nitratangebot und Sauerstoffzehrung nicht überein.

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

- ➡ Der Prozessfaktor PF wird mit Bezugnahme auf einen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswert von 5 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ ermittelt.
- ➡ Ansatz der auf der Basis des vorhandenen Steuerungsregimes betriebenen Belebungsvolumina bei Trockenwetterzulauf gemäß Abbildung 64.

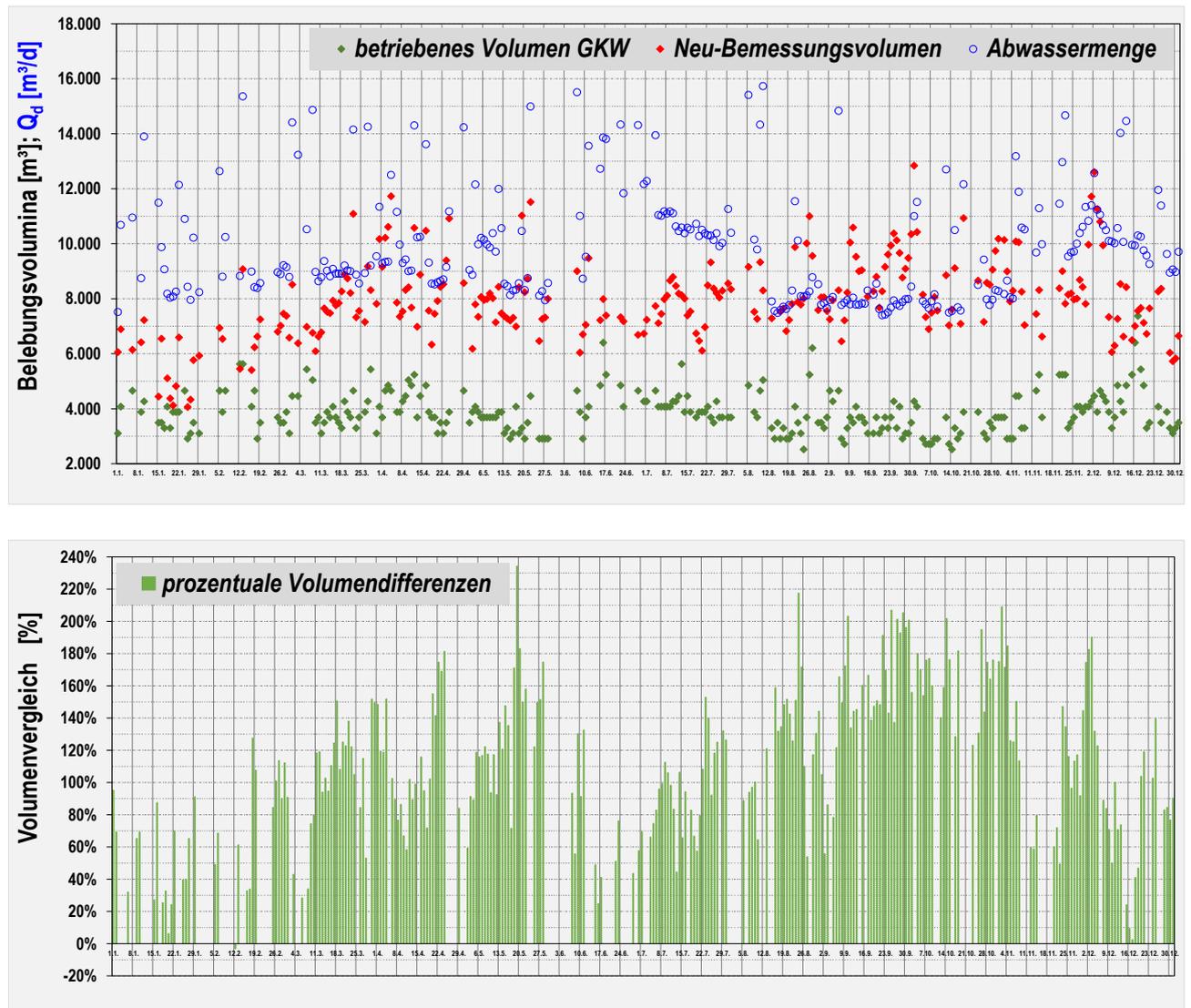


Abbildung 75: Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 25$ d

Im oberen Teil der Abbildung 75 sind, zusammen mit der zulaufenden täglichen Abwassermenge, die zu vergleichenden Belebungsvolumina dargestellt, die sich erkennbar nahezu durchgehend auf einem unterschiedlichen Niveau bewegen. Die Differenzen zwischen Neu-Bemessungsvolumen und dem in realiter betriebenem Belebungsvolumen zeigt der untere Abbildungsteil. Das hohe Differenzniveau ergibt sich sowohl daraus, dass das GWK Nordkanal nur sehr selten mit einem Schlammalter von 25 Tagen betrieben wurde als auch aus dem Ansatz einer konstanten (und somit unrealistischen) Bemessungstem-

peratur von 10 °C im Rahmen der Neubemessung. Medianwert und Mittelwert der Volumendifferenzen zwischen $V_{\text{NEU-BEMESSUNG}}$ und V_{BETRIEB} liegen nahezu identisch bei ca. 110 %.

Da das GWK Nordkanal gegenwärtig für eine anaerobe Schlammstabilisierung umgerüstet wird und somit der Bemessungsansatz von 25 Tagen grundsätzlich unrealistisch geworden ist, war für einen zweiten Neu-Bemessungsdurchlauf ein Schlammalter zur Absicherung einer weitgehenden Stickstoffelimination (Nitrifikation und Denitrifikation) zu wählen. Folgende Änderungen wurden daher vorgenommen:

- ➔ Schlammalterermittlung gemäß DWA-A 131 (2016), Mindestschlammalter: 10 Tage
- ➔ Berücksichtigung des tatsächlichen täglichen Temperaturverlaufs zwischen 8 °C und 22 °C (siehe Abbildung 71)

Das Ergebnis zeigt Abbildung 76.

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

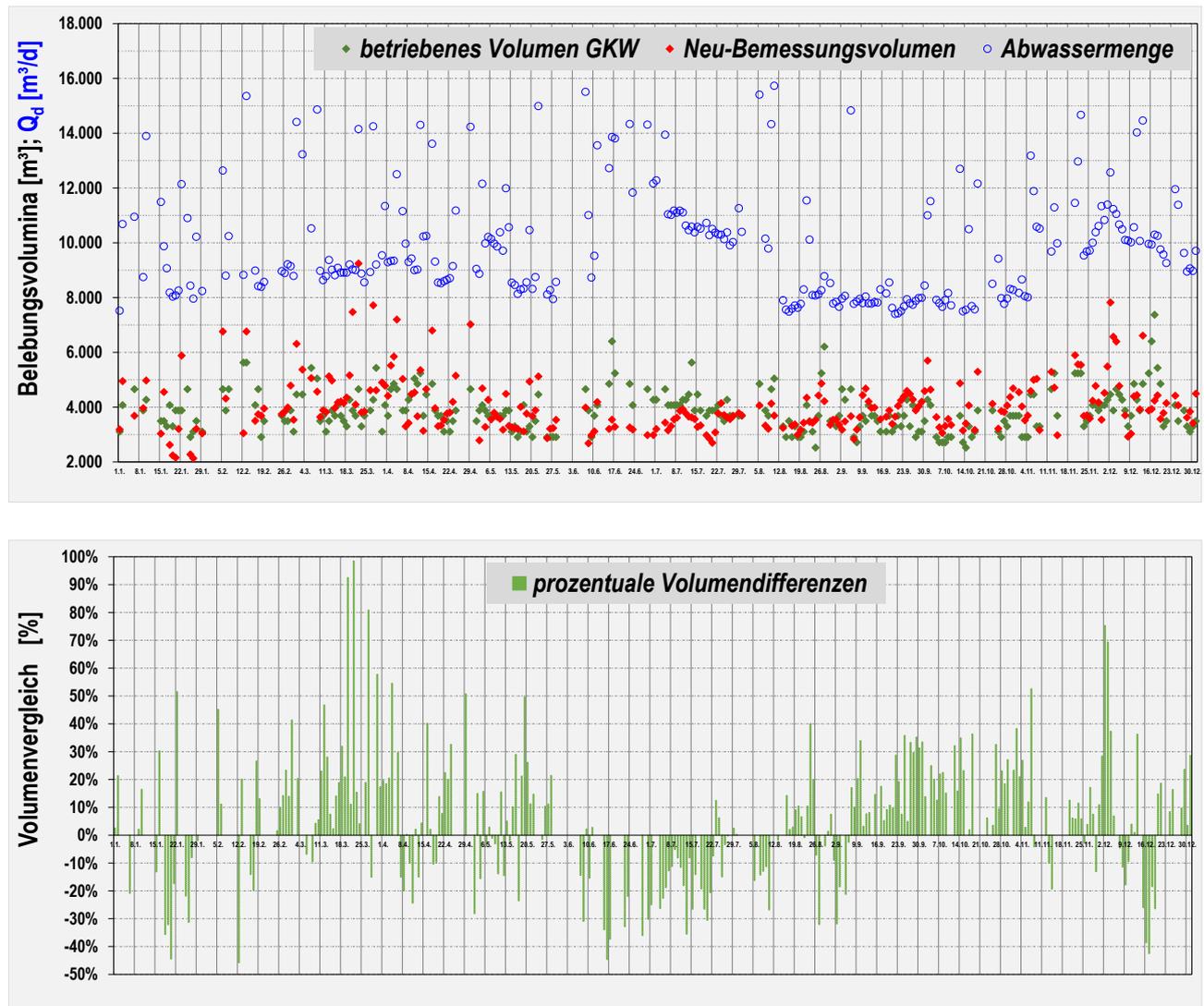


Abbildung 76: Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 10$ d

Unter den veränderten Randbedingungen liegen die zu vergleichenden Volumina nun auf einem sehr ähnlichen Niveau. Medianwert und Mittelwert der Volumendifferenzen zwischen $V_{NEU-BEMESSUNG}$ und $V_{BETRIEB}$ liegen identisch bei ca. 6 %. Bei einer Erhöhung des Mindestschlammalters auf 12 d (auf die zugehörige Abbildung wird an dieser Stelle verzichtet) erhöhen sich diese Werte auf knapp 17 %. Auf eine weitere Interpretation wird an dieser Stelle noch verzichtet, da der Ansatz des auf der Kläranlage realisierten Denitrifikationsvolumenanteils am gesamten Belebungsvolumen von konstant 0,38 dazu führt, dass in der Neu-Bemessung das Nitratangebot und die Sauerstoffzehrung nicht übereinstimmen.

Daher wird nun in der nachfolgenden Berechnung (Abbildung 77) diesem Umstand Rechnung getragen und nicht mehr der konstante und vor Ort vorhandene Denitrifikationsvolumenanteil am gesamten Belebungsvolumen von 0,38 berücksichtigt, sondern gemäß den Vorgaben des DWA-A 131 (2016) der Denitrifikationsvolumenanteil im Spektrum zwischen

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

20 % und 60 % iterativ verändert, bis Nitratangebot und Sauerstoffzehrung übereinstimmen. Des entspricht auch insofern eher realer Bemessungspraxis, da üblicherweise zum Zeitpunkt einer Anlagenneubemessung keine Volumenverhältnisse zu berücksichtigen sind. Für die nachfolgende Ergebnisdarstellung wurden nur die Bemessungs-Trockenwettertage berücksichtigt, an denen der Iterationsvorgang einen Quotienten von 1,0 ($\pm 2\%$) ergab. Dadurch reduzierte sich die Anzahl der betrachteten Trockenwettertage auf 199.

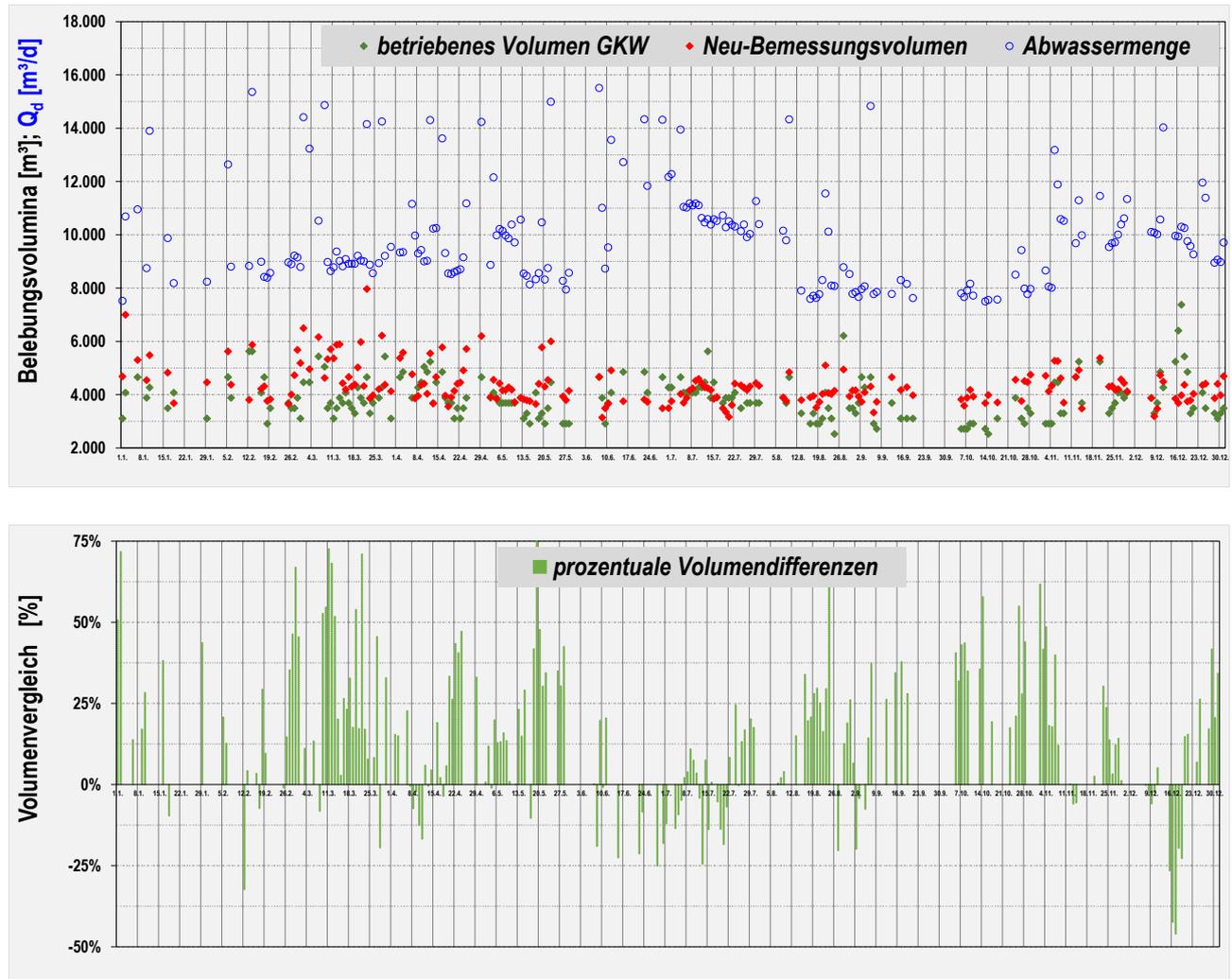


Abbildung 77: Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 12$ d, V_D iterativ ermittelt

Medianwert und Mittelwert der Volumendifferenzen zwischen $V_{NEU-BEMESSUNG}$ und $V_{BETRIEB}$ liegen bei etwa 15 % bis 16 %. Außerdem ist festzustellen, dass die Spanne der ermittelten Volumendifferenzen geringer ist als bei den vorherigen Berechnungen.

Ein weiterer, in dieser Bemessungsbetrachtung bislang noch nicht berücksichtigter Aspekt betrifft das Steuerungsregime des GWK Nordkanal, das in Tabelle 11 dargestellt ist und zu den täglichen Belebungsvolumina in Abbildung 63 führte. In diesem Steuerungsregime sind zwei Bedingungen enthalten, die die Ablaufkonzentration von NH_4-N und P_{GES} betreffen. Demnach werden alle vier Beckenstraßen bei einer NH_4-N -Ablaufkonzentration

> 2 mg/l oder einer P_{GES} -Ablaufkonzentration > 0,7 mg/l in Betrieb genommen zuzüglich weiterer Abstufungen.

Den stationären Neubetrachtungen gemäß DWA-A 131 (2016) liegt ein $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswert von 5 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ zu Grunde, der in den Prozessfaktor PF eingeht. Eine weitergehende Berücksichtigung der Ablaufsituation ist nicht vorgesehen. Deswegen wurde im Anschluss die Bestimmung des täglichen Belebungsvolumens (siehe Abbildung 64) wiederholt, diesmal unter Außerachtlassung der zwei Ablaufbedingungen im Steuerungsregime. Daraus ergibt sich das nachfolgende Bild.

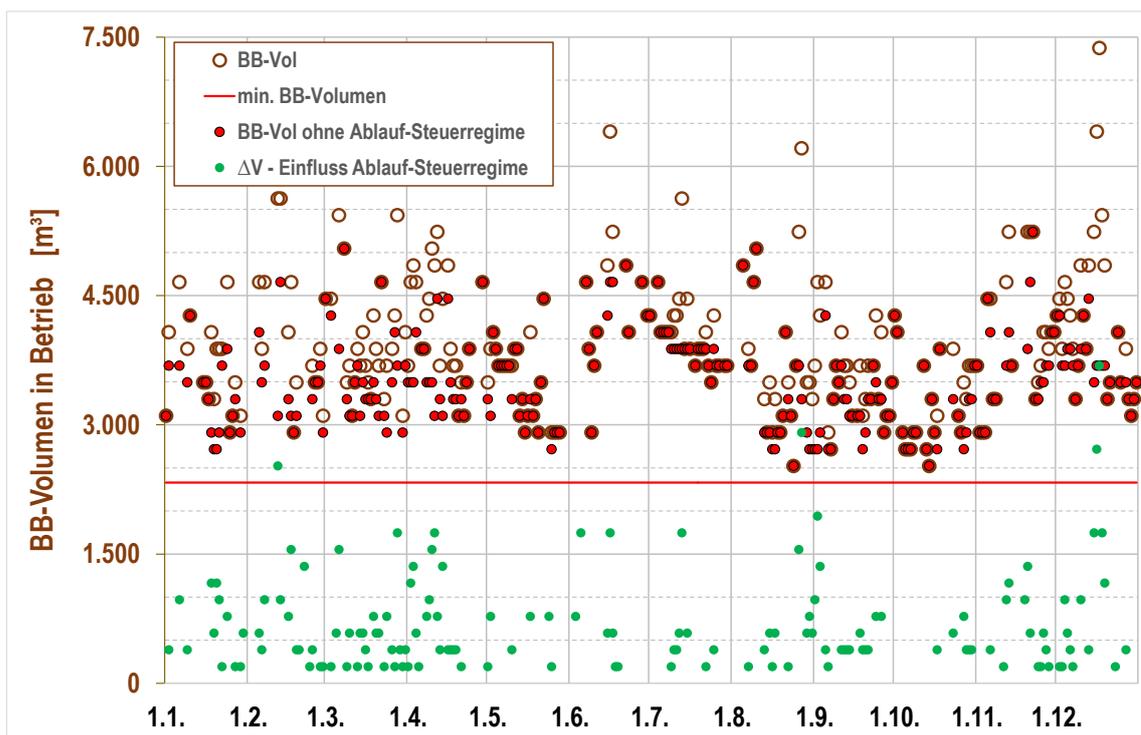


Abbildung 78: Einfluss des Ablauf-Steuerungsregimes auf das täglich erforderliche Beckenvolumen bei Trockenwetterzulauf

An 129 der 256 und somit ca. der Hälfte der Trockenwettertage wäre ein kleineres Belebungsbeckenvolumen erforderlich gewesen. Das minimal in Betrieb befindliche tägliche Belebungsbeckenvolumen beträgt demnach 2.523 m³, das maximal im Betrieb erforderliche tägliche Belebungsbeckenvolumen beträgt 5.239 m³. Es lässt sich resümieren, dass im Mittel der 256 Trockenwettertage 3.527 m³ Belebungsbeckenvolumen im Betrieb erforderlich gewesen wären.

Das minimal in Betrieb befindliche tägliche Belebungsbeckenvolumen betrug demnach an 2.523 m³, das maximal in Betrieb befindliche tägliche Belebungsbeckenvolumen betrug 7.374 m³. Es lässt sich resümieren, dass im Mittel der 256 Trockenwettertage 3.869 m³ Belebungsbeckenvolumen in Betrieb waren.

Dieser Sachverhalt wird nun in die Bemessungsberechnungen integriert und führt zu dem in der nachfolgenden Abbildung 79 dargestellten Ergebnis.

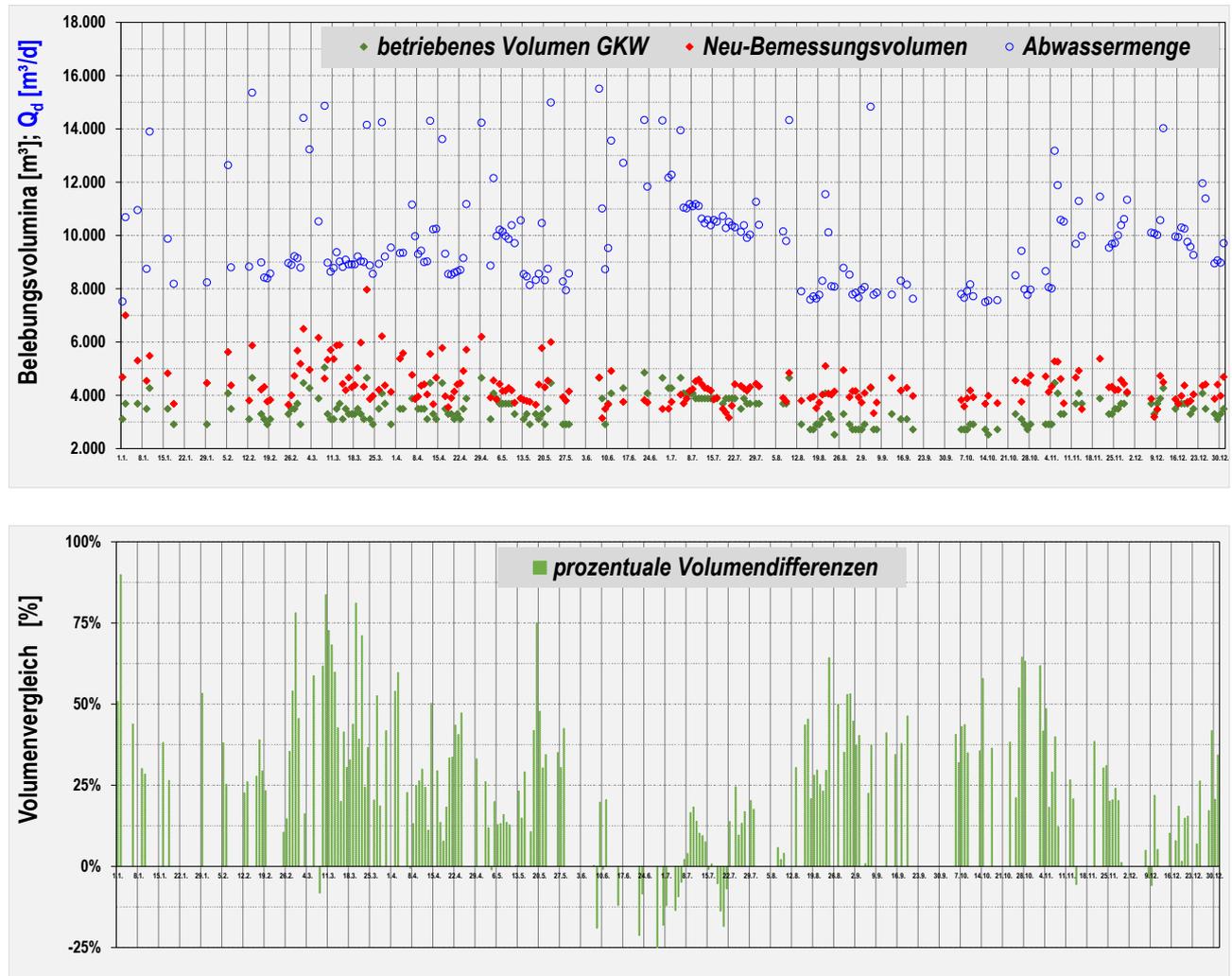


Abbildung 79: Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 12$ d, V_D iterativ ermittelt, ohne Ablauf-Steuerungsregime

Medianwert und Mittelwert der Volumendifferenzen zwischen $V_{NEU-BEMESSUNG}$ und $V_{BETRIEB}$ liegen bei ca. 25 % bis 26 %. Außerdem ist eine Ergebnisverschiebung dahingehend festzustellen, dass sich der Anteil negativer Volumendifferenzen (d.h. $V_{BETRIEB} > V_{NEU-BEMESSUNG}$) mehr als halbiert hat und nun bei ca. 12 % gegenüber vorher 25 % liegt.

Als letzte Anpassung an reale und praxisorientierte Verhältnisse auf dem GWK Nordkanal wurde die Erkenntnis des Betriebspersonals berücksichtigt, dass die maximale hydraulische Trockenwettermenge mit 16.000 m³/d zu hoch angesetzt ist und bei eindeutigem Trockenwetter erfahrungsgemäß eine Zulaufmenge von 10.000 m³/d nicht überschritten wird. Dieser Umstand wurde nun im letzten Bemessungsgang in Abbildung 80 berücksichtigt, der nunmehr den realen Verhältnissen am nächsten kommt. Dadurch reduzierte sich die Anzahl der betrachteten Trockenwettertage auf 118.

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

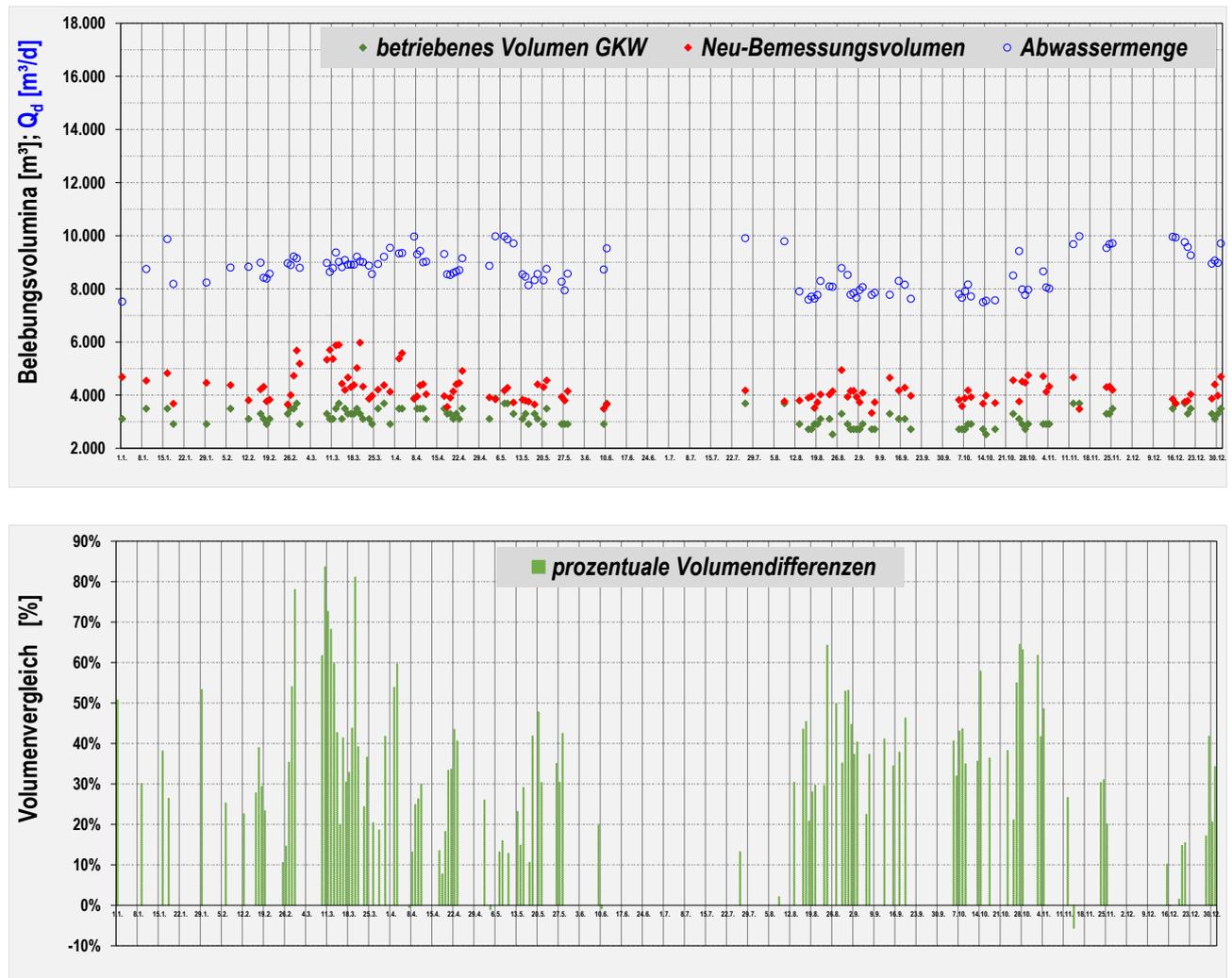


Abbildung 80: Bemessungsvergleich: Variante $t_{TS} \geq 12$ d, V_D iterativ ermittelt, ohne Ablauf-Steuerungsregime, max TW = 10.000 m³/d

Medianwert und Mittelwert der Volumendifferenzen zwischen $V_{NEU-BEMESSUNG}$ und $V_{BETRIEB}$ liegen identisch bei ca. 34 %. Die Spanne der ermittelten Volumendifferenzen (-6 % bis 84 %) ist nunmehr nochmals deutlich geringer als bei den vorherigen Berechnungen. Auch hier ist erneut festzustellen, dass sich der Anteil negativer Volumendifferenzen (d.h. $V_{BETRIEB} > V_{NEU-BEMESSUNG}$) auf nunmehr 4 % reduziert.

Alle Ergebnisse der vorgestellten Berechnungsvarianten sind statistisch in der folgenden Abbildung 81 zusammengefasst.

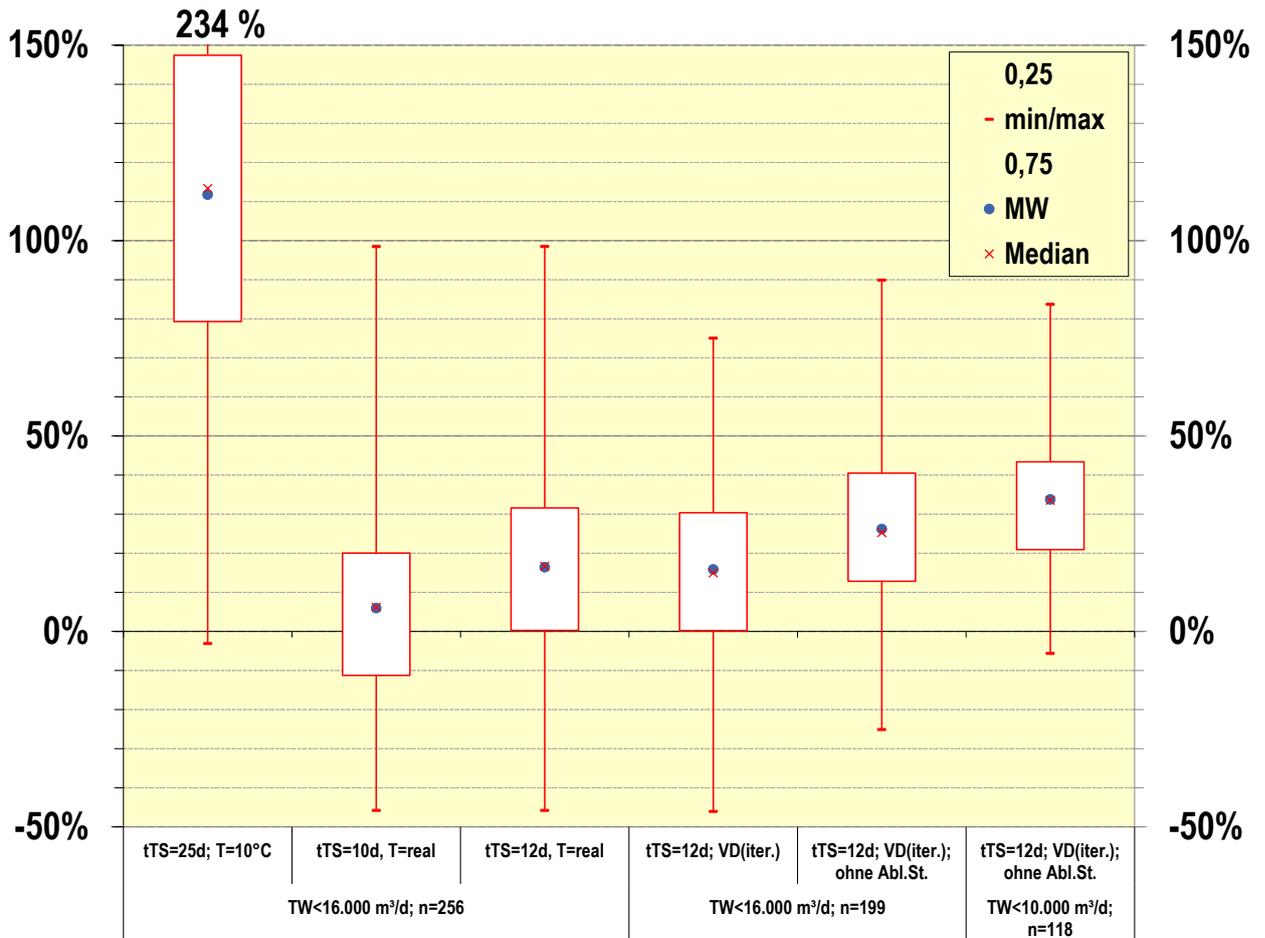


Abbildung 81: Box-Whisker-Darstellung der durchgeführten Bemessungsvergleiche

Der Vergleich zeigt die Entwicklung der Statistikdaten entlang der durchgeführten Bemessungsvergleiche. Sowohl die Spanne der Extremwerte als auch die Spanne der Box-Werte wird zunehmend kleiner und verschieben sich dabei deutlich in den positiven Prozentbereich, so dass im letzten (rechten) Bemessungsvergleich nur noch 5 von 118 Volumenvergleichswerten eine negative Differenz ergaben.

Für diese letzte Bemessungsvariante sind in der nachfolgenden Abbildung 82 die iterierten Denitrifikationsvolumenanteile als Unterschreitungshäufigkeit dargestellt.

Dabei zeigt sich, dass an etwa einem Drittel der 118 Bemessungstage ein größerer Denitrifikationsvolumenanteil als die gegenwärtig vorhandenen 38 % bemessungstechnisch erforderlich wäre.

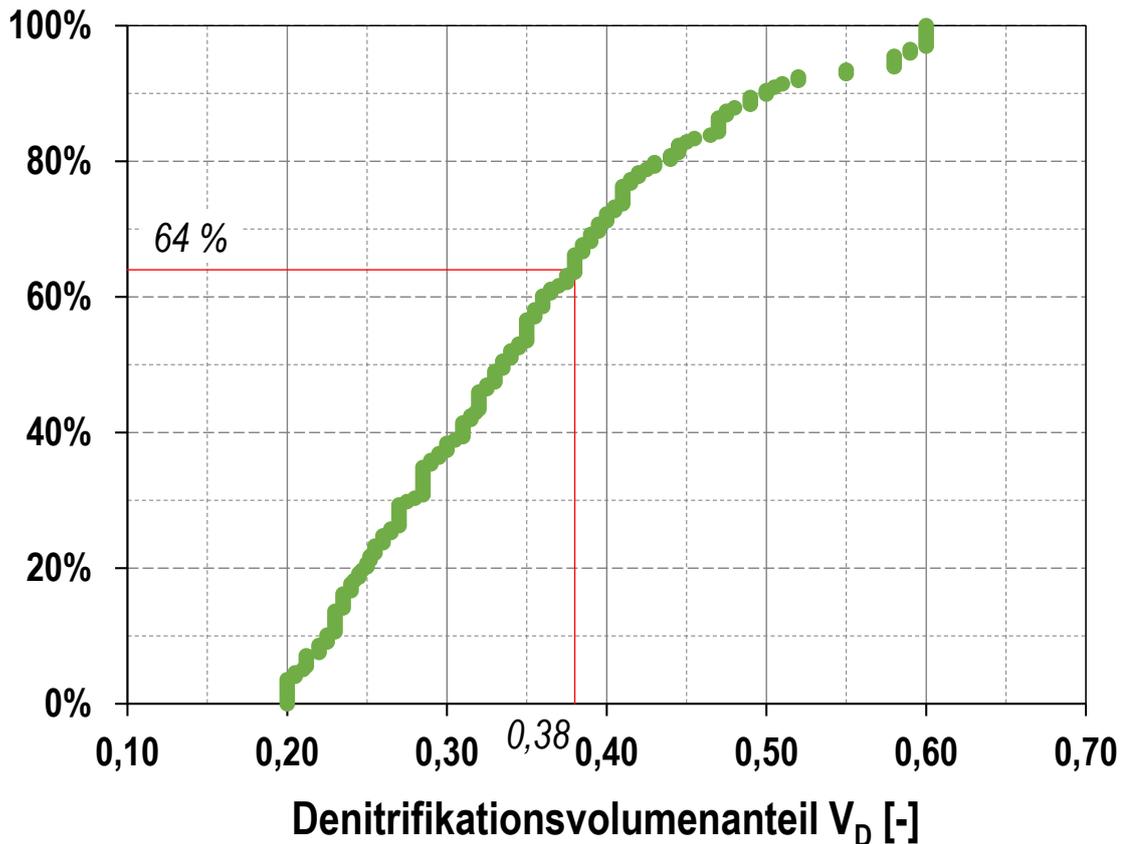


Abbildung 82: Unterschreitungshäufigkeit der in der Bemessungsiteration ermittelten Denitrifikationsvolumenanteile

Im nachfolgenden Box-Whisker-Diagramm sind für die drei Bemessungsvergleiche, bei denen der Denitrifikationsvolumenanteil DWA-gemäß iterativ ermittelt wurde die entsprechenden statistischen Werte als Belebungsvolumen in $[m^3]$ dargestellt (Abbildung 83).

Für den letzten durchgeführten Bemessungsvergleich, der als realistischste und fachlich sinnvollste Variante angesehen wird, ergaben sich dabei anlagenspezifisch für das GWK Nordkanal nahezu übereinstimmende Median- und Mittelwerte von ca. $1.000 m^3$ bei einer Box-Spanne zwischen $700 m^3$ und $1.300 m^3$.

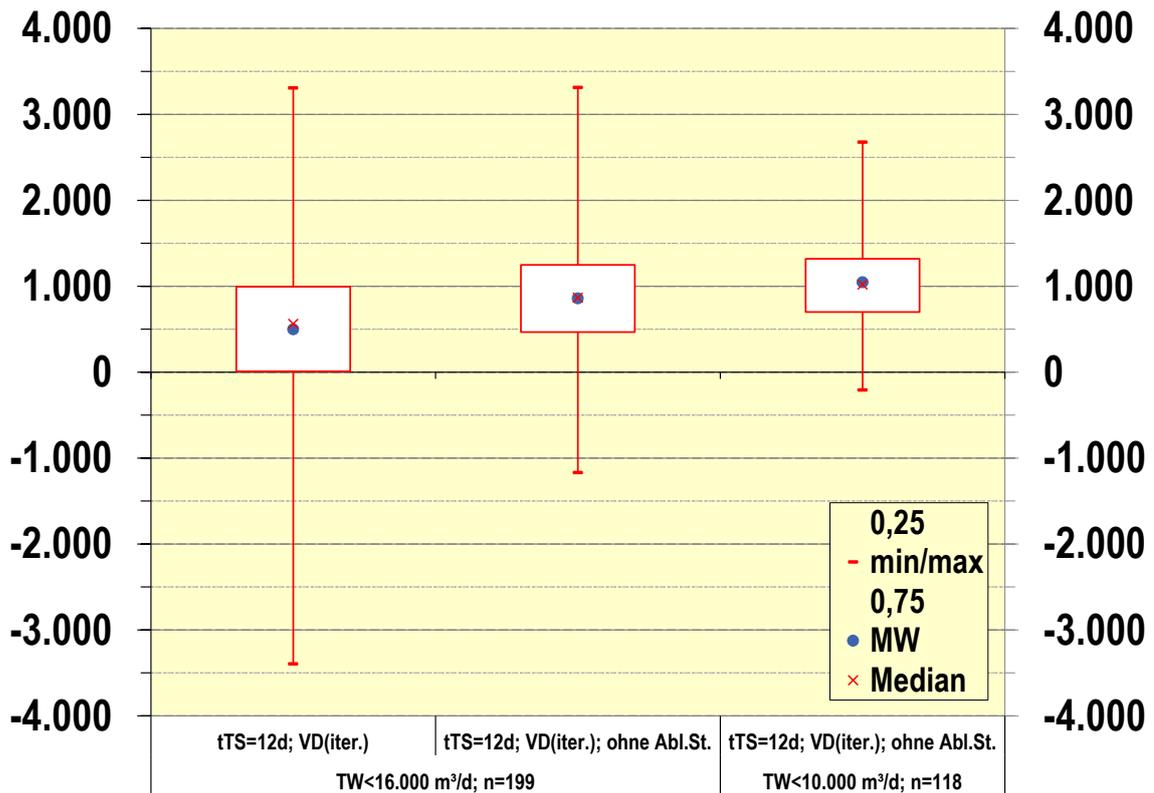


Abbildung 83: Box-Whisker-Darstellung der durchgeführten Bemessungsvergleiche, dargestellt als Belebungsvolumen [m³]

Diese Zahlen beziffern dasjenige Belebungsvolumen, um welches unter Trockenwetterbedingungen die in Nordkanal vorhandene Belebungsstufe im Vergleich zum aktuellen Technischen Regelwerk (DWA-A 131; 2016), eigentlich zu klein ist, es sei denn, es gäbe Hinweise auf zusätzliche Reinigungseffekte im Belebungs teil des GWK Nordkanal (Festbettwirkung der Membranoberflächen, positiver Einfluss kleinerer Flockenstruktur, Granularschlamm bildung).

Als ein solcher Hinweis wird das Ergebnis dieses Bemessungsvergleiches angesehen. Es entspricht rund 11 % des gesamten vorhandenen Belebungsvolumens.

Dabei ist einschränkend hinzuzufügen, dass eine vergleichbare Untersuchung an einer ähnlichen klassifizierten Kläranlage mit konventionellem Belebungsverfahren noch nicht durchgeführt wurde.

3.6 Dynamische Simulation

3.6.1 Einführung

Das lange Zeit am meisten verwendete Simulationsmodell zur Modellierung biologischer Prozesse in Belebungsanlagen ist das Activated Sludge Model No.1 der IAWQ (HENZE et

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

al. 1987), kurz genannt ASM1. Das ASM1 beinhaltet keine Modellierung der vermehrten biologischen Phosphorelimination. Es folgten die Modelle ASM 2d (inkl. vermehrter biologischer Phosphorelimination) und ASM 3 (ohne vermehrte biologische Phosphorelimination). Mittlerweile hat sich nach weiteren, kleineren Optimierungsschritten das Modell ASM3h nach den Vorgaben der Hochschulgruppe (HSG) „Simulation“ in der computergestützten Anwendung bewährt und durchgesetzt. Auch das ASM3h beinhaltet keine Modellierung der vermehrten biologischen Phosphorelimination. Das vollständige Modell ist Abbildung 84 zu entnehmen.

	SO	SS	SNH	SNO	SN2	SALK	SI	XI	XS	XH	XSTO	XA	XMI	Rate
p1	0	1 - fSI	c1n	0	0	c1a	fSI	0	-1	0	0	0	0	$Kh20 \beta_{04} \frac{XS}{XH} \frac{1}{KX + \frac{XS}{XH}} XH$
p2	$Y_{STO_{aer}} - 1$	-1	c2n	0	0	c2a	0	0	0	0	$Y_{STO_{aer}}$	0	0	$k_{sto} \frac{SO}{KHO2 + SO} \frac{SS}{KHSS + SS} XH$
p3	0	-1	c3n	c3no	-1	c3a	0	0	0	0	$Y_{STO_{max}}$	0	0	$k_{sto} \frac{etaHNO3}{KHO2 + SO} \frac{SS}{KHSS + SS} \frac{SNO}{KHNO3 + SNO} XH$
p4	$1 - \frac{1}{YH_{aer}}$	0	c4n	0	0	c4a	0	0	0	1	$\frac{-1}{YH_{aer}}$	0	0	$\frac{muH}{KHO2 + SO} \frac{SNH}{KHNH4 + SNH} \frac{SALK}{KHALK + SALK} \frac{XSTO}{XH} \frac{1}{KHSTO + \frac{XSTO}{XH}} XH$
p5	0	0	c5n	c5no	-1	c5a	0	0	0	1	$\frac{-1}{YH_{max}}$	0	0	$\frac{muH \ etaHNO3}{KHO2 + SO} \frac{SNH}{KHNH4 + SNH} \frac{SALK}{KHALK + SALK} \frac{XSTO}{XH} \frac{1}{KHSTO + \frac{XSTO}{XH}} \frac{SNO}{KHNO3 + SNO} XH$
r6-1	(1 - fXI)	0	c6n	0	0	c6a	0	fXI	0	-1	0	0	0	$bH \frac{SO}{KHO2 + SO} XH$
r7	0	0	c7n	c7no	-1	c7a	0	fXI	0	-1	0	0	0	$bH \ \eta_{aer} \frac{KHO2}{KHO2 + SO} \frac{SNO}{KHNO3 + SNO} XH$
r8	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	$bH \frac{SO}{KHO2 + SO} XSTO$
r9	0	0	0	c9no	-1	c9a	0	0	0	0	-1	0	0	$bH \ \eta_{aer} \frac{KHO2}{KHO2 + SO} \frac{SNO}{KHNO3 + SNO} XSTO$
r10	$\frac{-64}{14} \frac{1}{YA} + 1$	0	c10n	c10no	0	c10a	0	0	0	0	0	1	0	$\frac{muAUT}{KNO2 + SO} \frac{SNH}{KNNH4 + SNH} \frac{SALK}{KNALK + SALK} XA$
r11-1	(1 - fXI)	0	c11n	0	0	c11a	0	fXI	0	0	0	-1	0	$\frac{bAUT}{KHO2 + SO} XA$
r12	0	0	c12n	c12no	-1	c12a	0	fXI	0	0	0	-1	0	$\frac{bAUT \ \eta_{aer} \ Nend}{KHNO3 + SNO} \frac{KHO2}{KHO2 + SO} XA$
r13	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	$fTs \ akl_{a20} (SO_{sat} - SO)$
ThOD	-1	1	0	$\frac{-64}{14}$	$\frac{-24}{14}$	0	1	1	1	1	1	1	0	Theoretical oxygen demand
COD	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	total COD
N	0	iNSS	1	1	1	0	iNSI	iNXI	iNXS	iNBM	0	iNBM	0	total N content
N diss	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	total dissolved N
TKN	0	iNSS	1	0	0	0	iNSI	iNXI	iNXS	iNBM	0	iNBM	0	TKN content
P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	total P content
TSS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	TSS content
Buffer	0	0	$\frac{-1}{14}$	$\frac{1}{14}$	0	1	0	0	0	0	0	0	0	ionic charge
SX	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	
aTS	0	0	0	0	0	0	0	0.75	0.75	0.9	0.6	0.9	1	
Default	0.1	100	16	0	0	5	30	25	35	250	1	50	50	

Abbildung 84: Belebtschlammmodell ASM3h

Entsprechende Programme wurden von verschiedenen Institutionen entwickelt, z.B. A-111 der Fa. Aqua System/Schweiz, SIMBA des Institutes für Automation und Kommunikation (ifak), Magdeburg, DENISIM des ISAH/Universität Hannover, um nur eine Auswahl zu nennen. Im vorliegenden Projekt wird die aktuelle SIMBA-Version, Produktname „SIMBA#2.0“, des ifak verwendet.

Die dynamische Simulation des GWK Nordkanal sollte in folgenden Schritten erfolgen:

- Variante 1
 - Modellierung als Belebungsverfahren; einstraßige Belebung (Simulation 1_BB):
 - ein Denitrifikations- und ein Nitrifikationsbecken
 - die Membranmodule werden als eine ideale Nachklärung, also ohne Feststoffabtrieb aus der Nachklärung in das Vorflutgewässer, abgebildet
 - das Steuerungsregime (Kap. 3.2.3) der Anlage wird vernachlässigt

- Variante 2
 - Modellierung als Belebungsverfahren; vierstraßige Belebung (Simulation 2_BB):
 - vier Denitrifikations- und vier Nitrifikationsbecken
 - die Membranmodule werden als eine ideale Nachklärung abgebildet
 - das Steuerungsregime (Kap. 3.2.3) der Anlage wird berücksichtigt
- Variante 3
 - Modellierung als MBR-Verfahren; vierstraßige MBR-Anlage(Simulation 3_MBR):
 - mit Hilfe in SIMBA#2.0 integrierter MBR-Modellblöcke
 - das Steuerungsregime (Kap. 3.2.3) der Anlage wird berücksichtigt

Im Anschluss an die jeweilige Modellierung sollen anhand der Betriebsdaten des GWK Nordkanal aus dem Jahr 2016 die Modelle bestmöglich kalibriert und miteinander verglichen werden. Als Eingangsdaten in die Simulation werden jeweils verwendet:

- Zulaufwassermenge,
- Zulaufkonzentrationen der Abwasserparameter (CSB, TKN),
- Temperatur in der Belebungsstufe,
- der Feststoffgehalt in der Belebungsstufe,
- die tägliche Überschussschlammmenge.

Bezüglich der Wirkungsweise der mechanischen Reinigungsstufe, die keinerlei biologische Prozesse enthält, wurde für die Reduktion spezieller Zulauffraktionen auf Daten zurückgegriffen, die in früheren Projekten des Erftverbandes ermittelt worden waren. Im Einzelnen wurden folgende Reduktionen angenommen:

- X_i, X_{mi} : 33%
- X_h, X_{sto} : 25%
- S_{NH} : 5%
- S_i, S_s, X_s : unverändert

3.6.2 Modellierung als einstraßige Belebung (Variante 1)

Nachstehend sind die Modelle für einen einstraßigen (Abbildung 85 und Abbildung 86) der MBR GWK Nordkanal gezeigt.

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

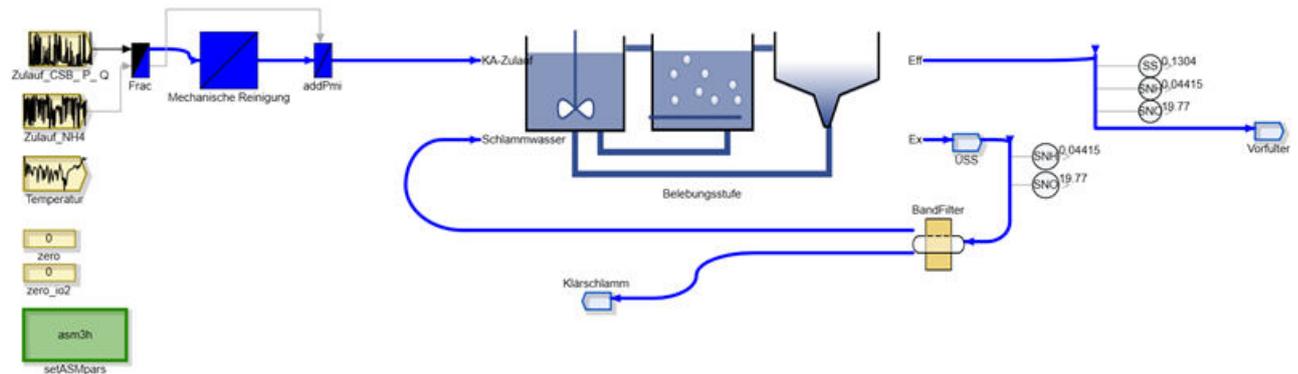


Abbildung 85: Simulation1_BB, Gesamtansicht der Kläranlage

Im Zentrum des Modells ist die einstraßige Belebungsstufe, hydraulisch betrachtet als sog. „volldurchmischter Reaktor“, zu erkennen, die für das Modell gemäß ihrer Längsgeometrie in vier Kaskadenabschnitte, sowohl für die unbelüftete als auch für die belüftete Beckenzone, unterteilt wurde (siehe Detaillierung in Abbildung 86). Dadurch wird im Ansatz auch der Effekt eines hydraulischen Rohrreaktors dargestellt.

Ergänzend sei bemerkt, dass der Sauerstoffgehalt in der belüfteten Belebungsstufe im Mittel mit 0,5 mg/l bis 1,0 mg/l eingestellt wurde.

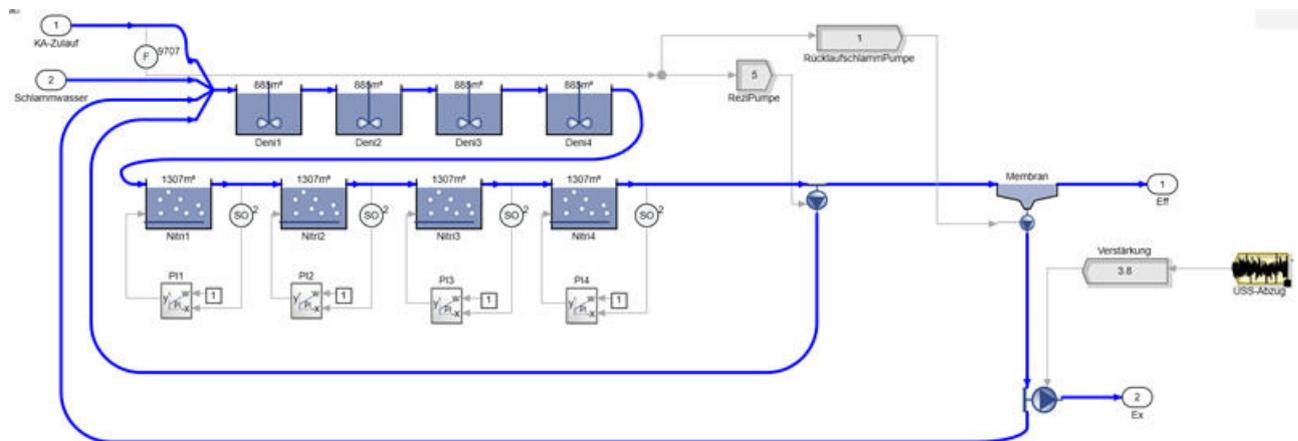


Abbildung 86: Simulation1_BB, biologische Reinigungsstufe

Die Kalibrierung der Modelle erfolgt anhand des Vergleiches der simulierten Modellwerte mit den realen Betriebsdaten der 2-Std.-Mischproben. Hierfür werden folgende Parameter herangezogen:

- Ablaufkonzentrationen der Abwasserparameter (CSB, NH₄-N, NO₃-N und N_{GES,anorg.}),
- der Feststoffgehalt in der Belebungsstufe.

Die Ergebnisse der Kalibrierung des Modells Simulation 1_BB können den nachfolgenden Diagrammen entnommen werden (siehe Abbildung 87 bis Abbildung 90).

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

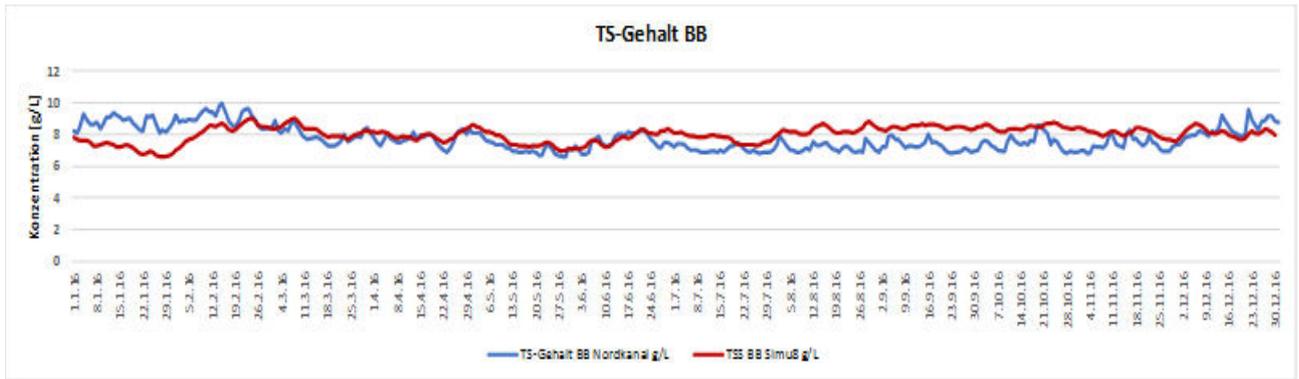


Abbildung 87: Simulation 1_BB, Anpassung des Feststoffgehaltes in der Belebungsstufe

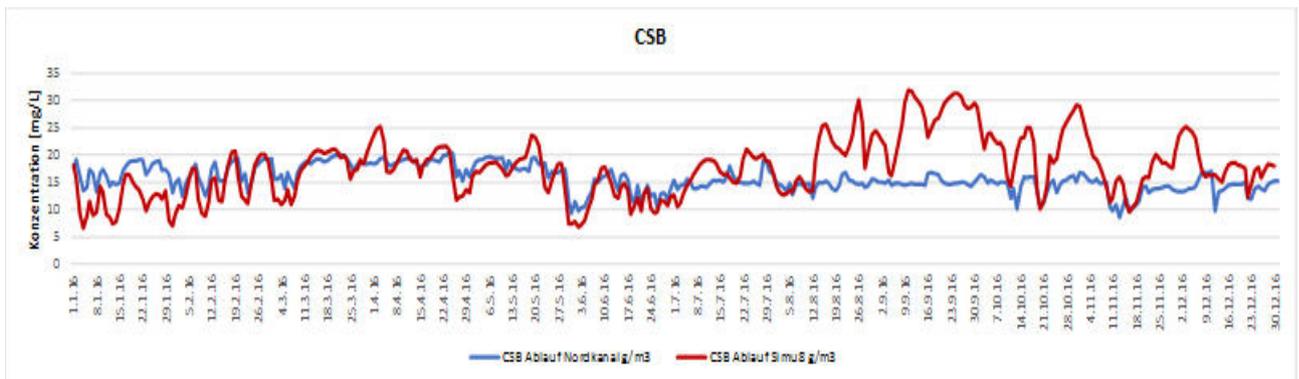


Abbildung 88: Simulation 1_BB, Anpassung der CSB-Konzentration im KA-Ablauf

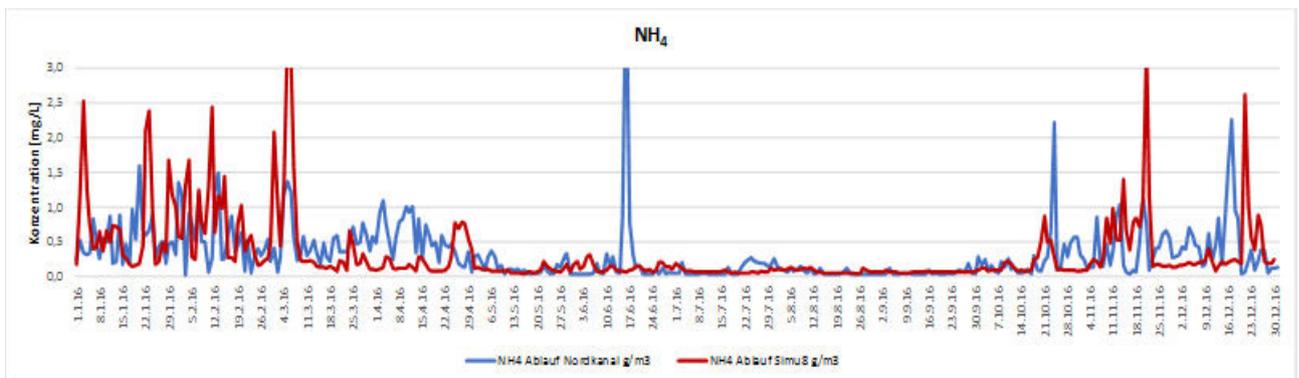


Abbildung 89: Simulation 1_BB, Anpassung der NH4-Konzentration im KA-Ablauf

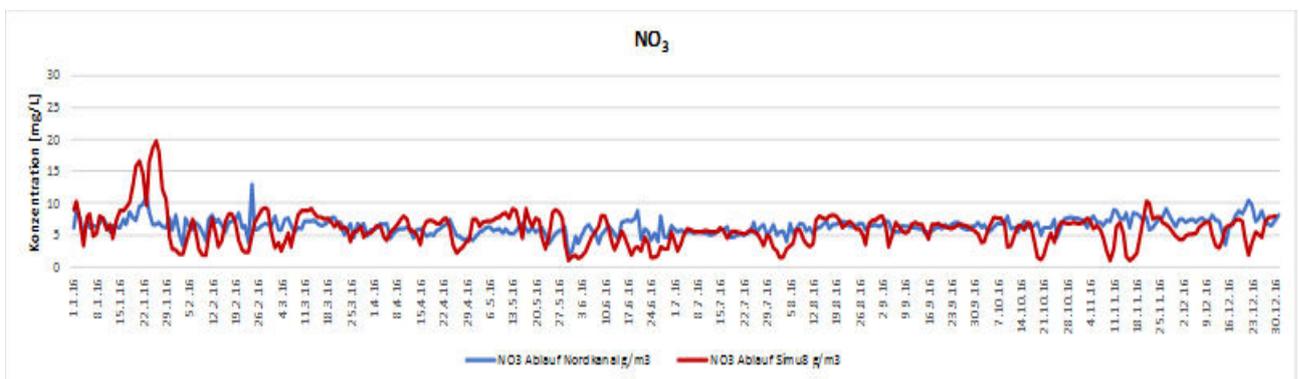


Abbildung 90: Simulation 1_BB, Anpassung der NO3-Konzentration im KA-Ablauf

Die Abbildungen lassen zwar in weiten Teilen eine gute Übereinstimmung zwischen realen und simulierten Werten erkennen, jedoch muss konstatiert werden, dass die reale und die simulierte Überschussschlammabzugsmenge nicht übereinstimmen, sondern sich deutlich voneinander unterscheiden. Die simulierten Werte sind um den Faktor 3,5 zu groß. Dies kann insofern nicht überraschen, da das Modell der Variante 1 permanent von einem maximalen Belebungsbeckenvolumen von 9.314m^3 ausgeht. Gemäß Betriebsdatenauswertung ergibt sich jedoch ein mittleres jährliches Belebungsbeckenvolumen von 4.716 m^3 , was nahezu exakt der Hälfte des verfügbaren Belebungsbeckenvolumens auf dem GWK Nordkanal entspricht.

Ungeachtet der deutlichen Abweichung der Überschussschlammabzugsmengen ist folgendes zu der sonst guten Übereinstimmung zwischen realen und simulierten Werten anzumerken: sie gilt für das generelle numerische Niveau der simulierten Parameter, als auch für den Verlauf der Extrema in vielen Passagen der Jahresverläufe. Für die beiden dargestellten Stickstoffparameter trifft dies im gesamten Jahresverlauf zu. Für die CSB-Ablaufkonzentration und den Feststoffgehalt in der Belebung trifft dies jedoch nur in der ersten Jahreshälfte zu. In der zweiten Jahreshälfte kommt es hier zu deutlichen Abweichungen (simulierter CSB-Gehalt und simulierter Feststoffgehalt sind jeweils zu hoch). Als Grund dafür wird die seit Jahresmitte begonnene Dosierung pulverisierter Aktivkohle (PAK) in die Belebungsstufe vermutet. Daraus resultiert eine zusätzliche adsorptive (nicht biologische) Entfernung des CSB. Dies wird in der Simulation nicht „erkannt“ und aus der ohnehin im Zeitraum Juli bis November 2016 erhöhten Zulauffracht (Abbildung 59) resultiert dann wiederum ein erhöhter Feststoffgehalt. Auf diesen Sachverhalt wird auch in den weiteren Simulationsvarianten zu achten sein.

3.6.3 Modellierung als vierstraßige Belebung (Variante 2)

Nachstehend sind die Modelle für einen vierstraßigen (Abbildung 91 und Abbildung 92) Aufbau der Kläranlage gezeigt. Zu erkennen ist in Abbildung 91 im Unterschied zu Abbildung 85 ein Steuerungsbaustein, um die Steuerungsregime für die Befüllung auf die vier Belebungsbecken (Kap. 3.2.3) zu berücksichtigen.

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

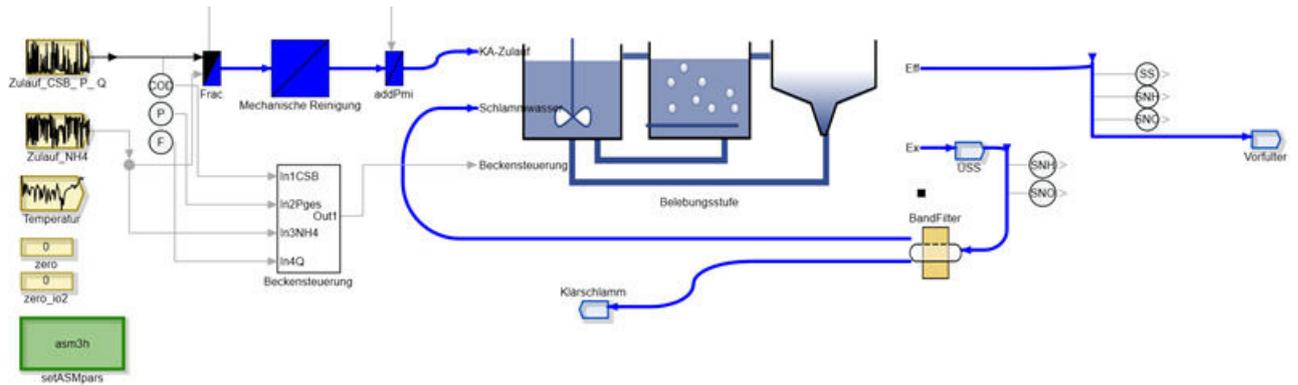


Abbildung 91: Simulation 2_BB, Gesamtansicht der Kläranlage

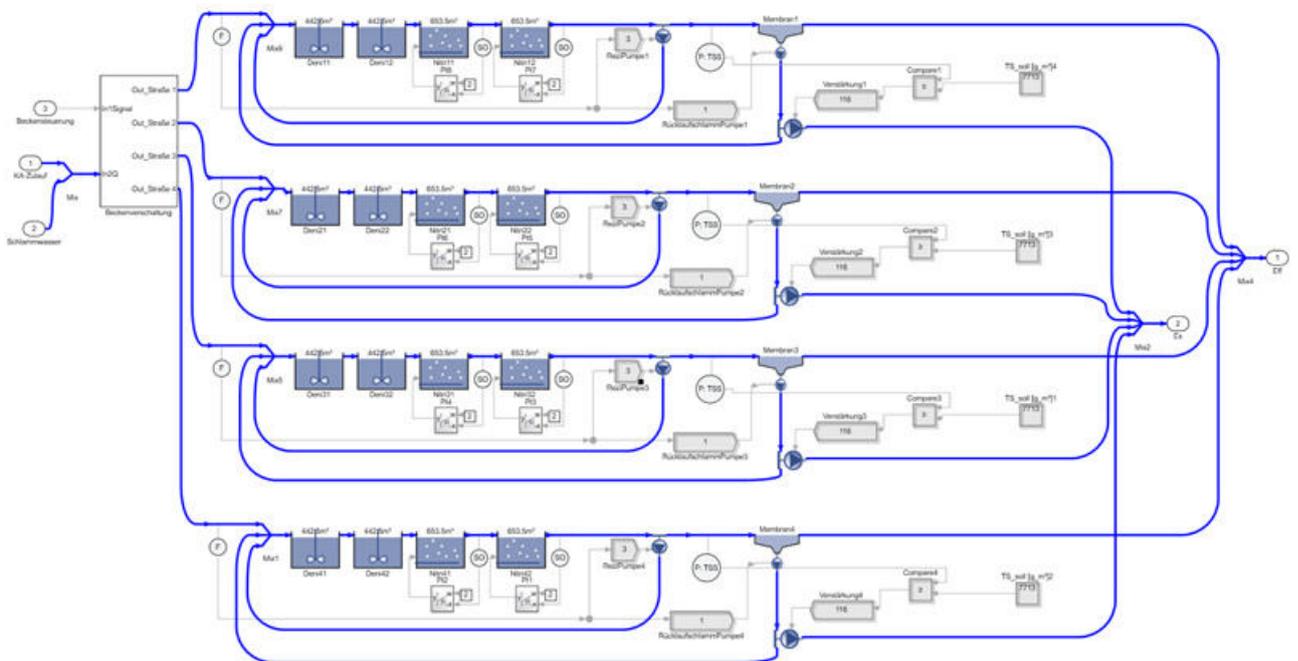


Abbildung 92: Simulation 2_BB, biologische Reinigungsstufe

Im Weiteren sollte die Kalibrierung des Modells Simulation 2_BB erfolgen. Hier wurde aufgrund der im Allgemeinen besseren Modelldarstellung der realen Kläranlage eine bessere Anpassung der simulierten Ablaufwerte auf die realen Ablaufkonzentrationen erwartet. Außerdem war davon ausgegangen worden, aufgrund der Aufteilung in vier Straßen den Betrieb der Kläranlage und somit auch weitere Betriebsparameter wie z.B. die Überschussschlammmenge besser abbilden zu können.

Diese Arbeiten führten bedauerlicherweise zu keinem verwertbaren Ergebnis. Grund dafür war, das komplexe Steuerungsregime der GWK Nordkanal in der exakten zeitlichen Abfolge der Inbetriebnahme und der Außerbetriebnahme einzelner Beckenstrassen für den betrachteten Zeitraum nicht nachvollziehen zu können. Zum einen erfolgt die planmäßige

Abfrage und die sich in der Folge daraus ergebende Beckenumschaltung durch das Steuerungsregime stündlich und damit häufiger als die Parameteranalytik, die auf der Datengrundlage von 2-Stunden-Analysen im Betriebstagebuch hinterlegt ist. Daher lassen sich die Betriebsstunden einzelner Beckenstrassen nicht korrekt nachvollziehen. Zum anderen konnte bei diversen Vor-Ort-Besuchen beobachtet werden, dass außerplanmäßig auch häufigere (als stündliche) Eingriffe des Steuerungsregimes stattfanden, ein Umstand, der jedoch anhand des Betriebstagebuches bzw. des digitalen Datenmaterials auch nicht nachvollzogen werden kann.

Daher wurden in Abstimmung mit dem Erftverband die Arbeiten mit der dynamischen Simulation an dem geschilderten Stand beendet.

3.7 Zusammenfassung zu den Bemessungsbetrachtungen

Während der letzten Betriebsjahre konnten sehr niedrige Ablaufkonzentrationen hinsichtlich der organischen Ablaufbelastungen und der Stickstoffbelastungen auf der MBR GWK Nordkanal verzeichnet werden. Aufgrund dessen entstand die Vermutung, dass neben der biologischen Abwasserreinigung mittels suspendierter Biomasse weitere zusätzliche Reinigungseffekte auftreten, die im Rahmen der Bemessung keine Berücksichtigung finden.

Vor diesem Hintergrund wurden vergleichende Betrachtungen der tatsächlichen Reinigungsleistung der Membranbelebungen nach dem aktuellen theoretischen Bemessungsansatz in Bezug auf die Zulauf- und Betriebsverhältnisse (Zulauffrachten, Abwassertemperatur, Raumbelastung, Schlammbelastung, Schlammalter) durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war es, Hinweise und Erkenntnisse zu sammeln, die diese Vermutung bestätigen und möglicherweise eine Quantifizierung dieser Effekte erlauben.

Die vergleichenden Betrachtungen wurden auf zweierlei Weise durchgeführt. Zum einen wurde das GWK Nordkanal stationär auf der Grundlage des Arbeitsblattes-A 131 (DWA 2016) nachbemessen. Zum zweiten wurde versucht, die MBR GWK Nordkanal in einer dynamischen Simulation in verschiedenen Varianten abzubilden.

Im Vorfeld dieser vergleichenden Betrachtungen wurde eine ausführliche Auswertung der zur Verfügung gestellten Betriebsdaten des Jahres 2016 durchgeführt. Wesentliche Erkenntnisse hieraus sind:

- ➔ Die Schmutzstoffbelastung des Abwasserzulaufes zum MBR GWK Nordkanal im Jahre 2016 lag bei Ansatz der jeweiligen 85 % - Fraktile unterhalb der Bemessungsfrachten aus dem Jahre 2002. Bezogen auf den Parameter CSB wird der Bemessungswert um ca. 15 % unterschritten, bezogen auf den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ wird der Bemessungswert exakt erreicht, bezogen auf den Parameter P_{GES} wird der Bemessungswert mit ca. 45 % sehr deutlich unterboten. Bezogen auf den Parameter

NH₄-N ist zu sagen, dass sich die Belastung der Anlage permanent, verglichen mit der Bemessungsfracht, auf einem sehr hohen Niveau befindet.

- ➔ Eine Auswertung der Belebungs volumina auf der Basis des installierten Steuerungsregimes ergibt ein minimal in Betrieb befindliches tägliches Belebungsbeckenvolumen von 2.523 m³ und andererseits ein maximal in Betrieb befindliches tägliches Belebungsbeckenvolumen von 9.314 m³ (Gesamtvolumen der Belebungsstufe). Im Jahresmittel waren 4.716 m³ Belebungsbeckenvolumen in Betrieb. Das entspricht nahezu exakt 50 % des verfügbaren Belebungsbeckenvolumens auf dem MBR GWK Nordkanal.
- ➔ Erkennbar wird bei Betrachtung des Verlaufes der CSB-Ablaufkonzentrationen der Einfluss der seit Mitte 2016 begonnenen PAK-Dosierung. Die CSB-Ablaufkonzentrationen verringern sich in der zweiten Jahreshälfte um einen mittleren Betrag von ca. 4 mg/l bis 5 mg/l.

Aus den Untersuchungen zur stationären Neu-Bemessung des MBR GWK Nordkanal kann folgendes resümiert werden:

Es wurden für alle Trockenwettertage des gesamten Jahres 2016 insgesamt sechs Bemessungsdurchläufe und Ergebnisvergleiche mit den real betriebenen Belebungs volumina durchgeführt. Dabei wurden neben der Variation von Schlammalter und Abwassertemperatur insbesondere die iterative Ermittlung des Denitrifikationsvolumenanteils, das Steuerungsregime sowie die maximale Trockenwetterwassermenge berücksichtigt. Letztlich ergab eine Neu-Bemessung mit den Ansätzen

- ➔ Mindestschlammalter: 12 Tage
- ➔ Ansatz des realen Temperaturverlaufes
- ➔ iterative Ermittlung des Denitrifikationsvolumenanteils
- ➔ Steuerungsregime ohne Berücksichtigung von Ablaufanforderungen
- ➔ maximale Trockenwetterwassermenge: 10.000 m³/d

eine mittlere Volumendifferenz von ca. 34 %, um die die vorhandene Belebungsstufe unterbemessen wäre.

Anlagenspezifisch für das GWK Nordkanal mit seinem steuerungsbedingt variablen Belebungs volumen entspricht dies einem mittleren Belebungs volumen von ca. 1.000 m³ unter Trockenwetterverhältnissen. Dies wiederum entspricht rund 11 % des gesamten vorhandenen Belebungs volumens.

Es war eingangs als Hinweis für das vermutete Auftreten zusätzlicher Reinigungseffekte formuliert worden, dass die stationären Neubetrachtungen mehrheitlich ein größeres erforderliches Belebungsbeckenvolumen ermitteln, als es faktisch an den betreffenden Bemessungstagen in Betrieb gewesen ist. Dieser Hinweis wurde nun durch die erläuterte bemessungstechnische Untersuchung gegeben, wobei einschränkend hinzuzufügen ist, dass eine vergleichbare Untersuchung unter Verwendung des DWA-A 131 (2016) an einer ähnlich klassifizierten Kläranlage mit konventionellem Belebungsverfahren bislang nicht durchgeführt wurde. Die Ergebnisse einer solchen Untersuchung könnten die grundsätzliche Vorgehensweise bestätigen und die Interpretation der Ergebnisse erleichtern.

Der Vollständigkeit halber sei an dieser Stelle zusätzlich darauf hingewiesen, dass das Steuerungsregime vor der geplanten Inbetriebnahme des erweiterten GWK Nordkanal an den dann vorhandenen Betrieb einer zusätzlichen Vorklärstufe anzupassen ist.

Bezüglich der dynamischen Simulation des MBR GWK Nordkanal wurden Untersuchungen nach der Variante „Modellierung als einstraßige Belebungsanlage“ durchgeführt. Eine exakte Kalibrierung konnte anhand der Betriebsdaten 2016 dabei nicht erzielt werden. Die maßgebliche Abweichung war hier bei der Überschussschlammabzugsmenge zu verzeichnen.

Von einer weiteren Befassung mit der dynamischen Simulation wurde in Abstimmung mit dem Ertfverband abgesehen, da ein Nachvollziehen der zahlreichen Beckenumschaltungen und in der Folge eine Modellierung dieses komplexen Steuerungsregimes nicht mit vertretbarem Aufwand möglich waren.

4 Verifizierende Gasertragsmessungen

Da labortechnische Untersuchungen nur einen ungefähren Anhalt über das Gasertragspotenzial ergeben, weil betriebliche Einflüsse nicht berücksichtigt werden können, wurde in Abstimmung mit dem Erftverband entschieden, auf derartige Untersuchungen zu verzichten, sondern statt dessen die Betriebsdaten aus dem Jahr der Inbetriebnahme auszuwerten und mit allgemein anerkannten Leistungsdaten aus der Literatur zu vergleichen.

Die anaerobe Schlammstabilisierung mit einem Faulraumvolumen von 2.600 m³ wurde Ende Januar 2019 in Betrieb genommen, die messtechnische Anbindung der Faulgas-mengenmessung erfolgte jedoch erst im April 2019, weswegen auch erst seit diesem Monat entsprechend auswertbare Daten zur Verfügung stehen, vollständige Daten dann ab Mai 2019.

Die folgende Abbildung 93 zeigt die in den Monaten des Jahres 2019 seit Mai angefallenen organischen Primär- und Überschuss-Schlamm-massen sowie die erzeugte Faulgasmenge und die sich daraus ableitende spezifische Faulgasproduktion.

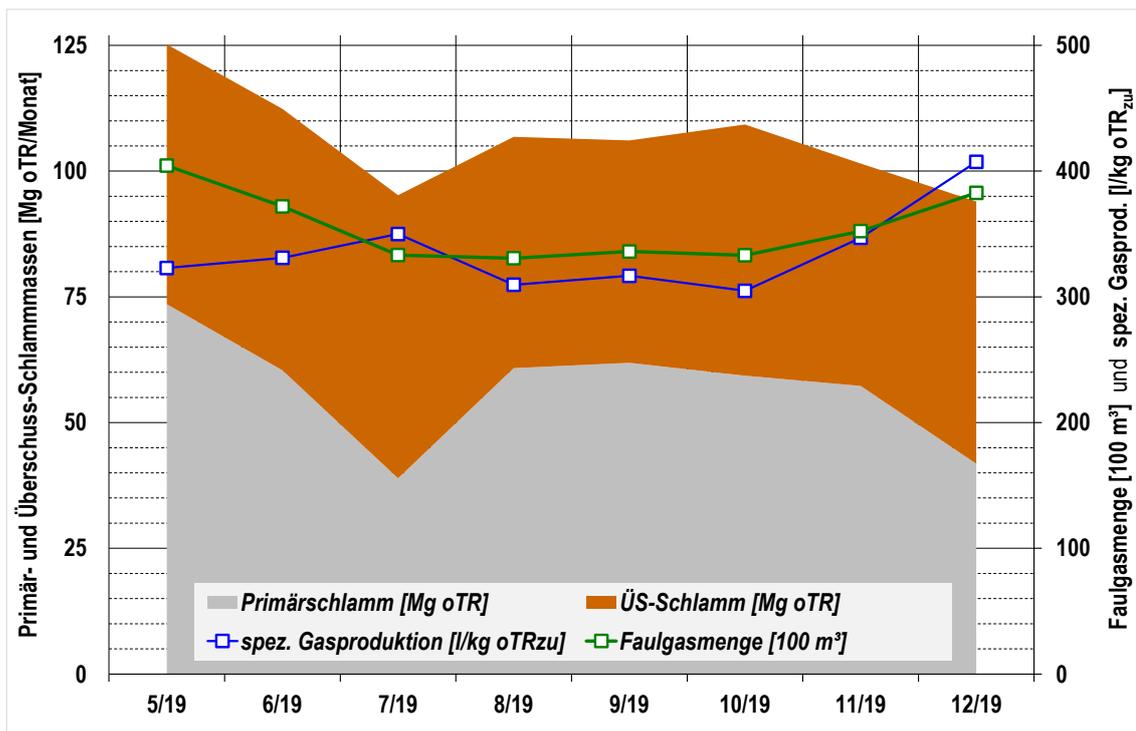


Abbildung 93: organische Schlamm-massen und Faulgasproduktion

Die organischen Rohschlamm-massen im Zulauf zum Faulbehälter bewegen sich in einem monatlichen Spektrum von 90 Mg oTR/Monat bis 125 Mg oTR/Monat. Die Anteile sind dabei nahezu hälftig auf Primärschlamm und Überschussschlamm verteilt (im Mittel 52,6 % Primärschlamm; min / max: 41 % / 59 %).

Die Faulgasmenge variiert zwischen monatlich 33.000 m³ und 40.000 m³. Auffallend ist der Mengenanstieg zum Jahresende bei gleichzeitig sinkendem organischem Rohschlammfall. Dies gilt in der Folge ebenfalls für die spezifische Gasproduktion, die zwischen 310 l/kg oTR_{zu} und 407 l/kg oTR_{zu} variiert und diesen deutlichen Maximalwert seit Inbetriebnahme der Faulung im Dezember erreichte. Dies überrascht insofern nicht, als nach allgemeiner betrieblicher Praxiserfahrung davon ausgegangen werden kann, dass sich stabile und effiziente Betriebsverhältnisse erst nach mehreren Monaten einstellen. Hier ist auch für das Jahr 2020 noch mit weiteren Leistungssteigerungen zu rechnen. Die detaillierte Entwicklung zum Jahresende ist in der nachfolgenden Tabelle 13 auf der Grundlage der Monate November und Dezember 2019 dargestellt.

Tabelle 13: Schlammfall und Faulgasproduktion - GWK Nordkanal

		Primär-schlamm	Überschuss-schlamm	Rohschlamm	Faulschlamm
November 2019	[m ³]	2.122	1.128	3.250	3.250
	[kg TR/m ³]	36	70	47,8	27
	[oTR]	75,0%	56,0%	68,4%	55,5%
	[Mg oTR _{zu}]	57,29	44,22	101,51	48,70
	Faulgasmenge [m ³]				35.223
	spez. Gasprod. [l/kg oTR _{zu}]				347
Dezember 2019	[m ³]	1.685	1.330	3.015	3.015
	[kg TR/m ³]	34	70	49,9	28
	[oTR]	73,0%	56,0%	65,5%	56,3%
	[Mg oTR _{zu}]	41,82	52,14	93,96	47,53
	Faulgasmenge [m ³]				38.270
	spez. Gasprod. [l/kg oTR _{zu}]				407

In der Literatur finden sich Angaben für die Faulung von Primärschlamm, von Primärschlamm und Überschussschlamm (auch aus MBR-Anlagen) sowie Idealwerte und Richtwerte für die Faulung im Allgemeinen. Als Wertespektrum für Faulungsanlagen mit Primärschlamm und Überschussschlamm werden gemäß ATV (1996) Faulgaserträge zwischen 275 l/kg oTR_{zu} und 480 l/kg oTR_{zu} genannt. Das nordrhein-westfälische Ministerium für Umweltschutz, Raumordnung und Landwirtschaft (MUNLV, 1999) gibt als Richtwert einen Gasertrag von 450 l/kg oTR_{zu} und als Idealwert einen Ertrag von 475 l/kg oTR_{zu} an. Winter (2003) nennt diesbezüglich Werte zwischen 370 l/kg oTR_{zu} und 410 l/kg oTR_{zu}.

In diese Spektren lassen sich die Gaserträge auf dem GWK Nordkanal bereits jetzt gut einordnen, zumal eine weitere Steigerung für die nächsten Monate erwartbar ist.

5 CO₂-Bilanzierung

5.1 Einführende Anmerkungen

Kläranlagen sind mit durchschnittlich 20 % Anteil in der Regel die größten Stromverbraucher im kommunalen Bereich. Der Gesamtstromverbrauch der ca. 9.500 Kläranlagen in Deutschland liegt in der Größenordnung von 4.400 Gigawattstunden (GWh) pro Jahr. Das entspricht etwa einer CO₂-Emission von 3 Millionen Mg/a. Die Belüftung der Belebungsbecken erfordert in der Regel den mit Abstand größten Energieaufwand von allen Verfahrensschritten einer kommunalen Kläranlage. In Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung, d.h. mit nachgeschalteter Klärschlammfäulung und Biogasgewinnung (betrifft etwa 76 % aller Einwohnerwerte) liegt der Stromverbrauch für die Belüftung im Durchschnitt bei etwa 50 % des gesamten Strombedarfs. Bei kleineren Anlagen mit aerober Schlammstabilisierung erfordert die Belüftung zwischen 60 und 80 % des Gesamtstrombedarfs der Kläranlage. Zusätzlich erhöhten Energiebedarf erfordern erhöhte Ablaufanforderungen, für deren Einhaltung zusätzliche (Filtration, UV-Desinfektion, u.a.m.) oder energieaufwendige Verfahrenstechniken (Membranfiltration) eingesetzt werden.

Das im Abwasser vorhandene Energiepotenzial (organische Substanzen als Energieträger, Ammonium als Düngemittelbestandteil, Abwasserwärme, Lageenergie) ist bekanntermaßen deutlich größer als der mittlere Energieverbrauch der Kläranlagen der GK 4 und GK 5 mit ca. 32 bis 33 kWh/(EW*a). Daher liegt es nahe, Kläranlagen von Energieverbrauchern zu Energieproduzenten zu machen.

Wesentliche Energieeinsparpotenziale bestehen neben der biologischen Reinigung insbesondere bei der Klärschlammbehandlung und bei der Klärschlammverwertung. Zentraler Schritt ist dabei eine Erneuerung der Verfahrenstechnik zur Klärschlammstabilisierung. Anaerobe Verfahren mit einer Umsetzung der organischen Abwasserinhaltsstoffe zu Faulgas eignen sich grundsätzlich besser zur Nutzung des im Abwasser enthaltenen chemischen Potenzials und können den Eigenversorgungsgrad von Kläranlagen deutlich verbessern. Daraus ergibt sich, aufgrund der erneuerten Verfahrenstechnik bei der Klärschlammstabilisierung auf dem GWK Nordkanal, im Rahmen einer vergleichenden CO₂-Bilanz den mutmaßlich positiven Effekt dieser Verfahrensumstellung aufzuzeigen.

5.2 Verfahrenstechnik vor der Verfahrensumstellung

Die zweistraßige mechanische Stufe umfasste eine Feinrechenanlage (5 mm), gefolgt von einem belüfteten Sand- und Fettfang sowie einer Feinsiebanlage (Öffnungsgeometrie: Masche, Öffnungsweite: 1,5 mm). Über ein Verteilerbauwerk wird das mechanisch gereinigte Abwasser auf einen vierstraßigen Membran-Bio-Reaktor mit integrierter Membranfiltration aufgeteilt. Als für ein MBR-Verfahren übliche Verfahrensstrategie wurden die Beckenvolumina für eine simultane aerobe Schlammstabilisierung dimensioniert.

Die biologische Behandlungsstufe besteht aus der einer vorgeschalteten anoxischen Denitrifikationszone, einer nachfolgenden Variozone (wahlweise anoxisch oder aerob; mehrheitlich anoxisch) sowie der aeroben Nitrifikation. In jedem Membran-Bio-Reaktor sind an den Längswänden je 24 Hohlfasermembranmodule der Firma Suez (insgesamt 192 Module mit ca. 88.000 m² Membranfläche) installiert. Zusätzlich zur feinblasigen Druckbelüftung für die Nitrifikation ist ein grobblasiges Belüftungssystem für die Membranen erforderlich.

Der Überschussschlamm wird in drei Schlammstapelbehältern zwischengespeichert, weil die Zentrifuge (Schlamm entwässerung) nur werktags im Ein-Schicht-Betrieb betrieben wird. Prozess- und Trübwasser werden vor der Rechenanlage in den Kläranlagenzulauf eingeleitet; der entwässerte Schlamm wird andernorts thermisch verwertet.

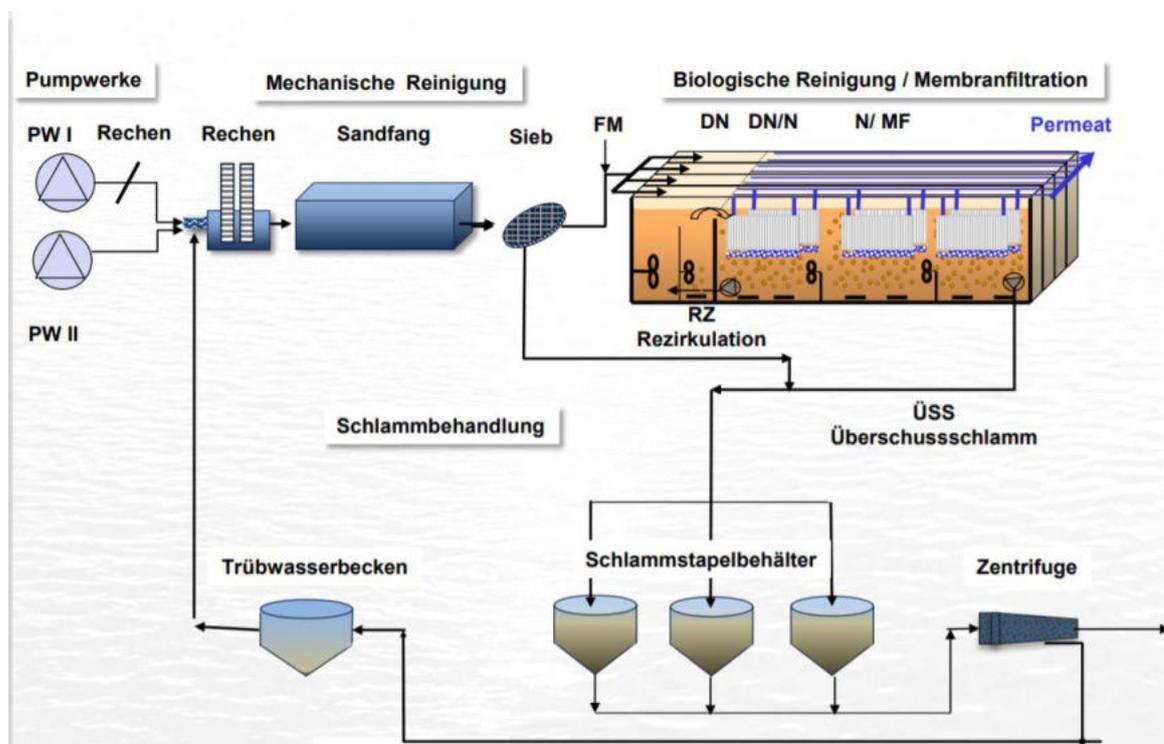


Abbildung 94: Verfahrensschema GWK Nordkanal vor der Erweiterung

5.3 CO₂-Bilanzierung vor der Verfahrensumstellung

5.3.1 CO₂-Emission aus Stromverbrauch

Für das GWK Nordkanal stehen die Stromverbräuche im Zeitraum 2011 bis 2018 zur Verfügung. Das anfallende Kohlendioxid lässt sich durch einen Emissionsfaktor für „Strommix“ in Deutschland berechnen. Die Emissionsfaktoren für den Zeitraum 2011 bis 2018 sind in Tabelle 14 aufgelistet.

Tabelle 14: CO₂-Emissionsfaktoren Strommix in [g/kWh] (UBA 2019)

Jahr	Faktor
2011	568
2012	573
2013	572
2014	557
2015	527
2016	523
2017	486
2018	474

Auf der GWK Nordkanal wird erneuerbare Energie durch Photovoltaikanlagen (PV) gewonnen und für die Eigennutzung eingespeist. Die PV-Anlage wurde im Jahr 2011 gebaut und 2012 im Betrieb genommen. Der erzeugte Strom emittiert bspw. gegenüber der Stromerzeugung in Kohlekraftwerken kein CO₂. Daher wird für die CO₂-Bilanzierung der Stromanteil aus PV von dem Gesamtverbrauch abgezogen. Es lagen keine vollständigen Daten zur Stromproduktion im Jahr 2015 vor; deswegen wird der PV-Stromanteil für 2015 abgeschätzt. Auch die Daten für die Stromproduktion im Zeitraum 2016 bis 2018 waren nicht verfügbar und werden aus dem Jahr 2015 übernommen.

Tabelle 15: CO₂-Emissionen aus Strombezug bis 2018 - GWK Nordkanal

Jahr	Stromverbrauch [kWh/a]	GWK-Ablauf [m ³ /a]	spez. Verbrauch [kWh/m ³]	Stromproduktion aus PV [kWh/a]	Strombezug [kWh/a]	CO ₂ -Emission [t/a]
2011	5.497.007	5.999.103	0,92	0	5.497.007	3.122
2012	4.695.567	5.139.658	0,91	207.216	4.488.351	2.572
2013	4.044.552	4.849.980	0,83	189.387	3.855.165	2.205
2014	3.499.415	5.152.420	0,68	194.507	3.304.908	1.841
2015	3.238.746	5.102.790	0,63	165.350	3.073.396	1.620
2016	3.504.021	5.344.172	0,66	165.350	3.338.671	1.746
2017	3.869.177	5.253.256	0,74	165.350	3.703.827	1.800
2018	3.533.139	4.552.660	0,78	165.350	3.367.789	1.596
Durchschnitt (2014 bis 2018)	3.528.900	5.081.060	0,70	171.181	3.357.718	1.721

Im Zeitraum von 2011 bis 2015 ist ein Rückgang des elektrischen Energieverbrauchs von 2.258.261 kWh/a ohne Berücksichtigung der PV-Einspeisung zu erkennen. Mit der PV-

Einspeisung lag die Verminderung des Stromverbrauchs bei 2.423.611 kWh/a. Die CO₂-Emission im Jahr 2015 war um 1.502 t/a geringer als 2011, entsprechend einem Rückgang von 48 % demnach nahezu halbiert. In der Folgezeit 2016 und 2017 stieg der Stromverbrauch wieder an. Die CO₂-Emission im Jahr 2017 betrug 180 t/a mehr als 2015 (entsprechend 11 % Steigerung) und sank im Folgejahr 2018 um einen vergleichbaren Anteil wieder ab.

Die CO₂-Emission durch Stromverbrauch im Durchschnitt der Jahre 2014 bis 2018 in Höhe von 1.721 kWh/a wird für die weitere Betrachtung als jährliche CO₂-Emission vor der Erweiterung angesetzt. Sie entspricht einem spezifischen Wert von 21,5 kg CO₂/(EW*a).

Der einwohnerspezifische Gesamtstromverbrauch betrug in dem betrachteten Zeitraum 44,1 kWh/(EW*a). Der spezifische Stromverbrauch wird in 74 % der betrachteten Kläranlagen unterschritten, wenn man diesen Wert in den entsprechenden DWA-Leistungsvergleich aus dem Jahr 2015 einordnet (veröffentlicht im Jahr 2016). Danach wies das GWK Nordkanal einen vergleichsweise mittleren Strombedarf auf, was aber durch das Erfordernis einer zusätzlichen grobblasigen Membranbelüftung zu der ohnehin erforderlichen feinblasigen Belüftung der aeroben Beckenzonen erklärbar ist. Zusätzlich ist im Folgenden auch das Jahr 2015 separat dargestellt, in dem umfangreiche energieoptimierende Maßnahmen zu einem zwischenzeitlich deutlichen Rückgang des Stromverbrauches, spezifisch auf 40,5 kWh/(EW*a), führten (siehe auch Tabelle 15).

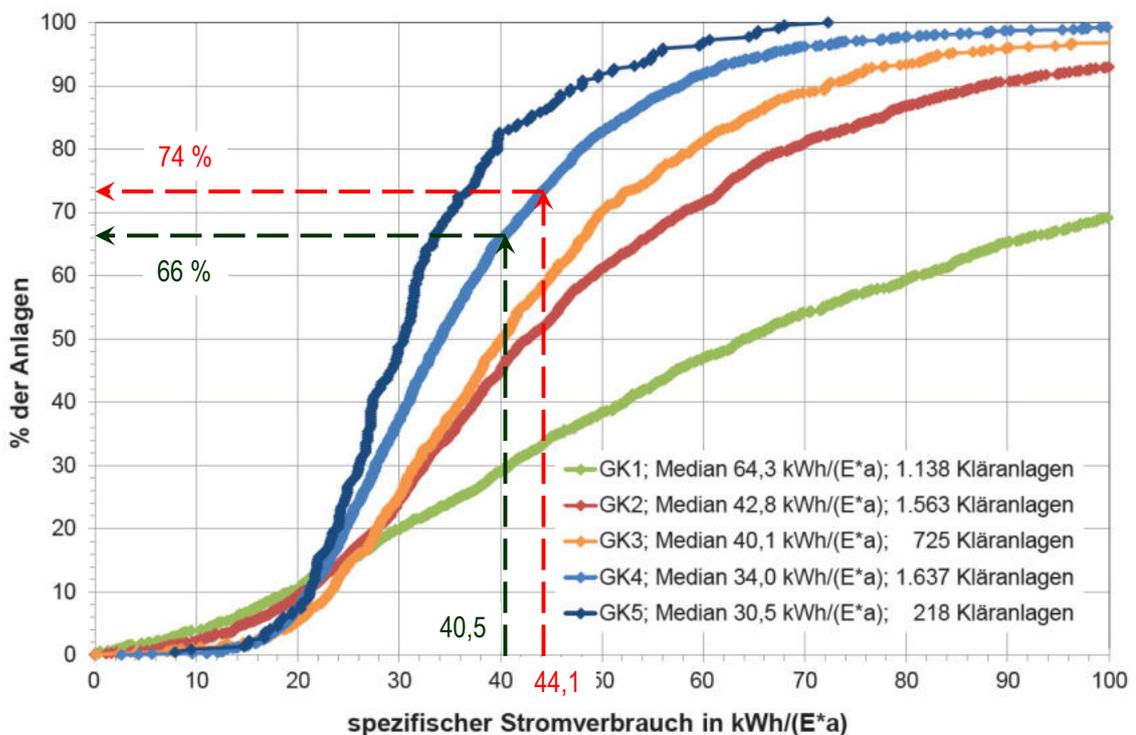


Abbildung 95: spezifischer Stromverbrauch vor der Verfahrensumstellung (GWK Nordkanal)

5.3.2 CO₂-Emission aus Wärmebedarf

Da auf dem GWK Nordkanal eine aerobe simultane Schlammstabilisierung betrieben wurde, stand zur Bereitstellung der benötigten thermischen Energie kein Faulgas zur Verfügung. Der Wärmebedarf wurde komplett über Heizöl und Elektroheizungen gedeckt.

Das Betriebsgebäude wurde über eine Zentralölheizung geheizt. Das Rechengebäude, die Polymeransatzstation sowie die Zentrifugenhalle wurden mit Heizregistern beheizt.

Es lagen keine aktuellen Daten für die Wärmenutzung vor der Anlagenerweiterung vor. Daher wird für die gesamte Wärmenutzung das Jahr 2007 als Bezugsjahr genommen. Laut der Zusammenstellung der Heizölrechnung wurden 6.020 Liter Öl bezogen. Bei einem Heizwert von 9,96 kWh/l ergibt sich ein Wärmebedarf von 59.959 kWh/a bzw. 60 MWh/a.

Gemäß UBA (2019) beträgt der CO₂-Emissionsfaktor für leichtes Heizöl 74.020 kg CO₂/TJ bzw. 74 t CO₂/TJ.

Daraus lässt sich ableiten:

$$1 \text{ TJ} = 1.000.000 \text{ MJ} = 1.000.000 \text{ MWh} \rightarrow 1.000.000 \text{ MWh} / 3.600 \text{ s/h} = 278 \text{ MWh}$$

$$74 \text{ t CO}_2/\text{TJ} = 74 \text{ t CO}_2/278 \text{ MWh} = 0,266 \text{ t/MWh}$$

Bei einem Heizbedarf von 60 MWh/a lässt sich die CO₂-Emission durch Nutzung von leichtem Heizöl zu 60 MWh/a * 0,266 t/MWh = 15,95 t/a = **16 t/a** berechnen.

5.3.3 CO₂-Emission aus Schlammtransport

Im Bezugsjahr 2017 wurden 4.853 Tonnen Schlamm zum Verbrennungsstandort transportiert. Die Transportstrecke beträgt 58 km. Der spezifische Emissionswert für LKW wird mit 0,103 kg/(t*km) (UBA 2018) angesetzt. Daraus ergibt sich eine CO₂-Emission von 28.992 kg CO₂/a = **29 t/a**.

5.3.4 CO₂-Emission aus Transport von Fäll- und Flockungshilfsmittel

Im Bezugsjahr 2017 wurden 363.800 Liter Fällmittel FeCl₃ verbraucht. Mit einer Dichte von 1,43 kg/l lässt sich die Masse des Fällmittels berechnen zu:

$$1,43 \text{ kg/l} * 363.800 \text{ l/a} = 520.234 \text{ kg/a}$$

Der Flockungshilfsmittel (FHM) - Bedarf im Jahr 2017 betrug 27.638 l/a. Die Dichte des Flockungshilfsmittels wird mit 1 kg/l angesetzt, woraus eine Masse der Flockungshilfsmittel von 27.638 kg/a resultieren.

Die erforderliche Transportstrecke wird mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt lässt sich die CO₂-Emission aus dem Transport von Fäll- und Flockungshilfsmitteln wie folgt berechnen:

$$(520.234 \text{ kg/a} + 27.638 \text{ kg/a}) * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg/(t*km)} / 1.000 \\ = 11.286 \text{ kg CO}_2/\text{a} = \mathbf{12 \text{ t/a}}$$

5.3.5 CO₂-Emission aus Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien

Im Bezugsjahr 2018 wurden 129.000 Liter Reinigungschemikalien (Salzsäure, Zitronensäure, Natronlauge, Natriumhypochlorid) verbraucht. Mit einer angesetzten Dichte von 1 kg/l ergibt sich eine Masse an Reinigungschemikalien von 129.000 kg.

Die erforderliche Transportstrecke wird mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt lässt sich die CO₂-Emission aus dem Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien wie folgt berechnen:

$$129.000 \text{ kg/a} * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg/(t*km)} / 1.000 = 2.657 \text{ kg CO}_2/\text{a} = \mathbf{3 \text{ t/a}}$$

5.3.6 CO₂-Bilanzierung

Die jährliche CO₂-Gesamtemission vor der Erweiterung betrug somit:

$$1.721 \text{ t/a} + 16 \text{ t/a} + 29 \text{ t/a} + 12 \text{ t/a} + 3 \text{ t/a} = 1.781 \text{ t/a}$$

96,6 % der CO₂-Emission stammen somit aus dem Stromverbrauch. Die einwohnerspezifische CO₂-Emission liegt bei 22,3 kg/(EW*a).

5.4 Verfahrenstechnik nach der Verfahrensumstellung

Kern der verfahrenstechnischen Umstellung ist die Klärschlammstabilisierung. Die aerobe simultane Schlammstabilisierung wurde aufgegeben, stattdessen wurden die erforderlichen Gewerke für eine anaerobe Schlammstabilisierung (Voreindicker, Faulbehälter, Nacheindicker, Gasspeicher, BHKW) realisiert. Beschickt wird der Faulbehälter (V = 2.600 m³) mit maschinell voreingedicktem biologischem Überschussschlamm und

voreingedicktem Primärschlamm. Dazu wurde die mechanische Vorreinigungsstufe hinter dem belüfteten Sand- und Fettfang um eine Vorklärung ergänzt.

Die Siebanlage wurde vollständig ausgetauscht (Halbmuldensiebe mit 1,5 mm Loch-Öffnungsgeometrie) und neu hinter der Vorklärung positioniert.

Für die anfallenden Trüb- und Prozesswässer wurde eine Deammonifikationsstufe in einem bereits vorhandenen Speicherbecken konzipiert.

Das gesamte Verfahrensbild ist Abbildung 96 zu entnehmen.

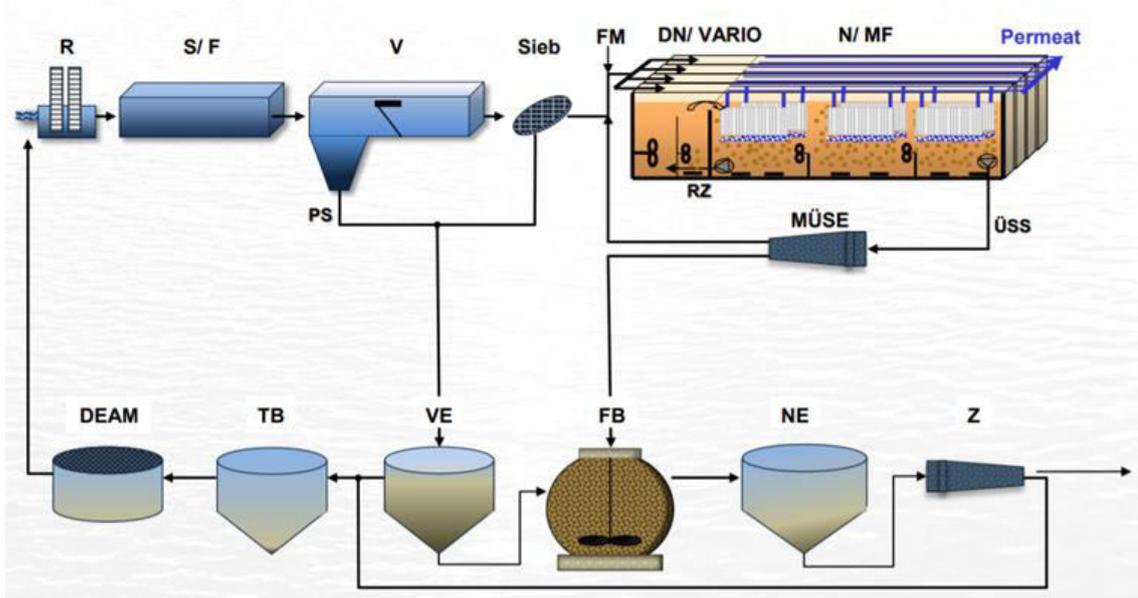


Abbildung 96: Verfahrensschema GWK Nordkanal nach der Verfahrensumstellung

5.5 CO₂-Bilanzierung nach der Verfahrensumstellung

5.5.1 CO₂-Emission aus Stromverbrauch

Im Jahr 2019 wurden 3.173.081 kWh verbraucht. Der Faulgasanfall betrug 322.617 m³. Die im BHKW aus dem Faulgas produzierte Strommenge lag bei 862.642 kWh.

Daraus ergibt sich ein Strombezug im Jahr 2019 von
 $3.173.081 \text{ kWh/a} - 862.642 \text{ kWh/a} - 206.994 \text{ kWh/a} = 2.103.445 \text{ kWh/a}$
 und unter Ansatz des CO₂-Emissionsfaktors aus dem Jahr 2018 in Höhe von 474 g/kWh ein Emissionswert von 997 t CO₂/a.

Tabelle 16: CO₂-Emissionen aus Strombezug 2019 - GWK Nordkanal

Jahr	Stromverbrauch [kWh/a]	GWK-Ablauf [m ³ /a]	spez. Verbrauch [kWh/m ³]	Stromproduktion aus PV [kWh/a]	Strombezug [kWh/a]	CO ₂ -Emission [t/a]
2019	3.173.081	5.055.221	0,63	206.994	2.103.445	997

Der spezifische Faulgasanfall beträgt 4,0 m³/(EW*a) bzw. 11,1 l/(EW*d). Gemäß DWA-Arbeitsblatt-A 216 (DWA 2015) wird der spezifische Faulgasanfall des GWK Nordkanal in ca. 95 % der betrachteten Kläranlagen überschritten.

Der Eigenversorgungsgrad durch Stromerzeugung in BHKW (und PV) beträgt 33,3 %. Gemäß DWA-A 216 (DWA 2015) wird der Eigenversorgungsgrad des GWK Nordkanal in ca. 70 % der betrachteten Kläranlagen überschritten.

Es wird im Folgenden berücksichtigt, dass die anaerobe Schlammstabilisierung und das BHKW erst 2019 in Betrieb gegangen sind und sich stabile und effiziente Betriebsverhältnisse erst nach mehreren Monaten einstellen. Hier ist auch für das Jahr 2020 noch mit weiteren Leistungssteigerungen zu rechnen. Um die Effizienz dieser verfahrenstechnischen Gewerke zum jetzigen Zeitpunkt nicht zu sehr zu unterschätzen, wird die Betrachtung auf der Grundlage der Monate November und Dezember 2019, deren Leistungsdaten dann auf das gesamte Jahr hochgerechnet werden, wiederholt. Danach ergeben sich:

- ➔ ein Faulgasanfall von 440.958 m³/a
- ➔ zur Stromerzeugung wird mit einem Heizwert von 6,5 kWh/(m³*a) gerechnet, so dass das produzierte Faulgas eine Strommenge ergibt von 2.866.227 kWh/a
- ➔ Der elektrische Wirkungsgrad beträgt ca. 38 % und die im BHKW erzeugte Strommenge liegt bei 1.089.166 kWh_{el}/a
- ➔ 3.173.081 kWh/a - 1.089.166 kWh/a - 206.994 kWh/a 1.876.921 kWh/a
- ➔ die CO₂-Emission verringert sich auf 890 t/a
- ➔ spezifische Faulgasanfall beträgt 5,5 m³/(EW*a) bzw. 15,1 l/(EW*d)
(gemäß DWA-A 216 (2015) wird der spezifische Faulgasanfall in ca. 83 % der betrachteten Kläranlagen überschritten)
- ➔ der Eigenversorgungsgrad beträgt 40,8 %
(gemäß DWA-A 216 (2015) wird der Eigenversorgungsgrad in ca. 55 % der betrachteten Kläranlagen überschritten)

Abbildung 97 und Abbildung 98 ordnen die Ergebnisse beider Betrachtungen in das bestehende DWA-Regelwerk ein.

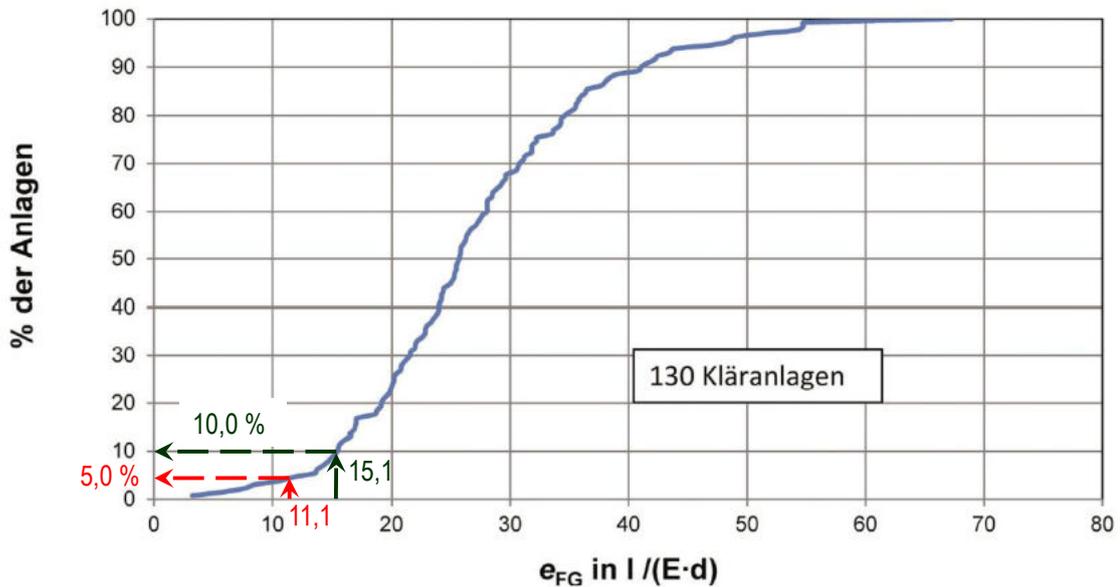


Abbildung 97: Einordnung des spezifischen Faulgasanfalls (GKW Nordkanal) gemäß DWA-A 216

Es wird davon ausgegangen, dass sich unter optimierten Betriebsverhältnissen diese aktuelle Einordnung im untersten Quartil noch deutlich verbessern wird.

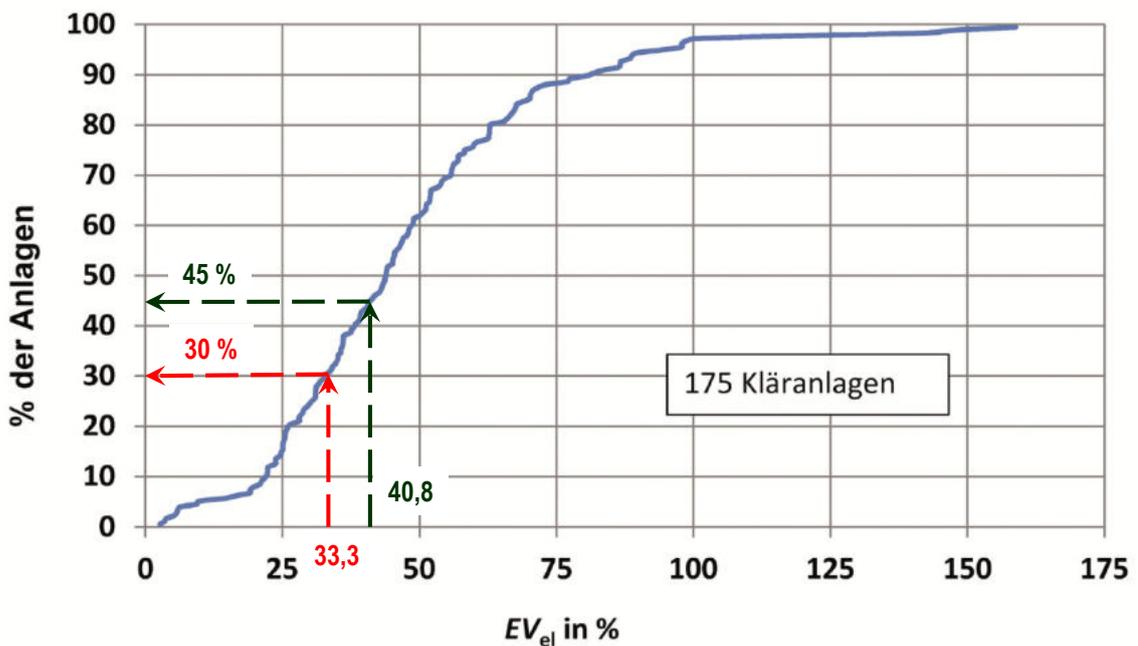


Abbildung 98: Einordnung des Eigenversorgungsgrades (GKW Nordkanal) gemäß DWA-A 216

MBR-Anlagen weisen verfahrensbedingt einen erhöhten Energiebedarf auf. Gemäß DWA-M 227 (2014) liegt der spezifische Energiebedarf einer mehrstraßigen MBR-Anlage, bezogen auf den durchschnittlichen Zufluss und die gesamte Anlage, für größere Anlagen mit Mischwassereinfluss in der Größenordnung von 0,7 kWh/m³ bis 1,0 kWh/m³. Anlagen mit vergleichbaren Reinigungszielen und konventioneller, energieoptimierter Technologie liegen häufig im Bereich von 0,4 kWh/m³ bis 0,7 kWh/m³. Vor diesem Hintergrund ist der aktuelle Eigenversorgungsgrad bereits als befriedigend anzusehen, auch davon ausgehend, dass sich der Faulgasertrag in der kommenden Betriebszeit noch steigern lässt.

Zusätzlich sei in Anbetracht der Entwicklung der spezifischen Stromverbrauchszahlen aus Tabelle 15 und Tabelle 16 darauf hingewiesen, dass das GWK Nordkanal als MBR-Anlage bereits heute in einem energieoptimierten Bereich betrieben wird, der das angegebene Bedarfsspektrum des DWA-M 227 mit einem aktuellen Wert von 0,63 kWh/m³ nochmals unterschreitet.

Darüber hinaus zeigt auch ein vergleichender Blick auf den einwohnerspezifischen Gesamtstromverbrauch die positive betriebliche und energiespezifische Entwicklung im Jahr 2019. Dieser Verbrauch sank auf 39,7 kWh/(EW*a). Der spezifische Stromverbrauch wird demnach im Vergleich zum Betrachtungszeitraum vor der Verfahrensumstellung (siehe Abbildung 95) nur noch in 65 % der betrachteten Kläranlagen unterschritten.

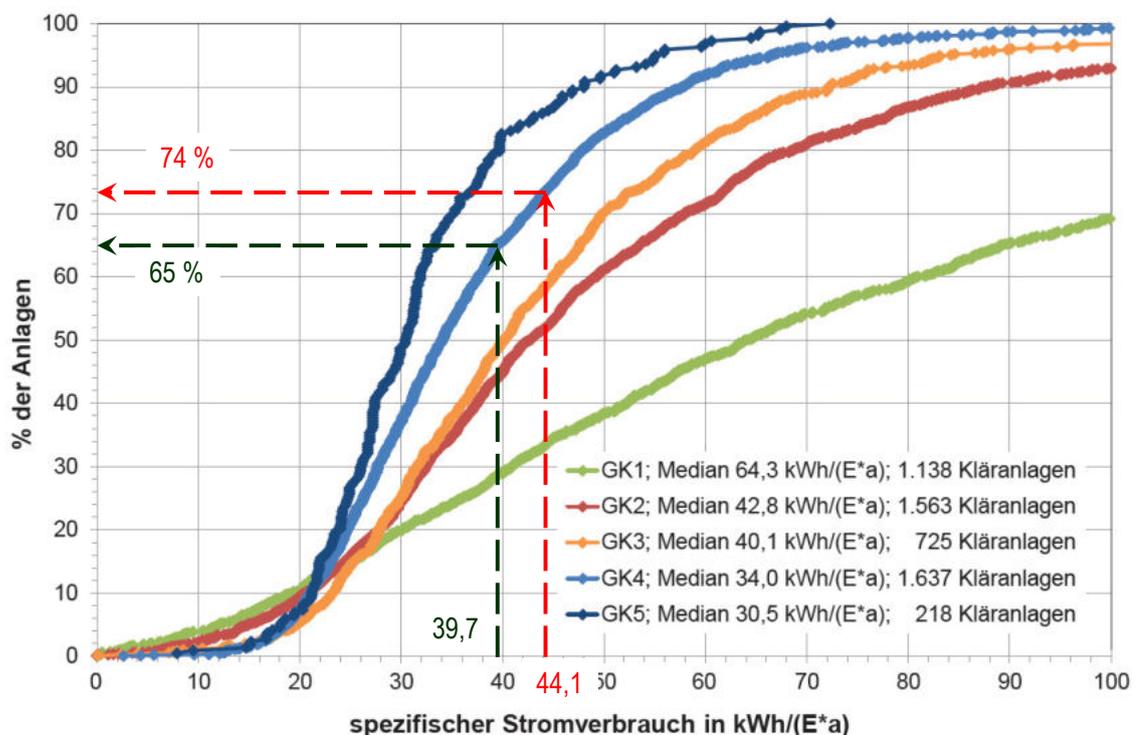


Abbildung 99: spezifischer Stromverbrauch vor der Verfahrensumstellung (GWK Nordkanal)

5.5.2 CO₂-Emission aus Wärmebedarf

...wird nicht berücksichtigt, da hierzu keine Daten verfügbar waren.

5.5.3 CO₂-Emission aus Schlammtransport

Im Jahr 2019 wurden 3.184 t Schlamm zum Verbrennungsstandort transportiert. Die Transportstrecke beträgt nach wie vor 58 km. Der spezifische Emissionswert für LKW wird mit 0,103 kg/(t*km) (UBA 2018) angesetzt. Daraus ergibt sich eine CO₂-Emission von

$$3.184 \text{ t/a} * 58 \text{ km} * 0,103 \text{ kg}_{\text{CO}_2}/(\text{t} * \text{km}) = 19.021 \text{ kg/a} \text{ bzw. } \mathbf{19 \text{ t/a}}$$

Im Vergleich zu der CO₂-Emission aus dem Schlammtransport vor der Verfahrensumstellung zeigt sich eine um ca. 10 t/a niedrigere CO₂-Emission, was auf die Verfahrensumstellung bei der Schlammstabilisierung und den damit verbundenen erhöhten Schlammwässerungsgrad von 22 % auf aktuell 30 % bei der Zentrifugation des ausgefaulten Schlammes zurückzuführen ist.

5.5.4 CO₂-Emission aus Transport von Fäll- und Flockungshilfsmittel

Bis zum 01.08.2019 wurden 232.670 Liter Fällmittel FeCl₃ verbraucht, was sich auf einen ungefähren Jahresbedarf von 400.000 Liter Fällmittel FeCl₃ extrapolieren lässt. Mit einer Dichte von 1,43 kg/l lässt sich die Masse des Fällmittels berechnen zu:

$$1,43 \text{ kg/l} * 400.000 \text{ l/a} = 572.000 \text{ kg/a}$$

Der Flockungshilfsmittel (FHM) - Bedarf bis zum 01.08.2019 betrug 18.310 l. Extrapoliert ergibt dies für das gesamte Jahr 31.388 l und bei einer angesetzten Dichte von 1 kg/l eine Masse der Flockungshilfsmittel von 31.388 kg/a.

Die erforderliche Transportstrecke wird wieder mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt lässt sich die CO₂-Emission aus dem Transport von Fäll- und Flockungshilfsmitteln wie folgt berechnen:

$$(572.000 \text{ kg/a} + 31.388 \text{ kg/a}) * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg}/(\text{t} * \text{km}) / 1.000 \\ = 12.430 \text{ kg CO}_2/\text{a} = \mathbf{13 \text{ t/a}}$$

Dieser Wert zeigt eine leichte Verbrauchserhöhung, insbesondere des Fällmittelverbrauches, an. Die Daten unterliegen zwar aufgrund der Extrapolation einer gewissen Ungenauigkeit; ein Anstieg des Fällmittelverbrauches ist jedoch nach der Verfahrensumstellung nicht grundsätzlich zu erwarten. Ergänzend ist allerdings zu berücksichtigen, dass der TS-Gehalt in der biologischen Verfahrensstufe im Jahre 2019 erkennbar geringer als im Jahr

2017 war, woraus eine reduzierte Phosphorinkorporation bei der Schlamm Bildung und damit eine prozentuale Erhöhung des zu fällenden Phosphatanteiles resultiert. Unter Berücksichtigung dieser Einflussgrößen sowie der Zulaufbelastungen ist die Entwicklung des Fällmittelverbrauches künftig aufmerksam zu beobachten.

5.5.5 CO₂-Emission aus Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien

Für das Bezugsjahr 2019 werden die identischen Mengen an Reinigungschemikalien (Salzsäure, Zitronensäure, Natronlauge, Natriumhypochlorid) angesetzt wie im Jahr 2018, so dass sich auch hier eine Masse an Reinigungschemikalien von 129.000 kg ergibt.

Die erforderliche Transportstrecke wird entsprechend mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt errechnet sich die CO₂-Emission aus dem Transport von membranspezifischen Reinigungschemikalien zu:

$$129.000 \text{ kg/a} * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg}/(\text{t} * \text{km}) / 1.000 = 2.657 \text{ kg CO}_2/\text{a} = \mathbf{3 \text{ t/a}}$$

5.5.6 CO₂-Emission aus Transport von Essigsäure

Für das Bezugsjahr 2019 ist zusätzlich der Einsatz und Transport von Essigsäure als Dosiermittel vor der biologischen Stufe zu berücksichtigen. Im Betrachtungsjahr wurden 80.000 Liter Essigsäure eingesetzt. Mit einer Dichte von 1,064 kg/l laut zugehörigem Sicherheitsdatenblatt lässt sich die Masse des Dosiermittels berechnen zu

$$1,064 \text{ kg/l} * 80.000 \text{ l/a} = 85.120 \text{ kg/a}$$

Die erforderliche Transportstrecke wird mit etwa 200 km angenommen.

Insgesamt errechnet sich die CO₂-Emission aus dem Transport von Essigsäure zu:

$$85.120 \text{ kg/a} * 200 \text{ km} * 0,103 \text{ kg}/(\text{t} * \text{km}) / 1.000 = 1.754 \text{ kg CO}_2/\text{a} = \mathbf{2 \text{ t/a}}$$

5.5.7 CO₂-Bilanzierung

Die jährliche CO₂-Gesamtemission nach der Verfahrensumstellung ergibt sich somit zu:

$$997 \text{ t/a} + 0 \text{ t/a} + 19 \text{ t/a} + 13 \text{ t/a} + 3 \text{ t/a} + 2 \text{ t/a} = 1.034 \text{ t/a}$$

Davon stammen 96,4 % der CO₂-Emission aus dem Stromverbrauch. Die einwohnerspezifische CO₂-Emission liegt bei 12,9 kg/(EW*a).

5.6 Fazit

Die jährliche CO₂-Gesamtemission reduziert sich durch die Verfahrensumstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung um ca. 42 % von 1.781 t CO₂/a auf aktuell nur noch 1.034 t CO₂/a. Die einwohnerspezifische CO₂-Emission reduziert sich entsprechend von 22,3 kg/(EW*a) auf 12,9 kg/(EW*a). Maßgeblicher Faktor dieser CO₂-Emissionsreduktion ist die Eigenstromerzeugung aus dem aufgrund der veränderten Verfahrenstechnik anfallenden Faulgas.

Nicht berücksichtigt ist in der Bilanzierung die CO₂-Emission aus dem aktuellen Wärmebedarf, die jedoch nur zu einer sehr geringfügigen Veränderung der Emissionswerte führt und prinzipiell keinen Einfluss auf die positive Entwicklung der CO₂-Bilanz hat.

6 Zusammenfassung

Der Erftverband, Bergheim hat für das Gruppenklärwerk (GWK) Nordkanal, das für 80.000 EW nach der MBR-Technologie betrieben wird, die bauliche Erweiterung und verfahrenstechnische Umstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung seit 2014 geplant, realisiert und 2019 in Betrieb genommen. Im September 2015 wurde das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) der Universität Kassel mit einem begleitenden Mess- und Untersuchungsprogramm zu folgenden inhaltlichen Schwerpunkten beauftragt.

- Umgestaltung der mechanischen Vorreinigungsstufe im Hinblick auf eine anaerobe Schlammstabilisierung
- Betrachtungen der Reinigungsleistung der Membran-Bioreaktor-Anlage nach dem aktuellen theoretischen Bemessungsansatz
- Gasertragsevaluation des GWK Nordkanal nach Inbetriebnahme aller neuen Anlagen- und Verfahrenskomponenten
- CO₂-Bilanzierung auf der Basis der erneuerten Prozesskonfiguration.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen.

Mechanische Vorreinigungsstufe:

Aus der verifizierenden Messphase auf dem GWK Nordkanal nach Inbetriebnahme der neuen zusätzlichen Vorklärstufe sowie der neuen Feinsiebanlage ergaben sich zwei wesentliche Erkenntnisse:

- Die auf der Grundlage der Messdaten vorgenommene Mengenabschätzung der täglich (100 kg/d bis 200 kg/d) zurückgehaltenen Masse an membrankritischen Feststoffen ist eindeutiger Beleg für das Erfordernis, auch eine MBR-Verfahrenstechnik mit anaerober Schlammstabilisierung und damit verbundener Vorklärstufe im Rahmen der mechanischen Abwasserreinigung mit einer nachgeschalteten Siebung auszurüsten, um größere Feststoffpartikel, die zu Verzopfungen oder Verschlammungen an und in den Membranfiltrationsmodulen der nachfolgenden biologischen Stufe führen können, langfristig zu vermeiden.
- Im Hinblick auf die vorgeschaltete Denitrifikationszone der nachfolgenden biologischen Stufe ist die CSB-Gesamtreaktion von Vorklärung und Siebung kritisch zu bewerten. Zum Zeitpunkt der Messphase wurde diesem Umstand bereits durch eine Essigsäuredosierung vor dem Ablauf der Vorklärung Rechnung getragen. Zusätzlich ist der Betrieb von nur einer Vorklärstraße denkbar, eine Verfahrensweise, die dann auch dem Betrieb einer Grobentschlammung d.h. einer Vorklärung mit einer kurzen Aufenthaltszeit von ca. 30 Minuten unter Trockenwetterbedingungen, entsprechen würde.

Die vorherigen Messphasen auf dem GWK Glehn und der KA Grevenbroich ergaben unterstützende Erkenntnisse hinsichtlich

- ➔ einer zu empfehlenden zweidimensionalen Sieböffnungsweite von 1,5 mm, die als völlig ausreichend bei einem Siebbetrieb hinter einer Vorklärstufe eingeschätzt wurde,
- ➔ einer möglicherweise kritischen Entnahmeleistung an organischen Stoffen (CSB) in der Vorklärstufe sowie einer zusätzlichen Siebstufe,
- ➔ den grundsätzlich positiven Auswirkungen einer vorgelagerten, zweidimensionalen Rechenstufe für den Rückhalt membrankritischer Feststoffe in der Verfahrensabfolge Rechen – Vorklärstufe, die möglicherweise den nachgeschalteten Betrieb einer Siebstufe entbehrlich erscheinen lassen.

Reinigungsleistung der Membran-Bioreaktor-Anlage und Bemessungsansatz:

Die vergleichende Betrachtung wurde für das GWK Nordkanal anhand einer mit Tagesdaten für das 2016 durchgeführten stationären Nachbemessung auf der Grundlage des Arbeitsblattes-A 131 (DWA 2016) durchgeführt.

Wesentliche Erkenntnisse einer im Vorfeld durchgeführten Auswertung der Betriebsdaten des Jahres 2016 waren dabei:

- ➔ Die Schmutzstoffbelastung des Abwasserzulaufes lag bei Ansatz der jeweiligen 85 % - Fraktile unterhalb der Bemessungsfrachten aus dem Jahre 2002. Bezogen auf CSB wird der Bemessungswert um ca. 15 % unterschritten, bezogen auf den Parameter P_{GES} um ca. 45 % dies sogar sehr deutlich. Bezogen auf den Parameter NH_4-N wird der Bemessungswert exakt erreicht, wobei sich der Belastungszustand permanent auf einem sehr hohen Niveau befindet.
- ➔ Eine Auswertung der Belebungsolumina auf der Basis des installierten Steuerungsregimes ergibt ein minimal in Betrieb befindliches tägliches Belebungsbeckenvolumen von 2.523 m³ und andererseits ein maximal in Betrieb befindliches tägliches Belebungsbeckenvolumen von 9.314 m³ (Gesamtvolumen der Belebungsstufe). Im Jahresmittel waren 4.716 m³ Belebungsbeckenvolumen in Betrieb. Das entspricht nahezu exakt 50 % des verfügbaren Belebungsbeckenvolumens auf dem MBR GWK Nordkanal.
- ➔ Erkennbar wird bei Betrachtung des Verlaufes der CSB-Ablaufkonzentrationen der Einfluss der seit Mitte 2016 begonnenen PAK-Dosierung. Die CSB-Ablaufkonzentrationen verringern sich in der zweiten Jahreshälfte um einen mittleren Betrag von ca. 4 mg/l bis 5 mg/l.

Aus den Untersuchungen zur stationären Neu-Bemessung ergab sich mit den Ansätzen

- ➔ Mindestschlammalter: 12 Tage
- ➔ Ansatz des realen Temperaturverlaufes
- ➔ iterative Ermittlung des Denitrifikationsvolumenanteils
- ➔ Steuerungsregime ohne Berücksichtigung von Ablaufanforderungen
- ➔ maximale Trockenwetterwassermenge: 10.000 m³/d

eine mittlere Volumendifferenz von ca. 34 %, um die die vorhandene Belebungsstufe unterbemessen wäre.

Anlagenspezifisch für das GWK Nordkanal mit ihrem steuerungsbedingt variablen Belebungsvolumen entspricht dies einem mittleren Belebungsvolumen von ca. 1.000 m³ unter Trockenwetterverhältnissen. Dies wiederum entspricht rund 11 % des gesamten vorhandenen Belebungsvolumens.

Es war eingangs als Hinweis für das vermutete Auftreten zusätzlicher Reinigungseffekte formuliert worden, dass die stationären Neubetrachtungen mehrheitlich ein größeres erforderliches Belebungsbeckenvolumen ermitteln, als es faktisch an den betreffenden Bemessungstagen in Betrieb gewesen ist. Dieser Hinweis wurde nun durch die erläuterte bemessungstechnische Untersuchung gegeben, wobei einschränkend hinzuzufügen ist, dass eine vergleichbare Untersuchung unter Verwendung des DWA-A 131 (2016) an einer ähnlich klassifizierten Kläranlage mit konventionellem Belebungsverfahren bislang nicht durchgeführt wurde. Die Ergebnisse einer solchen Untersuchung könnten die grundsätzliche Vorgehensweise bestätigen und die Interpretation der Ergebnisse bestätigen.

Gasertragsevaluation:

Die anaerobe Schlammstabilisierung wurde Ende Januar 2019 in Betrieb genommen, die messtechnische Anbindung der Faulgasmengenmessung erfolgte jedoch erst im April 2019, so dass vollständige Daten ab Mai 2019 vorlagen.

Die Faulgasmenge variiert zwischen monatlich 33.000 m³ und 40.000 m³, die spezifische Gasproduktion zwischen 310 l/kg oTR_{zu} und 407 l/kg oTR_{zu}. Diese Leistungsdaten lassen sich sehr gut in zahlreich publizierte Leistungsspektren vergleichbarer Kläranlagen und vergleichbarer Verfahrensführung einordnen. Da sich stabile und effiziente Betriebsverhältnisse erfahrungsgemäß erst nach mehreren Monaten einstellen, kann an dieser Stelle auch für das Jahr 2020 noch mit weiteren Leistungssteigerungen gerechnet werden.

CO₂-Bilanzierung auf der Basis der erneuerten Prozesskonfiguration.

Die jährliche CO₂-Gesamtemission reduziert sich durch die Verfahrensumstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung um ca. 42 % von 1.781 t CO₂/a auf aktuell 1.034 t CO₂/a. Die einwohnerspezifische CO₂-Emission reduziert sich entsprechend von 22,3 kg/(EW*a) auf 12,9 kg/(EW*a). Maßgeblicher Faktor dieser CO₂-Emissionsreduktion ist die Eigenstromerzeugung aus dem aufgrund der veränderten Verfahrenstechnik anfallenden Faulgas. Der Stromverbrauch hat mit weiterhin über 96 % den bestimmenden Anteil an den CO₂-Emissionen.

Insofern kann resümiert werden, dass sich die Verfahrensumstellung auf eine anaerobe Schlammstabilisierung in mehrfacher Hinsicht positiv auswirkt, nämlich zum einen kostensenkend wegen des geringeren Fremdstrombezugs und wegen der reduzierten abzutransportierenden Menge an entwässertem Klärschlamm sowie gleichzeitig wegen der mit beiden Aspekten verbundenen Reduktion an CO₂-Emissionen.

Kassel, 30.09.2020



V.-Prof. Dr.-Ing. J. Felmeden



Dr.-Ing. W. Schier

Literatur

- ATV-DVWK - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2003). Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 „Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen, Hennef, April 2003
- de Kreuk, M.; van Loosdrecht, M. (2004). Selection of Slow Growing Organisms as a Means for Aerobic Granular Sludge Stability, *Water Science & Technology* 49(11-12), 9-17 (DOI: 10.2166/wst.2004.0792)
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2014). Merkblatt DWA-M 227 „Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)“, Hennef, Oktober 2014
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2015). Arbeitsblatt DWA-A 216 „Energiecheck und Energieanalyse - Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen“, Hennef, Dezember 2015
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2016). Arbeitsblatt DWA-A 131 „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“, Hennef, Juni 2016
- DWA-Leistungsvergleich 2015 (2016). 28. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
- FG SWW (2010). Untersuchungsvorhaben des MUNLV: GWK Nordkanal – Optimierung der mechanischen Vorreinigungsstufe kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen (Abschlussbericht), Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Dezember 2010
- FG SWW (2013). Untersuchungsvorhaben: „GWK Nordkanal – Planung einer anaeroben Stabilisierung“ - 1. Testreihe zum Gasertragspotenzial (Abschlussbericht), Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, 2013
- FG SWW (2014). Untersuchungsvorhaben: „GWK Nordkanal – Planung einer anaeroben Stabilisierung“ - 2. Testreihe zum Gasertragspotenzial (Primärschlamm, Siebgut/Überschussschlamm) (Abschlussbericht), Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, 2014
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T. and van Loosdrecht, M.C.M. (1999). Activated Sludge Model No. 3. *Water Sci. Technol.* 39 (1), 183–193.
- Langergraber, G., Rieger, L., Winkler, S., Alex, J., Wiese, J., Owerdieck, C., Ahnert, M., Simon, J., Maurer, M., (2004). A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Water Sci. Technol.* 50 (7), 131–138
- Manser R., Gujer W., Siegrist H. (2005): Consequences of mass transfer on the kinetics of nitrifiers. *Water Research* 39, 4633 - 4642.
- MUNLV NRW, (1999). Handbuch Energie in Kläranlagen, Hrsg. Ministerium für Umweltschutz, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Düsseldorf 1999

- Rosenwinkel, K.-H.; Zwafink, R. (2017): Die Bedeutung des neuen DWA-Arbeitsblattes A 131 für die zukünftige Bemessung von Kläranlagen; Band 245 der Schriftenreihe Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, 50. Essener Tagung, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V., ISBN 978-3-938996-51-5
- UBA - Umweltbundesamt (2018). Vergleich der durchschnittlichen Emissionen einzelner Verkehrsmittel im Güterverkehr – Bezugsjahr 2017, publiziert am 13.03.2018, umweltbundesamt.de
- UBA - Umweltbundesamt (2019). Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 – 2018, Climate Change 10/2019, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, April 2019

Anhang

Anhang 1 Auswertungen zur Leistungsfähigkeit des pilotechnischen Siebes (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm) in Messphase 1

Längsprofile der stofflichen Leistungsfähigkeit

Im Folgenden werden die Ergebnisse unter Berücksichtigung des hinter der Vorklärung betriebenen Muldensiebes sowie getrennt für Trockenwetter- und Regenwetterverhältnisse dargestellt.

Trockenwetterverhältnisse:

In der Abbildung 100 und der Abbildung 101 sind für die Parameter AFS, oTS, mTS, CSB, TN_b und S_{NH4} die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Es handelt sich dabei um den Mittelwert aller insgesamt 24 Messintervalle. In Abbildung 102 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklärung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

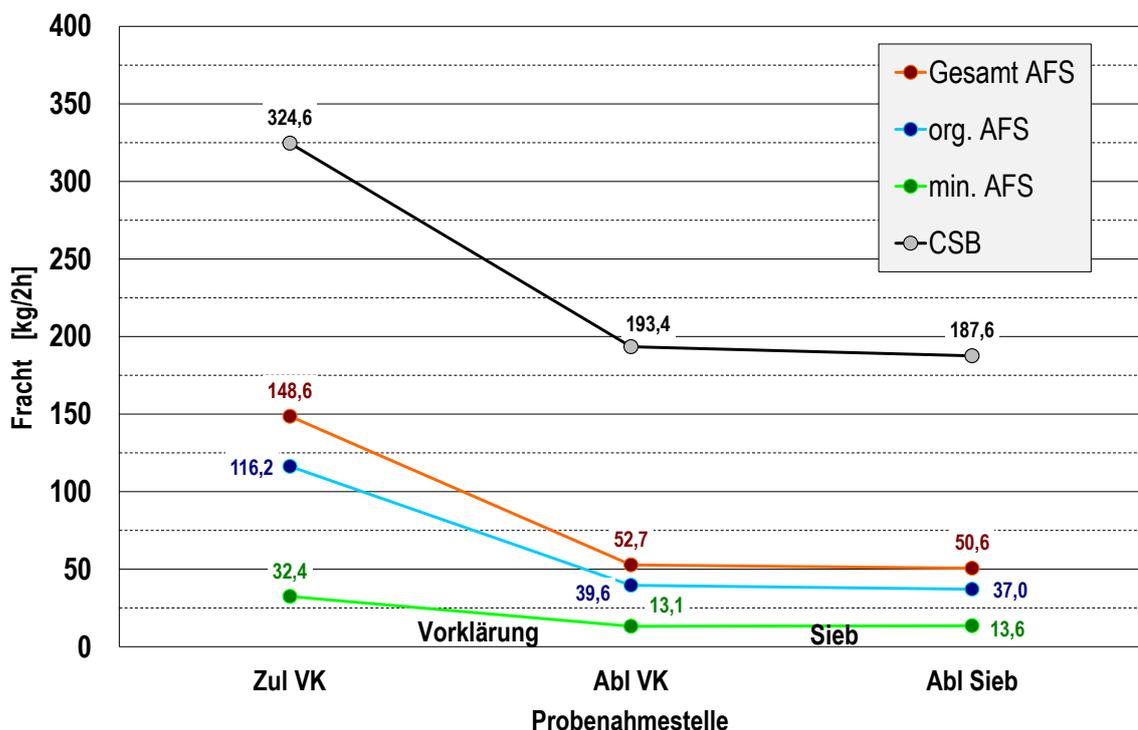


Abbildung 100: TW-Längsprofile AFS und CSB (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

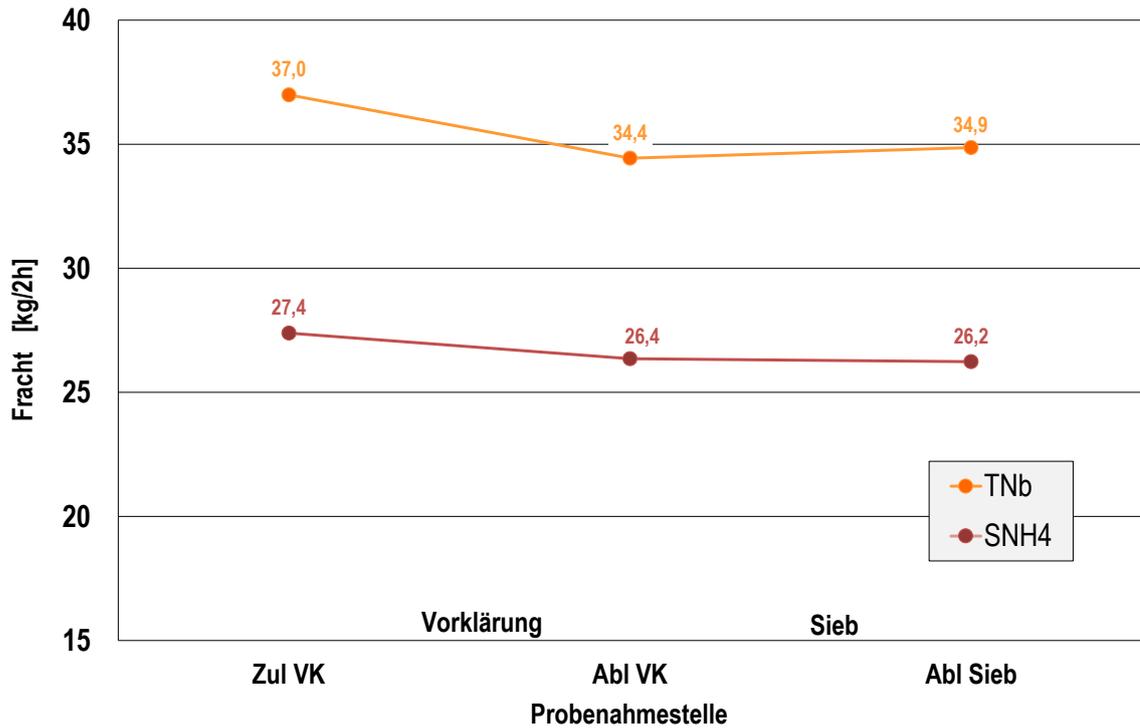


Abbildung 101: TW-Längsprofile Stickstoff (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)

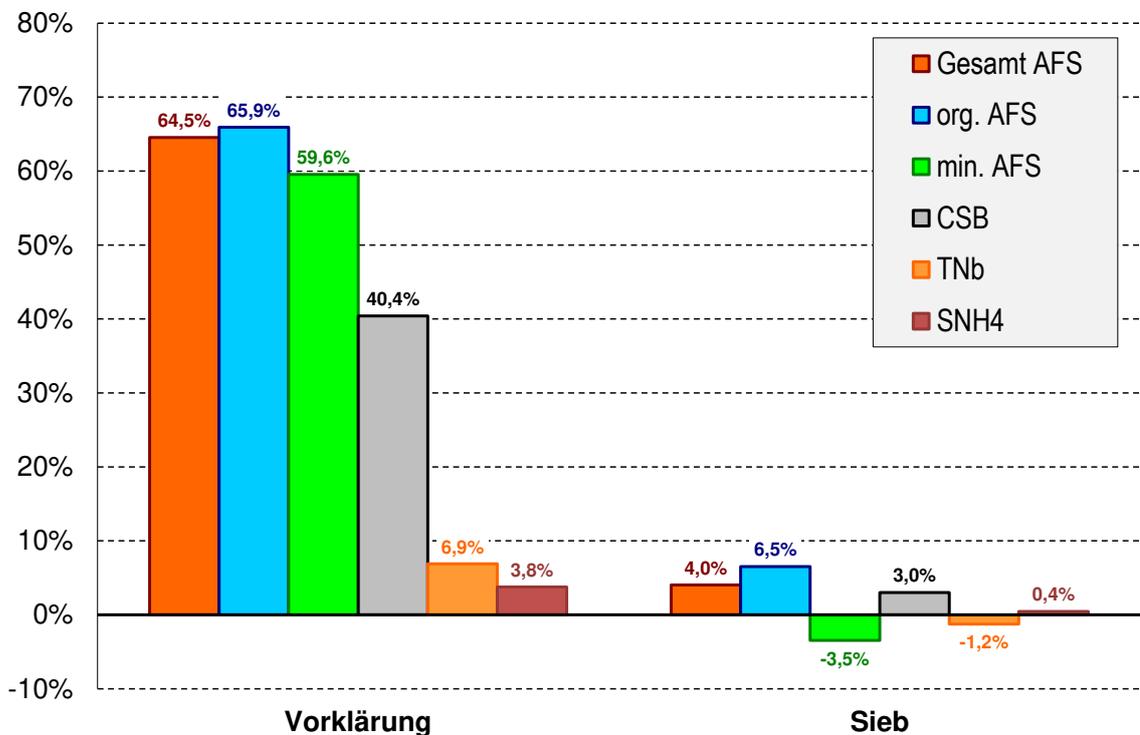


Abbildung 102: TW-Eliminationsraten (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)

Regenwetterverhältnisse:

In der Abbildung 103 und der Abbildung 104 sind für die Parameter AFS, oTS, mTS, CSB, TN_b und S_{NH4} die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Es handelt sich dabei um den Mittelwert aller insgesamt 8 Messintervalle. In Abbildung 105 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklämung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

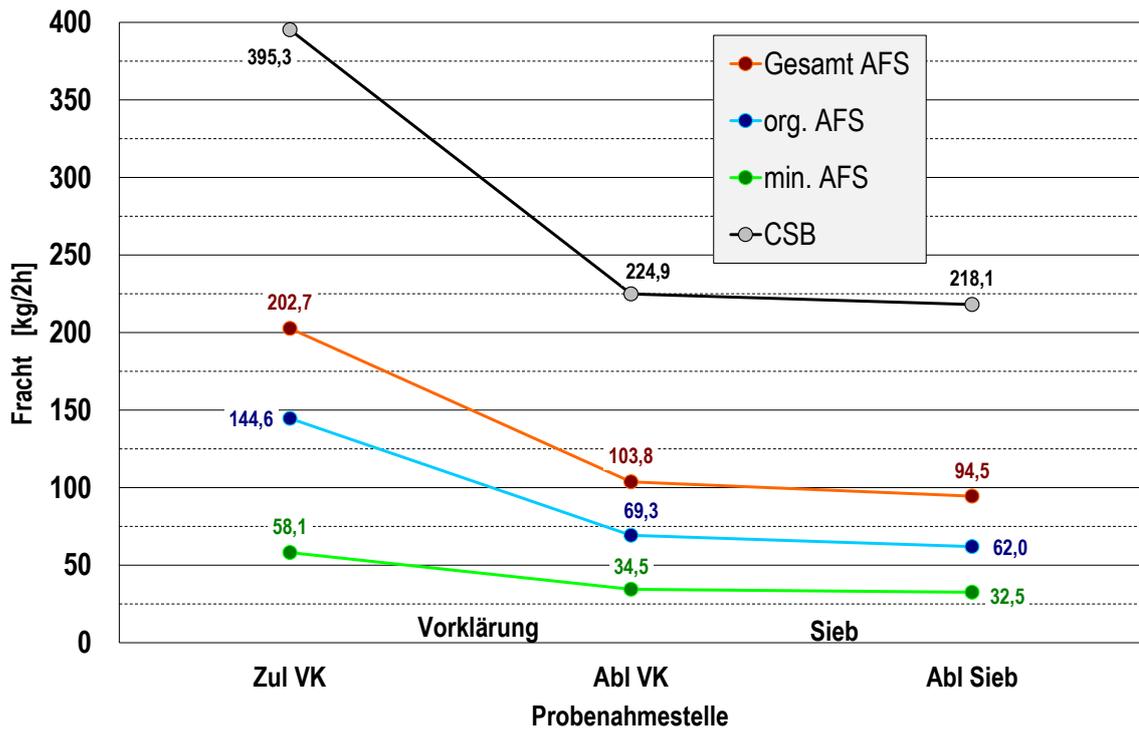


Abbildung 103: RW-Längsprofile AFS und CSB (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

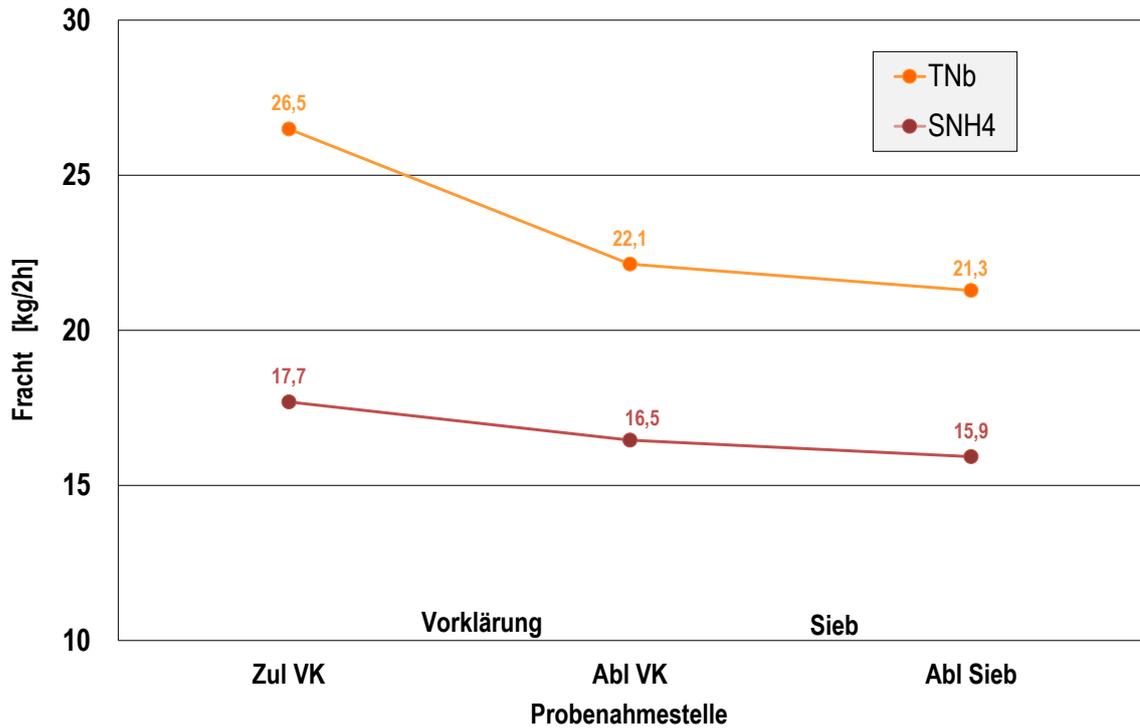


Abbildung 104: RW-Längsprofile Stickstoff (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)

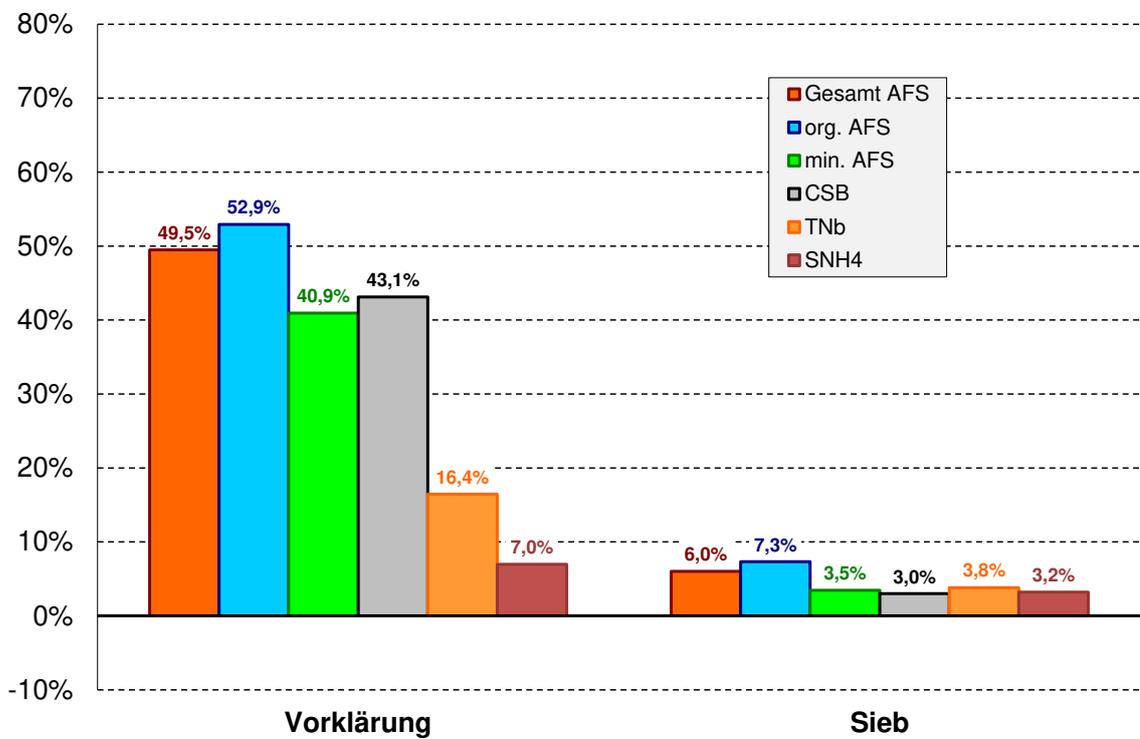


Abbildung 105: RW-Eliminationsraten (Sieb-Öffnungsweite 1,5 mm)

Anhang 2 Auswertungen zur Leistungsfähigkeit des pilottechnischen Siebes (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm) in Messphase 1

Längsprofile der stofflichen Leistungsfähigkeit

Im Folgenden werden die Ergebnisse getrennt für Trockenwetter- und Regenwetterverhältnisse dargestellt.

Trockenwetterverhältnisse:

In der Abbildung 106 und der Abbildung 107 sind für die Parameter AFS, oTS, mTS, CSB, TN_b und S_{NH4} die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Es handelt sich dabei um den Mittelwert aller insgesamt 11 Messintervalle. In Abbildung 108 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklärung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

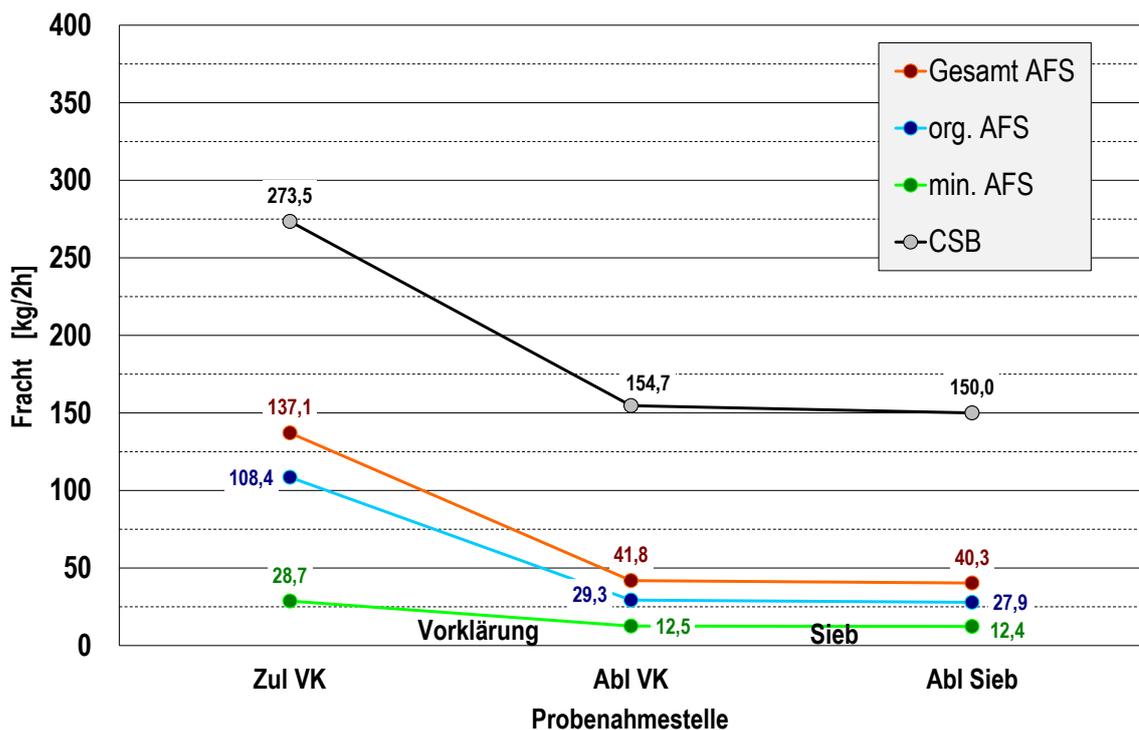


Abbildung 106: TW-Längsprofile AFS und CSB (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

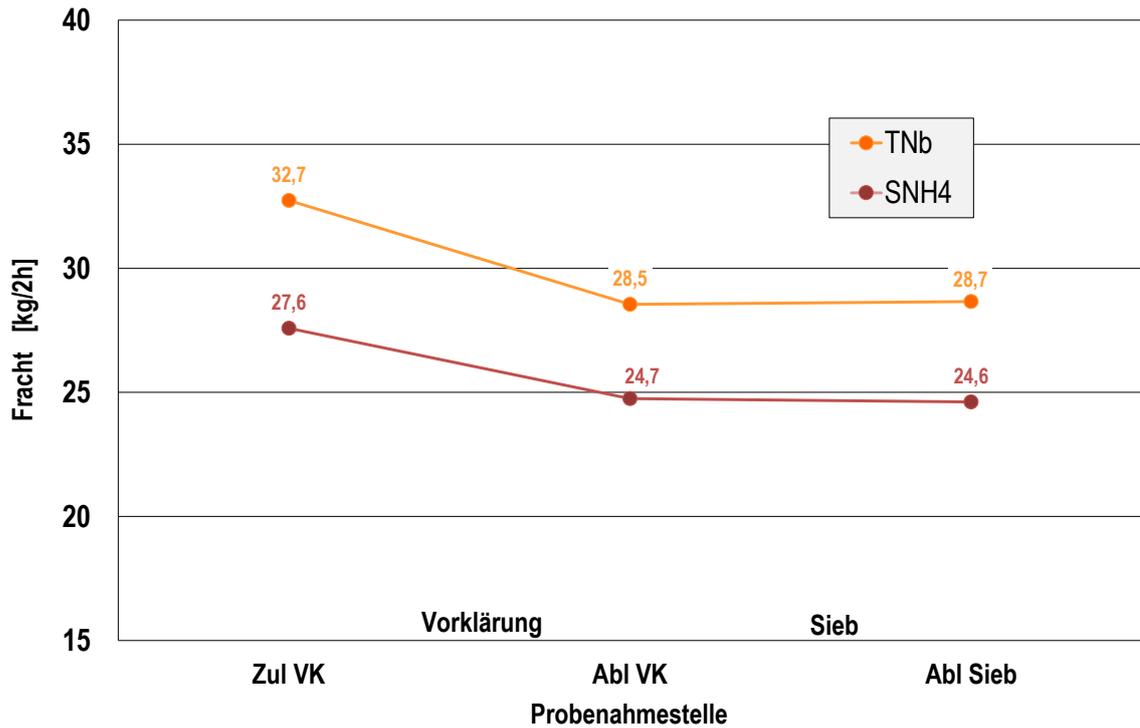


Abbildung 107: TW-Längsprofile Stickstoff (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)

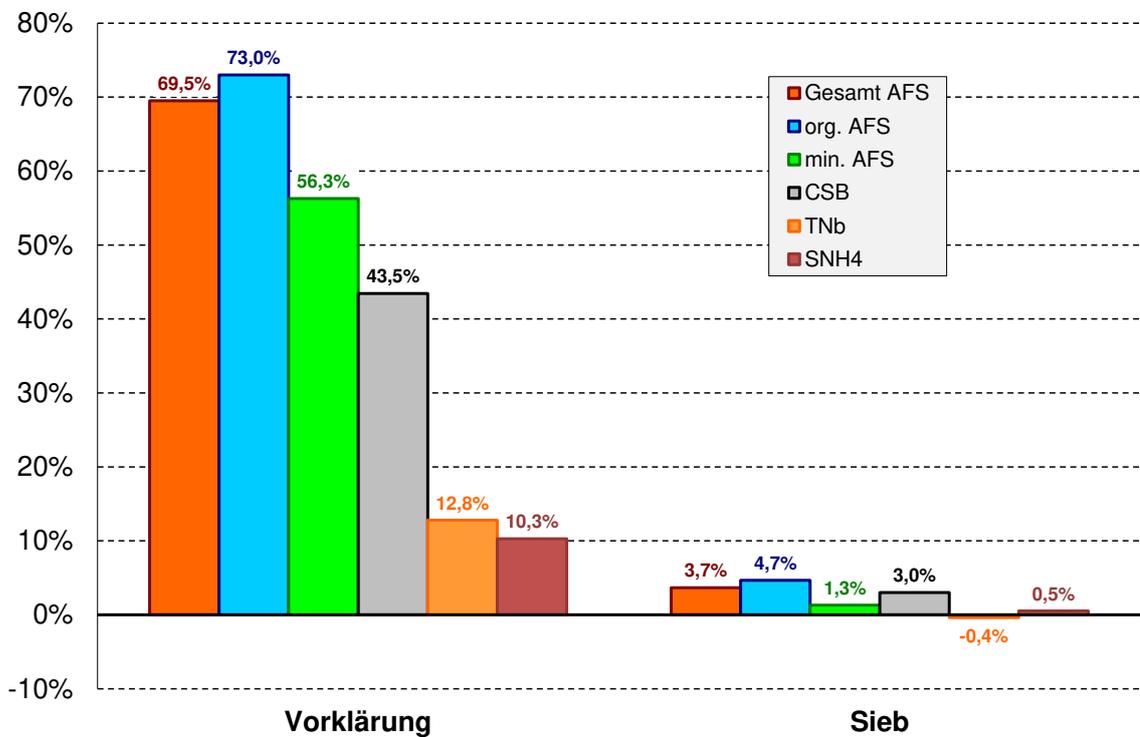


Abbildung 108: TW-Eliminationsraten (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)

Regenwetterverhältnisse:

In der Abbildung 109 und der Abbildung 110 sind für die Parameter AFS, oTS, mTS, CSB, TN_b und S_{NH4} die gemessenen 2-Std.-Frachten dargestellt. Es handelt sich dabei um den Mittelwert aller insgesamt 9 Messintervalle. In Abbildung 111 folgen die zugehörigen Eliminationsraten der einzelnen MAV-Stufen Vorklärung und Sieb. Die Eliminationsraten basieren auf den Frachtmittelwerten der Messintervalle.

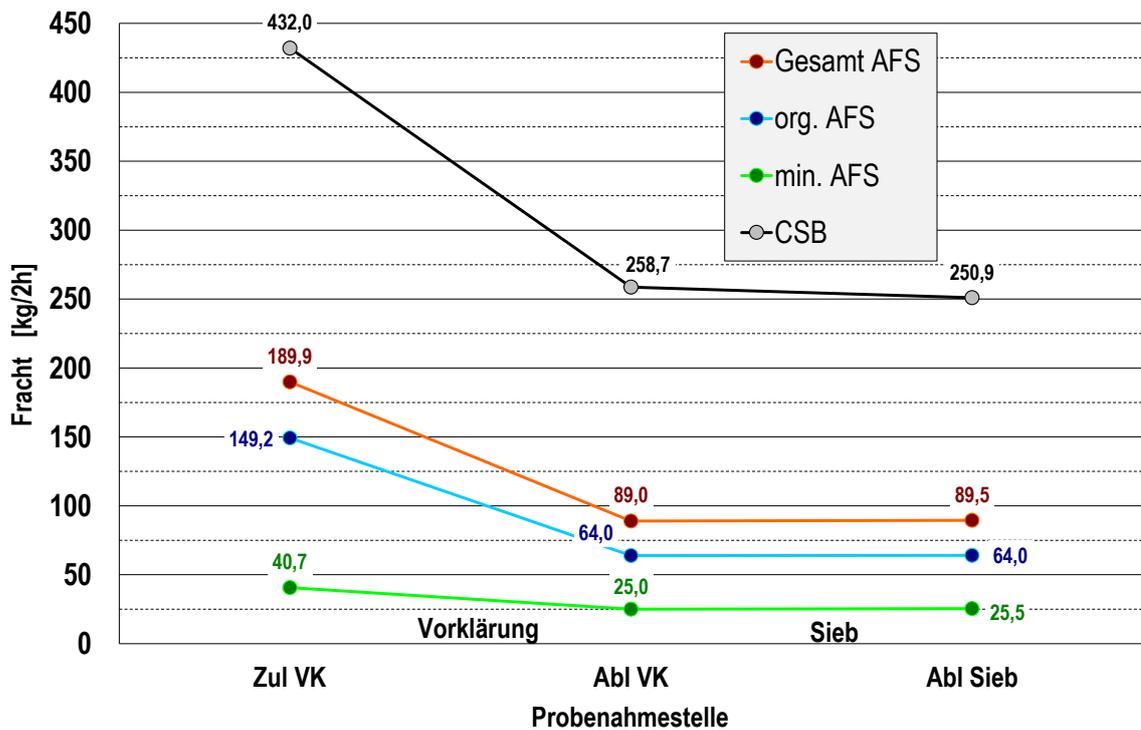


Abbildung 109: RW-Längsprofile AFS und CSB (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)

Umrüstung GWK Nordkanal: Kombination MBR – anaerobe Schlammstabilisierung

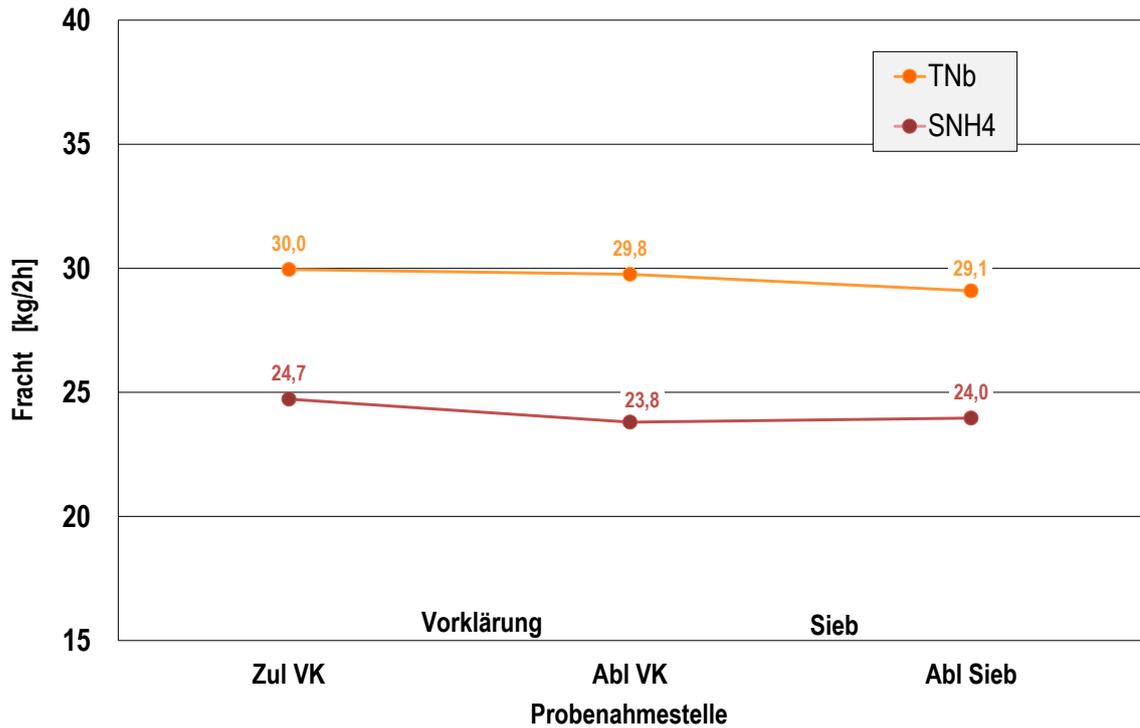


Abbildung 110: RW-Längsprofile Stickstoff (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)

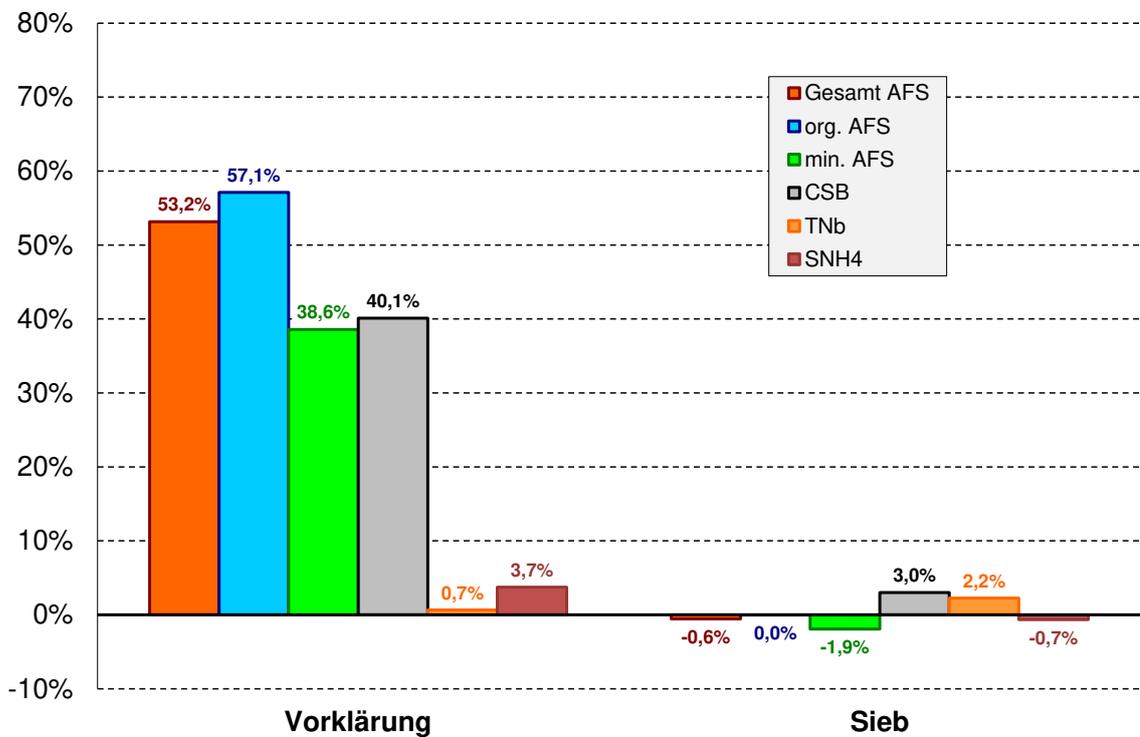


Abbildung 111: RW-Eliminationsraten (Sieb-Öffnungsweite 1,0 mm)

Erftverband

Anlage 2

Analysenbericht Vermicon Mikrobiologische Populationsanalyse
an Belebtschlammproben Dezember 2019

Mikrobiologische Populationsanalysen an Belebtschlammproben

KUNDE:	Erftverband	KONTAKT:	Frau Dr.-Ing. Drensla
KUNDEN-NR:	K161828	REFERENZ/AUFTRAGS-NR:	-
PROBENEINGANG:	04.11.2019	PROJEKT:	P1911102
ANGEWANDTE METHODE:	VIT® Gensondentechnologie	ANZAHL DER PROBEN:	1

A. VORHABEN

Im vorliegenden Projekt wurde die Schlammprobe eines Membranreaktors des Erftverbandes hinsichtlich der vorhandenen Mikrobiologie auf Hauptgruppenebene untersucht und zudem speziell die vorhandenen Nitrifikanten analysiert. Zur Anwendung kam dabei die kultivierungsunabhängige VIT® Gensondentechnologie unter Verwendung eines Gensondensatzes, der i.d.R. 95-98% der in Abwasserreinigungsanlagen vorkommenden Bakterien in sogenannte Hauptgruppen einteilt.

B. VIT® GENSONDENTECHNOLOGIE

Das Prinzip der VIT® Gensondentechnologie basiert darauf, dass Fluoreszenz-markierte Gensonden in die morphologisch intakten Zellen eindringen und diese anschließend fest an ihre spezifischen Zielstellen innerhalb der Zellen binden. Eine Identifizierung und Quantifizierung findet nach Anregung des an die Gensonden gekoppelten Fluoreszenzfarbstoffes unter dem Fluoreszenzmikroskop statt. Diese molekularbiologische Analysenmethode ermöglicht es, Mikroorganismen spezifisch, individuell und kultivierungsunabhängig direkt in der Untersuchungsprobe (*in situ*) zu visualisieren, zu identifizieren und zu quantifizieren. Der große Vorteil der Methode liegt darin, dass die Identifizierung auf dem Nachweis der Erbsubstanz beruht und somit nicht von phänotypischen Merkmalen abhängt, die gerade bei vielen Bakterien sehr variabel sein können. Es lassen sich mikrobielle Charakteristika von Schlämmen und Populationsveränderungen sehr exakt analysieren. Da der Nachweis nicht auf der DNS der Zellen, sondern auf der rRNS der Zellen beruht, werden mit den Gensonden nur lebende, physiologisch aktive Zellen nachgewiesen. Dabei spiegelt die Signalstärke die Aktivität der einzelnen Zellen wider: Je aktiver die Zellen sind, desto mehr ribosomale RNA ist in den Zellen vorhanden und umso heller erscheint das Fluoreszenzsignal durch die erhöhte Anzahl an gebundenen Gensonden. Die Nachweisgrenze dieser Methode entspricht in etwa 1.000 Zellen / ml.

C. DURCHGEFÜHRTE ANALYSEN

Im Einzelnen wurden folgende Arbeiten durchgeführt:

- Aufbereitung der fixierten Schlammprobe
- Analyse der Probe mit Fluoreszenz-markierten Gensonden, welche spezifisch die Hauptgruppen der *Bacteria* nachweisen sowie mit Gensonden, die speziell die Ammonium-oxidierenden Bakterien (AOB) und Nitrit-oxidierenden Bakterien (NOB) jeweils als Gruppe nachweisen.
- Bestimmung der Gesamtzellzahlen mittels DAPI DNA Färbung und der Lebendzellzahlen mittels universeller Gensonde für alle lebenden Bakterien.
- Analyse der entsprechenden Populationen mittels Fluoreszenzmikroskopie: Quantifizierung der einzelnen Populationen in Relation zur vitalen Gesamtpopulation
- Foto-Dokumentation repräsentativer Ergebnisse

D. ERGEBNISSE

Gesamtzellzahlbestimmung

Die vorliegende Schlammprobe wies eine mittlere Lebendzellzahl von $1,4 \times 10^9$ Zellen / ml Schlamm lag. Die Gesamtzellzahl (lebend und tot) betrug $2,2 \times 10^9$ Zellen / ml Schlamm. Der berechnete prozentuale Anteil der lebenden Zellen an der Gesamtzellzahl lag damit auf einem für Membrananlagen mittleren Wert von 63%.

Populationsanalyse

Sämtliche Gensondenergebnisse sind Tabelle 1 im Anhang zu entnehmen. In der Tabelle Physiologie sind kurze Beschreibungen der einzelnen Gruppen aufgelistet. Diagramm 1 stellt die ermittelten prozentualen Anteile, Diagramm 2 stellt die absoluten Zellzahlen der einzelnen Populationen dar.

Insgesamt betrachtet wies die Schlammprobe das typische Profil einer Membrananlage ohne größere Risikofaktoren auf. Die Fädigkeit war vergleichsweise gering und es waren zudem aerobe Nitrifikanten in signifikanten Mengen zu messen.

Die Bakteriengruppe mit dem höchsten Anteil von 25% an der lebenden Gesamtpopulation stellten die *Betaproteobacteria* dar. Diese Gruppe beinhaltet wichtige heterotrophe Bakterien, die für den Kohlenstoffabbau verantwortlich sind. In den meisten kommunal geprägten Belebtschlämmen stellt diese Gruppe wie hier, die dominierende Fraktion innerhalb der Biozönose dar. Fädige Bakterien wurden innerhalb dieser Gruppe nicht beobachtet. Erfreulicherweise wurden zudem innerhalb dieser Gruppe mit einem Anteil von 3% Ammonium-oxidierende Bakterien (AOB) gemessen. Die vorhandenen AOB kamen vorwiegend in kleinen kompakten Zellclustern vor und strahlten helle Fluoreszenzsignale aus, die mit einer hohen Aktivität korrelieren.

Mit einem Anteil von 20% wurde nachfolgend die Gruppe der *Alphaproteobacteria* gemessen, die sich gewohnt vielfältig mit Einzelzellen, Zellclustern, aber auch mit wenigen deutlich segmentierten Fadenbakterien darstellte. Auch die *Alphaproteobacteria*-Gruppe enthält viele heterotrophe Bakterien. Die segmentierten Fadenbakterien kommen in höherer Anzahl meist nur in industriellen Anlagen vor und können in Nicht-Membrananlagen schwere Schlammabsetzprobleme hervorrufen. Im vorliegenden Schlamm lag der Anteil der fädigen Bakterien in dieser Gruppe unter 1%.

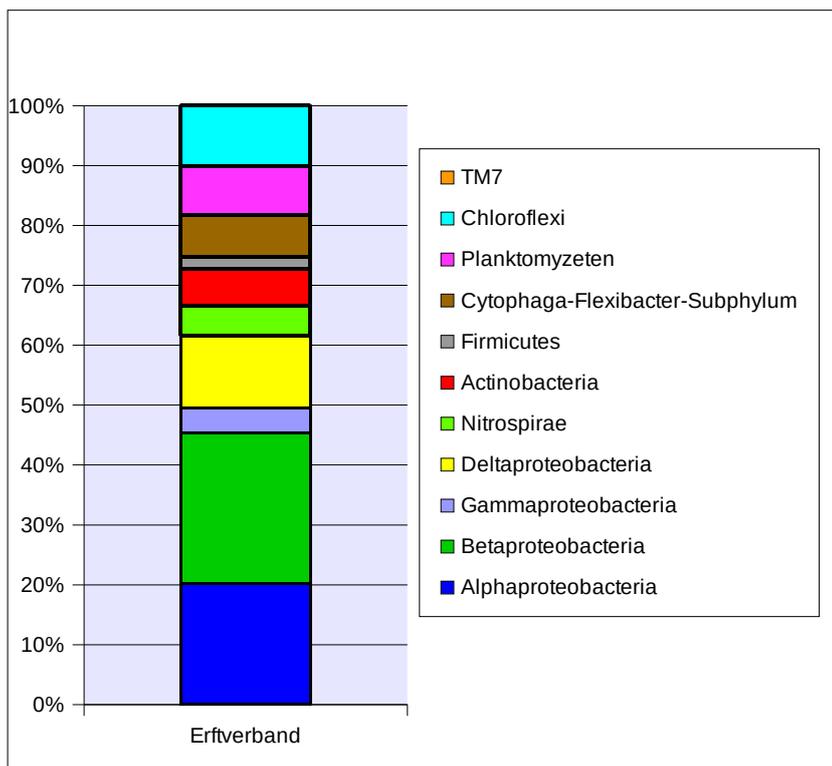


Diagramm 1: Ermittelte prozentuale Populationsanteile

Mit einem leicht überdurchschnittlichen Anteil von 12%, wurden die *Deltaproteobacteria*, zu denen u.a. auch die Sulfat-reduzierenden Bakterien gehören, gemessen. Diese Gruppe stellte sich gewohnt vielfältig als Mischung aus vielen verschiedenen Bakterientypen dar. Ab Prozentanteilen von 15% deuten sie auf Sauerstoffprobleme in der Anlage hin, so dass hier aktuell von keinem höheren Risikofaktor auszugehen ist.

Nächstfolgend mit einem Anteil von 10% wurden die *Chloroflexi* gemessen. Diese Bakteriengruppe besteht hauptsächlich aus fädigen Bakterien, die sowohl problematisch sein können, als auch wichtige Funktionen für die Flockenstabilisierung besitzen. Sie werden vielfach als Rückgrat der Flocken angesehen. Die Gruppe bestand hier aus mehreren Fadentypen, die unstrukturiert das Flockenmaterial durchzogen. Der gemessene Anteil von 10% lag auf einem mittleren Niveau, der nicht darauf hindeutet, dass es zu einer überdurchschnittlichen Bevorteilung dieser Gruppe in der Anlage kommt, sondern sie harmonisch in das Gesamtprofil integriert vorlag.

Mit erfreulich niedrigen Anteilen von 6% bzw. 2% wurden die gram-positiven Gruppen der *Actinobacteria* und *Firmicutes* gemessen. Zu den *Actinobacteria* gehören wichtige problematische Fadentypen wie *Microthrix parvicella* und die nocardioformen Actinomyzeten, die aber beide nicht, bzw. nur in Spuren (nocardioforme Actinomyzeten) als Einzelzellen vorhanden waren. Höhere Anteile dieser Gruppen deuten auf Sauerstoffprobleme hin, da sie auch ohne Sauerstoff leben können. Komplettiert wurde das Profil durch vergleichsweise typische Anteile der *Gammaproteobacteria* (4%) und der Planktomyzeten (8%), Beide Gruppen waren zudem vielfältig aus verschiedenen Bakterientypen zusammengesetzt, so dass anhand ihrer Anteile und Zusammensetzung keine besonderen Auffälligkeiten ableitbar waren.

Auf einem ebenso unauffälligen Niveau von 7% wurden die Bakterien des *Cytophaga-Flexibacter* Subphylums gemessen. Diese Gruppe setzte sich aus den typischen sehr dünnen Stäbchenzellen und filigranen Fadenbakterien zusammen.

Passend zu den gemessenen Anteilen von 3% an AOB wurden die Nitrit-oxidierenden Bakterien der *Nitrospirae* gemessen, die einen Anteil von 5% inne hatten. Sie kamen in meist sehr kleinen Zellclustern vor und strahlten wie die AOB helle Fluoreszenzsignale aus, die auf eine gute Aktivität hindeuteten. Da die *Nitrospirae* eine eigenständige Bakterienhauptgruppe repräsentieren, erscheinen sie auch in dem nachfolgenden Populationsprofil, während die AOB eine Untergruppe der *Betaproteobacteria* darstellen.

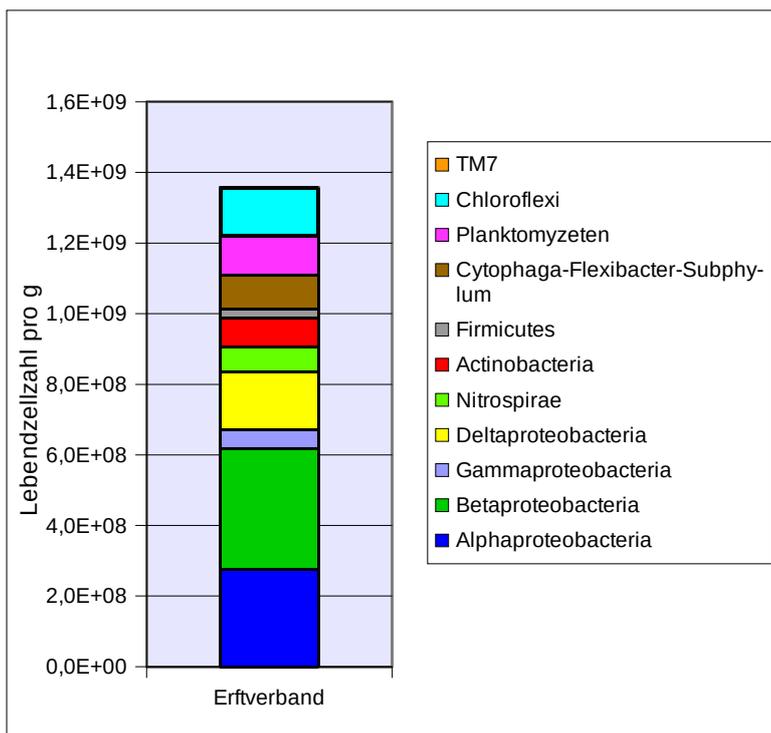


Diagramm 2: Ermittelte absolute Werte der einzelnen Populationen pro g Schlamm**E. FAZIT**

Insgesamt wurde in dem Schlamm der Membrananlage ein ausgewogenes Populationsprofil gemessen, das in jeder Bakterienhauptgruppe vielfältigste Bakterientypen enthielt, die in keinster Weise auf Ungleichgewichte, Substrat- oder Sauerstofflimitationen hinwiesen. Auch die Summenparameter der Gesamt- und Lebendzellzahlen wiesen keine Auffälligkeit auf. Die Fädigkeit war vergleichsweise gering und verteilt auf mehrere Gruppen. Nitrifikanten waren mit 3% (AOB) und 5% (NOB) auf ausbaubarem mittlerem Niveau vorhanden. Richtwerte für stabile Nitrifikationsleistungen liegen bei 7-9% für beide Gruppen.

F. ANHANG

Tabelle 1: Übersicht der Gensondenergebnisse

Tabelle Physiologie, mit Hinweisen zu den einzelnen untersuchten Populationen

Bilddokumentation repräsentativer Ergebnisse

vermicon AG, München, 09.12.2019



Dr. Claudia Beimfohr

Tabelle 1: Zusammenfassung der ermittelten Gensondenergebnisse

	Probe: Erftverband	
Untersuchte Gruppen und Hauptgruppen	% Anteile	absolute Zellzahlen/ ml
<i>Alphaproteobacteria</i>	20,0	2,7E+08
<i>Betaproteobacteria</i>	25,0	3,4E+08
<i>Gammaproteobacteria</i>	4,0	5,5E+07
<i>Deltaproteobacteria</i>	12,0	1,6E+08
<i>Nitrospirae</i>	5,0	6,9E+07
<i>Actinobacteria</i>	6,0	8,2E+07
<i>Firmicutes</i>	2,0	2,7E+07
<i>Cytophaga-Flexibacter</i> -Subphylum	7,0	9,6E+07
Planktomyzeten	8,0	1,1E+08
<i>Chloroflexi</i>	10,0	1,4E+08
TM7	-	n. n.
Gesamtzellzahlen / ml (lebend und tot)		2,2E+09
Lebendzellzahlen / ml		1,4E+09
Anteil der lebenden Zellen an der Gesamtzellzahl		63%

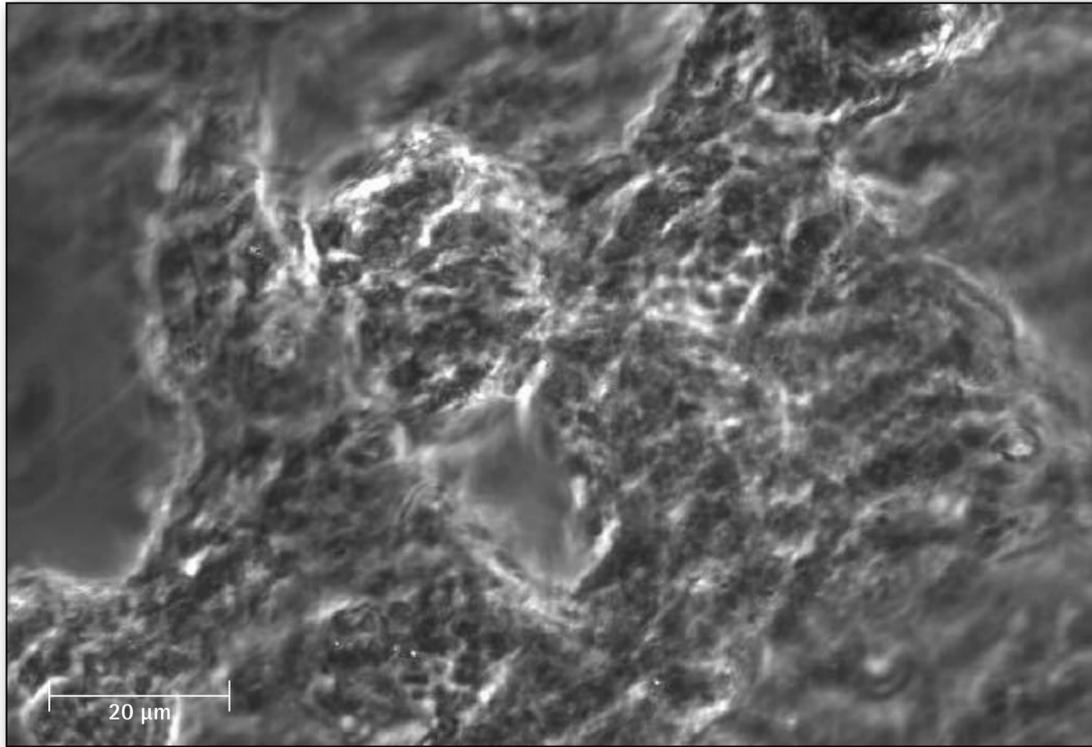
n. n.: nicht nachweisbar

Zuordnung physiologischer Charakteristika zu den mit den Gensonden untersuchten Populationen

ANALYSIERTE GRUPPEN	ANGABEN ZUR PHYSIOLOGIE
Domäne BACTERIA	Alle Bakterien
<i>Alphaproteobacteria</i>	In industriellen Belebungsanlagen oft dominante Gruppe, enthält erhöhte Anteile heterotropher Organismen, z.B. <i>Paracoccus</i> , <i>Sphingomonas</i> , <i>Rhizobium</i> ; zusätzlich Blähschlamm-verursachende Fadenbakterien insbesondere in industriellen Kläranlagen. In die Gruppe gehört auch der bekannte Nitritoxidierer <i>Nitrobacter</i> .
<i>Betaproteobacteria</i>	Meist dominante Gruppe in kommunalen Belebungsanlagen, besteht v.a. aus Mitgliedern der β 1-Gruppe (vermehrt fädige Bakterien) und der β 2-Gruppe (viele Ammoniumoxidierer), Vertreter z.B. <i>Sphaerotilus</i> , <i>Thiobacillus</i> , <i>Nitrosomonas</i> , viele Biofilmbildner.
<i>Gammaproteobacteria</i>	Artenreichste Bakteriengruppe, bestehend aus unterschiedlichsten Stoffwechselformen, z.B. <i>E.coli</i> , <i>Acinetobacter</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Vibrio</i> . Anteile in kommunalen und industriellen Belebungsanlagen meist untergeordnet, außer bei Massenwachstum von fädigen Schwefelbakterien <i>Thiothrix</i> oder Typ 021N.
<i>Deltaproteobacteria</i>	Diverse Gruppe, enthält viele Sulfat-reduzierende Bakterien, wie z.B. <i>Desulfobacteraceae</i> , <i>Desulfobulbaceae</i> und <i>Desulfovibrionaceae</i> , Höhere Anteile deuten auf Sauerstoffprobleme, Toträume und Schwefelwasserstoffentwicklung hin.
<i>Nitrospirae</i>	Gruppe, die u.a. die wichtige Nitritoxidierer-Gattung <i>Nitrospira</i> enthält, die in marinen und Süßwasserhabitaten vorzufinden ist und welche in den meisten Kläranlagen den Haupt-Nitritoxidierer darstellt.
<i>Actinobacteria</i>	Gram-positive Bakteriengruppe; enthält u.a. viele Organismen mit stark hydrophoben Eigenschaften, u.a. nocardioforme Actinomyceten und <i>Microthrix</i> , aber auch einige versäuernde Bakterien. Gruppe kann höhere Anteile in industriellen Kläranlagen haben.
<i>Firmicutes</i>	Gram-positive Bakteriengruppe; enthält hydrolytische und versäuernde Bakterien, z.B. <i>Bacillus</i> , <i>Streptococcus</i> , <i>Lactobacillus</i> ; Beispiel für Fadenbakterium: <i>Nostocoida limicola</i> I
<i>Cytophaga-Flexibacter-Subphylum</i>	Gruppe, umfasst viele fädige (z.B. <i>Haliscomenobacter hydrossis</i>) und nicht-fädige Organismen; z.B. <i>Cytophaga</i> , <i>Flavobacterium</i> , <i>Flexibacter</i> ; oft unscheinbare Morphologie (sehr dünne Stäbchen). Sind oft an Hydrolyse beteiligt.
Planktomyzeten	Vertreter dieser Gruppe sind u.a. an der anaeroben Ammoniumoxidation (ANAMMOX) beteiligt, an niedrige O ₂ -Konzentrationen angepasst, z.B. <i>Planctomyces</i> , <i>Pirellula</i> , <i>Isosphaera</i> , <i>Scalindua</i> ; Beispiel für Fadenbakterium: <i>Nostocoida limicola</i> III.
<i>Chloroflexi</i>	Lange Zeit auf Grund der Unkultivierbarkeit der meisten Vertreter relativ unbeachtete Gruppe mit ausschließlich fädigen Bakterien; sind gram-variabel. Starkes Vorkommen in Belebungsanlagen (Rückgrat der Flocken) wie auch Anaerobreaktoren (Pelletstabilität), bekannte Fadenbakterien: u.a. Typ 1851, Typ 0803, Typ 0041. Durch Enzymausstattung vermutlich Beteiligung an Hydrolyse-Aktivitäten.
Phylum TM7	Meist sehr geringe Anteile in aeroben wie anaeroben Anlagen.

Populationsanalyse an Schlamm aus Membrananlage; Erftverband, Probe vom 04.11.2019

A



B

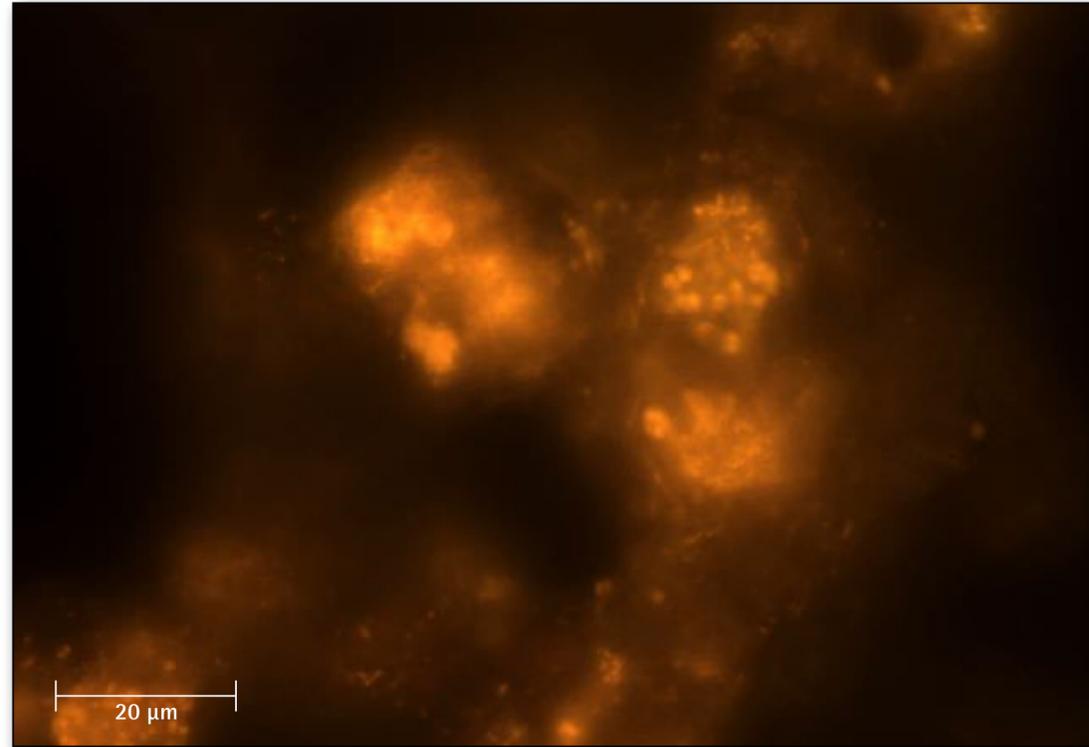


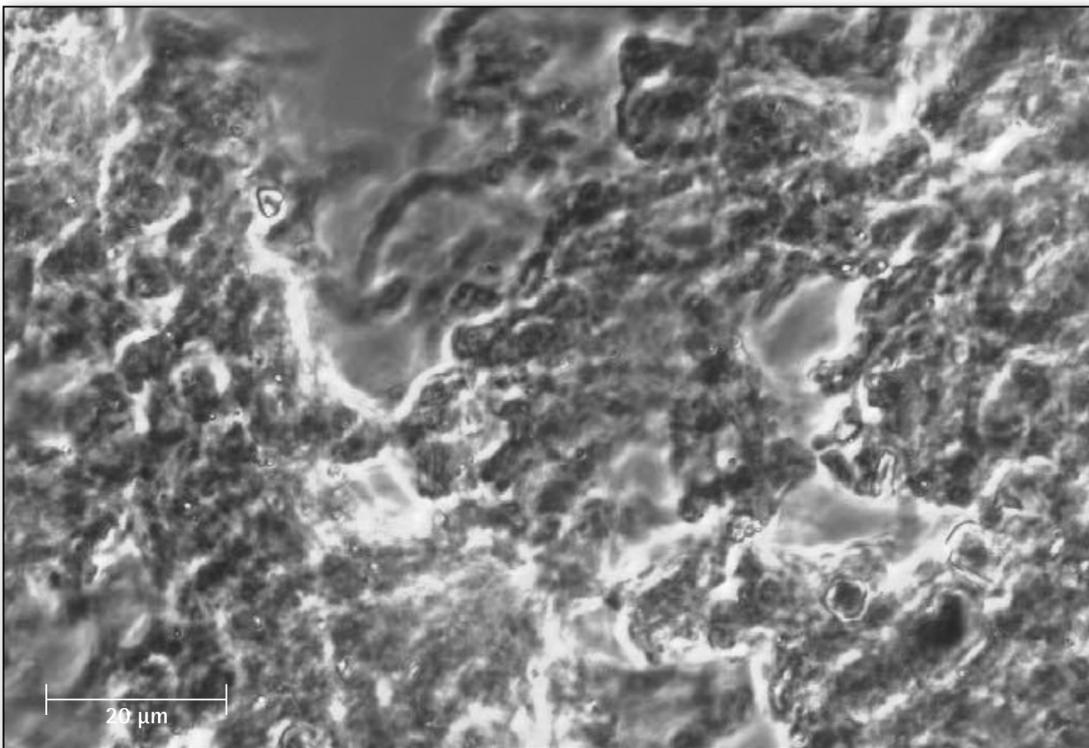
Bild A:

Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild B:

Nachweis der
Alphaproteobacteria



D

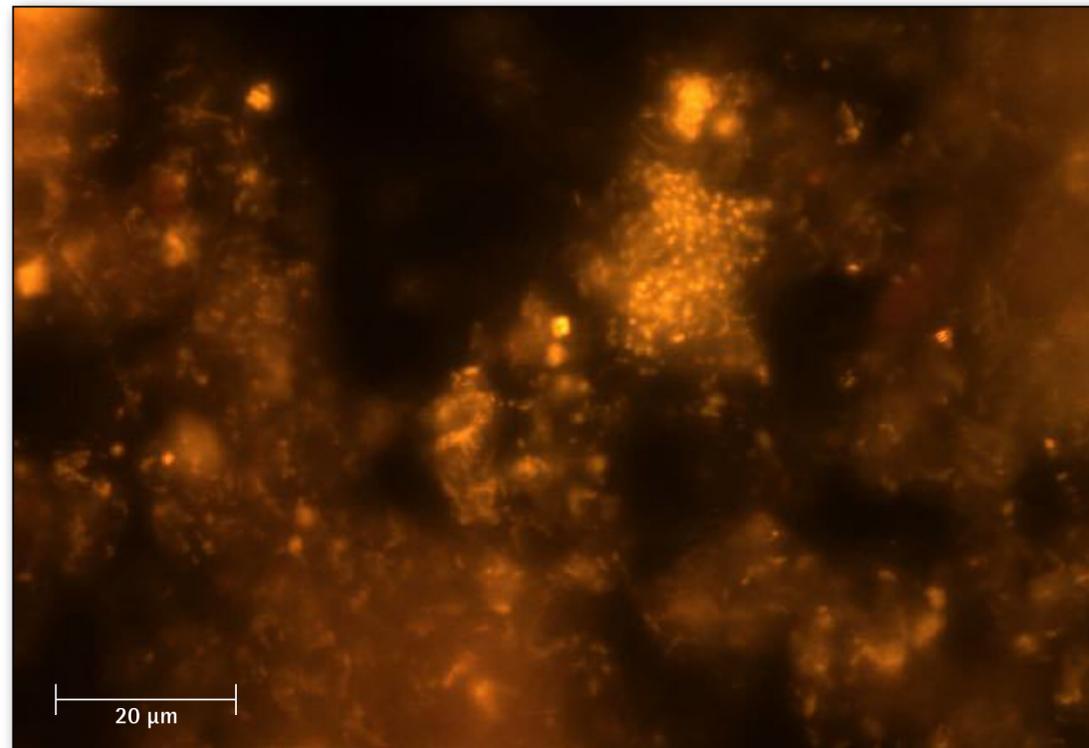


Bild C:

Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild D:

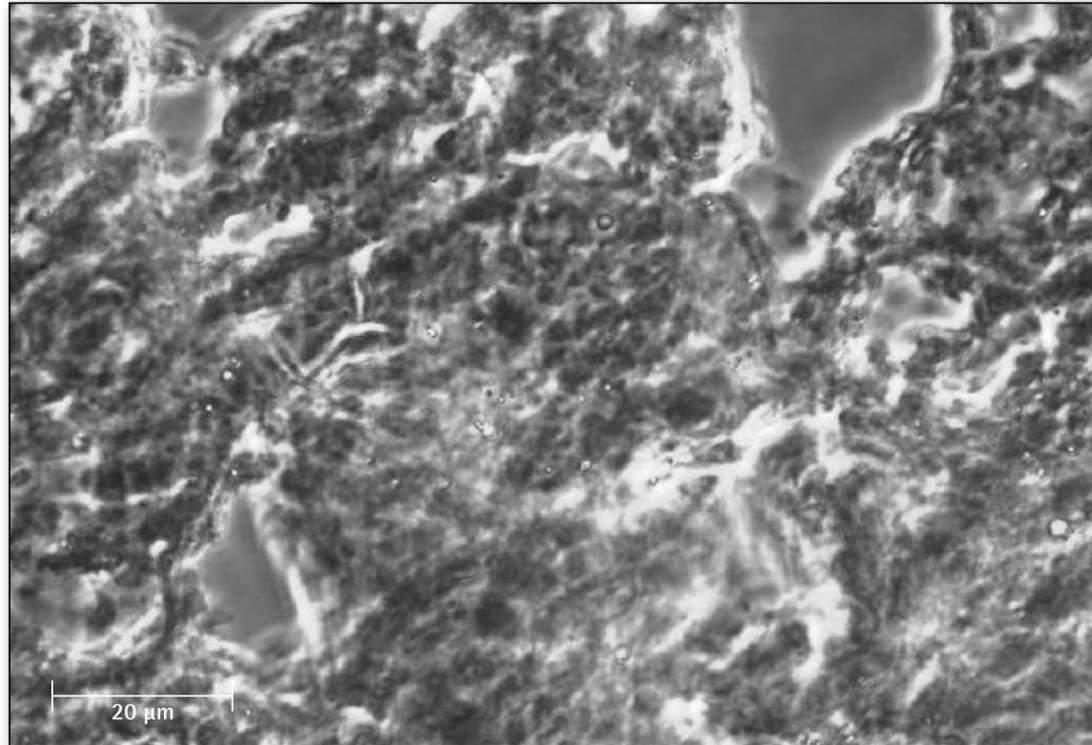
Nachweis der
Betaproteobacteria

Gesamtvergrößerung der
mikroskopischen Aufnahmen: 1000-fach

C

Populationsanalyse an Schlamm aus Membrananlage; Erftverband, Probe vom 04.11.2019

A



B

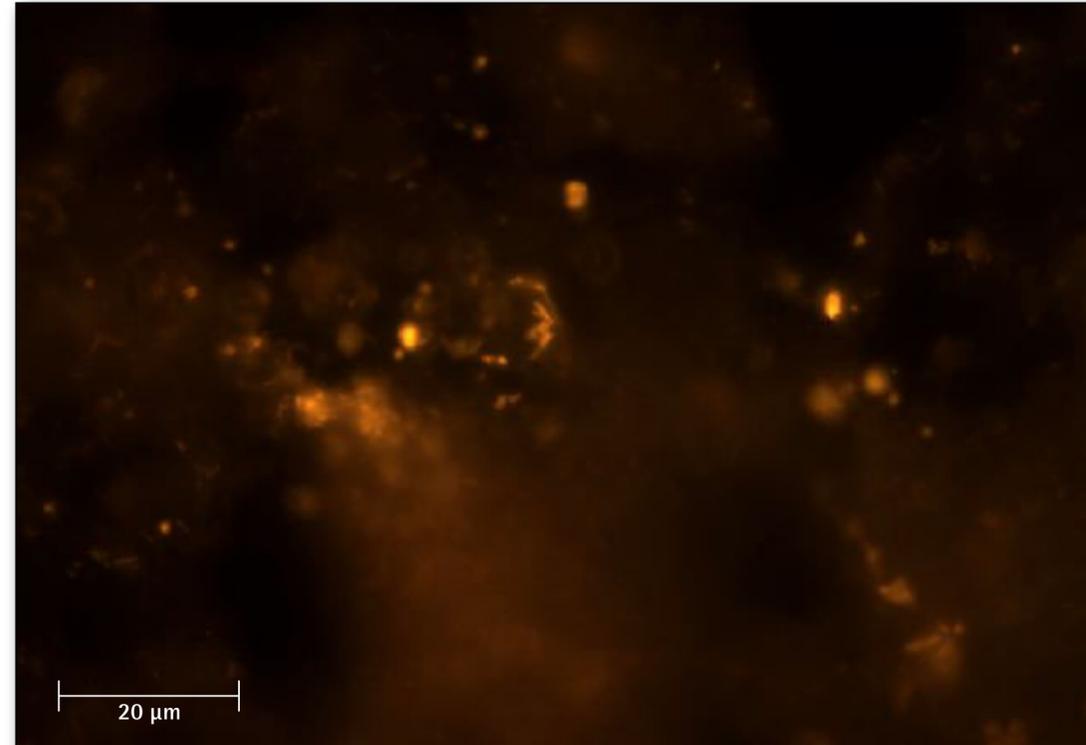


Bild A:

Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild B:

Nachweis der
Gammaproteobacteria

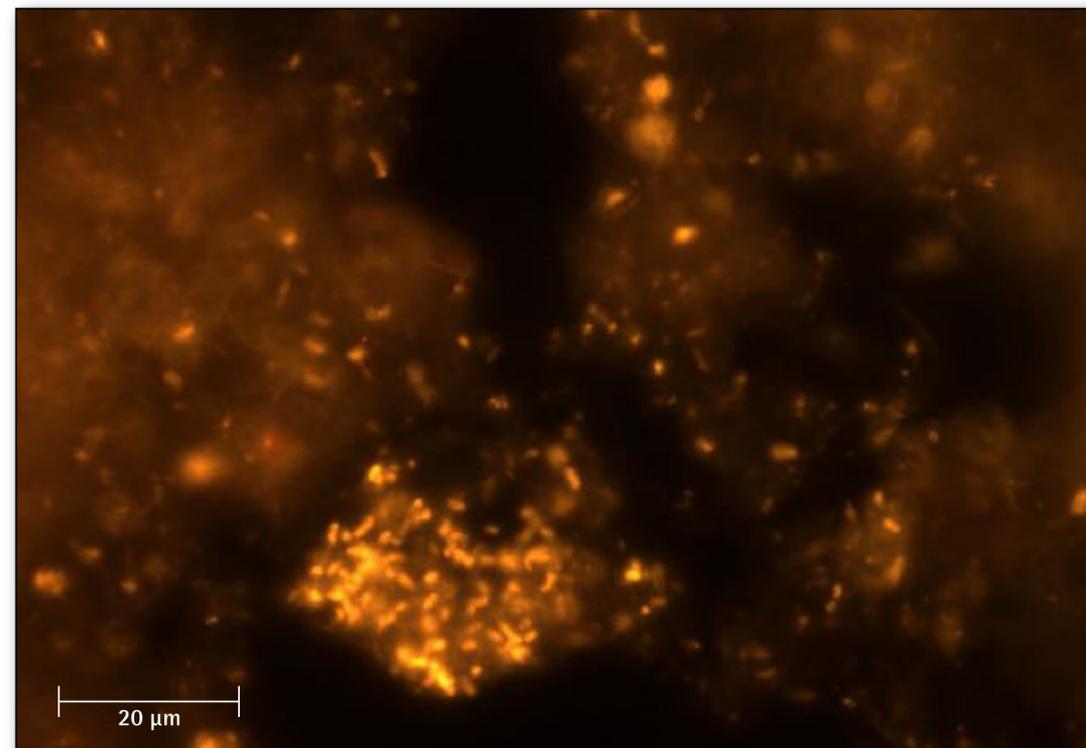
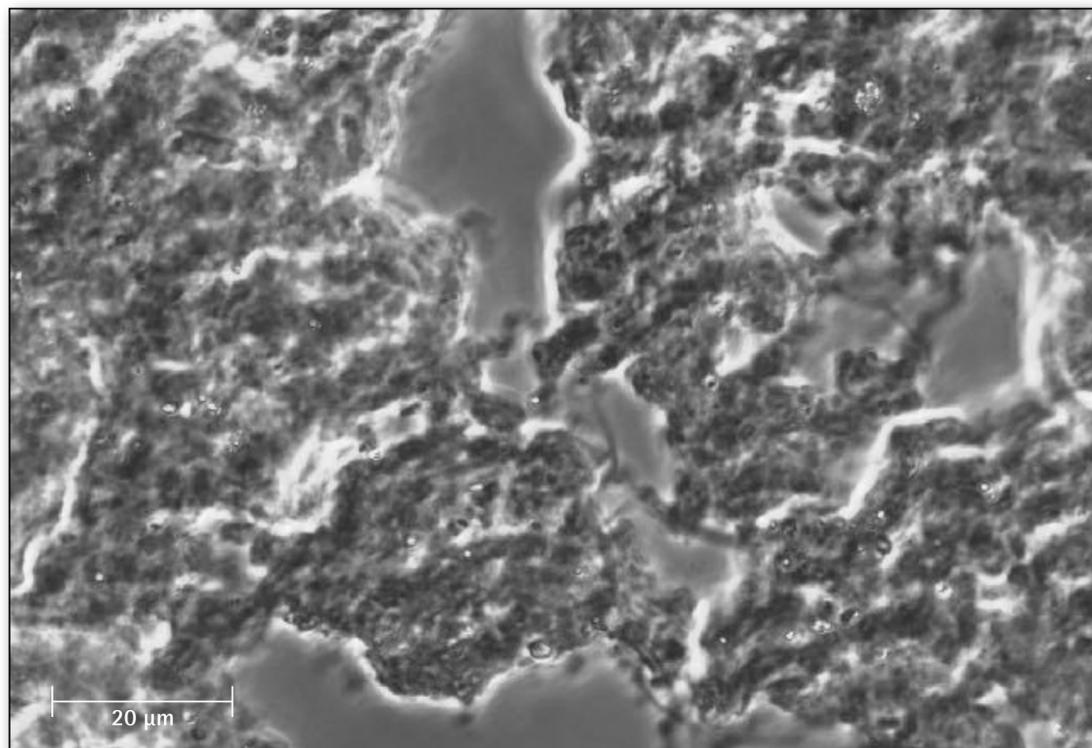


Bild C:

Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild D:

Nachweis der
Deltaproteobacteria

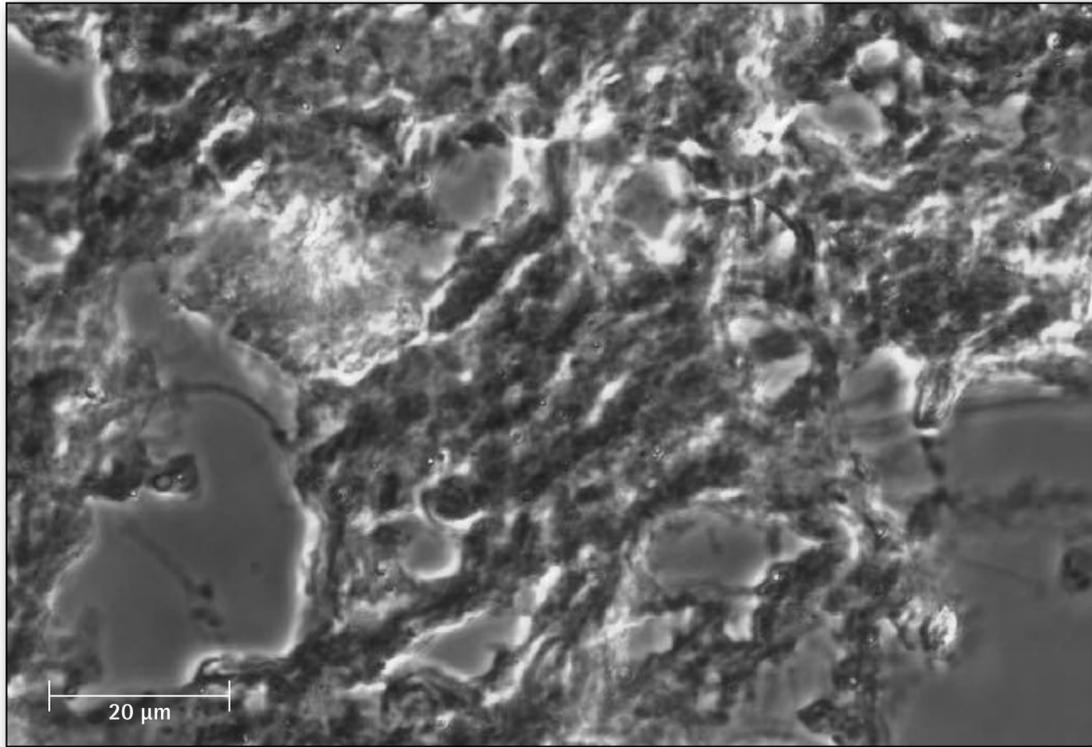
Gesamtvergrößerung der
mikroskopischen Aufnahmen: 1000-fach

C

D

Populationsanalyse an Schlamm aus Membrananlage; Erftverband, Probe vom 04.11.2019

A



B

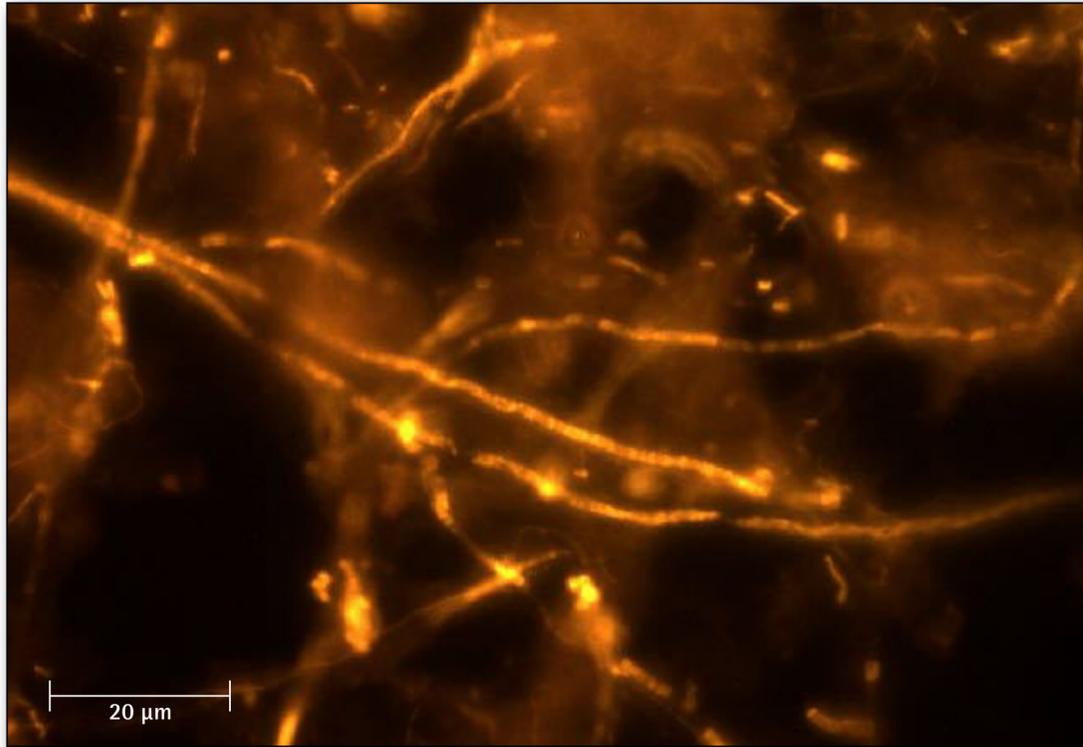


Bild A:
Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild B:
Nachweis der *Chloroflexi*

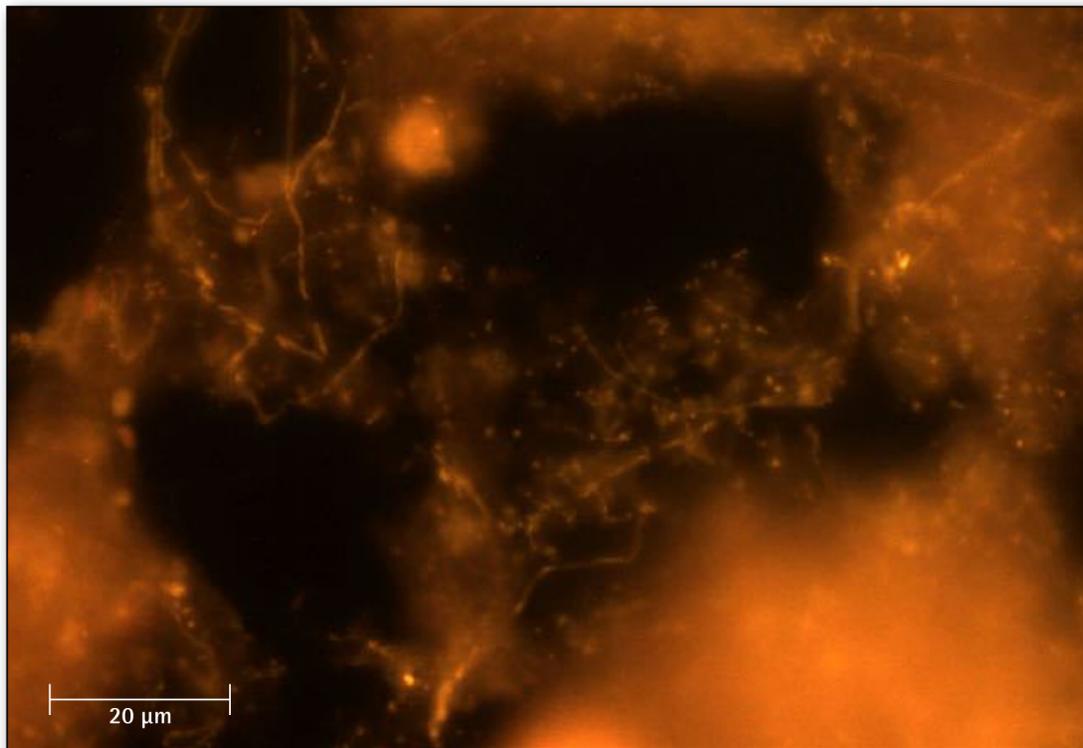
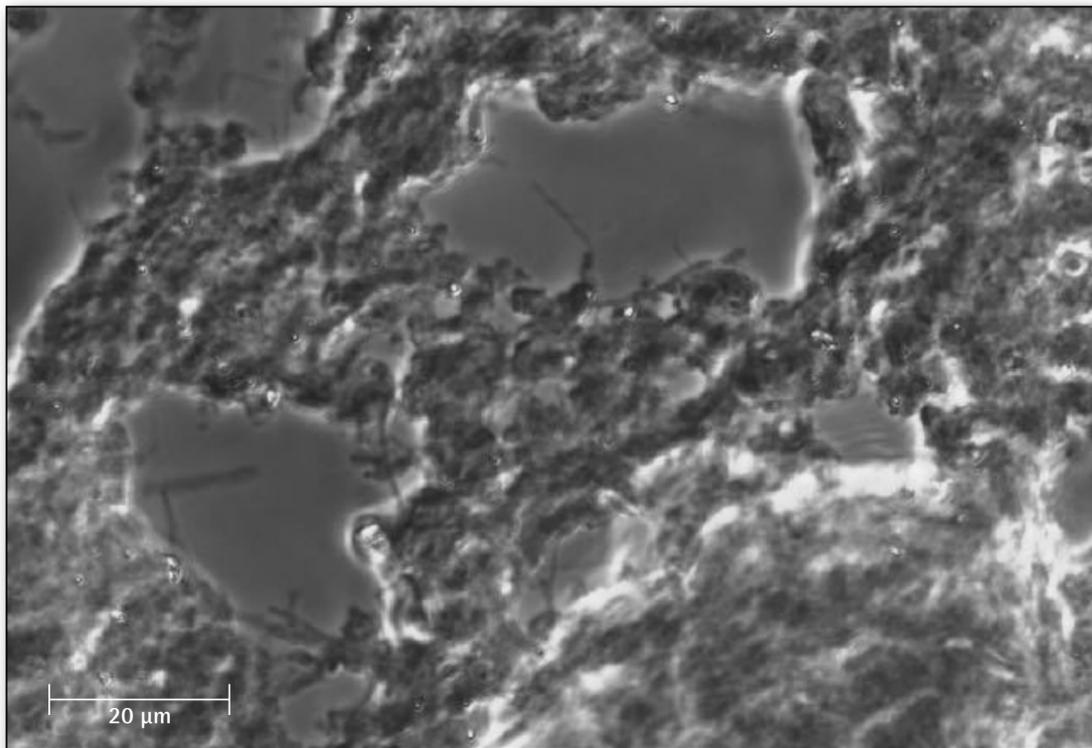


Bild C:
Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild D:
Nachweis des *Cytophaga-
Flexibacter* Subphylums

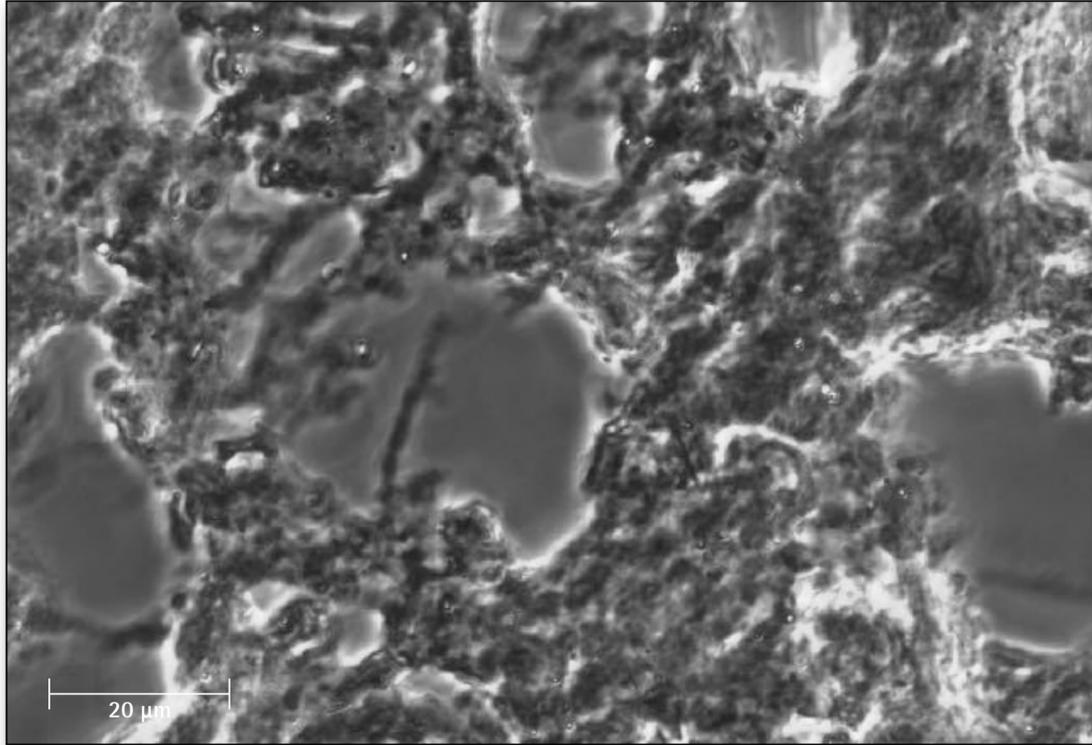
Gesamtvergrößerung der
mikroskopischen Aufnahmen: 1000-fach

C

D

Populationsanalyse an Schlamm aus Membrananlage; Erftverband, Probe vom 04.11.2019

A



B

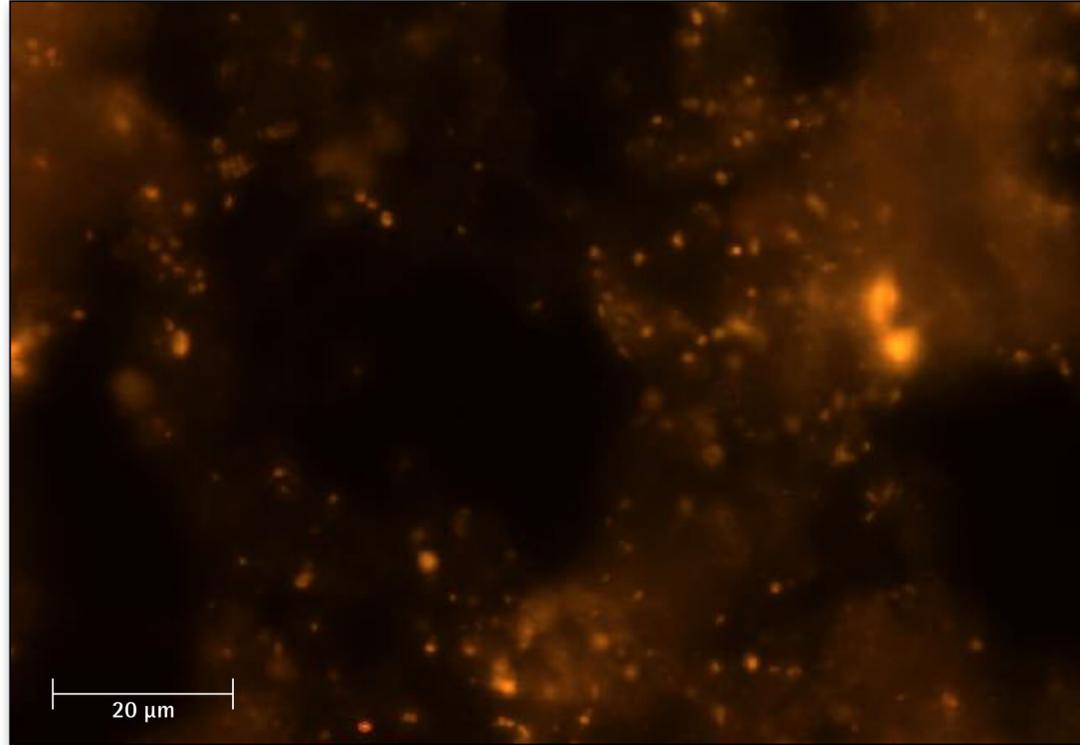


Bild A:

Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild B:

Nachweis der *Planktomyzeten*

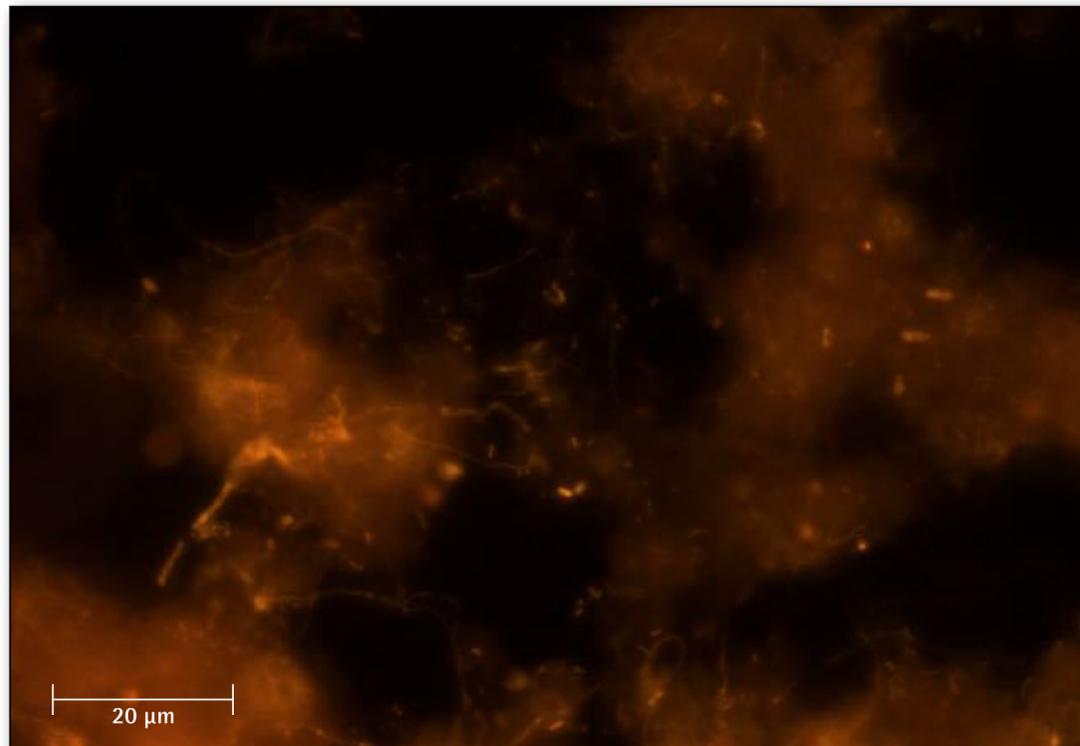
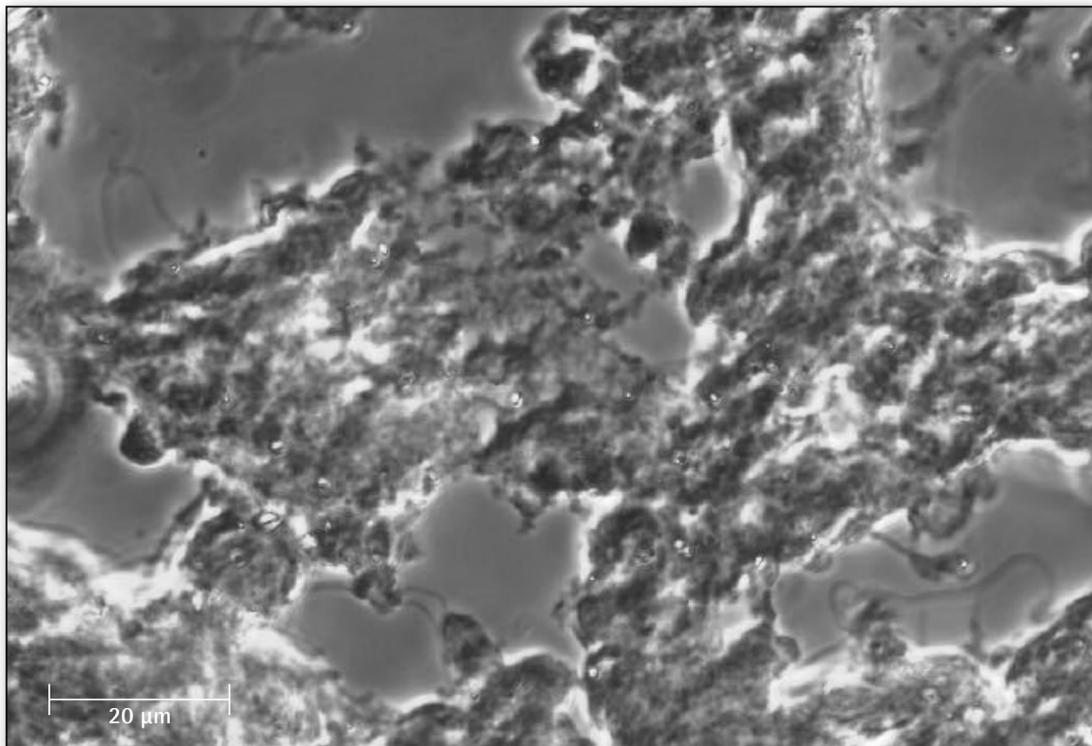


Bild C:

Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild D:

Nachweis der *Actinobacteria*

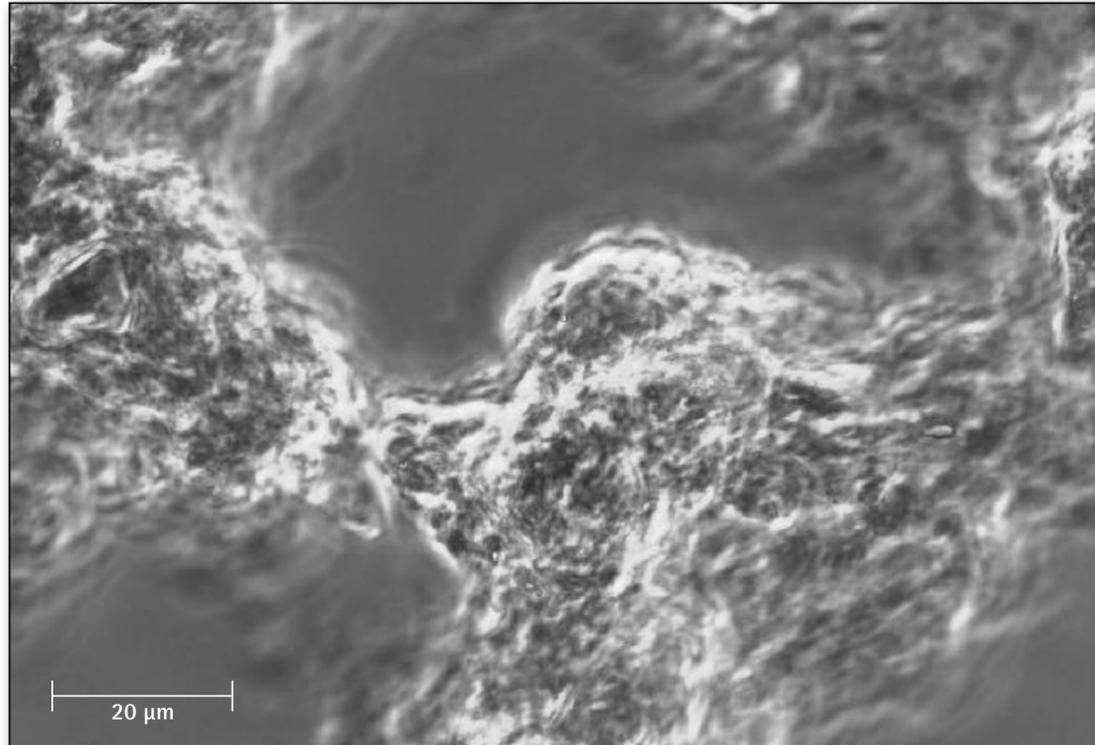
Gesamtvergrößerung der
mikroskopischen Aufnahmen: 1000-fach

C

D

Populationsanalyse an Schlamm aus Membrananlage; Erftverband, Probe vom 04.11.2019

A



B

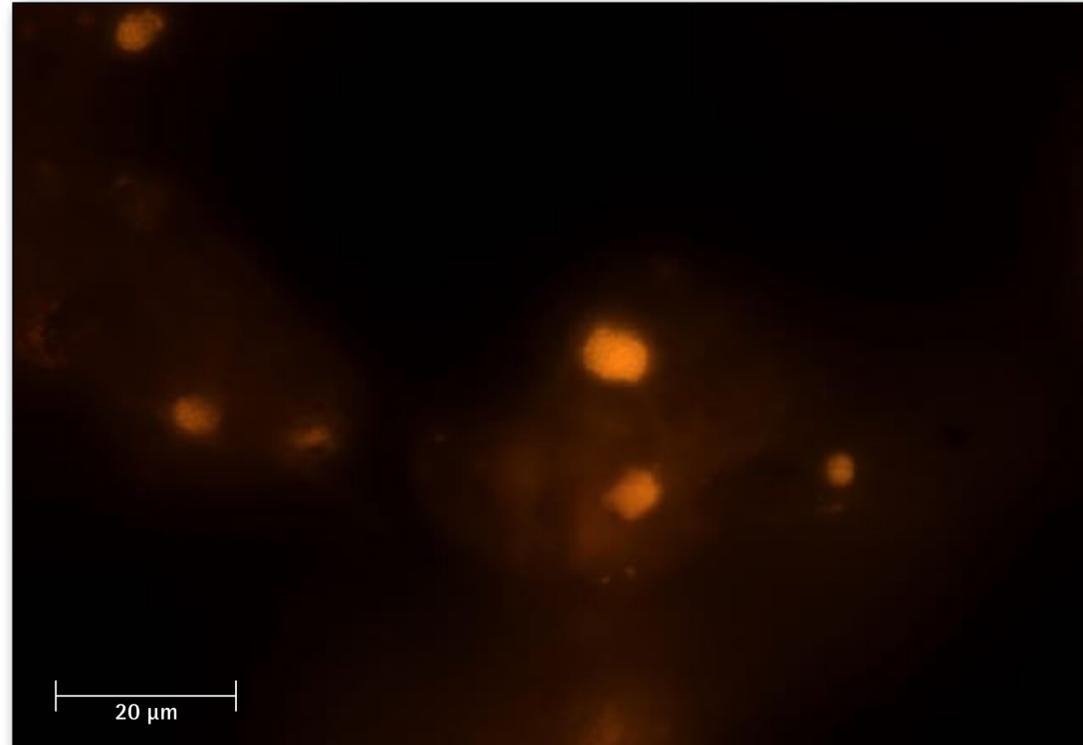


Bild A:

Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild B:

Nachweis der AOB

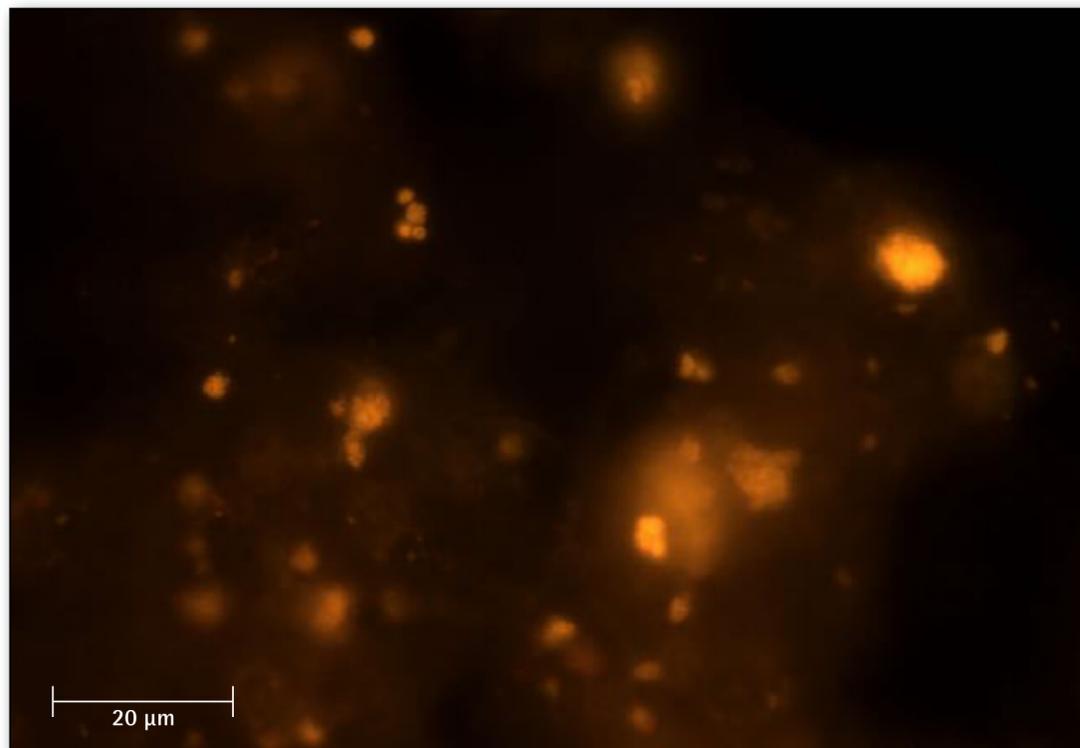
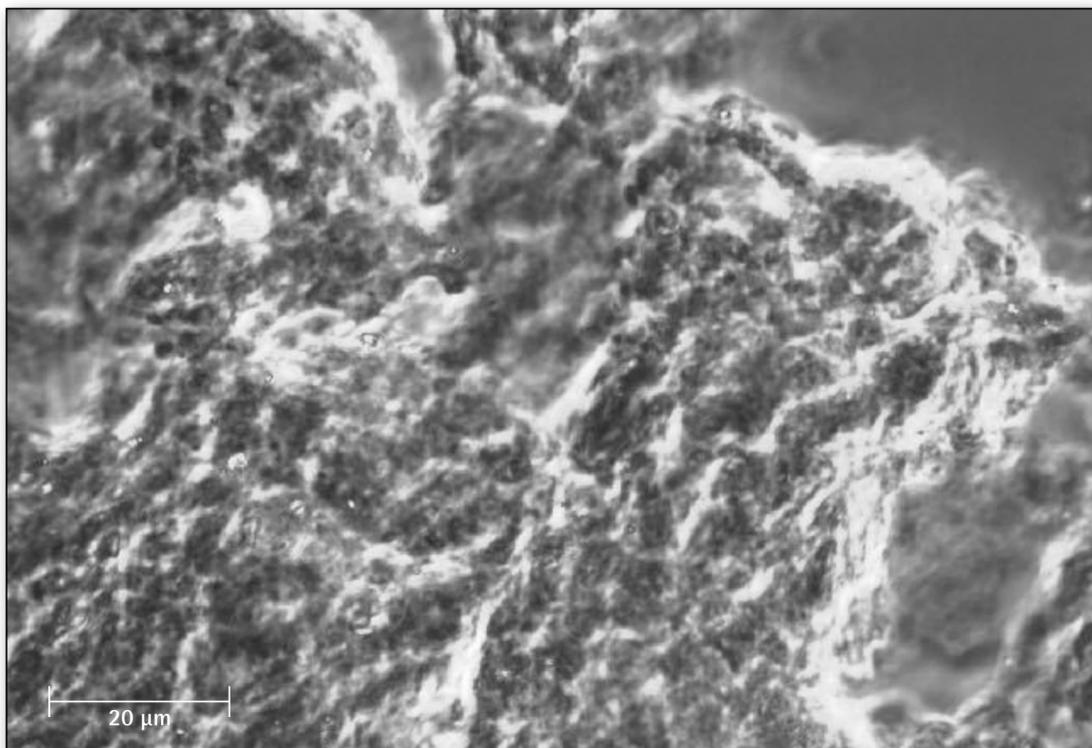


Bild C:

Phasenkontrast

Identischer Ausschnitt unter
Fluoreszenz:

Bild D:

Nachweis der NOB

Gesamtvergrößerung der
mikroskopischen Aufnahmen: 1000-fach

C

D